

Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege

Laufen/Salzach

Berichte

ANL

6



Berichte der ANL

6 1982

Herausgeber:
Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege
Postfach 1261
8229 Laufen/Salzach
Telefon 08682/7097-7098

Schriftleitung:
Helga Haxel ANL

Für die Einzelbeiträge
zeichnen die jeweiligen
Autoren verantwortlich.

ISSN 0344-6042

Nachdruck ganz
oder auszugsweise gestattet –
unter Angabe der Quelle.

Inhalt

Geleitwort	Grebe, Reinhard	Seite	3
Rede anlässlich der 2. Lesung der Novelle zum Bayerischen Naturschutzgesetz vor dem Bayerischen Landtag	Dick, Alfred	Seite	4–5
Der Wanderfalke in Bayern – Rückgangsursachen, Situation und Schutzmöglichkeiten	Dietzen, Wolfgang Hassmann, Walter	Seite	6–30
Verbreitung, Abundanz und Siedlungsstruktur der Brutvögel in der bayerischen Kulturlandschaft	Bezzel, Einhard	Seite	31–46
Die Stauseen am unteren Inn – Ergebnisse einer Ökosystemstudie	Reichholf, Josef Reichholf-Riehm, Helgard	Seite	47–89
Botanisch-ökologische Probleme des Artenschutzes in der ČSSR unter Berücksichtigung der praktischen Naturschutzarbeit	Čeřovský, Jan	Seite	90–92
Der Obere Wöhrder See im Stadtgebiet von Nürnberg – Beispielhafte Gestaltung von Insel- und Flachwasserbiotopen im Rahmen der Pegnitz-Hochwasserfreilegung	Brackel, Wolfgang v. u.a.	Seite	93–108
Stadt Augsburg – Biotopkartierung Ergebnisse und erste Auswertung	Müller, Norbert Waldert, Reinhard	Seite	109–134
Die Vegetation der Naturwaldreservate in Oberfranken	Merkel, Johannes	Seite	135–230
Der Einfluß des geologischen Untergrundes, der Hangneigung, der Feldgröße und der Flurbereinigung auf die Heckendichte in Oberfranken	Reif, Albert Schulze, Ernst-Detlef Zahner, Katharina	Seite	231–253
Die Vegetation auf Feldrainen Nordost- und Ostbayerns – natürliche und anthropogene Einflüsse, Schutzwürdigkeit	Knop, Christoph Reif, Albert	Seite	254–278
Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen Empfehlungen für die Wiedereinbürgerung gefährdeter Tiere Leitsätze zum zoologischen Artenschutz		Seite	279–282
Veranstaltungsspiegel der ANL im Berichtszeitraum und Ergebnisse der Seminare Mitwirkung der ANL-Referenten bei anderen Veranstaltungen		Seite	283–307
Mitglieder des Präsidiums und ihre Stellvertreter Mitglieder des Kuratoriums Personal der ANL		Seite	308
Hinweise für Autoren		Seite	309
Publikationsliste		Seite	310–311

Geleitwort

Am 7. Juli 1982 – fast 10 Jahre nach der Verabschiedung des 1. Bayerischen Naturschutzgesetzes 1973 – hat der Bayerische Landtag das Naturschutzgesetz, nach langen Behandlungen in allen Fraktionen und einer starken Diskussion in der Öffentlichkeit, novelliert. Dieses Naturschutzgesetz war auch die rechtliche Grundlage der jetzt 6 Jahre alten Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege in Laufen, die hiermit ihr 6. Berichtsheft vorlegt.

Die Rede des Bayerischen Staatsministers für Landesentwicklung und Umweltfragen anlässlich der 2. Lesung der Novelle zum Bayerischen Naturschutzgesetz bildet die Einleitung dieses Heftes.

Das neue Naturschutzgesetz bringt neben einem verbesserten Schutz von Feuchtgebieten, der Einrichtung eines Naturschutzfonds – leider zunächst noch ohne eine finanzielle Absicherung – eine höhere Rechtsqualität für die Landschaftspläne der Gemeinden.

Bisher wurden Landschaftspläne im Vorgriff oder parallel zu Flächennutzungsplänen bearbeitet und nur in Teilbereichen in den für die weitere Entwicklung der Gemeinde verbindlichen Flächennutzungsplan übernommen. Nach den Festsetzungen des 1975 verabschiedeten Bundesnaturschutzgesetzes sollen die Landschaftspläne – wie im neuen Bayerischen Naturschutzgesetz festgelegt – voll in den Flächennutzungsplan übernommen werden. Damit können die Gemeinden im Rahmen ihrer Planungshoheit Maßnahmen in der Landschaft verbindlich festlegen und rechtlich durchsetzen.

Die bayerischen Landschaftsarchitekten haben in den vergangenen 10 Jahren über 200 Landschaftspläne für Gemeinden bearbeitet und dadurch entscheidende Grundlagen zur Sicherung des Naturhaushaltes und Landschaftsraumes geliefert: Wertvolle Landschaftselemente konnten erhalten, Ausgleichsmaßnahmen für Eingriffe durchgesetzt, Alternativen in Richtung einer landschaftsverträglichen Verkehrs- und Siedlungsentwicklung erarbeitet werden.

Die beiden Schwerpunkte der Landschaftsplanung

- Erfassung und Bewertung der ökologischen Grundlagen eines Raumes: Boden, Wasser, Klima, Pflanzen- und Tierwelt,
- Umsetzung in Planungsziele und rechtlich verbindliche Maßnahmen

stehen auch im Mittelpunkt der Arbeit der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, sie bilden die Schwerpunkte des vorliegenden Heftes.

Die Akademie in Laufen gibt mit ihrem vielfältigen Tagungsprogramm in allen Teilen Bayerns, ihren Informationen und Pressediensten, entscheidende Anstöße und Grundlagen für die Sicherung der Landschaft und damit auch für eine bessere Qualität der Landschaftsplanung:

- Erfassung und Analyse ökologischer Grundlagen,
- Information über ökologische Zusammenhänge an Planer, alle Fachbehörden, besonders der Land- und Forstwirtschaft, des Straßen- und Wasserbaus,
- Ausbildung von Mitarbeitern im Naturschutz, besonders in der zunehmenden Naturschutz-wacht,
- eine starke Öffentlichkeitsarbeit zur Bewußtseinsbildung der Bürger und ihrer verschiedenen Gruppen.

Durch die von der Akademie in den letzten Jahren durchgeführten Gespräche über Landschaftspläne in einzelnen Gemeinden werden diese Aufgaben auch verstärkt an den Kommunalpolitiker herangetragen, dessen Verantwortung für die Sicherung der natürlichen Umwelt durch das neue Naturschutzgesetz entscheidend verstärkt wird. Gerade durch diese praktischen Beispiele – wie sie auch in diesem Heft dargestellt werden – lassen sich Gemeinden und ihre Entscheidungsgremien, ebenso wie die Bürger, überzeugen.

Zu den vielfältigen Aufgaben der Akademie in Bayern und im ganzen Bundesgebiet kommen verstärkt Kontakte zu anderen Ländern, hierfür ist der Bericht über die Naturschutzaufgaben in der ČSSR ein gutes Beispiel. Die Umweltprobleme mit ihrer Luftbelastung und Wasserverschmutzung und dem Artenschwund verdeutlichen die länderübergreifenden Auswirkungen, sie erfordern eine Verstärkung dieser internationalen Zusammenarbeit.

Zahlreiche Gespräche mit unseren ausländischen Kollegen, den Landschaftsarchitekten in vielen Ländern, zeigen, daß nach dem vorbildlichen Bayerischen Naturschutzgesetz durch die Arbeit der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege wesentliche Anstöße in allen Bereichen gegeben werden.

Nachdem der personelle Aufbau der Akademie im wesentlichen abgeschlossen ist, müssen nun endlich in Laufen auch die räumlichen Voraussetzungen geschaffen werden, damit die weiter ansteigenden Aufgaben, die über Bayern hinaus reichen, auch in der Zukunft durchgeführt werden können.



Prof. Reinhard Grebe
(Landschaftsarchitekt)

1. Vorsitzender des Bundes Deutscher Landschaftsarchitekten, Landesverband Bayern
Mitglied des Präsidiums und Kuratoriums der ANL

Rede anlässlich der 2. Lesung der Novelle zum Bayerischen Naturschutzgesetz vor dem Bayerischen Landtag

am 7. Juli 1982 von Staatsminister Alfred Dick

Herr Präsident,
meine sehr verehrten Damen und Herren!

Mit der Novelle zum Bayerischen Naturschutzgesetz liegt Ihnen heute ein Gesetz zur abschließenden Beratung vor, das in seinen Auswirkungen auf unsere Umwelt das wichtigste dieser Legislaturperiode ist.

Die Gründe, die die Änderung notwendig machen, sind Ihnen bekannt. Auch der Inhalt der Novelle ist Ihnen geläufig.

Ziel der Novellierung ist, daß durch das Naturschutzgesetz zusammen mit den übrigen Umweltschutzgesetzen ein noch wirksameres Instrumentarium für die Erhaltung unserer gefährdeten natürlichen Lebensgrundlagen bereitgestellt wird.

Meine Damen und Herren,

niemand, der Verantwortung trägt, wird davor die Augen schließen, daß unsere Umwelt weltweit gefährdet ist. Auch wenn wir für uns in Anspruch nehmen können, von den erschreckenden Visionen eines Global 2000 weit entfernt zu sein, müssen wir erkennen, daß die Artenvielfalt der Pflanzen und Tiere abnimmt, daß die Flächen der freien Natur von Infrastruktur, Industrie und Besiedlung verbraucht werden, daß die Gewässerbelastung mit Schadstoffen zunimmt, daß Nahrungsmittel nicht rückstandsfrei sind und daß schließlich auch die Luft schädliche Stoffe mit sich transportiert.

Die Erhaltung und Verbesserung unserer Umwelt ist deshalb ein Hauptanliegen der Bevölkerung. Insbesondere die Jugend fragt mit Recht, wie wir, die jetzt Verantwortlichen, für ihre Zukunft sorgen.

Der vorliegende Entwurf wird der gestellten Aufgabe gerecht. Er steht in der Tradition des Bayerischen Naturschutzgesetzes von 1973, das als Markstein in der deutschen und europäischen Naturschutzgesetzgebung bezeichnet wurde. Ich bin sicher, daß das Gesetz zur Erhaltung unserer Heimat beitragen wird. Der Entwurf ist von der Staatsregierung sorgfältig vorbereitet worden, er ist im Senat und dann in den Ausschüssen dieses Hohen Hauses mit Sachverstand und Leidenschaft beraten worden. Dank und Anerkennung gebührt allen, die mitgewirkt haben, ganz besonders den Berichterstattern für ihre Arbeit.

Meine sehr verehrten Damen und Herren,
die Naturschutzarbeit und dementsprechend der Gesetzentwurf beruhen auf drei Grundprinzipien:

1. Die Erhaltung unserer natürlichen Lebensgrundlagen ist eine besonders wichtige Aufgabe der Gegenwarts- und Zukunftssicherung.

2. Der amtliche Naturschutz ist eingebettet in die politische Gesamtverantwortung. Er muß deshalb kompromißbereit sein. Die Kompromißfähigkeit endet allerdings dort, wo die Lebensgrundlagen – wenn auch nur in einem Teilbereich – entscheidend und irreversibel zerstört werden.

3. Naturschutz obliegt neben dem Staat auch jedem einzelnen Bürger. Naturschutz kann aber wirksam nicht gegen den Willen der Betroffenen

betrieben werden. Naturschutz kann auch nicht allein auf Verbote gegründet werden. Er bedarf vermehrt der aufklärenden Information und der Überzeugung des Bürgers, des einvernehmlichen und partnerschaftlichen Zusammenwirkens. Denn auf keinem anderen Gebiet ist der Staat auf das Verständnis und die Mithilfe des Bürgers mehr angewiesen als beim Natur- und Umweltschutz.

Lassen Sie mich die genannten Grundsätze anhand von zwei Beispielen näher erläutern:

Die Eingriffsregeln als zentrale Bestimmungen des Gesetzes zwingen zur Rücksicht auf Natur und Landschaft. Jeder einzelne Eingriff wird deshalb auch daraufhin geprüft, wie er die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes oder die Schönheit der Landschaft beeinträchtigt. Der Eingriff muß unterbleiben, wenn eine Gesamtabwägung Priorität für den Naturhaushalt oder die Unversehrtheit der Landschaft ergibt. Andererseits müssen Eingriffe hingenommen werden, wenn eine Gesamtabwägung die Wichtigkeit des Eingriffes ergibt. Der Maßnahmeträger ist dann verpflichtet, die Auswirkungen so gering wie möglich zu halten oder Ersatzmaßnahmen durchzuführen.

Bei der Suche nach diesen naturbegünstigenden Maßnahmen muß die Behörde im Dialog mit dem Unternehmer zusammenwirken. Sachgerechte Auflagen, die vom Verursacher mit überlegt und akzeptiert sind, sparen bei der Behörde Verwaltungsaufwand und fördern beim Unternehmer die Verantwortlichkeit.

Das zweite Beispiel, das ich nennen möchte, ist der Schutz der für den Naturhaushalt unverzichtbaren Feuchtgebiete. Er ist ein Kernstück der Novelle.

Die vorgesehene Erlaubnispflicht wird den notwendigen Schutz für die klassischen Feuchtgebiete von den Altwässern und Verlandungszonen bis hin zu den Streuwiesen gewährleisten. Die Erlaubnispflicht ist besser als ein von manchen gefordertes absolutes Verbot. Denn so können in jedem Einzelfall die besonderen Umstände gewürdigt werden.

Auch wenn die Feuchtgebiete des Art. 6 d Abs. 1 in der Regel nur von geringem wirtschaftlichen Wert sind, muß doch das Verständnis der Vertreter der Landwirtschaft für die Regelung – und sie ist ja Hauptbetroffener – besonders hervorgehoben werden. Gerade angesichts des von der EG ausgehenden Produktionsdruckes ist es äußerst verdienstvoll, daß die Landwirtschaft bei den Gesetzesberatungen anerkannt hat, daß der Erhaltung der klassischen Feuchtgebiete Vorrang gebührt. Es ist nur gerecht, wenn das Gesetz einen Ausgleich für die Fortführung ungünstiger Bewirtschaftungsmethoden gewährt, wenn die Trockenlegung versagt wird. Damit wird dem einzelnen Landwirt eine Leistung abgegolten, die er auch im Interesse des Naturschutzes erbringt. Für die Erhaltung der Wiesenbrüterbiotope in den Feuchtwiesen haben die Ausschüsse in § 6 d Abs. 2 eine Regelung vorgeschlagen, die auf dem Prinzip der einvernehmlichen Mitwirkung des Grundeigentümers beruht.

Durch diese Regelung wird die Landwirtschaft in die Pflicht genommen. Im Verlauf der intensiven Beratungen ist das allgemeine Verständnis dafür gewachsen, daß unbeschadet der wirtschaftlichen Bedeutung der Feuchtwiesen die Wiesenbrüterbiotope erhalten werden müssen. Der Bauernverband hat erklärt, daß er im Rahmen seines Einflusses dafür eintreten wird und mit dem amtlichen Naturschutz partnerschaftlich zusammenwirken will. Mit Recht wurde darauf hingewiesen, daß unseren Bauern die Wiesenbrüter auch am Herzen liegen. Die Verantwortlichkeit derer, die über die Lebensräume dieser Vögel verfügen, wächst mit der neuen Regelung ebenso wie die Verantwortlichkeit derer, die den Landwirten die notwendige Beratung zukommen lassen müssen. Die Erhaltung der Wiesenbrüter könnte immer – Anzeigepflicht hin oder her – nur unter Beteiligung der Landwirte gesichert werden. Und es ist wohl nicht zu erwarten, daß die Bauern nun nach der Novelle nichts anderes zu tun hätten, als diese Biotope zu zerstören. Ich bin deshalb zuversichtlich, daß dieses Modell des Miteinander, in dem der staatliche Freiraum die Verantwortung des einzelnen erhöht, erfolgreich sein wird und auch weit über diesen konkreten Bereich hinaus beispielhaft wirken wird. Ich bin zuversichtlich, daß der Naturschutz dadurch insgesamt gewinnen wird.

Das besondere Verhältnis zwischen Naturschutz und Landwirtschaft bedarf über die Feuchtgebietsregelung hinaus näherer Erwähnung. Es hat ja im Parlament und in der Öffentlichkeit eine große Rolle gespielt, und es konnte manchmal der Eindruck entstehen, als drehe sich die gesamte Novelle um nichts anderes.

Nahtstelle zwischen Naturschutz und Landwirtschaft ist die Landwirtschaftsklausel, die bestätigt, daß die ordnungsgemäße landwirtschaftliche Bodennutzung nicht als Eingriff gilt. Damit ist die Sonderrolle gewürdigt, die die Landwirtschaft bei der Gestaltung der Kulturlandschaft spielt. Die Bauern haben diese Kulturlandschaft in jahrhundertelanger Arbeit gestaltet. Sie haben damit die Voraussetzungen für die Artenvielfalt und die Erholungseignung erst geschaffen. Mir liegt außerordentlich daran, dies hier und heute ausdrücklich auszusprechen und dankbar anzuerkennen. Diese bisherige bäuerliche Landwirtschaft ist ordnungsgemäß. Sie handelt nach dem alten bäuerlichen Gedankengut, daß der Boden auf Dauer nur leistungsfähig bleibt, wenn man ihm nicht zuviel abverlangt und ihn schonend behandelt.

So wie es dem Naturschutz darum geht, die natürlichen Lebensgrundlagen zu erhalten, ist auch die Landwirtschaft bei ihrer Aufgabe der Nahrungsmittelerzeugung darauf angewiesen, daß die natürlichen Produktionsgrundlagen auf Dauer leistungsfähig bleiben. Deswegen kann nichts, was der Naturschutz will, gegen das wohlverstandene Interesse der Landwirtschaft sein. Des partnerschaftlichen Gesprächs, der gegenseitigen Information und auch der kritischen Anregung bedarf es immer.

Mit dem Freiraum, der durch die Landwirtschaftsklausel geschaffen wird, fällt der Land- und Forstwirtschaft, jedem einzelnen Landwirt und Waldbauern, vor allem den berufsständischen Organisationen und der Agrar- und Forstverwaltung, wie auch der Wissenschaft eine erhöhte und unmittelbare Verantwortung zu.

Meine Damen und Herren, das Ihnen zur Beschlußfassung vorliegende Gesetz kann und wird das leisten, was seine Aufgabe ist: die Erhaltung unserer natürlichen Grundlagen sicherzustellen. Mit der Verabschiedung durch das Hohe Haus ist ein großer Schritt zur Fortentwicklung des Naturschutzrechts getan.

Es bedarf zum Erfolg aber noch der Umsetzung in die Praxis. Die Naturschutzbehörden werden das Gesetz mit Engagement, aber auch mit Augenmaß vollziehen. Wirksamer Naturschutz wird aber letztlich nur dann möglich, wenn jeder von uns, wenn alle Gruppen der Gesellschaft bereit sind, für die Erhaltung unserer Umwelt auch dann einzutreten, wenn damit persönliche Opfer verbunden sein sollten. Naturschutz spricht das ästhetische Empfinden an, wenn es um die Schönheit der Landschaft geht; er verlangt den Verstand, wenn es um die Zusammenhänge des Naturhaushalts geht. Gerade hier fehlen uns aber oft die Einsichten in die komplexen Verflechtungen. Trotzdem oder gerade deswegen müssen wir uns hüten, um kurzfristiger Vorteile willen langfristige Fehlentwicklungen einzuleiten.

Meine Bitte richtet sich deshalb an alle Mitglieder des Hohen Hauses und an alle Bürger draußen im Lande: helfen Sie mit am Schutz der Natur und an der Bewahrung der natürlichen Lebensgrundlagen für die jetzige und für spätere Generationen.

Ich danke Ihnen.

Anschrift des Verfassers:

Staatsminister Alfred Dick
Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen
Rosenkavalierplatz 2
8000 München 81

Der Wanderfalke in Bayern – Rückgangsursachen, Situation und Schutzmöglichkeiten*)

Wolfgang Dietzen und Walter Hassmann

Inhalt	Seite	Vorwort
Vorwort		Der Erfolg von Artenschutzmaßnahmen hängt nicht nur davon ab, ob sie sich an den wirklichen Bedrohungsursachen orientieren, sondern auch davon, ob sie wirksam in die Praxis umgesetzt werden. Gelingt dies beim Wanderfalken, so gehört er zu den Arten, bei denen die Hoffnung begründet ist, daß sie ihren Bestand regenerieren und bei den heutigen Verhältnissen sichern können.
1. Einleitung	7	Das vorliegende Gutachten wurde im Auftrag des BAYERISCHEN STAATSMINISTERIUMS FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN erstellt. Es soll die Grundlage für die Verwirklichung umfassender, koordinierter Maßnahmen zum Schutz des Wanderfalken liefern.
2. Material und Methoden	7	Ohne die Mithilfe zahlreicher am Wanderfalken interessierter Personen wäre diese Arbeit nicht möglich gewesen. Für ihre besondere Bereitschaft, uns zum Teil umfangreiches Material zur Verfügung zu stellen, danken wir Frau Dagmar VOGT sowie den Herren Dr. Max ALBRECHT, Dr. Einhard BEZZEL, Dr. Walter BOCK, Dr. Bernd CONRAD, Christian von ESCHWEGE, Dr. Peter HASSFURTH, Erwin HEIGL, Karlfried HEPP, Günther HOFFMANN, Jochen KANKEL, Bernhard KRAUSS, Helmut LINK, Dr. Theodor MEBS, Günther NITSCHKE, Dieter ROCKENBAUCH, Prof. Dr. Christian SAAR, Dr. Wolfgang SCHERZINGER, Adolf SCHREYER, Dr. Günther TROMMER, Erich WEBER, Dr. Walter WÜST, Hans ZAHN und Dr. Walter ZIEGLER.
2.1 Literatur	7	Wichtige Hinweise erhielten wir von weiteren zahlreichen interessierten Personen, denen wir an dieser Stelle ganz herzlich danken.
2.2 Fragebögen	7	
2.3 Nicht veröffentlichte Datensammlungen	8	
2.4 Meinungen	8	
3. Ergebnisse	8	
3.1 Geographische Verbreitung	8	
3.2 Bestand des Wanderfalken in Mitteleuropa	8	
3.2.1 Mitteleuropa ohne Bundesrepublik Deutschland	8	
3.2.2 Bundesrepublik Deutschland ohne Bayern	13	
3.2.3 Bayern	14	
3.3 Rückgangsursachen	17	
3.3.1 Natürliche Einflüsse	17	
3.3.2 Menschliche Einflüsse	19	
4. Diskussion	24	
4.1 Bestandessituation	24	
4.2 Rückgangsursachen	24	
5. Maßnahmen zum Schutz des Wanderfalken	25	
5.1 Vorbemerkung	25	Zur Einleitung und Durchführung von Schutzmaßnahmen stehen dem BAYERISCHEN STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN als Oberster Naturschutzbehörde folgende Unterlagen zur Verfügung:
5.2 Direkte Schutzmaßnahmen	25	1. Katalog besetzter bayerischer Wanderfalkenbrutplätze mit Vorschlägen zum Schutz
5.2.1 Sicherung der Brutbiotope	25	2. Liste über den Verbleib vertraulich zu behandelnder Informationen zum bayerischen Wanderfalkenbestand
5.2.2 Bewachung von Horsten	25	3. Liste von Informanten
5.2.3 Technische Maßnahmen	26	4. Kostenpläne
5.2.4 Zucht und Ausbürgerung von Wanderfalken	26	– Bewachung/Teilfinanzierung
5.3 Indirekte Schutzmaßnahmen	26	– Bewachung/Vollfinanzierung
5.3.1 Öffentlichkeitsarbeit	26	– Zucht von Wanderfalken
5.3.2 Gesetzlicher Schutz der Art	27	– Ausbürgerung von Wanderfalken
5.3.3 Vollzug gesetzlicher Maßnahmen	27	
5.4 Koordination und Realisierung der Schutzaktivitäten	27	
6. Zusammenfassung	28	Aus Schutzgründen wird von der Veröffentlichung von genauen Ortsangaben abgesehen.
7. Literaturverzeichnis	28	

*) Gutachten im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen

1. Einleitung

Der Wanderfalke (*Falco peregrinus* Tunstall) ist in zahlreichen Unterarten fast auf der ganzen Welt verbreitet.

Nach dem Zweiten Weltkrieg, etwa ab Mitte der fünfziger Jahre, wurde in Nordamerika und in Europa zunächst ein deutlicher Rückgang beobachtet, der dann in der ersten Hälfte der sechziger Jahre bei zahlreichen Populationen in einem völligen Zusammenbruch gipfelte. Etwa seit Ende der sechziger Jahre scheinen nun die Bestände des Wanderfalken wieder zuzunehmen; es kann aber noch nicht von stabilen Populationen gesprochen werden (ROCKENBAUCH 1978b, THIELCKE 1975).

Ziel dieser Arbeit ist es, den Rückgang des Wanderfalken in Bayern unter Einbeziehung der mitteleuropäischen Verhältnisse zu dokumentieren sowie die Tendenz der Populationsdynamik darzustellen und hinsichtlich ihrer Zuverlässigkeit zu werten. Außerdem soll gezeigt werden, daß als Ursache für den Rückgang ein Komplex von Faktoren verantwortlich ist. Die Wirkungsweise der einzelnen und das Zusammenwirken aller Faktoren sollen beschrieben werden.

Es zeigt sich, daß die Verschlechterung der Bestandsituation beim Wanderfalke vermutlich vorrangig durch menschliche Einflüsse verursacht wurde. Verringerung des Bruterfolges durch physiologische Auswirkungen von Pestiziden und direkte Zerstörung der Gelege oder Entnahme von Eiern und Jungvögeln durch Angehörige verschiedener Interessengruppen sind im jeweiligen Einzelfall in unterschiedlichem Maß beteiligt, stellen aber die beiden entscheidenden Faktoren dar.

Die historischen Bestandeszahlen und Daten zur Entwicklung der Rückgangsursachen wurden der Literatur und den Angaben der befragten Experten (siehe unter 2.) entnommen.

Ausführliche Gespräche mit 12 Experten dienten der möglichst vollständigen Erfassung wichtigen, bisher unveröffentlichten Zahlenmaterials zu den heutigen Beständen besonders in Bayern, aber auch in Mitteleuropa. Dabei wurden auch die aus den eigenen Erfahrungen der Gesprächspartner resultierenden Meinungen zu Rückgangsursachen und Entwicklungstendenzen erfaßt.

Diese Art des Vorgehens erwies sich als notwendig; denn die Experten haben sich des unvermeidlichen hohen Zeitaufwandes wegen meist lokal spezialisiert. Außerdem mißtrauen sie der Beteiligung einer zu breiten Öffentlichkeit. Dieses Mißtrauen ist durch die starke Gefährdung des Wanderfalken, auch direkt durch den Menschen, entstanden.

2. Material und Methoden

2.1 Literatur

Eine gute Einführung in die Thematik bilden die Monographie des Wanderfalken von FISCHER (1977) und das »Handbuch der Vögel Mitteleuropas« (Bd. 4) von GLUTZ, BAUER, BEZZEL (1971). Soweit nicht die Originalarbeiten vorlagen, lieferte letzteres auch die Bestandsdaten für die mitteleuropäischen, außerdeutschen Populationen. Die Angaben wurden, soweit möglich, anhand jüngerer Veröffentlichungen ergänzt bzw. aktualisiert.

Bei den Arbeiten über die deutsche Wanderfalkepopulation überwiegen regionale Arbeiten. MEBS

(1965) enthält die erste Zusammenstellung für das Gesamtgebiet der Bundesrepublik Deutschland. Auf diese Angaben beziehen sich zahlreiche Veröffentlichungen anderer Autoren. Auch diese Daten wurden möglichst weitgehend aktualisiert; als Grundlage hierfür dienten Veröffentlichungen in der Literatur und Angaben sowohl von den ausführlich befragten Fachleuten als auch von Kennern einzelner Teilpopulationen.

In den meisten der oben erwähnten Arbeiten werden zugleich die möglichen Ursachen des dargestellten Bestandsrückganges diskutiert. Zunächst überwiegen Hypothesen zur Überalterung der Brutpaare und Beschreibungen nachgewiesener und vermuteter Aussterbungen.

MOORE und RATCLIFFE (1962) wiesen zum ersten Mal chlorierte Kohlenwasserstoffe im Ei eines Wanderfalkebrutpaares nach. Damit erhält der Fragenkomplex einer physiologischen Belastung der Wanderfalke durch Umweltgifte Bedeutung. Dies führt zu zahlreichen Spezialarbeiten, die zum Teil weitere Greifvogelarten mit einbeziehen, zu diesem Thema, z.B. CADE, WHITE, HAUGH (1968), KÖNIG, SCHILLING (1970, 1980), NELSON (1976), PEAKALL (1976), BLASZYK (1972), BAUM, CONRAD (1978), NEWTON (1976), FUCHS, ROTH, DE VOS (1972). Außerdem werden Pestizide als mögliche Rückgangsursache in umfassenderen Abhandlungen berücksichtigt, z. B. in RATCLIFFE (1963, 1967, 1972) und in ROCKENBAUCH (1976, 1978).

2.2 Fragebögen

Der Kreis der Autoren wesentlicher Veröffentlichungen über den Wanderfalke ist relativ klein; es zeigt sich, daß sehr viel Datenmaterial nicht veröffentlicht wurde und wird. ROCKENBAUCH (1976) begründet dies so:

»Wenn wir es immer noch für richtig halten, genaue Zahlen und vor allem die Brutplätze zu verschweigen, so keineswegs, weil wir uns mit unserer Arbeit verstecken müßten, sondern weil wir aus Erfahrung wissen, daß dies der Erhaltung des Wanderfalken mehr dient als große Worte.«

Um die Träger dieser Informationen, die oft über sehr gute Kenntnisse in einem geographisch eng begrenzten Gebiet verfügen, zu ermitteln, wurde ein kurzer Fragebogen an ca. 60 Personen verschickt, die sich im weitesten Sinne, z.B. auch im Rahmen des Naturschutzes oder der Ornithologie im allgemeinen, mit dem Wanderfalke beruflich oder privat beschäftigen.

Dieser Fragebogen sollte keine möglicherweise vorhandenen Kenntnisse abfragen; es ging ausschließlich um die Feststellung einer grundsätzlichen Gesprächsbereitschaft sowie um die Nennung weiterer Informanten und Informationsquellen wie spezieller Literatur.

Nachdem sich bei dieser Aktion eine größere Anzahl von Anknüpfungspunkten ergeben hatten, wurden mit 12 Experten ausführliche, meist mehrstündige Gespräche anhand eines vorgegebenen Fragenkataloges geführt.

Alle Gesprächspartner waren, nachdem ihnen das Projekt und seine Zielsetzung erläutert worden waren, zu einer ausführlichen und, soweit nach dem persönlichen Wissensstand möglich, vollständigen Beantwortung aller Fragen bereit.

Zusätzlich lieferten uns einige Gesprächspartner konkrete Daten zu einzelnen, ihnen bekannten Horsten.

2.3 Nicht veröffentlichte Datensammlungen

Wie erwartet, konnten auf diesem Weg zahlreiche Lücken im bisher gesammelten Material geschlossen werden. Diese hatten vor allem bei der genauen Verbreitung der inzwischen erloschenen Populationen und bei den Bestandeszahlen der letzten Jahre bestanden. Allerdings zeigte sich trotz allem, daß eine lückenlose und fehlerfreie Erfassung der Bestände nicht möglich ist. Dieses Problem stellt sich bei Vogelarten allgemein (BERTHOLD 1976) und verstärkt beim Wanderfalken; wegen der geringen Gesamtzahl an Brutpaaren konzentriert sich das Interesse natürlicherweise auf die bekannten, regelmäßig benutzten Brutplätze. Für diese läßt sich oft eine fast lückenlose Chronologie der Brutdaten aufstellen, weil sie auch bei ausbleibendem Bruterfolg oder sogar Verschwinden des Brutpaares noch von Beobachtern aufgesucht werden. Auf diese Weise ist es denkbar, daß Bruten an bisher unbekanntem oder sehr lange verwaisten Plätzen unbemerkt bleiben.

2.4 Meinungen

Neben den in 2.3 beschriebenen Informationen wurden auch persönliche Meinungen zum Stellenwert der einzelnen Rückgangsursachen und zu Tendenzen der Populationsentwicklung festgehalten. Diese Meinungen wurden streng von den eigentlichen Daten getrennt, um letztere nicht zu verfälschen. Die Gesprächspartner gehören unterschiedlichen Interessengruppen an; das Spektrum der vertretenen Meinungen war entsprechend weitgefächert. Dadurch war die vollständige Würdigung aller Aspekte eines Problemkreises weitgehend gewährleistet.

3. Ergebnisse

3.1 Geographische Verbreitung

Der Wanderfalk (*Falco peregrinus* Tunstall) ist weltweit in zahlreichen Unterarten verbreitet.

Die tropischen Unterarten zeigen sehr unterschiedliche Ausprägungen, während die holarktischen Unterarten sich relativ ähnlich sind (FISCHER 1977). »Es wurde der klinale Charakter der geographischen Veränderungen von *Falco peregrinus* offenbar, eine Aufstellung der Unterarten wird also stets nur bedingt als endgültiger Fakt anzusehen sein« (FISCHER 1977, nach DEMENTJEW).

Die Nominatform *Falco peregrinus peregrinus* Tunstall besiedelt die Britischen Inseln, West- und Mitteleuropa, Norditalien, Skandinavien (außer Tundra-region), das Baltikum, Polen, geht von dort im Süden bis zur nördlichen Balkanhalbinsel und über das Waldland der Sowjetunion und die sibirische Taiga im Osten bis zum Amur und Ussuri. Nach Nordosten schließen die Nominatform *Falco P. calidus* und, östlich der Lena, *Falco P. harterti* an (FISCHER 1977). Die europäischen Mittelmeerländer, nach Osten allerdings bis in den Nordostiran ausgedehnt, besiedelt *Falco p. brookei* (FISCHER 1977).

In Nordamerika kommen zwei Unterarten des Wanderfalken vor. *Falco p. pealei* als größte Unterart besiedelt die nördliche Pazifikküste, die Aleuten und die Kommandeursinseln. *Falco p. anatum* kommt, die Südwest-Staaten der USA ausgenommen, auf dem gesamten nordamerikanischen Kontinent vor (FISCHER 1977). Nach FISCHER (1977) ist der kleinere, leichte und heller gefärbte »Arctic Peregrine« Alaskas möglicherweise als eigene Unterart anzusehen.

In West- und Mitteleuropa sollen sich ein *germanicus* (östlich) – und ein *rhenanus* (westlich) – »Typ«

(FISCHER 1977) unterscheiden lassen.

Der Versuch, die mitteleuropäische Population in einzelne, voneinander unabhängige und damit auch genetisch unterscheidbare »Rassen« aufzuteilen (Kleinstäuber in HICKEY 1969), läßt sich schwer begründen.

Falco peregrinus besiedelt weltweit die unterschiedlichsten Habitate; allein die Nominatform zeigt schon die Anpassungsfähigkeit der Art an wechselnde Habitatverhältnisse (MEBS 1968, RATCLIFFE 1972). Nun ist zwar gerade die deutsche Restpopulation in Teilpopulationen aufgesplittert, und DENNISTON und CORBIN (in TEMPLE 1977) weisen auf die genetischen Probleme sehr kleiner Vogelpopulationen hin; aber selbst unter den gegebenen Bedingungen sind Wanderfalken mühelos in der Lage, die Entfernung zwischen den Teilpopulationen zu überwinden. Daß sie dies tun, zeigt die Beobachtung in Baden-Württemberg beringter Vögel an nordbayerischen Horsten und an Alpenhorsten (ROCKENBAUCH 1980 mdl.). Als Beispiel für die hohe Anpassungsfähigkeit kann das Ausbürgerungsexperiment von CADE in den USA dienen (nach SAAR 1980 mdl.): er zog im Staat New York arktische *Falco p. tundrius* ohne die Hilfe eines »arktischen« Lichtprogrammes auf und setzte die Vögel aus. Obwohl die arktischen *Falco p. tundrius*-Falken in ihrer Heimat zu den Zugvögeln gehören, weil sie ihren Beutevögeln folgen müssen, verhalten sie sich in diesem Experiment wie Standvögel, da es das ganze Jahr über ein ausreichendes Beuteangebot gibt.

3.2 Bestand des Wanderfalken in Mitteleuropa

3.2.1 Mitteleuropa ohne Bundesrepublik Deutschland

Frankreich:

»In Frankreich war der Wanderfalk unmittelbar nach dem Zweiten Weltkrieg in allen Teilen mit geeigneten Felsklippen verbreiteter Brutvogel« (GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971).

Für Frankreich zeigt sich allein von 1965 bis 1968 ein Rückgang um mindestens 20 Prozent. Dieser Wert ergibt sich aufgrund einer Kontrolle von 146 Horstplätzen, die etwa den gesamten Bereich der von GLUTZ, BAUER, BEZZEL (1971) angesprochenen Population umfassen. Von diesen Plätzen waren 122 besetzt; aber nur 87 Horste waren von Paaren besetzt und nur 51 Paare hatten Junge. Die Vorkommen in der Normandie, »ursprünglicher Bestand etwa 60 Paare«, und in der Bretagne sind erloschen (GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971). F.I.R. (1980) bestätigt dies. GLUTZ, BAUER, BEZZEL (1971) nennen als einen Schwerpunkt der Verbreitung das Franche Comté mit 25 Paaren 1967, 20 Paaren 1968 und 7 Paaren 1969, wobei jeweils die Paare mit Jungen gemeint sind.

Die von der AWU¹⁾ (1977) angegebenen Werte beziehen sich auf die bewachten Brutpaare, die zu einer Teilpopulation von 70 Paaren gehören.

Der Fonds d'Intervention pour les Rapaces F.I.R. (1980) beschreibt die Population des »Französischen Jura« und der »Nordalpen« als eine der noch gesündesten in Frankreich. Sie sei auf 25 Prozent des Bestandes von 1968/69 geschrumpft, den GLUTZ, BAUER, BEZZEL (1971) für die Alpen mit mindestens 10 besetzten Plätzen angibt, und erhole sich jetzt langsam. Es seien 70 Horste besetzt, die Ausflugsrate

1) Aktion Wanderfalken- und Uhuschutz im Bund Naturschutz Bayern

habe 1979 durchschnittlich 2,25 Junge pro kontrolliertem Horst betragen, Aushorstungen seien nicht registriert worden.

Der von F.I.R. (1980) angegebene Wert von einem Paar mit 3 Jungen des Jahres 1979 in der Bourgogne muß in Verbindung mit den 40 besetzten Horsten des Jahres 1960 in dieser Landschaft gesehen werden; es hat also auch hier ein sehr starker Rückgang stattgefunden.

Die Angaben der einzelnen Autoren lassen sich nur sehr schwer miteinander vergleichen, da die von ihnen genannten geographischen Gebiete sich nicht eindeutig voneinander abgrenzen lassen.

In AWU (1980b) werden erstmals konkrete Departments angegeben, so daß, wenn sich diese Praxis durchsetzt, in Zukunft die Zusammenstellung einer landesweiten Bilanz aus den regionalen Einzelergebnisse möglich sein wird.

Die in GLUTZ, BAUER, BEZZEL (1971) erwähnten weiteren Teilpopulationen in den Pyrenäen und am Mittelmeer sind hinsichtlich ihrer Größe und Gefährdung noch nicht genauer untersucht bzw. sind derartige Angaben noch nicht veröffentlicht worden.

Luxemburg:

Der luxemburgische Wanderfalkenbestand umfaßte um die Jahrhundertwende mindestens 10 Paare; 1960 gab es noch 3 Paare im Müllertal, 1965 war der Bestand erloschen (GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971).

Belgien:

»In Belgien scheint der in den Ardennen und im Bereich der oberen Maas (Provinzen Liège und Namur) brütende Wanderfalkenbestand kurz vor dem Erlöschen zu stehen« (GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971). 1950 umfaßte er nach Schätzungen noch 15–20 Paare, 1960 gab es 4 Paare ohne Nachkommenschaft, 1963 3 Paare mit einem Jungvogel, 1967 3 oder 4 Paare mit einem Jungen (GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971). Weitere Angaben sind uns nicht bekannt.

Niederlande:

Hier gab es nach BLOTZHEIM (1971) nur vereinzelt Brutversuche zuletzt 1955 und 1956 in einem Kiefernbestand, also Baumbruten. In neueren Arbeiten über Greifvogelbestände in den Niederlanden wird der Wanderfalken als niederländischer Brutvogel nicht erwähnt (FUCHS et al. 1972).

Schweiz:

GLUTZ, BAUER, BEZZEL (1971) geben für die Schweiz insgesamt 52 bekannte Brutplätze an, davon liegen mindestens 21 im Kanton Bern, die restlichen verteilen sich auf die Kantone Solothurn (3 Plätze), Waadt (8 Plätze), Freiburg (6 Plätze), Luzern (4 Plätze), Neuenburg (2 Plätze), Aargau und Baselland (je 1 Platz).

»Noch in den 1950er Jahren dürften die meisten dieser Brutplätze besetzt gewesen sein. 1958 scheint das erste »Störungsjahr« mit auffallend schlechtem Bruterfolg gewesen zu sein« (GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971).

Trotz Kontrollbeobachtungen an den meisten Horsten wurden zwischen 1965 und 1971 nie mehr als ein oder zwei erfolgreiche Bruten pro Jahr festgestellt. HERREN (1957) kannte im Kanton Bern, ohne den Jura, im Jahr 1957 8 besetzte Horste, an denen von

1935 bis 1957 34 Bruten mit insgesamt 83 Jungvögeln stattgefunden haben. Dieses Vorkommen war nach den Angaben von JUILLARD, WINKLER 1970 erloschen, ebenso wie die in den Kantonen Freiburg, im Jahre 1967, und Waadt, im Jahre 1968.

HERREN (1967) kontrollierte in den Perioden 1951 bis 1955, 1956 bis 1960 und 1961 bis 1965 erst 23, dann 58 und schließlich 86 Horstplätze in der ganzen Schweiz.¹⁾ In der ersten Periode waren alle kontrollierten Horste besetzt, in der zweiten waren ein Horst (2 Prozent) und in der dritten 14 Horste (16 Prozent) unbesetzt. Der Anteil der nichtbrütenden Paare lag während der ersten beiden Perioden bei 42 Prozent und erhöhte sich in der dritten Periode auf 57 Prozent. Die Anzahl der ausgeflogenen Jungen pro erfolgreichem Paar sank von 2,0 auf 1,7 und stieg dann wieder leicht auf 1,8.

JUILLARD, WINKLER (im Verbreitungsatlas der Schweizer Vogelwarte) bezeichnen 1971 als das Jahr des Tiefstandes mit nur einem erfolgreichen Paar außerhalb der Alpen, während der Alpenbestand »nicht wesentlich gelitten« habe. Nach ihren Angaben sind die Molassewände der Mittelgebirge anscheinend verlassen.

»In neuerer Zeit« gebe es wieder ca. 30 Paare Wanderfalken in der Schweiz. ZAHN (1980 mdl.) gibt für die Ostschweiz 6 Paare, für den Nordabhang der Schweiz 8–10 Paare und für den französisch-schweizerischen Jura 30 Paare an. Es soll zwei Bruten an von Wanderfalken noch nie benutzten Plätzen gegeben haben. JUILLARD wird in AWU 1980b zitiert, im Schweizer Jura seien 1980 insgesamt 28 Jungfalken ausgeflogen.

Österreich:

Das Hauptverbreitungsgebiet des Wanderfalken in Österreich umfaßt den Nordrand und die Täler der nördlichen Kalkalpen. Für das Alpeninnere sind uns keine Brutnachweise bekannt, östlich der Enns war die Siedlungsdichte »anscheinend seit jeher gering«.

In Oberösterreich befand sich bis 1960 mit 12–15 Paaren von den 15–30 Paaren des damaligen österreichischen Gesamtbestandes dessen Verbreitungsschwerpunkt. So horsteten im Ennstal auf einer Strecke von 30 km mindestens 3 Paare, dazu kamen 4–5 Paare an Traunstein und Katzenstein und jeweils 2–3 Paare an Steyrling, Steyer und Alm. Der größte Teil des Vorkommens ist seitdem erloschen, in den Salzkammergutbergen kommt der Wanderfalken überhaupt nicht mehr vor. Der letzte Brutplatz in Salzburg wurde 1966 aufgegeben, so jedenfalls die Angaben bei GLUTZ, BAUER, BEZZEL (1971). Die ehemaligen steirischen Brutplätze im oberen Ennstal wurden nach 1950 aufgegeben oder zumindest nicht mehr bestätigt. Ein Falkenpaar mit unbekanntem Brutplatz wurde von 1966 bis 1969 an zwei Grazer Kirchen beobachtet, dann wurde ein Vogel geschossen. (Alle Angaben: GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971).

Neben einigen Beobachtungen die Anlaß zu Vermutungen über Bruten in mehreren Hochtälern und im Bregenzer Wald geben, nennen GLUTZ, BAUER, BEZZEL (1971) an konkreten Brutpaaren für Nordtirol mindestens zwei in den Jahren 1966 und 1968 so-

1) Die Differenz der Gesamtzahl in der letzten Periode gegenüber der von GLUTZ, BAUER, BEZZEL (1971) genannten Zahl von 52 Horsten dürfte durch die Einbeziehung der auch von GLUTZ, BAUER, BEZZEL (1971) erwähnten zahlreichen Plätze mit Brutverdacht oder Einzelbruten, z.B. im mittleren Rhonetal und in den Kantonen Glarus und St. Gallen zu erklären sein.

wie mindestens eines im Jahre 1970. In Vorarlberg sind zwei erfolgreich brütende Paare »mindestens bis 1967« nachgewiesen.

Neuere Veröffentlichungen über den Wanderfalkenbestand in Österreich sind uns nicht bekannt. ZAHN (1980 mdl.) weiß von »einigen Paaren« in der Steiermark und in Kärnten.

Tschechoslowakei:

Die tschechischen Wanderfalkenvorkommen bildeten die Fortsetzung der früheren bayerischen und sächsischen Vorkommen. Nach GLUTZ, BAUER, BEZZEL (1971) »dürfte der Bestand nur noch auf wenige Paare beschränkt sein«.

Der mährische Bestand wurde 1955 auf etwa 10 Paare geschätzt (KUX, SVOBODA, und HUDEC in GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971). 1969/70 war nur noch ein Paar mit unbekanntem Horstplatz im Dyie-Thaya-Tal an der mährisch-niederösterreichischen Grenze bekannt (HUDEC in GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971).

»Von 14 ostslowakischen Brutplätzen waren 8 bis in die jüngste Vergangenheit mit einiger Regelmäßigkeit besetzt«.

(GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971, nach MO-SANSKY 1968). Neuere Angaben sind nicht bekannt.

Polen:

»Eine Umfrage für das ehemalige Ostpreußen im Jahre 1935 ergab rund 180 Horste; die Zahl dürfte aber noch größer gewesen sein«. Die Dichte des Bestandes nahm vom Norden nach Süden deutlich ab, »doch reicht das Brutareal bis an die Nordabdachung der Mittelgebirge« (GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971). Nach einem katastrophalen Rückgang in den sechziger Jahren waren in Mittelpolen nur noch wenige Brutplätze besetzt (nach TOMJALOJA, in KUMARI 1976).

KUMARI (1976) zitiert im übrigen PIELOWSKY (1968), der im Kampinos-Nationalpark bei Warschau einen Kontrollhorst von 1956 bis 1965 beobachtete. Der Bruterfolg nahm dort ständig ab, ab 1962 schlüpften keine Jungen mehr.

PIELOWSKY (1975) schreibt: »Die einheimische Wanderfalkenpopulation ist bis auf einen Restbestand zusammengeschrunpft 1980 teilte er uns brieflich mit, der Wanderfalke sei »letzten« von der Liste der Brutvögel offiziell gestrichen worden.

Dänemark:

Hier brütete der Wanderfalke bis 1961 an Felsen auf Bornholm und bis 1946 in größeren Wäldern in Jütland. Dabei benutzte er ehemalige Horste von Schwarzstorch (*Ciconia nigra*) und Habicht (*Accipiter gentilis*) (WILLE in LINDBERG 1977). Seit 1954 ist der Wanderfalke in Dänemark völlig geschützt. Im Laufe der siebziger Jahre verschwand er von zahlreichen Plätzen entlang der Küste, an der er früher ein häufiger Herbst- und Wintergast gewesen war, zum größten Teil oder vollständig.

Die letzte Brut in Dänemark fand 1970 statt. Aus dem Gelege von drei Eiern schlüpften keine Jungen. 1971 und 1972 blieb das Paar noch am Horst, legte aber anscheinend keine Eier mehr. (Alle Angaben: WILLE in LINDBERG 1977).

Norwegen:

Über die Größe der norwegischen Wanderfalkenpopulation ist sehr wenig bekannt (SCHEJ in LINDBERG 1977). 1976 wurden 40 Horstplätze kontrolliert, 7, höchstens aber 9 Horste waren besetzt. Die Gesamtzahl an Jungvögeln lag zwischen 7 und 23, wobei der Durchschnitt pro Paar entsprechend zwischen 1,0 und 2,55 schwankt. Entlang der Küste überwintern »einige« (SCHEJ in LINDBERG 1977) Falken, im Norden gehen sie bis nach Bodö auf 67 Grad nördlicher Breite (Alle Angaben: SCHEJ in LINDBERG 1977).

Seit 1971 sind in Norwegen alle Greifvögel und Eulen geschützt; tote Exemplare sind Staatseigentum (NYGARD in LINDBERG 1977).

Schweden:

Insgesamt sind in Schweden 600 potentielle Horstplätze bekannt. 93 Prozent davon sind Felshorste, 4 Prozent Baumhorste, 3 Prozent Bodenhorste. Die Stärke der Population vor 1900 wurde auf über 1000 Paare geschätzt (LINDBERG 1977). Schon damals wurde der Wanderfalke stark verfolgt. Dadurch kam es in den dreißiger Jahren besonders in Südschweden zu örtlichen Abnahmen der Bestandszahlen. In den fünfziger und sechziger Jahren verbreitete sich die Rückgangstendenz über das ganze Land.

Die Population hatte 1975 zwei Schwerpunkte, den einen an der Südwestküste des Landes, den anderen im nördlichsten Teil des Landes. Dies ergibt sich aus der Karte der bekannten Nistplätze des Jahres 1975 von LINDBERG (1975, in LINDBERG 1977).

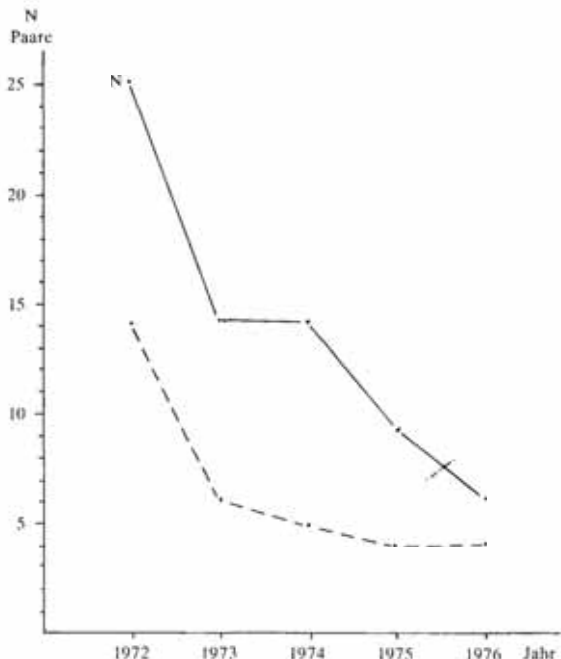


Abbildung 1: Bestandentwicklung des Wanderfalken in Schweden von 1972 bis 1976

Durchgezogene Linie: ausgeflogene Jungvögel
 Punktierte Linie: Gesamtzahl der bekannten Paare
 Gestrichelte Linie: Entwicklung einer Teilpopulation, die 1972 aus 14 Paaren bestand.

Quelle: LINDBERG in LINDBERG 1977

Finnland:

MERIKALLIO (zitiert in HICKEY 1969), der seine Untersuchungen in den Jahren 1941 bis 1953 durchführte, schätzt die finnische Gesamtpopulation auf 800 Paare.

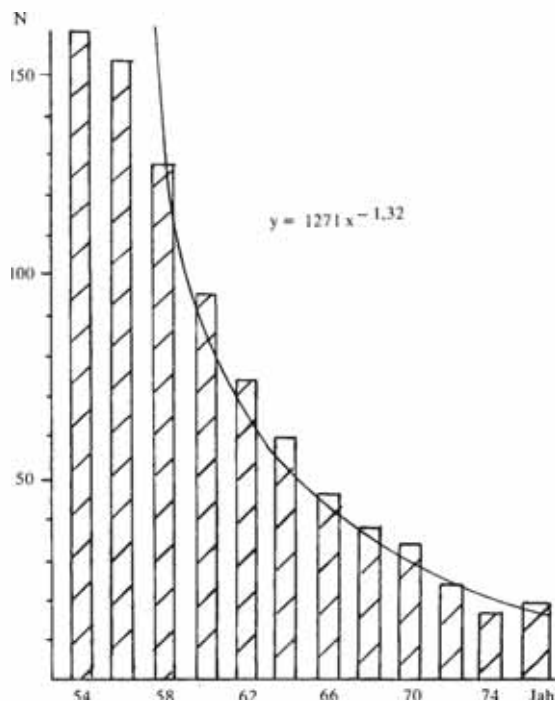


Abbildung 2: Bestandsentwicklung des Wanderfalcken in Finnland von 1954 bis 1976

Die von SALMINEN/WIKMAN (1977) berechnete Regressionsgleichung berücksichtigt nur die Daten der Jahre 1958 bis 1974; der Wert für 1976 wurde der von SALMINEN/WIKMAN (in LINDBERG 1977) veröffentlichten Tabelle entnommen.

LINKOLA, SUOMINEN (in HICKEY 1969) setzen diese Zahl mit 1000 Paaren noch höher an. Sie schätzen die Bestandesgröße für 1958 auf 100 Paare, was einem Rückgang um 90 Prozent entspricht. Sie kannten im Jahre 1965 386 Horstplätze, von denen 10 besetzt waren. Dazu kamen 5 besetzte Horste an bisher unbekanntem Plätzen. Davon war an 6 Horsten nur ein Einzelvogel anwesend, an 3 Horsten war zwar ein Paar vorhanden, das aber nicht brütete; bei einem weiteren Paar konnte ein Gelege festgestellt werden, dessen Entwicklung nicht bekannt ist. 4 Paare hatten zusammen 9 Junge, ein Paar hatte einen schwachen Jungvogel, der bald einging.

7 dieser Horste wurden 1966 kontrolliert. 2 Horste waren nur mit einem Einzelvogel besetzt, bei einem Paar zerbrach das Gelege von 2 Eiern und 3 weitere Paare bebrüteten insgesamt 10 Eier, aus denen 6 Junge schlüpften. Die Ergebnisse der Zählungen in den Jahren 1972 bis 1976 sind in Tabelle 1 wiedergegeben.

Auch SALMINEN, WIKMAN (in LINDBERG 1977) gehen von einem ursprünglichen Grundbestand von 1000 Paaren aus, ohne ein konkretes Bezugsjahr zu nennen. Ihrer Meinung nach waren etwa 50 Prozent dieser Paare Bodenbrüter; »viele Paare« hätten außerdem auf alten Fischadler-Horsten gebrütet. »Eine Untersuchung 1972 zeigte, daß nur noch 27

Prozent von 139 Felshorsten und 36 Prozent von 153 Bodennistplätzen für eine Brut geeignet waren. Viele Feuchtfächen werden drainiert«. Nach den Angaben von SALMINEN, WIKMAN, die sich in dieser Hinsicht nicht mit denen von LINKOLA, SUOMINEN (in HICKEY 1969) decken, betrug der Bestandesrückgang gegen Ende der fünfziger Jahre etwa 20 Prozent pro Jahr. Danach verlangsamte sich der Rückgang bis auf weniger als 5 Prozent zu Beginn der siebziger Jahre. Dabei soll der nördliche Teil der Population weniger stark als der südliche beeinträchtigt sein (SALMINEN, WIKMAN in LINDBERG 1977). Das letzte felsenbrütende Paar wurde 1972 beobachtet (SALMINEN, WIKMAN in LINDBERG 1977).

Großbritannien

Betrachtet man in Tabelle 2 die Angaben für die Populationsgröße des Wanderfalcken in Großbritannien vor dem Zweiten Weltkrieg, so wird RATCLIFFES Bemerkung verständlich: »Die Britischen Inseln waren folglich eine der Hochburgen der Art in Europa« (RATCLIFFE in HICKEY 1969, übersetzt).

Während des Zweiten Weltkrieges wurden die Wanderfalcken besonders in Südengland rücksichtslos verfolgt, um die für militärische Zwecke eingesetzten Brieftauben zu schützen. Nachdem diese Verfolgung mit Kriegsende schlagartig aufhörte, erholte sich die Population zunächst rasch. So waren z.B. in Cornwall 17 Horste, die 1944/45 verwaist waren, im Jahre 1955 alle wieder besetzt (GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971). Wie hier, so wurden auch die in den meisten anderen Fällen exakt dieselben Nischen wie vor dem Krieg wieder besetzt. Die Bestandeszahlen der Vorkriegszeit wurden nirgends überschritten (RATCLIFFE in HICKEY 1969). Es kann also davon ausgegangen werden, daß die Population in diesem Bereich an einem »Sättigungspunkt« (RATCLIFFE in HICKEY 1969, übersetzt) angelangt war.

In seiner Bestandsaufnahme der Nachkriegsjahre schildert RATCLIFFE (1963), wie die Dichte der Population vom Horstfelsen- und Nahrungsangebot lokal bestimmt wurde. Der einzige störende Eingriff war die beschriebene Maßnahme während des Zweiten Weltkrieges.

Ab 1955 breitete sich dann der Rückgang von Südengland her nach Norden aus. Ab 1963 blieb der Restbestand zunächst stabil, bei etwa 40 Prozent der Vorkriegsbestandes. Die am wenigsten geschädigten Populationen lebten im südlichen und östlichen Schottischen Hochland (RATCLIFFE 1967).

RATCLIFFE (1967) stellte erste Anzeichen einer leichten Besserung, beginnend im Norden, fest. Die Zählung von 1971 (RATCLIFFE 1972) zeigte dann deutliche Verbesserungen. Die Wiederbesiedlung verwaister Territorien erfolgte vor allem im Norden der Insel und dort hauptsächlich im Inland. Ein Großteil

Tabelle 1:

Ergebnisse finnischer Wanderfalcken zählungen von 1972 bis 1976

	1972	1973	1974	1975	1976
Brutpaare	14	18	18	16	19
Jungvögel	13	31	30	38	28
Untersuchte Felsen-Horste	139	ca. 5	ca. 5	ca. 15	ca. 10
Untersuchte Bodenbrutplätze	153	ca. 50	140	206	190
Kontrollpersonen	109	ca. 20	ca. 30	ca. 50	45

Quelle: SALMINEN, WIKMAN in LINDBERG 1977.

Tabelle 2:

Entwicklung des Wanderfalkenbestandes in Großbritannien (ohne Irland) von 1939 bis 1980

Jahr	besetzte Territorien	% des Vorkriegswertes	Brutpaare mit Jungen	% des Vorkriegswertes
1930 bis 1939	800	100	650	100
1961	390	49	82	13
1962	325	41	68	10
1963	350	44	101	16
ab 1963	260	33	?	
1971	341	43	157	24
	(470?)	(59?)		
1978	540	68	?	
1980			450	69

Quellen: RATCLIFFE 1963; 1967; (in HICKEY) 1969; 1972; (zit. in Peregrine Fund Newsletter Nr. 8) 1980, HORSNELL 1980, eigene Berechnungen.

der früher besiedelten Küsten ist nach wie vor wanderfalkenfrei (RATCLIFFE 1972). Im Peregrine Fund Newsletter (8/1980), der sich auf RATCLIFFE bezieht, heißt es (übersetzt):

»Die gesamte britische Population dehnt sich weiterhin auf eine fast explosive Art und Weise aus. An den Küsten, ..., werden historische Plätze nun rasch wieder besetzt, während bevorzugte Inlandhorste alle wieder besetzt sind, und zusätzliche Paare haben damit begonnen, früher als »ungeeignet« angesehene und bisher nicht benutzte Horstplätze anzunehmen. Einige dieser neuen Horste finden sich auf Felsen, die wenig höher als mannshoch sind und in der Vergangenheit nur gelegentlich vom Turmfalken genutzt wurden.«

Die nächste Zählung ist für 1981 geplant (Peregrine Fund Newsletter 8, 1980, zit. RATCLIFFE).

Die Vorkriegspopulation bestand laut RATCLIFFE (in HICKEY 1969) aus mindestens 200 Paaren. RUTLEDGE (1966 zit. in GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971) gibt für 1950 dann 190 Paare und für 1971 – geschätzt – höchstens 70 Paare an. Dabei soll der Wanderfalk in einigen Gebieten ausgestorben sein. RATCLIFFE (1972) unterscheidet zwischen der Republik Irland, wo 93 von 210 bekannten Brutplätzen 1971 aufgesucht und 61 Paare, 19 davon mit Sicherheit mit erfolgreicher Brut, festgestellt wurden, und Nordirland. Dort wurden alle bekannten 44 Plätze kontrolliert. 34 waren besetzt, wobei sicher 6, vielleicht auch 10 Paare Junge hatten.

Für Irland als Ganzes ist die Situation nach RATCLIFFE (1972) mit der auf der britischen Hauptinsel vergleichbar.

Deutsche Demokratische Republik

KLEINSTÄUBER (in HICKEY 1969), der die felsbrütende Teilpopulation in der DDR bearbeitet hat, stellt deren Bestandentwicklung zunächst am Beispiel eines Teilareals, der Sächsischen Schweiz, dar: In den Jahren bis 1938 kannte er dort 8–10 Paare; diesen Wert schätzt er als »optimale Populationsdichte« (übersetzt) ein. Bei seinen Zählungen 1949 und 1950 im gleichen Gebiet fand er noch 4 bzw. 5 Paare, die 1949 keine Jungen hatten. 1950 erbrachte ein Paar zwei Junge.

Ab 1954 hat KLEINSTÄUBER die gesamte felsbrütende Teilpopulation der DDR untersucht. Seine Feststellungen sind aus Tabelle 3 zu ersehen.

Die durchschnittliche Jungenzahl pro anwesendem Paar bestimmte KLEINSTÄUBER (1963) für den Zeitraum 1946–1960 mit 0,59 für das gesamte Felsbrütergebiet; die Quelle für diesen Wert bleibt unklar, da er (in HICKEY 1969) angibt, in der Sächsischen Schweiz erst ab 1949 und in der gesamten Felsbrüterregion der DDR ab 1954 Untersuchungen durchgeführt zu haben.

Die entsprechenden Werte für 1961 liegen nach KLEINSTÄUBER (1963) bei 0,39 und für 1962 bei 0,29.

Für den nördlichen Teil der DDR, etwa ab der Linie Görlitz-Dresden-Leipzig-Halle-Magdeburg bis zur Ostsee (KLEINSTÄUBER 1963), den der Wander-

Tabelle 3:

Der Wanderfalkenbestand der DDR nach 1950

Jahr	Baumbrüter			Felsbrüter
	Mecklenburg	Brandenburg	Magdeburg/Halle	
1950	mind. 50			
1960	23–38	34–35 (25)	10–12	20 (11)
1962	18–26	23–24 (12–14)	8–9	14 (4)
1964	10–20	12–15 (5)	1–3	8 (2)
1965		11–12 (4)	ausgestorben	8 (2)
1966		9–10 (3)		5 (1)
1967	11–24	10–11 (6–7)		4 (0)
1968	12–16	etwa bis		4 (0)
1969	12–26	1970 konstant		3 (0)
1970	?			3 (0)
1971				3 (0)
1972				2 (0)
1973				1 (0)

STUBBE (1980 briefl.) teilt mit, daß »seit etwa 10 Jahren« kein Brutvorkommen mehr gemeldet worden sei. FISCHER (1977, zit. KLEINSTÄUBER, KIRMSE 1975) schreibt, daß »von den Baumhorsten noch Einzelpaare existieren« können.

In Klammern: ausgeflogene Junge, soweit angegeben.

Quellen: (SCHNURRE 1950, W FISCHER, M. FEILER 1964, SCHRÖDER 1964, alle in GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971; SCHRÖDER in HICKEY 1969; KLEINSTÄUBER in FISCHER 1977)

falke als Baumbrüter besiedelt, schreibt SCHNURRE (1953, zit. SCHUSTER 1928) zur Charakterisierung zumindest der märkischen Situation:

»Jeder märkische Kiefernwald hat seinen Habicht und seinen Wanderfalken«.

SCHNURRE (1950, zit. von SCHRÖDER in HICKEY 1969) erklärt, daß sich dieser Zustand bis Ende des Zweiten Weltkrieges gehalten hat. Dann setzte in der ganzen DDR ein Rückgang ein, der gegen Ende der fünfziger Jahre besonders deutlich wurde (SCHRÖDER in HICKEY 1969). DEPPE (1980) nennt für den Kreis Neustrelitz im Gebiet der Mecklenburgischen Seenplatte 8–9 Paare für die Periode von 1940 bis 1950. Nach seinen Angaben war in diesem Gebiet 1972 die Existenz eines Restpaares fraglich.

Er zitiert SCHRÖDER (1970), der den Rückgang des Wanderfalke auf der Mecklenburgischen Seenplatte von 1950 bis 1965 mit 80 Prozent schätzt.

Die gesamte baumbrütende Teilpopulation ging in ihrem Bestand von 1960 bis 1964 um 70–75 Prozent zurück. Die Werte in Tabelle 3 stimmen fast genau mit den Angaben von FEILER (1964) überein.

3.2.2 Bundesrepublik Deutschland ohne Bayern

In diesem Gebiet gab es 1950 etwa 300 bis 330 Wanderfalkepaare (MEBS 1965, 1969 und GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971), 1955 etwa 235 bis 245, 1960 noch 150 bis 160 Paare. 1965 bestand die Restpopulation aus 65–80 Paaren, sie verringerte sich bis 1968/69 weiter auf 40–42 Paare (MEBS 1965, 1969 und GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971). Zu diesem Zeitpunkt war der brütende Wanderfalkebestand der BRD außerhalb von Bayern und Baden-Württemberg bis auf einzelne Paare praktisch erloschen. Die Entwicklung in den einzelnen Regionen des Landes stellt sich folgendermaßen dar: In Schleswig-Holstein gab es nur Baumbrüter. 1950 gab es dort 15 bis 20 Paare, 1965 noch 1 bis 3 Paare (MEBS 1965). Das Hauptverbreitungsgebiet lag in den ostholsteinischen Grundmoränengebieten. Dort fanden sich 1965 noch ein Paar und ein Einzelvogel, ohne daß eine Brut festgestellt werden konnte (MEBS 1965, zit. RICHTER).

»1967 flogen in einem Revier in Ostholstein 3 Junge aus, 1968 wurde dort ein Paar ohne Junge beobachtet und in zwei weiteren Gebieten je ein Einzelvogel«.

(GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971, zit. MEBS briefl.). MEBS nennt für 1964 noch einen Horst »in der Umgebung Hamburgs« (MEBS 1965, zit. DIEN); das Paar sei 1965 verschwunden gewesen.

Die Paare horsteten meist unter Benützung von Seeadler- (*Haliaeetus albicilla*) und Kolkrahen- (*Corvus corax*) Horsten auf Altbüchen (MEBS 1966). LOOFT (1968) gibt für 1967 die Beobachtung von Wanderfalke an drei Stellen zur Brutzeit an, allerdings habe es keine Brutnachweise gegeben. Seit 1974 überwintert »an der Nord- wie Ostseeküste wieder eine größere Zahl von Wanderfalke mit der Gründung von Winterrevieren« (FISCHER 1977, zit. KURTH mdl.).

In Niedersachsen gab es Baumbrüter in der Lüneburger Heide sowie den angrenzenden Gebieten und Felsbrüter im Weserbergland, im Solling und im Harz (MEBS 1969).

In der Lüneburger Heide horstete der Wanderfalke auf alten Bussard- (*Buteo buteo*), Milan- (*Milvus milvus*) und Krähen- (*Corvus corone*) Horsten in lichten Kiefern-Altbeständen. 1950 gab es noch »schätzungsweise 32 Paare, 1965 noch höchstens 2 bis 4 Paare, die aber wie in den Jahren zuvor keine Jungen mehr hochbrachten« (MEBS 1969). Die

2 Jungvögel des letzten Brutversuches im Jahre 1968 wurden ausgehorstet (GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971, zit. OSTERMÜLLER briefl., SCHOEN-NAGEL 1969).

MEBS (1966) schreibt, er habe 1965 alle in den letzten Jahren noch befliegenen Plätze aufgesucht, sie seien verwaist gewesen.

Im Weserbergland und im Solling gab es um 1950 noch 25–30 Paare (MEBS 1969), 1965 noch 2–4 Paare, die mit Sicherheit keine Jungen hervorbrachten; es ist nicht bekannt, ob diese Vögel die Brut überhaupt versuchten (MEBS 1966).

Im niedersächsischen Teil des Harzes entsprach die Entwicklung der im restlichen Niedersachsen. Von 15 Paaren im Jahre 1950 blieben 1960 noch 2, die keinen Bruterfolg hatten. Von 1960 bis 1962 kamen 8 Bruten zustande, 6 waren erfolgreich, aber letztlich flogen nur an 2 Brutplätzen Junge aus.

1962 gab es noch ein Paar mit 3 Jungen, die aber ausgehorstet wurden. Im nächsten Jahr blieben auch die Altvögel aus (MEBS 1966).

»1966 und 1967 wurden an einem ehemaligen Horstplatz im Westharz noch Altvögel beobachtet. 1966 zusätzlich im Nordharz ein ad. mit zwei juv., ohne daß der Brutort ermittelt werden konnte«

(BLOTZHEIM 1971 zit. RINGLEBEN briefl.). Zwei angebliche, erfolgreiche Bruten 1967 und 1968, an zwei verschiedenen Stellen wurden laut GLUTZ, BAUER, BEZZEL (1971) nicht bestätigt.

Den rein felsbrütenden Bestand in Westfalen gibt MEBS (1965) für 1950 mit 18–20 Paaren an; DEMANDT (1955) nennt für 1951 einen Bestand von 10 Paaren, der bis zum Zeitpunkt der Veröffentlichung auf 6 Paare zurückgegangen sei. Von 1952–1955 wurden 5 Falken geschossen und einer im Eisen gefangen. In 5 Jahren waren 2 Bruten mit zusammen 4 Jungfalke erfolgreich, während etwa »ein Dutzend« Bruten vernichtet wurden. Der Horstfels am Velmerstot wurde von Taubenzüchtern gesprengt (DEMANDT 1955, KUMERLOEVE 1956).

GLUTZ, BAUER, BEZZEL (1971) zitiert eine spätere Veröffentlichung von DEMANDT (1965), wonach es in Westfalen 1951 12 Brutpaare und 1963 noch 2 Paare gegeben habe.

1964 gab es zwei erfolgreiche Bruten, 1966 eine Eiblage, 1969 eine Brut (GLUTZ, BAUER, BEZZEL zit. ZAHN briefl.).

»Der Bestand am Nordrhein zeigte den Rückgang am frühesten« (MEBS 1966). 1950 umfaßte er noch 6–8 Paare, 1965 war er bereits erloschen (MEBS 1965 und briefl. in GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971).

UTTENDÖRFER (1952) zählt die von ihm bis Ende 1944 untersuchten 221 Wanderfalke-Bruten auf. Allein »im Rheinland und in Luxemburg« waren es 31 Paare.

Im Bereich des »Flußsystems Rhein/Mosel/Lahn« (MEBS 1966) brüteten 1950 noch 45–50 Paare. Für 1965 werden speziell am Rhein noch 10–12 Paare angenommen, danach gibt es kaum noch nachgewiesene Brutpaare (MEBS 1966 und GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971 zit. MEBS 1965 und briefl., BERGSCHLOSSER 1968 und KRAMER briefl.). »1967 bis 1969 dürften alljährlich kaum mehr als drei Paare Brutversuche unternommen haben (GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971, zit. nach BAUER und GROH briefl.). Für die Pfalz existieren entgegen den bei KUNZELBACH (in: EMBERIZA 1, 1965) und MEBS (1969) gemachten Angaben nach Mitte der 1950er Jahre keine eindeutigen Brutnachweise mehr« (GROH und SISCHKA in GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971).

Im Saarland gab es bis 1960 noch drei Brutpaare, seit 1965 ist der Wanderfalke zumindest als Brutvogel verschwunden (GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971, zit. WEYERS briefl.). An 7 Horsten gab es von 1960 bis 1964 29 Bruten, von denen 16 erfolgreich waren. Insgesamt flogen 27 juv.¹⁾ aus, mit einem Durchschnitt von 1,69 Jungen pro erfolgreicher Brut und 0,93 Jungen pro Paar und Jahr. ZAHN (1980 mdl.) bezeichnet die Bestände an Rhein, Mosel und Saar ebenfalls als erloschen.

Hessen hatte um 1950 25–30 Paare, 1955 15–20 Paare und 1960 10–12 Paare. 1965 gab es noch 3–6 Paare (MEBS 1966).

Ab 1967 gab es in Nordhessen keine brütenden Wanderfalken mehr. »Die letzten positiven Nachweise stammen aus dem Einzugsgebiet der Eder, dem Kinzigtal, vom Neckar und von der Bergstraße« (GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971, zit. BERGSCHLOSSER 1968). Nach BAUER (zit. GLUTZ, BAUER, BEZZEL 1971) konnte 1968 keine erfolgreiche Brut nachgewiesen werden, während 1969 und 1970 ein Paar erfolgreich brütete.

Die AWU überwacht einen Horst in Südhessen, an dem 1969 zwei, 1970 drei, 1971 ein, 1973 zwei und 1977 vier – davon ein eingesetzter gezüchteter Jungfalke – Jungvögel ausflogen (AWU 1977, 1978). 1980 schlüpfte aus dem Nachgelege ein Jungvogel (AWU 1980). Bruten an diesem Horst sind durch Wassereinbruch gefährdet; die Falken benutzen diesen Platz aber immer wieder, obwohl er »mit einem großen Stein verbarrikadiert« ist (AWU 1980).

In Baden-Württemberg wurden von der Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz (AGW) folgende, in BLOTZHEIM (1971) wiedergegebene Zahlen ermittelt.

Von 130 Paaren im Jahre 1950 verringerte sich der Wanderfalkenbestand bis 1955 auf etwa 110, 1960 auf etwa 80, bis 1965 auf 45 und 1966 auf 30 Paare. Nach

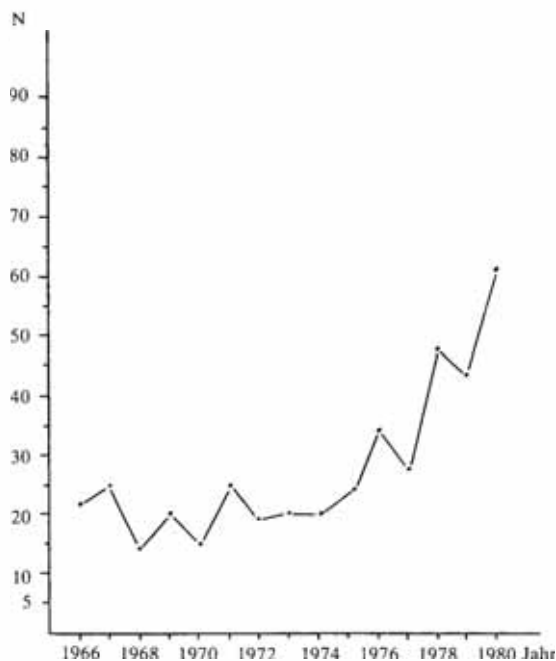


Abbildung 3: Entwicklung des Wanderfalkenbestandes in Baden-Württemberg von 1966 bis 1980

Gestrichelte Linie: Brutvögel oder adulte Drittfalken am Horstplatz (Wert für 1980 aus »Paar«-Angabe hochgerechnet)

Durchgezogene Linie: ausgeflogene Jungvögel.

Quellen: (Werte 1966–78: SCHILLING, KÖNIG 1980
Wert 1980: ROCKENBAUCH 1981 mdl.)

GWINNER (1959) waren von den Gelegen zweier nordwürttembergischer Horste von 1952 bis 1958 40 Prozent Dreiergelege. ROCKENBAUCH (1975) charakterisiert die Entwicklung bis 1965 als stark abfallend, dann gleichbleibend. 1965 seien es etwas mehr als 20 Paare gewesen (ROCKENBAUCH 1978), 1966 etwa 25–28 Paare (ROCKENBAUCH 1981 mdl.). Nach einem leichten Anstieg nennt ROCKENBAUCH (1975) dann 25–30 Paare für Baden-Württemberg, 1978 sind es »etwa« 30 Paare (ROCKENBAUCH 1978). 1978 flogen 47 Jungfalken aus den von der AGW bewachten Horsten aus, 1979 waren es 43, 1980 bei 44 Paaren 61 Junge (AGW 1980 und ROCKENBAUCH 1981 mdl.). Der Brutplatz im Bodenseebereich ist seit 1965 nicht mehr besetzt (HECKENROTH 1970).

3.2.3. Bayern



Abbildung 4: Die Lage der vier Verbreitungsgebiete des Wanderfalken in Bayern

U = Unterfranken

B = Bayerischer Wald

F = Frankenjura

A = Bayerische Alpen

Unterfranken

In Unterfranken besteht eine kleine Restpopulation des Wanderfalken. Dort sind 8 Plätze bekannt, an denen der Wanderfalke mindestens einmal gebrütet hat; davon fand eine Brut 1952 an einer Burgruine (U9) statt. Seit der Beobachtung eines Einzelvogels im Jahre 1953 wurde der Wanderfalke an diesem Platz nicht mehr bestätigt (MEBS 1968, 1980 mdl.).

U6 liegt in der Nähe anderer Wanderfalkenhorste und wäre ein ideales Brutbiotop (MEBS 1980 mdl.); es sollte daher mit kontrolliert werden (MEBS 1980 mdl.), obwohl dort bisher keine Brut beobachtet wurde.

Zur Abgrenzung der vier Teilgebiete siehe Abbildung 4. Die zahlreichen Mitteilungen über Beobachtungen an Wanderfalkenhorsten wurden nach ihrer Zuverlässigkeit und Exaktheit gegliedert. So wurde z. B. eine Beobachtung ausfliegender Jungvögel in die Spalte »Brutnachweis« aufgenommen, während die Angabe »Brut« oder »Paar anwesend« unter der Rubrik »Brutverdacht« eingetragen wurde.

In einigen wenigen Fällen gab es gerüchteweise

1) juvenil

Tabelle 4:

Entwicklung der vier Teilpopulationen des Wanderfalken in Bayern von 1950 bis 1980

Jahr	Brutnachweis				Brutverdacht				Unbelegte Meldung				Jahres- summe
	Platz bekannt		Platz unbekannt		Platz bekannt		Platz unbekannt		Platz bekannt		Platz unbekannt		
	U	F B A	U	F B A	U	F B A	U	F B A	U	F B A	U	F B A	
1950	4	4 1 1			3	21 3	1	4					42
1951	1	6 1 1			6	19 3	1	4					42
1952	1	4 1 2			5	19 3	1	4					40
1953	1	3 1 3			4	20 3 1	1	4					41
1954	3	6 1			4	15 4	1	4					38
1955	2	8 1			4	16 3 1	1	4					39
1956	3	7 1			3	16 2		4					36
1957	2	3 1			3	13 2 1		4					28
1958		2 1 1		4	2	12 2 1		2					27
1959	2	3 1			2	10 2		1					20
1960			1 1		2	13 2		2					21
1961	1	1 2			2	9 1 1		1					18
1962	1	3 2			2	7 2		2					19
1963	1	3 1			2	7 1		4					19
1964	1	4 1 3		1	2	6 1		2					20
1965	2	4 4		1	1	2 1		4			1		20
1966	1	2 3		1		1							8
1967		1 9			1	1 2		1					15
1968		3 10		2	1	3		2					21
1969		2 9			1	4		4					20
1970		2 3		1	1			1					8
1971		2 3		3	1	3							12
1972			1		2			1					5
1973			2		1	1		1					5
1974					1		1						2
1975			1		1		1						3
1976		1 2		1	1		1						6
1977	1		1		1								3
1978	2		1		1		1				1		7
1979	1		5		1		1		1				10
1980	1		7		1		2			1			13

Meldungen über Bruten. Dies führte zur Eintragung in der Spalte »Unbelegte Meldung«. Diese drei Gruppen wurden außerdem nach dem Kriterium der exakten Ortsangabe unterteilt. Nur in die topographische Karte eingetragene Horste wurden unter »Platz bekannt« aufgenommen.

Für den Bereich Unterfranken sind ab 1950 bis 1966 in den meisten Jahren erfolgreiche Bruten, in jedem Jahr Bruten ohne Erfolg oder solche mit zweifelhaften Erfolg belegt.

Bis 1972 gibt es dann keinerlei Brutnachweise. Ab 1973 fanden am Horst U 1 Bruten statt, ohne daß Jungvögel beobachtet werden konnten. Am Horst U 8 wurden 1977 drei Eier, 1978 zwei Eier, 1979 drei Eier und 1980 drei oder vier Eier gelegt. 1977 schlüpfen ein, 1980 3 Jungvögel. TROMMER (mdl.) setzte hier 1977 drei, 1978 drei und 1979 zwei von ihm in Gefangenschaft gezüchtete Wanderfalken nach der Adoptionsmethode in den Horst ein.

Auffallend ist, daß U 1 und U 8 als die zwei Horste, die mit am längsten besetzt gewesen waren, als erste wieder Brutpaare beherbergten. Sie scheinen vom Wanderfalken als optimale Brutplätze »eingestuft« worden zu sein.

Frankenjura

Im Frankenjura gibt es sehr viele potentielle Wanderfalkenbiotope; denn wegen des jurassischen Ausgangsgesteins mit seinen typischen Erosionsformen

bieten sich besonders häufig steile Felspartien als Horstwände an. Genau bekannt sind in diesem Gebiet 31 ehemalige Brutplätze; außerdem gibt es ernstzunehmende Hinweise auf 10 Brutplätze, deren Lage zwar kleinräumig bekannt, aber nicht exakt bestimmt ist. Zu diesen Plätzen liegen keine Beobachtungsmeldungen für einzelne Jahre vor. In einem weiteren Fall ist der Horstplatz nicht genau zu bestimmen, es besteht aber Brutverdacht für die erste Hälfte der fünfziger Jahre.

1928 fand eine Brut an einem Gebäude inmitten einer Stadt statt.

Auffallend ist die Zahl der vermuteten oder nicht sicher festzustellenden Bruten; sie beträgt meist etwa das drei- bis vierfache der nachgewiesenen Bruten des selben Jahres. Dies ist darauf zurückzuführen, daß relativ wenige Fachleute dieses große Teilgebiet kontrolliert haben und so zwangsläufig für den einzelnen Horst nur eine kurze Beobachtungszeit zur Verfügung steht. Dadurch, daß als Ergebnis einer solchen kurzen, stichprobenartigen Kontrolle korrekterweise nur »Anwesenheit des Paares« gemeldet wird, ergibt sich das vorliegende Bild. *Ein allerdings nicht genau zu quantifizierender Anteil der »vermuteten« Bruten hat also mit Sicherheit ausgeflogene Jungvögel erbracht.*

Der letzte Brutnachweis stammt aus dem Jahr 1976, allerdings geht die fast geschlossene Reihe von Brutnachweisen seit 1950 – nur 1960 bildet eine Ausnahme – schon 1972 zu Ende. Diese Zahlen zeigen

eine zunächst durch Schwankungen überdeckte, dann, ab Mitte der sechziger Jahre, deutliche Abnahme. Diese Entwicklung zeigt sich wesentlich krasser in der Spalte »Brutverdacht«, hier handelt es sich um eine Abnahme von 21 auf 2 beobachtete Paare.

Als in verschiedener Hinsicht typische Beispiele seien folgende genannt: Für den Horst F 40 liegen Meldungen von 1950 bis 1971 vor, mit Ausnahme der Jahre 1966 bis 1969. In 18 Jahren wurden einmal vier, dreimal drei, dreimal zwei und einmal ein Jungvogel erbracht, insgesamt also 20 Jungvögel. Von diesen wurden 6 in 3 Jahren getötet, dazu kommt ein zerstörtes Gelege. Nachdem 1971 wiederum 3 Jungvögel ausgenommen worden waren, verwaiste dieser Horst 1972. Hier deutet sich die mögliche Stärke direkten menschlichen Einflusses an.

Die erwähnte Brut 1976 fand am Horst F 23 statt, ihr Ergebnis ist nicht bekannt. Bis 1975 soll die Brut an einem anderen Platz in der Nähe stattgefunden haben. Allerdings bestehen außer einem Brutverdacht 1954 keine weiteren Angaben zu diesem Horst. Mutmaßungen über regelmäßige, unbeobachtete Bruten zwischen 1954 und 1976 wären reine Spekulationen; trotzdem wird an diesem Beispiel deutlich, wie Gesamtergebnisse einer Bestandserfassung durch unregelmäßige und unvollständige Kontrolle verfälscht werden könnten.

Am Horst F 20 fand 1966 die letzte Brut statt. ZAHN band 2 Jungvögel aus dem Straubinger Zoo in Horstnähe an, fütterte sie und ließ sie gemeinsam mit den 3 wilden Jungvögeln ausfliegen. Seit 1967 ist dieser Horst verwaist.

Bayerischer Wald

Im Bayerischen Wald wurden an 6 verschiedenen, genau lokalisierten Horsten Bruten des Wanderfalken beobachtet, zuletzt 1964. Es gibt nur wenige Meldungen nachgewiesener Bruten. Dagegen überwiegen auch in diesem Gebiet die Meldungen nicht eindeutig nachgewiesener Bruten bzw. Brutversuche. Die letzte Meldung stammt aus dem Jahre 1967, vom Horst B 1. Ein Paar wurde hier seit 1950 außer in den Jahren 1961 und 1963 regelmäßig beobachtet; aber nur für 1964

wird das Schlüpfen einer nicht bekannten Anzahl von Jungvögeln beschrieben. 1978 wurde hier ein weiblicher Altvogel beobachtet.

Am Horst B 3 wurde 1960 zum letzten Mal eine Brut, die im übrigen abgebrochen wurde, festgestellt, nachdem 1958 drei geschlüpfte Jungfalken getötet worden waren. Weitere Bruten an diesem Horst sind nicht nachweisbar. Allerdings fand WOTSCHIKOWSKY 1974 (1980 briefl.) alte Taubenrupfungen am Horst. 1977 wurde dort ein weiblicher Altfalke beobachtet. In den letzten Jahren wurden an mehreren Plätzen einzelne Wanderfalken beobachtet, so bei B 2 (1967 und 1968), bei B 5 (1964), bei B 9 (1960 und 1965) und bei B 10 (1979). Bei B 2 und B 10 sind diese Beobachtungen der einzige Hinweis auf ein möglicherweise anwesendes Brutpaar: B 5 liegt wahrscheinlich auf tschechischem Gebiet, bis 1964 wurden jedes Jahr zur Brutzeit Einzelvögel gesichtet.

Am Horst B 6 sollen 1903, 1912 und 1915 Wanderfalken gebrütet haben, neuerer Hinweise gibt es nicht.

Alpen

In den Bayerischen Alpen wurden 34 Horstplätze, an denen Wanderfalken mindestens einmal brüteten, genau lokalisiert, ebenso zwei Plätze ohne datierte Beobachtung. Dazu kommen 15 Plätze mit sowie 6 Plätze ohne nachgewiesene, konkrete Beobachtungen, deren genaue Lage nicht ermittelt werden konnte.

Bei dieser Einteilung wurde streng unterschieden zwischen den Angaben, die der Kenner des Horstes anhand einer Photographie oder einer Topographischen Karte 1:25.000 präzisieren konnte und solchen, die sich lediglich auf ein bestimmtes Massiv bezogen. Dies erschien notwendig, um einen unverfälschten Eindruck vom tatsächlichen Kenntnisstand über die Teilpopulation des Wanderfalken in den Bayerischen Alpen gewinnen zu können; denn die dort durchgeführten Kontrollen reichen bei weitem nicht aus, um den Wanderfalkenbestand lückenlos zu erfassen. Darauf deuten die im Verhältnis zur Gesamtzahl aller bekannten Horste wenigen sicher nachgewiesenen Bruten und der – im Gegensatz zu den bisher behandelten Teilpopulationen – hohe Anteil vermuteter



Abbildung 5: Die Entwicklung des bayerischen Wanderfalkenbestandes von 1950 bis 1980

Bruten an nicht exakt bestimmten Plätzen hin.

Die Schwierigkeiten der Bestandserfassung lassen sich am Beispiel von A 27 darstellen: zwischen 1950 und 1980 gibt es insgesamt 12 Jahre, aus denen von einer »Brut« berichtet wird; davon werden 4 als »erfolgreich« ohne Angabe der Jungenzahl bezeichnet. Nur 1962, 1964, 1968 und 1979 wurde das Ausfliegen von je 2 Jungfalken beobachtet. 1980 wurde ein Beobachter auf einen Jungvogel durch dessen Rufe aufmerksam und bestätigte ihn als geschlüpft, während das Ausfliegen wiederum nicht beobachtet wurde.

Von dem Horst A 22 liegen erst seit 1965 Beobachtungen vor, aber er zeigte seitdem eine vergleichsweise hohe Erfolgsquote. Von 1965 bis 1980 flogen dort in 7 Jahren 13 Jungfalken aus, in den übrigen Jahren, darunter 1980, war zumindest ein Brutpaar am Horst. Eine Ausnahme bilden 1965 und 1968, in diesen Jahren wurden jeweils nur einzelne Altvögel festgestellt.

Auch an anderen Horsten mit Bruterfolg seit Mitte der siebziger Jahre fällt auf, daß nur wenig oder keine Hinweise aus früheren Jahren, also besonders vom Beginn der fünfziger Jahre, vorliegen, die eine Abschätzung der Populationsentwicklung anhand einzelner typischer Horste ermöglichen könnten.

Am Horst A 5 wurden 1979 und 1980 jeweils 2 ausfliegende Jungfalken beobachtet, 1968 war es ein junges Falkenweib. Der einzige weitere Hinweis bezieht sich auf eine Brut, die »etwa« 1952 stattgefunden haben soll. Ähnliches gilt für A 14. Außer 3 ausgeflogenen Jungvögeln 1978 und jeweils 2 ausgeflogenen Jungen in den restlichen Jahren von 1975 bis 1979 sind keine Beobachtungen bekannt. A 16 wurde sogar nur 1980 und 1981 als besetzt gemeldet. Von diesen konkreten Angaben abgesehen, existiert nur die Aussage, es seien Wanderfalken mehrmals während der Brutzeit im Gebiet gesehen worden.

Die angeführten Beispiele sind typisch für den Wanderfalkenbestand in den Bayerischen Alpen. Sie zeigen, daß das vorhandene Datenmaterial nicht für eine fundierte statistische Auswertung ausreicht. Diese Datensammlung bietet aber eine gute Grundlage für die weitere Kontrolle des Bestandes, da sie sowohl nachgewiesene Angaben als auch bloße Hinweise enthält und deren Zuverlässigkeit im jeweiligen Einzelfall erkennen läßt. Auf diese Weise wird der sinnvolle Einsatz beschränkter personeller und materieller Kapazitäten möglich.

3.3 Rückgangsursachen

3.3.1 Natürliche Einflüsse

Mit dem beginnenden Rückgang des Wanderfalkenbestandes stellte sich die Frage nach dessen Ursachen. DEMANDT (1952, 1953) stellte im Vergleich zu den Vorkriegsjahren bei westfälischen und rheinischen Wanderfalken eine Verringerung der Gelegegrößen und eine Verschlechterung der Schlupfergebnisse fest. So habe es in den dreißiger Jahren »bei einem Paar stets 3–4 Eier, aus denen regelmäßig ebensoviele Junge schlüpften« (DEMANDT 1952), gegeben. In den Jahren 1950 und 1951 habe er dagegen nur noch einen einzigen Horst mit einem Dreiergelege gefunden. Meist seien es nur zwei Eier pro Gelege, von denen oft eines faul sei. Außerdem beklagt er die im Gegensatz zu märkischen Wanderfalken fehlende Bereitschaft zur Bildung von Nachelegen. Aus diesen Beobachtungen schließt DEMANDT auf eine Überalterung der Bestände. »Es fehlt hier völlig an

Nachwuchs, so daß die alten Weibchen nicht abgekämpft werden können« (DEMANDT 1952).

MEBS (1963) widerspricht dieser Auffassung. Seine Zählungen, allerdings in Süddeutschland, ergaben bei 24 vollständigen Gelegen der Jahre 1957 bis 1959 eine durchschnittliche Gelegegröße von 3,21 Eiern pro Gelege. Der Vergleichswert, berechnet anhand von 186 Gelegen aus der Zeit der Jahrhundertwende und zum größten Teil gesammelt in der Mark Brandenburg, lag bei 3,44 also um 0,23 höher. MEBS schließt daraus, daß von einer »allgemeinen« Verminderung der Gelegegröße nicht die Rede sein könne.

Er warnt außerdem davor, das Ausbleiben einer Brut bei einem Wanderfalkenpaar zwangsläufig auf dessen Überalterung zurückzuführen. Er nennt als Beispiel einen zehn Jahre erfolglosen Neckarhorst; dort habe sich nachträglich herausgestellt, daß ein Brieffaubenzüchter regelmäßig das Gelege zerstört hatte (MEBS 1963). »Und es darf als ziemlich sicher gelten, daß die Überalterung, falls sie sich überhaupt als Sterilität auswirken kann, nur eine relativ kleine Komponente darstellt im gesamten Ursachen-Komplex des Wanderfalkenrückgangs« (MEBS 1963).

KRONEN (1970) beziffert den Rückgang der Haustaubenhaltung nach dem Krieg mit 60–80 Prozent. Dadurch fehlt seiner Meinung nach die »Ernährungsgrundlage« für eine Wiederausbreitung des Wanderfalken. Zwar macht die Haustaube nach UTENDORFER (1939) 33 Prozent der Gesamtbeute der Population des Binnenlandes aus, da sich die Wanderfalken auf Haustauben spezialisiert hätten, und ROCKENBAUCH (1971) kommt zu dem Ergebnis, daß Tauben mit 21,5 Prozent – nach den Drosseln mit 25,1 Prozent – an der Beute südwestdeutscher Wanderfalken beteiligt sind; ROCKENBAUCH (1971) charakterisiert aber selbst die Beziehung zwischen Tauben- und Wanderfalkenbestand: »Der starken Wiederbelebung der Taubenhaltung folgte nicht die erhoffte Zunahme des Wanderfalkenbestandes und zudem besteht keine entscheidende Abhängigkeit vom Taubenangebot«.

ZAHN (1980 mdl.) bezeichnet die Nahrungsgrundlage für den Wanderfalken als »besser als je zuvor«. Es gebe keine Spezialisierung eines Falken auf eine bestimmte Beuteart.

Laut TROMMER (1980 mdl.) ist das Nahrungsangebot für den Wanderfalken eher größer geworden. Seine Hauptbeute bestehe aus Drosselartigen, Staren, Tauben und Möwen. Das Beutespektrum ändere sich jahreszeitlich (TROMMER 1980 mdl.).

Das Angebot an geeigneten Horstnischen stellt, so ZAHN (1980 mdl.) und VOGT (1980 mdl.), keinen begrenzenden Faktor für eine Wiederausbreitung des Wanderfalken dar. Natürliche Einflüsse, die eine Horstnische für den Wanderfalken unbrauchbar machen können, sind z.B. starker Bewuchs der Horstwand (VOGT 1977, 1978), die AWU hat daher eine Horstwand in Hessen 1980 ausgeholzt (AWU 1980), oder Wassereintritt; DEMANDT (1955) schildert zwei Fälle, in denen letzteres möglicherweise der Fall gewesen sei.

Auf Einflüsse der Witterung wird später eingegangen werden.

MEBS (1966) schließt aus vier Brutpaaren auf den Dächern alter Jagdkanzeln in der Lüneburger Heide und aus weiteren Brutpaaren auf flachen, in den Wipfeln hoher Kiefern angebrachten Weidenkörben auf einen bei der damaligen Restpopulation im gesamten Gebiet bestehenden Horstmangel. Dieser sei durch den Zer-

fall der natürlichen Horste anderer Greifvogelarten, die vom Wanderfalken benutzt wurden, verstärkt worden, da deren Bestände ebenfalls zurückgingen. KIRMSE (1970) sieht hierin einen Grund für das gleichzeitige Verschwinden mehrerer Greifvogelarten, also z. B. von Wanderfalke und Milan (*Milvus milvus*).

Wo Kolkkrabe (*Corvus corax*) und Wanderfalke gemeinsam vorkommen, können sie in Horstplatzkonkurrenz zueinander treten. HERREN (1957) schreibt dazu: »Falke und Rabe hetzen sich ständig umher, aber wir besitzen noch keinen eindeutigen Beweis, daß der eine dem anderen Schaden zufügte«. Er beobachtete, daß der Kolkkrabe, der seit 1951 in der Schweiz aus den Alpen wieder in Mittelland vorgezogen sei, wegen seiner um 2–3 Wochen früheren Brutzeit, den Wanderfalken »einengte«.

In der 3. DBV-Denkschrift (1975) wird die Ausbreitung des Kolkkraben in Süddeutschland und Ostfrankreich »als eine neue Konkurrenz an Horstplätzen des Wanderfalken« eingestuft. »Während der Balz können faszinierende Flugspiele beobachtet werden. Dabei obsiegen die Falken in der Regel im einzelnen Gefecht, lassen sich aber durch die größere Hartnäckigkeit der Raben vom Platze abdrängen«. Der Bericht spricht weiter von zwei Ausnahmefällen, in denen Kolkkraben und Wanderfalke 1975 am selben Felsen mit nur 6 m bzw. – in Bayern – mit 10 m Abstand brüteten. Auch hier wird auf den zeitlichen Vorsprung des Kolkkraben beim Brutbeginn, etwa 3 Wochen, verwiesen. »Gegenseitige Belästigungen während Brut und Jungenaufzucht wurden nicht beobachtet« (DBV 1975).

KRAUS und ZIEGLER (1980 mdl.) haben beobachtet, wie Wanderfalken ein Kolkpaar vertrieben und den Horstplatz selber übernahmen.

Neben dem Kolkkraben konkurriert auch der Uhu (*Bubo bubo*) mit dem Wanderfalken um geeignete Horstplätze. Der Uhu bevorzugt zwar tiefe Nischen und Höhlen, während der Wanderfalkenhorst eher auf schmalen Bändern oder Sims anzutreffen ist (MEBS 1980 mdl.); aber beide Arten sind bei der Horstwahl so flexibel, daß sich ihre Ansprüche praktisch voll überdecken.

Der Wanderfalke wird von allen Fachleuten als der Schwächere in einer Auseinandersetzung mit dem Uhu angesehen (DBV 1975, AWU 1975, ROCKENBAUCH 1978, MEBS 1976, ZAHN 1980 mdl.).

ROCKENBAUCH (1978a) schreibt daher: »Die besten Uhuplätze von gestern sind die letzten Wanderfalkenplätze von heute«, um zu verdeutlichen, daß der Wanderfalke früher nach den Ansprüchen beider Arten suboptimale Plätze übernahm, während der Uhu die optimalen Horste besetzte. Heute müssen zahlreiche der früher nur suboptimalen Plätze als ungeeignet eingestuft werden, weil sie durch die Überschliefung der Landschaft die Brut eines Wanderfalkenpaares nicht mehr zulassen, höchstens der Turmfalke (*Falco tinnunculus*) benutzt sie noch (ROCKENBAUCH 1978a).

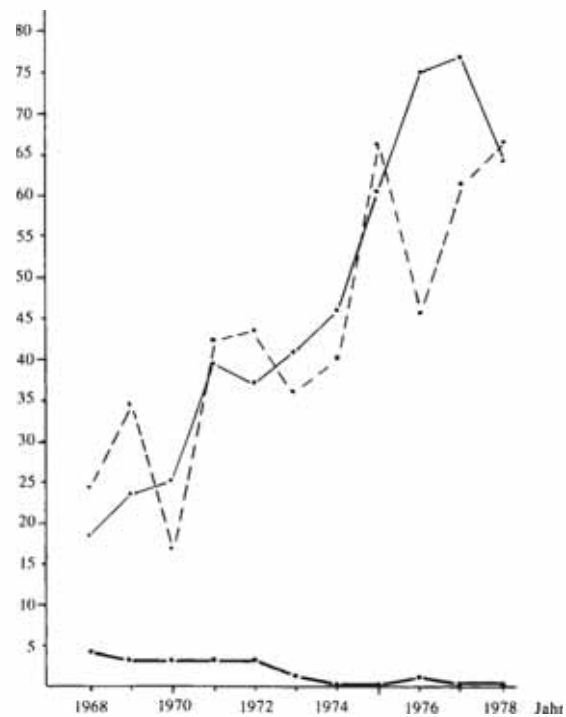


Abbildung 6: Entwicklung des Wanderfalken- und des Uhubestandes im nordbayerischen Jura von 1968 bis 1978
 dünne durchgezogene Linie: festgestellte Uhu-paare
 punktierte Linie: davon mit Bruterfolg
 gestrichelte Linie: ausgeflogene Uhu-junge
 dicke Linie: festgestellte Wanderfalken-paare
 Quellen: WICKEL 1979; eigene Recherchen.

ROCKENBAUCH (1980 mdl.) fand in zwei Uhuhorsten Rupfungen von Wanderfalken; er hält außerdem den Uhubestand in Franken, der, ebenso wie in Thüringen »wieder die natürliche Bestandesdichte« erreicht haben soll (DBV 1975), für verantwortlich für das Fehlen des Wanderfalken in dieser Landschaft, die ihm früher zahlreiche Brutplätze bot. TROMMER (1980 mdl.) kennt allerdings Fälle, wo Wanderfalke und Uhu in der Fränkischen Schweiz mit 1 bis 2 km Abstand voneinander brüteten, ohne sich zu stören. MEBS (1980 mdl.) berichtet, wie er an einem Felsen, an dem Wanderfalken und Uhus dicht beieinander brüteten, durch seine Annäherung den brütenden Uhu aufscheuchte, der beim Auffliegen von den Wanderfalken sofort auf das heftigste angegriffen wurde. Wahrscheinlich handelt es sich hierbei um das gleiche Phänomen, das DEPPE (1972) auch für einen »Doppelhorst« von Seeadler (*Haliaeetus albicilla*) und Wanderfalke auf einer Kiefer beschreibt. Dort wurden die an- und abfliegenden Adler heftig attackiert, die Erschütterung des Horstbaumes beim Aufstehen des brütenden Adlers ließ den Wanderfalken auf seinem tiefer gelegenen Horst bereits aufmerksam werden. Am Horst selbst ignorierten die Wanderfalken das Adlerpaar aber völlig. Wegen des beschriebenen Konkurrenzverhältnisses zwischen Uhu und Wanderfalke wird

Tabelle 5:

Brutpaarbestand von Wanderfalke und Uhu in der BRD im Vergleich

	1935	1950	um 1955	um 1965	um 1977
Uhu	35	—	40	40	120-130
Wanderfalke	mind. 350	320-380	250-285	70-90	40-50

Bestandesgröße des Wanderfalken für 1935 geschätzt.

Quellen: MEBS 1966, ROCKENBAUCH 1978, SCHILLING, KÖNIG 1980; eigene Recherchen.

mehrfach die Einstellung der Uhuaußsetzaktionen, zumindest in den »Wanderfalkenrückzugsgebieten« (ROCKENBAUCH 1978) gefordert. Die AWU (1975) weist aufgrund schlechter Erfahrungen, z. B. in Ostbayern, wo von 1968 bis 1974 an 4 von 5 von fruchtbaren Wanderfalkenpaaren verlassenen Horsten der Uhu einzog, »Tabuzonen« für die Aussetzung von Uhus aus. Im gleichen Sinne äußert sich der DBV (1975); denn: »Der Uhubestand in Deutschland und seine Wiederansiedlung in Baden-Württemberg sind auch ohne weitere aktive Hilfe gesichert« (ROCKENBAUCH 1978a).

Konkurrenzsituationen bei der Wahl des Horstes ergeben sich für baumbrütende Wanderfalken mit den ursprünglichen Erbauern dieser Horste. So schildert SCHNURRE (1953), wie Schwarze Milane 1952 und Fischadler 1951 auf dem Darß an der Ostsee von ihren Horsten Wanderfalken vertrieben. Er kennt außerdem einen Fall in Pramort an der Ostsee, wo Nebelkrähen die Wanderfalkeneier auffraßen. Gleiches beschreibt DEMANDT (1955) im Zusammenhang mit dem Problem der Störung der brütenden Falken durch den Menschen. Er sieht an dem unter Umständen für längere Zeit verlassenen Gelege für »Häher und Krähen« Gelegenheit, die Eier zu »zerhacken«. UTTENDÖRFER (1952) erwähnt den Wechsel eines an seinem Felsenhorst gestörten Wanderfalkenpaares auf einen alten Bussardhorst, ohne anzugeben, ob sich dieser Wechsel innerhalb einer einzigen Brutzeit vollzog und ob die Falken möglicherweise anwesende Bussarde vertrieben.

FORMON (1969) zählt zwar den Habicht als eine Gefahr für Jungfalken mit auf, glaubt aber andererseits, daß dies höchstens eine »Ausnahme« (übersetzt) sein könne. Allerdings hat es bei Aussetzaktionen mit Jungfalken durch die Wildflugmethode Verluste durch den Habicht gegeben (VOGT, SAAR 1980 mdl.).

An einer Horstwand in Südwestfrankreich wurde in einem Jahr häufig eine Wildkatze (*Felis silvestris*) mit Jungen beobachtet. Es ließ sich nicht nachweisen, daß sie für den in jenem Jahr ausbleibenden Bruterfolg der Wanderfalken verantwortlich war.

Anders verhält es sich mit dem Marder (*Martes foina*): DEMANDT (1955) hält zwar das von ihm abgebildete, höchstwahrscheinlich vom Marder angebissene Wanderfalkenei für einen »Einzelfall«, ein von ihm 20 Jahre lang kontrollierter Horst in einem Steinbruch sei vom ständig dort vorhandenen Marder nie behelligt worden und auch TROMMER (1980 mdl.) hält wie SAAR (1980 mdl.) den Einfluß des Marders für gegeben, aber unbedeutend; SCHILLING, KÖNIG (1980) glauben daher, daß in Baden-Württemberg der Marder ein Drittel aller Bruten gefährden würde, wenn es keine Bewachung gäbe.

ROCKENBAUCH (1980 mdl.) nennt den Marder bei seiner Aufzählung der Hauptrückgangursachen an dritter Stelle nach Greifvogelhaltern und Kletterern. HELLER (1965) sieht im Edelmarder einen »nicht zu unterschätzenden Feind«, der zu »akrobatischer Kletterei« in der Lage sei. Er bringt aber keine Beweise für einen Marderfraß.

Laut AGW (1971) ist der Marderfraß an Wanderfalkeneiern nachgewiesen, läßt sich aber vorbeugend vermeiden, z.B. durch Geruchsstoffe. Einerseits ist dies aber sicher kein Allheilmittel, andererseits sollte der Marder eher als Randerscheinung im Komplex der Rückgangursachen angesehen werden. FORMON (1969) hat einen Marder bei Klettereien an einem südwestfranzösischen Horstfelsen beobachtet. In dem entsprechenden Jahr flogen keine Jungvögel aus; aber

auch hier gibt es keinen direkten Nachweis.

Parasiten stellten eine weitere mögliche Gefährdung besonders für Wanderfalkennestlinge dar. Im Arbeitsgebiet der AGW waren Zecken 1979 für den Tod von mindestens 6 Jungfalken verantwortlich (AGW 1980), von 17 tot geborenen Nestlingen der Jahre 1966 bis 1977 schienen 8 am Zeckenbefall mit seinen Folgeerscheinungen eingegangen zu sein.

SCHILLING und KÖNIG (1980) weisen auf die potentielle Gefährdung durch bisher in Mitteleuropa unbekannt Zeckenarten hin, die mit Fleisch- und Düngemittelimporten »aus dem Süden« eingeschleppt wurden. Bisher bestimmten sie allerdings die an Wanderfalken gefundenen Zecken als *Ixodes arboricola*, einer für Höhlenbrüter spezifischen Art.

Die Aussage TROMMERS (1980 mdl.), Parasiten könnten nur entsprechend disponierten Nestlingen gefährlich werden, wird durch die Feststellung von Darmparasiten nach einem Isosporen-Befall (Sporozoa, Coccidiose-Erreger) bei »halbverhungerten« Jungen, die wegen starker Störungen am Horst nicht ausreichend gefüttert worden waren, erhärtet (DBV 1975).

Salmonellen konnten bisher weder in Resteiern, noch in den Eingeweiden toter Vögel, noch im Kot nachgewiesen werden (DBV 1975).

In einigen Veröffentlichungen wird der Einfluß der Witterung diskutiert. DEMANDT (1955) spricht der späten Schneelage in jenem Jahr einen ungünstigen Einfluß auf den Bruterfolg zu.

Im Gegensatz zu ROCKENBAUCH (1980 mdl.) und FORMON (1969), die beide in ihrem Untersuchungsgebiet keine vorherrschende Exposition der Horstnischen feststellen konnten, vertritt MEBS (in HICKEY 1969 und 1980 mdl.) die These, daß die Wanderfalken der Alpen die Südost-Exposition bevorzugen. Sie bietet Schutz vor den niederschlagsbringenden Nordwestwinden und sichere eine frühe morgendliche Erwärmung durch die Morgensonne.

Bei zwei der bereits erwähnten 17 toten Nestlinge der Jahre 1966 bis 1977, die von SCHILLING, KÖNIG (1980) untersucht wurden, wurde als Todesursache Hagelschlag ermittelt.

VOGT (1980 mdl.) hält das Kleinklima der Horstnische für wichtiger als deren Exposition.

FORMON (1969) gelang es nicht, eine gesicherte Beziehung zwischen Durchschnittstemperatur und Durchschnittsniederschlag der Brutmonate März und April auf der einen und dem Bruterfolg der einzelnen Brutpaare auf der anderen Seite herzustellen. Eine derartige Beziehung zwischen den Wetterdaten und der Gesamtzahl der Bruten in einem festen Gebiet erscheint ihm dagegen wahrscheinlicher.

Hohe »Frühjahrsfeuchtigkeit« hat sich als ungünstiger als Kälte im entsprechenden Zeitraum erwiesen (AWU 1971). »Unser Klima ist dem Wanderfalken jedoch zuträglich« (AWU 1971).

3.3.2 Menschliche Einflüsse

Der Mensch hat sowohl auf direkte als auch auf indirekte Weise zum Rückgang des Wanderfalken beigetragen. MEBS (1963) weist die »Hauptschuld« am Rückgang des Wanderfalken der Verfolgung durch den Menschen zu. Er berechnete (MEBS 1971) den anteiligen Verlust an Jungfalken in Deutschland durch direkten menschlichen Einfluß auf 61 Prozent im ersten Lebensjahr, gegenüber 24 Prozent in den folgenden Jahren. Mit unterschiedlichen Methoden wurde und wird aus den verschiedensten Gründen der

Bruterfolg der horstenden Wanderfalkenpaare ver-eitelt.

DEMANT (1952) berichtet von fortgesetzten Horst-plünderungen. Die AWU (1971) hält den »Faktor Aushorstung für entscheidend«, da sich Pestizide – als indirekter Einfluß des Menschen – nachweislich noch nicht negativ ausgewirkt hätten. Sie weist auf »ca. 600 Falkner im ODF (Orden Deutscher Falconiere) und im DFO (Deutscher Falken-Orden)« hin, die mit Beizfalken versorgt werden müßten. SCHILLING, KÖNIG (1980) sprechen in diesem Zusammenhang von »12 Falknerclubs mit über 1000 organisierten Mitgliedern und einer unbekanntem größeren Zahl nicht organisierter Falkner« in der BRD.

Es wird behauptet, daß seit dem zweiten Weltkrieg 7000 Wanderfalken für deutsche Liebhaber ausgehorstet worden seien (AGW 1973). Der DFO hält dem entgegen, nur wenige Falkner beschäftigten sich mit dem Wanderfalken, entsprechend gering sei die Zahl der von Falknern gehaltenen Wanderfalken (DFO 1971). Der geringe Ersatzbedarf der deutschen Falkner, zumindest der im DFO organisierten, sei, so Prof. SAAR, durch die gezüchteten Vögel zu befriedigen, die überdies bewußt zu relativ niedrigen Preisen abgegeben würden, um dem illegalen Greifvogelhandel und damit auch dem Greifvogelfang die Grundlage zu entziehen (SAAR 1980 mdl.). VON ESCHWEGE (AWU) hält dieses Vorgehen aber nicht für erfolgversprechend, da, ausgelöst durch den neuen Reichtum in den nahöstlichen Ölförderländern, dort eine starke Nachfrage nach Prestigeobjekten, in diesem Fall wilden Wanderfalken, herrsche, wobei der Preis eine untergeordnete Rolle spiele (AWU 1980 b, VON ESCHWEGE 1981 mdl.).

Die AGW (1980) glaubt, durch ihre Bewachungs-aktionen an Brutplätzen »einige wesentliche Rück-gangsfaktoren« ausgeschaltet zu haben, darunter auch Aushorstungen. 1979 wurde in Baden-Württemberg zuletzt ein Viererlege ausgehorstet (AGW 1980). Im Südharz bewachten »Idealisten« (MEBS 1963) 1962 einen Wanderfalkenhorst mit 3 Jungvögeln; trotzdem waren diese eines Morgens verschwunden, im Horst lag ein Zettel: »Ihr müßt besser aufpassen!«. »Der Druck auf die relativ kleine deutsche Population nimmt noch zu«; so berichtet HEPP (1981 mdl.) von vier nachgewiesenen Abschüssen in der BRD von 1978-1980 und einer Aushorstung von vier jungen Wanderfalken in Baden-Württemberg.

Eine weitere Gefahr droht den Wanderfalken von manchen Brieffaubenzüchtern: »Die Verfolgung durch fanatische Brieffaubenzüchter ist stärker als je zuvor« (MEBS 1963). KUMERLOEVE (1956) zitiert aus Publikationen der »Brieffaubensportler«, wo von »zwei sicheren Arten des Habhaftwerdens des Wanderfalken«, nämlich »Legen eines Fangeisens« und »Abschießen am Horst« sowie von Vorschlägen zur Auslobung von »Abschußprämien« die Rede ist. KUMERLOEVE (1956) weist allerdings darauf hin, daß es auch »zahlreiche Gerechtdenkende« unter den Taubenzüchtern gebe. Zur hier erwähnten Sprengung des Horstfelsens am Velmerstot in Westfalen durch Taubenzüchter siehe Abschnitt 3.2.2.

STEINBACHER (1964) beobachtete die Anwendung einer neuen Methode: Horste würden nicht mehr zerstört, sondern die Eier »angestochen«, die darauf hin noch bebrütet werden, aber natürlich in Fäulnis übergehen. Er kennt drei nachgewiesene Abschüsse von Wanderfalken.

Die damalige Einstellung zumindest eines Teils der Taubenzüchter verdeutlicht STAUDT in einer

Stellungnahme zu einem Vorschlag, den Wander-falken zur Bekämpfung der Taubenplage in den Städten einzusetzen: »Abgesehen davon, daß der Vorschlag, Raubvögel auf Tauben loszulassen, dem Tierschutzgedanken hohnspricht...« (STAUDT 1966). Dagegen hat KUMERLOEVE schon 1955 auf enorm hohe Verluste bei Tauben-Fernflügen hin-gewiesen. Nach seinen allerdings von ihm nicht überprüften Informationen sind in Bayern bei einem Flug von 2500 Tauben nur 6 angekommen (KUMER-LOEVE 1955).

Im Jahre 1971 meldete die AGW, »Übergriffe« von Taubenzüchtern habe sie nicht mehr zu verzeichnen (AGW 1971). Der DBV (1975) berichtet von einem »jungen Mann im Neckartal«, der mit »Leucht-patronen und Pistolenschüssen« eine Wanderfalken-brut »gestört« habe. Er sei mit 100.— DM Buße und dem Einzug der Tatwaffe bestraft worden.

ROCKENBAUCH (1976) zählt bei den Ursachen für die Hauptverluste auch »Abschüsse im In- und Ausland«, also auch in den Winterquartieren deutscher Jungfalken, auf. HERREN (1957) schildert einen derartigen Fall, in dem ein sechsjähriger bringter Falke aus der Schweiz in Südfrankreich geschossen wurde.

In seiner Untersuchung der »Todesursachen beim Wanderfalken« bemerkt MEBS (1971) zum Problem des Abschusses in Deutschland: »Allerdings sind in Deutschland manche Vögel wegen des ganzjährigen Schongebots für den Wanderfalken als »tot gefunden« gemeldet worden, während sie in Wirklichkeit geschossen worden waren« (MEBS 1971). Von 30 vom Menschen direkt umgebrachten Jungfalken im ersten Lebensjahr stammten nach MEBS (1971) 4 aus Deutschland und 26 aus dem Ausland, davon allein 17 aus Belgien und Frankreich. In späteren Lebensjahren stammten von 11 Vögeln 5 aus Deutschland, die restlichen 6 aus dem Ausland, davon 4 aus Frankreich und Belgien. Den hohen Anteil dieser beiden Länder führt MEBS (1971) auf die dort »offenbar wesentlich stärkere Verfolgung durch den Jäger« zurück. Allerdings bezog er seine Daten aus Veröffentlichungen von 1936 und 1952, so daß heute abweichende Verhältnisse gegeben sein können.

FORMON (1969) erwähnt einen Horst in Frankreich an der französisch-schweizerischen Grenze, an dem ein Jäger etwa 40 erwachsene Brutvögel und auch durchziehende Wanderfalken sowie Ästlinge ge-schossen habe. Der Horst sei trotzdem noch besetzt. Ein Sonderfall schildert ZAHN (1980 mdl.): die Jungen eines Horstes in Ostbayern wurden von 1946-1952 jedes Jahr von Bauern der Gegend »als Delikatessen« aufgegessen. Er kennt auch einen Horstplatz im Frankenjura, an dem die Einwohner des nächsten Ortes von der Oberkante der Horst-wand her die Jungfalken mit Hilfe der Glockenseile aus dem Horst holten (ZAHN mdl.). WÜST (1980 mdl.) nennt einen weiteren Horst im Frankenjura, an dem ein unter der Wand wohnender Taubenzüchter bei einem Aushorstungsversuch tödlich abstürzte.

Eine starke Beunruhigung für brütende Wander-falken geht von den an für sie geeigneten Stellen massiert auftretenden Kletterern aus (MEBS 1966, FORMON 1969, AWU 1971, DBV 1975, ROCKEN-BAUCH 1976, AGW 1980).

Der hastig aufstehende brütende Vogel kann durch diese Bewegung Eier aus dem Horst rollen und später Jungvögel zum Absturz bringen. Außerdem besteht die Gefahr der Unterernährung für die Jungen, wenn die Elterntiere nicht rechtzeitig zum Füttern zurück-

kehren können; bei starker Sonneneinstrahlung oder Kälte bilden auch diese Faktoren eine Gefahr durch ihre unmittelbaren oder sekundären Auswirkungen, z.B. die Schaffung der Disposition für den in 3.3.1. beschriebenen Parasitenbefall.

OLSEN, OLSEN (1978) weisen darauf hin, daß durch die Fährte des Beobachters Horsträuber angelockt werden könnten und empfehlen besondere Verfahren zur Verhinderung dieses Nebeneffekts. Diese Hinweise beziehen sich allerdings auf australische Verhältnisse.

Allgemeine Gültigkeit hat ihre Warnung, sich bei der Annäherung an einen Horst rechtzeitig durch Sprechen, auffällige Bewegungen etc. bemerkbar zu machen, um die oben beschriebenen hastigen Reaktionen des brütenden Vogels zu vermeiden (OLSEN, OLSEN 1978).

Pestizide

Pestizide waren mit Sicherheit an dem weltweiten Rückgang der Wanderfalkenbestände ursächlich beteiligt. Über den Umfang und die Bedeutung ihres Einflusses gehen die Meinungen aber auseinander. Den ersten Nachweis von Chlorierten Kohlenwasserstoffen im Ei eines Wanderfalken führten MOORE und RATCLIFFE (1962). Bei anderen Vogelarten war die Schädlichkeit dieser Chemikalien bereits nachgewiesen worden, z. B. von DE WITT (1956, zit. in MOORE, RATCLIFFE 1962) bei Wachteln (*Colinus virginianus*) und Fasanen (*Phasianus colchicus*). Der erste Nachweis von DDT im Körperfett gelang LANG (1950, zit. in PEAKALL 1976). CONRAD (1977) macht folgende grundlegenden Ausführungen über »Anwendung und Wirkungsweisen der Pestizide und PCB«:

»In der BRD waren Ende 1975 1494 Pflanzenbehandlungsmittel mit 295 verschiedenen Wirkstoffen zugelassen ... Zu den wichtigsten Wirkstoffen gehören dabei die zyklischen Kohlenwasserstoffe, die durch Chloratome substituiert sind (chlorierte Kohlenwasserstoffe) und sich einerseits durch ausgeprägte Hydrophobie und damit Fettlöslichkeit, andererseits durch hohe chemische Beständigkeit auszeichnen. Sie werden als extrem körperfremde Substanzen durch die Stoffwechselfvorgänge in höheren Organismen praktisch nicht in harmlose Verbindungen umgewandelt, sondern als Gifte in Geweben deponiert« (CONRAD 1977).

Nach EHRLICH, EHRLICH (1970, zit. in CONRAD 1977) kann es durch die Giftanreicherung innerhalb einer Nahrungskette bei Greifvögeln als deren Endgliedern zu einer »millionenfachen DDT-Konzentration gegenüber dem Pestizidgehalt des Wassers der Beutetiere kommen«, wenn das erste Glied der Nahrungskette ein im Wasser lebender Organismus ist. Die Nahrungskette mit dem Wanderfalken als Endglied kann aus bis zu 5 oder 6 Gliedern bestehen, nämlich herbivorem Insekt, carnivorem Insekt, insektivorem Vogel, kleinem Greif oder Eule und schließlich dem Wanderfalken (CADE et al. 1968). BAUM und CONRAD (1978) verwenden hierfür den Ausdruck »Biokonzentration«. In Abhängigkeit von der Art der Nahrungskette ergibt sich ein artspezifisches »Verseuchungsmuster« (FUCHS et al. 1972, übersetzt). Als Beispiel führen BAUM, CONRAD den Seeadler mit überwiegend carnivoren, dazu limnischen Beutetieren und sehr starkem Rückgang und als Gegensatz Mäusebussard und Turmfalke, die eine niedrigere Position in der Nahrungskette haben, mit überwiegend herbivoren Beutetieren an. Sie wurden bisher durch Umweltgifte nicht entscheidend in ihrem Bestand beeinflusst (BAUM, CONRAD 1978). Dieser Unterschied in der Giftbelastung kann bis zu zwei Zehner-

potenzen ausmachen. Habicht und Wanderfalke passen nicht in dieses Schema, da sie trotz herbivorer Beute sehr empfindlich auf Pestizide reagieren. Sie eignen sich daher als »Bioindikatoren« (BAUM, CONRAD 1978).

NEWTON (1976) spricht dem Wanderfalken die »neue Rolle des ökologischen Barometers« (übersetzt) zu. Der Wanderfalke sei »Symbol der Sorge um die Entwertung der Umwelt und Verkörperung der Hoffnung auf ihre Behebung« (NEWTON 1976, übersetzt).

PEAKALL (1976) gliedert die Vögel aller Arten nach ihrer Empfindlichkeit in drei Gruppen; dabei gehören zur empfindlichsten Gruppe unter anderem die Falconiformes, zur mittleren Gruppe die Anseriformes und zur unempfindlichsten Gruppe die Galliformes. Er führt folgendes Zahlenbeispiel zur Verdeutlichung an:

10 ppm DDE ergeben beim Amerikanischen Turmfalken eine Abnahme der Eischalendicke um 30 Prozent (zit. PEAKALL et al. 1973), die gleiche Konzentration bewirkt bei der Stockente (*Anas platyrhynchos*) nur 10 Prozent Dickenabnahme (zit. HEATH et al. 1969), während 300 ppm beim Haushuhn (*Gallus gallus*) keine signifikante Dickenabnahme erkennen ließen. Verallgemeinernde Schlüsse von einer bestimmten Vogelart auf eine andere sind also hinsichtlich der Pestizidbelastung nicht möglich. Die gesetzlichen Grundlagen für die Anwendung von Chlorierten Kohlenwasserstoffen sind BAUM, CONRAD (1978) zu entnehmen: Die »Verordnung für Pflanzenschutzmittel« vom 23. Juli 1971 verbot die Anwendung von DDT. Eine Ausnahme bildeten nur einige forstliche Anwendungsbereiche.

Seit Ende 1974 besteht in der BRD ein vollständiges Anwendungsverbot für DDT. Das »Gesetz über den Verkehr mit DDT« vom 7. August 1972 dehnte das Verbot auf die Herstellung, die Ein- und Ausfuhr sowie den Erwerb von DDT aus.

Auf dieser Grundlage erging die »Verordnung über Höchstmengen an DDT und anderen Pestiziden in oder auf Lebensmitteln tierischer Herkunft (Höchstmengenverordnung, tierische Lebensmittel)«. Die höchstzulässigen Konzentrationen betragen 2,0 ppm DDT einschließlich seiner Metaboliten und 0,5 ppm HCB, jeweils auf den Fettgehalt bezogen.

Durch eine Neufassung der »Verordnung über Anwendungsverbote und -beschränkungen für Pflanzenschutzmittel« von 1971 im Jahre 1974 wurde der Einsatz von HCB stark eingeschränkt, eine weitere Neufassung der Verordnung im Jahre 1977 brachte das völlige Anwendungsverbot für HCB, das als Beizmittel für Weizensaatgut benutzt worden war. Es wird aber nach wie vor bei industriellen Prozessen in die Umwelt immittiert (CONRAD 1977). Schon zwischen 1974 und 1977 betrug sein Anteil in Pflanzenschutzmitteln nur 5 Prozent (BAUM, CONRAD 1978).

Für DDT – und DDE als seinem Hauptmetabolit – gibt es außer seiner Hauptaufgabe als Insektizid kaum Nebenanwendungen, so daß eine Fortsetzung und weitere Verstärkung der Verseuchung – durch Ausbringung selbst nach dem gesetzlichen Verbot – in der Bundesrepublik Deutschland kaum mehr möglich ist (BAUM, CONRAD 1978).

BLASZYK (1972) hat sich eingehend mit der Rolle der PCB (Polychlorierte Biphenyle) befaßt. Ihre Giftwirkung steigt mit dem Chloranteil. Bisher sind etwa 100 Verbindungen bekannt. Die Schäden und Symptome sind denen des DDT ähnlich. Eine akute

Vergiftung erfordert aber eine höhere Dosis als bei DDT. PCB sind dagegen in geringen Mengen chronisch toxischer (BEDNAREK et al. 1975). Bei einem Versuch mit Rotkehlchen (*Erithacus rubecula*) führte eine primäre Verseuchung mit DDT und seinen Metaboliten zu einer erhöhten Retention von PCB und damit zu einer erhöhten Giftbelastung (BEDNAREK et al. 1975).

PCB werden auch im technischen Bereich bei zahlreichen Sonderanwendungen eingesetzt. Es gibt entsprechend viele Möglichkeiten des Entweichens in die Umwelt.

Quecksilber wird in der BRD nur in begrenztem Umfang als Fungizid zur Saatgutbeizung benutzt. 1967 veröffentlichte KÖNIG unter der Überschrift »Pestizide auch in den Eiern süddeutscher Wanderfalken!« Analysergebnisse von einem Dreiergelege, aus dem keine Jungen geschlüpft waren. Sie enthielten 4 ppm DDE, 0,8 ppm Dieldrin und 0,04 ppm Lindan. Durch diesen Befund »wird die bisher noch unbewiesene Behauptung gestützt, auch unsere Greifvögel seien durch Pestizide bedroht« (KÖNIG 1967). KÖNIG, SCHILLING (1970) untersuchen den Einfluß von Pestiziden auf die Populationsentwicklung des Wanderfalken in Baden-Württemberg. Sie betonen, daß die Gelegegröße, soweit aus nur wenigen Daten abzuleiten, wie auch der Bruterfolg sich nicht verringert habe, wobei jedoch letzteres nur für die seltener werdenden ungestörten Horste gelte. Ohne näher auf die Analysemethoden und die Bezugsgrößen der Konzentrationsangaben einzugehen, erklären KÖNIG, SCHILLING abschließend, bei den baden-württembergischen Wanderfalken hätten Pestizide offensichtlich nicht die gleiche Entwicklung wie in anderen Ländern ausgelöst, auch abnorme Dünnschaligkeit und »Eierfressen« hätten sie nicht feststellen können. »Mehrere in- und ausländische Fachleute, denen unsere Daten vorliegen, bezweifeln sogar irgendwelche Auswirkungen der Pestizide auf unsere Wanderfalkenpopulation« (KÖNIG, SCHILLING 1975). CONRAD (1977) untersuchte 28 Eier des Jahres 1975 aus dem gleichen Gebiet. Die von ihm ermittelten Mittelwerte bei Heptachlorepoxid, p,p-DDE und PCB liegen 50-100 mal höher als die von KÖNIG, SCHILLING (1970) genannten. Wie sie fand auch er kein Dieldrin, dessen Hauptanwendungsgebiet in Großbritannien liegt.

CONRAD (1977) läßt offen, ob die Kontamination der Wanderfalken entsprechend stark zugenommen hat oder ob sich die Differenz durch verbesserte Analysemethoden erklären läßt, da dies anhand seiner Untersuchung nicht zu klären sei. Er weist aber darauf hin, daß CADE (et al. 1971) und PEAKALL (et al. 1975) eine »hoch signifikante negative Korrelation zwischen dem DDE-Gehalt und der entsprechenden Schalendicke beim Wanderfalken in Alaska«, allerdings bei einer wesentlich größeren Pestizidbelastung, nachweisen.

PEAKALL (1976) gibt an, von allen Chlorierten Kohlenwasserstoffen führe nur DDT in den in der Natur gegebenen Dosen zu einer Verdünnung.

SCHILLING und KÖNIG (1980) untersuchten 218 Wanderfalkeneischalen aus Baden-Württemberg, die von 1966 bis 1978 gesammelt worden waren. Sie verglichen deren Dicke mit der von 357 Eischalen aus der Zeit zwischen 1850 und 1939. Dabei stellten sie eine Dickenabnahme von ca. 8,3 Prozent von 1939 bis 1966 fest. Sie führen dies auf den Kalziumentzug aus der Schale durch den sich entwickelnden Embryo oder auf Eiweißfäulnis zurück.

CONRAD (1977) konnte keine signifikanten Unterschiede in der Schalendicke zwischen frischen und bebrüteten, faulen Eiern von 7 Arten feststellen. Er hält daher die Verringerung der Schalendicke durch Fäulnis für nicht gegeben. Eines der von SCHILLING und KÖNIG (1980) untersuchten Eier stammte aus dem einzigen baden-württembergischen Horst, an dem von 1966 bis 1980 jedes Jahr Junge – pro Jahr durchschnittlich 2,54 – ausgeflogen waren. »Das Ei enthielt mit 615 ppm in extrahierbarem Fett den höchsten DDE-Wert, der je in einem Wanderfalkenei der Bundesrepublik gemessen wurde« (SCHILLING und KÖNIG 1980). Dieser Wert entspricht fast dem für die Taiga in Alaska, den CONRAD (1977) von CADE (et al. 1971) übernommen hat. FYFE (et al. 1976) stellten bei ihrer Zählung des amerikanischen Wanderfalkenbestandes fest, daß der Bestand in der Taiga Alaskas nicht so stark zurückgegangen ist wie in der Tundra, wo sie einen Rückgang um mehr als 50 Prozent ermittelten. Der Vergleich der bei CONRAD (1977) zitierten DDE-Gehalte zeigt, daß die Belastung der Falken in der Tundra um 24 Prozent und auch die Abnahme des Eischalenindex um 23 Prozent größer ist. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, daß die Tundrafalken sich fast ausschließlich von Zugvögeln ernähren, die in ihren Überwinterungsgebieten einer starken Pestizidbelastung ausgesetzt sind (CADE und FYFE 1970, FYFE 1976).

RATCLIFFE (1967) stellte bei Analysen von Eiern der Jahre 1963 und 1964 fest, daß, bezogen auf den Gesamtgehalt an Chlorierten Kohlenwasserstoffen, Eier aus nicht geschlüpften Gelegen im Durchschnitt 17,4 ppm enthielten, während es bei erfolgreichen Gelegen nur 12,7 ppm waren. Dieser Unterschied sei zwar nicht statistisch signifikant, gebe aber einen deutlichen Hinweis auf mögliche Zusammenhänge. Mehrfach gehen Autoren der Frage nach, ob bei der häufigen Zerstörung der Gelege durch die Altvögel selbst auch eine durch Umweltgifte verursachte abnormale Verhaltenskomponente eine Rolle spielen könnte. So fällt KIRMSE (1970) auf, daß er zunächst oft ein anscheinend vollständiges Gelege vorfand, das dann nach und nach verschwand; da er menschliche Störungen ausschließen kann, können seiner Meinung nach nur die Altfalken die Eier entweder aus dem Horst geräumt oder gekröpft haben. Außerdem beobachtete er 1964 einen Falken mit einem langen Eiweißfaden am Schnabel. Hier habe aber vermutlich der Schnabelhaken beim Wenden die Schale durchdrungen.

NELSON (1970, zit. in NELSON 1976) hat sich in einer speziellen Arbeit mit dem Problem des Eierfressens auseinandergesetzt. Die einzigen direkten Beobachtungen von der Zerstörung eines Eies durch einen Elternvogel sind seines Wissens von MILSTEIN (et al. 1970, zit. in NELSON 1976) an einem Reiher und von GREENHALGH (NELSON 1976, zit. RATCLIFFE 1970) bei einem Sperber gemacht worden. NELSON glaubt, daß der Grund für die häufige Beschädigung von Eiern in deren Dünnschaligkeit liegt; die Elterntiere verhielten sich normal, das heißt, so, daß ein nicht verseuchtes Ei nicht beschädigt wurde. Als Beweis für das normale Verhalten wertet NELSON (1976) die drei Beobachtungen von RATCLIFFE (1962, 1963, 1973); in jedem der Fälle hatte ein Wanderfalkenpaar offenbar die eigenen Eier zerbrochen. Das auf diese Weise »frei« gewordene Paar wandte sich den in der Nähe horstenden Turmfalken zu und zog in einem gesicherten Fall die jungen Turmfalken auf. Hätte also, das schließt

NELSON (1976) daraus, bei den Wanderfalken eine pestizidbedingte Verhaltensabweichung vorgelegen, so hätten sie sicher nicht nach dem in diesem Fall beabsichtigten Eibruich die Aufzucht der Turmfalken übernommen.

RATCLIFFE (1963) berichtet dagegen von Haushühnern, die unter dem Einfluß von Pestiziden, die seiner Meinung nach als »Nervengift« wirkten, eindeutig fruchtbare Eier fraßen. Nachdem 37 Prozent einer Liste von DDT gefährdeten Vögeln, obenan die Haustaube, als »regelmäßiges Pestizid-Opfer« (RATCLIFFE 1963, übersetzt), zur Beute des Wanderfalken gehören, ist ein solches Verhalten auch beim Wanderfalken denkbar.

Bei Austauschexperimenten mit Silbermöwen (*Larus argentatus*) (FOX et al. 1975, zit. in PEAKALL 1976) wurden »verseuchte« Eier »sauberen« Eltern untergeschoben oder künstlich ausgebrütet. Dabei ergab sich eine hohe Ausfallrate. Andererseits wurden »saubere«, das heißt, nicht kontaminierte Eier »schmutzigen« Eltern untergeschoben, was ebenfalls einen schlechten Bruterfolg brachte. PEAKALL (1976) schließt hieraus auf eine Verhaltenskomponente bei den Beeinträchtigungen durch Pestizide. RATCLIFFE (1972) unterscheidet zwischen Falken, die durchaus in der Lage sind, auch dünne Eier auszubrüten, und »gewöhnheitsmäßigen Eierzerbrechern«. Er bezeichnet es als bemerkenswert, daß zwei von ihm untersuchte Wanderfalken tödlich verunglückt waren, weil sie im Sturzflug gegen Hindernisse geprallt waren; dies führt er auf »eine Behinderung der nervo-muskulären Koordination«, hervorgerufen durch Pestizide, zurück (RATCLIFFE 1972, übersetzt).

FYFE (et al. 1976, zit. in PEAKALL 1976) schließlich glauben beim Merlin (*Falco columbarius*) und bei Kolonien der Silbermöwe im Ontario-See, letztere mit schlechten Brutergebnissen, eine Korrelation zwischen hohen Pestizid-Rückständen und »unzureichender Horstverteidigung« annehmen zu können. Die zu Anfang dieses Kapitels dargestellte Möglichkeit, bei verschiedenen Greifvogelarten verschiedene »Verseuchungsmuster« zu unterscheiden, soll hier wieder aufgegriffen werden, um die Vorgänge zu untersuchen, die für die gut dokumentierte, je nach Habitattyp unterschiedlich schnelle Wiederbesiedlung der englisch-schottischen Wanderfalkenreviere verantwortlich sind.

FUCHS (et al. 1972) stellen das Prinzip der Gesundung einer Greifvogelpopulation wiederum an zwei Beispielen dar: vor dem generellen Verbot von Saatbeizmitteln auf Chlorkohlenwasserstoff- und Quecksilberbasis kam es beim Bussard öfter zu akuten Vergiftungen; nachdem dieser Pestizideinfluß ausgeschaltet ist, der letzten Endes zu einer Verringerung der Brutpaare hätte führen können, sich aber in den Eiern nie bemerkbar gemacht hat, werden praktisch sofort unverseuchte Junge produziert.

Beim Sperber, bei dem Pestizidbelastung sich in einer Dünnschaligkeit der Eier äußerte, klingt dagegen der Grad der Kontamination nur langsam ab; denn die hochgradig kontaminierten Alttiere geben bei jeder Eiablage Pestizide an die nächste Generation weiter. Ähnlich scheint es sich bei den verschiedenen Populationen des Wanderfalken zu verhalten. Im Bereich des stärksten Rückgangs in Großbritannien, bei den Binnenpopulationen des nördlichen Englands, wo der Einsatz der Agrarchemie forciert wurde (RATCLIFFE in HICKEY 1969), fand auch die spektakulärste Erholung statt (RATCLIFFE 1972).

Die einzige unbeeinträchtigte Population lebt stationär im zentralen Hochland, wo es nie intensive Landwirtschaft gegeben hat.

Die Population des nördlichen Hochlandes hat sich seit 1963 erholt. Örtliche Beobachter sahen im Winter kaum Wanderfalken, da diese offenbar aus Nahrungsmangel zum Zug nach Süden und damit in den Bereich der Pestizide gezwungen waren. An der schottischen Küste verlief die Wiederbesiedlung ebenfalls nur zögernd. Ernährten sich die Wanderfalken von Seevögeln, waren sie nach wie vor der Pestizidbelastung ausgesetzt, wie z. B. auf den Shetland-Inseln, wo auch nach 1968 im Gegensatz zu den anderen englisch-schottischen Teilpopulationen der Rückgang noch anhielt (RATCLIFFE 1972).

Inzwischen scheint der Populationsdruck aus dem Inneren des Landes die Wiederbesiedlung der Klippen an den Küsten zu beschleunigen, da die Binnenhorste alle wieder besetzt sind (Peregrine Fund Newsletter Nr. 8, 1980).

Für die Entwicklung und den derzeitigen Zustand der beiden schwedischen Teilpopulationen scheinen die gleichen Faktoren wie für den der britischen verantwortlich zu sein. Die schwedischen bzw. die skandinavischen Wanderfalken im allgemeinen sind in ihrer Heimat keiner nennenswerten Pestizidbelastung ausgesetzt; die trotzdem nachgewiesenen Rückstände versuchte RATCLIFFE (1963) mit einer Aufnahme durch die auf Wanderungen in südliche Länder geschlagene Beute zu erklären. LINDBERG (1977) geht auf die Quecksilberkonzentration im Gefieder schwedischer Wanderfalken ein. Nach seinen Untersuchungen wird die höhere Quecksilberverseuchung der nördlichen Teilpopulation durch den hohen Anteil von Watvögeln, also Gliedern einer marinen Nahrungskette, an deren Beute verursacht. Bei norwegischen Steinadlern (*Aquila chrysaetos*) stellte NYGARD (in LINDBERG 1977) einen altersspezifischen Verseuchungsgrad fest. Junge Vögel wiesen die höchsten Konzentrationen von DDT, PCB und Quecksilber auf. NYGARD führte dies darauf zurück, daß junge Adler dazu neigen, zur Küste zu wandern, während die Altvögel den Winter über im Brutrevier bleiben.

ROCKENBAUCH (1971) sieht die deutsche Wanderfalkenpopulation unter diesem Aspekt: »Auffallend, ist die Tatsache, daß auch in Deutschland der Rückgang des Wanderfalken überall dort besonders stark ist, wo von ihm verhältnismäßig viele Möwen und Wasservögel im breitesten Sinne geschlagen werden. Dies trifft besonders auf Nord- und Mitteldeutschland zu«. Er wendet diese Erkenntnis auf die brandenburgische Population an, deren Rückgang entsprechend auf Pestizidanwendung in den Winterquartieren und nicht etwa im Brutgebiet selbst zurückzuführen sei.

Die von JEFFERIES und PRESTI (1966, zit. in ROCKENBAUCH 1971) getroffene Feststellung, schon 3 bis 4 auch nur teilweise gekröpfte, durch Dieldrin schwer geschädigte Tauben wirkten für einen Wanderfalken tödlich, übernimmt ROCKENBAUCH (1971) mit dem Hinweis auf die Tatsache, daß kranke, damit langsamer fliegende Vögel bevorzugt geschlagen werden, wodurch »die Lage verschärft« wird (ROCKENBAUCH 1971). Dies wird auch durch die Untersuchungen von EUTERMOSER (1961) gestützt, der in der Krähenstrecke von Beizfalken kranke Tiere überrepräsentiert fand. Allerdings weist ROCKENBAUCH (1971) darauf hin, daß mögliche Symptome einer subletalen Schädigung durch Pestizide, wie Dünnschaligkeit,

Eierfressen und geringe Gelegestärke, bei der baden-württembergischen Population nicht zu beobachten seien. Diese sei daher, falls die genannten Symptome tatsächlich typisch seien, »ziemlich gesund« (ROCKENBAUCH 1971).

4. Diskussion

4.1 Bestandessituation

Die exakte Bestandszählung einer Vogelart ist generell mit Schwierigkeiten verbunden (BERTHOLD 1976); diese ergeben sich aus der Lebensweise der jeweiligen Art und den Besonderheiten ihres Lebensraumes. Für den Wanderfalken scheint dies auf den ersten Blick nicht zuzutreffen. Er wird allein durch sein Flugbild immer Aufmerksamkeit erregen, den Horst verraten die Jungen durch ihre Rufe (ROCKENBAUCH 1980 mdl.). Felsbrütende Wanderfalken horsten mit Vorliebe an exponierten Felsen, die meist prägende Elemente einer Landschaft bilden und schon auf der Karte zu lokalisieren sind. Trotzdem treten bei dem Versuch, den Bestand der bayerischen Wanderfalken lückenlos zu erfassen, Probleme auf. Viele traditionelle Brutplätze sind zwar, obwohl schon lange verwaist, bekannt und werden jedes Jahr zur Brutzeit von Experten aufgesucht und auf brütende Wanderfalken überprüft; aber immerhin mögliche Neuansiedlungen werden auf diese Weise um so leichter übersehen. Daß dies nicht der Beobachtung widersprechen muß, wonach auch jüngere Falken bei einer Wiederbesiedlung immer wieder die traditionellen, oft jahrelang verwaisten Plätze wählen (ZAHN 1980 mdl., RATCLIFFE 1972), zeigt die von ROCKENBAUCH (1978 a) beschriebene Horstkonzurrenz von Uhu und Wanderfalken. So wäre es durchaus möglich, daß der Uhu im Frankenjura durch seine natürliche und inzwischen wieder zahlenmäßige Überlegenheit sich regenerierenden Wanderfalkenpopulation deren optimale Brutplätze versperrt. In diesem Fall wären die Wanderfalkenpaare gezwungen, an suboptimalen Plätzen zu brüten. Die jüngste Entwicklung in Großbritannien zeigt, daß sie dazu grundsätzlich in der Lage sind. Allerdings wird durch die starke Inanspruchnahme der Landschaft durch den Menschen die Zahl der vom Wanderfalken nutzbaren Horstplätze stark eingeschränkt.

ROCKENBAUCH (1980 mdl.) hält im Bundesgebiet prinzipiell einen Bestand von 400 Brutpaaren für möglich; aber davon finden seiner Meinung nach heute nur noch 150 bis 200 Paare einen optimalen Brutplatz. Diese Aussage ist natürlich auf Felsenbrüter beschränkt. Für Bayern sind dabei die Voraussetzungen eher als in den nördlichen Bundesländern gegeben. Die Teilpopulationen in den Bayerischen Alpen, die derzeit den größten Teil der gesamten bayerischen Population ausmacht, zeigt hinsichtlich ihrer Erfaßbarkeit einige Besonderheiten: die besetzten Horste befinden sich an vor allem im Vergleich zu den Wänden des Frankenjura riesigen Felswänden. Die Beobachtung eines bekanntermaßen anwesenden Paares wird allein durch die große Beobachtungsentfernung zur Brutwand erschwert, die Bestätigung einer Brut ebenso.

Außerdem ist die Zahl der möglichen Horstwände viel zu groß, um mit wenigen Beobachtern alle Wände systematisch absuchen zu können. Dazu kommt die schlechte Zugänglichkeit vieler tatsächlicher und möglicher Brutreviere.

Bei der Auswahl eines neuen Horstplatzes scheint der

Wanderfalken nach einem komplexen System von Kriterien zwischen »geeigneten« und »ungeeigneten« Horstplätzen zu unterscheiden. Diese Kriterien lassen sich aus menschlicher Sicht nur teilweise erschließen, z. B. die des freien Blickfeldes und des ungehinderten Anfluges. In diesen Zusammenhang gehört auch die Beobachtung, daß in einzelnen Fällen die gleichen Paare immer wieder hartnäckig die Brut in einer Nische beginnen, die durch Eisabbruch oder eindringendes Wasser einen Bruterfolg jedes Jahr verhindern. Dies erscheint vor allem dann unerklärlich, wenn in unmittelbarer Nachbarschaft eine aus menschlicher Sicht optimale Nische vorhanden ist. Hier wird die Entscheidung des Wanderfalken anscheinend durch höherrangige, bisher unbekannte Kriterien bestimmt. Solange aber diese Kriterien nicht bekannt sind, ist die exakte Ermittlung der in Hinblick auf das Horstplatzangebot maximal möglichen Gesamtzahl von Wanderfalkenpaaren nicht möglich.

Trotz der angesprochenen Unsicherheiten wäre es aber mit Sicherheit zu optimistisch, vorbehaltlos von einer Tendenzwende bei der Entwicklung der bayerischen Wanderfalkenbestände zu sprechen.

Die relativ wenigen beobachteten Einzelvögel allein lassen den Schluß auf Jungfalken, die dem Populationsdruck ausweichen, wie es in England beobachtet wurde, nicht zu. Dies trifft eher für die baden-württembergische Population zu; dort beringte Wanderfalken wurden sowohl in Nordbayern als auch in den Bayerischen Alpen bestätigt (ROCKENBAUCH 1980 mdl.). Geht man davon aus, daß es gelingt, die entscheidenden Rückgangsursachen auszuschalten, dann sollte allerdings in Bayern eine Entwicklung möglich sein, die an die baden-württembergische anschließt. Die Ansätze dazu sind vorhanden.

4.2 Rückgangsursachen

Im Abschnitt 3.3.1. wurden zahlreiche Faktoren aufgezählt, die mit zum Rückgang des Wanderfalken beigetragen haben können; dabei haben die einzelnen Faktoren unterschiedliche Bedeutung.

Geht man von einem vom Menschen kaum beeinflussten Urzustand aus, so befanden sich Wanderfalken und ihre Gegenspieler im Gleichgewicht. Dies setzt allerdings einen genügend langen Beobachtungszeitraum voraus; denn auch unter natürlichen Bedingungen kommen Populationschwankungen vor, die beim Wanderfalken z. B. durch extrem ungünstige Witterung in der Brutzeit oder ein Zunehmen des Uhus, wiederum ausgelöst durch überdurchschnittliches Nahrungsangebot, verursacht werden können.

Umgekehrt ist es immerhin denkbar, daß die auch gegenüber früheren Jahrzehnten hohen Wanderfalkenbestände der ersten Nachkriegsjahre nicht nur durch fehlendes menschliches Interesse, sondern auch durch die fast völlige Ausrottung des Uhus (ROCKENBAUCH 1978) ermöglicht wurden. Der destabilisierende Einfluß des Menschen auf natürliche Lebensgemeinschaften und auf ganze Ökosysteme läßt sich also auch am Schicksal des Wanderfalken ablesen.

Die Pestizide gefährden nicht nur seltene Vogelarten, sondern stellen eine globale Bedrohung auch für das menschliche Leben dar. SWARTZ, WALKER, SPRINGER (ohne Jahr) glauben, daß z. B. in Alaska der Verzehr im Frühjahr geschossener Wildenten, also gleich nach deren Rückkehr aus den Winterquartieren,

zu einer starken Anreicherung von Pestiziden im menschlichen Körper führen kann. Die negativen Auswirkungen der Pestizide auf Wanderfalken wurde nachgewiesen; CONRAD (1977) versucht die geringe Bedeutung der Pestizide in Baden-Württemberg damit zu erklären, daß die dortigen Belastungswerte, also etwa Abnahme der Schalendichte um 9 Prozent, knapp unter der von PEAKALL (et al. 1975, zit. in CONRAD 1977) hypothetisch formulierten »kritischen Grenze« liegen. Dies ist die einzig mögliche Erklärung, da es nicht denkbar ist, daß Baden-Württemberg eine Ausnahme hinsichtlich der Umweltvergiftung durch Pestizide bildet. Allerdings wirkt sich hierbei auch das unterschiedliche Nahrungsspektrum der einzelnen Teilpopulationen aus. Dabei sind Wanderfalken, die sich von Seevögeln ernähren, stärker belastet als solche, deren Beutetiere aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten kommen. Dies gilt, seitdem Chlorierte Kohlenwasserstoffe zumindest in der BRD nicht mehr angewandt werden dürfen.

Um die Basis für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung zu sichern, können Aushorstungen und Nachstellungen aller Art nicht hingenommen werden.

Sie auszuschalten, muß Hauptziel eines Konzeptes zum Schutz des Wanderfalken sein.

Dies kann aber nur dann Erfolg haben, wenn es stimmt, daß die Belastung des Wanderfalken durch Pestizide inzwischen die kritischen Werte unterschritten hat.

5. Maßnahmen zum Schutz des Wanderfalken

5.1 Vorbemerkung

Zum Schutz einer im Rückgang befindlichen Art sind immer die Maßnahmen langfristig am wirksamsten, die an den auslösenden Ursachen ansetzen.

Beim Wanderfalken deutet alles darauf hin, daß sein Rückgang nicht durch die Zerstörung seines Lebensraumes oder etwa den Entzug seiner Nahrungsbasis, sondern im wesentlichen durch eine zu hohe Belastung mit Pestiziden in Kombination mit der dann umso schwerwiegenderen direkten Verfolgung durch den Menschen, erklärt werden kann. Nachdem eine Reihe von Untersuchungen (CONRAD 1980 mdl.) eine inzwischen geringere Pestizidenbelastung dokumentiert haben, muß daher vorrangig versucht werden, direkte menschliche Verfolgung des Wanderfalken durch geeignete Maßnahmen möglichst zu verhindern.

Da für eine Reihe von Rückgangsursachen beim Wanderfalken der Anteil am Gesamtkomplex nicht genau bekannt ist, müssen in einem Schutzkonzept genügend Sicherheiten integriert werden. Sollte sich dann nach einem ausreichend langen Erfahrungszeitraum herausstellen, daß Maßnahmen überdimensioniert sind, sollten sie reduziert oder möglicherweise ganz eingestellt werden.

Dieses Schutzkonzept dient allein dem Ziel, die derzeitige Wanderfalkenpopulation zu stabilisieren und ihr eine natürliche Wiederbesiedlung aller bei uns noch vorhandenen tauglichen Lebensräume zu ermöglichen. Wie schnell eine solche Wiederbesiedlung erfolgen kann, zeigt die Entwicklung des englischen Wanderfalkenbestandes in den letzten 10 Jahren.

Um Art und Umfang festlegen zu können, ist eine jährliche Bestandsaufnahme der brütenden Wanderfalkenpaare der beste Weiser.

5.2 Direkte Schutzmaßnahmen

5.2.1 Sicherung der Brutbiotope

Die meisten Brutbiotope des Wanderfalken sind selbst zwar in ihrer Substanz nicht gefährdet, jedoch oft durch Störungen als Brutplatz nur bedingt tauglich. In solchen Fällen ist es erforderlich, den Brutbiotop naturschutzrechtlich zu sichern. Dies geschieht am besten durch die Ausscheidung des Biotopes als

- Naturschutzgebiet
- Flächenhaftes Naturdenkmal
- oder als Wildschutzgebiet.

Welche Alternative gewählt wird, hängt von der individuellen Schutzwürdigkeit und Belastung des Biotopes ab.

Um die Brut- und Aufzuchtphase vor Störungen zu bewahren, sollten diese Schutzgebiete mit einem zeitweiligen Betretungs- und Kletterverbot belegt werden. Sinnvollerweise erstreckt sich dieses Verbot vom 15. Februar (Beginn der Horstplatzwahl) bis zum 30. Juni (Selbstständigwerden der Jungen). Eine Fülle weiterer Ver- oder Gebote können im Rahmen der jeweiligen Schutzgebietsverordnung festgelegt werden. So können verschiedenste Freizeitaktivitäten, die die Brut und Aufzucht des Wanderfalken stören würden, geregelt werden. Da sich die jeweiligen Gefährdungsursachen regional sehr verschieden darstellen, muß der Schutz jedes einzelnen Wanderfalken-Horstes individuell ausgerichtet sein. Ein detaillierter Maßnahmenkatalog wurde für jeden Horst erstellt und der obersten Naturschutzbehörde zur Verfügung gestellt.

5.2.2 Bewachung von Horsten

Als wirksame Schutzmaßnahme hat sich die Bewachung besetzter Wanderfalkenhorste erwiesen.

Sie soll grundsätzlich nur dann angewendet werden, wenn dem Horst eine Gefahr droht.

Bisherige Erfahrungen der Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz (AGW) aus Baden-Württemberg haben gezeigt, daß die Bewachung dann am erfolgreichsten ist, wenn folgendes gewährleistet ist:

- Die Bewachungsmethode sollte von Außenstehenden nicht durchschaubar sein; d. h. es sollte nicht bekannt sein, ob der Horst durchgehend oder in unregelmäßigen Abständen kontrolliert wird. Auf diese Weise wird eine Verunsicherung erzeugt, die in der Regel eine hohe Abschreckungswirkung hat.
- Die Details der Bewachung sollten für jeden Horst genau mit den örtlichen Kennern festgelegt werden.
- Die Bewachung sollte im Zeitraum 15. März bis 15. Juni erfolgen. Bei gelegentlich vorkommenden Verschiebungen, etwa durch ein Nachgelege bedingt, muß dieser Zeitraum angepaßt werden.
- Beobachtungsdetails dürfen im Bewachungszeitraum nicht an Außenstehende weitergegeben werden.

Um die Wirksamkeit vorgesehener Bewachungsmethoden nicht zu gefährden, wird an dieser Stelle nicht näher darauf eingegangen. Details der Bewachungsmethode sollen nur dem Träger und den örtlichen Vertrauensleuten bekannt sein. Siehe auch 5.4. des Gutachtens.

Vorliegende Erfahrungen der Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz (AGW) aus Baden-Württemberg sind voll im Bayerischen Konzept berücksichtigt.

Dankenswerterweise hat sich der langjährige Leiter der AGW Herr Dieter Rockenbauch darüber hinaus bereit erklärt, bei der Organisation eines wirksamen Bewachungskonzeptes beratend mitzuwirken.

Die Bewacher sollen sehr sorgfältig ausgesucht werden. Am besten haben sich solche Personen bewährt, die dem Träger bereits langjährig bekannt waren oder aber von solchen Personen persönlich empfohlen wurden.

Bisherige Bewachungsaktionen wurden nie ganz finanziert. Die Bewacher und der Träger erfüllten ihren Auftrag in der Regel ehrenamtlich. Lediglich für Fahrtkosten, Verpflegung und Übernachtungskosten wurden angemessene Zuschüsse bezahlt, die meist aus Spenden gemeinnütziger Vereine getragen wurden, so z. B. vom Bund Naturschutz in Bayern und von der Zoologischen Gesellschaft Frankfurt.

Zur Beurteilung der Notwendigkeit weiterer Schutzmaßnahmen aber auch für wissenschaftliche Zwecke ist es unbedingt erforderlich, daß die Bewacher ein Beobachtungsbuch führen. In dieses Buch sollten neben den Wanderfalkenbeobachtungen auch die aufgetretenen Störungen mit genauer Angabe von Uhrzeit und Datum eingetragen werden. Besonders wichtig sind folgende Daten: Der Brutbeginn, die Brutablösungen, die erste beobachtete Fütterung (Schlupf der Jungvögel), das Ausflugdatum der Jungvögel, Anzahl und Geschlecht der Jungvögel.

5.2.3 Technische Maßnahmen

In Einzelfällen können technische Hilfsmaßnahmen ebenso zu einem Schutz des Wanderfalken beitragen. Sie sind nur im Ausnahmefall sinnvoll und erstrecken sich auf:

- Pflege des Brutplatzes; z. B. das Freihalten der Wand von Strauchbewuchs
- Verbesserung von Brutnischen, besonders an Brutwänden, die nur wenig oder schlechte Nischen aufweisen
- Anbieten von Nistkästen
- Einzäunen von Brutplätzen.

Maßnahmen dieser Art werden nur nach vorheriger Habitatanalyse angewendet.

Sie sollen nur in Bereichen angewendet werden, wo das Angebot an möglichen Brutwänden von Natur aus schon gering und darüber hinaus durch menschliche Zerstörung beeinträchtigt worden ist. In Bayern trifft dies nur auf die außeralpinen Vorkommen zu.

5.2.4 Zucht und Ausbürgerung von Wanderfalken

Beispiele aus USA und jüngst auch aus der Bundesrepublik zeigen, daß die Ausbürgerung von gezüchteten Wanderfalken der jeweilig autochthonen Rasse eine weitere vielversprechende Möglichkeit darstellt, eine Wiederbesiedelung ehemaliger Vorkommen zu erreichen.

Die in der Bundesrepublik inzwischen vorliegenden ersten Erfahrungen von Ausbürgerungsversuchen durch Prof. Dr. Christian Saar und Dr. Günther Trommer sind ermutigend.

Zwei voneinander verschiedene Ausbürgerungsverfahren wurden angewendet:

Die Adoption gezüchteter Falken im Nestlingsalter durch wilde Elterntiere (Versuch Dr. Trommer) und die »Wildflugmethode« (Versuch Prof. Dr. Christian Saar). Letztere besteht darin, junge ge-

züchtete Wanderfalken ohne Eltern an einem ehemaligen Wanderfalkenbrutbiotop nach einem methodisch inzwischen ausgereiften Vorgehen unter Kontrolle freizulassen.

Versuche dieser Art wurden in der Vergangenheit stark kritisiert. Hauptargument dagegen waren die Bedenken, daß die vorhandene Wanderfalkenpopulation durch ausgebürgerte Vögel negativ beeinflusst werden könnte oder aber, daß durch die Verwendung nicht autochthoner Zuchtvögel eine Art Faunenverfälschung stattfinden könnte.

Nach den bisher vorliegenden internationalen Erfahrungen gibt es keinen Hinweis dafür, daß bei Versuchen, die an bestimmte Voraussetzungen gebunden werden, negative Auswirkungen auf die noch vorhandene Restpopulation des Wanderfalken ausgehen.

Ausbürgerungsversuche sollten an folgende Voraussetzungen geknüpft werden:

- Die Ausbürgerungsversuche bedürfen grundsätzlich der Zustimmung des Trägers des Schutzkonzeptes;
- die wissenschaftliche Überwachung muß gewährleistet sein;
- die Organisation dieser Versuche muß sich in einer Hand befinden; dazu gehört die Bewachung bis zum Selbständigwerden der Jungfalken;
- es dürfen nur Vögel aus autochthonen Herkünften ausgesetzt werden;
- es dürfen nur Vögel aus behördlich genehmigten Zuchtstationen verwendet werden.

Zum jetzigen Zeitpunkt kann nur das im Bundesland Hessen durchgeführte Experiment von Prof. Dr. Christian Saar und das von Dr. Trommer in Unterfranken begonnene Adoptionsexperiment befürwortet werden.

Bei der derzeitigen leichten Populationszunahmetendenz des Wanderfalken sollten auf keinen Fall weitere Ausbürgerungsexperimente zugelassen werden. Ob und in welchem Ausmaß Wanderfalken ausgesetzt werden sollen, wird von dem Gremium entschieden, das für die fachliche Planung des Schutzkonzeptes verantwortlich ist. Siehe auch Punkt 5.4 des Gutachtens.

5.3 Indirekte Schutzmaßnahmen

5.3.1 Öffentlichkeitsarbeit

Aus der Erkenntnis, daß oftmals Schäden an Wanderfalken-Brutplätzen durch Unwissenheit entstanden sind, ergibt sich die Notwendigkeit, einen besseren Kontakt zu folgenden Personenkreisen herzustellen:

- den Kletterervereinen
- den Jägern
- der Bergwacht
- dem Alpenverein
- und ähnlichen Organisationen und Vereinen, die in einen Interessenskonflikt mit den Wanderfalkenschutzbelangen treten könnten.

Hierbei hat es sich gut bewährt, diese Personenkreise bzw. ihre Vertreter direkt anzusprechen, zu informieren und mit ihnen das erforderliche Verhalten zum Schutz des Wanderfalken zu vereinbaren. Bei Personenkreisen, die dem Wanderfalken, wie viele belegte Beispiele zeigen, direkt illegal nachstellen, sollte über deren Verbandsspitzen und deren Fachpresse darauf hingewirkt werden, daß sie besser informiert werden und über die möglichen Folgen ihres Handelns aufgeklärt werden.

Besonders wichtig ist dies auf örtlicher Basis. Hier sollten die örtlichen Vertrauensleute ständigen Kontakt zu diesen Personenkreisen halten. Eine besonders sinnvolle Möglichkeit bietet sich an den Jahresmitgliederversammlungen, an denen durch einen kurzen Vortrag die meisten Mitglieder erreicht werden können.

Bei der Öffentlichkeitsarbeit für den Wanderfalkenschutz muß besonders darauf geachtet werden, daß keine Informationen bekanntgegeben werden, die einen zusätzlichen Druck auf die Horstplätze verursachen können. Nur dann erfüllt sie ihren Zweck.

5.3.2 Gesetzlicher Schutz der Art

Der gesetzliche Schutz der Art erstreckt sich auf folgende Teilbereiche:

- Schutz der Art selbst
- Schutz des Lebensraumes; im Falle des Wanderfalken insbesondere des Brutplatzes und seiner Umgebung
- Bestimmungen über Haltung, Falknerei und Handel.

Grundsätzlich müssen die gesetzlichen Grundlagen für den Wanderfalkenschutz als ausreichend bezeichnet werden. Lücken bzw. Schwächen weisen noch die gesetzlichen Bestimmungen über den Handel und die Greifvogelhaltung auf.

Der Wanderfalke ist im wesentlichen durch folgende Gesetze geschützt:

- Bundesjagdgesetz
- Bayerisches Landesjagdgesetz
- Bundesnaturschutzgesetz
- Naturschutz-Ergänzungsgesetz für Bayern
- Bundesartenschutzverordnung
- Washingtoner-Artenschutz-Abkommen (Handelsbeschränkung).

Nach dem Bundesjagdgesetz gehört der Wanderfalke zum jagdbaren Wild, das ganzjährige Schonzeit genießt. Durch das Bundesjagdgesetz, besonders auch durch die Bestimmungen des Bayer. Landesjagdgesetzes, ist ferner die Möglichkeit gegeben, den Brutbiotop des Wanderfalken durch die Ausweisung als Wildschutzgebiet zu sichern. Siehe auch Punkt 5.2.1.

Alternativ dazu bietet das Naturschutzgesetz die Möglichkeit, Brutbiotope des Wanderfalken als flächenhaftes Naturdenkmal oder aber als Naturschutzgebiet auszuweisen. Bei einer Reihe von Wanderfalkenbrutplätzen sollte davon Gebrauch gemacht werden. Siehe hierzu auch Punkt 5.2.1 sowie Anhang 1 Vorschläge zum Schutz einzelner Wanderfalkenbrutplätze. Die Tatsache, daß menschliche Nachstellungen in vielen Fällen durch das Bedürfnis, Wanderfalken zu halten, in der Falknerei einzusetzen oder als seltene Präparate zu verkaufen, motiviert ist, erklärt die Bedeutung diesbezüglicher gesetzlicher Regelungen. Was im Moment noch fehlt, sind detaillierte Bestimmungen, die einen wirksamen Vollzug vorgenannter Gesetze ermöglichen. Die Entwürfe entsprechender Gesetzestexte werden zum jetzigen Zeitpunkt immer noch diskutiert. Für Bayern sind es die Länderbestimmungen zur Bundesartenschutzverordnung und eine Wildverkehrsordnung im Rahmen des Bundesjagdgesetzes. Es bleibt zu hoffen, daß diese Bestimmungen möglichst bald erlassen werden.

5.3.3 Vollzug gesetzlicher Maßnahmen

Die besten Gesetze nützen nichts, wenn sie nicht

vollzogen werden. Beim Wanderfalken trifft dies teilweise zu.

So wurden in den letzten Jahren mehrfach Wanderfalken erlegt, illegal gehandelt und gehalten.

Die Behörden waren im Regelfall überfordert, Täter zu ermitteln oder bei Verdacht ausreichende Beweise zu erbringen. Die meisten Ermittlungen sind ergebnislos. Um so mehr befremdet eine Nachricht aus dem Allgäu. Dort hat nach Angaben eines bekannten Gewährsmannes ein Jäger 1978 einen Wanderfalkenterzel als Ringeltaube geschossen. Die einzige Konsequenz aus diesem Vorfall bestand darin, daß er zu einem Bußgeld von DM 20.— verurteilt wurde. Präparat des Falken befindet sich angeblich in seinem Besitz.

Dieses Beispiel macht deutlich, wie leicht es zu sein scheint, vorhandene Gesetze zu übertreten. Hier einen wirklichen Vollzug zu erreichen, ist wesentliche Aufgabe des Wanderfalkenschutzes.

5.4 Koordination und Realisierung der Schutzaktivitäten

Um die erforderlichen Maßnahmen zum Schutz des Wanderfalken schnell und wirksam umzusetzen, ist es wichtig, daß sie von einem geeigneten Träger vollzogen werden.

Seine Aufgabe sollte darin bestehen:

- Schutzmaßnahmen zu organisieren und durchzuführen
 - Schutzmaßnahmen zu dokumentieren
 - zukünftige Schutzmaßnahmen auf fachlicher Basis zu planen
 - Gelder für Schutzmaßnahmen zu beschaffen und zu verwalten
 - den Kontakt zu Behörden, Körperschaften, Vereinen und Privatpersonen zu halten
 - ein landesweites Netz von Vertrauensleuten und Informanten aufzubauen und fachlich zu betreuen.
- Als Träger¹⁾ dieses bayerischen Wanderfalkenschutzkonzeptes schlagen wir den*

Landesbund für Vogelschutz e.V.
Maria-Dorothea-Straße 8
8543 Hilpoltstein

vor. Er erfüllt die Voraussetzungen, die an ihn gestellt sind am besten, zumal er über ein nahezu flächendeckendes Mitgliedernetz in Bayern verfügt.

Um zu gewährleisten, daß die Schutzmaßnahmen fachlich richtig und ausgewogen sind, sollte ein Gremium gebildet werden, das sich aus dem Träger und Vertretern wissenschaftlicher Fachinstitute rekrutiert.

Als Fachgremium schlagen wir folgende Vertreter vor:

1. 1. Vorsitzender des Landesbundes für Vogelschutz
2. Fachlicher Leiter des Schutzkonzeptes Wanderfalke vom Landesbund für Vogelschutz
3. Vertreter des Instituts für Wildforschung der Universität München
4. Vertreter des Instituts für Vogelkunde in Garmisch-Partenkirchen

1) Bereits für die Brutsaison 1982 hat der Landesbund für Vogelschutz in Bayern die volle Trägerschaft übernommen.

5. Vertreter des Bundes Naturschutz in Bayern e.V

Die Aufgabe des Fachgremiums soll darin bestehen:

– Alle grundsätzlichen, bewachungstechnischen und ornitologischen Fragen zu beraten und zu entscheiden

– wissenschaftliche Kontakte mit dem In- und Ausland herzustellen

– die Dokumentation und Bestandsaufnahme fachlich zu betreuen

– Mitarbeiterschulungen durchzuführen

– jährlich mindestens zweimal zu tagen und folgenden festzulegen:

zukünftige Schutzmaßnahmen

Kontakte zu wichtigen Stellen und Partnern (z. B. Ministerien, Landesämtern, Regierungen, Bayer. Landesjagdverband, Alpenverein, Forstämter usw.)

Aufgrund der besonderen Problematik des Wanderfalkenschutzes sollten alle Daten und Beschlüsse geheimgehalten werden. Jede Veröffentlichung oder Weitergabe von Informationen sollte von der Zustimmung des Fachgremiums abhängig gemacht werden.

6. Zusammenfassung

Die Bestandessituation des Wanderfalken (FALCO PEREGRINUS TUNSTALL) in Mitteleuropa, Großbritannien und Skandinavien wird anhand von Literatúrauswertungen und den Ergebnissen von Expertenbefragungen dargestellt. Die Bayerische Situation wird dabei besonders berücksichtigt. Von Einzelnachweisen abgesehen, horsten in der Bundesrepublik Deutschland nur noch Brutpaare in Baden-Württemberg und Bayern.

Für die Darstellung werden die bayerischen Wanderfalkenvorkommen in vier Teilbereiche gegliedert: In die Vorkommen »Unterfranken«, »Frankenjura«, »Bayerischer Wald« und »Alpen«. In den letzten 5 Jahren fanden nur noch erfolgreiche Bruten im Vorkommen »Unterfranken« und »Alpen« statt. Eine leichte Zunahmetendenz ist deutlich für Baden-Württemberg und weniger deutlich erkennbar für Bayern.

Die Rückgangsursachen stellen sich als Komplex dar, in dem die Belastung der Population durch Pestizide, direkte menschliche Störungen und illegale Nachstellungen die wesentlichen Ursachen darstellen.

Wie Beispiele aus Baden-Württemberg, der Schweiz, Irland und England zeigen, erscheint es möglich, durch die Anwendung gezielter Schutzmaßnahmen den bayerischen Wanderfalkenbestand wieder zu regenerieren. Ein entsprechendes Schutzkonzept wird vorgeschlagen. Es hat zum Ziel, durch Bewachung von Horsten, Sicherung von Brutplätzen und verstärkte Öffentlichkeitsarbeit den vorhandenen Wanderfalkenbestand so zu stärken, daß er aus eigener Kraft verlorengegangene Lebensräume zurückerobern kann.

Maßnahmen, wie die Zucht und Ausbürgerung von Wanderfalken werden diskutiert und als zusätzliche Möglichkeit angesehen. Zum jetzigen Zeitpunkt sollten aber noch die Ergebnisse des in Hessen laufenden Experiments von Prof. Dr. Christian Saar abgewartet werden.

Als Träger des Schutzkonzeptes wird der bayerische Landesbund für Vogelschutz e.V vorgeschlagen. In Kooperation mit einem Fachgremium und den Behörden soll er die Schutzvorschläge in die Praxis umsetzen.

7. Literatur

AGW (1971):

2. Denkschrift zur Situation des Wanderfalken in der Bundesrepublik, speziell in Baden-Württemberg. Selbstverlag der AGW (= Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz – Baden-Württemberg).

AGW (1973):

Diskussionsbeitrag zur bevorstehenden bundeseinheitlichen Wildverkehrsordnung. Selbstverlag der AGW.

AGW (1980):

Erfreuliches vom Wanderfalken. Jäger Nr. 2, 10.

AWU (1975):

Uhuschutz 1975 – Bestandessicherung und Zielkonflikte. Selbstverlag der Aktion Wanderfalken- und Uhuschutz im Bund Naturschutz Bayern.

AWU (1976):

Kurzbericht Wanderfalkenschutz.

AWU (1977):

Jahresbericht 77 – Kurzfassung. Selbstverlag AWU.

AWU (1978):

Jahresbericht 1977. AWU Gruppe West. Selbstverlag.

AWU (1980):

Jahresbericht 1980. AWU-Eigenverlag.

BAUM, F. und CONRAD, B. (1978):

Greifvögel als Indikatoren für Veränderungen der Umweltbelastung durch chlorierte Kohlenwasserstoffe. Tierärztliche Umschau 33 (12): 1-19.

BEDNAREK, W., HAUSDORF, W., SCHULTE, E., WEGENER, H. (1975):

Über die Auswirkungen der chemischen Umweltbelastung auf Greifvögel in zwei Probeflächen Westfalens. J. Orn. 116 (2): 181-194.

BERTHOLD, P. (1976):

Methoden der Bestanderfassung in der Ornithologie: Übersicht und kritische Betrachtung. J. Orn. 117: 1-69.

BLASZYK, K. B. (1972):

Zur Frage der Gefährdung freilebender Vögel durch polychlorierte Biphenyle (PCB). DS-IRV 22: 48-53.

CADE, T. J., WHITE, C. M. and HAUGH, J. R. (1968):

Peregrines and pesticides in Alaska. Condor 70: 170-178, Washington.

CADE, T. J. and FYFE, R. (1970):

The North American Peregrine survey. Canadian Field-Nat. 84: 231-245.

CONRAD, B. (1977):

Die Giftbelastung der Vogelwelt Deutschlands. Kilda Verlag, Greven.

CORBIN, K. W. (1977):

Genetic Diversity in Avian Populations. In: Temple, S. A. Endangered Birds, Management for Preserving Threatened Species: 291-302.

DBV (1975):

3. Denkschrift zur Situation des Wanderfalken in der Bundesrepublik Deutschland.

DEMANDT, C. (1952):

Beobachtungen an westfälischen Wanderfalkenhorsten. Vogelwelt 73: 208-211.

DEMANDT, C. (1953):

Brutbiologische Probleme beim Wanderfalken. J. Orn. 94: 99-102.

DEMANDT, C. (1955):

Wanderfalkendämmerung? Anomalien im Brut-

- geschäft des Wanderfalke. Ornitholog. Mitteilungen 7: 5-6.
- DEMANDT, C. (1965):
Der Wanderfalke als Brutvogel Westfalens. Orn. Mitt. 17: 125-126.
- DENNISTON, C. (1977):
Small Population Size and Genetic Diversity: Implications for Endangered Species. In: Temple, S. A. Endangered Birds, Management Techniques for Preserving Threatened Species: 281-289.
- DEPPE, H.-J. (1972):
Einige Verhaltensbeobachtungen an einem Doppelhorst von Seeadler (*Haliaeetus albicilla*) und Wanderfalke (*Falco Peregrinus*) in Mecklenburg. J. Orn. 113 (4): 440-444.
- DEPPE, H.-J. (1980):
Zur Entwicklung des Brutbestandes beim Wanderfalke (*Falco Peregrinus*) im Gebiet der mecklenburgischen Seenplatte. Verh. naturwiss. Ver. Hamburg (NF) 23: 157-167.
- DFO (1971):
Stellungnahme zu den Denkschriften der AGW vom 23.10.1968 und März 1971. Mainz.
- EUTERMOSER, A. (1961):
Schlagen Beizfalken bevorzugt kranke Krähen? Die Vogelwelt 81: 101-104.
- FEILER, M. (1964):
Der Wanderfalke in der Mark – Ergebnisse von Bestandserhebungen in den Jahren 1960 und 1962. Veröff. Bez. Heimatmus. Potsdam 4: 37-44.
- FISCHER, W. (1977):
Der Wanderfalke. Neue Brehm-Bücherei, Wittenberg.
- FONDS D'INTERVENTION POUR LES RAPACES (1980):
Circulaire No. 4, Mars 1980.
- FORMON, A. (1969):
Contribution à l'étude d'une population de Faucons pèlerins dans l'est de France. Nos Oiseaux 30: 109-139.
- FUCHS, P., ROTH, J. und DE VOS, R. H. (1972):
Residue levels of persistent chemicals in birds of prey and owls in the Netherlands in the period from 1965-1971. TNO-nieuws 27 (10): 532-541.
- FYFE, R. W., TEMPLE, S. A. and CADE, T. J. (1976):
The 1975 North American Peregrine Falcon survey. Can. Field Nat. 90 (3): 228-273.
- GLUTZ, BAUER, BEZZEL (1971):
Die Vögel Mitteleuropas. Bd. 4, Falconiformes.
- GWINNER, E. (1959):
Zur Brutbiologie des Wanderfalke in Nordwürttemberg. Vogelwelt 80: 156-159.
- HECKENROTH, H. (1970):
Der Greifvogelbestand des Bodanrücks (Bodensee) 1968 und 1969. Anzeiger Orn. Ges. in Bayern 9 (1): 47-51.
- HELLER, M. (1965):
Wache am Horst des Wanderfalke. Wild und Hund 68: 40-41.
- HERREN, H. (1957):
Über den Wanderfalke im Kanton Bern. Deutscher Falkenorden: 15-17.
- HERREN, H. (1967):
Zur Situation des Wanderfalke *Falco peregrinus* in der Schweiz (1951 bis 1965) und in anderen Ländern. In: Der ornithologische Beobachter 64 (1): 1-5.
- HICKEY, J. J. (1969):
Peregrine Falcon Populations: Their Biology and Decline. Madison, Milwaukee, London.
- HORSNELL, M. (1980):
Wildlife »police force« sought to protect eyries. The Times, 3.9.1980.
- JUILLARD, M. und WINKLER, R. (o.J.):
Wanderfalke. In: Verbreitungsatlas der Vogelwelt der Schweiz.
- KIRMSE, W. (1970):
Beobachtungen an einheimischen Wanderfalke. Beitr. Vogelkunde 15: 320-332.
- KLEINSTÄUBER, K. (1963):
Bestandskontrolle und Horstsicherungsmaßnahmen für unsere Felsen-Wanderfalke (Stand 1962). Falke 1: 44-46.
- KLEINSTÄUBER, K. (1969):
The status of cliff-nesting Peregrines in the GDR. In: Hickey 1969: 209-216.
- KÖNIG, C. (1967):
Pestizide auch in Eiern süddeutscher Wanderfalke. Int. Rat. Vogelschutz, Dtsch. Sekt. 7: 46.
- KÖNIG, C. und SCHILLING, F. (1970):
Beeinflussen Pestizide die Populationsentwicklung des Wanderfalke in Baden-Württemberg? Vogelwelt 91: 170-176.
- KRONEN, D. (1970):
Warum verschwindet der Wanderfalke? Die Pirsch 14: 690.
- KUMARI, E. (1976):
Vom Schicksal der Wanderfalkepopulationen in Europa. Falke 23 (1): 6-10.
- KUMERLOEVE, H. (1955):
Reisetauben sind kein Freiwild! Wanderfalke aber ebensowenig! Deutscher Falkenorden: 39-40.
- KUMERLOEVE, H. (1956):
Vom Lebensrecht des Wanderfalke im deutschen Raum. Deutscher Falkenorden: 18-20.
- LINDBERG, P. (1977):
Det svenska »Projekt Pilgrimsfalk« 1972-76 (engl. Zusammenfassung). In: Lindberg 1977: 7-15.
- LINKOLA, P. und SUOMINEN, T. (1969):
Population Trends in Finnish Peregrines. In: Hickey, J. J. 1969: 183-191.
- LOOFT, V. (1968):
Bestand und Ökologie der Greife in Schleswig-Holstein. J. Orn. 2 (68): 206-220.
- MEBS, T. (1963):
Probleme der Fortpflanzungsbiologie und Bestandserhaltung bei deutschen Wanderfalke (*Falco peregrinus*). Deutscher Falkenorden: 63-66.
- MEBS, T. (1965):
Die Bestandsverhältnisse des Wanderfalke in der Bundesrepublik Deutschland. Deutscher Falkenorden: 60-64.
- MEBS, T. (1966):
Die Bestandsverhältnisse des Wanderfalke (*Falco peregrinus*) in Westdeutschland. In: Natur und Landschaft 41, 7-8: 162-166.

- MEBS, T. (1968):
Wanderfalkenbruten an menschlichen Bauwerken. Deutscher Falkenorden: 55-65.
- MEBS, T. (1969):
Peregrine falcon population trends in West Germany. In: Hickey, J. J.: 193-207.
- MEBS, T. (1971):
Todesursachen und Mortalitätsraten beim Wanderfalken (*Falco peregrinus*) nach den Wiederfunden deutscher und finnischer Ringvögel. Die Vogelwarte 26 (1).
- MEBS, T. (1976):
Uhu (*Bubo bubo*). Manuskript für die »Avifauna von Bayern«.
- MOORE, N. W. and RATCLIFFE, D. A. (1962):
Chlorinated hydrocarbon residues in the egg of a Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*) from Perthshire. Bird Study 9: 242-244.
- NELSON, R. W. (1976):
Behavioral Aspects of Egg Breakage in Peregrine Falcons. Can. Field Nat. 90 (3): 320-329.
- NEWTON, J. (1976):
Raptor Research and Conservation during the Last Five years. Can. Field-Nat. 90 (3): 225-227.
- NYGARD, T. (1977):
Miljøgiftsanalyser av rovfugl i Norge (engl. Zusammenfassung). In: Lindberg 1977: 65-70.
- OLSEN, P. and OLSEN, J. (1978):
Alleviating the impact of human disturbance on the breeding Peregrine Falcon. Corella 2 (1): 1-7.
- PEAKALL, D. (1976):
The Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*) and Pesticides. Can. Field-Nat. 90 (3): 301-307.
- THE PEREGRINE FUND (1980):
Newsletter No. 8. Ithaca, N. Y.
- PIELOWSKY, Z. (1975):
Die Falknerei in Polen. Deutscher Falkenorden: 78-80.
- RATCLIFFE, D. A. (1962):
Breeding density in the Peregrine and Raven. Ibis 104: 13-39.
- RATCLIFFE, D. A. (1963):
The status of the Peregrine in Great Britain. Bird Study 10: 56-90.
- RATCLIFFE, D. A. (1967):
The Peregrine situation in Great Britain 1965-1966. Bird Study 14: 238-246.
- RATCLIFFE, D. A. (1972):
The Peregrine Population of Great Britain in 1971. Bird Study 19: 117-156.
- ROCKENBAUCH, D. (1971):
Die Ernährung südwestdeutscher Wanderfalken. J. Orn. 112: 43-60.
- ROCKENBAUCH, D. (1976):
Zur Wiedereinbürgerung des Wanderfalken. Wunschenken und Wirklichkeit. Ornith. Mitt. 28 (3): 47-52.
- ROCKENBAUCH, D. (1978 a):
Untergang und Wiederkehr des Uhus *Bubo bubo* in Baden-Württemberg. Anz. Orn. Bay. 17 (3).
- ROCKENBAUCH, D. (1978 b):
Erfreuliche Zunahme des Wanderfalken. Der Jäger in Baden-Württemberg Jahrg. 22, 10.
- SALMINEN, P. und WIKMAN, M. (1977):
Pilgrimsfalken populationstrend och status i Finland (engl. Zusammenfassung). In: Lindberg 1977: 25-30.
- SCHEJ, P. J. (1977):
Projekt Falk-resultater og erfaringer fra 1976 (engl. Zusammenfassung). In: Lindberg 1977: 17-23.
- SCHILLING, F. und KÖNIG, C. (1980):
Die Biozidbelastung des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) in Baden-Württemberg und ihre Auswirkung auf die Populationsentwicklung. J. Orn. 121: 1-35.
- SCHNURRE, O. (1953):
Über einige Bestandsveränderungen märkischer Raubvögel. J. Orn. 94, 1/2 (53): 94-98.
- SCHRÖDER, H. (1969):
The decline of tree-nesting Peregrines in the GDR. In: Hickey, J. J. 1969: 217-224.
- STAUDT, L. (1966):
Falken nicht das Richtige gegen Taubenplage. In: Main-Post, 26. Febr. 1966.
- STEINBACHER, G. (1964):
Tauben und Wanderfalken. In: Bericht des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schwaben. Augsburg 68 (3): 56-60.
- SWARTZ, L.G., WAYMAN, WALKER, SPRINGER, A. M. (1978):
Chlorinated hydrocarbon pesticide and polychlorinated biphenyl residues in Alaskan raptorial birds. Final Report, University of Alaska.
- THIELCKE, G. (1975):
Das Schicksal der Greifvögel in der Bundesrepublik Deutschland. Kilda-Verlag, Greven.
- UTTENDÖRFER, O. (1939):
Die Ernährung der deutschen Raubvögel und Eulen und ihre Bedeutung in der heimischen Natur. Neumann-Neudamm.
- UTTENDÖRFER, O. (1952):
Neue Ergebnisse über die Ernährung der Greifvögel und Eulen. Eugen Ulmer Stuttgart.
- VOGT, D. (1977):
Ein Habitatschlüssel zur Erfassung und Beurteilung von Wanderfalkenhabitaten. Luscinia 43 (3/4): 124-128.
- VOGT, D. (1978):
Untersuchungen zur Habitatstruktur mitteleuropäischer felsbrütender Wanderfalken. Vogelwelt 99 (6): 201-222.
- WICKEL, K.-H. (1979):
Der Uhu (*Bubo bubo*) in Bayern. Garmischer Vogelkundliche Berichte 6: 1-47
- WILLE, F. (1977):
Pilgrimsfalken i Danmark (engl. Zusammenfassung). In: Lindberg: 31.

Anschriften der Verfasser:

Dipl.-Forstwirt Wolfgang Dietzen
Dipl.-Forstwirt Walter Haßmann
Universität München
Institut für Wildforschung
Amalienstraße 52
8000 München 40

Verbreitung, Abundanz und Siedlungsstruktur der Brutvögel in der bayerischen Kulturlandschaft

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

Einhard Bezzel

Populationsgröße und Verbreitung gerade der häufigen Vögel des Kulturlandes sind noch sehr unvollkommen bekannt. Auch wissen wir noch relativ wenig über die Struktur und die quantitative Zusammensetzung der Vogelgesellschaften des Kulturlandes auf großen Flächen. Zahlreiche Studien auf kleinen Flächen geben eher ein verwirrendes Bild und sind zudem, was ihre Zuverlässigkeit als Stichproben anbelangt, nur bedingt brauchbar (u.a. SCHERNER 1981, BEZZEL 1982). Großflächige Bestandsaufnahmen sind dagegen meist nicht sehr präzise und vor allem außerordentlich arbeitsaufwendig. Daher muß man nach einfachen absoluten oder relativen Methoden suchen, um wenigstens in groben Zügen ein Bild von der Avifauna der heutigen Kulturlandschaft zu erhalten. Im Mittelpunkt dieser Studie stehen vor allem vom Menschen intensiv genutzte naturferne Flächen.

Zumindest vom Standpunkt des Naturschutzes aus sind auch grobe Aufnahmeergebnisse von Bedeutung, denn die Verhältnisse ändern sich in sehr kurzen Zeiträumen oft grundlegend. Die gegenwärtige Situation der Wiesenbrüter in Bayern, die bei Intensivierung der Grünlandnutzung keine Überlebenschance haben, zeigt dies sehr deutlich. Es geht also nicht so sehr um das Aufzeigen kleiner Unterschiede, sondern um das rechtzeitige Erkennen grundlegender und einschneidender Änderungen (vgl. auch BEZZEL 1979). Großflächig angelegte Situationsberichte sind ferner von Bedeutung, um das Denken in kleinsten Flächeneinheiten, das vielfach den praktischen Artenschutz beherrscht, zugunsten einer mehr auf größere Räume gerichteten Schau zu überwinden. Die Erhaltung und Pflege einer Hecke oder eines Feldgehölzes sind keineswegs artenschutzzerische Großtaten, wie das oft herausgestellt wird, sondern allerhöchstens kleine Bausteine zu einer Verbesserung der Lebensbedingungen in der intensiv genutzten Kulturlandschaft. Isoliert betrachtet sind derartige Kleinelemente der Landschaft sogar oft völlig bedeutungslos. Erst im Zusammenhang mit großräumiger Planung können sie zur Verbesserung des Artenbestandes und der Abundanz einzelner Arten beitragen. Das Konzept der sogenannten ökologischen Zellen muß daher durch großräumige Sicht dauernd überprüft werden.

Die vorliegende Studie kann hierzu allerdings nur erste Voraussetzungen liefern, indem sie abzustecken versucht, welcher Anteil der in den Naturräumen Bayerns vorkommenden Brutvögel auch intensiv bewirtschaftete Teile des Kulturlandes als Lebensraum besiedeln kann. Erst auf dieser Grundlage lassen sich dann auch Prognosen für die weitere Entwicklung abgeben. Die Arbeit knüpft an bereits vorgelegte Teiluntersuchungen des Instituts für Vogelkunde und bayerischer ornithologischer Arbeitsgruppen an.

Material und Methode

Seit 1973 werden im Rahmen des Programms Vögel der Kulturlandschaft des Instituts für Vogelkunde

einzelne Quadrate 1 x 1 km des Gauß-Krüger-Netzes der Meßtischblätter von geschulten Ornithologen bearbeitet. Zunächst war das Ziel, auf möglichst vielen Quadraten die Brutvögel qualitativ zu ermitteln. In späteren Jahren wurde versucht, die Abundanz der Brutvögel pro Quadrat nach Größenklassen zu schätzen bzw. für die seltenen Arten die Abundanz möglichst genau zu ermitteln. Durch Kontrollbögen und Gegentests wurde die Zuverlässigkeit der Angaben in grobem Rahmen geprüft. Im nachfolgenden sind die Ergebnisse von insgesamt 303 Quadraten ausgewertet, in denen zwischen 1976 und 1981 mindestens in 3 Jahren Bestandsaufnahmen vom selben Mitarbeiter durchgeführt wurden. Wichtig bei der Auswahl der Quadrate ist, daß der Beobachter mit der Landschaftsstruktur und ihrer Vogelwelt bereits vertraut war.

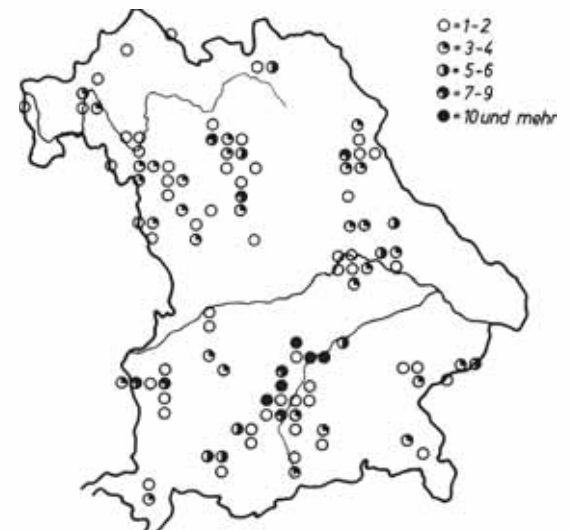


Abbildung 1: Verteilung der untersuchten Quadrate 1 x 1 km in Bayern. Jede Signatur entspricht 10 x 10 km. – Distribution of squares 1 x 1 km investigated.

Die ausgewählten Quadrate liegen zwar in allen Teillandschaften Bayerns (Abb. 1), sind jedoch weder gleichförmig noch zufällig verteilt. Sich daraus ergebende Notwendigkeiten der Korrektur werden im Text an jeweiliger Stelle kurz diskutiert. Die Wahl der Quadrate richtete sich einmal nach leichter Erreichbarkeit für den Beobachter. Ferner war wichtig, Ausschnitte aus der typischen vom Menschen intensiv genutzten Kulturlandschaft zu wählen, und zwar mit den Schwerpunkten Acker- und Grünlandflächen, Wirtschaftswald und Siedlungen. Unter letzteren sind typische Bereiche der City nicht vertreten, dagegen Wohnblockzone, Gartenstadtzone und ländliche Siedlungen. Wenn möglich, sollten die Quadrate einfache bzw. einheitliche Struktur aufweisen, doch wurden auch »Mischquadrate« mit Anteilen verschiedener Landschaftsteile bearbeitet. Die Auswahl möglichst einheitlicher Habitatflächen war nicht beabsichtigt; vielmehr sollten möglichst typische Ausschnitte der

Kulturlandschaft mit den in ihnen vorkommenden Strukturkombinationen bearbeitet werden. Auf eigenen Biotopbögen wurden vom Beobachter die wichtigsten auf jedem Quadrat vorkommenden Landschaftselemente vermerkt und bei wichtigen Bestandteilen die Flächenanteile geschätzt. Die Fortschreibung der Fragebögen läßt die Veränderungen auf den jeweiligen Untersuchungsflächen im Laufe der Jahre erkennen. In die Bestandsaufnahme waren auch typische Kleingewässer der Kulturlandschaft mit einbezogen sowie manchmal Uferpartien größerer Gewässer, nicht jedoch naturnaher Uferbewuchs, Auwälder, Verlandungszonen oder große Moorkomplexe und naturnahe Waldformen größeren Ausmaßes. Alle Quadrate liegen unter 800 m NN.

Die Intensität der Bearbeitung der Quadrate richtete sich nach dem Arten- bzw. Strukturreichtum. Reine Ackerquadrate sind sehr viel rascher zu erfassen als Wald- und Mischquadrate. Die Beobachter wurden angehalten, nicht besonders artenreiche und schwer zu bearbeitende Quadrate zu wählen. Zur Abschätzung der Abundanzklassen wurden allgemeine Hinweise gegeben und zusätzlich von Mitarbeitern des Instituts Strichprobenuntersuchungen durchgeführt. Die Einteilung der Klassen erfolgte nach dem Logarithmus zur Basis 3. Demnach bedeuten: 0 = 1 Paar, 1 = 2-3, 2 = 4-9, 3 = 10-27, 4 = 28-81, 5 = 82-243 »Paare« usw. (vgl. auch BEZZEL 1979). Statistische Verfahren: Mittelwerte von Stichproben wurden nach dem U-Test geprüft; Korrelation und Regression mit den bei SACHS 1972 (3. Auflage, ab p. 299) empfohlenen Verfahren; r = Korrelationskoeffizient. Rasterfrequenz = Prozentsatz der von einer Art besetzten Quadrate.

Unter Wasservögeln werden verstanden: Podicipedidae (3 regelmäßige Brutvögel), Ardeidae (10 Arten), Rallidae außer Wachtelkönig (4 Arten), Flußuferläufer, Laridae und Sternidae (2 Arten). Eisvogel und Wasseramsel werden hier zu den »Landvögeln« geschlagen, da sie auch Kleingewässer der Kulturlandschaft regelmäßig nutzen.

Vielen Mitarbeitern hat das INSTITUT FÜR VOGELKUNDE (IfV) zu danken. Stellvertretend für sie seien folgende langjährige Mitarbeiter des Programms genannt: K. ALTRICHTER, DR. H. AUZINGER, G. BANSE, A. BERNECKER, J. BOSCH, G. DRECHSLER, J. GÖGELEIN, E. GÖTZ, F.-E. & R. GRIMMER, R. GRZIMEK, K. GUGG, St. HAUSMANN, Dr. H. HÖRL, D. KAUS, H. KLEIN, Dr. A. KLOSE, H. KNOBLACH, E.v. KROSIGK, U. MATTERN, A. REINSCH, H. REUTER, M. & P. RIEDERER, J. ROENNEBERG, J. SIEGNER, E. SPICKENREUTHER, J. STRAUBINGER, Dr. J. STREHLOW, H.-G. UTSCHICK, G. WEISS, H. ZINTL.

Ergebnisse

1. Artenreichtum, Verbreitungs- und Häufigkeitsklassen

1.1. Übersicht der Brutvögel Bayerns:

Die Brutvogelwelt Bayerns setzt sich wie folgt zusammen (Bezugszeitraum 1950-1980, vgl. auch BEZZEL, LECHNER & RANFTL 1980):

175 Arten können als regelmäßige Brutvögel gelten (da die Schellente erst seit 6 Jahren als Brutvogel nachgewiesen wurde, ist sie gegenüber BEZZEL, LECHNER & RANFTL 1980 hier noch unter unregelmäßigen Brutvögeln geführt). In dieser Zahl

ist die Straßentaube inbegriffen, die aber im nachfolgenden nicht berücksichtigt wird; bleiben 174 regelmäßige Brutvogelarten.

3 Arten sind hinzuzuzählen, die sich im wesentlichen nach 1950 aus Gefangenschaft entkommen oder gezielt eingebürgert als regelmäßige Brutvögel in freier Natur angesiedelt haben, nämlich Kanadagans (erste Ansiedlungen schon früher, s. WÜST u.a. 1981), Graugans und Schwarzer Schwan.

11 Arten können als unregelmäßige Brutvögel gelten, nämlich Kormoran, Purpurreiher, Spießente, Moorente, Schellente, Kleines Sumpfhuhn, Sumpfohreule, Felsenschwalbe, Beutelmeise, Schwarzstirnwürger und Sperbergrasmücke. Gegenüber BEZZEL, LECHNER & RANFTL (1980) sind Purpurreiher, Moorente und Kormoran aus der Gruppe der Brutgäste in diese Kategorie überführt worden (bezüglich Schellente s. oben).

16 Arten bezeichnen wir als Brutgäste. Hierunter werden Arten zusammengefaßt, deren Brutareale normalerweise außerhalb Bayerns liegen, die in Bayern etwa seit 1950 in Einzelfällen oder sporadisch gebrütet haben. Dies gilt für folgende Arten: Rothalstaucher, Kornweihe, Rotfußfalke, Zwergsumpfhuhn, Stelzenläufer, Säbelschnäbler, Sturm- möwe, Schwarzkopfmöwe, Bienenfresser, Blauracke, Zwergohreule, Steinrötel, Rotdrossel, Bartmeise, Zaunammer (1981 Neuansiedlung bei Garmisch-Partenkirchen), und mittlerweile wohl auch für Karmingimpel.

Einige Gefangenschaftsflüchtlinge dürften als Brutgäste aufgetreten oder zu erwarten sein, u.a. Schwanengans, Streifengans, Rostgans und Mandarinentente (vgl. z. B. WÜST u. a. 1981).

Von den (ohne Straßentaube) 174 regelmäßigen Brutvogelarten sind oder waren bis vor kurzem 118 (= 68 %) Arten in allen Teilgebieten Bayerns verbreitet. Für 43 (= 25 %) liegt Bayern im Bereich der Arealgrenze oder zumindest im Gebiet sehr lückig besiedelter geographischer Räume zwischen mehr oder minder zusammenhängend besiedelten Teilarealen. Für diese Arten ziehen somit durch Bayern großräumig fixierte Verbreitungsgrenzen; die Arten sind daher nicht in allen Teilen des Landes als regelmäßige Brutvögel zu erwarten. Die Verbreitung von mindestens 8 Arten dieser Kategorie ist altitudinal begrenzt. Sie brüten so gut wie nie unter 1000 Meter, einige nur oder hauptsächlich in der Alpinstufe. Hierher können noch mindestens 5 weitere Arten gerechnet werden, deren tiefste Vorkommen zwar deutlich unter 1000 m liegen, die in ihrer Verbreitung jedoch im wesentlichen auf die Alpen, den Alpenraum und die ostbayerischen Mittelgebirge beschränkt sind (Sperlingskauz, Dreizehenspecht, Weißrückenspecht, Mauerläufer, Ringdrossel). Im weiteren Sinn ist hierher auch der Rauhußkauz zu rechnen. Für weitere 13 (= 7 %) Arten liegt Bayern zwar noch geschlossen innerhalb des palaearktischen Areals, doch verhindern ökologische (in erster Linie klimatische) Gründe, daß alle Teilräume regelmäßig besiedelt werden können. Hier handelt es sich in erster Linie um wärmeliebende Arten, für die das südliche Alpenvorland oder die Mittelgebirge Ostbayerns schon außerhalb des regelmäßig besiedelten Areals liegen. Dies gilt z. B. für Schleiereule, Steinkauz, Ziegenmelker, Mittelspecht, Heidelerche, Schafstelze, Pirol, Grauammer. Auch wenn einzelne Vorstöße solcher Arten bis in die Täler der Hochalpen hinein immer wieder beobachtet werden, kann man davon ausgehen, daß sie

zumindest im hier betrachteten Zeitraum nicht überall in Bayern regelmäßig als Brutvögel vorkommen.

Selbstverständlich sind solche Einteilungen sehr grob und nicht für alle Arten in allen Punkten exakt abzugrenzen. Dies liegt einmal in der Lückenhaftigkeit des Datenmaterials, vor allem aus früheren Jahrzehnten (vgl. BEZZEL, LECHNER & RANFTL 1980; WÜST u. a. 1981), das vor allem häufig nicht festzulegen gestattet, ob es sich bei Veränderungen der Arealgrenzen um kurzfristige Fluktuationen oder um langfristige Tendenzen handelt. Zum anderen gestattet die starke naturräumliche Kammerung Bayerns mit teilweise extremen Unterschieden auf engem Raum für manche Arten nicht ohne Schwierigkeiten, den Verlauf der Arealgrenzen festzulegen, insbesondere für Wasser-

vögel, die zur Bildung von regionalen oder lokalen Verbreitungsschwerpunkten neigen. Auch ist natürlich in Einzelfällen nicht immer sicher zu entscheiden, ob vorwiegend klimatische Gründe (z. B. bedingt durch Höhenlagen und Relief) die Verbreitung bestimmen oder Veränderung des Landschaftsbildes durch den Menschen (z. B. Änderung der Vegetation, Anlage von Stauseen, Entwässerungen usw.). Arten, die über ganz Bayern verbreitet waren, deren heutiges Areal aber höchstwahrscheinlich durch die Entwicklung der Kulturlandschaft auf kleine Reste zusammengeschrumpft ist (z. B. Birkhuhn, Blaukehlchen) sind in Tab. 1 der Gruppe A zugeschlagen worden, Arten für die in erster Linie unabhängig von menschlicher Bewirtschaftung ökologische Faktoren das Verbreitungsbild bestimmen, der Gruppe C.

Tabelle 1:

Überblick über die regelmäßigen Brutvögel Bayerns (Artenzahlen; ohne Straßentaube, Abgrenzung s. Text). A = In allen Teilen Bayerns Brutvogel; B = Arealgrenze verläuft durch Bayern; C = Ökologische Gründe verhindern eine Besiedlung aller Teile Bayerns unter 1000 m NN. – Distribution of regular breeding species in Bavaria (n = 174; feral pigeon excluded). A = Breeds regular in all parts of Bavaria below 1000 m; B = Boundaries of the breeding area run through Bavaria; C = Within the inhabited area there are »natural« limitations, i.e. height above sea level etc., so not in all parts of Bavaria breeding.

	A	B	C	Total
Wasservögel	18 (78%)	5 (22%)	—	23
Landvögel				
Nicht-singvögel	33 (60%)	16 (29%)	7 (13%)	56
Singvögel	67 (71%)	22 (23%)	6 (6%)	95
Total	118 (68%)	43 (25%)	13 (7%)	174

1.2. Artenreichtum und Häufigkeitsklassen

Wie bereits gezeigt (BEZZEL 1979, 1980 a + b) ist im groben Mittel die Artenzahl pro km² auf den untersuchten Flächen etwas geringer als zu erwarten. Sehr niedrige Artenzahlen werden dabei auf landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen erreicht. Schon bei der Berücksichtigung grober Struktur-/Landschaftselemente ergibt sich ein deutliches Anwachsen der Artenzahl mit Zunahme des Strukturereichtums. Auf einheitlich strukturierten Agrarflächen werden mitunter weniger als 10 Arten angetroffen; nach oben reicht die Variationsbreite dagegen bis über 60 Brutvogelarten pro km². Der Erwartungswert für 1 km² ist etwa bei 43 Arten anzusetzen (REICHHOLF 1980).

Die Auswahl von Planquadraten aus dem hier diskutierten Untersuchungsmaterial bestätigt dies.

Nur die Kombination Siedlung + Acker + Wald erreicht den Erwartungswert. Allerdings ist die Streuung recht groß. Sie erklärt sich einmal aus der Tatsache, daß die zu einzelnen Gruppen zusammengefaßten Einheiten (Tab. 2) in ganz unterschiedlichen Landschaften liegen und möglicherweise geographische Unterschiede zu berücksichtigen sind. Zum anderen ist die Zuordnung zu Strukturtypen sehr grob; von einer eigentlichen Analyse der Landschaftsstruktur kann man hier kaum sprechen (s. Material und Methodik). Trotz dieser Vorbehalte ergibt sich (Tab. 2): Ackerquadrate sind signifikant artenärmer als alle übrigen. Quadrate mit etwa Drittelanteilen von Wald, Siedlung und Acker sind unter Ausnahme der Acker-Waldquadrate auf verschiedenem Niveau signifikant artenreicher als die

Tabelle 2:

Mittlere Artenzahlen (\bar{x}) und ihre Signifikanz auf ausgewählten Quadraten zu 1 km². V = Variationskoeffizient; ng = nicht signifikant (p > 0.05). A = Acker (n = 26), S = Siedlung (n = 16), W = Wald (n = 26); S+A n = 26, A+W n = 27; S+A+W n = 24. – Mean number of species (\bar{x}) and its significance on selected squares of 1 km². V = coefficient of variation; ng = p > 0.05. A = fields; S = towns, villages; W = woodland.

	\bar{x}	V	A	S	W	S+A+W	A+W	S+A
A	12.5	52.0	—	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
S	29.8	28.9	< 0.001	—	n.g.	< 0.001	< 0.002	n.g.
W	32.6	22.4	< 0.001	n.g.	—	< 0.002	< 0.1	n.g.
S+A+W	43.5	24.8	< 0.001	< 0.001	< 0.002	—	n.g.	< 0.01
A+W	37.9	26.6	< 0.001	< 0.002	< 0.1	n.g.	—	n.g.
S+A	31.8	42.1	< 0.001	n.g.	n.g.	< 0.01	n.g.	—

übrigen. Das Hinzukommen von Siedlungsfläche zur Kombination Acker/Wald erhöht also die Artenzahlen nicht. Siedlungsgebiete und Wirtschaftswälder zeigen keine signifikanten Unterschiede der Artenzahl in der hier getroffenen Auswahl. Kommt Acker zu Wald, so ist die leichte Erhöhung der Artenzahl gegenüber reinen Waldquadraten nur schwach zu sichern; die Kombination Acker/Siedlung erhöht die Artenzahl gegenüber reinen Siedlungsquadraten nicht. Jede Kombination mit Acker erhöht die Artenzahl gegenüber Ackerquadraten z. T. erheblich und hochsignifikant.

Ein Blick auf den Variationskoeffizienten (Tab. 2) zeigt, daß die Einzelwerte von 4 oder 6 Quadrattypen in derselben Größenordnung streuen. Etwa doppelt

so hoch liegt der Wert der Ackerquadrate und auch die Kombination Siedlung/Acker liegt noch sehr hoch. Die Erklärung hierfür deutet Abb. 2 an: Die Verteilung der Arten über die Häufigkeitsklassen ist bei Ackerquadraten extrem linkssteil. Im Gegensatz zu allen anderen Typen ist hier die Zahl der mit einem Paar vertretenen Arten relativ am größten. Seltene Arten bestimmen hier also stärker als bei den anderen die Größe der Artenzahl. Dabei handelt es sich in erster Linie um Baum-, Busch- oder Hochstaudenbrüter, die durch Einzelstrukturen, wie Heckenreihen, Kleingehölze, Allee oder Einzelbäume als Brutvögel auf Ackerquadrate nur in Minimalbeständen oder Einzelpaaren zu erwarten sind.

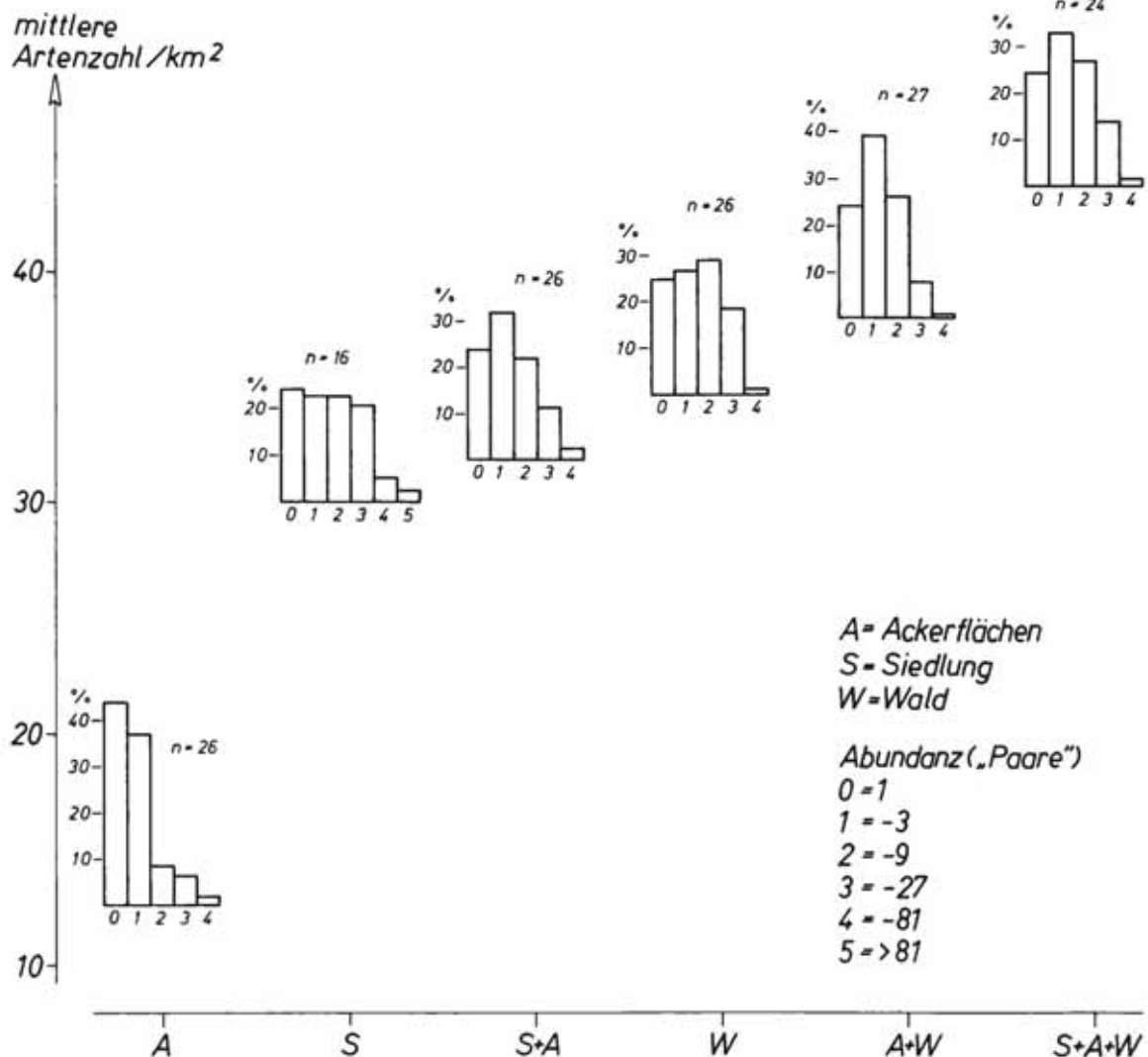


Abbildung 2: Häufigkeitsverteilung der Arten auf den Quadrattypen der Tab. 2. Basis der Histogramme zeigt die mittlere Artenzahl (große Skala). Die relativen Anteile der Häufigkeitsklassen s. kleine Skala. – Distribution of classes of abundance in the different groups of squares (1 km²) of table 2. Basis of histograms corresponds with the average number of species (see large scale); the percentage of species for each class is shown by the small scale on each histogram.

Einige weitere Tendenzen der statistisch nicht weiter analysierten Verteilungen deuten sich zumindest an (Abb. 2): Alle Verteilungskurven sind mehr oder minder linkssteil, d. h. die unteren Häufigkeitsklassen überwiegen. Am wenigsten stark ist diese Tendenz bei reinen Siedlungs- und Waldquadraten ausgebildet. Hier sind mittlere Häufigkeitsklassen (2 und 3) noch relativ sehr häufig vertreten. Allerdings scheint in Siedlungsgebieten die Verteilung dazu zu neigen, daß seltene und sehr seltene Vögel einen relativ größeren Teil der Artenzahl einnehmen als im Wald.

Andererseits waren auf Waldquadraten sehr häufige Arten der Häufigkeitsklassen vier und fünf so gut wie nicht nachzuweisen im Gegensatz zu Siedlungsflächen. Reine Siedlungsquadrate wiesen im Vergleich zu allen anderen hier ausgeschiedenen Gruppen den höchsten Anteil an sehr häufigen Vögeln aus. Fast 9 % der Arten auf den Siedlungsflächen gehörten den beiden höchsten Kategorien an, fast 3 % waren in der Kombination Siedlung und Acker noch nachzuweisen und 2,4 % bei Ackerflächen. Die Anteile der sehr häufigen

Vögel in den übrigen Quadratgruppen bewegen sich um 1 %. Zu betonen ist, daß bei den Siedlungsquadraten die Straßentaube als möglicherweise sehr häufige Art nicht berücksichtigt wurde. Die Häufigkeitsverteilung auf den Siedlungs- und Waldquadraten zeigt Neigung, stärker linkssteil zu werden, wenn Ackerflächen dazu kommen. Dies bedeutet eine relative Zunahme der Vogelarten geringer Häufigkeit. Für die Kombination Siedlung/Wald standen zu wenig Quadrate zur Auswertung zur Verfügung.

Von den 118 in allen Teilen Bayerns zu erwartenden Arten wurden 113 (fast 96 %) auf den 303 untersuchten Quadraten als Brutvögel festgestellt. Aus naheliegenden Gründen fehlen Rohrdommel, Zwergdommel, Wanderfalke, Uhu, Birkhuhn. Uhu und Wanderfalke haben bei Sicherung der Horstplätze aber durchaus Überlebenschancen in intensiv genutztem Kulturland. Die Verteilung der Rasterfrequenzen (Tab. 3) zeigt, daß etwa 26,5 % der Arten auf der untersuchten Fläche als mindestens verbreitet gelten können. Für mindestens 38 % der Arten lagen die Rasterfrequenzen unter 10; für sie hat die Untersuchungsfläche als Brutgebiet keine wesentliche Bedeutung. Weniger als 5 % können als sehr zahlreich eingestuft werden (Tab. 4); etwa 24 % sind wenigstens als zahlreich anzusehen. Rund 32 % der Arten waren auf der Untersuchungsfläche selten, d.h. sie erreichten insgesamt nicht mehr als 25 Brutpaare. Von den 43 Arten mit Arealgrenze in Bayern (Gruppe B in Tab. 1) wurden nur 17 (39,5 %) auf den untersuchten Quadraten als Brutvögel angetroffen; ihre Rasterfrequenzen lagen stets erheblich unter 10. Von den 13 Arten mit Verbreitungslücken (Gruppe C in Tab. 1) waren 11 nachzuweisen; von ihnen erreichten 2 Rasterfrequenzen zwischen 10 und 20, nämlich Schafstelze (19,4) und Pirol (10,6).

2. Verbreitung und Siedlungsstruktur der Einzelarten

Da für seltene Arten die Rasterkartierung bzw. das Hochrechnen von »Probeflächen« im allgemeinen wenig brauchbare Ergebnisse liefert (vgl. BEZZEL & UTSCHICK 1980, SCHERNER 1981) konzentrieren sich die folgenden Erörterungen hauptsächlich auf häufigere Arten. Als allgemein verbreitet auf den untersuchten Quadraten können in absteigender Reihenfolge gelten (vgl. Tab. 5): Buchfink, Amsel, Zilpzalp, Kohlmeise, Feldlerche, Goldammer, Mönchsgrasmücke, Rotkehlchen, Fitis, Star, Grünling, Blaumeise, Bachstelze, Singdrossel, Gartengrasmücke, Wacholderdrossel, Heckenbraunelle, Ringeltaube. Unter den insgesamt 30 mindestens als verbreitet eingestuft Arten (vgl. Tab. 3) sind erwartungsgemäß nur Landvögel und lediglich 3 (10 %) Nichtsingvögel (Ringeltaube, Fasan und Buntspecht). Dies erklärt sich z. T. mit der vielfach nachgewiesenen Korrelation zwischen Reviergröße und Körpergröße (Zusammenfassung z. B. NEWTON 1980). Mit Rabenkrähe und Eichelhäher reichen auch zwei sehr große Singvögel noch in die Größenordnung der 30 Arten mit höchster Rasterfrequenz. Unter den Wirbeltierjägern liegen Mäusebussard und Turmfalke noch im Bereich der Arten mit einer Rasterfrequenz über 20. Unter den Wasservögeln erreicht nur die Stockente gerade noch diese Marke. Sie ist damit verbreiteter (und häufiger) als Teichhuhn und Bläßhuhn, die ebenfalls auf Kleingewässern der Kulturlandschaft regelmäßig anzutreffen sind.

Tabelle 3:

Verteilung der Artenzahlen (N) der Gruppe A (s. Tab. 1) auf Größenklassen der Rasterfrequenzen (F) und grobe Beurteilung ihrer Verbreitung – Distribution of species numbers (N) of group A (see table 1) according to size classes of frequencies (F) in the 1 km²-grid.

F	N	Einstufung
<1	11	11 (10 %) Einzelvorkommen
– 10	32	32 (28 %) zerstreut
– 20	15	15 (13 %) lückenhaft verbreitet
– 30	11	
– 40	14	25 (22 %) teilweise verbreitet
– 50	7	
– 60	5	12 (10.5 %) verbreitet
– 70	8	
– 80	6	
– 90	4	18 (16 %) allgemein verbreitet

Tabelle 4:

Verteilung der geschätzten Häufigkeit (»Paare«) der Arten (N) aus Gruppe A (s. Tab. 1); Grundlage der Schätzung ist 2/3 des rechnerisch ermittelten Maximalbestandes (s. Tab. 5). – Distribution of the estimated number of pairs in the species of group A (see table 1), the estimation is based on two third of the maximum population size (see table 5).

»Paare«	N (%)	Einstufung
– 5	14 (12.5)	sehr selten
– 25	21 (18.5)	selten
– 125	16 (14)	spärlich
– 625	35 (31)	mäßig zahlreich
– 3 125	22 (19.5)	zahlreich
– 15 625	5 (4.5)	sehr zahlreich

Wählt man etwa zwei Drittel des geschätzten Höchstbestandes (s. Tab. 4 und 5) als Maßzahl, so sind 5 Arten als sehr zahlreich einzustufen, nämlich in absteigender Rangfolge Amsel, Haussperling, Buchfink, Kohlmeise, Feldlerche. Zu den zahlreichen Arten (über 625 Brutpaare) zählen von den Nichtsingvögeln nur Fasan und Mauersegler. 12 Arten sind auf Planquadraten, in denen sie als Brutvögel nachgewiesen wurden, mit Sicherheit in der Abundanz von über 5 »Paaren«/100 ha zu erwarten; für die gesamte Fläche erreichen dann noch 6 Arten diese Mindestmarke. Dies bedeutet, daß unter den Bedingungen der vorliegenden Untersuchung von den Singvögeln bis Drosselgröße bei etwa 20 % Mindestdichten von 5 »Paaren«/100 ha auf den Quadraten zu erwarten sind, in denen die Art siedelt; berücksichtigt man auch die nichtbesiedelten Quadrate, so reduziert sich die Zahl der Arten, die großflächig eine Mindestdichte von über 5 »Paaren«/100 ha erreichen auf 10 %. Eine geschätzte Höchstdichte von über 30 »Paaren«/100 ha erreichen großflächig der Haussperling, von über 20 die Amsel und von über 10 weitere 7 Arten, nämlich Buchfink, Zilpzalp, Kohlmeise, Feldlerche, Star, Grünling, Tannenmeise.

Besonders für die Fragen des Naturschutzes von Bedeutung sind auch einige Ergebnisse am unteren Ende der Häufigkeitsrangfolge. Folgende Landvögel der offenen Kulturlandschaft der Gruppe A, die nicht

Tabelle 5:

Rasterfrequenz (F), geschätzte Häufigkeit (N) und Dichte (1 = nur von der Art besiedelte Quadrate, 2 = alle Quadrate) der mindestens teilweise verbreiteten Arten des Kulturlandes auf 303 über Bayern verteilten Planquadraten zu 1 km². Nur Arten der Kategorie A (s. Tab. 1) berücksichtigt. – Frequency in grid-system (F), estimated number of pairs (N) and density (1 = density per squares inhabited by the species; 2 = density over all squares investigated) of the commoner species in 303 squares of 1 km² distributed over Bavarian cultivated areas.

	F	N («Paare»)	P/100 ha	
			1	2
Buchfink	89.4	2270–6020	8.4–22.2	7.5–19.9
Amsel	87.8	2380–8460	8.9–31.8	7.9–27.9
Zilpzalp	86.4	1430–3440	5.4–13.1	4.7–11.4
Kohlmeise	86.1	2000–5250	7.7–20.1	6.6–17.3
Feldlerche	78.9	1780–4770	7.5–19.9	5.9–15.7
Goldammer	73.3	1070–2550	4.8–11.5	3.5– 8.4
Mönchsgrasmücke	72.9	930–2190	4.2– 9.9	3.1– 7.2
Rotkehlchen	72.3	1030–2550	4.7–11.7	3.4– 8.4
Fitis	71.9	950–2250	4.4–10.3	3.1– 7.4
Star	70.3	1560–3970	7.3–18.6	5.1–13.1
Grünling	69.3	1190–4090	5.7–19.5	3.9–13.5
Blaumeise	68.0	930–2210	4.5–10.8	3.1– 7.3
Bachstelze	63.7	520–1550	2.7– 8.0	1.7– 5.1
Singdrossel	63.4	870–2050	4.5–10.7	2.9– 6.8
Gartengrasmücke	63.3	520–1020	2.7– 5.3	1.7– 3.4
Wacholderdrossel	61.4	1010–2780	6.0–15.0	3.3– 9.2
Heckenbraunelle	61.3	650–1400	3.5– 7.6	2.1– 4.6
Ringeltaube	60.7	420– 770	2.3– 4.2	1.4– 2.5
Zaunkönig	58.7	560–1150	3.1– 6.5	1.8– 3.8
Hausrotschwanz	54.1	550–1190	3.3– 7.3	1.8– 3.9
Feldsperling	52.1	990–2370	6.3–15.0	3.3– 7.8
Fasan	52.1	570–1810	3.6–11.5	1.9– 6.0
Haussperling	50.1	2280–6830	17.0–44.9	7.5–32.7
Buntspecht	49.5	300– 500	2.0– 3.4	1.0– 1.7
Rauchschalbe	46.2	860–2560	6.2–18.3	2.8– 8.4
Rabenkrähe	45.2	360–1090	2.6– 8.0	1.2– 3.6
Tannenmeise	44.2	810–2060	6.1–15.4	2.7– 6.8
Kleiber	43.6	420– 890	3.2– 6.8	1.4– 2.9
Baumpieper	42.2	390– 810	3.1– 6.3	1.3– 2.7
Eichelhäher	40.3	290– 830	2.4– 6.8	1.0– 2.7
Dorngrasmücke	39.2	260– 700	2.2– 5.9	0.9– 2.3
Türkentaube	39.2	410– 910	3.4– 7.7	1.4– 3.0
Sumpfrohrsänger	37.9	450–1110	3.9– 9.7	1.5– 3.7
Gartenrotschwanz	36.6	270– 570	2.6– 5.2	0.9– 1.9
Klappergrasmücke	35.9	200– 510	1.8– 4.7	0.7– 1.7
Kuckuck	35.6	170– 260	1.5– 2.4	0.6– 0.9
Stieglitz	35.0	345– 720	3.2– 6.8	1.1– 2.4
Sommergoldhähnchen	34.3	270– 510	2.6– 5.0	0.9– 1.7
Sumpfmeise	34.3	240– 460	2.3– 4.4	0.8– 1.5
Rebhuhn	33.3	200– 320	2.0– 3.2	0.7– 1.1
Wintergoldhähnchen	32.7	280– 555	2.8– 5.6	0.9– 1.8
Elster	32.3	160– 250	1.7– 2.6	0.5– 0.8
Gimpel	30.7	230– 690	2.5– 7.4	0.8– 2.3
Kiebitz	31.0	290– 620	3.0– 6.6	1.0– 2.0
Mehlschalbe	29.3	490–1210	5.5–13.7	1.6– 4.0
Grauschnäpper	29.0	200– 350	2.3– 3.9	0.7– 1.1
Mäusebussard	29.0	100– 120	1.2– 1.4	0.3– 0.4
Gartenbaumläufer	27.0	150– 250	1.9– 3.1	0.5– 0.8
Gelbspötter	26.7	120– 300	2.1– 3.7	0.4– 1.0
Turmfalke	26.4	90– 100	1.1– 1.3	0.3
Neuntöter	25.7	120– 170	1.5– 2.1	0.4– 0.6
Waldlaubsänger	25.1	180– 340	2.4– 4.5	0.6– 1.1
Misteldrossel	24.8	210– 410	2.8– 5.5	0.7– 1.4
Hänfling	24.3	200– 410	2.8– 5.5	0.7– 1.4
Stockente	21.8	150– 300	2.3– 4.5	0.5– 1.0
Girlitz	21.1	180– 360	2.8– 3.6	0.6– 1.2

zu den ausgesprochenen Waldvögeln gerechnet werden können, wiesen z. B. Rasterfrequenzen von weniger als 20 auf: Rohrammer (19,5), Feldschwirl (19,1), Teichrohrsänger (10,6), Wendehals (10,2). Rasterfrequenzen von weniger als 10 erreichten Steinschmätzer, Braunkehlchen, Blaukehlchen, Drosselrohrsänger, Schilfrohrsänger, Wasseramsel, Wiesenpieper, Raubwürger, Gebirgsstelze, Haubenlerche, Eisvogel, Bekassine, Flußregenpfeifer, Wachtel. Nur Einzelnachweise gelangen von Wachtelkönig und Baumfalke. Alle diese genannten Arten zählen

auch zu den untersten Klassen der Häufigkeitsskala und stellen damit unter den Landvögeln des nicht zusammenhängenden bewaldeten Kulturlandes neben den Arten der Gruppe B und C besonders dringliche Probleme des Artenschutzes. Der Rasterfrequenz nach würde in diese Gruppe auch der Mauersegler zählen, der jedoch durch Zusammenballung der Brutplätze relativ hohen Bestand erreicht und mit insgesamt über 1000 Paaren schon in die Kategorie der zahlreichen Vögel einzuordnen ist (Tab. 4).

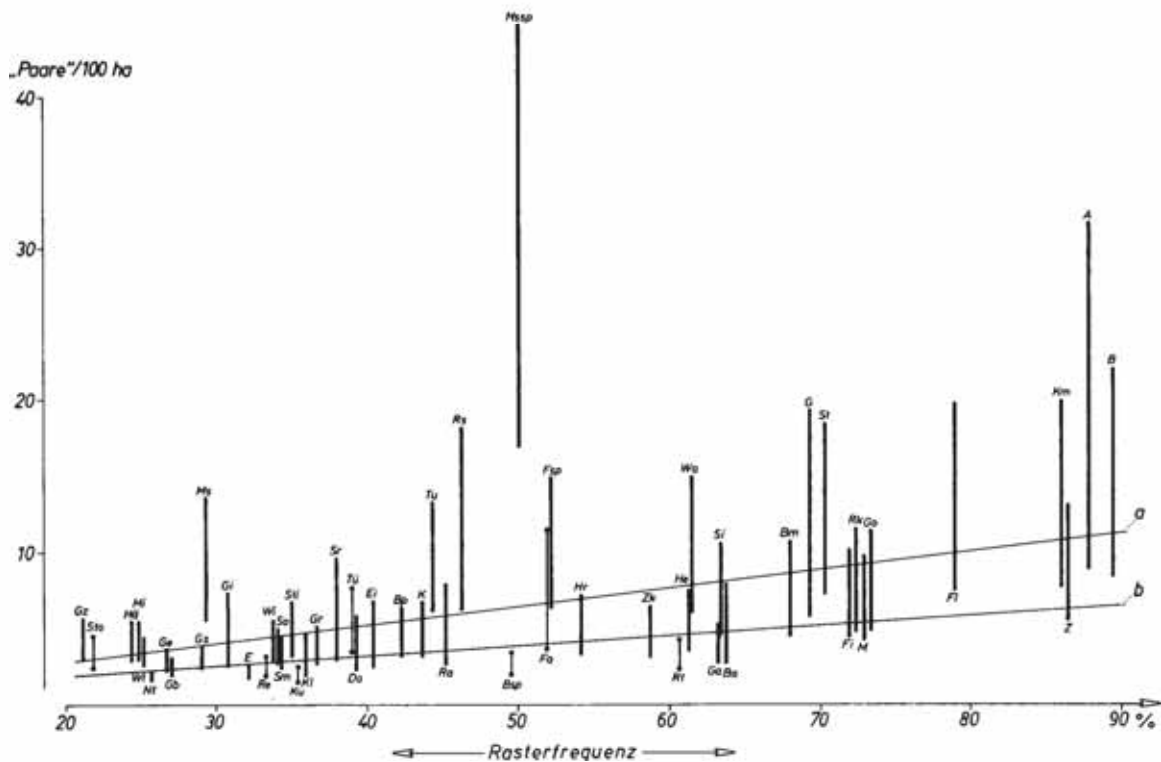


Abbildung 3: Minimale und maximale Abundanz (\approx Paare/ km^2) der Brutvogelarten mit Rasterfrequenz ab 20 (Abszisse). Einzelwerte s. Tab. 5. a = Regressionsgrade für 2/3 der maximalen Abundanz $y = 0.5 + 0.12 x$ ($r = 0.73$; $P < 0.001$); b = Regressionsgrade für minimale Abundanz $y = 0.5 + 0.07 x$ ($r = 0.80$; $P < 0.001$). - Minimum and maximum abundance (\approx pairs/ km^2) of species which inhabit more than 20% of the squares investigated. a + b = regression of 2/3 maximum resp. minimum abundance (see above).

A = Amsel	Gb = Gartenbaumläufer	Ku = Kuckuck	Sr = Sumpfrohrsänger
B = Buchfink	Ge = Gelbspötter	M = Mönchsgrasmücke	St = Star
Ba = Bachstelze	Gi = Gimpel	Mi = Misteldrossel	Sti = Stieglitz
Bm = Blaumeise	Go = Goldammer	Ms = Mehlschwalbe	Sto = Stockente
Bp = Baumpieper	Gr = Gartenrotschwanz	Nt = Neuntöter	Tm = Tannenmeise
Bsp = Buntspecht	Gs = Grauschnäpper	Ra = Rabenkrähe	Ts = Trauerschnäpper
Do = Dorngrasmücke	Gz = Girlitz	Re = Rebhuhn	Tü = Türkentaube
E = Elster	Hä = Hänfling	Rk = Rotkehlchen	Wa = Wacholderdrossel
Ei = Eichelhäher	He = Heckenbraunelle	Ro = Rohrammer	Wb = Waldbaumläufer
Fa = Fasan	Hm = Haubenmeise	Rs = Rauchschnäpper	Wi = Wintergoldhähnchen
Fe = Feldschwirl	Hr = Hausrotschwanz	Rt = Ringeltaube	Wl = Waldlaubsänger
Fi = Fitis	Hsp = Hausperling	Sch = Schafstelze	Wm = Weidenmeise
Fl = Feldlerche	K = Kleiber	Schm = Schwanzmeise	Z = Zilpzalp
Fsp = Feldsperling	Kb = Kernbeißer	Si = Singdrossel	Zk = Zaunkönig
G = Grünling	Kl = Klappergrasmücke	Sm = Sumpfmöwe	
Ga = Gartengrasmücke	Km = Kohlmeise	So = Sommergoldhähnchen	

Zwischen der Größenordnung der Abundanz und der Rasterfrequenz ist eine Korrelation nachzuweisen. Sowohl die geschätzte mittlere Mindestabundanz pro besiedeltem Planquadrat als auch die Werte, die zwei Drittel der geschätzten Höchstabundanz entsprechen, nehmen innerhalb der Singvögel jedenfalls bis zur Größenordnung der Rasterfrequenz von 20 % mit kleiner werdender Rasterfrequenz gesichert ab (Abb. 3).

Auch die wenigen in diesen Bereich fallenden Werte

für landbewohnende Nichtsingvögel scheinen diesem Trend zu folgen. Weiter verbreitete Vögel siedeln also in der Regel auch dichter. Die Abnahme der Abundanz pro Einheit der Rasterfrequenz liegt etwa in der Größenordnung von 0,1 »Paar«/100 ha. Der relative Anteil jener Planquadrate im Siedlungsgebiet einer Art, die eine Abundanz von mind. 9 »Paaren«/100 ha aufweisen, ist ebenfalls mit der Rasterfrequenz gesichert korreliert (Abb. 4).

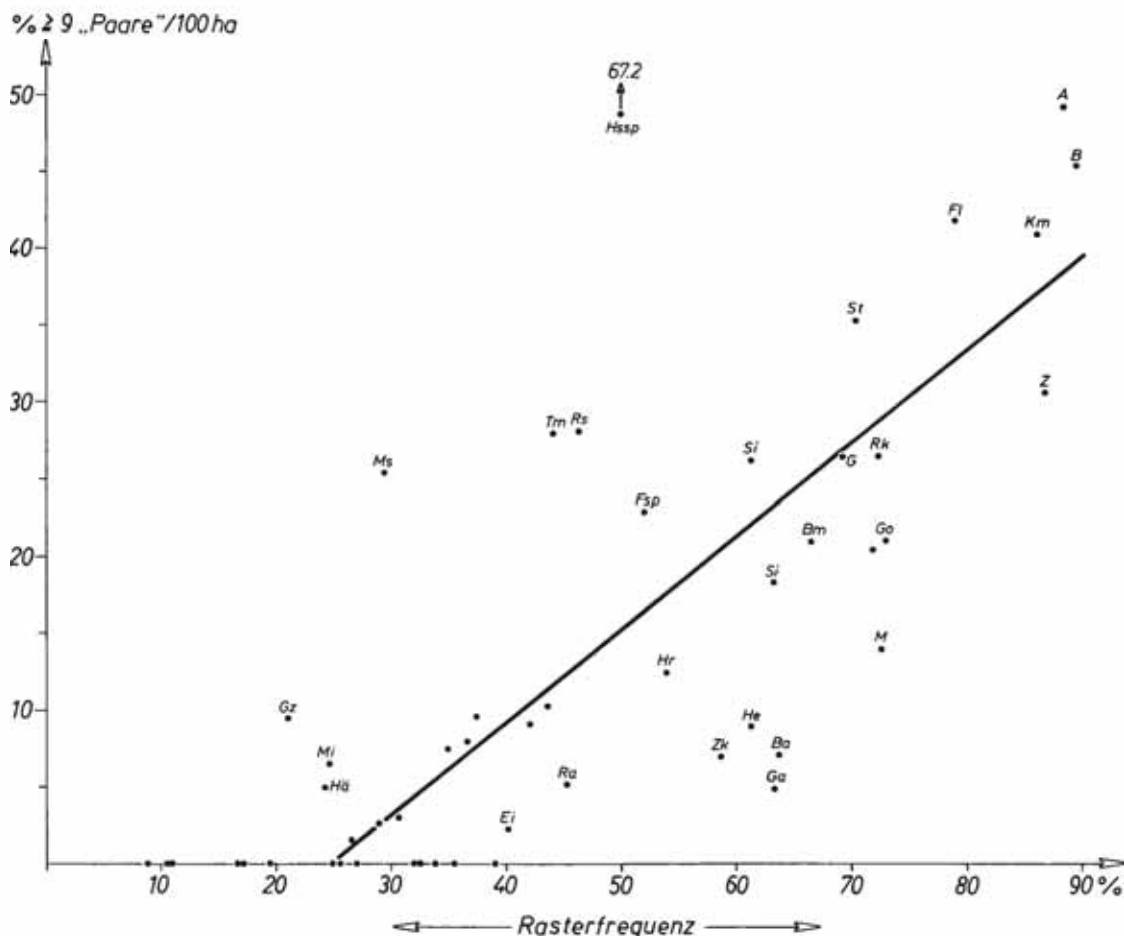


Abbildung 4: Rasterfrequenz und Anteil der Quadrate mit über 9 »Paaren/km². Regressionsgrade $y = -15.4 + 0.61 x$ ($r = 0.87$; $P > 0.001$). Abkürzung der Arten s. Abb. 3. – Percentage of inhabited squares and percentage of squares containing more than 9 »pairs«/km².

Im Mittel erreichten Singvögel mit einer Rasterfrequenz von etwa 20-25 auch in den am dichtesten besiedelten Rasterquadraten nicht mehr als 9 »Paar«/100 ha. Gleiches scheint wiederum für landbewohnende Nichtsingvögel zu gelten. Wasservögel – das zeigen bereits die wenigen auf der Untersuchungsfläche in größeren Beständen auftretenden Arten – folgen auch unabhängig von der Verteilung von Wasser und Land im Rastergitter diesen Korrelationen nicht, da sie aus einer Reihe von Gründen sehr viel stärkere Neigung zu verklumpter Verteilung zeigen bis hin zur Siedlung in ausgesprochenen Kolonien (Möwen, Seeschwalben). Unter den landbewohnenden Vögeln der Kulturlandschaft sind ausgesprochene Koloniebrüter relativ selten (Beispiele: Uferschwalbe, Saatkrähe, Dohle).

Gleichwohl sind aus Abb. 3 und 4 bemerkenswerte Abweichungen vom allgemeinen Verlauf der Regressionsgeraden zu beobachten, d. h. also Arten, die gemessen an ihrer Rasterfrequenz eine auffallend hohe bzw. auffallend niedrige Abundanz erreichen, gleichgültig ob man den hier geschätzten Mindest-

wert oder einen angenäherten Höchstwert zugrunde legt. Die hierbei zu findenden Unterschiede sind teilweise sehr leicht mit der unterschiedlichen Körpergröße und/oder des Nahrungserwerbs zu klären, teilweise aber völlig unabhängig davon. Nach Abb. 3 und 4 neigen gemessen an der Rasterfrequenz zu relativ hoher bis sehr hoher Abundanz Haussperling, Rauchschwalbe und Mehlschwalbe, also Siedlungsfolger mit Neigung zur Koloniebildung, aber auch Amsel und weniger stark Grünling, Star, Feldsperling, Wacholderdrossel, Feldlerche, Tannenmeise; bei einigen (z. B. Star) erwartungsgemäß. Aber auch z. B. Girlitz, Hänfling, Misteldrossel im Bereich niedrigerer Rasterfrequenzen siedeln relativ dicht. Umgekehrt deuten sich relativ niedrige Abundanzem bei Zilpzalp, Bachstelze, Gartengrasmücke, Zaunkönig, Heckenbraunelle, Mönchgrasmücke und einigen anderen an. Bei manchen Arten bestehen auch deutliche Unterschiede in der Korrelation zwischen Abundanz und Rasterfrequenz einerseits und Anteil der Quadrate mit hohen Abundanz und Rasterfrequenz andererseits. Wäh-

rend z. B. Eichelhäher und Rabenkrähe in Abb. 3 recht nahe der Regressionsgeraden liegen, weichen sie auf Abb. 4 stärker nach unten davon ab. Dies bedeutet, daß diese Arten nicht zu auffälligen Zusammenballungen auf engem Raum neigen. Für Singvögel ergibt die Darstellung der relativen Verteilung der besiedelten Quadrate auf die gewählten Größenklassen der Abundanz (Abb. 5) folgendes: 14 allgemein verbreitete Arten neigen zu symmetrischer Verteilung (= 82 % der hierher zu zählenden Arten nach Tab. 3 bzw. 5); ähnliche Verteilung lassen 5 verbreitete Arten (= 50 % der Arten nach Tab. 3 bzw. 5) und 4 teilweise verbreitete Arten (= 21 % der Arten nach Tab. 3 bzw. 5) erkennen. Ausgesprochen linkssteile Verteilung unter den allgemein verbreiteten Arten weist nur die Bachstelze auf; von den verbreiteten Arten zeigen immerhin 5 (= 50 %), von den teilweise verbreiteten Arten dagegen 18 (= 95 %) diesen Verteilungstyp. Zu den letzteren zählt auch noch die Schafstelze, die der Gruppe C (vgl. Tab. 1) angehört. Bei 13 der teilweise verbreiteten Arten mit linkssteiler Verteilung ist die kleinste Abundanzklasse mit 1 »Paar/100 ha am häufigsten vertreten. Der Anteil liegt in diesen Fällen zwischen 20 und 30 % der insgesamt

besiedelten Quadrate. Nur die Schwanzmeise erreicht deutlich über 30 %, die Rabenkrähe liegt darunter. Man kann also damit rechnen, daß bei Arten mit extrem rechtssteiler Verteilung der Abundanzklassen etwa ein Viertel der besiedelten Quadrate von 1 km² mit nur einem Paar besetzt war. Bei landbewohnenden Nichtsingvögeln ist dieser Anteil sehr viel höher, selbstverständlich auch bei den Arten mit einer Rasterfrequenz unter 20 (Tab. 3). Abweichend von der vorherrschenden mehr oder minder symmetrischen bzw. linkssteilen Verteilung zeigen die beiden Goldhähnchen eine Tendenz zu rechtssteiler Verteilung, ebenso Feldlerche und Stieglitz. Bei den Goldhähnchen könnte die Erklärung darin liegen, daß meist nur größere Nadelwaldbestände von ihnen besiedelt werden und auch bei den Feldlerchen nur große offene Flächen. Neigung zu zweipfeligen Verteilungen bzw. zum Überspringen einer Abundanzklasse zeigen Trauerschnäpper, Kleiber und Feldsperling, also Höhlenbrüter. Möglicherweise bestimmt bei ihnen künstliches Höhlenangebot in manchen Planquadraten den Anteil ihrer Abundanzklassen. Doch kann es sehr leicht sein, daß diese geringen Abweichungen vom allgemeinen Bild relativ wenig besagen.

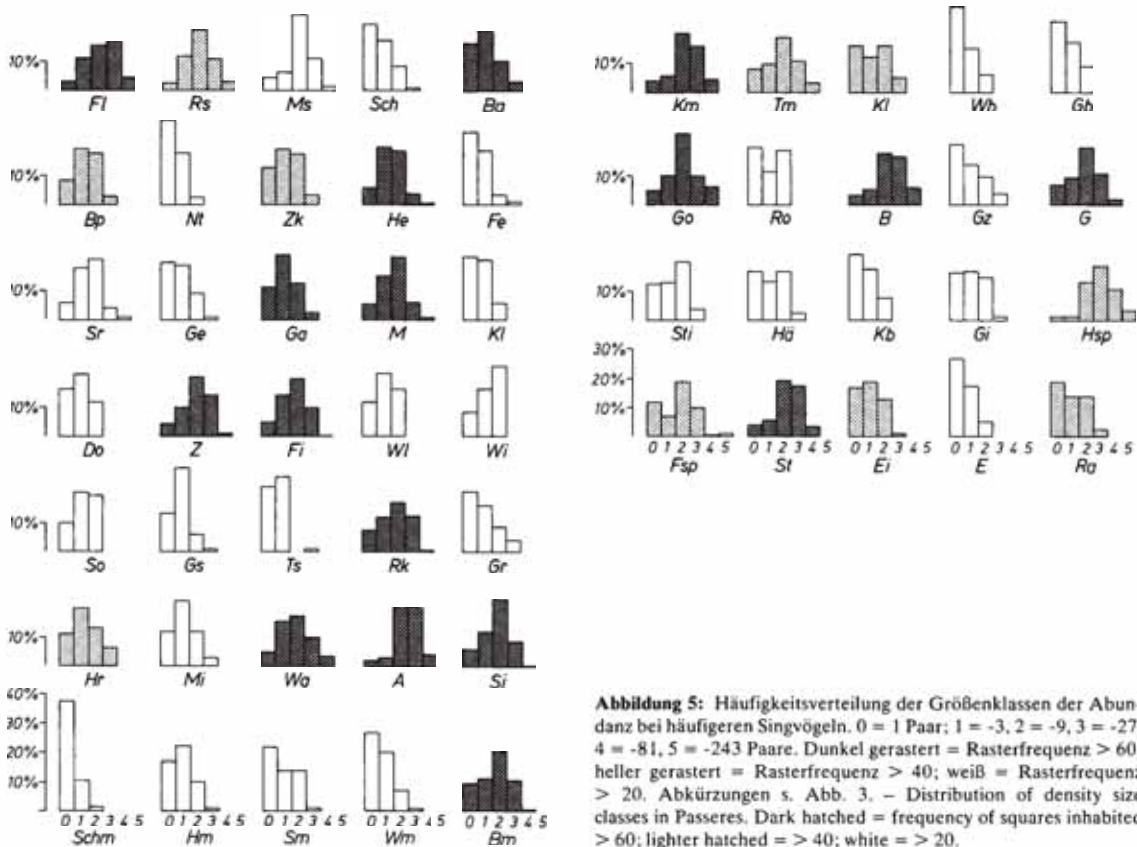


Abbildung 5: Häufigkeitsverteilung der Größenklassen der Abundanz bei häufigeren Singvögeln. 0 = 1 Paar; 1 = -3, 2 = -9, 3 = -27, 4 = -81, 5 = -243 Paare. Dunkel gerastert = Rasterfrequenz > 60; heller gerastert = Rasterfrequenz > 40; weiß = Rasterfrequenz > 20. Abkürzungen s. Abb. 3. — Distribution of density size classes in Passeres. Dark hatched = frequency of squares inhabited > 60; lighter hatched = > 40; white = > 20.

In Erweiterung der aus Abb. 5 zu erhebenden Befunde zeigt die vergleichende Betrachtung der Verteilung der Abundanzen über Größenklassen, daß auch Singvögel etwa gleicher Körpergröße, die Brutreviere verteidigen und vergleichbare Rasterfrequenzen aufweisen, unterschiedlich gleichförmig verteilt vorkommen. Entsprechend solcher Unterschiede streuen die Mittelwerte bei einer zusammenfassenden Darstellung des Verteilungsmodus sehr verbreiteter, verbreiteter und zerstreut verbreiteter Vögel (Abb. 6) sehr stark.

Davon abgesehen zeigt sich aber, daß auch innerhalb der Singvögel bis Drosselgröße mit abnehmender Rasterfrequenz die Neigung von symmetrischer zu linkssteiler Verteilung zunimmt. Bei den mindestens verbreiteten Arten sind Quadrate mit 4-9 »Paaren« am häufigsten, d. h. etwa in der Größenordnung zwischen 15 und 20 % aller besiedelten Quadrate vertreten. Bei Arten mit niedrigerer Rasterfrequenz verschiebt sich der Schwerpunkt der Anteile der besiedelten Quadrate in die Größenordnung von 1-3 »Paaren«/100 ha.

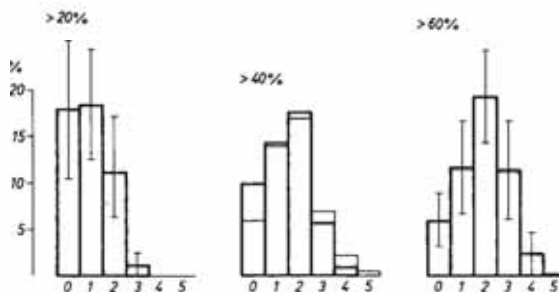


Abbildung 6: Mittlere Häufigkeitsverteilung der Abundanzen bei Singvögeln bis Drosselgröße (Klassenbreite s. Abb. 5) unterschiedlicher Rasterfrequenz (> 60, > 40, > 20). Mittleres Histogramm: dünne Kontur mit, dicke ohne Haussperling; in den beiden anderen Standardabweichungen eingezeichnet. – Mean distribution of density classes in Passeres up to the size of a thrush (range of classes see fig. 5) distributed in different frequencies of inhabited squares. Histogramm in the middle: thin line = house sparrow included; thick line = house sparrow excluded; vertical lines = standard deviation.

Diskussion

Neben Eigenschaften der Arten, des Beobachters und der Umgebung wirkt sich die Größe der Probefläche bzw. der Stichprobenumfang sehr stark auf das Ergebnis von Bestandsaufnahmen aus (z. B. BEZZEL & STIEL 1975, BEZZEL 1976, 1982, REICHHOLF 1980, SCHERNER 1981). Die daraus vor allem von SCHERNER (1981) erhobenen Forderungen bezüglich Probeflächengröße und Stichprobenumfang würden allerdings nicht nur einen Großteil der bisherigen quantitativen ornithologischen Felduntersuchungen oder darauf aufbauender allgemeiner und auch für die Praxis (z. B. Planung) wichtiger Schlußfolgerungen zu Makulatur werden lassen, sondern auch allen Einwänden genügende Erhebungsprogramme über alle Arten eines Raumes praktisch fast unmöglich machen. Man wird sich also etwas einfallen lassen müssen, um zuverlässige Ergebnisse von Vogelbestandsaufnahmen vorlegen zu können. Ein Weg ist sicher der bereits mehrfach erhobene und ebenso oft mißverständene Verzicht auf größtmögliche Präzision (z. B. BEZZEL & UTSCHICK 1980, REMMERT 1978, BEZZEL, LECHNER & RANFTL 1980; vgl. dagegen z. B. BLANA 1980). Ein anderer Weg wäre, einzelne Arten möglichst präzise und an Hand umfangreicher Programme zu untersuchen. Ob sich solche Vorhaben jedoch im erforderlichen Umfang realisieren lassen, muß fraglich bleiben. Die Frage ist ferner, ob hohe Präzision überhaupt zur Lösung theoretischer und praktischer Probleme notwendig ist, vor allem wenn man die üblichen hohen Abundanz- und Dispersionsfluktuationen bzw. Oszillationen vieler Vogelarten im Laufe der Zeit bedenkt (z. B. BEZZEL 1982).

Die im vorstehenden dargelegten Befunde entsprechen nur z. T. den von SCHERNER (1981) erhobenen Forderungen nach der Mindestgröße von Stichproben aus abstrakten unbegrenzten bzw. aus großen konkreten, begrenzten Urmengen. Zudem sind die Abundanzen auf den einzelnen Gebiets-einheiten nur sehr grob geschätzt. Die Ergebnisse sind also im höchsten Maße unpräzise. Gleichwohl muß hier der Versuch unternommen werden, auf Urmengen bzw. Verteilungsformen und Siedlungsmuster zu schließen, denn wir werden kaum je mit vertretbarem Arbeitsaufwand sehr hohe Präzision erreichen. Was die Zuverlässigkeit solcher Schätzungen angeht, so lassen Vergleiche der Ergebnisse verschiedener Methoden das Problem kleiner

werden. Auch hier ist wiederum zu fragen, ob der Tadel SCHERNERS (1981) wirklich berechtigt ist, wenn er bei den globalen Bestandsschätzungen von häufigen und verbreiteten Vogelarten für die Gebiete von der Größe von europäischen Staaten (z. B. SHARROCK 1976, PARLOW 1973, TEIXEIRA 1979 usw.) bemängelt, daß man nicht erkennen könne, ob Unterschiede auf Fehler oder auf Fluktuationen beruhen. Zunächst geht es darum, für häufige Arten Größenordnung des Bestandes zu ermitteln, wobei Fehler von 50 % und mehr durchaus hingenommen werden können. Die Ermittlung von groben Größenkategorien hat sich u. a. als außerordentlich wichtig für die Bewertung einzelner Gebiete oder Regionen aus der Sicht des Artenschutzes erwiesen (zusammenfassende Darstellung z. B. SCOTT 1980, BEZZEL 1980). Für seltene oder sehr ungleichmäßig verbreitete Arten gelten solche Überlegungen ohnehin nicht, da hier die mehr oder minder vollständige Erfassung der Populationen anzustreben ist (z. B. BEZZEL & UTSCHICK 1979, SCHERNER 1981). Recht zu geben ist SCHERNER (1981) schließlich auch darin, daß angesichts der biologisch bedingten Probleme eine Differenzierung zwischen »guten« und »schlechten« Methoden teilweise gegenstandslos wird (vgl. dagegen z. B. BLANA 1980). Grundsätzlich ist zu sagen, daß mit zunehmender Zahl der Veröffentlichung über Bestandsaufnahmen an Vögeln deutlich wird, daß verschiedene Arten nicht nur verschiedene Methoden der Bestandsermittlung draußen im Feld erfordern, sondern unterschiedlich Probeflächen-erößen bzw. Stichprobenumfänge.

Die sich abzeichnende Forderung nach möglichst großen Probeflächen wirft noch ein weiteres Problem auf, nämlich die Frage nach genügend großen möglichst einheitlich strukturierten Habitaten, wenn man solche miteinander vergleichen will. Wie bereits SCHERNER (1981) richtig bemerkt, dürfte es in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft kaum möglich sein, für viele Arten genügend große einheitlich strukturierte Probeflächen zu finden. Dabei fragt sich generell, ob dies auch immer notwendig ist, da ja viele Vogelarten unserer mitteleuropäischen Kulturlandschaft nebeneinander verschiedene Landschaftselemente nutzen. Daher dürfte es, gerade auch im Hinblick für die Fragen der Landschaftspflege und des Biotopschutzes, ohnehin sinnvoller sein, komplexere Landschaftsausschnitte miteinander zu vergleichen, wobei den Problemen der Untersuchung von Kleinflächen und Kleinstrukturen wahrscheinlich anders beizukommen sein muß als durch die Methoden der Revierkartierung (z. B. BEZZEL 1980 d).

1. Rasterfrequenzen

Ein erstes Ergebnis der Erhebung im Rahmen des hier vorgestellten Programmes ist die Abschätzung der Verbreitung bzw. Verteilung der einzelnen Brutvogelarten in Bayern. Damit läßt sich auch für die Planung von Arbeitsvorhaben leichter entscheiden, bei welchen Arten mit relativ wenig arbeitsaufwendigen Methoden bereits die Bearbeitung kleiner Flächenanteile eine Ermittlung der Rasterfrequenz gestattet (vgl. BEZZEL & UTSCHICK 1979 mit weiteren Details). Dies bedeutet gleichzeitig auch einen Beitrag zur Lösung einer immer wieder im Zusammenhang mit Problemen der Landschaftsplanung zu entscheidenden Frage, ob flächenscharfe

(oder Punkt-)kartierung bzw. Rasterkartierung vorzuziehen seien. Für Arten der Gruppe B und C (Tab. 1) dürften von wenigen Ausnahmen abgesehen (z. B. Schafstelze, Graumammer) Versuche der flächenscharfen Kartierung von Brutgebieten bzw. der Erfassung von möglichst großen Teilpopulationen bis hin zur Ermittlung des Gesamtbestandes in Bayern einer groben Rasterkartierung vorzuziehen und besonders bei sehr stark geklumpt verteilten Arten auch ein recht präzises und zuverlässiges Ergebnis zu erwarten sein. Beispiele solcher großflächigen Bestandsaufnahmen, in denen jeweils der größte Teil der Population ausgezählt wird, bieten z. B. die Publikationen von KASPAREK 1979, BEZZEL 1980 b, RANFTL 1980 u. a. Für die Arten der Gruppen A (vgl. Tab. 1) gilt ähnliches wahrscheinlich für alle bis höchstens lückenhaft verbreiteten Arten (Rasterfrequenz bis 20; s. Tab. 3). Für mind. 55 Arten (= ca. 31 % der regelmäßig in Bayern brütenden Arten) dürften Rasterkartierungen über größere Flächen mit Abundanzschätzungen wie im hier vorgelegten Fall günstiger sein bzw. Hochrechnungen auch von kleinen Flächen recht zuverlässige Werte liefern. Die meisten dieser Arten erreichen bei groben Rastern (z. B. BEZZEL, LECHNER & RANFTL 1980) Werte, die nahe an 100 herankommen.

Im Zusammenhang mit dem Arbeitsatlas der Brutvögel Bayerns (BEZZEL, LECHNER & RANFTL 1980) läßt sich aus Tab. 5 letztlich abschätzen, welche Werte der Rasterfrequenz häufige Vogelarten in ganz Bayern erhalten, wenn man sie in einem Rastergitter 1 x 1 km landesweit kartieren würde.

Hierzu sind allerdings noch einige Korrekturen notwendig. Bayern umfaßt ca. 70550 Rastereinheiten; ein Abrunden auf etwa 70000 schließt bereits einen großen Teil der Quadrate in den größeren Höhen und naturnahen Landschaftsteilen, die weniger vom Menschen beeinflusst sind, aus. Auf den 303 mehrjährig untersuchten Quadraten der vorliegenden Studie entsprechen die Flächenanteile von Wald, Acker- und Grünland sowie Siedlungen nicht jenen des gesamten bayerischen Kulturlandes. Zumindest für Vogelarten, die mehr oder minder ausschließlich einem dieser Landschaftstypen zuzuordnen sind, sind daher Korrekturfaktoren anzuwenden, und zwar für Wald 1,08, für Acker und Grünland 0,85, für Siedlungen 0,36. Letztere sind also auf den 303 Untersuchungsquadraten stark überrepräsentiert.

Die Übersicht Tab. 6 gruppiert die Arten grob nach den zu erwartenden Werten. Die Prädikate für Verbreitung sind natürlich im Zusammenhang mit dem hier gewählten feinen Raster zu sehen; fast alle der genannten Arten sind im groben Raster (z. B. hinsichtlich der 18 Planungsregionen) als allgemein verbreitet zu betrachten. Von den 12 Arten mit Rasterfrequenz über 60 der Tab. 6 entspricht bei 9 Arten die zu erwartende Rasterfrequenz für ganz Bayern recht genau dem auf der Untersuchungsfläche ermittelten Wert; bei Mönchsgrasmücke und Singdrossel ist der Wert für Bayern höher als auf dem intensiv genutzten Kulturland, umgekehrt ist die Rasterfrequenz der Feldlerche auf der Untersuchungsfläche höher als in Gesamtbayern. In der Gruppe der verbreiteten Arten (Rasterfrequenz 40-60) decken sich bei 7 Arten die Rasterfrequenzen auf der Untersuchungsfläche und die zu erwartenden in ganz Bayern; bei Goldammer, Bachstelze,

Tabelle 6:

Zu erwartende Rasterfrequenzen in Bayern (= ca. 70000 km²) der häufigsten Arten bei Wahl eines Rastergitters von 1 km², Expected frequency of inhabited squares of 1 km² over Bavaria as a whole (= ca. 70000 km²) in the commonest species of the study plots.

80-90: Buchfink, Amsel, Zilpzalp, Kohlmeise	} allgemein verbreitet n = 12
70-80: Mönchsgrasmücke, Rotkehlchen, Fitis	
60-70: Grünling, Singdrossel, Star, Blaumeise, Feldlerche	
50-60: Ringeltaube, Goldammer, Heckenbraunelle, Zaunkönig, Gartengrasmücke, Bachstelze, Buntspecht, Hausrotschwanz, Wacholderdrossel	} verbreitet n = 15
40-50: Kleiber, Rabenkrähe, Tannenmeise, Eichelhäher, Baumpieper, Feldsperling	
30-40: Fasan, Rauchschwalbe, Kuckuck, Gartenrotschwanz, Wintergoldhähnchen, Sommergoldhähnchen	} teilweise verbreitet n = 17
20-30: Gimpel, Stieglitz, Mäusebussard, Dorngrasmücke, Elster, Sumpfrohrsänger, Waldlaubsänger, Rebhuhn, Gartenbaumläufer, Misteldrossel, Turmfalke	
10-20: Neuntöter, Grauschnäpper, Haussperling, Gelbspötter, Grünspecht, Hänfling, Kiebitz, Stockente, Girlicht, Türkentaube, Mehlschwalbe, Teichhuhn, Bläßhuhn	

Gartengrasmücke, Wacholderdrossel und Feldsperling ist sie auf der Untersuchungsfläche höher, bei Buntspecht, Kleiber und Eichelhäher niedriger. Diese Unterschiede sind z. T. mit den Unterschieden in Anteil von Wald und landwirtschaftlicher Nutzfläche zu erklären (s. oben), z. T. aber auch damit, daß diese Arten in intensiv genutzten Ackerbaugebieten eine besonders weite Verbreitung haben oder als Siedlungsfolger einzustufen sind. Erwartungsgemäß werden die Abweichungen zwischen den Werten der Rasterfrequenz auf den Untersuchungsflächen und den für ganz Bayern zu erwartenden mit abnehmender Rasterfrequenz stärker. So sind z. B. bereits bei den teilweise verbreiteten Arten (n = 17) 10 auf der Untersuchungsfläche mit einer höheren Rasterfrequenz vertreten als in Bayern und nur bei 7 stimmen die Werte mehr oder minder überein. Noch stärkere Abweichungen nach oben ergeben sich auf der Untersuchungsfläche bei den Arten mit einer Rasterfrequenz unter 20.

In einzelnen Landschaften kann die Artenfolge vom allgemeinen Bild stark abweichen, obwohl die meisten der als mindestens verbreitet auf der Untersuchungsfläche eingestuft Arten auch in anderen Rangfolgen der Rasterfrequenz an der Spitze auftauchen. Leider gibt es noch wenig vergleichbare systematische Kartierungen einzelner Landschaften Bayerns oder des binnenländischen Mitteleuropas. Aus Bayern sind Rasterkartierungen mit verschiedenen groben Rastern veröffentlicht vom

Erdinger Moos (BEZZEL & LECHNER 1975), aus dem Donautal (ORNITHOLOGISCHE ARBEITSGEMEINSCHAFT OSTBAYERN 1978), dem Unteren Inntal (REICHHOLF 1978) und dem Werdenfelser Land (BEZZEL & LECHNER 1978). Von den 18 allgemein verbreiteten Arten der Tab. 6 sind 5 (Mönchsgrasmücke, Zilpzalp, Amsel, Kohlmeise, Buchfink) auch unter den 18 häufigsten der genannten Landschaften vertreten, weitere 7 in 3 (Fitis, Feldlerche, Singdrossel, Blaumeise, Goldammer, Star, Rotkehlchen), weitere 4 in 2 (Ringeltaube, Bachstelze, Heckenbraunelle, Grünling), die Wacholderdrossel nur in einer weiteren Teilkartierung. Die Gartengrasmücke ist die einzige Art, die in keiner der 4 Listen unter den 18 Arten mit höchster Rasterfrequenz auftaucht. Die in den einzelnen Artenlisten an der Spitze erscheinenden Arten, die nicht zu den 18 allgemein verbreiteten Arten der Tab. 3 zählen, sind auf den 303 Quadraten der Untersuchungsfläche immerhin mit Rasterfrequenzen von über 40 vertreten. Auch in weiter entfernt liegenden, tiergeographisch vergleichbaren Kulturlandschaftsbereichen Mitteleuropas dürften ganz allgemein stets dieselben Arten mit gewissen landschaftsbedingten Unterschieden an der Spitze stehen (vgl. BEZZEL 1982). Nicht weniger als 14 der 18 Arten mit größter Rasterfrequenz im Großraum Bonn finden sich auch in der entsprechenden Gruppe der Tab. 6 (WINK 1980 a).

2. Abundanzen

Die hier angewandte Schätzmethodik läßt nur eine sehr unpräzise Abgrenzung der Abundanz zu. Gleichwohl ergeben sich sehr deutliche Unterschiede, sowohl in den mittleren Abundanzen als auch in der Verteilung der Abundanzen und damit in der Dispersion über die Arten. Teilweise lassen sie sich biologisch sinnvoll interpretieren bzw. stimmen mit anderen Erfahrungen überein, wie z. B. die außerordentlich hohe Abundanz bei relativ geringer Rasterfrequenz des Haussperlings. Die gewählten Schätzkategorien bedingen, daß Extremwerte für Arten, die in optimalen Landschaftsausschnitten hohe Abundanzen erreichen, eine sehr große Variationsbreite zeigen. Auch Brutvögel, die für gewöhnlich in hohen Abundanzen siedeln, sind natürlich in Rastergittern mit Quadraten vertreten, die nur wenige Arten beherbergen, da Habitatkomplexe willkürlich zerschnitten werden. Die Korrelation zwischen Rasterfrequenz und Abundanz (Abb. 3 und 4) gestattet zwar grundsätzlich, von Rasterfrequenzen auf Häufigkeiten zu schließen (z. B. REICHHOLF 1978, WINK 1980 b), doch wird man nur bei sehr feinem Raster die Verhältnisse zuverlässig wiedergeben können, da sonst Arten mit sehr hoher Abundanz zu niedrig bewertet werden. Je niedriger die Abundanzen bei einzelnen Arten bzw. je gleichförmiger ihre Verteilung im Rastergitter ist,

Tabelle 7:

Vergleich der nach Tab. 5 ermittelten maximalen Abundanz (nur besiedelte Planquadrate berücksichtigt) mit den gemäß $y = ax^b$ errechneten Werten für 1 km^2 (nach BEZZEL 1982). A = Maximale Abundanz; A' = errechneter Wert; – Comparison between the maximum density of table 5 (only squares inhabited by the species) and the value according $y = ax^b$ (see BEZZEL 1982). A = maximum density; A' = estimated value of the equation.

A > A'		A = A' ± 0.1	A < A'	
	A/A'			A/A'
Bachstelze	2.42	Feldlerche	Haussperling	0.21
Eichelhäher	1.94	Singdrossel	Ringeltaube	0.26
Tannenmeise	1.86	Goldammer	Elster	0.34
Gimpel	1.72	Wacholderdrossel	Waldlaubsänger	0.39
Rabenkrähe	1.60	Sumpfmeise	Neuntöter	0.42
Amsel	1.39	Hänfling	Mehlschwalbe	0.45
Grünling	1.23	Grauschnäpper	Buntspecht	0.47
Misteldrossel	1.22	Klappergrasmücke	Kiebitz	0.48
Hausrotschwanz	1.22	Sumpfrohrsänger	Girlitz	0.50
Feldsperling	1.22	Rauchschwalbe	Baumpieper	0.50
Stieglitz	1.21	Kohlmeise	Gartengrasmücke	0.54
Buchfink	1.12		Gartenbaumläufer	0.55
			Türkentaube	0.58
			Dorngrasmücke	0.59
			Gartenrotschwanz	0.60
			Fitis	0.64
			Rebhuhn	0.65
			Zaunkönig	0.65
			Mönchsgrasmücke	0.72
			Kleiber	0.73
			Wintergoldhähnchen	0.74
			Gelbspötter	0.77
			Rotkehlchen	0.77
			Zilpzalp	0.77
			Star	0.78
			Heckenbraunelle	0.78
			Sommergoldhähnchen	0.81
			Kuckuck	0.83

desto besser sind Änderungen mit Rasterfrequenzen auch mit Bestandsänderungen zu korrelieren (vgl. Abb. 3, 4 und z. B. WINK 1980 b). Einzelne Arten (s. Abb. 3 und 4) weichen stark von den zu erwartenden Werten ab, weil sie entweder sehr dispers oder stark geklumpt verteilt vorkommen. Vorausgesetzt, die Befunde auf der Untersuchungsfläche lassen sich in gewissem Rahmen verallgemeinern, könnte man für einzelne Arten an Korrekturfaktoren denken. Wahrscheinlich sind aber bei großräumigen Vergleichen solche Korrekturfaktoren jeweils neu zu ermitteln, da natürlich auch geographische Unterschiede zu erwarten sind. So siedelt z. B. die Ringeltaube in der bayerischen Kulturlandschaft sicher in sehr viel geringerer Abundanz als in klimatisch begünstigten Räumen Nordwestdeutschlands oder in der norddeutsch-polnischen Tiefebene. Die Abundanz nimmt mit der Flächengröße exponentiell ab. Nach der angenäherten Beziehung $y = ax^b$ (ausführlich BEZZEL 1982, s. auch VERNER 1981) läßt sich für die einzelnen Arten die zu erwartende Dichte pro 100 ha errechnen, wenn man a und b bestimmt. Dies wurde für viele häufigere Arten der mitteleuropäischen Kulturlandschaft versucht (BEZZEL 1982).

Tab. 7 vergleicht die auf der Untersuchungsfläche gefundenen Abundanzen mit den Erwartungswerten (»flächenbereinigte Abundanzen« nach BEZZEL 1982). Dieser Vergleich kann allerdings aus verschiedenen Gründen nur grob andeuten, ob die auf den Planquadraten gefundenen Abundanzen dem Erwartungswert entsprechen oder nicht. Grundsätzlich können einmal die Befunde mit dem Strukturangebot und seiner Verteilung auf den untersuchten Quadraten zu erklären sein, darüber hinaus können sich hier aber auch allgemeine Charakteristika der Vogelwelt des intensiv genutzten Kulturlandes widerspiegeln. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt ist es nicht einfach, hier Entscheidungen zu fällen, da trotz einer verwirrenden Fülle von Detailuntersuchungen die Situation typischer und häufiger Vogelarten des Kulturlandes relativ wenig bekannt ist. Die Werte in Tab. 7 zeigen zunächst, daß grundsätzlich sowohl Arten oberhalb als auch unterhalb der Regressionsgeraden in Abb. 3 und 4 im Vergleich zu den Erwartungswerten hohe bzw. niedrige Abundanzen auf der Untersuchungsfläche aufweisen. Dies bestätigt, daß diese Abweichungen z. T. nicht auf die spezielle Situation im Untersuchungsgebiet zurückzuführen sind, sondern Charakteristika der Siedlungsstruktur der betreffenden Arten sind. Im einzelnen lassen sich die Befunde weiterhin wie folgt vorsichtig interpretieren:

Normale bzw. optimale Abundanzen erreichen für offenes Kulturland typische Arten, allen voran Bachstelze, aber auch Feldsperling, Feldlerche, Goldammer, Hänfling; ferner Arten, die von der Auflockerung geschlossener Waldflächen bzw. dem Angebot an einzelnen Baum- und Gebüschgruppen profitieren, da sie auch offene Flächen zumindest als Nahrungsraum benötigen. Es ist z. B. sicher kein Zufall, daß alle Drosseln auf der Untersuchungsfläche den Erwartungswert erreichen bzw. überschreiten; auch die Rabenkrähe ist sicher hierher zu zählen. Mit Tannenmeise, Eichelhäher und Gimpel erreichen auch Waldvögel auf der Untersuchungsfläche optimale Abundanzen. Möglicherweise ist dies mit dem Angebot kleiner dichter Baumgruppen und/oder dichten Koniferenanpflanzungen (Gimpel!) zu erklären. Allerdings weisen die beiden

Goldhähnchen als typische Koniferenarten niedrige Abundanzen auf. Möglicherweise sind sie wie auch die Haubenmeise, die eine Rasterfrequenz von weniger als 20 erreicht, auf größere zusammenhängende Koniferenwälder beschränkt. Diese Vermutung legt auch die rechtssteile Verteilung der Abundanzen der beiden Goldhähnchen nahe (Abb. 5). Sehr eng an bestimmte Strukturen gebundene Arten treten in relativ großen Rasterflächen natürlich in geringeren mittleren Abundanzen auf. Dies gilt in unserm Beispiel vor allem für die engen Siedlungsfolger wie Haussperling, Mehlschwalbe und Türken- taube. In der Gruppe der Arten mit sehr geringen Abundanzen finden sich auffallend viele Gebüsch- und Bodenbrüter, darunter z. B. alle Laubsänger, aber mit Buntspecht, Kleiber, Star auch typische Höhlenbrüter. In Übereinstimmung mit großräumig festgestellten Abnahmetendenzen zählen zu dieser Gruppe Neuntöter, Rebhuhn, Dorngrasmücke und Gartenrotschwanz. Für einige von ihnen ist die Nutzungsintensivierung in der Kulturlandschaft als Ursache regionaler Bestandsrückgänge wahrscheinlich bzw. nachgewiesen. Bezüglich der geringen Abundanz der Ringeltaube s. oben.

Der Vergleich der gefundenen Abundanzen auf intensiv genutztem Kulturland mit Erhebungen unter ähnlichen methodischen Voraussetzungen in anderen Landschaften würde einen weiteren wichtigen Beitrag zur Beurteilung der Anpassung verschiedener Vogelarten an die Bedingungen des Komplexes intensiver Bodennutzung bedeuten. Leider liegen uns derartige Untersuchungen auf Rasterflächen bisher nur im Ansatz vor. Eine Intensivierung solcher Arbeiten, auch wenn es sich nur um grobe Abundanzschätzungen handelt, wäre wünschenswert. Im Hinblick auf die Kritik an der Präzision von quantitativen Bestandserhebungen wird vielleicht in Zukunft vermehrt das Augenmerk der Feldornithologen auf die Möglichkeiten weniger präziser, aber dafür durchaus zuverlässiger Bestandserhebungen gerichtet. Natürlich sind auch in solchen Vergleichen für einzelne Arten unterschiedliche Zuverlässigkeiten zu erwarten. Einige Beispiele mögen dies andeuten.

Feldlerche: Der Wert von rund 7,7 Revieren/km² für die Raster im Bodenseegebiet liegt gut in der Variationsbreite der Abundanzen auf der gesamten Untersuchungsfläche (Tab. 5) und erwartungsgemäß nahe dem unteren Wert der Abundanzen für die von der Feldlerche besiedelten Quadrate (SCHUSTER, 1982). Die nur für Feldlerchenbiotope ermittelten Abundanzen am Bodensee von 21 Revieren/km² fällt mit der Obergrenze unserer Erhebungen zusammen und entspricht auch gut dem Tabellenwert von 19,0 nach BEZZEL 1982. Für das Werdenfelser Land sind 6,6-9,9 »Paare«/km² zu schätzen (BEZZEL & LECHNER 1978). Auch dieser Wert paßt gut, wenn man die nähere Arealgrenze und die für Feldlerche weniger geeignete Struktur des Untersuchungsgebietes am Alpenrand in Rechnung setzt.

Amsel: Bei Arten mit sehr unterschiedlichen Abundanzen in verschiedenen Landschaftstypen sind auch größere Unterschiede in regionalen Werten zu erwarten. Mit 8,9-31,8 »Paaren«/km² liegt der Wert der Untersuchungsfläche deutlich über solchen von waldreichen Landschaften (z. B. Werdenfelser Land 6,8-9,0 »Paare«/km²; BEZZEL & LECHNER 1978). WINK (1980 a) schätzt jedoch für eine Fläche von 2300 km² im Großraum Bonn 22,7-90,9 »Paare«/km². Hier wirken sich die großen städti-

schen Siedlungsräume aus, die in unserem Untersuchungsgebiet kaum berücksichtigt wurden. Gleichwohl reicht die Unter- bzw. Obergrenze der Variationsbreiten abweichender Werte noch in die auf der Probefläche ermittelte Variationsbreite hinein.

Star: WINK (1980 a) schätzt für den Großraum Bonn 4,5-22,7 »Paare«/km², was bei etwas größerer Variationsbreite gut unseren Befunden entspricht. Die Werte vom Alpenrand (Werdenfeller Land) liegen an der Untergrenze mit geschätzten 5,1-7,1 »Paaren«/km² (BEZZEL & LECHNER 1978).

Heckenbraunelle: Im Großraum Bonn kommt die große Häufigkeit dieser Art in manchen Landschaften Westdeutschlands zum Ausdruck mit 4,5-18,2 geschätzten »Paaren«/km² (WINK 1980 a). Das intensiv genutzte Kulturland, insbesondere die Agrarfläche ist für diese Art wie auch andere Buschbrüter wenig günstig. Die Variationsbreite der Abundanz von 3,5-7,6 auf der Untersuchungsfläche liegt daher auch deutlich niedriger. Im Werdenfeller Land wiederum, in dem die Heckenbraunelle zu den verbreitetsten Vogelarten zählt, werden mindestens 8 »Paare«/km² geschätzt.

Diese und die Werte der beiden vorstehenden Arten beziehen sich alle auf Rastereinheiten, die mindestens 1 Brutpaar der betreffenden Art aufweisen.

3. Schätzung des Gesamtbestandes für Bayern

Hochrechnung bzw. -schätzungen sind sehr unpräzise und, sofern keine ausreichenden Stichproben vorhanden sind, auch kaum zuverlässig. Andererseits ist es wichtig, wenigstens die Größenordnung von Populationen auch häufiger Arten für ein größeres Gebiet zu kennen (Diskussion s. oben). Im »Arbeitsatlas« (BEZZEL, LECHNER & RANFTL 1980) wurde erstmals der Versuch unternommen, den Bestand aller regelmäßigen Brutvögel Bayerns für die 70er Jahre zu schätzen (näheres zur Diskussion solcher Werte siehe dort). Ansätze zur kritischen Überprüfung der Zuverlässigkeit der dort mitgeteilten Werte sind bisher nur in ganz wenigen Einzelfällen vorgelegt worden. Die hier erhobenen Bestandsaufnahmen können dazu einen weiteren Beitrag liefern. Mit Ausnahme des Werdenfeller Landes (1440 km²) sind auch für Teillandschaften Bayerns von der Größenordnung einer Planungsregion bisher noch keine Schätzungen der Populationsgröße aller in einem Gebiet vorkommenden Arten durchgeführt worden. In die in Tab. 8 zusammengestellten Hochschätzungen ist die für Bayern zu erwartende Rasterfrequenz im Rastergitter 1 km² sowie die in Tab. 5 zusammengestellten minimalen und maximalen Abundanzen pro besetzter Rastereinheit eingegangen.

Nur sehr wenige der häufigsten Arten dürften die Millionengrenze (in Paaren) überschreiten bzw. erreichen. Von 23 Arten, deren Mindestbrutbestand 100000 Paare überschreiten dürfte, stimmen die hier geschätzten Bestandspopulationsgrößen in groben Zügen mit den Schätzungen des Arbeitsatlases überein; die Population von Buchfink, Kohlmeise und Bachstelze wurde hier höher, jene der Gartengrasmücke niedriger geschätzt. Zahlreicher sind die Abweichungen von den Annahmen im Arbeitsatlas in der Kategorie der Populationsmindestgrößen von 30000 bis über 90000 Paare. Nur 8 stimmen in beiden Schätzungen überein, dagegen weisen 5 hier höhere Werte gegenüber dem

Tabelle 8:

Schätzung der Populationsgröße (n = »Paare« in Tausendern) einiger häufiger Vögel Bayerns (s. Text)

(> = höher,

< = niedriger,

± = ungefähr gleich der Schätzung bei BEZZEL, LECHNER & RANFTL 1980).

– Estimation of the population size of some commoner birds of Bavaria (n = pairs in thousands) in comparison to BEZZEL, LECHNER & RANFTL 1980 (higher, lower and approximately equal).

	n	Abweichung
Amsel	547	-1954 ±
Buchfink	526	-1389 >
Kohlmeise	459	-1199 >
Star	345	- 880 ±
Feldlerche	334	- 887 ±
Zilpzalp	327	- 792 ±
Grünling	277	- 946 ±
Mönchsgrasmücke	221	- 520 ±
Fitis	221	- 518 ±
Singdrossel	215	- 512 ±
Hausperling	212	- 561 ±
Blaumeise	211	- 506 ±
Wacholderdrossel	210	- 525 ±
Goldammer	198	- 475 ±
Tannenmeise	183	- 463 ±
Feldsperling	176	- 800 ±
Rauchschwalbe	165	- 488 ±
Heckenbraunelle	143	- 310 ±
Hausrotschwanz	121	- 268 ±
Zaunkönig	121	- 253 ±
Kleiber	105	- 224 ±
Gartengrasmücke	102	- 200 ±
Bachstelze	101	- 300 ±
Ringeltaube	96	- 175 <
Baumpieper	90	- 182 ±
Rabenkrähe	79	- 243 >
Buntspecht	74	- 126 >
Eichelhäher	72	- 203 >
Sumpfrohrsänger	71	- 177 <
Wintergoldhähnchen	66	- 131 <
Stieglitz	63	- 135 ±
Gartenrotschwanz	63	- 127 >
Sommergoldhähnchen	61	- 117 ±
Gimpel	50	- 148 ±
Klappergrasmücke	43	- 112 ±
Dorngrasmücke	41.5	- 111.5 <
Misteldrossel	42	- 82.5 <
Mehlschwalbe	40	- 98 <
Waldlaubsänger	39	- 72.5 ±
Kuckuck	37	- 59 <
Kiebitz	32	- 70 >
Hänfling	32	- 64 <
Grauschnäpper	32	- 54 <
Rebhuhn	32	- 50 ±
Elster	31	- 47.5 ±
Girlitz	30	- 38 <
Gartenbaumläufer	29	- 47 <
Gelbspötter	27	- 47 <
Stockente	25	- 48 ±
Mäusebussard	23	- 27 >
Neuntöter	21	- 29 ±
Turmfalke	16	- 18 ±

Brutvogelatlas auf, nämlich Rabenkrähe, Buntspecht, Eichelhäher, Gartenrotschwanz, Kiebitz und 10 niedrigere (Ringeltaube, Sumpfrohrsänger, Wintergoldhähnchen, Dorngrasmücke, Misteldrossel, Mehlschwalbe, Kuckuck, Grauschnäpper, Hänfling, Girlitz). Worauf die Unterschiede im einzelnen zurückzuführen sind, ist derzeit noch unbekannt. Das Problem der Zuverlässigkeit ungefährender Bestandschätzungen häufiger Brutvogelarten in Bayern wird besser zu lösen sein, wenn von mehr Teillandschaften als bisher großflächige Bestandszählungen und Schätzungen vorliegen und die Hochrechnungen präzisiert werden können. Im Grunde entspricht aber die Rangfolge der Populationsgrößen der Tab. 8 den Angaben im Arbeitsatlas, zumindest was die häufigsten Arten betrifft. Auch in Tab. 8 rangiert die Amsel als häufigste Vogelart.

Zusammenfassung

Auf 303 Quadraten von 1 x 1 km² des intensiven genutzten Kulturlandes (Acker + Grünland, Wirtschaftswald, Siedlungen) verschiedener Landschaften Bayerns (Abb. 1) wurden zwischen 1976 und 1981 die Brutvögel ermittelt und ihre Abundanz in logarithmischen Häufigkeitsklassen geschätzt.

Die Artenzahl pro Quadrat ist im wesentlichen positiv mit dem Strukturreichtum korreliert; landwirtschaftlich genutzte Flächen weisen nicht nur signifikant die geringste Artenzahl auf (Tab. 2), sondern auch den größten Anteil von Arten, die nur mit einem Paar/km² vertreten sind. In Siedlungs- und Waldflächen sind Abundanzen von ca. 5-20 »Paaren«/km² am häufigsten (Abb. 2).

Von 118 in allen Teilen Bayerns regelmäßig brütenden Arten wurden 113 (= 96 %) auf den 303 Quadraten festgestellt, doch nur etwa 26,5 % unter ihnen erreichen Rasterfrequenzen von >40. Etwa 24 % der Arten sind zahlreich (>625 Brutpaare auf 303 km²). Die verbreitetsten Arten im Kulturland Bayerns sind Buchfink, Amsel, Zilpzalp, Kohlmeise, Mönchsgrasmücke, Rotkehlchen, Fitis usw. Die größten Populationen dürften Amsel, Buchfink, Kohlmeise, Star, Feldlerche erreichen (Tab. 5 + 6). Zwischen Abundanz und Rasterfrequenz besteht eine positive Korrelation (Abb. 3 + 4). Demnach erreichen Singvögel mit Rasterfrequenzen auf der untersuchten Fläche unter 20-25 auch in den am dichtesten besiedelten Quadraten nicht mehr als 9 »Paare«/km². Zahlreiche Abweichungen vom Mittelwert zeigen, daß auch unter etwa gleichgroßen territorialen Singvögeln offenbar konstante Unterschiede in Siedlungsdichte und Verteilungsmuster bestehen, die auch überregional deutlich werden. Bei nur teilweise im intensiv genutzten Kulturland verbreiteten Arten war die Tendenz zu linkssteiler Verteilung der geschätzten Abundanzklassen auffällig (Abb. 5). Dies bedeutet, daß etwa 20-30 % der Quadrate nur von einem Brutpaar besiedelt wurden. Häufigere Arten neigen dagegen mehr zu symmetrischer Verteilung, also mit größtem Anteil an mittleren Abundanzklassen.

Im Hinblick auf notwendige Flächengröße bzw. Umfang der Stichprobe für quantitative Felduntersuchungen, aber auch auf die bestehenden starken Bestandsfluktuationen sind relativ unpräzise Angaben für mittlere Bestandsgrößen oder Abundanzen zuverlässiger als sehr exakte Angaben mit geringer Variationsbreite. Die bisherigen Hochrechnungen auf Populationsgrößen häufiger Brutvögel Bayerns

sind noch sehr unpräzise und unzuverlässig; sie können daher nur als erste Hinweise betrachtet werden. Immerhin ergeben sich aber teilweise gute Übereinstimmungen zwischen Hochrechnungen auf der Basis der vorliegenden Erhebungen und jenes des »Arbeitsatlas der Brutvögel Bayerns« (BEZZEL, LECHNER, RANFTL 1980).

Etwa 23 Arten dürften eine mittlere Populationsgröße von mehr als 100000 Paaren erreichen; nur sehr wenige erreichen die Millionengrenze. Weitere Teiluntersuchungen in ausgewählten Landschaften sind notwendig.

Die Populationsgröße seltener und sehr ungleich verteilter Arten dürfte mit Hilfe von Rasterkartierungen und allgemeinen Schätzungen kaum mit ausreichender Präzision und Zuverlässigkeit zu ermitteln sein. Hier sind Populationszählungen an einem möglichst großen Teil der Gesamtpopulation erforderlich. Landesweit dürften in Bayern etwa 30-40 % der rund 175 regelmäßigen Brutvögel durch Kartierung und Bestandsermittlungen in Teilflächen mit ausreichender Genauigkeit hinsichtlich ihrer Verbreitung und Populationsgröße in ganz Bayern abzuschätzen sein. Für alle übrigen sind Kartierungen und Bestandsaufnahmen zumindest über große Teile des Landes erforderlich.

Summary

Distribution, abundance and patterns of dispersion of the breeding birds in Bavarian cultivated areas.

In 303 squares of 1 x 1 km² distributed over intensively used landscape (fields + meadows, forests, villages + towns) in several parts of Bavaria (fig. 1) the breeding species were checked (1976-1981) and their abundance was estimated by logarithmical size classes.

The number of species per square was correlated positively with the richness of structures. In farmland there could be found not only the lowest number of species but also the highest percentage of species represented by only 1 pair/km². In woodland and in human settlements size classes of ca. 5-20 pairs/km² were most abundant (fig. 2).

Out of 118 species breeding regularly in all parts of Bavaria 113 (= 96 %) could be found breeding on the 303 squares, though only 26,5 % of them reached at least 40 % of inhabited squares. About 24 % of the species could be stated as numerous (i. e. >625 pairs per 303 km²). The most distributed species in cultivated areas of Bavaria are chaffinch, blackbird, chiffchaff, great tit, blackcap, robin, willow warbler etc. Blackbird, chaffinch, great tit, starling, skylark may be most numerous (table 5 + 6).

Between density and percentage of inhabited squares a positive correlation could be found (fig. 3 + 4). Passeres up to 20-25 % of inhabited squares normally do not reach more than 9 pairs/km². Many deviations from the mean, however, show that even among territorial passerines of similar body size remarkable differences in density and dispersion may generally exist. In species only partially common in cultivated areas a tendency to a leftsteep distribution over the estimated size classes of density was conspicuous (fig. 5) which means about 20-30 % of the squares being inhabited only by one pair. Common species, however, tend to be distributed symmetrically over the size classes of density; they therefore show maximas in medium classes.

Due to the importance of large areas resp. sample

sizes in quantitative field research as well as to considerable fluctuations in population size estimations and/or censuses of a relatively low accuracy may be more useful than very exact figures with a small range. The overall estimation of population size of common birds in Bavaria presented so far are not precise and not sure as well. They only should be used for a first account. Nevertheless there could partially be found a correspondance between estimations based on the material presented in this study and the figures published in the »Working Atlas of Bavarian Breeding Birds« by BEZZEL, LECHNER & RANFTL 1980. In 23 species the Bavarian population may exceed 100000 pairs; only very few species may reach 1 million pairs or more (total area ca. 70500 km²). Further investigations in selected study areas of Bavaria are needed.

The number of rare and unevenly distributed species cannot be adequately checked by grid mapping and overall estimations. In such species counts of the majority of the whole population are needed. In Bavaria about 30-40 % of the ca. 175 regularly breeding species may be estimated rather precisely by mapping and counting small samples. All the other species have to be thoroughly checked in great parts of the country.

Literatur

- BEZZEL, E. (1976):
»Greifvögel sind bedroht!« – »Der Bussard nimmt überhand!« – Was wissen wir wirklich? Pirsch 28: 1590-1594.
- BEZZEL, E. (1979):
Allgemeine Veränderungstendenzen in der Avifauna der mitteleuropäischen Kulturlandschaft. Vogelwelt 100: 8-23.
- BEZZEL, E. (1980 a):
Die Brutvögel Bayerns: Artenreichtum auf Rasterflächen. Garmischer vogelkdl. Ber. 8: 39-49.
- BEZZEL, E. (1980 b):
Vogelarten der Roten Liste – ein kritischer Situationsbericht. Schr. R. Naturschutz u. Landschaftspflege 12: 187-196.
- BEZZEL, E. (1980 c):
Die Brutvögel Bayerns und ihre Biotope: Versuch der Bewertung ihrer Situation als Grundlage für Planungs- und Schutzmaßnahmen. Anz. orn. Ges. Bayerns 19: 133-169.
- BEZZEL, E. (1980 d):
Beobachtungen zur Nutzung von Kleinstrukturen durch Vögel. Ber. Akad. Naturschutz u. Landschaftspflege 4: 119-125.
- BEZZEL, E. (1982):
Vögel in der Kulturlandschaft. Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- BEZZEL, E. & K. STIEL (1975):
Zur Verbreitung und Ökologie des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) am deutschen Nordalpenrand. Ardeola 21: 840-859.
- BEZZEL, E. & F. LECHNER (1976):
Die Brutvögel des Erdinger Moores. Garmischer vogelkdl. Ber. 1: 1-21.
- BEZZEL, E. & F. LECHNER (1978):
Die Vögel des Werdenfelder Landes. Kilda-Verlag, Greven.
- BEZZEL, E. & H. UTSCHICK (1979):
Die Rasterkartierung von Sommervogelbeständen – Bedeutung und Grenzen. J. Orn. 120: 431-440.
- BEZZEL, E., F. LECHNER & H. RANFTL (1980):
Arbeitsatlas der Brutvögel Bayerns. Kilda-Verlag, Greven.
- BLANA, H. (1980):
Rasterkartierung und Bestandsdichteerfassung von Brutvögeln als Grundlage für Landschaftsplanung – ein Vergleich beider Methoden im selben Untersuchungsgebiet. Proc. VI Int. Congr. Bird Census Work, Göttingen 1979: 32-54.
- KASPAREK, M. (1979):
Dokumentation der Bestandsentwicklung der Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo*) in Bayern. Jber. Orn. Arbgem. Ostbayern 6: 62-75.
- NEWTON, I. (1980):
The role of food in limiting bird numbers. Ardea 68: 11-30.
- ORN. ARB. GEM. OSTBAYERN (1978):
Lebensraum Donautal. Ergebnisse einer ornitho-ökologischen Untersuchung zwischen Straubing und Vilshofen. Schr. R. Naturschutz u. Landschaftspflege Heft 11.
- PARSLOW, J. (1973):
Breeding Birds of Britain and Ireland. Poyser Berkhamsted.
- RANFTL, H. (1980):
Der Haubentaucher (*Podiceps cristatus*) in Bayern. Schr. R. Naturschutz u. Landschaftspflege 12: 159-170.
- REICHHOLF, J. (1978):
Rasterkartierung der Brutvögel im südostbayerischen Inntal. Garmischer vogelkdl. Ber. 4: 1-56.
- REICHHOLF, J. (1980):
Die Arten-Arealkurve bei Vögeln in Mitteleuropa. Anz. orn. Ges. Bayern 19: 13-26.
- REMMERT, H. (1978):
Forschungsziel und Forschungsmethodik. Anz. orn. Ges. Bayern 17: 1-7.
- SCHERNER, E. R. (1981):
Die Flächengröße als Fehlerquelle bei Brutvogel-Bestandsaufnahmen. Ökol. Vögel 3: 145-175.
- SCHUSTER, S. (1982):
Rasterkartierung Bodensee – eine halbquantitative Brutvogel-Bestandsaufnahme. Vogelwelt 103: 24-31.
- SCOTT, D. A. (1980):
A preliminary inventory of wetlands of international importance for waterfowl in West Europe und Northwest Africa. IWRB Spec. Publ. Nr. 2, Slimbridge.
- SHARROCK, J. T. R. (1976):
The Atlas of Breeding Birds in Britain and Ireland. Poyser, Berkhamsted.
- TEIXEIRA, R. M. (1979):
Atlas van de Nederlandse Broedvogels. s'Graveland.
- VERNER, J. (1981):
Measuring responses of avian communities to habitat manipulation. Studies in Avian Biol. 6: 543-547.
- WINK, M. (1980 a):
Analysis of the atlas of breeding birds of Greater Bonn. Proc. VI Int. Congr. Bird Census Work, Göttingen 1979: 282-291.
- WINK, M. (1980 b):
Aussagemöglichkeit der Rasterkartierung für langfristige und großflächige Brutvogel-Bestandsveränderungen: Ergebnisse im Großraum Bonn 1974-1978. J. Orn. 121: 245-256.
- WÜST, W. u. a. (1981):
Avifauna Bavariae. Band I: Gaviiformes bis Charadriiformes. Orn. Ges. Bayern, München.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Einhard Bezzel
Institut für Vogelkunde der
Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur
und Pflanzenbau
Gsteigstraße 43
8100 Garmisch-Partenkirchen

Die Stauseen am unteren Inn – Ergebnisse einer Ökosystemstudie¹⁾

Josef Reichholf und Helgard Reichholf-Riehm
Herrn Prof. Dr. Wolfgang Engelhardt zum 60. Geburtstag gewidmet

	Seite
1. Grundfragen der Untersuchung	48
2. Untersuchungsgebiet und Methode	48
2.1 Die Stauseen am unteren Inn	48
2.2 Untersuchungsmethoden	54
2.2.1 Phasen der Untersuchung	54
A : Phase von 1960 bis 1970	54
B: Phase von 1971 bis 1973	54
C: Phase von 1974 bis 1979	54
2.2.2 Methoden der Erfassung abiotischer Daten	55
2.2.3 Methoden der Erfassung biotischer Daten	55
Artenreichtum	55
Individuenmenge	55
Diversität	56
Erfassung der Biomasse der Schlammfauna	57
2.2.4 Erfassung der vom Menschen verursachten Einflüsse	60
3. Ergebnisse	60
3.1 Entwicklung der Stauseen (abiotische Entwicklung)	60
3.2 Entwicklung der Wasservogel-Gemeinschaften	63
3.2.1 Brutvögel	63
3.2.2 Gastvogelbestände	65
3.2.3 Dynamik der Vegetation	66
3.3 Nahrungsökologie der Wasservögel	68
3.3.1 Jahreszeitliches Vorkommen	68
3.3.2 Nahrungsangebot im Jahreslauf	69
3.4 Umsetzung der Nahrung	70
3.5 Zeitliche Ordnung der Vorgänge im Ökosystem	71
3.6 Vereisung und Hochwasser	73
4. Einflußgröße Jagd	75
5. Erholungsbetrieb	79
5.1 Angelsport	79
5.2 Allgemeiner Erholungsbetrieb	81
6. Indirekte Einflüsse	82
6.1 Bautechnische Maßnahmen	82
6.2 Abwasserbelastung	82
7. Problemarten von Vögeln und Säugetieren	83
7.1 Höckerschwan	83
7.2 Lachmöwe	83
7.3 Wiedereinbürgerung des Bibers	84
8. Beurteilung der Situation	84
9. Vorgeschlagene Maßnahmen	86
9.1 Jagd	86
9.2 Angelsport	86
9.3 Erholungsbetrieb	86
9.4 Naturschutz an den anderen Stauseen am unteren Inn	86
9.5 Ausblick auf das Vorfeld	87
10. Sozio-ökonomische und wissenschaftliche Bedeutung des Naturschutzgebietes »Unterer Inn«	87

Dank

Schlußbemerkung

Literatur

1) Gutachten im Auftrage des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen, mit Förderung durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft

1. Grundfragen der Untersuchung

Die Stauseen am unteren Inn zählen zu den bedeutendsten Sammelpunkten und Brutstätten für Wasservögel in Mitteleuropa. Zeitweise konzentriert sich dort rund ein Viertel aller auf bayerischen oder österreichischen Gewässern vorhandenen Schwimmvögel. Tageshöchstwerte übersteigen die Zahl von 40000 gleichzeitig anwesender Wasservögel. Diese hier eingangs nur ganz summarisch genannten Befunde führten dazu, daß die Stauseenkette zwischen der Mündung der Salzach und der Mündung der Rott in den unteren Inn in die Reihe der Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung eingestuft wurde. Sie werden unter der Nummer 17 in der Liste der Bundesrepublik Deutschland geführt (HAARMANN & PRETSCHER 1976), die jene Gebiete benennt, die im Sinne der »Ramsar-Konvention« zu den für die Erhaltung der Wasservögel Europas wichtigsten gehören. Diese von der Bundesrepublik mitunterzeichnete Konvention hat die Aufgabe, im Rahmen des »Übereinkommens über Feuchtgebiete, insbesondere als Lebensraum für Wat- und Wasservögel, von internationaler Bedeutung« (= International Wetland List) in jedem der Mitgliedsländer der Konvention jene Lebensräume so zu schützen, daß in ihnen der wesentliche Grundbestand der europäischen Wasservögel langfristig gesichert werden kann.

Es ist klar, daß eine solche Sicherung von Lebensraum und durchziehenden, rastenden, überwinternden oder brütenden Vögeln nicht allein auf administrativem Weg erfolgen kann. Vielmehr bedarf es der Kenntnis des ökologischen Hintergrundes für das Vorkommen und die Häufigkeit der Wasservögel, um zu einem sinnvollen Schutzkonzept bzw. Management kommen zu können. Da sich hierbei erfahrungsgemäß Zielkonflikte mit anderen Nutzungsformen und -ansprüchen ergeben, bedarf es der Klärung, in welchem Maß konkurrierende Nutzungsformen gegebenenfalls vertretbar wären, ohne das Grundanliegen, das mit der Einstufung des Gebietes in die internationale Feuchtgebiets-Liste verbunden ist, im Kern zu gefährden.

Die Untersuchungen sollten daher primär die Ursache für Verteilung und Häufigkeit der Wasservögel herausarbeiten, um über die daraus gewonnenen Erkenntnisse Aussagen über spezielle Lösungsmöglichkeiten der Konflikte mit den konkurrierenden Nutzungsformen machen zu können.

Die Studie gliedert sich daher in zwei Hauptteile: Die ökologischen Grundlagen, deren Ziel die Ausarbeitung der Kausalbeziehungen ist, und die sich daraus ergebenden Konsequenzen für die Naturschutzpraxis.

Grundsätzlich soll dabei versucht werden, alle Aussagen und Konsequenzen für die Praxis so gut es geht und so umfassend wie möglich mit konkreten Untersuchungsergebnissen zu belegen. Die Begründung erfolgt dabei auf einer sachlich-ökologischen Basis, wobei die Zielvorstellung in der nachhaltigen Sicherung der Funktionsfähigkeit des Gebietes als Wasservogelzentrum im Sinne der »Ramsar-Konvention« liegt. Diese Zielvorstellung und die damit verbundenen Managementfragen decken sich vollinhaltlich mit den fachlichen Zielen, wie sie im Landesentwicklungsprogramm des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen für die Stauseen am unteren Inn und ihr Vorland abgesteckt wurden.

2. Untersuchungsgebiet und Methodik

2.1 Die Stauseen am unteren Inn

Im Zuge der Wasserkraftnutzung des außeralpinen Inn wurde im Verlauf des letzten halben Jahrhunderts der Fluß in eine – inzwischen praktisch lückenlose – Kette von Staustufen aufgegliedert. Für das hier untersuchte Gebiet sind dies die Staustufen »Simbach-Braunau« (= Salzachmündung), »Ering-Frauenstein«, »Eggfling-Obernberg« und »Neuhaus-Schärding«. Die Einstauung erfolgte bei Ering-Frauenstein und Eggfling-Obernberg 1942/43, an der Salzachmündung 1954 und bei Neuhaus-Schärding 1961. Diese vier Staustufen mit ihren zugehörigen Stauseen und den vorgelagerten Auwäldern bilden das Untersuchungsgebiet. Sie befinden sich etwa 150 km östlich von München im bayerisch-österreichischen Grenzgebiet. Die Staatsgrenze verläuft, der Situation vor der Einstauung gemäß, durch diese vier Stauseen im Bereich der früheren Flußmitte (die sich jedoch heute teilweise erheblich verlagert hat). Bezogen auf den Inn läßt sich das Gebiet der Untersuchung eingrenzen durch die Flußkilometer 17 bis 70. Abb. 1 und 2 zeigen die Lage des Untersuchungsgebietes und die wichtigsten geografischen Bezeichnungen.

Aus ökologischer Sicht bedeutsam ist die Einbindung der Stauseen in ihr Vorland. Für die Untersuchung wurden daher – je nach Fragestellung – auch die Verhältnisse in den noch bestehenden, flußbegleitenden Auwäldern mit berücksichtigt sowie eventuell bedeutsame Verflechtungen mit den Fluren des Innraumes in Rechnung gestellt.

Aufgrund der vergleichsweise starken Abgrenzung nach außen stellen die Stauseen jedoch eine ziemlich gut abgeschlossene ökologische Einheit dar. Sie sind ein »Ökosystem«, weil in ihnen die Grundfunktionen von Ökosystemen, Stoffaustausch und Energiefluß unter Beteiligung von Organismen, ablaufen. Da der Grundansatz der hier vorgelegten Untersuchung primär die Ausarbeitung funktioneller Beziehungen zum Ziel hat, wird auf umfangreichere Gebietsbeschreibungen verzichtet. Vielmehr sollen hier nur jene ökologischen Rahmenbedingungen erläutert werden, die für das Funktionieren des Ökosystems der Stauseen von grundlegender Bedeutung sind. Bezüglich Gebietsbeschreibungen wird auf die Publikationen von REICHHOLF (1966 und 1977 a) sowie auf GOETTLING (1968) verwiesen.

Die Stauseen am unteren Inn gehören zum Typ der *Laufstauseen*. Dies bedeutet, daß bei ihnen die Speicherung von Wasser im Vergleich zur durchlaufenden Menge nur eine (sehr) geringe Rolle spielt. Bei einem Fassungsvermögen von 36 Millionen m³ und einer Wasserführung von 2000 m³/sec beträgt die theoretische Austauschrate nur 5 Stunden (!). Durch mehr oder weniger starke Verlandung ist das Fassungsvermögen jedoch bereits kräftig verringert worden. Es beläuft sich beispielsweise im Innstausee Eggfling-Obernberg nur noch auf etwa 10 x 10⁶ m³, was einer Austauschrate von nur noch knapp 1,5 Stunden bei etwas über 2000 m³/sec – einer mittleren jährlichen Wasserführungsquote während der Sommermonate – entspricht. Bei niedriger Wasserführung im Winter kann die Austauschrate auf einen Tag absinken. Jedenfalls ergibt sich daraus, daß eine nennenswerte Speicherung von Wasser nicht möglich ist. Die Kette von Stauseen zwischen der Landesgrenze und der Mündung des Inn in die Donau



1



4



2



5



3



6

Bild 1 Mündungdelta der Salzach in den Inn (von rechts kommt die Salzach).

Bild 2 Während der Inn noch trüb-weißes Wasser (»Gletschermilch«) führt, bringt die Salzach aus dem nördlichen Randbereich der Alpen schon klares Wasser Mitte Mai.

Bild 3 Blick auf die zentrale Insel im Stausee Eggling – Obernberg am unteren Inn. Die Insel ist als Strömungskeil ausgebildet, von einer riffartigen Sandbank und ausgedehnten Flachwasserzonen umgeben. Hauptrast- und Nahrungsplatz der Wasservögel am unteren Inn.

Bild 4 Beginn der Vegetationsentwicklung auf Schlickbänken im Innstausee Eggling-Obernberg. Die anschließenden Flachwasserzonen bieten beste Ernährungsbedingungen für Strand- und Wasserläufer sowie für verschiedene Entenarten.

Bild 5 Neu entstandener Auwald auf den Inseln der Innstauseen.

Bild 6 Urwaldartig wuchernder Auwald im Inselgebiet der Innstauseen – Heimat von Biber, Nachtreiher und Beutelmeise.

Bild 7 Nachtreiher im NSG Unterer Inn.



7

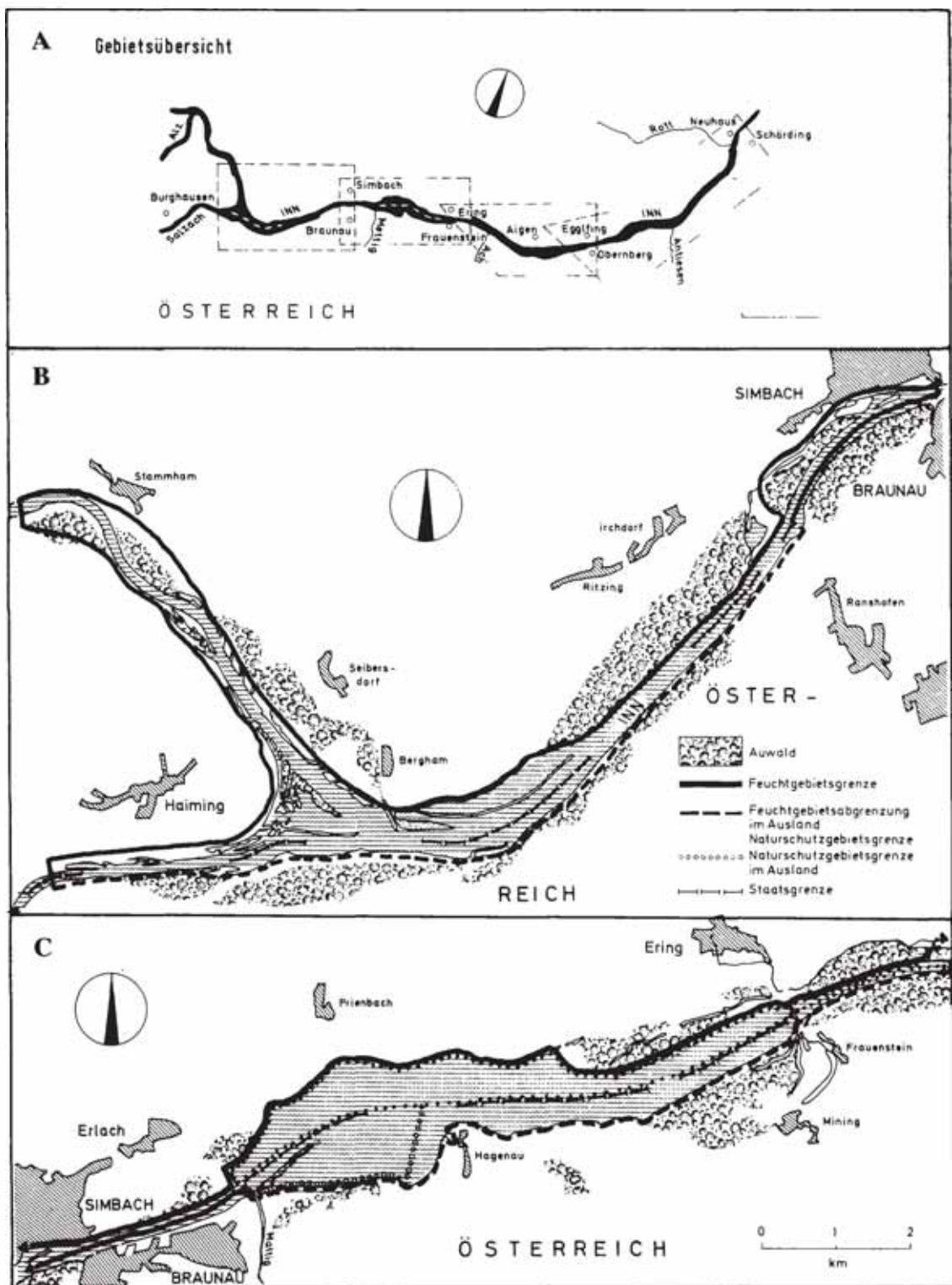


Abbildung 1

Geographische Übersicht zur Lage der Untersuchungsgebiete

A.: Allgemeine Lage der vier Stauseen am unteren Inn B.: Gebietsübersicht »Salzachmündung« (Stausee Simbach-Braunau)

C.: Gebietsübersicht Stausee Ering-Frauenstein (aus HAARMANN & PRETSCHER 1976)

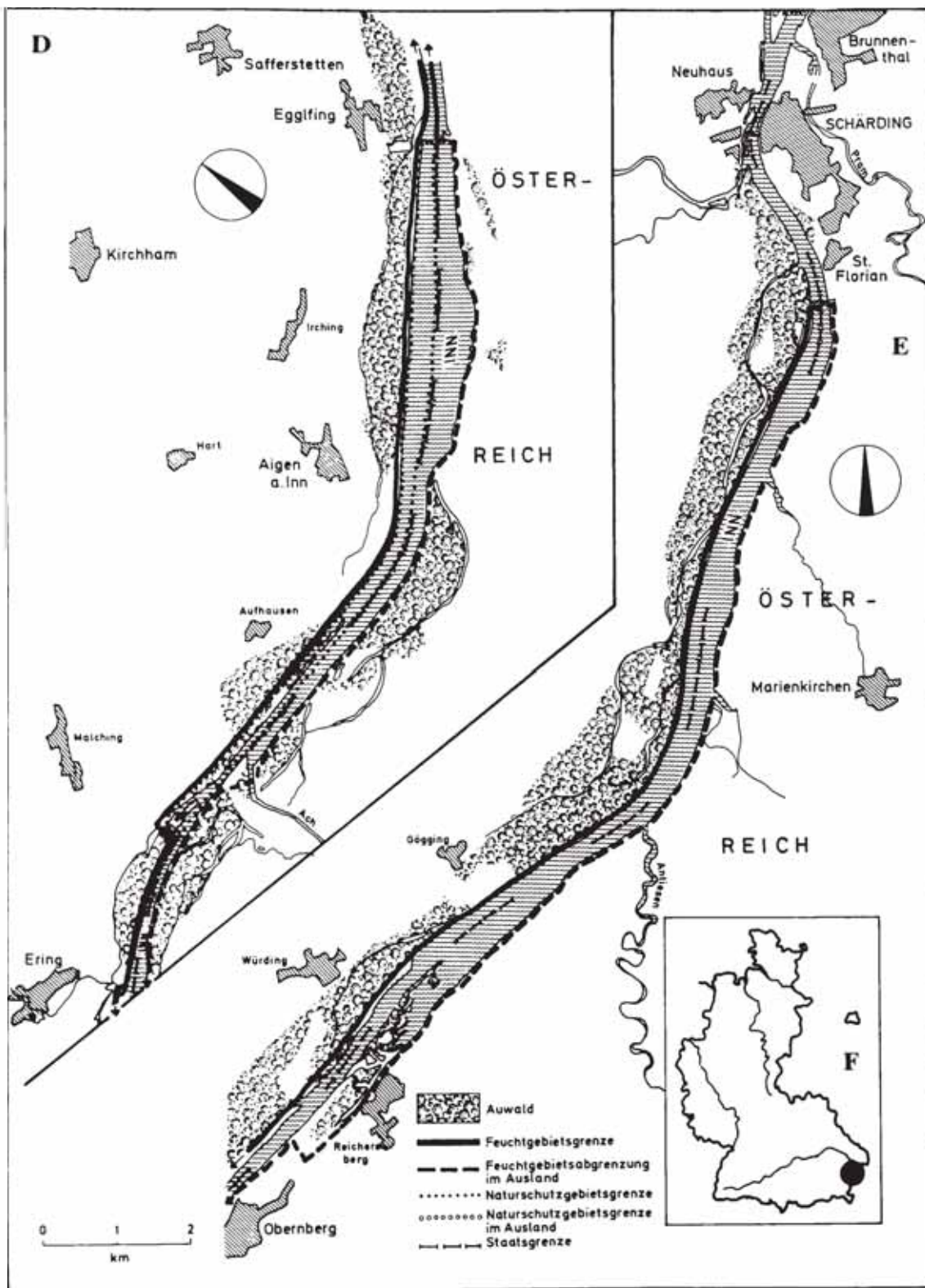


Abbildung 2

Geographische Übersicht zur Lage der Untersuchungsgebiete

D.: Gebietsübersicht Stausee Eggfing-Obernberg E.: Gebietsübersicht Stausee Neuhaus-Scharding

F.: Lage der Stauseen am unteren Inn in der Bundesrepublik Deutschland (aus HAARMANN & PRETSCHER 1976)



Abbildung 3

Ausgedehnte Seitenbuchten, Inseln und Verlandungszonen formen ein »Binnendelta« im Innstausee Ering-Frauenstein (Luftaufnahme F. SEIDL, Braunau).

Abbildung 4

Übersichtsbild zur Innstufe Ering-Frauenstein (Luftaufnahme freigegeben von der Reg. v. Obb. G4/25235) mit der Grundgliederung in Hauptstauraum, Verlandungszone und Stauwurzel (links oben im Bild – Braunau/Simbach). Foto: Luftbildverlag Hans Bertram, München; aus REICHHOLF 1973 a).



vermag günstigstenfalls Hochwasserspitzen etwas abzufangen.

Die Grundstruktur der Stauseen am unteren Inn ist daher durch ihre Charakterisierung als Laufstauseen gegeben. Dieser Umstand unterscheidet sie in ökologisch-funktioneller wie in wasserwirtschaftlicher Hinsicht von Talsperren, Hochwasser-Rückhaltebecken oder Schwellbetrieb-Staustufen.

Die nächste, verfeinerte Klassifizierung ermöglicht die Unterteilung in drei Stauseen, die dem »Verlandungstyp« zuzurechnen sind und einen, der dem »Durchlaufstyp« entspricht (REICHHOLF 1976 a). Diese Charakterisierung bedeutet, daß die Morphometrie der Staubecken entweder starke Verlandung zuläßt oder nicht. Naturgemäß lassen sich konkrete Stauseen nie vollständig dem einen oder dem anderen Typ vorbehaltlos zuordnen, aber eine hinreichende Charakterisierung wird dadurch auf jeden Fall gegeben.

Ob ein Staubecken stärkere Verlandung zuläßt oder so konstruiert ist, daß Verlandungsprozesse weitestgehend unterdrückt werden, zieht ganz entscheidende ökologische Konsequenzen nach sich. Es kann hier vorweggenommen werden, daß es ganz wesentlich an der Ausbildung vergleichsweise riesiger Verlandungszonen (Abb. 3) liegt, daß die Innstauseen eine besondere Stellung unter den mitteleuropäischen Wasservogelzentren einnehmen.

Dagegen bedeutet die Strukturierung als »Durchlaufstyp« eine ganz entscheidende Verringerung der ökologischen Kapazität zur Regenerierung des Flusses und keine nachhaltige Eignung als (Dauer-)Lebensraum für Wasservögel. Dieser Punkt wird noch näher ausgeführt!

Die nächste Unterteilung der ökologischen Raumstrukturen in den Stauseen am unteren Inn bezieht sich nun auf die innere Gliederung in drei Bereiche: *Hauptstauraum*, *Verlandungszone* und *Stauwurzel*.

Der Hauptstauraum bezieht sich auf die dem Kraftwerk unmittelbar vorgelagerte Fläche. Sie ist zumeist beidseitig von Dämmen eingefäßt und stellt eine in der Regel nur durch einzelne Inseln untergliederte, offene Wasserfläche dar. Ihre Ausdehnung beträgt zwischen 2 und 5 km².

Flußaufwärts folgt dem Hauptstauraum die Verlandungszone mit ihren Inseln, Flachwassergebieten und Seitenbuchten. Morphologisch stellt sie ein »Binnendelta« dar, das sich beim Eintritt des Flusses in das zunächst zu groß geratene Staubecken ausbildet. Allerdings setzt dies voraus, daß die seitliche Ausdehnung und die allgemeine Morphometrie des gesamten Stauraumes die Ausbildung eines Binnendeltas überhaupt zulassen.

Die Geschwindigkeit der Binnendeltabildung ist in den Innstauseen aufgrund der vergleichsweise ganz außerordentlich hohen Schwebstoff-Fracht des Inn sehr groß. Hierauf wird noch näher einzugehen sein. Die Deltabildung wird aber neben der rein physikalischen Komponente der Auflandung (von Geschiebe und/oder Schwebstoffen) auch von biologischen Faktoren getragen (»biogene Verlandung«). Letztere ergibt sich durch die organische Mehrproduktion in den besonders nährstoffreichen und gut durchlichteten (Flach)Wasserzonen beim Eintritt des Flusses in den Stauraum. Diese Zone ist daher in jedem Falle, gleich ob es sich um einen Fluß mit hoher oder mit geringer Schwebstoff-Fracht handelt, von besonderer Bedeutung für die ökologischen Prozesse (vgl. REICHHOLF 1976 a).

Als letzte Zone folgt der Verlandungszone fluß-

aufwärts die sogenannte »Stauwurzel«. In diesem Abschnitt ist der Fluß vielfach noch abflußbeschleunigt. Das durchschnittliche Niveau des Pegelstandes liegt deutlich unter Land, so daß nur selten oder unregelmäßig (bei starken Hochwässern) eine Überflutung der angrenzenden Aue eintritt. Hohe Strömungsgeschwindigkeiten und Fehlen von Sedimentation charakterisieren diesen Abschnitt.

Abbildung 4 gibt einen Überblick zu dieser 1. Näherung der Innenstruktur eines Innstausees. Die 1. Näherung besagt, daß die drei Grundeinheiten »Hauptstauraum, Verlandungszone und Stauwurzel« in allen untersuchten Stauseen (und darüber hinaus in allen Stauseen vom Verlandungstyp) als Teilräume unterschiedlicher Ausdehnung auftreten und daher bei den Analysen zu berücksichtigen sind. Die 2. Näherung erfaßt nun die nächst feineren Strukturen des Lebensraumes in den Innstauseen. Bei einem Gewässer sind diese grundsätzlich in der *Tiefenstruktur* zu suchen, denn die Tiefe bestimmt in einem Fließgewässer weitgehend die wichtigen produktionsbiologischen Parameter und die Nutzungsmöglichkeiten für die verschiedenen Organismen.

Die mittlere Tiefe der Innstauseen ist gering. Sie beträgt unter Einbeziehung aller Verlandungsgebiete weniger als 1 m und charakterisiert diese Stauseen daher als *Flachgewässer*. Das bedeutet nicht, daß es keine größeren Tiefen gäbe. Vielmehr verläuft die Tiefenzonierung so, daß der größte Teil der Hauptstauräume mittlere Tiefen zwischen 1 und 2 m aufweist, während die Flachwasserzonen der Seitenbuchten und Lagunen zwischen 0 und 1 m (nur örtlich tiefere Stellen!) tief sind. Der eigentliche Flußlauf, soweit er innerhalb der Stauräume wieder hergestellt oder im Bereich der Stauwurzel zu finden ist, nimmt dagegen größere Tiefe ein. Hier pendelt die mittlere Tiefe zwischen 2 und 3 m und erreicht örtlich bis über 6 m. Dennoch bleiben die Innstauseen in der Gesamtbilanz aber Flachgewässer.

Die eben angegebenen Verhältnisse beziehen sich auf den derzeitigen Stand nach erfolgter Verlandung! Bei der Einstauung wiesen die Staubecken erheblich größere Tiefen auf. Die Werte für das sogenannte »Urprofil«, also jenes Flußprofil, das vor der Einstauung gegeben war, sind der Abbildung 5 zusammen mit dem Stand der Verhältnisse nach der Verlandung zu entnehmen. Diese Abbildung 5 zeigt charakteristische Querschnitte für die drei Hauptabschnitte, wie sie der Grundgliederung in Hauptstauraum, Verlandungszone und Stauwurzel entsprechen. Für die Analyse der nahrungsökologischen Verhältnisse und für das Zusammenspiel zwischen Strömungsgeschwindigkeit und Wassertiefe war die genaue Berücksichtigung der Tiefenstruktur der Stauseen außerordentlich bedeutsam. Im Abschnitt über den derzeitigen (1978-1980) Istzustand der Innstauseen wird auf diesen Aspekt noch näher zurückzukommen sein.

Diese Profile der Tiefenverteilung deuten bereits eine starke Differenzierung in Flachwasserzonen und stärker durchströmte, tiefere Bereiche an. Sie bilden einen wesentlichen Beitrag zur Reichhaltigkeit des Wasservogel-Artenspektrums, weil dieses den verschiedenen Tiefenzonen in unterschiedlicher Weise angepaßt ist.

Es soll hier schon darauf hingewiesen werden, daß die Tiefenzonierung und die innere Strukturierung in verschiedene, örtlich und zeitlich variable Wassertiefen ein wesentliches Merkmal für die ökologische

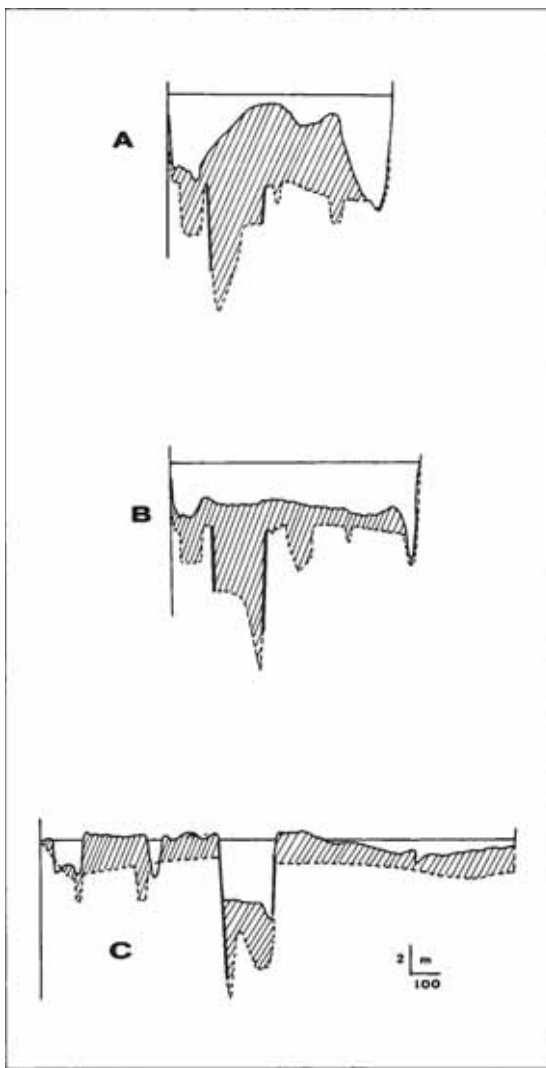
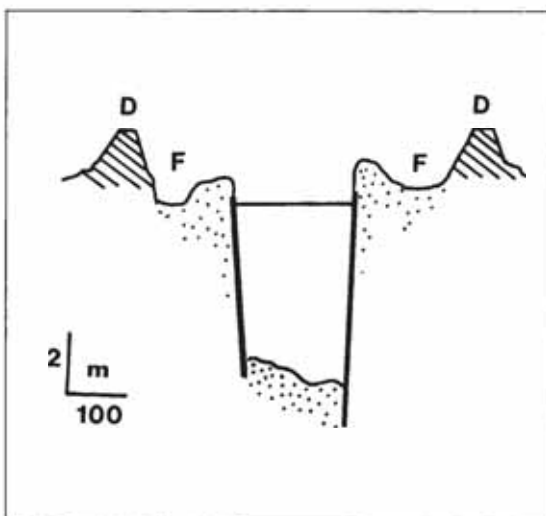


Abbildung 5

Typische Flußprofile zur Charakterisierung der Tiefenzonierung der Stauseen am unteren Inn (aus REICHHOLF 1976 a).

5 – 1: Profilquerschnitte aus dem kraftwerksnahen (A) und mittleren (B) Bereich des Hauptstauraumes sowie aus dem Inselgebiet der Verlandungszone (C). Die schraffierten Flächen zeigen die Auflandung über dem Urprofil (Einstau 1942 – Istzustand 1976).



5 – 2: Profil aus dem Stauwurzelbereich flußaufwärts der Rückstauzone bei mittlerer Wasserführungsquote. D = Dämme zur Hochwassersicherung; F = Flutmulden (aus REICHHOLF 1976 a).

Regenerierung des Flusses in diesen Stauseen darstellt. Denn eine reiche Strukturierung im Hinblick auf Wassertiefe und (der damit eng verbundenen) Strömungsgeschwindigkeit ist ein zentrales Charakteristikum nicht regulierter Flüsse, die ihre hydrologische Dynamik weitgehend ungestört entfalten können. Art und Ausmaß der inneren Strukturentwicklung in den Stauseen bieten daher ein objektives Maß für die *ökologische Bewertung eines Stausees*. Die Kriterien gehen jedoch über die bloße Tiefenstruktur weit hinaus. Sie müssen auch andere funktionell-ökologische und hydrologische Parameter mit einschließen. Da sie für die folgenden Analysen von zentraler Bedeutung sind, sollen sie an dieser Stelle kurz aufgeführt und erläutert werden.

– **Abiotische Parameter:**

– *Wasserführung:* gemessen in m^3/sec (Daten wurden von der INNWERK AG, Töging, zur Verfügung gestellt)

– *Strömungsgeschwindigkeit:* gemessen in m/sec

– *Materialfracht:* gemessen in kg oder Tonnen pro Tag/Jahr oder pro m^3 Wasser (Daten teilweise von der INNWERK AG, Töging). Je nach Art der Materialbewegung wird zwischen Schwebstoff-Fracht und Geschiebe unterschieden. Letzteres spielt in den hier näher untersuchten Stauseen keine bedeutende Rolle, so daß sich die Angaben auf die Schwebstoffe und ihre Bedeutung in der Dynamik des Ökosystems beschränken können.

– *Fläche der Land-Wasser-Interaktionszone:* sie wird gekennzeichnet durch jene Gebietsflächen, die bis zu 1 m Wassertiefe reichen bzw. die noch von höchsten Hochwässern landseitig überflutet werden können (Angaben in ha).

– *Uferausbildung:* gemessen in km -Uferlänge pro laufendem Flußkilometer oder als flächenbezogener Index (vgl. REICHHOLF 1970 a)

– **Biotische Parameter:**

– *Artenreichtum* an Organismen (Artenzahl pro Gebietsfläche oder pro Zeiteinheit der Untersuchungszeit)

– *Individuendichte* der Organismen (Individuen pro Flächeneinheit)

– *Diversität* (vgl. Methoden) als quantifizierender Wert für die biologische Mannigfaltigkeit verschiedener Teilgruppen von Organismen (z. B. der Wasservögel)

– *Produktivität* der Lebensgemeinschaften, unterteilt in die produktions- bzw. ernährungsbiologischen Niveaus der Primärproduzenten (Grüne Pflanzen) und der Konsumenten (Verbraucher der Produktion) verschiedener Position (Primär-, Sekundär-, Tertiärkonsumenten). Vgl. auch hierzu den Abschnitt zu den Untersuchungsmethoden!

– *Input-Output-Effektivität* der Stoff- und/oder Energieumsetzungen im ökologischen Geschehen.

All diese Teilparameter zusammen sind geeignet, die weitere Feinaufgliederung der ökologischen Grundstruktur der Innstauseen zu ermöglichen. Man könnte sie als Basis für den Ansatz 3. Näherung bezeichnen, der über die beiden größeren Einteilungen hinausgeht und die funktionelle Bearbeitung der Vorgänge im Ökosystem der Innstauseen erst erlaubt, wenn diese Parameter entsprechend quantifiziert sind. Sie leiten daher von der beschreibenden zur funktionell-analytischen Seite über. Eine ausführlichere Darstellung ist REICHHOLF (1976 b) zu entnehmen.

Von der Art und Weise des Vorgehens betrachtet, ergibt dieser Ansatz einen hierarchisch geordneten Einstieg in die eigentlichen Anliegen der ökologischen Analyse. Der zugehörige Methodenteil wird daher getrennt erläutert.

Da der Schwerpunkt der Aussagen im ökologischen Bereich bei der Analyse von Verteilung und Häufigkeit der Wasservögel im Jahreslauf liegen soll, kann auf detailliertere klimatische Charakterisierung des Untersuchungsgebietes verzichtet werden. Denn die Wasservögel sind verhältnismäßig wenig von den Faktoren der Witterung abhängig, da sie über ein sehr gut isolierendes Federkleid verfügen. Als einziger Faktor des klimatischen Regimes spielt die Vereisung eine größere Rolle. Auf sie wird an den gegebenen Stellen Bezug genommen.

Die Stauseen am unteren Inn liegen klimatisch relativ begünstigt in einer Höhenzone von 320 bis 350 m NN. Das untere Inntal gehört damit zu den niedrigsten Gebieten Bayerns. Kontinentales Übergangsklima kennzeichnet die allgemeine klimatische Situation. Das Jahrestemperaturmittel liegt bei gut 8° C für die Koordinaten von Aigen/Inn (48.18 N/13.16 E).

Bezüglich der Lage muß abschließend noch darauf hingewiesen werden, daß die Grenze zwischen der Bundesrepublik Deutschland und der Republik Österreich die Stauseen mitten durchschneidet. Für die Untersuchungen wurde jedoch die naturräumliche Einheit als Abgrenzungskriterium gewählt. Die Stauseen stellen funktionelle Einheiten, Ökosysteme, dar, die sich nicht an politischen Grenzen orientieren. Österreichische Gebietsteile wurden daher in die Untersuchungen nach Bedarf mit einbezogen. Vielfach war eine Trennung in deutsche oder österreichische Gebietsteile gar nicht möglich und beim mehr oder minder raschen Ortswechsel der Vögel auch nicht sinnvoll. Lediglich Angaben über Brutplätze oder Vorschläge für Maßnahmen des Managements beziehen sich auf die jeweiligen bayerischen Gebiete innerhalb der Innstauseen. Dabei bleibt jedoch der Bezug auf das Gesamtgebiet stets gewahrt! Aus der engen Zusammengehörigkeit der österreichischen und bayerischen Gebietsteile ergibt sich automatisch auch die Notwendigkeit zur möglichst engen – am besten zur übereinstimmenden – Abstimmung der beiderseitigen Naturschutzbestimmungen.

2.2 Untersuchungsmethoden

2.2.1 Phasen der Untersuchung

Die Innstauseen werden von J. REICHHOLF seit 1960 ornithologisch-ökologisch bearbeitet. Seit 1968 erfolgten die Studien gemeinsam durch beide Verfasser. Die Gesamtuntersuchung läßt sich in drei Hauptphasen gliedern.

A.: Phase von 1960 bis 1970

In diesem ersten Jahrzehnt erfolgten hauptsächlich quantitative vogelkundliche Bestandsaufnahmen. In mehr als 1000 Exkursionen wurden Daten über Vorkommen und Häufigkeit der Vögel an den Innstauseen (mit Schwergewicht – rund 60 % der Daten – am Egglfinger Stausee) gesammelt. Die Entwicklung des neu eingestauten Bereiches der Innstufe Neuhaus-Schärding konnte dokumentiert werden. Ausführliche Aufnahmen des Brutbestandes kamen hinzu.

Eine erste Zusammenfassung der Ergebnisse zur Ornithologie der Stauseen am unteren Inn – mit

ökologischer Ausrichtung und unter Beschränkung auf die Wasservögel – wurde von REICHHOLF (1969) publiziert. Für das Teilgebiet der österreichischen »Hagenauer Bucht« liegt eine Studie von ERLINGER (1965) vor.

B.: Phase von 1971 bis 1973

In dieser Phase erfolgten von den Verfassern intensive nahrungsökologische Studien an den Stauseen am unteren Inn. Sie wurden als Forschungsstipendium für J. REICHHOLF von der DEUTSCHEN FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT finanziert. Ziel dieser Grundlagenforschung war es, die nahrungsökologische Bedingtheit der Massensammungen von Wasservögeln, ihre Dynamik und ihr zwischenartliches Zusammenspiel zu klären. Hierzu bedurfte es weitgehend synchroner Wasservogelzählungen, wie sie durch die 'Internationale Wasservogelzählung' für einmalige Zählungen zum mittleren Sonntag des Monats (für die Durchzugs- und Überwinterungsphase von September bis April) in Europa bereits organisiert waren. Die Zählergruppe am unteren Inn wurde von den Verf. organisiert. Sie bestand aus folgenden Mitarbeitern (denen auch an dieser Stelle gedankt sei): G. ERLINGER, BRAUNAU, K. JANICH, Wittibreit, K. POINTNER, F. SEGIETH, Simbach/Inn, H. UTSCHICK, Erlbach, G. WAGMANN, Erlach, W. WIESINGER, Braunau und W. WINDSPERGER, Braunau. Weitere Mitarbeiter nahmen an einzelnen Wasservogelzählungen teil. Seit 1977 kam zur Gruppe J. HELLMANNBERGER, Aigen, hinzu. Die umfangreichsten Arbeiten ergaben sich in Phase B jedoch bei den nahrungsökologischen Untersuchungen. Die Methoden und das Vorgehen werden weiter unten näher erläutert.

C.: Phase von 1974 bis 1979

Dieser Abschnitt wurde weitgehend durch Mittel für die »Ökosystemforschung Innstauseen« des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen finanziert. Ziel dieser Phase war es, die ökologische Grundlagenermittlung abzuschließen und in jenen Abschnitten zu ergänzen, für die aus der Phase B nicht genügend Datenmaterial für abschließende Auswertungen zur Verfügung stand.

Schwerpunktmäßig sollte jedoch die angewandte Seite im Vordergrund stehen. In dieser Phase ging es daher besonders darum, das Ausmaß menschlicher Einflußnahme zu ermitteln, nach Möglichkeit zu quantifizieren und auf der Basis der ökologischen Grundlagen zu werten. Die in dieser Phase gewonnenen Ergebnisse sollten also insbesondere auf das Naturschutzmanagement ausgerichtet sein und helfen darin offene Probleme zu klären. Wiederum war dies nur möglich durch umfassende freilandbiologische Datenerhebung unter Mitarbeit von Personen aus dem Kreis der »Wasservogelzähler«, die schon seit 1971 am unteren Inn tätig waren. Durch systematische Mitarbeit brachten vor allem G. ERLINGER, K. JANICH, F. SEGLIETH, H. UTSCHICK und W. WIESINGER wertvolle Ergänzungen bzw. machten die simultanen Schwimmvogel-Bestandserhebungen überhaupt möglich.

Die große Masse der ausgewerteten Daten wurde allerdings von den Verfassern zusammengetragen, wobei insbesondere an den Wochenenden über einen Zeitraum von fast 6 Jahren intensiv gearbeitet werden mußte, weil in dieser Zeit erfahrungsgemäß die meisten Einflüsse seitens der verschiedenen Nutzungsansprüche des Menschen wirksam werden

(Erholungsbetrieb, Angelsport und Jagd etc.). Diese Phase wurde 1979 durch ergänzende Untersuchungen abgeschlossen. Insgesamt ergibt sich daraus ein Untersuchungszeitraum von 20 Jahren – die wohl längste, kontinuierlich und systematisch betriebene Ökosystemstudie in Bayern! In sog. 'Mann-Jahre' umgerechnet, würde sie die Spanne eines halben Jahrhunderts einnehmen. Für diesen 20jährigen Untersuchungszeitraum konnten insgesamt mehr als 3000 Exkursionen der Verfasser und der mitarbeitenden Ornithologen ausgewertet werden. Rund 1100 davon betreffen vollständige Bestandsaufnahmen der Vögel der Innstauseen – mit den sich daraus ableitenden, negativen Daten eine Gesamtsumme von rund 340000 artbezogenen Angaben, die sich unter Einschluß der Untersuchungen an den anderen tierischen Organismen im Gebiet auf über 1 Million erhöhen würden. Davon konnte jedoch verständlicherweise nur ein Teil ausgewertet werden.

2.2.2 Methoden der Erfassung abiotischer Daten

Die für die Auswertungen nötigen Daten über abiotische Parameter wurden zum größten Teil von den beiden Kraftwerksgesellschaften INNWERK AG, Töging, und ÖSTERREICHISCH-BAYERISCHE-KRAFTWERKS AG, Simbach, zur Verfügung gestellt. Sie betreffen insbesondere die Wasserführung (Angaben für jeden Tag seit 1971 in m³/sec sowie die Gesamtabflusssummen pro Monat und Jahr), die Schwebstoff-Fracht und den Fortgang der Verlandung aufgrund der Entwicklung der Tiefenprofile. Für das Zentrum der Untersuchungen, das Naturschutzgebiet Unterer Inn, konnten diese Werte in 200-m-Abständen ausgewertet werden (bezogen auf die laufenden Flußkilometer).

Die INNWERK AG liefert zudem umfangreiche Daten zur Vereisung der Stauseen in Form von Eiskarten, die es erlauben, auch für zurückliegende Jahre, aus denen zwar Wasservogel-Zählwerte, aber keine eigenen Erhebungen zum Vereisungsgrad vorliegen, die Situation zu charakterisieren. Diese Karten beinhalten auch Angaben über die winterliche Entwicklung der Wassertemperatur.

Die Strömungsgeschwindigkeit wurde überwiegend aufgrund eigener Messungen in den Jahren 1971 und 1972 ermittelt. Sie bewegt sich – tiefenabhängig – im Bereich von 0 (stehende Seitenbuchten) bis 2,5 m/sec unmittelbar hinter den Kraftwerken im Unterwasser. Doch liegen die Mittelwerte für den hauptabschnitt der Stauräume zwischen 0,5 und 0,2 m/sec.

Flächenangaben über die Land-Wasser-Interaktionsgebiete konnten genauen Karten der Zonierung innerhalb der Stauseen der INNWERKE AG entnommen werden. Hieraus wird auch die Berechnung von inneren Strukturdimensionen (Tiefenverteilung) und Uferausbildung möglich.

Schwieriger gestaltete sich die Datenerhebung im abiotischen Bereich für die außerhalb der Stauseen gelegenen Untersuchungsgebiete, z. B. für die Altwässer und die Auwälder. Hier mußten alle ermittelten Daten selbst gemessen werden.

2.2.3 Methoden der Erfassung biotischer Daten

Artenreichtum

Die Erfassung der verschiedenen Vogelarten bietet im Gegensatz zu den meisten anderen Gruppen von

Organismen geringe Schwierigkeiten. Alle Vogelarten lassen sich mit einiger feldornithologischer Erfahrung mit Sicherheit bestimmen, insbesondere im Rahmen von Ökosystemanalysen, in denen es auf die Feststellung irgend eines extremen Irrgastes nicht ankommt. Die große Masse der häufig oder regelmäßig auftretenden und damit ökologisch »aktiven« Arten kann leicht und rasch bestimmt werden, ohne daß hierzu besondere Methoden notwendig wären.

Individuenmenge

Größere Schwierigkeiten stellen sich schon bei der Bestimmung der jeweils für einen bestimmten Tag (oder eine bestimmte Tageszeit) anwesenden Menge von (Wasser)Vögeln. Hier gilt es über ein von den örtlichen Bedingungen abhängiges, genau ausgeklügeltes Zählverfahren die Bestände erfaßbar zu machen. Die jahrelangen Vorerfahrungen und die einfache, überschaubare Struktur der Hauptstauräume machten diese Erfassung möglich. Durch wiederholte Simultanzählungen unabhängiger Beobachter läßt sich die Fehlergröße auf weniger als 10 % angeben, was bei mitunter Zehntausenden von Schwimmvögeln eine sehr gute Erfassungsgenauigkeit darstellt. Denn im Gegensatz zu den meisten anderen feldbiologischen Erfassungsmethoden (Fallen etc.) werden die Wasservögel durch den Zählvorgang ja in keiner Weise beeinflusst!

Neben den üblichen Ferngläsern wurden bei den Zählungen hauptsächlich 25-40fach vergrößernde Fernrohre verwendet, die eine präzise Zählung zulassen und dabei einen Beobachtungsabstand von mehreren hundert Metern bis zu mehreren Kilometern (bei sehr guter Sicht) erlauben. Die Erfassung erfolgte so weit wie möglich gebietsbezogen, d. h. es wurden alle Abschnitte in den Stauseen, die in irgend einer Weise als ökologische Untereinheiten (Buchten, Inselzonen etc.) erkennbar waren, getrennt ausgezählt. Auf diese Weise ließen sich hinterher die nahrungsökologischen und hydrologischen Daten direkt mit den Zählergebnissen in Beziehung setzen. Die Vorerfahrungen sowie die Auswertungen von WINKLER (1975) ergaben, daß für die ökologische Bearbeitung der Stausee-Ökosysteme am unteren Inn ein drei- bis vierwöchiger Abstand der Zählungen ausreichend war, wenn Details durch hinreichende Mengen von Zwischenzählungen abgedeckt werden konnten. Ab 1974 wurden daher die Hauptzählungen auf den Stichtag der Internationalen Wasservogelzählung gelegt, soweit dies die Witterungsverhältnisse zuließen.

Unvergleichlich zeitaufwendiger und mit nicht annähernd so hohem Genauigkeitsgrad wie die Bestandsaufnahmen außerhalb der Brutzeit erwies sich die Brutbestandserfassung. Hier ging es vor allem darum, einen sinnvollen und hinreichend aussagekräftigen Kompromiß zwischen genauer Bestandsermittlung und der damit verbundenen Störung zu finden. Einmalige, systematische Nestkontrollen reichen hierfür nicht aus. Da jedoch eindeutig revieranzeigende Verhaltensweisen, wie z. B. das Singen von Kleinvogelmännchen, bei den Wasservögeln fehlen (wenn man von den Ufer- und Schilffarten, wie den Rohrsängern oder Schwirln absieht, die in die quantitativen Bestandserhebungen nicht voll einbezogen wurden), mußte die Erfassung der jungführenden Weibchen bei den Enten- und Rallenarten als Kompromißmethode herangezogen werden. Dies erfordert großen zeitlichen Aufwand

und setzt voraus, daß man schon vorher durch kontinuierliches Beobachten jene Gebiete und voraussichtlichen Brutbestände ermitteln konnte, in denen jungführende Weibchen dann mit einigermaßen verwertbarer Wahrscheinlichkeit anzutreffen sein werden. Die jahrelangen Voruntersuchungen schafften diese Voraussetzungen, so daß der Brutbestand bei den nichtkoloniebrütenden Arten der Wasservogel mit einem Genauigkeitsgrad von $\pm 20\%$ ermittelt werden konnte. Für die Aussagen spielt jedoch die absolute Erfassungsgenauigkeit keine so wesentliche Rolle, wie es zunächst den Anschein haben mag, weil gruppenspezifische oder beobachterspezifische Ungenauigkeiten gleichsam als konstanter Faktor in die Auswertungen eingehen. Für relative Aussagen hat dies kein Gewicht; die absoluten, flächenbezogenen Befunde beinhalten aber, wie bereits festgestellt, eine bis zu 20%ige Ungenauigkeit.

Diese Werte wurden zwar für die Untersuchungen der Verfasser am unteren Inn kalkuliert, sie decken sich aber mit den Erfahrungen und Ergebnissen aus anderen ornithologischen Untersuchungen. Umfangreiche Erhebungen hierzu hat DANNENBURG (1977) zusammengestellt. Vgl. dazu auch BERTHOLD (1976) und REMMERT (1978).

Diversität

Diese Rechengröße eignet sich besonders bei Wasservögeln (BEZZEL & REICHHOLF 1974) zur Charakterisierung der Reichhaltigkeit und Mannigfaltigkeit eines Lebensraumes. Die Methode stammt aus der Informationstheorie. Sie wurde von BEZZEL & REICHHOLF (1974) und HÖSER (1973) ins deutschsprachige, ornithologische Schrifttum eingeführt. Sie verbindet Artenreichtum und Individuenmenge zu einem einheitlichen Index, dessen Größe – vergleichbare Gebiete vorausgesetzt – ein besseres Maß für die biologische Reichhaltigkeit darstellt, als jede der beiden Komponenten für sich alleine. Skaliert von 0-1 oder ausgedrückt in Prozentwerten der maximal möglichen Diversität bei der vorgefundenen oder der theoretisch zu erwartenden Artenzahl gibt er den Ausbildungsgrad der Diversität wieder. Die Berechnung folgt der Formel:

$$H' = - \sum p_i \log p_i \quad \text{für } p_i = \frac{N_i}{N}$$

$$H_{\max} = \log n$$

H' = Diversitätsindex

p_i = relative Häufigkeit der einzelnen Arten $X_{1..i}$

N = Anzahl der i -ten Art an der Gesamtindividuenzahl N

\log = Logarithmus (meist als \ln oder zur Basis 2 verwendet)

n = Zahl der Arten

Für eine ausführliche Behandlung der Diversität von biologischen Objekten vgl. PIELOU (1975). Grundsätzlich kann die Diversität aber auch für nichtbiologische Parameter bestimmt werden. Wir haben dies für die innere Biotopstruktur der Stauseen getan, wobei als Parameter für die relativen Häufigkeitsbestimmungen die Tiefenzonierung bzw. Inselbildung mit einbezogen wurde (REICHHOLF 1976 b). Als weitere wichtige Methode des Vorgehens erfolgte

die Einteilung der Wasservogelarten in ökologische Typen. Dazu muß zunächst die »Gruppe der Wasservogel« vorgestellt werden, die in die Untersuchung überhaupt einbezogen worden ist. Als Definition wurde folgende Abgrenzung verwendet: »Unter Wasservögeln werden jene Vogelarten der Nichtsingvögel verstanden, die bei zeitweiligem oder länger andauerndem Aufenthalt an den Innstauseen ihre Nahrung dort weitestgehend im oder ihre Brutstätten am Gewässer bzw. auf den Stauseen finden«. Es sind dies folgende Arten:

Familie Seetaucher (Gaviidae)

Eistaucher (*Gavia immer*) – sehr seltener Wintergast
Prachtaucher (*Gavia arctica*) – unregelmäßiger, seltener Wintergast
Sterntaucher (*Gavia stellata*) – unregelmäßiger, seltener Wintergast

Familie Lappentaucher (Podicipedidae)

Haubentaucher (*Podiceps cristatus*) – mäßig häufiger Brutvogel
Rothalstaucher (*Podiceps griseigena*) – sehr seltener Gast
Ohrentaucher (*Podiceps auritus*) – sehr seltener Gast
Schwarzhalstaucher (*Podiceps nigricollis*) – regelmäßiger Durchzügler und sehr seltener Brutvogel
Zwertgaucher (*Tachybaptus ruficollis*) – mäßig häufiger Brutvogel

Familie Kormorane (Phalacrocoracidae)

Europ. Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) – Durchzügler und Wintergast
Zwergscharbe (*Phalacrocorax pygmaeus*) – Irrgast

Familie Reihervögel (Ardeidae)

Graureiher (*Ardea cinerea*) – Brutvogel und Gast zu allen Jahreszeiten
Purpureiher (*Ardea purpurea*) – sehr seltener Brutvogel
Silberreiher (*Casmerodius albus*) – regelmäßiger Gast
Seidenreiher (*Egretta garzetta*) – regelmäßiger Gast
Rallenreiher (*Ardeola ralloides*) – seltener Gast
Nachtreiher (*Nycticorax nycticorax*) – Brutvogel
Zwergdommel (*Ixobrychus minutus*) – Brutvogel
Rohrdommel (*Botaurus stellaris*) – seltener Wintergast

Familie Ibis (Threskiornithidae)

Löffler (*Platalea leucorodia*) – seltener Gast
Sichler (*Plegadis falcinellus*) – Irrgast

Familie Entenvögel (Anatidae)

Höckerschwan (*Cygnus olor*) – Brutvogel und Jahresvogel
Singschwan (*Cygnus cygnus*) – sehr seltener Wintergast
Graugans (*Anser anser*) – Durchzügler
Saatgans (*Anser fabalis*) – Durchzügler und Wintergast
Kurzschnebelgans (*Anser brachyrhynchos*) – Irrgast
Bläßgans (*Anser albifrons*) – seltener Wintergast
Nonnengans (*Branta leucopsis*) – Irrgast
Brandgans (*Tadorna tadorna*) – seltener Gast (entflogen aus Tierhaltungen?)
Rostgans (*Tadorna ferruginea*) – seltener Gast (entflogen aus Tierhaltungen?)
Stockente (*Anas platyrhynchos*) – sehr häufig
Schnatterente (*Anas strepera*) – häufig
Pfeifente (*Anas penelope*) – mäßig häufiger Wintergast
Krickente (*Anas crecca*) – sehr häufig
Knäkente (*Anas querquedula*) – mäßig häufig
Spießente (*Anas acuta*) – mäßig häufig
Löffelente (*Anas clypeata*) – mäßig häufig
Kolbenente (*Netta rufina*) – seltener Gast und vereinzelter Brutvogel
Reiherente (*Aythya fuligula*) – sehr häufig
Bergente (*Aythya marila*) – seltener Wintergast
Tafelente (*Aythya ferina*) – häufig
Moorente (*Aythya nyroca*) – sehr seltener Gast
Eiderente (*Somateria mollissima*) – seltener Wintergast
Trauerente (*Melanitta nigra*) – sehr seltener Wintergast
Samtente (*Melanitta fusca*) – seltener Wintergast
Schellente (*Bucephala clangula*) – häufig
Eisente (*Clangula hyemalis*) – seltener Wintergast
Gänsesäger (*Mergus merganser*) – mäßig häufig
Mittelsäger (*Mergus serrator*) – seltener Gast
Zwergsäger (*Mergus albellus*) – seltener Gast

Familie Greifvögel (Accipitridae)

Fischadler (*Pandion haliaetus*) – regelmäßiger Durchzügler
Seeadler (*Haliaeetus albicilla*) – einzelner Wintergast

Familie *Rallen* (Rallidae)
 Wasserralle (*Rallus aquaticus*) – seltener Brutvogel
 Tüpfelsumpfhuhn (*Porzana porzana*) – seltener Durchzügler
 Teichhuhn (*Gallinula chloropus*) – mäßig häufiger Brutvogel
 Bläßhuhn (*Fulica atra*) – sehr häufig

Familiengruppe *Laro-Limikolen*
 Austerfischer (*Haematopus ostralegus*)
 Stelzenläufer (*Himantopus himantopus*)
 Säbelschnäbler (*Recurvirostra avosetta*)
 Sandregenpfeifer (*Charadrius hiaticula*)
 Flußregenpfeifer (*Charadrius dubius*)
 Seereggenpfeifer (*Charadrius alexandrinus*)
 Goldregenpfeifer (*Pluvialis apricaria*)
 Kiebitzregenpfeifer (*Pluvialis squatarola*)
 Steinwälzer (*Arenaria interpres*)
 Kiebitz (*Vanellus vanellus*)
 Sumpfläufer (*Limicola falcinellus*)
 Sichelstrandläufer (*Calidris ferruginea*)
 Alpenstrandläufer (*Calidris alpina*)
 Temminckstrandläufer (*Calidris temminckii*)
 Zwergstrandläufer (*Calidris minuta*)
 Knutt (*Calidris canutus*)
 Sanderling (*Calidris alba*)
 Odinshühnchen (*Phalaropus lobatus*)
 Terekwasserläufer (*Tringa terek*)
 Rotschenkel (*Tringa totanus*)
 Dunkelwasserläufer (*Tringa erythropus*)
 Grünschenkel (*Tringa nebularia*)
 Teichwasserläufer (*Tringa stagnatilis*)
 Flußuferläufer (*Tringa hypoleucos*)
 Bruchwasserläufer (*Tringa glareola*)
 Waldwasserläufer (*Tringa ochropus*)
 Kampfläufer (*Philomachus pugnax*)
 Brachvogel (*Numenius arquata*)
 Regenbrachvogel (*Numenius phaeopus*)
 Uferschnepfe (*Limosa limosa*)
 Pfuhschnepfe (*Limosa lapponica*)
 Doppelschnepfe (*Gallinago media*)
 Zwergschnepfe (*Lymnocyrtus minimus*)
 Bekassine (*Gallinago gallinago*)
 Triel (*Burhinus oedicnemus*)
 Brachschwalbe (*Glaucopis pratensis*)
 Schwarzflügel-Brachschwalbe (*Glaucopis nordmanni*)
 Skua (*Stercorarius skua*)
 Schmarotzerraubmöwe (*Stercorarius parasiticus*)
 Spatelraubmöwe (*Stercorarius pomarinus*)
 Lachmöwe (*Larus ridibundus*)
 Zwergmöwe (*Larus minutus*)
 Schwarzkopfmöwe (*Larus melanocephalus*)
 Silbermöwe (*Larus argentatus*)
 Heringsmöwe (*Larus fuscus*)
 Sturmmöwe (*Larus canus*)
 Mantelmöwe (*Larus marinus*)
 Dreizehenmöwe (*Rissa tridactyla*)
 Lachseeschwalbe (*Gelochelidon nilotica*)
 Raubseeschwalbe (*Hydroprogne caspia*)
 Brandseeschwalbe (*Sterna sandvicensis*)
 Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo*)
 Zwergseeschwalbe (*Sterna albifrons*)
 Trauerseeschwalbe (*Chlidonias niger*)
 Weißflügelseeschwalbe (*Chlidonias leucopterus*)
 Weißbartseeschwalbe (*Chlidonias hybrida*)

Von diesen 111 »Wasservogelarten« stellen jedoch kaum 10 % über 85 % der Biomasse und müssen daher als ökologisch besonders bedeutsam eingestuft werden. Bei den nahrungsökologischen Analysen standen diese naturgemäß im Vordergrund. Die reichhaltige Liste der »Wasservogelarten« zeigt, daß praktisch alle Arten, die man als einigermaßen wahrscheinliche Besucher eines Binnenland-Feuchtgebietes rund 1000 km von den Meeresküsten entfernt überhaupt erwarten würde, tatsächlich hier auftreten. Der hohe Artenreichtum ist daher mit ein entscheidendes Kriterium für die herausragende Bedeutung der Innstauseen als Zentrum für Wasservögel in Mitteleuropa. Für die ökologischen Analysen muß diese Vielfalt überschaubar gruppiert werden. Das könnte entweder nach verwandtschaftlichen-systematischen

Kriterien erfolgen, oder – besser – nach ökologisch-funktionellen Gesichtspunkten. Die Wasservögel sind am besten aufgrund der Art ihrer Nahrungssuche oder ihrer Position im »Nahrungsökologischen Gefüge« einzuordnen. Sie stellen »Gilden« dar, deren Zugehörigkeit sich aus der Art der Nahrung und aus dem Ort des Nahrungserwerbes ergibt.

Die Grundgruppierung erfolgt in *Pflanzenfresser* (= phytophage Arten oder Primärkonsumenten), *Allesfresser* (omnivore Typen), *Schlammfauna-fresser* (Zoophage I. Ordnung) und *Fischfresser* (= piscivore oder zoophage Arten II. Ordnung). Die beiden großen Greifvögel, der Fisch- und der Seeadler, wären in die höchste Kategorie (Zoophage III. Ordnung) einzureihen. Doch sie spielen trotz ihres verhältnismäßig regelmäßigen Auftretens an den Innstauseen quantitativ nach wie vor eine so geringe Rolle, daß sie praktisch außer acht gelassen werden können. Dennoch ist die Frequenz ihres Auftretens sowie die Wahl der Plätze, wo sie sich bevorzugt aufhalten, ein wichtiges Indiz für Veränderungen in der Struktur des Ökosystems, zu dem sie zumindest zeitweise als Spitzenkonsumenten gehören.

Dieser nahrungsökologischen Aufteilung steht eine zweite gegenüber – und ergänzt sie in gewissem Umfang: die Einordnung entsprechend der Tiefenzonen. Sie hängt von den morphologischen Anpassungen der einzelnen Arten ab und stellt eine weitere Feinaufteilung des Lebensraumes als Nahrungsquelle dar. Die Abb. 6 drückt das Prinzip schematisch aus.

Die drei Prinzipien der Aufteilung der verwertbaren Produktion im Lebensraum nach *Art der Nahrung*, *Ort der Nahrungssuche* und *Zeit der Nahrungssuche* (Jahres- oder Tageszeit), stellen das Grundmuster der sogenannten *ökologischen Einnischung* dar, wie sie in allen Lehrbüchern der Tierökologie (vgl. z. B. KREBS 1972, ODUM 1971, PIANKA 1974 oder REMMERT 1978) dargestellt zu finden ist. Für die vorliegenden Untersuchungen war daher grundsätzlich auch zu klären, inwieweit bei den in bedeutenden Mengen auftretenden Arten die zwischenartliche Konkurrenz um die verfügbare Nahrung einen kontrollierenden Faktor darstellt, der möglicherweise andere Faktoren überlagern könnte. Für die nahrungsökologische Analyse wurde dies berücksichtigt.

Erfassung der Biomasse der Schlammfauna

Die aufgeführten Wasservogel-Gruppen ernähren sich entweder von Organismen der Schlammschichten am Gewässergrund (in den verschiedenen Tiefen) oder von Wasserpflanzen (oder von beidem im Falle der Allesfresser). Die dritte Hauptgruppe der Fischfresser ist durch die Nahrungswahl »Fische« zwar summarisch charakterisiert, was aber nicht bedeutet, daß alle »Fischfresser« auch ausschließlich von Fischen leben. Auf jeden Fall ernähren sich aber die Fische zu einem wesentlichen Teil von der Bodenschlammfauna (Benthos), so daß der quantitativen Bestimmung der verfügbaren Schlammfauna-Biomasse und ihrer Veränderung im Jahreslauf sowie in Abhängigkeit von der Wasserführung eine Schlüsselrolle im Ökosystem eines Stausees am unteren Inn zukommt.

Das methodische Vorgehen mußte auf die nahrungsökologischen Anpassungen der Wasservögel Rücksicht nehmen, die diese Schlammfauna verwerten. Es wurde daher mit Hilfe eines Ekman'schen Bodengreifers das Schlammmaterial einer jeweils

15 x 15 cm großen Fläche abgebaggert und durch ein Sieb von 0,8 mm Maschenweite ausgeschwemmt. Im Sieb bleibt dann jener Bestandteil der Schlammfauna zurück, den auch die Lamellenschnäbel der Enten noch heraussieben können. Es fängt sich natürlich auch alles, was deutlich diese Maschengröße übersteigt, also auch kleine Würmer oder große Larven von Mücken, die von den Limikolen durch gezieltes Stochern aus den Schlickzonen herausgeholt werden.

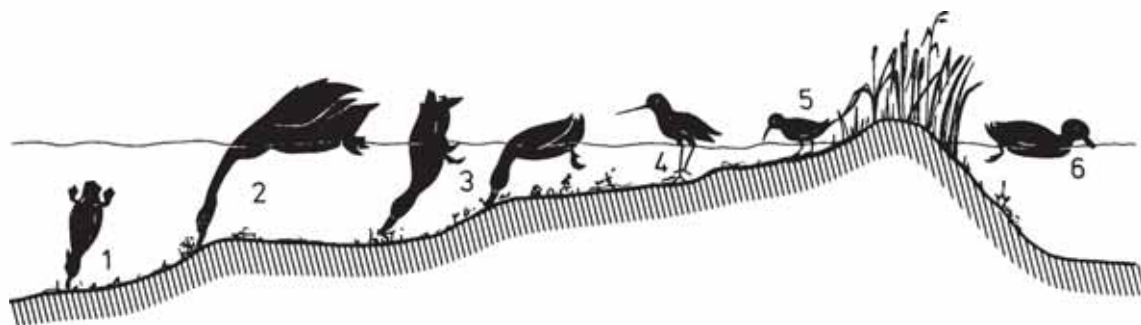
Kleinere Organismen dagegen, wie Protozoen, Rotatorien oder dergleichen, passieren die Maschen des Siebs und gehen nicht in die Bilanz ein. Sie werden mit einem zweiten Analysenschritt erfaßt, der auch das von Bakterien durchsetzte, organische Detritusmaterial im Sediment quantitativ enthält: mit der Verbrennungsanalyse. Die Gewichtsverminderung einer Sedimentprobe bei der Verbrennungsanalyse ermöglicht den quantitativen Rückschluß auf den Gesamtgehalt an organischem Material. Der Gehalt an anorganischen Stoffen im organischen Anteil kann hier unberücksichtigt bleiben, weil es bei der Gesamtanalyse der Verhältnisse in den Stauseen nicht um winzige Bruchteile sondern um Bilanzen geht, die Meßfehler von 10-20 % ohne weiteres vertragen. Die Genauigkeit muß sich stets nach dem angestrebten Aussagegrad richten (vgl.

setzt die Faulschlamm-Bildung bereits bei wenigen Zentimetern Tiefe im Schlamm ein. Der Bagger erfaßt aber das Material umso tiefer, je weicher der Boden war und umgekehrt. Dies wurde kompensiert durch weiches »Aufsetzen«, so daß eine einheitliche Baggertiefe von 5 cm zustande kam. Bei mehr als 1 m Wassertiefe, in der das Aufsetzen des Baggers nicht mehr von Hand kontrollierbar war, sondern durch das Fallgewicht ausgelöst werden mußte, reduzierte der verdichtete Sand ganz von selbst die Eintauchtiefe des Baggers in den Untergrund. Bei mehr als 1,5 m Tiefe waren die Strömungsgeschwindigkeiten so hoch, daß ein senkrecht Aufsetzen des Baggers kaum mehr möglich war. Aus diesem Bereich (um 2 m) stammen daher nur wenige Baggerungen (16 Ex.).

Die Baggerungen wurden über folgende, aus der Tiefeneinnischung der Wasservögel abgeleitete Stufen durchgeführt:

- Stufe 1: 0,0-0,2 m Wassertiefe (alle Eglfänger Stausee)
- Stufe 2: 0,2-0,5 m Wassertiefe
- Stufe 3: 0,5-1,0 m Wassertiefe
- Stufe 4: um 1,5 m Wassertiefe (max. 2,0 m)

Von jeder Tiefenstufe wurden von 1971 bis 1973 monatlich mindestens 20, höchstens 52 Proben entnommen und durch jeweils 5 Proben aus den



Einnischung der Wasservögel

Abbildung 6

Nahrungsökologische Aufteilung der Tiefenzonen eines Innstausees unter den verschiedenen Wasservogelgruppen. Bezug Sandbank oder Insel; 1 = Tauchenten, 2 = Höckerschwan, 3 = Gründelenten, 4 = langbeinige Limikolen, 5 = kurzbeinige Limikolen, 6 = Nahrungsaufnahme von der Wasseroberfläche (Drift).

REMMERT 1978). Eine unkorrigierte Verbrennungsanalyse reicht daher für den angestrebten Genauigkeitsgrad völlig aus.

Von dieser Verbrennungsanalyse wird jener Wert abgezogen, der in den größeren Organismen der Schlammfauna, die durch das Sieb herausgefangen werden, gebunden ist. Sie erhält daher auch die winzigen Vermehrungsstadien (insbesondere die Eier) der Makroinvertebraten der Schlammfauna sowie die Vermehrungsstadien der eventuell vorhandenen Wasserpflanzen.

Verbrennungsanalysen wurden für die verschiedenen Tiefenzonen der Probeentnahmen und für unterschiedliche Abschnitte in den einzelnen Stauseen durchgeführt. Da weitaus mehr organisches Material im Schlamm enthalten war, als von den Organismen umgesetzt werden konnte, stellte sich das Problem der Baggertiefe. Denn bei hohem organischen Anteil

entsprechenden Tiefenzonen der anderen Stauseen ergänzt. Es ließ sich daraus für die produktionsbiologisch sehr günstigen Niedrigwasserjahre 1971 bis 1973 die monatliche »Stehende Ernte« (Ist-Bestand) an Schlammfauna-Biomasse bestimmen (in kg Frischgewicht pro m²). Bei hoher Biomasse (von etwa 1 kg/m²) könnte dies 30-50000 Larven von Chironomiden (Zuckmücken) oder Schlammröhrenwürmer (Tubificiden) bedeuten. Zur schnelleren Erfassung des Ist-Bestandes der Schlammfauna erwies es sich günstiger – und dies wurde von 1974 bis 1977 auch durchgeführt – die Schlammproben nur auszuzählen und anhand von Standardgewichten für Chironomidenlarven bestimmter Länge oder von Schlammröhrenwürmern auf Biomasse umzurechnen. Denn es ließ sich nachweisen, daß die Fehlerquelle dadurch nicht größer wurde, weil das Extrahieren der kleinen Würmer und Mückenlarven

aus dem Sieb ebenfalls mit erheblichen Problemen verbunden war.

In der Schlammfauna-Biomasse erwiesen sich die beiden schon genannten Gruppen als die absolut dominanten. Alle anderen, wie beispielsweise Kugelmuscheln (*Sphaerium spec.*), Erbsenmuscheln (Pisidien), Larven von Köcher- (Trichoptera) oder Eintagsfliegen (Ephemeroptera) stellten an den für Wasservögel wichtigen Nahrungsgründen keine nennenswerten Biomasseanteile. Lediglich einige Trichopterenlarven pro m^2 konnten im Stauwurzelbereich ein Reservoir von Auswechnahrung für überwinternde Schellenten ergeben (REICHHOLF 1979 a).

Örtlich spielte aber die Dichte der Populationen von Großmuscheln durchaus eine bedeutende Rolle in der Ernährung der Bisamratte (*Ondatra zibethicus*), da die Teich- (*Anodonta cygnea*) und Malermuscheln (*Unio pictorum*) gerne als (spät) winterliche Ersatznahrung von den Bisamratten aufgenommen werden, wenn frische Wasserpflanzen knapp sind oder fehlen. Die Muscheln werden zwar selektiv entnommen (Größenklassen um 7 cm Schalenlänge), aber eine deutliche Verminderung der Muschelbestandsdichte von durchschnittlich 30 Ex. pro m^2 ergab sich daraus nicht (REICHHOLF 1975 a). Diese Muschelbestände können daher in der folgenden Betrachtung außer acht gelassen werden.

Für die Frage des Ausmaßes der Nutzung der Schlammfauna (wie sie kurz bezeichnet werden soll) durch die Wasservögel ergab sich das Problem der Feststellung der Freßraten. Es wurden daher vier jeweils 6 m^2 große Flächen der Tiefenzonierung mit Maschendraht eingezäunt, der den Durchfluß des Wassers nicht behinderte, die Wasservögel jedoch aussperrte. Die enorme Schwierigkeit, solche Absperrungen längere Zeit funktionsfähig zu halten – im Sommer können ganz plötzlich Hochwässer auftreten, die die Wasserführung um das Fünffache erhöhen – oder sie vor der Zerstörung durch Treibholz zu sichern, veranlaßte die Untersucher zu einer Änderung des Vorgehens in den Folgejahren. Es wurden nun Gebiete mit unterschiedlich hohem Wasservogelbesatz bei gleicher Ausgangssituation des Nahrungsangebotes miteinander verglichen und die daraus sich ergebende Veränderung der Biomasse festgestellt.

Ab 1977 ergänzten die Untersuchungen von B. KOHMANN die Erhebungen über die Schlammfauna. Sie bilden die Grundlage zu einer Dissertation, die 1982 am Zoologischen Institut der Universität München vorgelegt wurde.

Ein ähnliches Vorgehen wie bei der Schlammfauna war bei der Ermittlung der Wasserpflanzen-Biomasse notwendig. Allerdings lagen hier die Verhältnisse insofern einfacher, weil die Wasserpflanzenproduktion auf räumlich wenige, gut überschaubare Gebiete beschränkt war. Es sind dies insbesondere die »Hagenauer Bucht«, das seit 1965 österreichischerseits unter Schutz gestellte Teilgebiet der Innstufe Ering-Frauenstein, und die abgegliederten Seitenbuchten bei Bergham an der Salzachmündung sowie einige kleinere Lagunen in den Inselgebieten des Egglfinger Stausees. Diese Lagunen werden in der örtlichen Bezeichnung »Lacken« genannt. Da sie flächenmäßig zusammen nicht einmal 10 % der »Hagenauer Bucht« ausmachen, ließ sich der Biomasse-Vorrat an Wasserpflanzen in dieser Bucht als Hauptindex für das Nahrungsangebot verwenden, das von pflan-

zenfressenden Wasservögeln genutzt werden kann.

Es wurden daher – wiederum mit Schwerpunkt 1971 bis 1973 – in der »Hagenauer Bucht« die Wasserpflanzenbestände mit Hilfe der »Erntemethode« untersucht. Dabei wird auf jeweils 1 m^2 großer Flächen die gesamte oberirdische Biomasse der Wasserpflanzen abgesammelt und nach Trocknung mit Zeitungspapier gewogen. Diese Frischgewichtsbestimmung erlaubt ein sehr schnelles Arbeiten und bringt unmittelbar für die phytophagen Wasservögel relevante Werte, weil diese ja auch die Wasserpflanzen als Frischgewicht konsumieren. Bei der Flachheit der Hagenauer Bucht ergaben sich keine besonders bedeutsamen Unterschiede in der Siedlungsdichte der submersen Flora (ohne die mikroskopisch kleinen Algen!) für Tiefen zwischen 0,2 und 1,0 m. Doch die Tiefenzone zwischen 1 und 2 m enthielt um 50 bis 75 % mehr. Sie nimmt etwa 1/3 der Bucht ein.

Gleichzeitig mit der Ermittlung dieser Biomasse wurde die Freßtätigkeit der Wasservögel registriert. Sie blieb während der Vegetationsperiode so gering, daß praktisch keine Veränderungen auf Konto der Wasservögel gingen (Mai bis Juli). Erst im August nahm sie zu, und im September erfolgte der massive Einzug der Bläuhühner und Höckerschwäne. Es mußten daher während der Hauptphase der Nutzung der Wasserpflanzenbestände durch die phytophagen Schwimmvögel Vergleichsgebiete auf die Entwicklung des Nahrungsvorrates untersucht werden, die außerhalb der Ansammlungen von Schwimmvögeln lagen. Es zeigt sich, daß sich die Biomasse höherer Wasserpflanzen ohne Nutzung durch die Wasservögel bis zum Beginn der winterlichen Vereisung so wenig veränderte (unter 15 % Biomasseverlust), daß die Feststellung der Entwicklung in den von den Wasservögeln abgegrasteten Zonen direkt vergleichbare Werte ergab. Dies konnte durch Rückkontrolle gesichert werden, denn aus der Zahl der anwesenden Wasservögel und ihrem zu erwartenden Nahrungsverbrauch an Wasserpflanzen ließ sich kalkulieren, wie lange der Vorrat reichen sollte.

Bei den Wasserpflanzen spielen Laichkräuter und Armeleuchteralgen die Hauptrolle. Das Kammförmige Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) deckte etwa 80 % der Fläche im Flachwasser von 0,2 bis 0,5 m Tiefe. In der mittleren Tiefenzone dominierte das durchwachsene Laichkraut (*Potamogeton perfoliatus*), während die größeren Tiefen Armeleuchteralgen (Gattung *Chara*), die nicht näher identifiziert wurden, einnahmen. Krauses Laichkraut (*Potamogeton crispus*), Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*) und Wasserhahnenfuß (*Ranunculus aquatilis*) stellten 12-17 % der Biomasse.

Die Entwicklung der Wasserpflanzenbestände hängt in höchstem Maße von der Schwebstoffbelastung des Innwassers ab, das in die Seitenbuchten gelangt. Kann dieses, wie in den Niedrigwasserjahren 1971 bis 1973 kaum in die Buchten kommen, dann keimen die Wasserpflanzen schon früh (Anfang bis Mitte Mai) und entwickeln eine hohe Biomasse. Dringt dagegen schon im Frühjahr das kalte, schwebstoffbelastete Innwasser in die Buchten, entwickeln sich unter Umständen überhaupt keine nennenswerten Pflanzenbestände submers. Denn die Trübung ist so groß (»Gletschermilch«), daß die Sichttiefe nur 5 bis 7 cm beträgt und somit das für das Pflanzenwachstum notwendige Licht nicht mehr bis zum Boden durchdringen kann. Da all diese höheren

Wasserpflanzen und auch die Armleuchteralgen Bodenkeimer sind, entscheidet die Verfügbarkeit des Lichtes, ob sie aufwachsen können oder nicht. Als dritte Möglichkeit schließlich können die sehr starken Hochwässer praktisch alle Wasserpflanzen ausräumen, weil die mit ihnen verbundene, starke Strömung die Pflanzen entwirzelt. Eine bereits vorhandene Biomasse kann daher, wie z. B. am 1. August 1977, schlagartig vernichtet werden. Dies gilt natürlich in gleicher Weise für die Schlammfauna.

2.2.4 Erfassung der vom Menschen verursachten Einflüsse

Aus den Untersuchungen 1971 bis 1973 war rasch klar geworden, daß das Nahrungsangebot nicht allein der entscheidende Faktor sein kann, der Verteilung und Häufigkeit der Wasservögel bestimmt. Menschliche »Störgrößen« mußten als wichtige, vielleicht sogar als entscheidende Faktoren mit in Betracht gezogen werden. Die Untersuchungen von 1974 bis 1979 konzentrierten sich daher auf solche Faktoren, wie Störungen durch Angler, Boote, Erholungsbetrieb und Jagd. Hierzu mußten vorwiegend an den Wochenenden die Exkursionen durchgeführt werden. Dennoch war es einfach unmöglich, die örtlich und zeitlich ungemein variable Anwesenheit von Anglern, Booten oder Jägern kontinuierlich zu erfassen. Die Erhebung mußte sich auf Stichproben beschränken, die jedoch – bedingt durch eine größere Zahl von Mitarbeitern – recht umfangreich wurden. Sie ermöglichen es nun, ein ziemlich klares Bild von der Auswirkung menschlicher Störgrößen auf ein Wasservogelschutzgebiet zu zeichnen. Da die Reaktion der Wasservögel sicher nicht in besonderem Maße gebietsabhängig ist, sollen sich diese Befunde genauso wie die allgemein ökologischen Ergebnisse auf andere Gebiete übertragen lassen. Örtliche Traditionen spielen eine ungleich geringere Rolle, als allgemein angenommen wird. Wären ökologische Untersuchungsergebnisse mehr als andere biologische Befunde von der Einmaligkeit der örtlichen Situation abhängig, würde die Ökologie nicht die Kriterien einer Naturwissenschaft erfüllen, die in der Lage ist, allgemeine Gesetzmäßigkeiten zu erkennen und davon Voraussagen abzuleiten. Wir sind daher der Auffassung, daß sich unsere Befunde unter Beachtung der notwendigen Rahmenbedingungen genauso wie andere ökologische (methodisch einwandfrei erarbeitete) Ergebnisse übertragen und für Voraussagen (Prognosen im naturwissenschaftlichen Sinn) verwenden lassen.

3. Ergebnisse

3.1 (Abiotische) Entwicklung der Stauseen

Bei der abiotischen Entwicklung der Innstauseen spielt die Schwebstoff-Fracht die dominierende Rolle. Der Inn bringt während der Sommermonate eine solche Masse an Schwebstoffen, daß neu angelegte Staustufen vergleichsweise sehr rasch verlanden. Abbildung 7 zeigt die Schwebstoffmengen, die der Fluß aus dem Gebirge mit sich bringt. Sie entstammen vorwiegend den Abschmelzvorgängen im Bereich der zentralalpiner Gletscher, weshalb die Schwebstoff-Fracht auch als »Gletschermilch« bezeichnet wird. Sie kann in Hochwasserjahren 1 Million Tonnen pro Monat übersteigen!

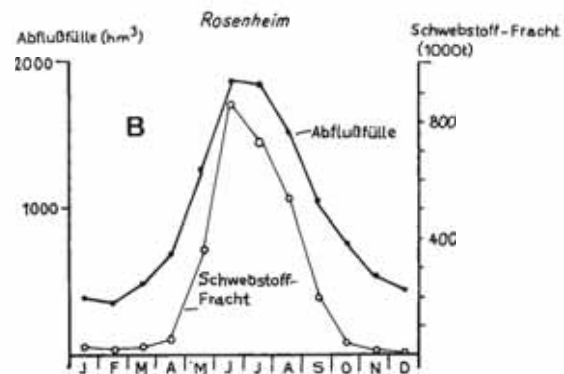


Abbildung 7

Wasserführung und Schwebstoff-Fracht des Inn am Pegel Rosenheim im Jahreslauf (Mittelwerte). Abflußfülle in hm³ Schwebstoffmengen in 1000 t (nach Daten von der INNWERK AG, Töging).

Dieser charakteristische Jahresgang von Wasserführung und Schwebstoff-Fracht wird nun über die Abbremsung der Strömungsgeschwindigkeit in den Staubecken verlandungsdynamisch wirksam. Denn die Stauseen – das zeigt bereits die eingangs durchgeführte Kalkulation der Austauschraten des Wasservolumens – stellen keineswegs strömungsfreie oder -arme Becken dar, »in denen der Fluß zum Stehen kommt« und »seinen Charakter als Fließgewässer verliert«. Diese Klischeevorstellungen, wie sie häufig im Zusammenhang mit der Diskussion der Errichtung neuer Staustufen vorgebracht werden, sind völlig falsch für Laufstauseen. Das zeigt die Abbildung 8 ganz klar, der die Entwicklung der Strömungsgeschwindigkeit in Abhängigkeit von der Entfernung zur Staumauer zu entnehmen ist. Selbst bei geringer Wasserführung sinkt die Geschwindigkeit nicht auf Null sondern bleibt auf dem Niveau von etwa 20 cm pro Sekunde.

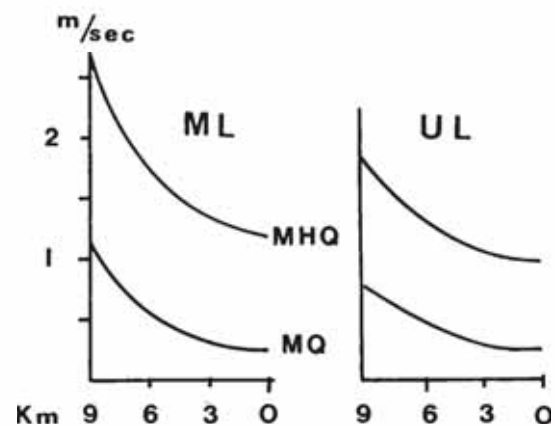


Abbildung 8

Entwicklung der Strömungsgeschwindigkeit in Stauhaltungen des Inn im Mittellauf (ML) und Unterlauf (UL) für mittlere Wasserführung (MQ) und mittlere Hochwasserführung (MHQ) in m/sec. Die km-Angaben beziehen sich auf die Entfernung vor der Staumauer (= 0).

Hieraus ergeben sich wichtige Schlußfolgerungen:

- Die Strömungsgeschwindigkeit nimmt in voraus-sagbarer Weise mit zunehmender Distanz von der Staumauer zu;
- Die Strömungsgeschwindigkeit ist direkt abhängig von der Wasserführung.

Denn mit steigender Wasserführung steigt auch die

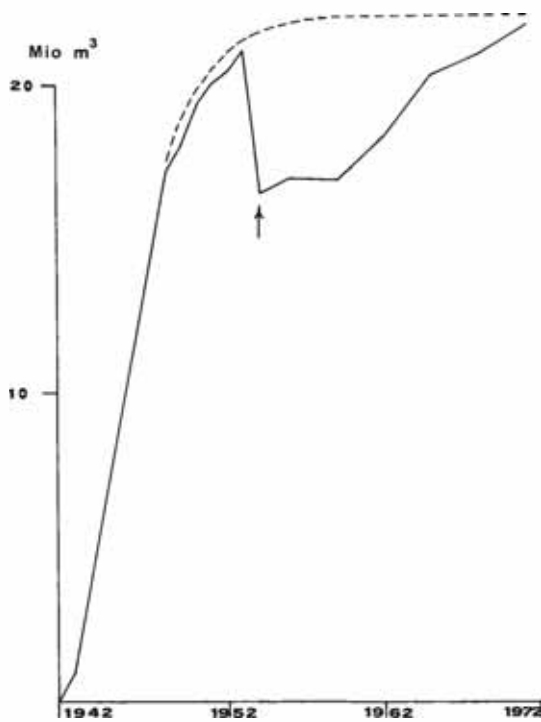


Abbildung 9

Verlauf der Verlandung der Innstufe Ering-Frauenstein. Der Pfeil weist auf das Extremhochwasser 1954 hin. Die ideale Kurve wurde dennoch erreicht, obwohl flußaufwärts gelegene, neue Staustufen Schwebstoffmassen abfingen.

Strömungsgeschwindigkeit, da durch den vorgegebenen Flußquerschnitt eine größere Wassermenge passieren muß, ein Rückstau aber kaum möglich ist. Die Folge davon ergibt eine direkte Proportionalität

der Erosionskraft, die der Fluß in den Staueen entfaltet, mit der Wasserführung. Trotz hoher Schwebstoff-Fracht in der Phase des Frühsommer-Hochwassers nimmt in dieser Zeit daher die Erosionsfähigkeit des Flusses zu. Als Ergebnis dieser Wechselwirkung stellt sich eine rapide Verlandung des Staubeckens in voraussagbarer Weise ein. Diese Verlandung wird in dem Maße schwächer, wie die Staubecken sich füllen, weil dadurch die Strömungsgeschwindigkeit wieder ansteigt, bis schließlich das dynamische Gleichgewicht zwischen Erosion und Sedimentation eingestellt ist, wenn der Stauee die optimale Verlandung erreicht hat. In diesem Zustand entspricht der übrig gebliebene Flußquerschnitt dem hydrologischen Gleichgewichtszustand. Dieser sich neu einstellende Querschnitt muß daher jener Situation entsprechen, die vor der Regulierung – die lange vor der Errichtung der ersten Kraftwerke am Inn erfolgt war – geherrscht hatte. Es kommt daher nicht von ungefähr, daß sich in den alten Staubecken von Ering und Egglfing, aber auch im Delta der Salzachmündung, im Rahmen der Verlandung ähnliche räumliche Verhältnisse eingestellt haben (mit der Verteilung von Inseln und Seitenarmen), wie sie vor der Regulierung des Inn gegeben waren.

Daß diese Gleichgewichtseinstellung auch ohne Geschiebe so präzise erfolgen kann, liegt in der Art der Schwebstoffe, die der Inn mit sich bringt. Sie lassen sich in genauer Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit wieder mobilisieren, auch wenn sie bereits festgelegt waren. Eine extrem feine Fraktionierung von Korngrößen zeigt sich im Flachwasser sogar, wenn sich Trittsuren wieder mit Feinsand füllen!

Die Verlandung ist also ein hochgradig regelhafter Prozeß, der im Falle der Innstaueen in vergleichs-

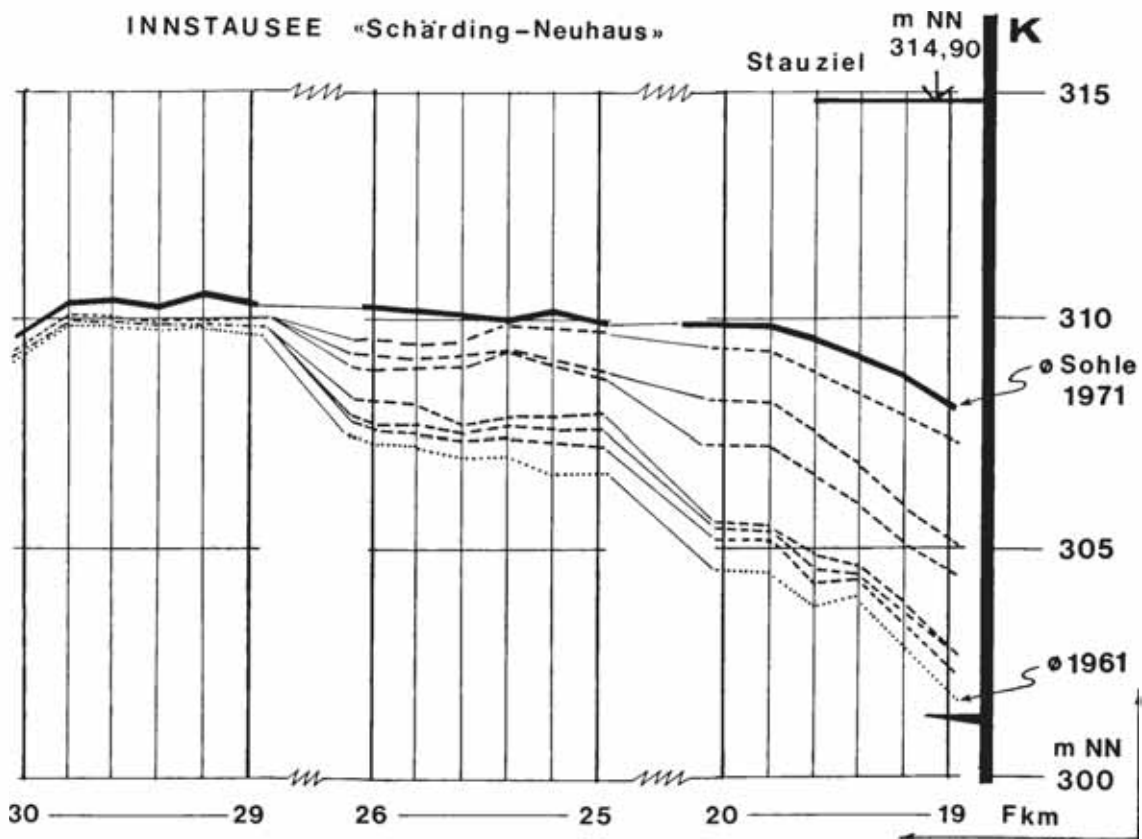


Abbildung 10

Verlandung der Innstufe Schärding-Neuhaus. Fkm = Flußkilometer

weise kurzen Zeitspannen von 10 bis 12 Jahren abläuft. Er hängt vom Volumen der Staubecken, ihrer seitlichen Flächenausdehnung und vom Füllungsgrad der vorgeschalteten Becken ab. Selbst extreme Hochwässer, wie 1954, können an diesem Prozeß keine grundsätzlichen Veränderungen verursachen. Dies äußert sich augenfällig in der Verlandungskurve des Innstausees Ering-Frauenstein (Abbildung 9 – zeitlicher Verlauf seit der Einstauung), aber auch in der raumbezogenen Verlandungskurve von Neuhaus-Schärding. Abbildung 10 bringt dies zum Ausdruck.

Die in Abbildung 10 dargestellten Verhältnisse lassen erkennen, daß die Verlandung im wesentlichen der Abbremsung der Strömungsgeschwindigkeit folgt. Denn diese nimmt zum Kraftwerk hin ab. Und genau in dem Maße, wie die Fließgeschwindigkeit reduziert wird, gestaltet sich die Stärke der Ablagerung. In den neuen Staubecken wurde dieser Umstand bereits so genau einkalkuliert, daß eine zutreffende Prognose gemacht werden konnte, wann der Auffüllungsprozeß des Stausees Neuhaus-Schärding im wesentlichen beendet sein sollte (nach Angaben der ÖSTERREICHISCH-BAYERISCHEN-KRAFTWERKS AG).

Die Gleichgewichtseinstellung äußert sich auch in der Abbildung 11, die die Auffüllung jenes Durchstiches am Inn bei Katzenberg (Österreich) im Bereich der Flußkilometer 37 bis 38 zeigt, der zu einer starken Eintiefung des Flusses nach der Korrektur geführt hatte. Die Flußsohle verlagerte sich keilförmig nach unten (in Abbildung 11 vom linken Pfeil gekennzeichnet, der den Zustand vor der Einstauung 1942 charakterisiert). Der damalige Durchstich wurde durch massiven Seitenverbau gesichert. Er wurde aber von den Ablagerungsmassen vollständig zugeschüttet. An seiner Stelle erhebt sich jetzt eine riesige Insel von mehreren Kilometern Länge, die nahezu identisch ist mit einer Insel, die im unregulierten Inn an der gleichen Stelle lag. Über den früheren Armen des Inn, die sich im Urprofil noch als Vertiefung auffinden lassen, zieht jetzt – allerdings um einige Meter nach oben verlagert – der Stromstrich beidseitig an dieser Insel im Stauraum Eggfing-

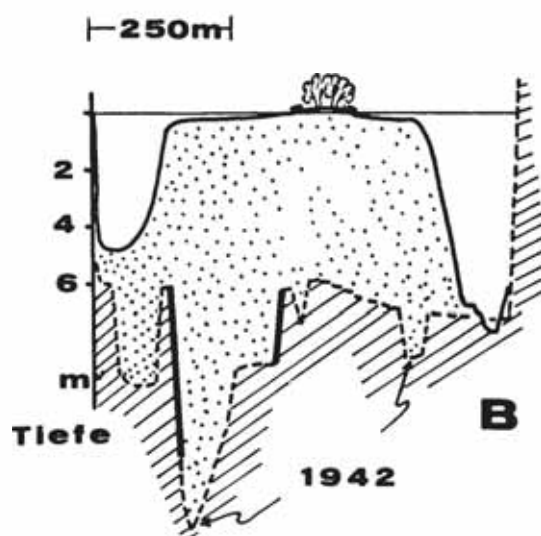


Abbildung 11

Auflandung des Urprofils (1942 – Einstau) am Eggfingler Stausee ca. 2 km oberhalb des Kraftwerks (aus REICHHOLF 1973 a).

Obernberg vorbei. Sein Querschnitt entspricht dem alten Flußquerschnitt, der sich im hydrodynamischen Gleichgewichtszustand befunden hatte.

Dieser Verlandungsverlauf wird wegen der absoluten Dominanz der Schwebstoff-Fracht von biogenen Vorgängen kaum beeinflusst. Er richtet sich grundsätzlich nach den drei Parametern Schwebstoffmenge pro Zeiteinheit, Strömungsgeschwindigkeit und Morphometrie des Staubeckens. Je einfacher letztere ist, umso präziser erfolgt der Verlandungsverlauf und umgekehrt. Insbesondere können Leitdämme innerhalb der Stauräume, die die mittlere Hochwasserführung noch nicht in die Seitenbuchten eintreten lassen, einen ganz wesentlichen Einfluß auf den Gang der Verlandung nehmen.

Prinzipiell sind diese Ergebnisse aber auf jeden anderen Fluß übertragbar, wenn man die Parameter kennt. Nur so schnell wie am Inn kann die Verlandung an wohl keinem anderen mitteleuropäischen Fluß erfolgen.

Die Auffüllung der Staubecken verläuft über eine sogenannte Binnendeltabildung, wie sie in der Einführung über das Untersuchungsgebiet bereits beschrieben wurde und in Abbildung 3 und 4 zum Ausdruck kommt. Die Auffüllung bringt daher keineswegs strukturarme, homogene Staubecken hervor, sondern sie führt zu einer extrem reichhaltigen Oberflächen- und Tiefenstruktur mit einer innigen Verflechtung von tiefen Gräben, flachen Zonen, Inseln, Halbinseln und Sandbänken. Das liegt daran, daß die Abbremsung der Strömungsgeschwindigkeit nicht überall gleichmäßig erfolgt. An allen möglichen Abschnitten des Stauraumes können Zonen hoher und geringer Strömung aneinandergrenzen oder durch Inseln voneinander getrennt sein. Ganz ähnlich wie am unregulierten Fluß sagt der Mittelwert wenig über die tatsächliche kleinräumige Struktur aus, die man vorfinden kann.

Die Strömungsgeschwindigkeit, die nach der Auffüllung der Staubecken wieder etwas ansteigt, spiegelt in ihrer Variabilität und auch in ihrem Mittelwert am ehesten die Verhältnisse im unregulierten Strom wider. Nur im unmittelbaren Kraftwerksbereich – im Ober- und im Unterwasser auf eine Distanz von ± 2 km im Schnitt – weicht sie von den »natürlichen Verhältnissen« ab. Im Oberwasser bleibt sie unterdurchschnittlich (= abgebremst); im Unterwasser überdurchschnittlich (= beschleunigt). Aber über mindestens 70 % der Fließstrecke innerhalb der Stauräume wurde sie den ursprünglichen Verhältnissen im unregulierten Strom recht ähnlich. Dies zeigt, daß die Rückführung eines kanalisiertes Stromes in einen naturnäheren Zustand auch im Bereich der rein strömungsmechanischen Vorgänge durchaus möglich ist.

In den Stauräumen kann der Fluß seine gesamte Dynamik entfalten, die sich aus den Extremwerten der Wasserführung von minimal 200 und maximal $5700 \text{ m}^3/\text{sec}$. ergibt. Hochwässer und Niedrigwasserphasen wechseln einander, wie Abbildung 7 im Jahreslauf zeigt, ganz regelmäßig ab. Die Inseln, die mittlerweile entstanden sind, werden von den Hochwässern überflutet. Nur die Dämme halten das Hochwasser vor dem weiteren Eindringen ins Vorland, in die ehemalige Talauie ab. Wie weit die Land-Wasser-Interaktionsgebiete reichen können, hängt daher ganz entscheidend davon ab, welcher Spielraum dem Fluß bei der Errichtung der Staustufen eingeräumt wurde. Im Falle der Salzachmündung betrifft dieser Spielraum rund $2/3$ des alten

Deltabereiches, im Falle des Stausees Ering-Frauenstein mindestens die Hälfte der früheren Talau, beim jüngsten der vier Stauseen, der Stufe Neuhaus-Schärding dagegen bayerischerseits nur noch an die 20 % (nur die »Reichersberger Au« auf der österreichischen Seite wurde voll in den Stauraum mit einbezogen und daher der Hochwasserdynamik zugänglich gehalten!). Da nach ELLENBERG (1963) der Auwald von der Überflutungsdynamik des Flusses »lebt«, entscheidet daher die Einbeziehung der Auwaldflächen in höchstem Maße über ihre weitere Überlebensfähigkeit. Sobald sie hochwasserfrei außerhalb der Stauräume zu liegen kommen, setzt ihr biologischer Veränderungsprozeß ein, wenn sie nicht ohnehin mehr oder weniger schnell gerodet werden. Die Erhaltung der Überschwemmungsdynamik, also des zentralen abiotischen Parameters, ist daher entscheidend auch für die Folgeprozesse in den Auwäldern innerhalb der Stauräume. Die Morphometrie der Staubecken bestimmt jedoch, ob sich die Strömungsdynamik so weit entfalten kann, daß Inseln, Flachwasserzonen und neue Auwälder entstehen. Bleiben die Staubecken enge Wannen, ist dies unmöglich und folglich wird die biologische Regeneration des Flusses ebenfalls verhindert.

Die Tabellen 1 und 2 bringen die starken Unterschiede zum Ausdruck, die sich aus unterschiedlicher Konstruktion von Stauseen ergeben. Ausgewählt wurden die beiden Stufen Ering-Frauenstein (Verlandungstyp) und Neuhaus-Schärding (Durchlaufstyp), die die entsprechenden Typen am besten verkörpern. Die im vorhergehenden Abschnitt gemachten Feststellungen werden dadurch quantitativ belegt (Methoden vgl. 2.2).

Tabelle 1

Artenreichtum (n), Menge (N) und Artendiversität (H_s) der Wasservögel zweier Innstauseen gleicher Fläche aber unterschiedlichen Konstruktionstyps.

	„Verlandungstyp“			„Durchlaufstyp“		
	n	N	H _s	n	N	H _s
IV/76	20	1902	1,80	14	1544	0,74
III/73	27	3667	1,84	20	9889	1,35
IX/75	22	4219	1,46	8	241	0,88
I/75	20	3400	1,80	16	1833	1,52
IV/73	28	3449	2,01	19	3794	1,00
X/74	19	3784	1,49	19	1165	1,14
III/76	25	4948	1,91	15	1904	1,35
X/75	17	2512	1,66	12	613	1,24
II/76	21	2313	1,85	12	1333	1,54
VIII/72	32	5793	1,83	16	1549	1,10
Ø	23	3800	1,76	15	2390	1,21

Quelle: REICHHOLF (1976 b)

Tabelle 2

Bestimmung der Strukturdiversität der beiden Stausee-Typen mit Hilfe der Habitat-Diversität (H_s) aus den Profilquerschnitten der Stauseen. (Angaben in %).

A	Flußkilometer	Wassertiefe			H _s
		> 1 m	0–1 m	Inseln	
	20	100	0	0	0
	21	100	0	0	0
	22	100	0	0	0
	23	100	0	0	0
	24	80	20	0	0,50
	25	80	10	10	0,63
	26	85	5	10	0,52
	27	80	10	10	0,63
	28	70	10	20	0,80
	29	65	15	20	0,88
Ø	10 Profile	87,2%	6,4%	6,4%	0,39

Durchlaufstyp (Stausee: Schärding-Neuhaus)

Fortsetzung der Tabelle 2:

B	F·Km	> 1 m	0–1 m	Inseln	H _s
	48,5	85	15	0	0,42
	49	62	30	8	0,85
	50	25	40	35	1,06
	51	10	50	40	0,93
	51,5	25	55	20	0,99
	52	35	55	10	0,93
	53	25	55	20	1,00
	54	20	47	33	1,04
	55	15	35	50	0,98
	56	30	30	40	1,08

Ø 10 Profile 33,2% 41,2% 25,6% 0,93

Verlandungstyp (Stausee: Ering-Frauenstein)

Quelle: REICHHOLF (1976 b)

Die Werte dieser beiden Tabellen legen folgende Interpretation nahe: Der strukturarme Stausee vom »Durchlaufstyp« erreicht nur geringe Diversität. Zeitweise hohe Ansammlungen von Wasservögeln werden sich nicht als stabile Ereignisse erweisen. Das bedeutet, daß die Menge der Wasservögel mit zunehmender Verlandung rückläufig werden wird, ein Effekt (bzw. eine Prognose), der in der Tat in den letzten Jahren eingetreten ist. Hierauf wird noch zurückzukommen sein.

3.2 Entwicklung der Wasservogel-Gemeinschaften

3.2.1 Brutvögel

Die Entwicklung des Brutvogelbestandes nach der Einstaung konnte am Beispiel der »Reichersberger Au« im Stauseegebiet (Verlandungszone) der Stufe Neuhaus-Schärding quantitativ verfolgt werden. Schon in den ersten Jahren nach der Einstaung 1961 entwickelte sich eine reichhaltige Wasservogel-Gemeinschaft, deren Bestandsgröße einen interessanten Wachstumsverlauf nahm. Die Kurve folgte – als Gesamtbestand betrachtet – nämlich in überraschend ähnlicher Weise der Verlandungskurve, so daß quantitative Zusammenhänge zwischen beiden Prozessen klar auf der Hand liegen. Der Brutbestand unmittelbar vor der Einstaung bestand aus etwa 50 bis 60 Paaren von Bläßhühnern (*Fulica atra*), Teichhühnern (*Gallinula chloropus*), Wasserrallen (*Rallus aquaticus*) und Stockenten (*Anas platyrhynchos*). Bald nach der Einstaung – die im ersten Jahr naturgemäß noch die Bestandsentwicklung unterdrückte – kam die Entwicklung in Gang und führte zur reichhaltigsten Wasservogel-Brutstätte im voralpinen Raum. Auf kleiner Fläche von nur gut 1 km² siedelten *Nachtreiher*, deren Brutkolonie fast 100 Paare erreichte, bevor sie durch wiederholte Umsiedelung aufgrund von anhaltenden Störungen durch Angler oder Abholzen der Brutbäume wieder rückläufig wurde. Ob sie sich dauerhaft halten kann, ist bei gegenwärtig hohem Niveau menschlicher Störungen (insbesondere durch Angler) höchst ungewiß. Weitere Arten, die sich neu ansiedelten, waren *Zwergrohrdommel*, *Löffelente*, *Flußseeschwalbe* (*Sterna hirundo*) – sie gab jedoch nur eine Gastrolle von fünf Jahren Dauer, da die Brutplätze zu rasch von dichtem Pflanzenwuchs überwuchert wurden – und diverse weitere Entenarten. Der Gesamtbestand stieg nach 10 Jahren auf knapp 350 Brutpaare (die Brutkolonie der Lachmöwen nicht eingerechnet!).

Abbildung 12 zeigt die Gesamtentwicklung des Brutbestandes der Reichersberger Au seit der Einstaung bis zum weitgehenden Abschluß des

Verlandungsprozesses. Auf der Basis von 350 Brutpaaren, die der natürlichen Biotopkapazität entsprechen, läßt sich nun das Ausmaß der negativen Beeinflussung der Wasservogel-Brutbestände durch Angelsport und Erholungsbetrieb in den Folgejahren bestimmen. Dies wird im II. Teil näher untersucht.

Hier soll zunächst nur darauf hingewiesen werden, daß die starken Hochwässer 1965 und 1970 keinen wesentlichen Einfluß auf die Bestandsentwicklung der Wasservögel nahmen. Die Wasservögel sind den unregelmäßig auftretenden Hochwässern mit ihrer Nachwuchsproduktion durchaus genügend angepaßt, um hochwasserbedingte Ausfälle in einzelnen Jahren verkraften zu können. Das ist der Bestandsentwicklung in Abbildung 12 unmittelbar zu entnehmen.

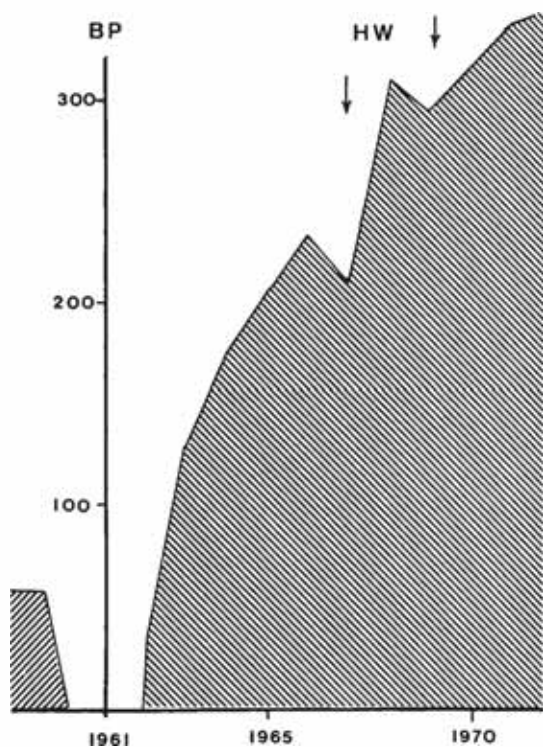


Abbildung 12
Entwicklung des Brutbestandes der Wasservögel in der »Reichersberger Au« nach der Einstauung im Jahre 1961. Pfeile mit HW bedeuten Phasen starker Hochwässer; BP = Brutpaarzahl (unter Ausschluß der Lachmöwe). Aus REICHHOLF (1976 a).

Die in Abbildung 12 dargestellte Bilanz wurde in Abbildung 13 in die einzelnen Wasservogelgruppen aufgegliedert. Darin bedeuten »Taucher« die Brutbestände von Haubentaucher (*Podiceps cristatus*) und Zwergtaucher (*Tachybaptus ruficollis*); Reiher + Rohrdommeln betreffen Nachtreiher (*Nycticorax nycticorax*) und Zwergdommel (*Ixobrychus minutus*); Enten beinhalten Stock-, Krick-, Schnatter-, Löffel-, Reiher- und Tafelente; Rallen: Bläß- und Teichhuhn sowie die Wasserralle. Die Bestandsentwicklung der Lachmöwe ist in Abbildung 15 für die »Reichersberger Au« dargestellt, während die Abbildung 14 zum Vergleich die Auflandung angibt. Die schon erwähnte Parallelität zwischen Verlandung und Aufbau der Wasservogel-Brutbestände ist so zu interpretieren, daß über die Verlandungsvorgänge die abiotischen Voraussetzungen für die Entwicklung der Lebensgemeinschaften erzeugt werden. Die Ähnlichkeit der Entwicklung beruht daher auf einem engen funktionellen Zusammenhang.

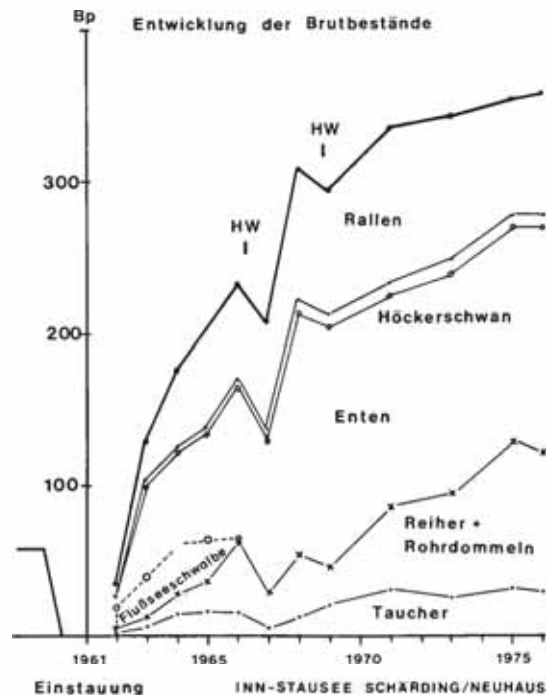


Abbildung 13
Genauere Aufgliederung der Brutbestandsentwicklung der Wasservögel in der »Reichersberger Au« nach der Einstauung im Jahre 1961.

Die verzögerte Auflandung 1963 und 1964 war die Folge geringer Wasserführungswerte und des Ausfalls von Hochwässern, die entsprechende Schwebstoffmengen eingetragen hätten. Der Fehlbetrag wurde aber durch die wasserreiche Phase von 1965 bis 1967 voll kompensiert.

Die Bestandsentwicklung der Lachmöwe (*Larus ridibundus*) mußte getrennt behandelt werden, weil diese »Wasservogelart« einen ganz wesentlichen, im Falle der Innstauseen den weitaus überwiegenden

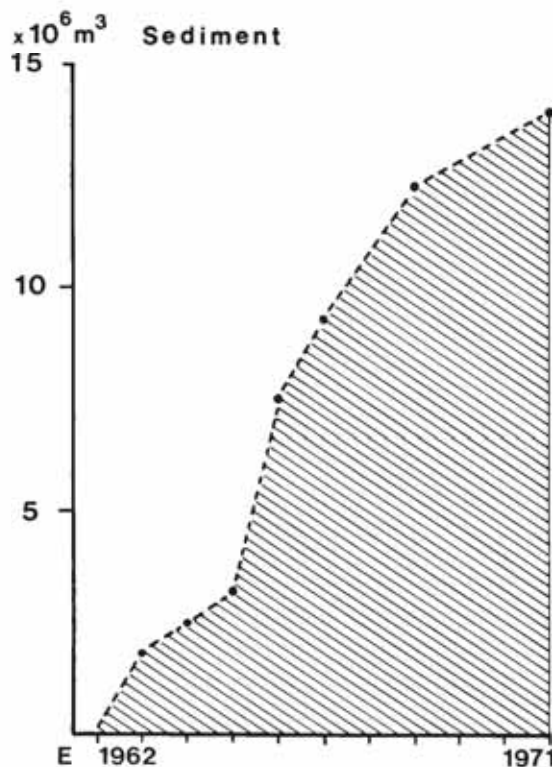


Abbildung 14
Verlauf der Verlandung im Stausee Neuhaus-Schärding (vgl. dazu die Entwicklung der Wasservogel-Brutbestände in Abbildung 12).

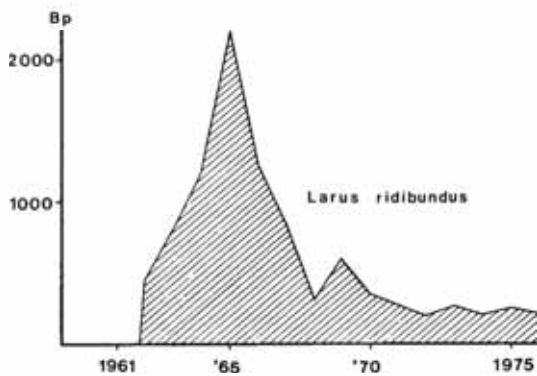


Abbildung 15

Entwicklung des Brutbestandes der Lachmöwe in den Verlandungs-zonen des Stausees Neuhaus-Schärding seit der Einstauung im Jahre 1961.

Teil der Ernährung von außerhalb der Stauseen bezieht. Die Lachmöwen suchen ihre Nahrung vorwiegend auf den Feldern und Wiesen des Inn-tales und benutzen die Stauseen nur als Brutstätten und Rastgebiete. Die bloße Brutplatzkapazität unterscheidet sich daher von der für die übrigen Wasservogelarten kombinierten Brutplatz-Nahrungs-Kapazität, die die Umwelt zur Verfügung stellen muß, wenn ein Brutpaar sein Revier erfolgreich beziehen können soll.

Die Entwicklung des Lachmöwenbestandes wird später getrennt näher behandelt. Es sei daher hier nur kurz darauf verwiesen, daß mit dem Eintrag von Dünger (Vogelguano) die Brutplätze so rasch mit zusätzlichen Nährstoffen versorgt werden, daß sie in aller Regel nur einige Jahre voll geeignet sind. Dann wächst die Vegetation so üppig hoch, daß die Lachmöwen zur Kolonieverlagerung gezwungen sind.

3.2.2 Gastvogelbestände

In ungleich größerem Maße als der Brutbestand fällt an den Stauseen am unteren Inn der Bestand an Wasservögeln zu den Zugzeiten (und ggf. im Winter) auf. Zählt der Brutbestand pro Gebiet Hunderte von Individuen, so sind es bei den Durchzüglern und (Winter)Gästen Tausende bis Zehntausende, die die Freiwasserfläche und Ufer frequentieren. Wiederum ließ sich die Entwicklung nahezu lückenlos für das Staugebiet Neuhaus-Schärding von der Einstauung an dokumentieren.

In Abbildung 16 ist die Dynamik der Gastvogelbestände an diesem Stausee dargestellt. Die Werte sind für Perioden von jeweils fünf Jahren zusammengefaßt, um die kleineren Schwankungen zwischen den einzelnen Jahren herauszumitteln, die ein unruhigeres Bild erzeugen würden und den generellen Trend nicht so klar zum Ausdruck kommen ließen.

Vor der Einstauung waren an diesem schnellfließenden, abflußbeschleunigten Innabschnitt nur wenige Enten gezählt worden. Die Mittelwerte liegen unter 1000 Stück für beide ökologische Gruppen, die Schwimmenten und die Tauchenten, die in der Abbildung 16 dargestellt sind. Nach der Einstauung stiegen die Werte zunächst langsam, dann aber immer schneller an und erreichten Ende der 60er Jahre das Maximum bei den Tauchenten und Anfang der 70er Jahre bei den Schwimmenten. Letztere blieben im ersten Jahrzehnt der Existenz dieses Stausees hinter den Mengen der Tauchenten beträchtlich zurück.

übertrafen sie aber in der zweiten Hälfte der 70er Jahre trotz insgesamt rückläufiger Bestände.

Das liegt einmal daran, daß die Schwimmenten vergleichsweise nur viel kleinere Flächen des Stausees als Nahrungsraum nutzen können als die Tauchenten, weil sie die Wassertiefe nur bis maximal 35 cm erreichen (durch »Gründeln« im Gegensatz zum Tauchen der Tauchenten, denen alle Tiefenbereiche in den Stauseen offen stehen). Sie erreichen Nahrung daher nur an den Rändern der Inseln und Sandbänke. Diese Tiefenzone ist flächenmäßig stets kleiner als das Gegenstück, das tiefere Wasser im Hauptstauraum.

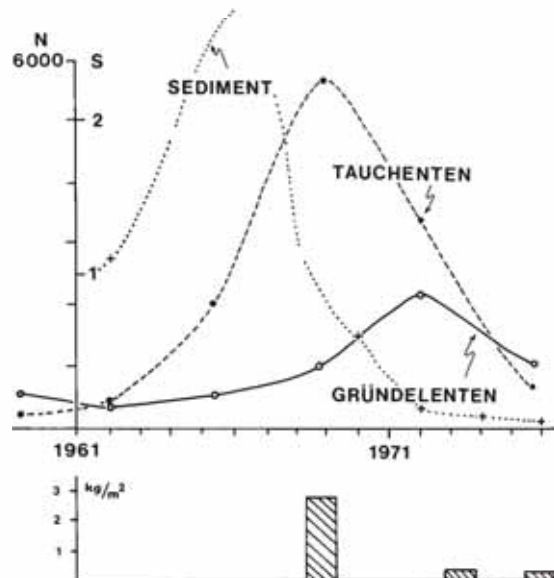


Abbildung 16

Bestandsdynamik von Schwimm- und Tauchenten am Innstausee Neuhaus-Schärding außerhalb der Brutzeit nach der Einstauung im Jahre 1961. Dazu die Entwicklung der Verlandung (Sediment = S in Millionen Tonnen) und die Biomasse der Fauna des Bodenschlammes.

Die Bestände der Schwimmvögel außerhalb der Brutzeit unterscheiden sich daher – zumindest nach dem ersten Eindruck – von jenen der Brutvögel in ihrer Dynamik ganz auffallend. Das ist jedoch nicht ganz zutreffend, wenn berücksichtigt wird, daß die Brutperiode in jene Jahreszeit fällt, die durch schwebstoffreiches, kaltes Wasser und hohe Wasserstände gekennzeichnet ist. Die Produktion von Nahrung erfolgt erst dann in großer Menge, wenn die Brutzeit schon weitgehend zu Ende ist. Brutbestand und Nichtbrüter zu den Zugzeiten befinden sich daher unter ganz anderen nahrungsökologischen Bedingungen. Dies wird bei der Analyse der Nahrungsbeziehungen noch verdeutlicht werden! Schwimm- und Tauchenten sind zu den Zugzeiten überwiegend Verwerter der Macroinvertebraten des Bodenschlammes oder Allesfresser. Die beiden »Wellen«, die in Abbildung 16 deutlich werden, stellen daher einen Nutzungs»puls« dar, der sich auf das während der Verlandung enorm gesteigerte Nahrungsangebot in den Hauptstauräumen begründet. Die Untersuchungen von SCHULTZ & KAINZ (1975) belegen dies: »Zwischen 1968 und 1969 war es (im Stausee Neuhaus-Schärding) zu einem starken Biomasseanstieg gekommen (maximal 2825 g/m²), der auf Konto der Tubifiziden ging. Zwischen 1969 und 1973 war es zu starken Verschiebungen gekommen, als in einem Großteil des Staubeckens

bedeutende Sandablagerungen stattgefunden hatten, verbunden mit einem erheblichen Biomasserückgang.« Das Absinken der Biomasse auf 10-20 % des Höchstwertes von 1968/69 hielt auch in den Folgejahren nach unseren eigenen Untersuchungen an. Die von uns ermittelten Werte entsprechen recht genau jenen von SCHULTZ & KAINZ (l.c.) und ergänzen sie. Die Dynamik der Wasservogel-Bestände außerhalb der Brutzeit spiegelt daher deutlich die in Zusammenhang mit den Sedimentationsprozessen ablaufenden Verschiebungen im Nahrungsangebot wider. Während die fortschreitende Verlandung günstige Land-Wasser-Übergangszonen (Abbildung 17) bildet, die den Brutbestand fördern und stabilisieren, kam es mit der Verlandung des Hauptstauraumes zunächst zu einer rund ein Jahrzehnt – also so lange wie die Verlandung ablief (vgl. Abbildung 10) – anhaltenden Massierung von Enten, die jedoch rasch wieder rückläufig wurde, als die günstigen ökologischen Bedingungen hierfür vorüber waren (vgl. dazu auch eine im Prinzip ähnliche Entwicklung der Fischereierträge in einem amerikanischen Stausee – ODUM & REICHHOLF 1980 nach GASAWAY 1970). Eine selbst mehrjährige Massierung von Enten besagt deshalb noch nichts über die langfristige Bedeutung eines Gewässers als Durchzugs-, Rast- oder Überwinterungsquartier!

Die Wechsel zwischen Schwimm- und Tauchenten in der langfristigen Dynamik des Innstausees Neuhaus-Schärding tragen aber noch weiterreichende Information in sich. Abbildung 18 stellt sie als prozentuale Aufteilung dar. Man erkennt daraus, daß sie praktisch synchron-gegenläufig sind, d. h. daß die Tauchenten dann prozentual häufig wurden, wenn die Schwimmten selten waren und umgekehrt. Sie stellen also ein ökologisches Äquivalenzsystem dar, das nicht nur die räumlich-quantitativen Veränderungen in den gruppenspezifischen Tiefenzonen (für die Nahrungssuche) ausdrückt, sondern auch das energetische Niveau, mit dem diese beiden Schwimmvogelgruppen zurechtkommen müssen. Liegt dies hoch (mehr als 100g/m²), dann dominieren die Tauchenten, die beim Tauchvorgang ja erheblich mehr Energie zur Nahrungssuche zunächst aufwenden müssen als die nur gründelnden Enten. Diese schaffen ausreichende Ernährung auch noch bei einer Biomassedichte, die fast eine Zehnerpotenz geringer liegt, aber sie können dafür die tieferen Zonen nicht mehr nutzen. Die Tauchenten fallen daher mit dem

Fortschreiten der Verlandung weitgehend aus, ohne daß sie von den Schwimmten vollständig ersetzt werden könnten.

Die Veränderungen in den mengenmäßigen Verhältnissen der verschiedenen nahrungsökologischen Gruppen deuten daher schneller und präziser die Veränderungen an, die das Gesamtsystem durchmacht, als dies Messungen könnten. Die Zusammensetzung der Wasservogelfauna und ihre Dynamik eignet sich daher als *Bioindikator* für die Vorgänge im Gewässer-Ökosystem (REICHHOLF 1976 c, UTSCHICK 1976). Das Tauchenten/Schwimmten-Verhältnis drückt den relativen Nahrungsreichtum des betreffenden Gewässers aus.

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß die Stauseen am unteren Inn höchst dynamische Ökosysteme darstellen, die nicht durch Momentaufnahmen hinreichend charakterisiert werden können. Für das Naturschutz-Management ist es notwendig, auch die langfristigen Veränderungen in Rechnung zu stellen.

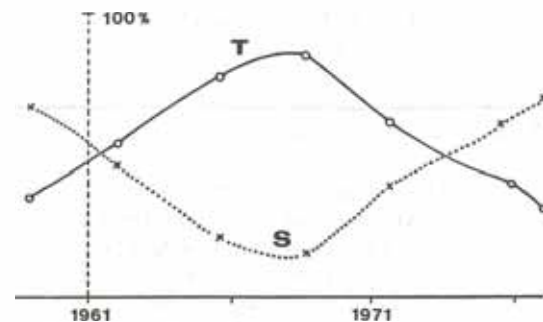


Abbildung 18

Entwicklung des Verhältnisses zwischen Schwimmten (S) und Tauchenten (T) am Inn-Stausee Neuhaus-Schärding.

3.2.3 Dynamik der Vegetation

Für zahlreiche Vorgänge in den Ökosystemen spielt die Vegetation als »Produzent« die zentrale Rolle im Energiefluß. Auf die quantitative Ermittlung der Bestände submerser Flora als Nahrung für pflanzenfressende Wasservögel wurde im Methodenteil bereits verwiesen.

Pflanzenbestände spielen aber auch als Deckung und Brutraum für viele Vögel eine wichtige Rolle. Es soll deshalb hier in groben Zügen aufgezeigt werden, wie die Vegetationsentwicklung in den Stauseen



Abbildung 17

Fortschreitende biogene Verlandung (die abiotische Sandablagerung war vorausgegangen) in der »Reichersberger Au« schafft günstige Brut- und Nahrungsplätze für Wasservögel (Photo: Verf.).

abläuft und welche Konsequenzen für das Naturschutzgebiet und sein ökologisches Funktionsgefüge sich daraus ergeben.

Die Freiwasserzonen der Stauseen sind durch geringe Trübung während des Winterhalbjahres und starke während der sommerlichen Hochwasserphase gekennzeichnet. Die Folge davon ist, daß sich höhere Vegetation submers in den Stauräumen praktisch nicht entfalten kann, es sei denn – wie in der »Hagenauer Bucht« – eine Barriere in Form einer Inselkette oder eines Leitdammes hält das extrem schwebstoffhaltige Innwasser von den Seitenbuchten ab. Dann können die höheren Wasserpflanzen (Laichkräuter *Potamogeton spec.*), Wasserpest (*Elo-dea canadensis*), Hornkraut (*Ceratophyllum demersum*), Wasserhahnenfuß (*Ranunculus aquatilis*) und Tausendblatt (*Myriophyllum spec.*), lokal auch Tannwedel (*Hippuris vulgaris*) aufwachsen und hohe Biomasse erzeugen (bis 1,5 kg/m²). Auch Armleuchteralgen gedeihen stellenweise in größeren Mengen, wie z. B. in den mehr als 1,5 m tiefen Zonen der Hagenauer Bucht oder in den Buchten bei Bergham an der Salzachmündung.

Im Winterhalbjahr dagegen bedecken Kieselalgen und Grünalgen die Bodenoberflächen bis in Tiefen von 1,5 m. Sie werden durch verstärkte photosynthetische Aktivität während der Frühjahrsmonate (März bis Anfang Mai), also noch vor Eintritt der fröhsommerlichen Hochwasserphase, von der Bodenoberfläche abgelöst und sie treiben dann in Form von »Algenplaggen« mit der Strömung ab. Für Bläßhühner und andere Wasservögel ergibt sich daraus eine wichtige Nahrungsquelle.

Diese Abdrift von Algenplaggen enthält häufig Larven von Zuckmücken (Chironomiden), so daß auch andere Wasservogelarten daraus Nahrung entnehmen (z. B. Zwergmöwen *Larus minutus*). Da die Algenplaggen Schmutz, der im Wasser treibt, ähneln, wird häufig auf eine starke Wasserverschmutzung geschlossen. Dies trifft jedoch nicht zu.

Das Phänomen stellt vielmehr die Abdrift der winterlichen Phytoplankton-Produktion dar.

In weitgehend stehenden Wasserkörpern der Seitenbuchten kommt es im zeitigen Frühjahr häufig zu Massenentwicklungen (»Wasserblüten«) von schwebenden Kieselalgen. Vermutlich spielt die Art *Stephanodiscus hantzschii* dabei die wichtigste Rolle. Sie färbt das Wasser schmutzig braun und trübt es so stark, daß die Sichttiefe mitunter nicht viel weiter reicht als bei sommerlicher Schwebstoff-Führung.

Auftauchende Schlick- und Sandbänke werden sehr rasch von einer Sukzession höherer Pflanzen besiedelt. Oft beginnt dieser Besiedlungsprozeß bereits, wenn die Sandbank im Juli aufgetaucht ist und den ersten Herbst offen liegt. Verschiedene Zwergbinsenarten (z. B. *Eleocharis spec.*), der Schlammling (*Limosella aquatica*) – vgl. REICH-HOLF (1979 b) – oder Ehrenpreisarten (*Veronica anagallis* und *V. beccabunga*) spielen bei dieser Erstbesiedelung eine große Rolle. Diese »Annuel-lenflur« kann sich jedoch in aller Regel nicht lange halten. Sie wird von sehr dichten Beständen des Jungweidichts (Silberweiden *Salix alba*) abgelöst, die die Auwaldsukzession starten. Diese Sukzession ist sehr typisch für die Inseln in den Innstauseen. Sie führt über Grauerlen (*Alnus incana*) flüßaufwärts zu einem Eschen-Ulmen-Auwald. Die Grundlinie der Auwaldsukzession folgt daher dem Fluß in den Stauseen parallel und nicht senkrecht dazu, wie in der natürlichen Abfolge. Der Grund für diese Schwenkung der Auwaldsukzession um 90° liegt in der Art und Dauer der Überflutung. Sie hält in den kraftwerksnahen Inselbereichen länger an als in den kraftwerksfernen! Die Besonderheit in der räumlichen Abfolge der Auwaldsukzession rührt daher von der Grundstruktur der Stauseen her, die dies automatisch vorschreibt.

Ein wesentliches Kennzeichen der Auwaldsukzession in den Stauseen leitet sich also von der inneren Struktur der Stauräume ab. Das heißt nun nicht, daß



Abbildung 19

Typischer Aspekt eines jungen Auwaldes in den Innstauseen.

der Auwald deshalb grundsätzlich von natürlichen Auwäldern unterschieden wäre. Im Gegenteil: die weitgehend ungestörte, von forstlichen Maßnahmen unbeeinflusste Entwicklung des »neuen« Auwaldes auf den Inseln bringt einen naturnäheren Zustand hervor, als dies in den meisten der außerhalb der Stauseen noch erhalten gebliebenen Auwäldern der Fall ist.

Abbildung 19 zeigt einen solchen Auwaldaspekt in den Innstauseen. Natürlich finden sich die üblichen uferbegleitenden Pflanzenbestände, wie Schilf (*Phragmites communis*), Rohrglanzgras (*Phalaris arundinaceus*), Rohrkolben (*Typha latifolia*), diverse Seggenarten (*Carex stricta*, *C. elata* u. a.) oder zur Weichholzaue gehörige Gewächse. Für unsere Betrachtungen spielt der Vorrat an Silberweiden und ihre Regenerationsfähigkeit eine wichtige Rolle bei der Beurteilung der Inselgebiete der Stauseen am unteren Inn als Wiedereinbürgerungsgebiet für den Europäischen Biber (*Castor fiber*).

Einen anderen Aspekt der Uferbildung am Innlauf innerhalb der Stauseen zeigt die Abbildung 20. Silberweidenbestände als Buschgruppen wechseln ab mit Rohrglanzgrasfeldern und Schilfdickichten. In

inniger Land-Wasser-Verschrankung bieten sie ideale Brutplätze für Wasservögel sowie Lebensraum für eine flußtypische Fauna.

3.3 Nahrungsökologie der Wasservögel

3.3.1 Jahreszeitliches Vorkommen

Die Ansammlungen von Wasservögeln fallen im Jahreslauf recht unterschiedlich hoch aus. Abbildung 21 faßt die Ergebnisse der Internationalen Schwimmvogelzählungen am unteren Inn von der Zählperiode 1968/69 bis 1974/75 zusammen. Die Monatsmittel für die Gesamtzahl der auf den Stauseen am unteren Inn ermittelten Wasservögel schwanken stark. Sie reichen von etwa 5000 Stück im Mai bis zu fast 30000 im Oktober/November. Die Tageshöchstwerte können 55000 Individuen übersteigen; die Zählperiodensummen bewegen sich für diese Untersuchungsphase zwischen einer Viertel- und einer halben Million. Da auch noch innerhalb der Monate mehr oder weniger kräftige Fluktuationen auftreten, muß zumindest in einzelnen Jahren damit gerechnet werden, daß rund 1 Million (!) Wasservögel die Innstauseen aufsuchte.

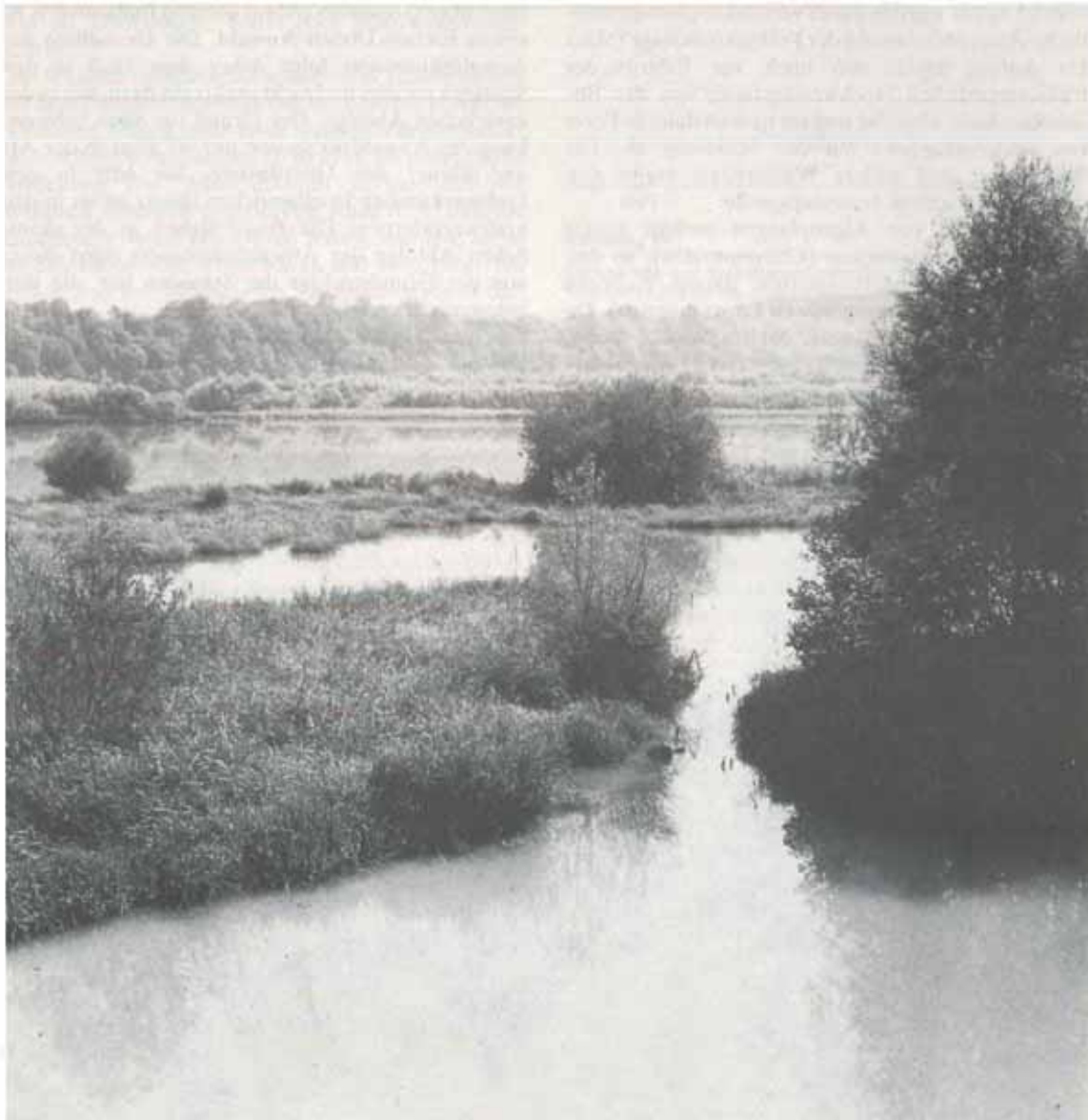


Abbildung 20

Innufer im oberen Abschnitt der Stufe Neuhaus-Schärding (im Mittelgrund ist der Lauf des Flusses zu erkennen, abgegliederte Seitenlagunen liegen davor!).

Diese enormen Konzentrationen einerseits und die ausgeprägten Unterschiede in den verschiedenen Phasen des Jahres andererseits, gilt es zu interpretieren. Hierzu bedarf es zunächst eingehender nahrungsökologischer Analysen, um festzustellen, welchen Anteil an der Bestimmung von Verteilung und Häufigkeit der Wasservögel am unteren Inn das Nahrungsangebot hat. Dabei ist die Reichhaltigkeit des Artenspektrums mit zu berücksichtigen, denn wie der untere Teil der Abbildung 21 zeigt, sind diese Wasservogelmengen mit hohem Artenreichtum gepaart. Die Diversität der Wasservogelgemeinschaften der Stauseen am unteren Inn liegt daher hoch, wie Vergleiche mit anderen bayerischen Wasservogelgebieten zeigen (BEZZEL & REICHOLF 1974). Tabelle 3 stellt die mit gleichen Methoden ermittelten Werte für 11 südbayerische »Wasservogelzentren« zusammen. Die sowohl für die Individuenmenge als auch für die Diversität Spitzenwerte erreichende Position der Stauseen am unteren Inn wird daraus ersichtlich.

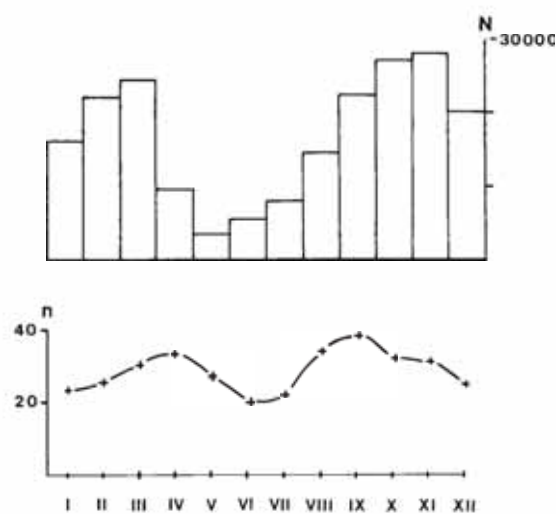


Abbildung 21

Verteilung von Artenzahl (n) und Individuenmenge (N) der Wasservögel im Jahreslauf am unteren Inn. Daten aus den Internationalen Wasservogelzählungen 1968/69 bis 1974/75 nach REICHOLF (1976 d). I – XII = Monate.

Das jahreszeitliche Vorkommen läßt sich (Abbildung 21) in verschiedene Phasen gliedern, die es getrennt zu bearbeiten gilt. Es sind dies:

- die Brutzeit (mit ihrem vergleichsweise geringen Bestand)

- die Herbstzugphase (mit den größten Konzentrationen von Vögeln)
- die Winterphase und
- die Frühjahrszugphase

Für diese Phasen mußte das jeweilig zutreffende Nahrungsangebot ermittelt werden, um die vorhandenen Vogelmenigen mit den theoretisch aufgrund des Nahrungsvorrates zu erwartenden vergleichen zu können. Dies geschah anhand der geschilderten Methoden für die beiden Hauptkomponenten der Nahrung, die Schlammpflanze und die Wasserpflanzen.

3.3.2 Nahrungsangebot im Jahreslauf

Wie die Abbildung 22 zeigt, unterliegt auch das Angebot an für die Wasservögel verwertbarer Nahrung in den Innstauseen einem ausgeprägten Jahresgang. Der Ist-Bestand steigt nach Abschluß der sommerlichen Hochwasserphase stark an und erreicht um die Wende vom August zum September das Maximum. Für die Niederwasserjahre 1971 bis 1973 lag dies bei rund 1 kg Biomasse-Frischgewicht pro m^2 und in der Größenordnung von 4200 Tonnen am Eggfingerring Stausee insgesamt. Auch die Wasserpflanzen erzielten in diesen Jahren mit bis über 1,25 kg Frischgewicht pro m^2 Höchstwerte und eine »Stehende Ernte« von 600 bis 781 Tonnen (1971 bzw. 1972) allein in der Hagenauer Bucht.

Die Produktion erwies sich jedoch ganz klar tiefenabhängig. Auch dies bringt Abbildung 22 zum Ausdruck. Die ganz flachen Zonen von 0,0 bis 0,2 m Wassertiefe produzierten vergleichsweise wenig.

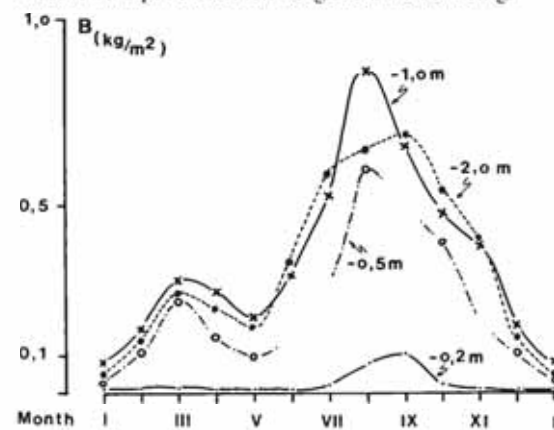


Abbildung 22

Jahresgang (Month = Monat) der für Wasservögel verfügbaren Biomasse an Organismen der Schlammpflanze und Wasserpflanzen (B) in den verschiedenen Tiefenzonen für die Niederwasserjahre 1971 bis 1973 am Innstausee Eggfingerring-Obernberg (aus REICHOLF 1976 d).

Tabelle 3

Vergleich von Wasservogelkonzentrationen und ihrer Artendiversität für 11 südbayerische Wasservogel-Zentren internationaler und nationaler Bedeutung (n = Zahl der Arten in den Zählserien; S = Individuenquersumme einer Zählperiode/Durchschnittswert/H, = Artendiversität nach der Diversitätsberechnung von SHANNON & WEAVER, vgl. Methoden).

Nr.	Gebiet	n	S	H _s
1	Isarstausee Niederaichbach	24	15.711	1,62
2	Isarstausee Dingolfing	29	10.303	1,84
3	Lechstausee Feldheim	23	18.335	1,47
4	Ismaninger Speichersee	25	84.591	1,77
5	Starnberger See	27	43.466	1,13
6	Ammersee	33	93.278	1,16
7	Kochelsee	23	10.141	1,26
8	Walchensee	20	2.197	1,69
9	Isar, unregulierter Abschnitt	16	3.081	1,44
10	Donau zw. Regensburg u. Straubing	27	5.173	1,52
11	Stauseen am unteren Inn	32	119.659	1,85

Sie erreichen im Mittel nur 100 g/m^2 als Höchstwert für die Spätsommerphase. Davon ist jedoch ein wesentlicher Teil auf das Zurückweichen des Wasserspiegels zu beziehen, denn dadurch werden produktivere Zonen in die Nähe der Wasseroberfläche gebracht (z. B. Tiefenzonen von 0,4 m des sommerlichen Wasserstandes). Die Produktion von Biomasse nimmt mit zunehmender Tiefe zunächst stark zu und erreicht offenbar im Tiefenbereich von 1 Meter das Maximum. Bis zu dieser Tiefe reicht genügend Licht für das Aufwachsen der Wasserpflanzen einerseits, aber auch die Schlammfauna ist dort begünstigt. Denn andererseits verfrachtet die Strömung in diesem Tiefenbereich die größte Menge an organischem Detritus, der die Nahrungsgrundlage für die Schlammfauna darstellt. Strömungsgeschwindigkeiten von einigen Zentimetern pro Sekunde bis zu $0,4 \text{ m/sec}$ kennzeichnen diesen Tiefenbereich nach der sommerlichen Hochwasserphase. Diese Strömung gestaltet sich für die Schlammfauna günstig. Es fallen daher in den Seitenbuchten produktionsbiologisch günstige Tiefen von etwa 1 m mit den hochproduktiven Schlammfauna-Lebensstätten der Hauptstauräume zusammen. Auch bis zu 2 m Tiefe finden sich in der Herbstphase noch hohe Biomasse-Werte. Aber sobald noch tiefere Abschnitte erreicht werden, gehen die Werte wegen der nun stark gesteigerten Strömungsgeschwindigkeit wieder zurück. Es gibt daher eine optimale Tiefenzonierung für die Innstauseen, die bei einem Mittelwert von rund 1 Meter liegt.

Aus dieser Tiefenabhängigkeit der Biomasse-Verteilung läßt sich die Gesamtbioasse berechnen, die für die einzelnen Stauseen zutrifft, wenn die Ausgangsbilanz für die herbstliche Nutzungsphase gezogen wird. Es läßt sich aber genauso berechnen, wieviel Biomasse in den einzelnen Tiefenzonen, die für eine bestimmte Wasservogelart oder -gruppe spezifischen Nahrungsraum liefert, vorhanden ist. Auf diese Weise kann beispielsweise der Vorrat an Wasserpflanzen für den Höckerschwan (mit max. 1 m Erfassungstiefe) von jenem abgetrennt werden, der Bläßhuhn und Höckerschwan zusammen zur Verfügung steht. Denn das Bläßhuhn verfügt aufgrund seiner Tauchfähigkeit über eine breitere nahrungsökologische Nische als der Höckerschwan, dessen Halslänge die maximale Eintauchtiefe bei ca. 1 m begrenzt.

Auf diese Weise konnte nachgewiesen werden (REICHHOLF 1973 b), daß das Bläßhuhn den Höckerschwanbestand am unteren Inn ganz entscheidend mitreguliert. Denn von der vorhandenen Primärproduktion an Wasserpflanzen-Biomasse entnahm das Bläßhuhn mit 55 % den größten Anteil. Der Höckerschwan konnte nur 20 % davon nutzen, weil seine Halslänge für die Beweidung der tieferen Zonen der »Hagenauer Bucht« nicht ausreichte, während das gut tauchfähige Bläßhuhn diese voll mitnutzen konnte. Die Bläßhühner begannen mit der Nahrungssuche aber in den für sie einfacheren Flachwassergebieten. Sie verzehrten damit wesentliche Anteile der Nahrung, die dem Höckerschwan zugänglich war, bevor sie auf die tieferen – mehr Einsatz beim Tauchen kostenden – Zonen auswichen. Die Biotopkapazität der Innstauseen wurde daher durch die Konkurrenz, die vom Bläßhuhn ausging, auf knapp 500 Höckerschwäne begrenzt.

Für die Schlammfauna wurde bereits ausgeführt, daß Larven der Zuckmücken (Chironomiden) und Schlammröhrenwürmer (Tubificiden) zu über 90 %

die Biomassewerte bestimmen. Diese Feststellung deckt sich mit den Befunden von SCHULTZ & KAINZ (1975) und auch mit den noch unveröffentlichten Untersuchungen von KOHMANN. Es läßt sich jedoch erkennen, daß die Chironomidenlarven in der Regel die flacheren, die Tubificiden dagegen die tieferen Zonen der Stauseen bevorzugen. Das mag mit dem höheren Sauerstoffbedürfnis der Chironomiden zusammenhängen oder auf Konkurrenz um den knappen Lebensraum zwischen den beiden Gruppen beruhen. Dieser Punkt wird in Spezialuntersuchungen noch zu klären sein.

Da die Wasservögel keine erkennbaren Präferenzen für Mückenlarven oder Schlammröhrenwürmer zeigen, spielt dieser Umstand hier keine größere Rolle. Die Biomasse, die zur Nutzung durch die Wasservögel zur Verfügung steht, kann daher mit zulässiger Vereinfachung der Verhältnisse auf die beiden Hauptkomponenten, die Wasserpflanzen und die Schlammfauna aufgeteilt werden. Für die Wasserpflanzen stellt – abgesehen von der häufig kritischen Lichtversorgung – der Eintrag an anorganischen Nährstoffen die wichtigste Ausgangsbasis dar. Für die Schlammfauna dagegen ist dies – lichtunabhängig – der organische Detritus, also jenes mit Bakterien angereicherte, pflanzliche Zerreibsel oder organische Material, das mit dem Abwasser in den Fluß gelangt.

Anorganische Nährstoffe und organischer Detritus werden mit der Wasserführung in das Ökosystem eines Stausees eingebracht. Sie stellen den Material- bzw. Energie-Input für die Nahrungsketten dar, die sich darauf aufbauen. Dies wird im folgenden Abschnitt näher erläutert.

3.4 Umsetzung der Nahrung

Der organische Detritus wird von den Schlammröhrenwürmern bzw. von den Zuckmückenlarven aufgenommen und als Nahrung verwertet. Wichtigster Bestandteil sind hierbei die Bakterien, die den Detritus zersetzen, da sie die notwendigen Eiweißstoffe liefern. Die Mitwirkung von Licht ist dazu – im Gegensatz zur Produktion durch die grünen Pflanzen nicht nötig. Die Nahrungsumsetzungen können daher auch in der Tiefe der Gewässer erfolgen. Da durch diese Nutzungsform über die Schlammfauna eine Konzentrierung und qualitative Verbesserung des organischen Materials erfolgt, begründet sich auf diesem ersten Nutzungsschritt im Ökosystem bzw. seiner heterotrophen Komponente eine Nahrungskette, die als *abhängige Nahrungskette* bezeichnet wird, weil sie nicht von der autotrophen Primärproduktion ausgeht. Sie ergänzt also funktionell die autotrophe Nahrungskette und wird daher parallel zu ihr dargestellt (ODUM & REICHHOLF 1980).

Abbildung 23 stellt dieses zweiteilige Nahrungsketten-System graphisch dar. Beide Hauptkanäle des biologischen Energieflusses gehen von der Wasserführung aus, die die Nährstoffe (anorganische Pflanzennährstoffe bzw. organischen Detritus) mit sich führt. Sie stellen die nahrungsbiologische Stufe 0 dar. Wasserpflanzen und Schlammfauna bilden die erste Nutzungsstufe im aufsteigenden System, wenn man die Zersetzung des Detritus durch Bakterien außer acht läßt. Da die Wasserpflanzen ganz ohne Zweifel primär vom Angebot an Licht in ihrem Wachstum begrenzt werden – und nicht vom Angebot an anorganischen Nährstoffen, wurde für diesen Nutzungsschritt keine Effektivität kalkuliert.

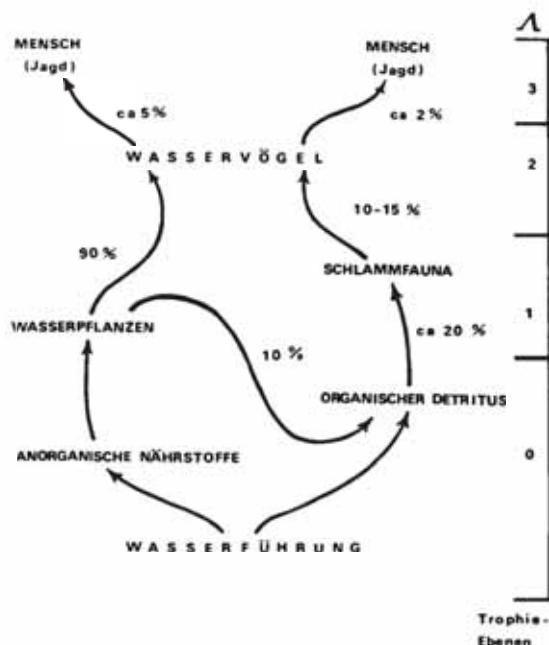


Abbildung 23

Hauptkanäle des biologischen Energieflusses und ihre Effektivität im Ökosystem der Innstauseen. Die Zahlen geben die prozentuale Nutzung der jeweils vorausgehenden Biomasse an (nach REICHHOLF 1973 a).

Für den organischen Detritus ließ sich ein grober Wert von etwa 20 % als Nutzungsgrad, den die Schlammfauna bewirkt, kalkulieren. Doch da ein nicht näher erfaßbarer Betrag an Detritus die Stauseen laufend im Wasser suspendiert passiert, besagt diese Zahl nicht viel über die tatsächlichen Mengen organischer Substanzen, die theoretisch nutzbar wären bzw. durch die Wasserverschmutzung in den Inn gelangen.

Aussagekräftiger hingegen sind die folgenden Werte. Die jeweiligen Gruppen pflanzen- und schlammfaunafressender Wasservögel entwickelten in der Bilanz erstaunlich hohe Nutzungsquoten, die im Falle der Wasserpflanzen 90 % erreichten. Die Schlammfauna dagegen wurde nur zu 10-15 % von den entsprechenden Wasservögeln genutzt. Der Unterschied ist auffallend und erfordert Klärung. Wir werden darauf zurückkommen.

Von den Wasserpflanzen fallen 10 (-25 %) beim Beweidungsprozeß durch die Schwäne, Bläßhühner und Schnatterenten als neuer Detritus an, der die Verbindung zur zweiten Hauptnahrungskette herstellt. Der weitaus größte Teil des organischen Detritus – mindestens 75 % – ist jedoch fremden Ursprungs, d. h. er wird entweder aus dem Einzugsbereich des Flusses als pflanzliches Zerreibsel mitgebracht oder durch Abwässer direkt in den Inn abgegeben. Da der untere Inn eine Wasserqualität von 2-3 bzw. 3 (nach dem LIEBMANN'schen System) aufweist und die stark mit Abwässern belastete Salzach gar nur mit Güteklasse 3-4 in den Inn mündet, wird klar, daß der weitaus überwiegende Teil des organischen Detritus in der Tat aus häuslichen und industriellen Abwässern stammt. Möglicherweise tragen hierzu noch Zelluloseabfälle aus dem Einzugsbereich mit bei, denn bei Niedrigwasser der Salzach läßt sich immer wieder Abwasserpilztreiben beobachten. Die Pilze (*Leptomitilacteus*) bzw. Abwasserbakterien (*Sphaerotilus natans*) hängen an zentralen Fasern, die den positiven Nachweis für Zellulose sehr stark geben.

Schließlich ist in der Abbildung 23 auch noch der Nutzungsgrad der Wasservögel durch die Jagd

eingetragen, die bis 1974 noch uneingeschränkt im Naturschutzgebiet unterer Inn bayerischerseits möglich war. Österreichischerseits stand dagegen die »Hagenauer Bucht« bereits unter Schutz (seit 1965) und dort war mit der Unterschutzstellung auch die Jagd vollständig eingestellt worden.

Die beiden Hauptnahrungsketten sind untereinander vernetzt, doch das kann für die hier angestrebte Interpretation des Funktionsgefüges der Innstauseen zunächst unberücksichtigt bleiben. Wichtiger ist, daß sie sich zu Zyklen schließen (Abbildung 24), die als zwei große Kreisläufe den Stoffumsatz in den Stauseen – angetrieben durch die Strömungsenergie und unterstützt durch die Sonnenenergie – bestimmen. Sie ermöglichen die Aufstellung von Input-Output-Bilanzen, die sich insgesamt darin äußern, daß die Wasserqualität der Stauseen am unteren Inn mit jeder Stufe um einen halben bis einen ganzen Wert zunimmt (nach Angaben aus dem bayerischen Gewässergüteatlas). So hat die Salzachmündung noch den Wert 3-4, die Stufe Ering-Frauenstein dagegen schon 3, Eggfing-Obernberg 2-3 und alles flußabwärts folgende den Wert 2, mit dem der Inn in die Donau mündet. Da sich dieser Selbstreinigungsprozeß auf einer Strecke von nur etwa 40 Kilometern abspielt, unterstreicht dies die Effektivität der biologischen Vorgänge im Ökosystem der Innstauseen, wenngleich ein rein physikalisches Ausfällen verschiedener Verschmutzungsstoffe durchaus auch einen bedeutenden Betrag liefert. Doch dies geht nur so lange, bis die Verlandungsprozesse weitgehend abgeschlossen sind und Sedimentation bzw. Erosion einen dynamischen Gleichgewichtszustand erreicht haben. Dann funktioniert die Reinigung praktisch nur noch auf biologischem Wege in bedeutendem Umfang.

3.5 Zeitliche Ordnung der Vorgänge im Ökosystem

Nährstoffeintrag, Produktion und Verbrauch laufen im Ökosystem der Innstauseen nicht gleichzeitig ab. Sie reihen sich jahreszeitlich aneinander. Auf die (früh)sommerliche Phase des Nährstoffeintrags folgt die hoch- und spätsommerliche Phase der Biomasse-Produktion, die schließlich von der herbstlichen Nutzungsphase durch die Wasservögel abgelöst wird. Das Produktionsmuster der Nahrung stellt dabei für den Systemteil der Wasservögel genauso den bestimmenden Zeitparameter dar, wie der Nährstoffeintrag bzw. die Wassertrübung für die Produktion. Abbildung 25 zeigt dies.

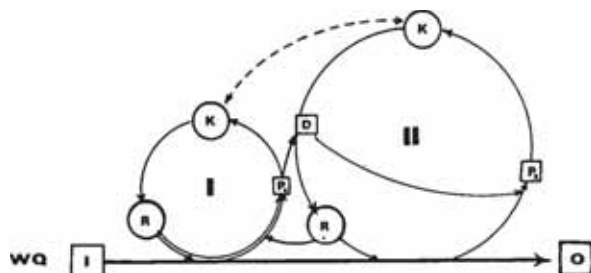


Abbildung 24

Die Stoffumsetzungen im Ökosystem der Innstauseen formen zwei miteinander verbundene Kreisläufe, deren relative Größe das Ausmaß des autotrophen bzw. des heterotrophen Anteiles darstellt. I = autotropher, auf der Produktion von Wasserpflanzen aufbauender Zyklus; II = heterotropher, auf dem Eintrag von organischem Detritus aufbauender Zyklus. P = Produktion, K = Konsumenten, R = Reduzententätigkeit, D = Detritus, WQ = Wasserführung, I = Input und O = Output (aus REICHHOLF 1973 a).

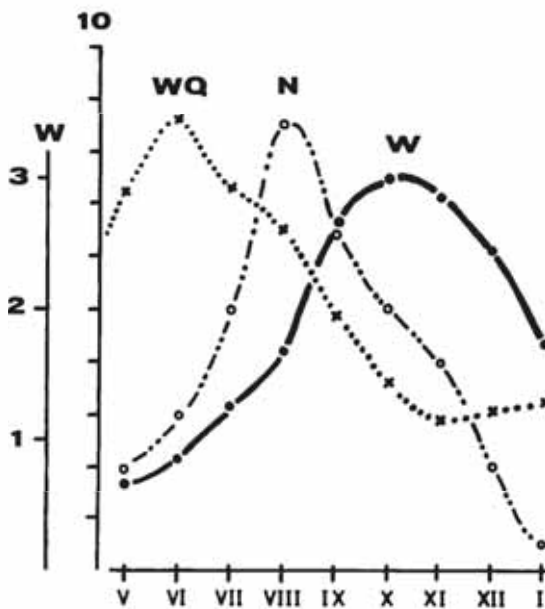


Abbildung 25

Zeitliche Aufeinanderfolge von Nährstoffeintrag durch die Wasserführung (WQ), Aufbau von Nahrungsbiomasse (N) und Verbrauch durch die Wasservögel (W) im Ökosystem der Innstauseen. Da die Abbildung die zeitliche Abfolge, nicht aber die quantitativen Relationen zwischen schwer und nicht direkt vergleichbaren Größen (Wasserführung und Wasservögel) zum Ausdruck bringen soll, wurden die Kurven in fast gleich hohen Positionen in das Diagramm eingetragen. Zu den quantitativen Relationen vgl. Text (aus REICHHOLF 1973 a).

Diese zeitliche Entkopplung von Produktion und Verbrauch nimmt eine Schlüsselposition im Funktionsgefüge der Innstauseen ein. Denn nur dadurch sind hohe Nutzungsraten bis zu 90 % der Biomasse überhaupt möglich. Wenn nämlich die Wasservögel im Herbst die Wasserpflanzen abweiden, haben diese längst ihr Wachstum beendet und Winterknospen oder Samen gebildet, die den Verdauungstrakt der Vögel unverfehrt passieren. Die weidenden Wasservögel säen gleichsam die neuen Samen für die nächste Vegetationsperiode aus, während sie die Überschussproduktion des abgelaufenen in der ökologisch passenden Weise verwerten. Beim Verdauungsvorgang werden den Wasserpflanzen Nährstoffe entzogen, die somit auch dem nährstoffangereicherten Gewässerökosystem teilweise entzogen werden, weil die Enten und Bläßhühner weiterziehen. Ein Teil der Biomasse der Nahrung wird ja bekanntlich in körpereigene Biomasse umgewandelt, ein Teil wird zur Aufrechterhaltung des Betriebstoffwechsels »verbrannt« und der dritte Teil schließlich über die Exkremente in eine Form ins Wasser zurückgegeben, daß sie entweder als direkt pflanzenverfügbare Nährstoffe in die nächste Vegetationsperiode eingehen oder vorverdaut den Zersetzungsprozessen im Wasser leichter zugänglich sind als absterbende Wasserpflanzen im Winter. Gleiches gilt für die Nutzung der Schlammfauna, deren Vermehrungsstadien in der nächsten Generation für hochwirkungsvolle Abbautätigkeit dann garantieren, wenn die Ausgangspopulation regelmäßig entsprechend beweidet d.h. von Konsumenten genutzt wird. Ob dies Fische oder Wasservögel sind, ist prinzipiell gleichgültig (DOBROWOLSKI 1973).

Die zeitliche Entkopplung bewirkt außerdem, daß die empfindlicheren Jugendstadien oder die aufwachsenden Sprosse der Wasserpflanzen genügend geschützt sind. Erst wenn die Fortpflanzung gesichert

ist, greift die Nutzung durch die Wasservögel als stabilisierendes Element in der Dynamik dieser Nahrungsketten ein! Die Nahrungsketten müssen daher unbedingt in ihrer zeitlichen Dimension betrachtet werden, wenn man ihre Effektivität beurteilen will.

Das in Abbildung 22 dargestellte Kurvenbild des Nahrungsangebotes kann man nun anhand dieser zeitlichen Aspekte interpretieren:

- das sommerliche Zwischenminimum wird durch das Hochwasser verursacht, das die neuen Nährstoffe einschwemmt und sowohl die Vegetationsentwicklung als auch die Biomassezunahme der Bodenschlamm-Invertebraten hemmt;
- der frühherbstliche Gipfel ergibt sich aus der nach dem Hochwasser stürmisch einsetzenden Produktion, die dann durch die sinkenden Temperaturen beendet wird. Die Wassertemperatur des Inn kann im Hochsommer bis auf 18° C, in den strömungsgeschützten Seitenbuchten aber bis über 25° C ansteigen. Die Produktionsverhältnisse liegen daher dort für Wasserpflanzen günstiger.

- das winterliche Minimum wird durch die Beweidung der »Stehenden Ernte« durch die Wasservögel und/oder durch die Vereisung bedingt. Welcher der beiden Teilfaktoren der quantitativ bedeutsamere wird, hängt von den näheren Umständen ab. Dies ist später noch näher auszuführen!

- der Frühlingstgipfel bezieht sich vorwiegend auf die rasche Produktion von Bodenalgen als Folge der guten Durchlichtung des Wassers. Sie wird durch das einsetzende Hochwasser wieder eingeschränkt bzw. ganz gestoppt.

Nun ermöglichen Nahrungsbiomassen von einem kg pro m² ohne Zweifel auch hohe Wasservogelbestände. Für den einen Hauptkanal der Nahrungsketten, die Nutzung der pflanzlichen Primärproduktion, ließ sich bereits feststellen, daß sie zu 90 % von den phytophagen Wasservögeln genutzt wird. Ein so hoher Nutzungsgrad muß demzufolge direkte Auswirkungen auf die Menge der Wasservögel zeigen, die während der herbstlichen Nutzungsphase an den Innstauseen angetroffen werden. Für den Höcker-schwan und sein Konkurrenzsystem mit dem Bläßhuhn wurde dies bereits ausführlich dargelegt und nachgewiesen (REICHHOLF 1973 b).

Falls diese Abhängigkeit auch für die schlammfaunafressenden Wasservögel gegeben ist, sollten die Herbstbestände aller Wasservögel zusammen vom verfügbaren Nahrungsangebot direkt reguliert werden. Auch die Brutbestände könnten die unmittelbare Folge des während der Brutzeit vergleichsweise geringen Nahrungsangebotes sein. Das Frühjahr kann weitgehend aus dieser Betrachtung ausgeklammert werden, weil in dieser Zeit der Durchzug der Wasservögel sehr rasch erfolgt und die dabei auftretenden Konzentrationen an den Innstauseen sicher mehr die Notwendigkeit widerspiegeln, geeignete Rast- und Balzplätze zur Verfügung zu haben, als Nahrungsbedürfnisse. Im Winter ist es aber, wie noch gezeigt werden wird, ganz offensichtlich primär das Ausmaß der Vereisung, das Verteilung und Häufigkeit der Wasservögel bestimmt. Weder die zeitliche Entkopplung, noch die tatsächlich registrierten Mengenverhältnisse lassen jedoch die Erklärung der durchschnittlichen Stärke des Herbstzuges schlammfaunafressender Wasservögel aufgrund der verfügbaren Nahrung zu. Der Nutzungsgrad von 10-15 % liegt einfach zu niedrig. Genauere Studien zeigten aber für die Krickente

(*Anas crecca*), daß diese Art sehr wohl zur 90 %igen Nutzung ihrer Nahrungsbasis befähigt ist (REICHHOLF 1974 a). Und dieser hohe Nutzungsgrad ist ihr sogar bei der vergleichsweise geringen Nahrungsdichte im Flachwasser möglich! Auch für die verschiedenen Teilgebiete an den Innstauseen ergaben sich ganz unterschiedliche Nutzungsraten von weniger als 5 % und bis zu 70 %. Andere, bislang in der Analyse noch nicht berücksichtigte Faktoren müssen also hier mit hineinspielen.

Fazit: Das Nahrungsangebot allein reicht zur Erklärung der Verteilungsmuster der Wasservögel im Jahreslauf nicht aus.

Bevor dieser Kernpunkt weiter verfolgt wird, sollen hier aber zwei wesentliche Außenfaktoren eingeschoben werden, deren Wirkung offensichtlich, deren Wirksamkeit jedoch bisher kaum quantitativ verfolgt worden war: Vereisung und Hochwasser.

3.6 Vereisung und Hochwasser

Der winterliche Rückgang der Wasservogelbestände beruht ganz wesentlich auf dem Vereisungsgrad. Für die während des Hochwinters mengenmäßig bedeutendste Entenart, die aus den Stauseen Nahrung während der Überwinterung in größerem Umfang aufnimmt, wird diese Abhängigkeit der Bestandsdynamik im Winter in der Abbildung 26 deutlich gemacht. Die Schellente (*Bucephala clangula*) hat am Egglfinger Stausee ihren bedeutendsten Überwinterungsplatz im bayerischen Alpenvorland. Dies zeigt Abbildung 27. Die Menge der Schellenten nahm seit Beginn der 60er Jahre offenbar durch Traditionsbildung klar zu, doch längere Vereisungsperioden drückten die Bestände im Rahmen dieser traditionellen Bindung an einen Überwinterungsplatz immer wieder entsprechend zurück (Abbildung 28).

Fast 3/4 aller auf bayerischen Gewässern erfaßten Schellenten befindet sich auf Stauseen. Allein am

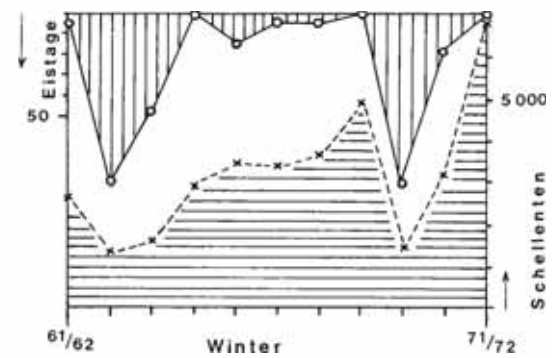


Abbildung 26

Einfluß der Vereisung auf die Entwicklung der Winterbestände der Schellente am Egglfinger Innstausee, dem Hauptüberwinterungsplatz im bayerischen Voralpenraum. Die Zahl der Eistage ist gegen die Wintersumme der Schellenten (aus der Int. Wasservogelzählung) aufgetragen. Aus REICHHOLF (1970 a).

Egglfinger Stausee erreichten die Höchstwerte mehr als 4000 Ex. gleichzeitig anwesender Schellenten (4174 Ex. am 13. Februar 1977). Die allgemeine Bedeutung von Stauseen für die Bestände der Wasservögel geht daraus andeutungsweise hervor.

Wie sehr die ökologischen Bedingungen am Egglfinger Stausee den Schellentenansprüchen entgegenkommen, mag die Abbildung 28 erklären, die die kontinuierliche Zunahme trotz erheblicher, vereisungsbedingter Rückschläge darstellt. Die Schellente bevorzugt flache Gewässer zwischen 0,5 und 2 m Tiefe, die im Winter offen bleiben und eine genügend hohe Biomassedichte (Grenzwert offenbar bei etwa 100 g/m²) aufweisen. Sie konkurriert unter diesen Bedingungen erfolgreich mit anderen Tauchenten, insbesondere mit der Reiherenten. Die Dynamik der Schellente kann als Index für die übrigen überwinternden Wasservögel gelten.

Die große Bedeutung der Vereisung als Schlüsselfaktor im Winter wird mit diesen Befunden an der

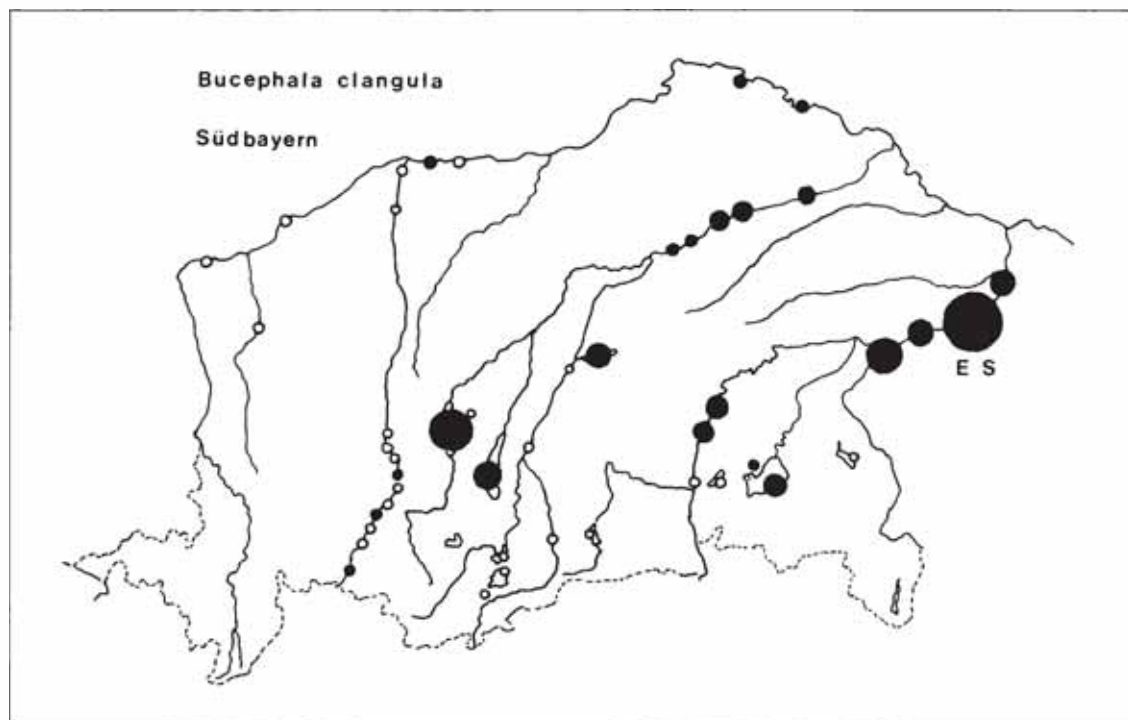


Abbildung 27

Der untere Inn mit dem Egglfinger Stausee (E S) als Zentrum des bayerischen Schellenten-Winterbestandes. Die Größe der schwarzen Punkte deutet die Größenordnungen des Mittwinterbestandes an (offene Kreise weniger als 50, dann 50-250, 250-500, 500-1000 und über 1000 Ex.). Angaben aus REICHHOLF, (1979 a).

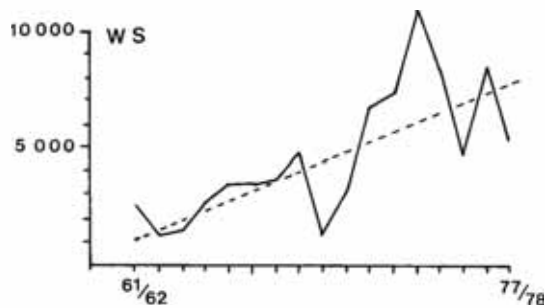


Abbildung 28

Entwicklung der Schellenten-Winterbestände am Egglinger Stausee (unterer Inn) seit dem Winter 1961/62. Die steigende Tendenz zeigt die Traditionsbildung an diesem Überwinterungsplatz (aus REICHHOLF 1979 a).

Schellente unterstrichen. Für den erfolgreichen Aufbau einer Überwinterungstradition muß aber ohne Zweifel ein entsprechendes Nahrungsangebot vorausgesetzt werden. Sonst wären die Innstauseen für die Schellente nicht attraktiver als die freien und selten südbayerischen Seen. Der Faktor 'Nahrungsangebot' bleibt daher trotz der zeitweisen Dominanz des Vereisungsfaktors für die Bestimmung der winterlichen Bestandshöhen entscheidend. Die Werte der Verteilung des Nahrungsangebotes deuten zumindest an, daß die herbstlichen Wasservogelmassierungen keineswegs den Bestand an Nahrungsorganismen so kahl fressen, daß für die Überwinterer nicht mehr genügend übrig bliebe.

Die gleiche Frage stellt sich daher für Hochwässer. Bleibt trotz ihres Ausräumungseffektes genügend Nahrung übrig? Wie schnell kann sich das Nahrungsangebot wieder erholen? Diese Fragen konnten erst in den letzten Jahren zweifelsfrei gelöst werden, als ein Hochwasser in nicht erwarteter Stärke und in jahreszeitlich extremer Lage – am 1. August 1977 – durch die Innstauseen zog.

Abbildung 29 zeigt den Verlauf dieses Hochwassers, das mit einem Spitzenwert von 4670 m³/sec zu den stärksten zählt, die in diesem Jahrhundert am unteren Inn registriert wurden. Der extrem starke Anstieg war dabei bezeichnend. Die Pegelstände schwellen innerhalb eines einzigen Tages von etwas über 900 m³/sec auf die genannte Spitze an, so daß die Steigerung der Strömungsgeschwindigkeit mit voller Wucht einsetzte.

Die Hochwasserwelle schwemmte die gesamte Produktion an Wasserpflanzen und 80-90 % der aufgebauten Schlammfauna-Biomasse aus den Stauräumen aus. Das Nahrungsangebot war dadurch schlagartig verringert worden. Es konnte sich nicht mehr während der laufenden Vegetationsperiode erholen, so daß im Durchschnitt das Nahrungsangebot während des Herbstes sowohl im Vergleich

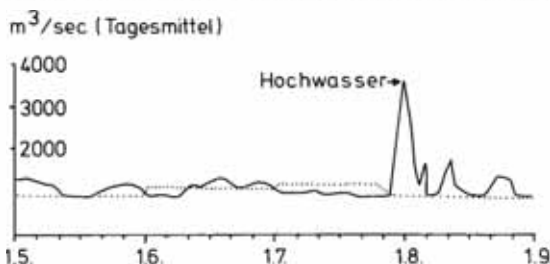


Abbildung 29

Verlauf des starken Hochwassers am 1. August 1977 (nach Angaben der INNWERK AG).

zum Vorjahr als auch im Vergleich zum langjährigen Durchschnitt extrem gering ausfiel. Die Biomasse war auf ein Zentel reduziert und die tieferen Zonen, in denen die Strömung die stärkste Wirkung entfaltete, fast frei von Organismen.

Die Reaktion der Wasservögel fiel eindrucksvoll aus. Bezogen auf das Vorjahr, das sowohl wasserführungsmäßig als auch produktionsmäßig ein »Normaljahr« war, gingen die Bestände drastisch zurück. Der Rückgang (Abbildung 30) erwies sich tiefenzonenabhängig. Während im Flachwasser mit -17 % nur eine geringfügige, und für sich alleine genommen wohl kaum abzusichernde Veränderung eintrat, sanken die Werte für Wasservögel, die in 20 bis 50 cm Wassertiefe nach Nahrung suchen, schon um mehr als 35 %. Im Mittelwasser von 0,5 bis 1,0 m Tiefe belief sich der Rückgang auf 75 % und in mehr als 1 m Wassertiefe Nahrung suchende Enten verschwanden fast völlig (Rückgang 86 %). Die Abbildung 30 zeigt diese Tiefenabhängigkeit der Reaktion der Wasservögel, die nach KOHMANN (unpubl.) direkt mit dem verbleibenden Nahrungsangebot zu erklären ist.

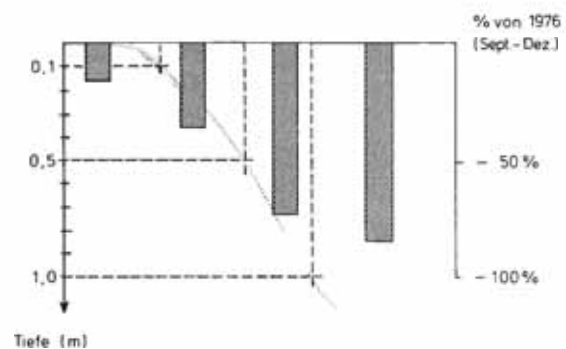


Abbildung 30

Tiefenabhängiger Rückgang der Wasservogelbestände nach dem Hochwasser 1977 am Egglinger Innstausee (aus REICHHOLF 1978 a).

Schon 1978 ergab sich aber eine weitgehende Wiedererholung der Bestände an Nahrungsorganismen, so daß die Wasservogelzahlen wieder anstiegen. Dieser Prozeß war 1979 dann offenbar abgeschlossen; die Wasservögel hatten mit nur geringfügigen Zeitverzögerungen auf die vom Hochwasser verursachten Veränderungen reagiert. Einzig der Bestand des Höckerschwans blieb mit weniger als 200 Ex. im Gesamtgebiet sehr niedrig, weil bis 1979 die Produktion an submerser Flora nicht richtig in Gang gekommen war.

Aber auch weniger drastische Änderungen in der Wasserführung drücken sich in den ökologischen Prozessen aus. Abbildung 31 stellt dies für die Reaktion der Zwergmöwe auf ihr Nahrungsangebot dar, das im Frühjahr vornehmlich aus abdriftenden Puppen und Imagines der Zuckmücken besteht.

Es ist aber nicht primär die Wasserführung selbst, die auf die Drift der Chironomiden einwirkt, sondern ihre Veränderung, wie aus der Abbildung 32 hervorgeht. Je stärker die Änderung der Wasserführung, umso geringer fällt trotz passender Jahreszeit die Abdrift (und damit das Nahrungsangebot) aus.

Mit der Wasserführung haben wir daher ohne Zweifel den wichtigsten Faktor gefunden, der die Verteilung und Häufigkeit der Nahrungsorganismen sowie ihre Nährstoffversorgung bestimmt. Über die Nahrung wirkt er auf die Wasservögel. Da dieser jedoch zu-

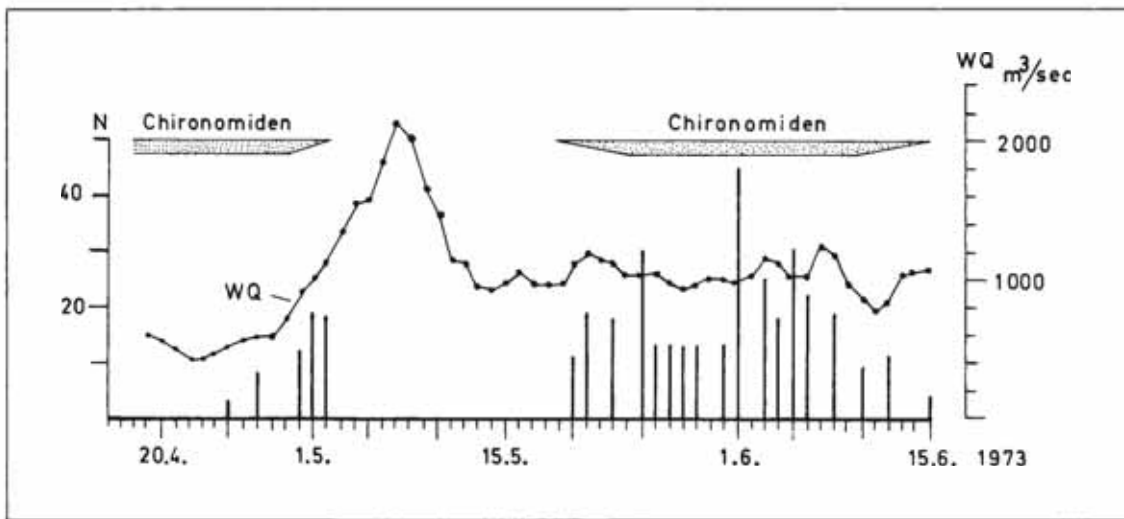


Abbildung 31

Abhängigkeit des Durchzuges der Zwergmöwe (*Larus minutus*) am Egglinger Innstausee von der Wasserführung (WQ), die ihrerseits die Abdrift der Chironomiden bestimmt. Säulen = Anzahl der anwesenden Zwergmöwen (N) (nach REICHHOLF 1974 b).

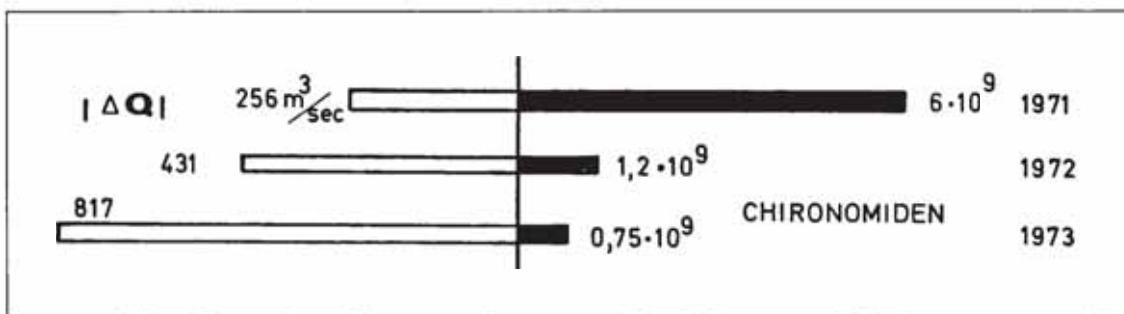


Abbildung 32

Veränderung der Wasserführung (WQ) im Frühjahr am Egglinger Stausee und die Abdrift von Chironomiden (aus REICHHOLF 1974 b).

mindest in wesentlichen Phasen des Jahres nicht der einzige bestimmende Faktor für Verteilung und Häufigkeit der Wasservögel ist, kommen wir auf die im vorausgegangenen Abschnitt getroffene Feststellung zurück, daß es noch weitere Faktoren geben muß, die an den Innstauseen zu bestimmenden Größen werden.

Diese Faktoren werden in den folgenden Abschnitten behandelt. Aus ihnen leiten sich dann die konkreten Aussagen zum Management ab, die allein aus der nahrungsökologischen Analyse nicht zu entnehmen wären.

4. Einflußgröße Jagd

Die in Abbildung 23 dargestellten Verhältnisse zu den Nutzungsquoten ließen sich durch rein nahrungsökologische Unterschiede nicht erklären. Zwei Hinweise deuteten die Rolle der Jagd als wichtigem Parameter für Verteilung und Häufigkeit der Wasservögel an: die hohe Nutzungsquote der Wasserpflanzen im jädlich total befriedeten Gebiet (NSG) der »Hagenauer Bucht« und eine ähnlich hohe Nutzungsquote der artspezifischen Tiefenzone bzw. des darin vorkommenden Nahrungsangebotes durch die Krickente am Egglinger Stausee, dessen zentrale Insel (2 km flußaufwärts des Kraftwerks Egglfing-Obernberg) während der Untersuchungen zur Nahrungsökologie der Krickente (REICHHOLF 1974 a) nicht bejagt worden war.

Diese beiden Befunde zeigten, daß zumindest grundsätzlich mit dem Einfluß der Bejagung der

Wasservögel auf ihre Häufigkeit gerechnet werden mußte. Wir gruppierten daher (REICHHOLF 1973 c) die Zählwerte der Wasservögel von 1968/69 bis 1972/73 anhand der Flächenausdehnung bejagter Zonen an den Stauseen am unteren Inn (Abbildung 33). Da sich der Jagddruck nicht direkt messen läßt, weil die örtlichen und zeitlichen Umstände eine zu hohe Variabilität in der Jagdausübung während der herbstillichen und frühwinterlichen Entenjagd bedingen (Zahl der Schüsse, Zahl der Jäger, Verteilung der Jäger etc.), wurde die in die Bejagung einbezogene Gebietsfläche als Index für den Jagddruck verwendet. Dieses Vorgehen ist insofern besser geeignet als die Erfassung anderer mit dem Jagddruck verbundener Meßgrößen, weil es unmittelbar vergleichsfähige Werte für die Frage liefert, welchen Einfluß ggf. die Einstellung der Bejagung auf bestimmten Flächen hätte.

Die Untersuchungsgebiete von der Salzbachmündung bis zum Egglinger Stausee ließen sich nach diesem Vorgehen in drei Abschnitte gliedern, die entweder auf ganzer Fläche, auf halber oder auf nur einem Drittel der Fläche bejagt worden waren. Dieser Verteilung der Bejagung wurden dann die Zählwerte der Herbstmonate (September bis Dezember) als Mittelwerte aus dem genannten Zählzeitraum gegenübergestellt (Abbildung 33) und auf 10 km²-Flächen normiert.

Diese Einteilung war möglich, weil während der Untersuchungsperiode das NSG »Hagenauer Bucht«, in dem die Jagd völlig eingestellt war, und weitere, auf freiwilliger Basis der Revierinhaber nicht bejagte

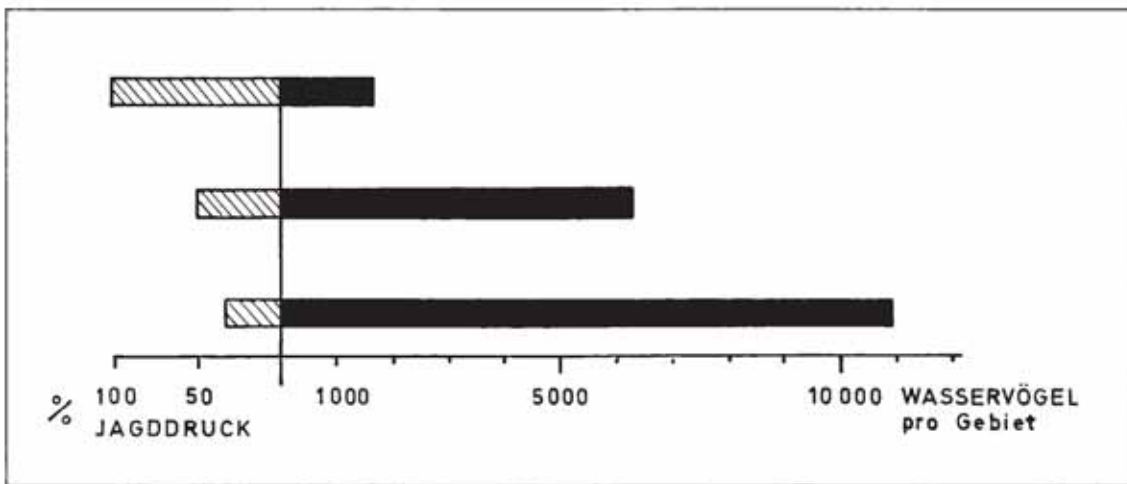


Abbildung 33

Abhängigkeit der Wasservogel-Bestandszahlen von der Bejagung im Herbst (Jagddruck-Angaben in % bejagter Fläche). Aus REICHHOLF (1973 c).

Abschnitte an den Stauseen am unteren Inn gegeben waren.

Das Ergebnis ist eindeutig: Schon die Bejagung der Hälfte der Fläche eines rund 10 km² großen Gebietes vermindert die durchschnittlichen Wasservogelmengen um nahezu die Hälfte (von rund 11000 auf 6000 Individuen). Wird aber die gesamte Fläche in der üblichen – keineswegs irgendwie ungewöhnlichen (!) – Art bejagt, dann bleibt nur ein Restbestand von knapp 2000 Individuen übrig. Es ergibt sich daraus ein gut über 80 % liegender *Vertreibungseffekt*, der mit dem Abschub allerdings nicht identisch ist. Denn die Nutzungsquote durch Abschub lag wohl mit Sicherheit nie über 5 % und erreichte in keiner Herbstsaison wesentlich mehr als 2000 abgeschossene Enten am unteren Inn. Umgerechnet auf die Gesamtzahl bedeutete dies eine durchaus vertretbare Nutzungsquote, wenn der extreme Vertreibungseffekt nicht damit verbunden gewesen wäre.

Die Ursachen für den starken Unterschied im Nutzungsgrad von Schlammfauna und Wasserpflanzen sind jetzt klar: Die Nutzung der Schlammfauna mußte in den bejagten Gebieten der Innstauseen erfolgen, wo die herbstliche Wasservogeljagd verhinderte, daß sich die Schwimmvogelansammlungen dem Angebot an Nahrung entsprechend gestalten konnten. Bezogen auf die Komponente der Schlammfaunanutzer bedeutet dies, daß mindestens 20000 Enten (wahrscheinlich aber mehr) in jedem Herbst durch die Bejagung vertrieben worden waren. Die Bestände erreichten nur etwa 40 % der möglichen Bestandsgrößen. Sie konnten daher die Kapazität des Lebensraumes nicht annähernd ausschöpfen.

Doch nicht allein auf die Mengen nahm die Bejagung Einfluß. Auch die Artenzusammensetzung war in den bejagten und nicht bejagten Zonen auffallend verschieden. Empfindliche und seltene Arten fehlten in den regelmäßig bejagten Gebieten völlig, während die störungstoleranteren »Massenarten«, wie Bläßhuhn, Höckerschwan, Stockente, Reiher- und Tafelente natürlich im Artenspektrum blieben. Insgesamt wurde es – bezogen auf das Vergleichsgebiet mit rund 1/3 bejagter Fläche (Egglfinger Stausee) – von durchschnittlich 32 Wasservogelarten auf 21 vermindert (n = 120 Zählungen). Der Vertreibungseffekt führte also auch zu einer kräftigen Verschiebung im Artenspektrum zu

ungunsten der seltenen und zu schützenden Arten!

Die Auswirkung der Jagd bekommt ihre eigentliche Bedeutung jedoch erst durch die Einordnung dieser Befunde in das Gefüge des Ökosystems der Innstauseen. Die 20000 (oder mehr) vertriebenen Individuen bedeuten, daß sie als Konsumenten der organischen Produktion ausfallen. Die geringe Nutzungsquote von 10-15 % in diesen Jahren (für die Schlammfauna) zeigt, daß die Verwertung der biologischen Produktion nicht effektiv genug erfolgen konnte. Weite Gebiete in den Flachwasserzonen blieben ungenutzt und führten bei der winterlichen Vereisung zur Bildung von Faulschlamm, der schließlich die Produktivität im Laufe der Jahre verminderte. Die Ausschaltung der Enten als Konsumenten zeigte daher ökologische Folgewirkungen, mit denen nicht gerechnet worden war. Denn die Enten stellen gegenwärtig die wichtigsten Konsumenten im Ökosystem der Stauseen.

Sie sorgen in entscheidendem Maße für das Funktionieren der Nährstoffkreisläufe, nachdem in derart nährstoffangereicherten Systemen die Fischfauna dieser biologischen Funktion nicht annähernd mehr gerecht werden kann. Denn die Fische müssen dem Wasser auch den für ihre Atmung notwendigen Sauerstoff entnehmen, den die Enten bei der Nahrungsaufnahme in den sauerstoffarmen Tiefen zonen aus der Luft mitbringen. Die Enten sind daher in mit Abwässern angereicherten Gewässer-Ökosystemen von Vorteil, weil sie die Probleme mit der Atmung nicht bekommen. In der Tat sind die Hauptstauräume auch so fischarm, daß es sich kaum lohnt – trotz eifriger Einsetzungsaktionen seitens der Angelsportvereine – dort mit Stellnetzen oder dergleichen die Fischbestände zu nutzen. Das weitgehende Fehlen fischfressender Wasservogelarten in diesen Zonen starker Entenkonzentrationen zeigt diesen Umstand ebenfalls klar an.

Für den Energiefluß durch die Nahrungsketten bilden daher die Enten als Ersatz für die Fische das entscheidende Glied der Erstkonsumenten. Ihre Beeinflussung muß sich zwangsläufig auf das gesamte Funktionsgefüge auswirken.

Es war daher nicht verwunderlich, daß die Hauptsammelplätze der schlammfaunafressenden Schwimmvögel die geringsten Werte für organisches Material in den obersten 5 cm des Bodenschlammes aufwiesen. Die Werte sanken gebietsweise sogar unter

5 g/m², was keine nennenswerte Belastung für den Boden eines großen Fließgewässers mehr bedeutet. Man vergleiche dazu die Biomassebestimmungen von bis über 1,25 kg (!) pro m² im Anschluß an die sommerliche Höchstproduktion!

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß die Bejagung ganz entscheidend in das ökologische Funktionsgefüge eingegriffen hatte, bis sie 1975 für das NSG Vogelfreistätte Unterer Inn auch bayerischerseits eingestellt wurde. Diese Einstellung der Bejagung sollte nun für die folgenden 5 Jahre die Gelegenheit zur Überprüfung der Befunde ergeben. Doch dies war nur in eingeschränktem Maße möglich, weil auf der österreichischen Seite der entsprechende Schritt unterblieben war! Die Befunde weichen daher nur im Detail von den eben geschilderten ab (regionale Verteilung der Schwimmvögel), weil sich prinzipiell zu wenig geändert hatte.

Die Einstellung der Bejagung im NSG Unterer Inn betraf den Abschnitt vom Kraftwerk Egglfing bis zum oberen Ende des NSG flußabwärts von Simbach. Darin befinden sich bayerischerseits die großen Rastplätze der Wasservögel am Egglfinger und am Eringer Stausee sowie die ausgedehnten Seitenbuchten bei Eglsee und die Inselgebiete der »Mühlau«. Letztere kommen als Rastplätze für größere Wasservogelmengen nicht in Betracht, weil die Wasserarme zwischen den Inseln zu schmal sind. Die Eglseer Bucht wird eifrig befischt, so daß insbesondere während der Herbstmonate tagsüber in rund 60 % aller Kontrollen Angler auf der Bucht (mit Booten) angetroffen wurden. Dies verhindert ebenfalls größere Ansammlungen von Wasservögeln. Am Egglfinger Stausee schließlich machte sich eine »Technik« der österreichischen Jäger außerordentlich störend bemerkbar. Die Jäger schossen vom Ufer aus flach über das Wasser in Richtung bayerisches Ufer (regelmäßig ließen sich hier Schroteinschläge in Ufernähe feststellen!). Das vom bayerischen Damm zurückgeworfene Echo dieses Schusses veranlaßte die entlang des bayerischen Ufers im jagdlich befriedeten Teil schwimmenden Enten zum Auf-fliegen. Beim Kreisen über dem Stausee kamen sie sodann in Schußweite für die österreichischen Jäger und konnten abgeschossen werden. Wiederum machte der Abschub mengenmäßig nicht viel aus, aber der damit verbundene Vertreibungseffekt war gewaltig. In 8 direkt beobachteten Fällen verließen insgesamt 27 400 Enten den Egglfinger Stausee, was einer Besatzverminderung von 55 % entspricht. Diese Form der Bejagung machte die bayerischen Einschränkungen zeitweise fast unwirksam. Immerhin garantierten die bayerischen Gebiete mit Jagdruhe, daß der Wert der Entendichte am Egglfinger Stausee nicht unter 40 % Besatz – bezogen auf die nahrungsökologische Kapazität – absank.

Deutlich kam die positive Wirkung der Einstellung der Bejagung auf die Verteilung der Enten zum Ausdruck. Während der herbstlichen Jagdperiode stellten die regelmäßig bejagten, österreichischen Inselzonen im Egglfinger Stausee durchschnittlich (Mittelwert aus 5 x 4 = 20 Standardzählungen von September bis Dezember jeweils zur Monatsmitte) nur 0-3 % der Wasservögel (in 4 Zählungen waren überhaupt keine Wasservögel in diesem Gebietsteil anzutreffen!), während die ökologisch entsprechende Seite der bayerischen Inseln 28-37 %, also mehr als das 10-fache ergab. Der große Rest konzentrierte sich um die überwiegend störungsfreie, 400 bis 500 m

von den Ufern entfernte Hauptinsel bei Flußkilometer 37. Mit Beendigung der Bejagung kehrten im Frühjahr verstärkt wieder Enten zu den österreichischen Inselrändern zurück, doch konnte ihre Effektivität selbst durch Überkompensieren nicht ausgeglichen werden, weil während des Frühjahrszuges – wie bereits ausgeführt – Balz und Paarbildung eine größere Rolle als die Nahrungsaufnahme spielen.

Die Zählwerte belegen also hinreichend, daß (1) die Einstellung der Bejagung auf der bayerischen Gebietsseite eine massive Beeinträchtigung durch die Bejagung auf der österreichischen Seite bekam, daß aber (2) die Verteilungsmuster der Enten durch das Schaffen von Ruhezonen günstig beeinflusst wurden. Die jagdfreien Zonen konnten durchaus, wenngleich nicht in uneingeschränktem Maße, die Funktion als sicheres Rückzugsgebiet erfüllen.

Andere Aspekte zeigen sich am Stausee Eringer-Frauenstein, wo es weniger um große Ansammlungen von Schwimmvögeln als um qualitativ hochwertige Durchzugs-, Rast- und Überwinterungsgebiete ging. Dort bildete sich schon in den ersten Jahren nach Einstellung der Bejagung eine Überwinterungstradition von *Kormoranen* aus. Seit 1975 überwintern im Inselgebiet dieses Stausees Gruppen von *Kormoranen*. Der Bestand stieg von 12-15 in den ersten Jahren auf mittlerweile 50-60 Individuen an. Dieses Gebiet zählt daher zu den wenigen in ganz Zentraleuropa, in denen *Kormorane* überwintern. Der Versuch einer dauerhaften Ansiedlung, d. h. des Brütens, ist bisher jedoch gescheitert (vgl. bei der Auswirkung der Angler!).

Eine weitere Überwinterungstradition und eine Konzentration während des Herbstes entstand im Inselgebiet des Eringer Stausees für *Graureiher*. Ähnlich wie die *Kormorane* sind sie auf störungsarme Ruheplätze angewiesen. Abbildung 34 zeigt die Bestandsentwicklung am unteren Inn. Die *Graureiherzahlen* stiegen demnach nur leicht an, als die Bejagung allgemein in Bayern eingestellt worden war. Aber sie konzentrieren sich jetzt im bayerischen NSG-Teil sowie im österreichischen NSG »Hagenauer Bucht«, wo zusammen gleichzeitig bis maximal 56 Ex. (am 22.8.1977) registriert wurden. Der Zweck des Vogelschutzgebietes, störungsarme Zonen für empfindliche Vogelarten anzubieten und gleichzeitig diese, wenn es sich um »problematische Arten« handelt, von den Orten möglicher Schadensverursachung (Fischteiche) abzuhalten, wurde damit ganz offensichtlich erreicht.

Eine massive »Vermehrung« der *Reiher* trat jedoch nicht ein, wie die in der Abbildung 34 zusammengefaßten Zählergebnisse zeigen. Die starke Konzentration an einigen wenigen Stellen während der

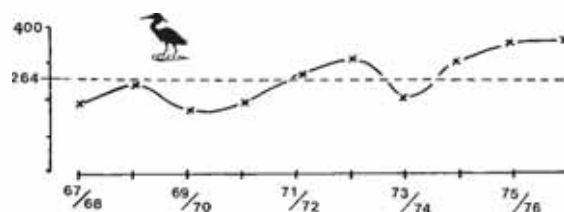


Abbildung 34

Entwicklung des Bestandes anwesender *Reiher* am unteren Inn (rund 50-60 % davon entfallen auf das Naturschutzgebiet Unterer Inn). Die Werte stellen die Quersummen für die Zug- und Überwinterungsphase (August bis April) dar. Die durchschnittliche Anzahl gleichzeitig anwesender *Graureiher* beträgt demnach 29 Exemplare.

Tagesruhe ruft bei Unkundigen den Eindruck der Zunahme hervor, obwohl sie nicht gegeben ist! Denn vorher waren die Reiher nur stärker im Gesamtgebiet verteilt (»versprengt«), so daß die Ermittlung genauer Zahlen koordiniertes und gleichzeitiges Erfassen notwendig machte.

Der Reiherbestand verteilt sich ungleichmäßig übers Jahr. Klammert man den Brutbestand von derzeit 17 Paaren, die am Rande des NSG flußabwärts des Kraftwerks Ering nisten, aus den Werten aus, so ergibt sich die in Abbildung 35 dargestellte Kurve. Sie macht deutlich, welcher hohen Anteil der Zuzug an den Graureiherzahlen ausmacht. Die Verminderung des Jagddruckes hält daher insbesondere im Herbst die fremden, nicht »ortskundigen« Reiher von den Fischteichanlagen fern, wenn sie im NSG genügend Ruhe finden.



Abbildung 35

Jahresgang der Anwesenheit nicht-brütender Graureiher an den Stauseen am unteren Inn (Mittelwerte aus 10 Jahren).

Aus Jagdkreisen wird häufig geltend gemacht, daß sich mit der Einstellung der Bejagung in den betreffenden Gebieten das »Raubzeug« ungezügelt ausbreiten und die angrenzenden Reviere bedrohen würde. Dieser Aspekt wurde daher im NSG Unterer Inn ebenso beachtet wie die Auswirkung der Einstellung der Jagd auf Wasserwild. Es wurden daher die Brutvorkommen von Rabenkrähe (*Corvus corone*) und Elster (*Pica pica*), die seitens der Jagd in der Regel zum »Raubzeug« gerechnet werden, im Naturschutzgebiet untersucht. ERLINGER (1974) wies für das angrenzende oberösterreichische NSG »Hagenauer Bucht« nach, daß sich der Brutbestand von Rabenkrähen und Elstern nach der Einstellung der Jagd im Jahre 1965 nicht vermehrte. Die Elster nahm sogar von 3 Brutpaaren auf eines ab, während die 6 Rabenkrähenreviere weitgehend unverändert erhalten blieben.

Das gleiche Ergebnis zeigte sich für die fünfjährige Jagdeinstellung im bayerischen NSG Unterer Inn.

Der 1971 registrierte Brutbestand von 9 Brutpaaren der Rabenkrähe und 7 der Elster nahm folgenden Verlauf:

Das Ergebnis ist eindeutig: keine Zunahme des Brutbestandes nach Beendigung der Bejagung!

Anders liegen jedoch die Verhältnisse bei den Nichtbrütern unter den Rabenkrähen, die nicht nur einen wesentlichen Anteil am Gesamtbestand ausmachen können, sondern für die aktuelle »Bedrohung des Niederwildes« unter Umständen die bedeutendere Komponente darstellen. Ihre Bestandsentwicklung gestaltete sich folgendermaßen:

Der Nichtbrüter-Anteil ging folglich stark zurück, als die Bejagung eingestellt wurde. Das bedeutet, daß sich der Druck der Krähen auf die Gelege der Bodenbrüter (Enten und Fasane) nach der Jagdeinstellung verringerte (!). Dieser überraschende Befund ergibt sich aus dem Sozialverhalten der Rabenkrähe. Die revierbesitzenden Paare vertreiben alle anderen Krähen aus ihrem Revier. Werden ihre Horste ausgeschossen – die vielfach übliche Praxis zur Raubzeugbekämpfung – dann bricht diese Revierverteidigung zusammen und die umherstreifenden Nichtbrüter können in solche kaputten Reviere hineinkommen. Da die revierlosen Krähen häufig in Schwärmen auftreten, steigt in einem durch viele Wasservogel-Nester attraktiven Gebiet durch die Bekämpfung die Zahl der Krähen (Gifteier, die die revierbesitzenden Krähen treffen, würden den gleichen Effekt hervorbringen!)! Das Ziel der »Raubzeugverminderung« oder »-kontrolle« wird damit nicht erreicht, wohl aber eine Gefährdung von Turmfalken und Waldohreulen verursacht, die gerne in alten Krähenestern brüten. Die Zahl der in einem Gebiet vorhandenen Horste sagt nicht viel aus über die tatsächliche Revierzahl, denn die Krähen benutzen oft im Laufe der Jahre Wechselhorste, wie Abbildung 36 (aus ERLINGER 1974) zeigt. Die einzelnen Rabenkrähenpaare hatten bis zu 6 Horste im Verlauf der Beobachtungsperiode (1965 bis 1973) benutzt!

Aus diesen Befunden ergibt sich die Feststellung, daß die Einstellung der Bejagung in einem NSG grundsätzlich keine Übervermehrung bestimmter, von der Jagd »kurz gehaltener« Arten mit sich bringt. Für das NSG Unterer Inn brachte die Einstellung der Bejagung keinerlei Probleme, sondern aus ökologischer Sicht nur Vorteile. Doch eine Angleichung der Verhältnisse österreichischerseits an die bayerischen Bestimmungen würde diesen Effekt noch ganz gewaltig verstärken.

Denn eine Einschränkung der Bejagung auf einzelne

Tabelle 4

Veränderung des Brutbestandes von Rabenkrähe und Elster im NSG Unterer Inn nach Einstellung der Bejagung

Jahr	1975	1976	1977	1978	1979	1971 z. Vergl.
Rabenkrähe	10	7	8	8	7	9
Elster	8	9	8	7	9	7

Tabelle 5

Bestandsentwicklung nicht-brütender (revierloser) Rabenkrähen in NSG Unterer Inn. Mittelwerte für die drei Untersuchungsjahre 1971 – 1973 und die fünf nicht bejagten 1975 – 1979. Angaben in Krähen pro Kontrolle (n = 85) in den Monaten April bis Juni (Brutzeit).

Periode	1971 – 1973	1975 – 1979	Streubreite
NSG-Teil ERING	13	3,2	0 – 52
NSG-Teil EGGLFING	6	–	0 – 9

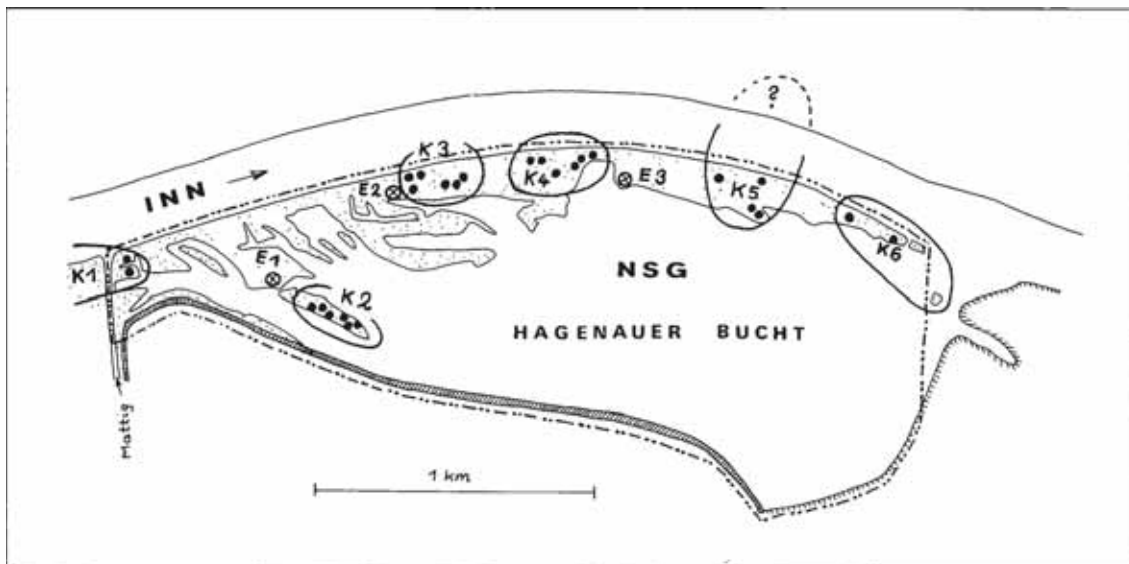


Abbildung 36

Verteilung und Dauerhaftigkeit der Reviere von Rabenkrähen (K) und Elster (E) in NSG »Hagenauer Bucht« nach der Einstellung der Bejagung (aus ERLINGER 1974).

Arten (Stockente), wie sie in der NSG Verordnung für das vergrößerte NSG Unterer Inn auf der oberösterreichischen Seite gegeben ist, bringt keine entscheidenden Veränderungen, da der Vertreibungseffekt unabhängig von den abgeschossenen Individuen wirksam wird. Die Untersuchungen zeigten, daß sich bei normaler Bejagung nicht einmal das Arteninventar erhalten läßt, das sich in den nicht bejagten Zonen einstellt. Die österreichische Regelung muß daher als völlig unbefriedigend zurückgewiesen werden, während die ursprüngliche Fassung für die »Hagenauer Bucht« jagdlichen Modellfallcharakter angenommen hatte.

Die durch die Jagd vertriebenen Enten ziehen im Herbst schneller in den »Süden«, wo sie – in Italien oder Jugoslawien – unter einen viel stärkeren Jagddruck geraten als bei uns. Dort erlischt ihre Zugbereitschaft, so daß sie auch bei intensiver Bejagung die Winterquartiere nicht mehr so leicht verlassen, wie in Mitteleuropa. Bei den selteneren Arten ist daher eine Bedrohung nicht auszuschließen. Es könnte durchaus auch sein, daß ihr tatsächlicher Seltenheitsgrad durch die Verluste im Winterquartier mitbedingt wird, weil offenbar gerade jene Arten, die nicht in größerem Umfang nach Süden ziehen, in Mitteleuropa stabile oder sogar leicht ansteigende Bestände aufweisen (Stock-, Reiher- und Tafelenten). Die jagdlichen Eingriffe lassen sich daher in eine örtliche ökologische und eine überregionale populationsdynamische Komponente zerlegen. Nur für die Stockente (und die weniger bejagten Reiher- und Tafelenten) kann die populationsdynamische Komponente als unbedenklich eingestuft werden; nicht aber die ökologische, denn der Fehlbetrag zieht, wie gezeigt wurde, Konsequenzen im Umsatz an Nährstoffen im Ökosystem nach sich.

5. Erholungsbetrieb

5.1 Angelsport

Im vorausgegangenen Abschnitt konnte geklärt werden, daß die herbstliche Wasservogeljagd ein dem Nahrungsangebot ebenbürtiger Faktor in der Bestimmung von Verteilung und Häufigkeit der Schwimmvögel ist. Die gleiche Frage stellt sich für die Brutzeit, wo erfahrungsgemäß Störungen bei empfindlichen Wasservogelarten einen ganz wesentlichen Einfluß auf die Bestandsentwicklung nehmen können. Daß naturbedingte Einflüsse, wie die Hochwässer, sie nicht grundlegend beeinflussen, zeigte die Analyse des Aufbaues der Brutbestände in der »Reichsberger Au« auf der österreichischen Seite des Stausees Neuhaus-Schärding (Abbildung 13). Da in die Bilanz von Abbildung 21 auch die Lachmöwe mit enthalten ist, die während der Brutzeit die Hauptmasse der Individuen an Wasservögeln an den Innstauseen stellt, aber den größten Teil ihrer Nahrung zur Aufzucht der Jungen von außerhalb der Stauseen einträgt und deswegen abziehen ist, steht dem geringen Nahrungsangebot zur Brutzeit also auch ein geringer Brutbestand gegenüber. Doch die Größenordnung von 0,1 bis 0,3 kg/m² Nahrungsbiomasse zur Brutzeit müßte von der Nahrungsbasis her gewiß ein Vielfaches des tatsächlichen Brutbestandes ernähren können. Neben Hochwasser und Nahrungsangebot mußten also auch beim Brutbestand weitere Kontrollfaktoren wirksam werden, die den Ist-Wert bestimmen.

Voruntersuchungen an kleinen Altwässern außerhalb der Stauseen (REICHHOLF 1970 b) hatten ergeben, daß mit zunehmender Frequenz der Anwesenheit von Anglern die Brutbestände der Enten rasch abnahmen und bis auf unbedeutende

Tabelle 6

Entwicklung des Entenbrutbestandes auf zwei regelmäßig beangelten Kleingewässern (je etwa 1 ha Größe) im Auwald zwischen Aigen und Eggfling (Gde. Bad Füssing).

Ausgangsbestand	1961	1964	1969	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979
Zahl der ♀ mit Jungen	26	10	4	7	5	5	4	3	3	1	1	1

Reste verschwanden. Dieser Befund bestätigte sich im folgenden Jahrzehnt. Der von 1961 bis 1969 beobachtete Bestandsrückgang hielt bei den Enten auf diesen Altwässern im Auwald zwischen Eggling und Aigen auch nach 1970 an. Bis 1979 kam es zu keiner Wiedererholung. Tabelle 6 gibt Aufschluß über diese Entwicklung.

Zu Beginn dieser Untersuchung wurden die beiden Altwässer zur Brutzeit praktisch nicht beangelt. Angler waren nur in 5 % der Kontrollen anwesend, während ihre Frequenz 1964 schon auf 55 % und 1969 auf über 90 % anstieg. Diese fast permanente Anwesenheit von Anglern hielt in den 70er Jahren an und dürfte ohne Zweifel die Hauptursache für den

Bestandsrückgang der Enten sein. Fortschreitende Verlandung kann einen wichtigen Beitrag hierzu leisten, aber sie kommt bei den beiden hier näher untersuchten Altwässern als Ursache nicht in Frage. Auch Verockerungen, die an anderen Altwässern einen starken negativen Einfluß auf die Entenbrutbestände hervorgerufen, traten an diesen beiden Altwässern nicht auf. Veränderungen im Biotop scheiden daher mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit aus und lassen einzig die Störungen durch die lange andauernde Anwesenheit von Anglern als Hauptursache für den Bestandsrückgang erkennen. Diese Feststellung führt ERLINGER & REICHHOLF (1972) zur näheren Prüfung des Einflusses der Angler auf die Verteilung der Wasservogelnester im NSG »Hagenauer Bucht«. Wie sich zeigte, vermindert die Anwesenheit der Angler in weiten Bereichen der Bucht die Nesterhäufigkeit drastisch, so daß nur 20-30 % der potentiellen Brutplatzkapazität dieses Schutzgebietes von den Wasservögeln genutzt werden können. Denn das Angeln ist darin uneingeschränkt erlaubt.

Abbildung 37 zeigt die tatsächliche und die erwartete Verteilung der Wasservogelnester in der Hagenauer Bucht in Abhängigkeit von der Uferausbildung, die im stark beangelteten Teil besonders hoch ist. Die Einwirkung der Angler auf das Verteilungsmuster der Wasservogelgelege läßt sich daraus entnehmen. Abbildung 38 enthält das Verteilungsmuster der Nester.

Diese vorliegenden Untersuchungsergebnisse wurden von 1974 bis 1979 systematisch weiter verfolgt, um auch für den bayerischen Gebietsteil des unteren Inn Aussagen treffen zu können, die unmittelbar aus der Situation des Gebietes gewonnen wurden. Hierzu wurden im NSG die Nesterdichte und die Häufigkeit junggeführter Entenweibchen pro Kilometer Uferlänge in Abhängigkeit von der Anwesenheit der Angler untersucht. Für die Nesterdichte ergaben sich nach Auswertung von 244 Daten über Neststandorte nicht koloniebrütender Wasservogelarten folgende Befunde (Abbildung 39): Die Zahl der Nester nimmt schon bei geringen Zahlen anwesender Angler drastisch ab, während sie in nicht beangelteten Uferzonen mit durchschnittlich 28 Nester pro

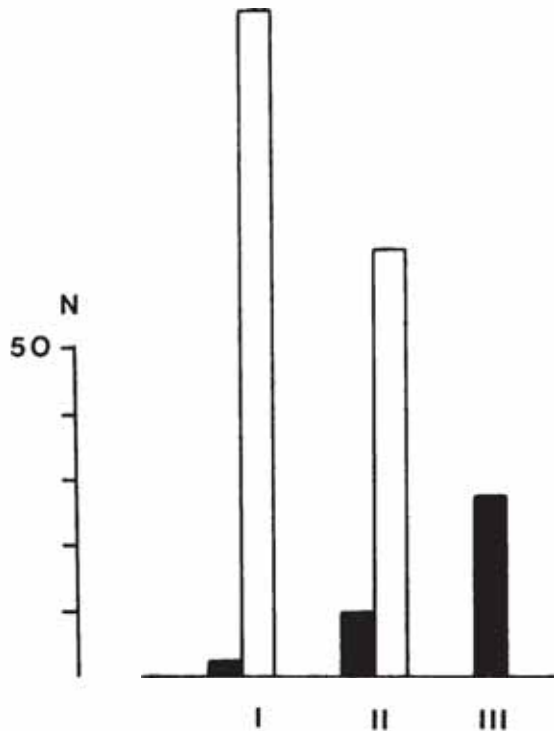


Abbildung 37

Tatsächliche Zahl der Wasservogelnester (schwarze Säulen) und erwartete (leere Säulen) aufgrund der vorhandenen Brutplatzkapazität in der Hagenauer Bucht (aus ERLINGER & REICHHOLF 1974).

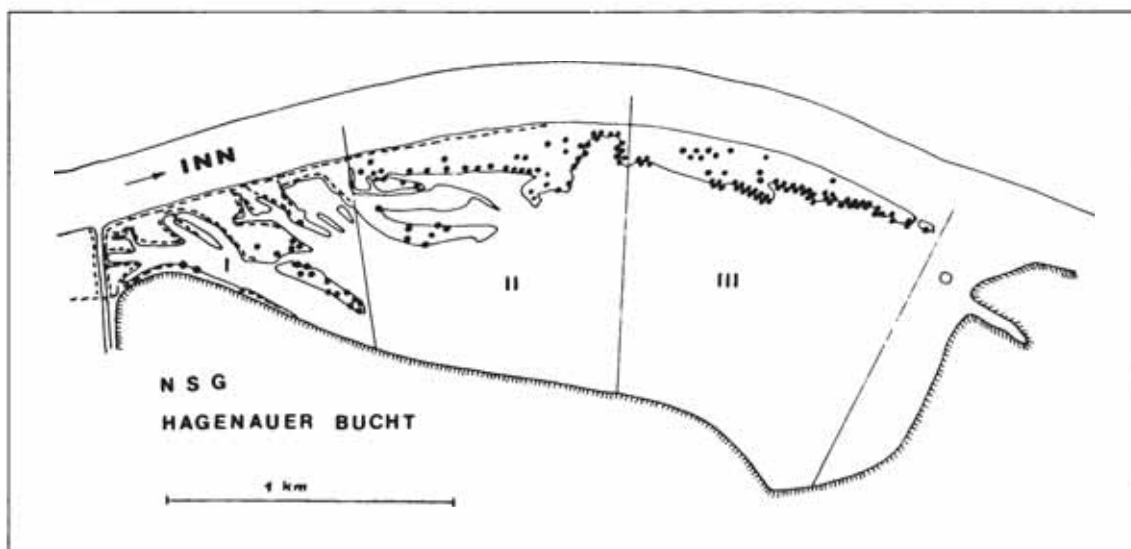


Abbildung 38

Verteilung der Wasservogel-Gelege im Naturschutzgebiet »Hagenauer Bucht« bei Braunau/Inn in den günstigen Brutjahren 1971 und 1972. Die Zonen I-III zeigen Abschnitte unterschiedlicher Intensität der Anwesenheit von Anglern (I = stärkste Beeinflussung, III = praktisch keine Angler anwesend). Nach ERLINGER & REICHHOLF 1974.

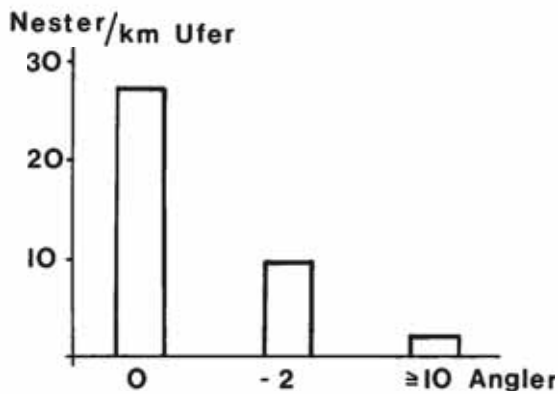


Abbildung 39

Durchschnittliche Anzahl von Wasservogelnestern pro Kilometer Uferlänge und durchschnittliche Anzahl der an den Teststrecken registrierten Angler (n = 244 Daten aus 5 Jahren).

Kilometer die für gute Wasservogelbrutgebiete typischen Werte erreicht.

Für die Verteilung junggeführter Entenweibchen ergibt sich ein noch extremeres Bild. An den intensiv beangelteten Zonen mit mehr als 10 Anglern wurden überhaupt keine Schoofe registriert (n = 124 Kontrollen zu den Brutzeiten 1975 bis 1979). Die ungestörten Zonen ergaben eine Dichte von 32,6 Entenweibchen mit Jungen pro Kilometer Ufer. Daß dieser Wert höher liegt als jener für die Nester rührt sicher daher, daß die Entenweibchen ihre Jungen gezielt an die ungestörten Plätze zu führen versuchen. Dies können sie, weil die Jungen als Nestflüchter schon nach wenigen Tagen zu größeren Ortsveränderungen fähig sind. Die Nestverluste, die größenordnungsmäßig etwa 20 bis 25 % betragen, werden durch dieses Wandern der Entenweibchen überkompensiert. Die gestörten Zonen leeren sich dagegen noch stärker, als dies die Zahl der Nester andeutet. An Wasservögeln ganz allgemein bleiben in der Regel nur noch Bläbühner und Höckerschwäne übrig, die trotz dauernder Anwesenheit von Anglern ihre Jungen führen. Diesen Wasservogelarten wird dann die Vertreibung der empfindlicheren Arten angelastet!

Aus diesen Befunden läßt sich ableiten, daß der Brutbestand der Innstauseen nur etwa 20 bis 30 % der tatsächlich vorhandenen Kapazität erreicht. Die Werte liegen also erheblich unter denen, die nach Nahrungsangebot und Brutplatzverfügbarkeit zu erwarten wären! Dem Angelsport muß damit ein quantitativ sehr bedeutender Einfluß auf die Wasservogel-Brutbestände angelastet werden!

Aber auch »qualitative« Einflüsse sind vorhanden. Sie reichen vom aktiven Zerstören von Nestern bestimmter Wasservogelarten (Haubentaucher z. B.) bis zur Verhinderung von Neuansiedlungen. So ließ sich zweifelsfrei beobachten, daß 1971 Brutversuche des Nachtreihers in der Hagenauer Bucht wegen permanenter Anwesenheit von Anglern unter den Brutbäumen ebenso mißlingen, wie 1974/1975 Brutversuche einiger Paare von Kormoranen! Die Kormorane versuchten auf weit vom Ufer abliegenden Inseln in der Bucht bei Eglsee Nester auf den Weiden am Inselrand zu errichten. Während der Osterzeit saßen praktisch ununterbrochen Angler mit ihren Booten nur 20 m vom Ufer dieser Inseln entfernt tagsüber auf der Bucht. Die Folge war, daß die Kormorane den Nestbau aufgaben und es zu keiner Brutansiedlung kam. Es wäre dies die erste Brut von freilebenden Kormoranen in Bayern in

diesem Jahrhundert gewesen.

Weitere negative Einflüsse gehen vom Angelsport auf die Ufervegetation aus. Die Angler versuchen häufig gut begehbare Pfade unmittelbar am Ufer entlang anzulegen oder sie bauen Stege auf die Wasserfläche durch den Schilfgürtel hinaus. Auf kleinen Buchten oder auf den Altwässern außerhalb der Stauseen genügt dann ein einziger Angler, um Brutplatzsuchende Enten zu vertreiben oder die brütenden von ihren Gelegen zu verjagen. Die Folge ist, daß Krähen und Elstern oder Wanderratten an die Gelege kommen können und diese zerstören. Der ruhig im Schilf sitzende Angler merkt davon nichts! Laute Störungen, die schnell durchziehen, sind da vielfach harmloser als lange anhaltende, auch wenn sich die Angler in aller Regel ruhig und naturfreundlich verhalten.

Ebenso beeinträchtigt das Befahren der Seitenbuchten im Herbst die rastenden Wasservogelbestände. Die Enten fliehen vor den Booten, auch wenn sie zunächst nicht bejagt werden (da sie dies ja nicht wissen können!). Die Zählwerte, die montags gewonnen werden, liegen im Spätsommer und Herbst aus diesem Grunde durchwegs um 20 bis 55 % niedriger als am Freitag, wenn die hauptsächlich am Wochenende auftretende Störungsphase noch nicht wirksam geworden ist. Umgekehrt steigen am störungsfreien Hauptteil des Eggfingertausees die Zählwerte am Sonntag an. Dieser Anstieg kompensiert, wie die nahrungsökologischen Untersuchungen ergaben, den Vertreibungseffekt allerdings nicht. Vielmehr stellt er nur kurzfristige Verlagerungen dar.

5.2 Allgemeiner Erholungsbetrieb

Der allgemeine Erholungsbetrieb wird hier im Rahmen der Störfaktoren vom Angelsport abgegrenzt, weil im Gegensatz zu den Anglern (die sich aber zweifellos aufgrund der Ausübung ihres Sportangels auch erholen) für den allgemeinen Erholungsbetrieb keine unmittelbar gebietsbezogenen Rechte (wie das Fischereirecht) vorliegen. In der Praxis sind Störungen durch Angler aber nicht selten identisch mit »Erholungsbetrieb«, weil die Angler auch mit ihren Familienangehörigen auf die Wasserflächen im NSG hinausrudern oder Fremde durch die Boote der Angler zum Befahren der Wasserflächen animiert werden. Es soll hier deshalb vorwiegend jener Teil des Erholungsbetriebs herausgegriffen werden, der ferienbedingt im Hochsommer abläuft. Es sind dies Badegäste, Bootsfahrer etc.

Ihr Haupteffekt lag im Rahmen der gesamten Untersuchungszeit darin, daß zwei wichtige Mauserplätze von Enten aufgegeben wurden. Am Eggfingertausee existierte ein großer Mauserplatz, der von 6000 bis 8000 Enten alljährlich aufgesucht wurde, bis 1968. Die zunehmende Frequentierung des Stausees durch Paddler und andere Boote ließ die Mausertradition ebenso zusammenbrechen, wie am etwas kleineren Mauserplatz am Eringer Stausee. Übrig blieben die mausernden Höckerschwäne und Stockenten, also zwei Arten, die durchaus nicht besonders förderungswürdig einzustufen sind und keine hochgradig geschützten Mauserplätze benötigen. Trotz der Unterschutzstellung des Gesamtgebietes im Jahre 1972 kam keine Mausertradition mehr zustande, weil die Frequenz der Störungen zu hoch blieb. Die mausernden Enten sind besonders empfindlich, weil sie ihre Schwingen gleichzeitig verlieren und daher einige Wochen flugunfähig sind.

Das einzige Mauserquartier in Mitteleuropa von überregionaler Bedeutung befindet sich am Ismaninger Speichersee bei München. Dieses Sperrgebiet ist keinerlei Erholungsnutzung zugänglich. Es dürfte wahrscheinlich den größten Teil der mitteleuropäischen Binnenlandenten zur Mauserzeit beherbergen (zumindest bei Tauchenten und selteneren Schwimmenten). Da es sehr anfällig für Botulismus-Epidemien ist (bis über 20000 tote Enten bei einer Botulismuskatastrophe in den 70er Jahren!), wäre es dringend notwendig, daß Entlastungsgebiete geschaffen würden, die in der für Enten so kritischen Mauserzeit hinreichende Ruhe garantieren. Die Innstauseen können dies im derzeitigen Zustand der Naturschutzgebiets-Zonen nicht bieten. Dabei würde die ständige Durchströmung die Gefährlichkeit von Botulismus-Epidemien auch bei hohen Konzentrationen von Mauserenten erheblich vermindern und höchstens auf lokale Ereignisse beschränken. Einen speziellen Punkt im »Erholungsdruck« bilden an der NSG-Grenze unterhalb von Simbach die Reiter. Manche machen an der NSG-Grenze nicht halt, sondern reiten regelmäßig ins Schutzgebiet. Dadurch wurde nicht nur in all den Jahren seit dem Bestehen des Schutzgebietes ein leicht gangbarer Weg für Jedermann offen gehalten, sondern die Pferde traten auch mehrmals Uferröhren von Bibern ein, da der Reitweg bis mitten in ein Biberrevier führte. Das Revier wurde daraufhin verlagert und eine bezogene Burg wurde von den Bibern verlassen. Verluste an Gelegen oder andere nachteilige Auswirkungen im NSG verursachen auch immer wieder Spaziergänger und Besucher, die sich nicht an das Betretungsverbot halten. Ihr Effekt läßt sich mit den zur Verfügung stehenden Methoden praktisch nicht quantifizieren, da ihr Auftreten zu wenig vorhersagbar und ihre Aktionen zu wenig eingrenzbar sind. In der Gesamtbilanz treten all diese Einflüsse aber ganz sicher hinter jenen zurück, die von Anglern und Bootsfahrern (Wassersportlern) ausgehen. Sie sind daher primär ein Überwachungsproblem!

6. Indirekte Einflüsse

6.1 Bautechnische Maßnahmen

Die starke Verlandung zwang die beiden Kraftwerksgesellschaften INNWERK AG, Töging, und ÖBK, Simbach, dazu, in den Verlandungszonen und zum Teil bis weit in die Hauptstauräume hinein Leitdämme zu errichten. Sie sind auf der Abbildung 3 als den Hauptfluß begrenzende Linien gut erkennbar. Bei Niedrig- und Mittelwasser halten sie die Strömung (und damit das kalte Innwasser) im Hauptstromstrich. Es kann nicht in die Seitenbuchten eindringen. Da während der Niederwasserphase die relative Abwasserbelastung am größten ist, verhindert dieses Leitdammsystem, daß bei geringen Austauschraten hochgradig belastetes Wasser einfließen kann. Die dadurch gebildeten Buchten und Lagunen entfalten im Sommer ein reiches Leben. In eigentlichen Hochwasserphasen tritt der Fluß über die Leitdämme und überflutet die dahinter liegenden Buchten und Inseln. Auf diese Weise wird innerhalb der Stauräume die natürliche Hochwasserdynamik überraschend gut simuliert. So lange der Inn (und die Salzach an der Salzachmündung) die relativ hohe Abwasserbelastung zu verkraften hat, ist das Abhalten des belasteten Wassers von den Seiten-

buchten aus ökologischer Sicht höchst vorteilhaft. Inseln in den Hauptstauräumen sollten jedoch durch bautechnische Maßnahmen nicht an die Ufer angebunden und dadurch zu Halbinseln gemacht werden (z. B. die große Insel im Eggfingert Stausee)! Das würde ihre Funktion als störungsfreie Ruheplätze für Wasservogel aufs schwerste gefährden.

6.2 Abwasserbelastung

Auf die Reinigungswirkung der Innstauseen wurde bereits hingewiesen. An dieser Stelle mag daher genügen, die Unkenntnisse über die *Giftstoffbelastung* herauszustellen, die mglw. an der Salzachmündung trotz guten Angebotes an Nahrung zu keinen vergleichsweise dichten Wasservogelkonzentrationen wie nach der Passage des Inns durch zwei Stauseebecke führt. Ob und in welchem Umfang die Wasservögel Gifte mit der Nahrung aufnehmen, ist für die Innstauseen praktisch völlig unbekannt!

Die nicht-toxische, organische Abwasserbelastung dagegen muß als wesentliche Grundlage für die hohen Wasservogelkonzentrationen angesehen werden. Denn sie bringt das Rohmaterial für die Detritus-Nahrungsketten, die unabhängig von den autotrophen Produktionsverhältnissen funktionieren. Ausmaß und Verteilung der Wasservogelkonzentrationen geben daher einen direkten Hinweis auf die Abwasserbelastung (UTSCHICK 1976). Mit dem Rückgang der Abwasserbelastung durch verstärkten Einsatz von Kläranlagen (z. B. sind die Kläranlagen von Simbach und Braunau seit einigen Jahren in Betrieb!), ist auch ein Rückgang der Wasservogelmengen zu erwarten. Wie stark dieser Rückgang ausfallen wird, hängt von der Stärke der Abwasserverminderung ab; doch wie die ökologische Analyse zeigen konnte, nicht davon alleine!

Die Reaktion der Wasservögel wird darin bestehen, daß Massenarten niederer trophischer Positionen durch 'höherstehende' abgelöst werden. Diese Entwicklung ist innerhalb der Stauseezonierung schon jetzt klar erkennbar. In der Gesamtentwicklung wird sich die Tendenz in diese Richtung verstärken. Denn mit zunehmender trophischer

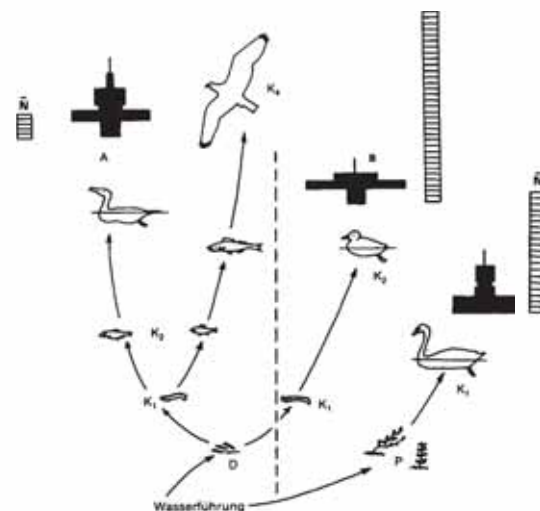


Abbildung 40

Verkürzung der Nahrungsketten in den fischarmen, stark mit zusätzlichen Nährstoffen aus Abwässern versorgten Hauptstauräumen bringt große Mengen (N) an Wasservögeln mit sich, während die weniger belasteten Abschnitte eine Regeneration zeigen, die den Schwerpunkt der Verteilung über die nahrungsökologischen Niveaus (K₁-K₄) nach oben verschiebt. Dies führt zur Abnahme der Mengen aber zur Zunahme von Arten in Spitzenpositionen (Kormorane, Fischadler z. B.).

Position geht die Gesamtmenge der Wasservögel zurück und umgekehrt. Abbildung 40 drückt dies schematisch aus und ergänzt die Befunde durch mengenmäßige Angaben. Die Zufuhr von Fremdnährstoffen bleibt in einem Fließgewässer grundsätzlich die dominante ökologische Größe. Ein Rückgang der Wasservogelmengen bedeutet daher keineswegs eine Verminderung der Bedeutung der Innstauseen für den Naturschutz, sondern eine »qualitative« Steigerung im ökologischen Sinne.

7. Problemarten von Vögeln und Säugetieren

7.1 Höckerschwan

Die Bestandsentwicklung des Höckerschwans und seine Einordnung in das Ökosystem der Innstauseen wurde bereits 1973 (REICHHOLF 1973 b) ausführlich dargestellt. Die damals gemachten Prognosen, daß der Bestand nicht weiter anwachsen wird, sondern bei maximal 500 Exemplare seine natürliche Kapazitätsgrenze erreicht, hat sich vollauf bestätigt. Die kontinuierliche Bestandserfassung ergab sogar einen leichten Rückgang, weil eine Serie sehr wasserpflanzenarmer Jahre die Nahrungskapazität stark senkte. Die Winterfütterung reicht nicht aus, um den Bestand auf der vollen Höhe zu halten. Abbildung 41 zeigt die Entwicklung. Der Höckerschwan kann als voll integriertes Mitglied der Artengemeinschaft der Wasservögel am unteren Inn betrachtet werden. Seine Bestände regulieren sich selbständig und bedürfen keinerlei Eingriffe von außen. Nachprüfbar Schäden kommen im Gebiet nicht vor. Im übrigen wird auf die Ausführungen in REICHHOLF (1973 b und 1979 c) verwiesen.

7.2 Lachmöwe

Der Brutbestand der Lachmöwe schwankt am unteren Inn sehr stark. Abbildung 42 zeigt die Entwicklung des Gesamtbestandes und der jeweils wichtigsten Einzelkolonie. Er ist derzeit (1979) wieder etwas rückläufig, was im wesentlichen auf den Entwicklungsstand der Inseln (als Brutplätze) zurückzuführen sein dürfte. An der Salzachmündung wurden seitens der Bevölkerung in den 70er Jahren massive Vernichtungsmaßnahmen (Zerschlagen der Nester und Gelege) vorgenommen. Ein nachhaltiger Einfluß auf die Bestandsentwicklung wurde dadurch offenbar nicht genommen. Mit etwa 2500 Brutpaaren stellte der Brutbestand im niederbayerischen Inntal

INN - STAUSEEN

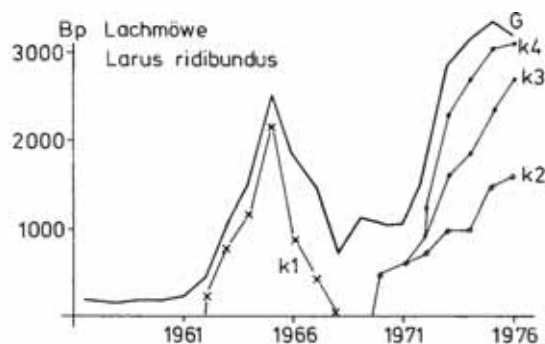


Abbildung 42

Entwicklung des Brutbestandes der Lachmöwe an den Stauseen am unteren Inn. Die ausgezogenen Linien K_1 - K_4 zeigen den Verlauf der Entwicklung einzelner Kolonien im Gesamtbestand G. Aus REICHHOLF & SCHMIDTKE (1977).

kein Problem dar, wie es seitens der Landwirte (und gelegentlich auch seitens der Fischerei) hochgespielt wird. Eine Schädigung des Regenwurmbestandes der Ackerfluren durch Lachmöwen konnte bislang nirgends zweifelsfrei nachgewiesen werden. Rund die Hälfte der Nahrung der Lachmöwe besteht jedoch am unteren Inn aus sog. »Schadinsekten«. Die Errichtung des Vogelschutzgebietes nahm keinen Einfluß auf die Entwicklung des Lachmöwenbestandes, wie aus der ersten Bestandswelle in der Mitte der 60er Jahre zu entnehmen ist. Weit über die Hälfte des Lachmöwenbestandes brütete (1979) außerhalb des NSG Unterer Inn. Die einzige Kolonie im NSG bei Ering zählt zu den mittelgroßen (unter 1000 Brutpaare). Der Vegetationszustand der dortigen Sandbänke, auf denen die Lachmöwen nisten, läßt einen Rückgang dieser Kolonie in den nächsten Jahren erwarten.

Zu den Zugzeiten sammeln sich seit Beginn der 20jährigen Beobachtungsserie im Tal des unteren Inn insbesondere im März nord- und nordosteuropäische Lachmöwen in großer Zahl. Die Werte können an den Schlafplätzen (Inseln in den Stauseen) 30000 Ex. erreichen. Sie schwanken seit 1961 zwischen 12000 und 28000 Stück ohne vorerst erkennbare Regelmäßigkeit (Zugstau etc.). Seit etwa 1970 ist der »Bestand« an durchziehenden Lachmöwen im Frühjahr rückläufig! Eine »Kontrolle« wäre gänzlich unmöglich und würde selbst bei Massivstörungen an den Schlafplätzen nur zur Verlagerung führen. Mit

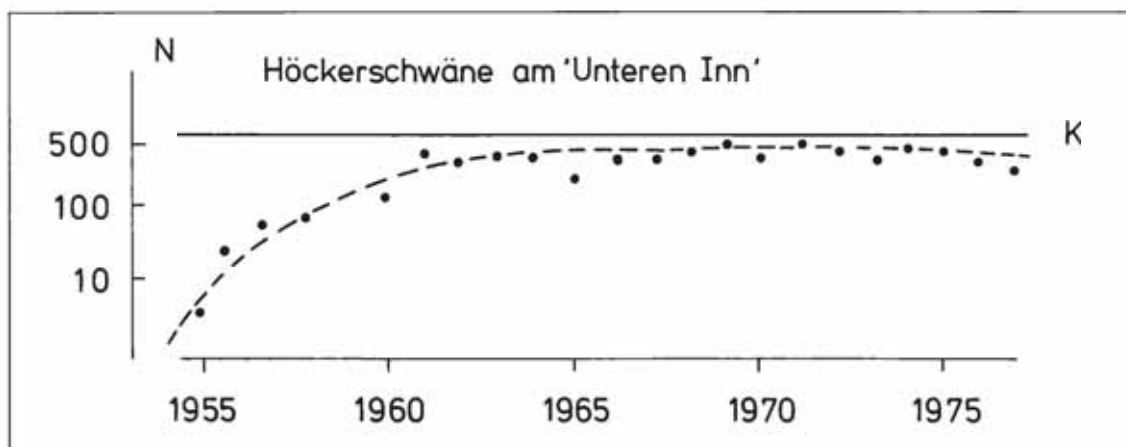


Abbildung 41

Bestandsaufbau und -entwicklung des Höckerschwans am unteren Inn (aus REICHHOLF 1979 c). N = Anzahl (in log-Maßstab). K = Kapazitätsgrenze.

dem NSG haben diese Lachmöwenkonzentrationen nichts zu tun – wohl aber wahrscheinlich mit dem Maisanbau im Inntal, der zu intensiver Bodenbearbeitung gerade in der für die Lachmöwen günstigen Zeit im Frühjahr führt und dadurch die Ernährungsmöglichkeiten verbessert.

In den Lachmöwenkolonien brüten an den Innstauseen Schwarzhalstaucher (erste Ansiedlungen!), Zwergtaucher, Krickenten, Schnatterenten, Reiherenten, Tafelenten, Kolbenenten, Löffelenten und Zwergrohrdommeln. All diese Arten profitieren offensichtlich von der Kollektivabwehr der Möwen. Auch Flußeeschwalben errichteten zeitweise ihre Brutkolonie am Rande der Möwenkolonien. Eine Verdrängung der Seeschwalben durch die Lachmöwen fand an den Innstauseen nicht statt.

7.3 Wiedereinbürgerung des Bibers

Seit 1970 werden am unteren Inn systematisch Versuche unternommen, den hier vor rund 100 Jahren ausgestorbenen Biber wieder einzubürgern. Die Ausbürgerung von schwedischen Bibern wurde vom BUND NATURSCHUTZ IN BAYERN e.V. vorgenommen. Sie hat zu einem derzeitigen Bestand (1979/80) von etwa 35 Bibern geführt, die einzeln oder in festen Paaren revierweise im Bereich des unteren Inn und der unteren Salzach leben. Abbildung 43 zeigt das Verteilungsbild der Biber als Folge der Aussetzungen in den 70er Jahren. Innerhalb des NSG befinden sich derzeit (1979/80) nur 2 sicher besetzte Biberreviere mit Burgen. Rund 2/3 der Biber halten sich aber innerhalb der Stauseen auf und nutzen die dortige hohe Biomasse von Silberweiden auf den Inseln. Die Biberreviere sind so groß (über 300 m lang bei einer Tiefenerfassung des Auwaldes von höchstens 30 m), daß selbst bei dichter Revierbesetzung die Erneuerungsrate (Umtriebszeit) der Silberweiden leicht ausreicht, um genügend Nachwuchs an Weichhölzern als Winternahrung zu garantieren. Innerhalb der vier großen Stauseen am unteren Inn könnten daher theoretisch mehrere hundert Biberpaare ihre Reviere finden, denn die innere Gliederung der Inseln ist groß genug, um

flächig Revier an Revier grenzen zu lassen. Diese theoretische Bestandsgröße würde über der kritischen Größe von etwa 100-120 Bibern liegen, die als überlebensfähiger Minimalbestand angesehen werden muß.

Das Wiedereinbürgerungsprojekt müßte daher am unteren Inn klappen, wenn die notwendige Größe der Startpopulation von 40-50 Bibern erreicht ist. Denn Nahrung und Lebensraum stehen in ausreichendem Umfang zur Verfügung. Die bisherigen Todesfälle bei den ausgesetzten Bibern zeigen andererseits, daß die Überlebensrate hoch genug liegt – und der Verlust durch Krankheiten gering genug –, um die selbständige Populationsentwicklung einzuleiten. Doch gegenwärtig scheint die kritische Grenzgröße für die selbständige Bestandsentwicklung noch nicht ganz erreicht zu sein. Das Projekt bedarf noch gründlicher Untersuchung!

8. Beurteilung der Situation

Mit der Inschutznahme der bayerischen Gebietsanteile an den Staustufen Eggfling-Obernberg und Ering-Frauenstein wurden 1972 die rechtlichen Grundlagen für die Sicherung des Kerngebietes der Stauseen am unteren Inn als international bedeutendes Wasservogelschutzgebiet gelegt.

Die Verordnung enthält eine Reihe einschlägiger Nutzungseinschränkungen und Regelungen, die insgesamt geeignet erscheinen, wenigstens teilweise die nachhaltige Funktionsfähigkeit des unteren Inn als Wasservogelzentrum zu sichern. Die wichtigsten Einschränkungen liegen im Betretungsverbot der Inseln und Anlandungen sowie im ganzjährigen Verbot von motorgetriebenen Wasserfahrzeugen. Die Benutzung anderer Boote wurde ebenfalls stark eingeschränkt. Sie ist zwischen 1. Mai und 1. September nicht zulässig. Keine Einschränkungen enthält dagegen die Verordnung für die rechtmäßige Ausübung von Jagd und Fischerei (die Landwirtschaft kommt innerhalb des NSG ohnehin nicht in Frage). Auch die forstwirtschaftliche Nutzung wurde nicht näher geregelt.

Es ist daher zunächst zu fragen, ob die Einschränkungen

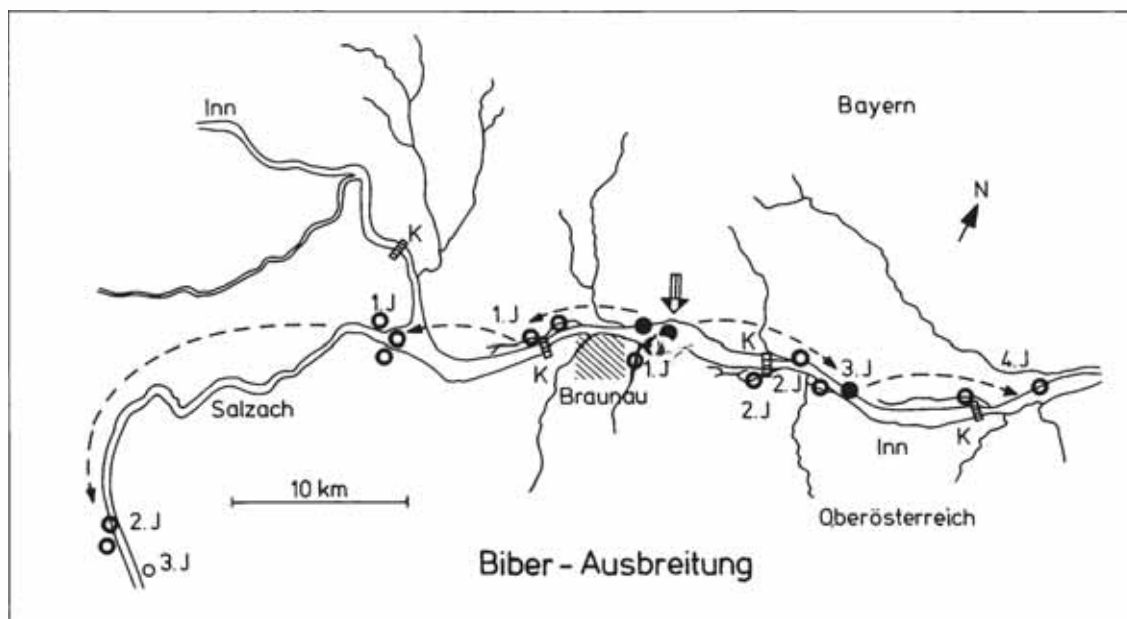


Abbildung 43

Ausbreitung der eingebürgerten Biber (*Castor fiber*) am unteren Inn und zur unteren Salzach. Der Pfeil weist auf die Aussetzungsstelle hin (nach REICHHOLF 1976 e. ergänzt). K = Kraftwerk; 1.-4. J. = 1.-4. Jahr; gefüllte Kreise = feste Reviere. Stand 1976.

Tabelle 7

Entwicklung der Bootsfrequenz im NSG Unterer Inn während der Untersuchungsjahre 1974 bis 1979 (im Vergleich dazu lag die Frequentierung 1969, also vor der Inschutznahme, bei 1,6 Booten/Kontrolle)

Jahr	Zahl d. Kontrollen	Boote	Ø / Kontrolle
1974	48	51	1,1
1975	46	74	1,6
1976	80	109	1,4
1977	65	109	1,7
1978	49	24	0,5
1979	52	55	1,1

Tabelle 8

Aufteilung der Bootsfrequenzen auf die beiden Stauseen

Boote/Kontrolle	1974	1975	1976	1977	1978	1979
Ering	2,8	4,4	2,6	3,0	1,3	3,7
Egglfing	0,03	0,13	0,42	0,33	0,11	0,25

gen wirksam wurden und welche Auswirkungen der gegenwärtige Stand der Naturschutzverordnung 'Unterer Inn' nach sich zieht. Die zweite Kernfrage ist die Abstimmung mit Oberösterreich, denn beide Gebietsteile bilden ökologisch eine untrennbare Einheit.

Auf die erste Frage gibt Tabelle 7 eine Antwort. Sie beinhaltet zwei wesentliche Ergebnisse: 1. ist die Frequenz des Auftretens von Booten im NSG während der gesperrten Monate nach wie vor zu hoch, um die gewünschte Störungsarmut zu erzielen; 2. nahm aber der vom Erholungsbetrieb auf dem Wasser ausgehende »Druck« auch nicht weiter zu, wie dies an praktisch allen übrigen Gewässern der Fall sein dürfte. Die Schutzbestimmung hat sich also insofern bewährt, als sie die weitere Entwicklung erfolgreich abbremsete. Aufgrund fehlender Überwachung (»Naturschutzwacht« z. B.) konnten aber die noch zu regelmäßig auftretenden Störungen durch (unerlaubtes) Bootsfahren auch nicht ausgeschaltet werden.

Auf die beiden Gebietsteile Egglfing und Ering aufgeteilt, ergibt sich ein starkes Übergewicht der Frequentierung durch Boote für den Eringer Stausee (Landkreis Rottal-Inn). Tab. 8 zeigt dies.

Da es sich bei den »Bestandsaufnahmen der Boote« stets nur um kurzzeitige Kontrollen handeln konnte (1/2 bis 2 h), lag die tatsächliche Zahl der Boote, die die Gebiete frequentierte, ganz gewiß erheblich höher. Doch die Methode bedingt hier die relative

Vergleichbarkeit, die bereits ausreicht, um eventuell vorhandene Trends sichtbar zu machen. Ein Zu- oder Abnahmetrend existiert insgesamt wohl nicht, dafür ist der Unterschied zwischen dem Eringer und dem Egglfing Stausee jedoch umso klarer. Die Werte verteilen sich wie 90:10 und unterstreichen damit, daß das Schwergewicht der »Bootsproblematik« im Staubereich von Ering-Frauenstein liegt.

In diesem Zusammenhang ist die Aufteilung in die verschiedenen Bootstypen ganz aufschlußreich. Dies stellt Tabelle 9 zusammen.

Die von den Anglern bevorzugt benutzten, an Liegeplätzen und Hütten an den Ufern befestigten Ruderboote stellen daher mit rund 50 % den Hauptanteil. Daß die Angler tatsächlich einen Großteil der Störungen durch Boote in der Brutzeit verursachen, zeigt die nachfolgende Tab. 10. Aber ihr Anteil erreicht mit 30-50 % dennoch nicht das Übergewicht. Aus diesen Daten geht hervor, daß die Angler zwar ein zentrales Problem im Bereich der von Booten verursachten Störungen zur Brutzeit darstellen, aber nicht die einzige Größe sind, die zu regeln wäre, um die Brutkapazität der Innstauseen einigermaßen ausschöpfen zu können.

Auf jeden Fall unterstreichen die Daten aber die Feststellung, daß die Entwicklung zwar gebremst, die Problematik der Störungen zur Brutzeit keineswegs als gelöst angesehen werden kann. Diese Befunde stehen in Einklang mit den im ökologischen Teil erarbeiteten Untersuchungsergebnissen zur Deter-

Tabelle 9

Verteilung der im NSG angetroffenen Bootstypen (n=362 Boote)

Typ	Anzahl	% d. Gesamtheit
Ruderboote (Zillen)	178	49
Paddelboote	96	26,5
Schlauchboote	46	13
Segelboote	31	8,5
Motorboote	10	3
Surfbretter*	1	—

Aber in den beginnenden 80er Jahren starke Zunahme dieser Wassersportart!

Tabelle 10

Anteil der Angler bei den Booten im NSG (1974-1978)

Jahr	1974	1975	1976	1977	1978
Z.d. Boote	19	26	38	32	12
%-Anteil	37	37	35	30	50

mination der Höhe des Brutbestandes der Wasservögel.

Bei der Beurteilung der Situation muß auch gleich die Jagd berücksichtigt werden, weil diese per Verordnung durch das BAYERISCHE STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN als Oberster Jagdbehörde für die fünf Jagdjahre von 1975 bis 1980 eingestellt worden ist. Der Freistaat Bayern als Besitzer der Gebietsflächen kann im Bereich des NSG Unterer Inn das Eigenjagdrecht ausüben. Wie jedoch bei der Behandlung der Jagdproblematik schon ausführlich dargestellt wurde, führte die Einstellung der Jagd auch nur zu einer Teillösung, weil sich damit die Auswirkung der Jagd von der österreichischen Seite her nicht außer Kraft setzen ließ. Dennoch muß auf die ausgesprochen positive (aus der Sicht des Naturschutzes) Wirkung der Jagdeinstellung im NSG hier nochmals in aller Deutlichkeit hingewiesen werden. Die neuen Überwinterungstraditionen von Kormoranen und die Änderung der Verteilungsmuster der Wasservögel zugunsten der befriedeten, bayerischen Gebietsteile können in diesem Zusammenhang deutlich machen, wie günstig sich selbst eine Teillösung auswirken kann. Da die Forstwirtschaft (Staatsforstverwaltung) in die Vegetationsdynamik auf den Inseln bisher nicht eingegriffen hat, stellt die Freistellung der geregelten Forstwirtschaft bislang kein ernstes Problem für den Fortbestand des Naturschutzgebietes dar.

Auf der Basis der ökologischen Untersuchungsergebnisse muß der Status quo jedoch eindeutig als unbefriedigend charakterisiert werden. Die Beeinträchtigungen durch kontrollierbare Faktoren, wie Angelsport, Bootsbetrieb und Jagd sind so stark und konnten so hinreichend präzise ermittelt werden, daß sämtliche Forderungen, die sich unsererseits als Konsequenz aus den Forschungsergebnissen ableiten, wohl begründet erscheinen.

9. Vorgeschlagene Maßnahmen

9.1 Jagd

Weiterführung der *Einstellung der Jagd* für das gesamte NSG-Gebiet. Als Ausnahme kann in den hierfür in Frage kommenden Inselgebieten eine spätherbstliche Treibjagd auf Fasane versuchsweise für einige Jahre empfohlen werden. Alle übrigen Arten des Haar- und Federwildes sollten völlige Jagdruhe genießen.

Zur Abstimmung mit der österreichischen Seite wäre es dringend notwendig, auch dort auf die völlige Einstellung der Bejagung zu drängen. Die derzeitige Regelung nach der neuen Naturschutzverordnung von 1978 ist in Bezug auf die Jagd völlig untauglich.

9.2 Angelsport

Eine Einschränkung während der Hauptbrutzeit ist dringend erforderlich. Als Regelung könnte vorgeschlagen werden:

– von 15. April bis 15. Juni im NSG nur Angeln vom Damm oder vom Steilufer (zwischen Eglsee und Prienbach) aus;

– ab 15. Oktober bis 15. April kein Angeln vom Boot aus im Bereich der Hauptstauräume von Eggling und Ering sowie in der Eglseer Bucht.

Alle übrigen Phasen und Formen des Angelns scheinen nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand vertretbar.

9.3 Erholungsbetrieb

Weiter wird vorgeschlagen:

– ganzjähriges Verbot von motorgetriebenen Wasserfahrzeugen (auch Elektromotoren) und von Segelbooten bzw. Surfbrettern;

– Verbot von Wasserfahrzeugen aller Art, auch von Schlauchbooten und dergleichen, von 15. September bis 1. Juli im Gesamtgebiet;

– ganzjähriges Fahrverbot für Wasserfahrzeuge aller Art am Egglinger Stausee (Wasserwandern nur auf der österreichischen Seite entlang des Ufers!); ganzjähriges Verbot auch an der Salzachmündung!

– ganzjähriges Verbot des Betretens der Inseln und Anlandungen;

– ganzjähriges Verbot für Reiter im NSG

Dagegen kann die Ausübung des Eissports im ortsüblichen Umfang gestattet bleiben (jedoch ohne Anlage fester, kommerziell betriebener Bahnen etc.). Ebenso kann das Baden im Bereich des kleinen Erholungsgebietes an der Mühlauer Bucht (durch Bojen gekennzeichnet) gestattet werden. Durch geeignete Lenkungsmaßnahmen im Vorfeld sollte sichergestellt werden, daß die Einschränkungen durch Alternativen ausgeglichen werden (z. B. Baden am Simbach/Kirchdorfer Baggersee). Eine entsprechende Planung muß jedoch auch die Angebote auf der österreichischen Seite mit berücksichtigen, die für den Naherholungsbetrieb der örtlichen bayerischen Bevölkerung voll zugänglich sind.

Über geeignete Informationszentren und Beobachtungsmöglichkeiten von außerhalb des Schutzgebietes sollten die Notwendigkeiten des Schutzes und die Bedeutung des Gebietes zum Ausdruck gebracht werden.

9.4 Naturschutz an den anderen Stauseen am unteren Inn

Die Innstauseen sind von der Salzachmündung bis zur Rottmündung der Ramsar-Konvention unterstellt worden. Von diesem Gesamtgebiet »Unterer Inn zwischen Haimling und Neuhaus« stehen derzeit deutscherseits die beiden mittleren Stauseen Eggling und Ering unter Schutz (NSG Unterer Inn). Es stellt sich die Frage, welche weiteren Gebiete in den Schutzbereich unmittelbar mit einbezogen werden sollen. Nach unseren Untersuchungen und langjährigen Erfahrungen ist dies die Salzachmündung und jener Teil im Stauraum Neuhaus-Schärding, der an den Ufern Verlandungszonen ausgebildet hat. Letzterer Abschnitt würde 2. Dringlichkeitsstufe erhalten. Primär wichtig ist die Salzachmündung! Die Gebietsabgrenzung wird folgendermaßen vorgeschlagen:

Beginn: Piesinger Dammauffahrt an der Salzach im Westen und Ende des Haiminger Dammes im Norden am Inn auf der oberbayerischen Seite (alles innerhalb des Dammes im sogenannten »Delta« befindliche Gelände); Beginn an der Mündung des Türkenbaches auf der niederbayerischen Seite mit allen innerhalb des Dammes liegenden Flächen bis zum Berghamer Hafen. Von dort aus entlang des Fahrweges der ÖBK stromabwärts alles südlich (innseitig) dieses Weges gelegene Gelände (Inseln und Wasserflächen) bis zum Ende der von den Kiesaufschüttungen gebildeten Halbinsel. Von dort zum bayerischen Damm und diesen entlang bis zum Kraftwerk Simbach. Die südliche Begrenzung bildet die Landesgrenze. Dieses NSG »Salzachmündung« sollte die gleichen Bestimmungen wie das NSG

Unterer Inn (in revidierter Form!) bekommen. Der 2. Abschnitt besteht in der Anlandungszone, die dem bayerischen Damm im Stauraum Neuhaus-Schärding vorgelagert ist. Sie sollte das österreichische Schutzgebiet der »Reichersberger Au« bayerischerseits funktionell ergänzen. Die NSG-Zone sollte vom Flußkilometer 24 bis km 29 reichen und den Damm bzw. die Landesgrenze als Begrenzung bekommen.

Mit diesen beiden Schutzgebieten wäre das internationale Wasservogelschutzgebiet »Unterer Inn« vollständig.

9.5 Ausblick auf das Vorfeld

Ein ganz besonderes Sorgenkind des Naturschutzes findet sich im Vorfeld der Innstauseen in den Auwäldern. Rund die Hälfte der nach der Einstauung vorhandenen Auwaldsubstanz ist bereits vernichtet. Die noch verbliebene Hälfte steht unter schwerem Druck (Rodungen!). Wenngleich in den letzten 3 Jahren eine gewisse Stagnation in der (illegalen) Rodungstätigkeit in den Auen eingetreten ist, müssen diese Lebensräume doch als aufs höchste bedroht angesehen werden. Dies gilt auch für die Altwässer in den Auen. Es ist nicht die Aufgabe dieses Gutachtens hierfür eine umfassende Bestandsaufnahme oder Planung vorzulegen. Aber da die Auwälder am unteren Inn eine besondere Reichhaltigkeit aufweisen und für eine Reihe von Wasservogelarten Brutstätten oder Nahrungsgründe abgeben, soll hier in aller Kürze auf die Erhaltenswürdigkeit hingewiesen werden. Vorrangig wären folgende Aktivitäten:

1. Bestandsaufnahme der noch vorhandenen Auwälder
2. Inventarisierung anhand indikatorisch bedeutsamer Artengruppen von Tieren und Pflanzen (Vögel, Schmetterlinge, Baum- und Straucharten, seltene Pflanzen)
3. Sicherung aller in Staatsbesitz befindlichen Auwälder und Altwässer gegen illegale Rodungen bzw. sogar bereits erfolgte, ungenehmigte Ausbaggerungen von verschilften Feuchtgebieten
4. Sicherung eines repräsentativen Netzes von Auwaldstücken als NSG und Erhaltung des größten zusammenhängenden Auwaldes zwischen Eggling und Aigen
5. Regelung der Uferbeschädigungen durch Angler an den Altwässern, die dem Freistaat Bayern gehören
6. Keine Anlage von Fischteichen im Auwald
7. Kontrolle der zunehmenden Bebauung mit »Wochenendhäuschen«

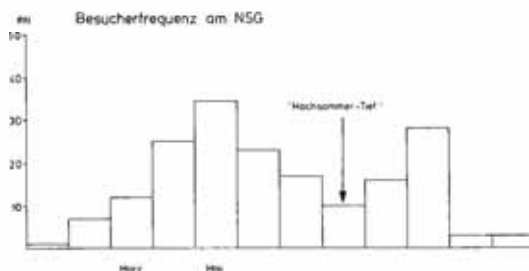


Abbildung 44

Jahreszeitliche Verteilung der Besucherfrequenz des Naturschutzgebietes (von Bad Füssing aus). Angaben in gleichzeitig anwesenden Personen auf dem Damm am Rande des NSG (Monatsdurchschnittswerte).

10. Sozio-ökonomische und wissenschaftliche Bedeutung des Naturschutzgebietes »Unterer Inn«

Die natürlichen Gegebenheiten und die Tatsache, daß der größte Teil der Wasserflächen, Sandbänke und Inseln von den Uferdämmen aus gut eingesehen werden kann, bringen es mit sich, daß dem Schutzgebiet ein verhältnismäßig großes Interesse von den Besuchern entgegengebracht wird, das mit keinen »Störungen« verbunden ist. Das Schutzgebiet läßt sich über die Dämme von verschiedenen Punkten aus (Simbach, Eglsee, Ering, Aigen, Eggling) »erwandern«. Gleiches gilt entsprechend für die österreichische Seite.

Abbildung 45 zeigt die jahreszeitliche Verteilung der Besucherfrequenz des Damms, der sich vom Kraftwerk Eggling flußaufwärts in Richtung Aigen zieht. Es handelt sich um die durchschnittlich gleichzeitige Personenzahl auf dem Damm in den einzelnen Monaten des Jahres. Überraschenderweise sinkt sie in den Hauptferienmonaten ab. Das hat nichts damit zu tun, daß in dieser Zeit weniger Menschen im Gebiet insgesamt anwesend wären (die Hauptmenge stammt vom nahegelegenen Bad Füssing!), sondern ist vermutlich auf die Tatsache zurückzuführen, daß es in dieser Zeit vielen Besuchern zu heiß/feucht ist oder daß es zu viele Mücken und Bremsen in den angrenzenden Auen gibt. Frühjahr, Frühsommer und Herbst stellen die attraktivsten Phasen des Jahres für die Besucher dar – und in dieser Zeit sehen sie auch am meisten von den Wasservögeln. Für das Kurbad Bad Füssing bietet das Vogelschutzgebiet ganz ohne Zweifel die größte Attraktion des Naturraumes unteres Inntal dar. Aber auch von Simbach/Braunau aus richtet sich das Besucherinteresse an das Schutzgebiet. Es bringt daher der örtlichen Bevölkerung durchaus auch sozio-ökonomische Vorteile.

Von besonderer Bedeutung erwies es sich schließlich für Lehrexkursionen von Hochschulen und Universitäten aus der ganzen Bundesrepublik und aus Österreich. Alljährlich kommen Biologie-/Zoologie-/Ökologie-Professoren mit Studenten an den unteren Inn, um hier vor Ort die Problematik ökologischer Grundlagenforschung und praktischer Schwierigkeiten der Realisation funktionierender Schutzgebiete den Studenten klarzumachen. Das »Einzugsgebiet« erstreckt sich bis nach Nord- und Westdeutschland. Beim generellen Mangel an derartigen Forschungsgebieten muß dem Naturschutzgebiet Unterer Inn und seiner engeren Umgebung deshalb eine besondere Rolle zugesprochen werden. Nicht nur hinsichtlich des Vogelzuggeschehens reicht die Bedeutung dieses Schutzgebietes weit über die bayerischen oder oberösterreichischen Grenzen hinaus!

Dank

Abschließend sei es den Bearbeitern gestattet, einige Worte des Dankes an all jene Personen und Institutionen zu richten, die in besonderem Maße zu dieser Studie beigetragen haben. Neben den örtlichen Helfern und Mitarbeitern, die eingangs genannt wurden, waren dies insbesondere Prof. Dr. W. ENGELHARDT, Generaldirektor der Staatlichen Naturwissenschaftlichen Sammlungen Bayerns, der diese Untersuchung seit ihrem allerersten Anfang Ende der 60er Jahre in jeder Hinsicht förderte. Seiner Wertschätzung für die Fragestellung entnahmen

wir den Mut, einen entsprechenden Antrag an die DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT zu richten, von der dann die Studie von 1971 bis einschließlich 1973 gefördert worden war. Von 1974 bis 1978 führte das BAYERISCHE STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN die Förderung weiter und ermöglichte damit eine der umfassendsten freilandökologischen Forschungsspannen im deutschsprachigen Raum. Dem Einsatz von Staatsminister A. DICK und H. WEINZIERL vom BUND NATURSCHUTZ IN BAYERN e. V. verdanken wir den reibungslosen Ablauf. Seit 1974 wurde ein Teil der Untersuchungen von der Zoologischen Staatssammlung aus durchgeführt. Hierfür ist dem früheren Direktor Dr. W. FORSTER zu danken. Mit großem Interesse nahm der Nachfolger, Direktor Dr. habil. E. J. FITTKAU das Projekt auf und trug ganz entscheidend zu seiner wissenschaftlichen Vertiefung bei, die sich in einer Dissertation (H. KOHMANN) unter anderem niederschlug. Ohne die Anteilnahme und Förderung durch Dr. FITTKAU hätten viele Fragestellungen im Rahmen dieser Ökosystemforschung nicht weiterverfolgt werden können; die wissenschaftlichen Impulse lassen sich ohnehin mit einer Danksagung nicht abgelden! Eine indirekte, aber deshalb keineswegs geringere Last trug die Familie, wenn über die normalen Arbeitszeiten hinaus Untersuchungen – insbesondere auch an den Wochenenden – durchgeführt werden mußten. Schließlich möchten wir nicht versäumen, drei Ökologen zu danken, denen wir direkt oder indirekt die spezielle Ausbildung oder die Weiterentwicklung unserer ökologischen Kenntnisse verdanken: Prof. Dr. W. HABER, Technische Universität München, Prof. Dr. J. JACOBS, Universität München und Prof. Dr. H. REMMERT, Universität Marburg.

Schlußbemerkung

Die Stauseen am unteren Inn erweisen sich als komplexe und dynamische Naturräume, deren »Funktionsgefüge« sich mit dem Ansatz der Ökosystemforschung darstellen und verständlich machen läßt. Die wesentlichen Linien und Abläufe herauszuarbeiten, war das Ziel dieser Untersuchungen; daraus Konsequenzen ableiten zu können, die eine langfristige Erhaltung dieser Funktionsfähigkeit garantieren, war der Zweck. Der Mensch spielt viele und ganz unterschiedliche Rollen in diesem System. Der weitere Weg der Entwicklung wird in entscheidendem Maße von den menschlichen Einflüssen abhängen. Doch wie alle Ökosysteme ist auch das System der Innstauseen offen und nicht mit Schutzgebietsgrenzen »abschließbar«. Die Wechsel- und Fernwirkungen reichen über kontinentale Dimensionen. Die Entscheidungen über die weitere Entwicklung werden daher unvermeidbarerweise nicht nur lokale, sondern regionale, überregionale und internationale Konsequenzen nach sich ziehen. Die ökologische Forschung kann hierzu zwar Grundlagenbefunde anbieten, aber Wertung und Umsetzung haben auf der politischen Ebene zu erfolgen. Wenn dabei auch nur eine einzige Entscheidung sachgerechter gefällt werden kann, dann hat die Studie ihren Grundzweck erreicht.

Literatur

- BERTHOLD, P. (1976):
Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie. *Journal für Ornithologie* 117: 1-69.
- BEZZEL, E. und REICHHOLF, J. (1974):
Die Diversität als Kriterium zur Bewertung der Reichhaltigkeit von Wasservogel-Lebensräumen. *Journal für Ornithologie* 115: 50-61.
- DANNENBURG, F. (1977):
Fehler bei der quantitativen Ermittlung von Vogelartengemeinschaften durch Wochenend- und Einzelbegehungen (am Beispiel des Münchner Olympiaparks). *Verhandlungen der ornithologischen Gesellschaft in Bayern* 23: 19-59.
- DOBROWOLSKI, K. A. (1973):
Role of Birds in Polish Wetland Ecosystem. *Polish Arch. Hydrobiol.* 20: 217-221.
- ELLENBERG, H. (1963):
Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Verlag E. Ulmer, Stuttgart.
- ERLINGER, G. (1965):
Die Vogelwelt des Stauseegebietes Braunaug-Hagenau. *Jahrbuch des Oberösterreichischen Musealvereins* 110: 422-445.
- ERLINGER, G. (1974):
Die Bestandsentwicklung von Rabenkrähe *Corvus corone* und Elster *Pica pica* nach Einstellung der Jagd im NSG »Hagenauer Bucht« am unteren Inn. *Anz. orn. Ges. Bayern* 13: 245-246.
- ERLINGER, G. und REICHHOLF, J. (1974):
Störungen durch Angler in Wasservogel-Schutzgebieten. *Natur und Landschaft* 49: 299-300.
- GOETTLING, H. (1968):
Die Waldbestockung der bayerischen Innauen. *Forstwiss. Forschungen* 29. Verlag P. Parey, Hamburg.
- HAARMANN, K. und PRETSCHER, P. (1976):
Die Feuchtgebiete internationaler Bedeutung in der Bundesrepublik Deutschland. *Vogelkundliche Bibliothek* 4. Kilda-Verlag, Greven.
- HÖSER, N. (1973):
Bestimmung und Interpretation der Artendichte (species-diversity) von Vogelbeständen aus Zähl-ergebnissen unterschiedlichen mathematischen und biologischen Charakters. *Beiträge zur Vogelkunde (Leipzig)* 19: 313-328.
- KREBS, C. (1972):
Ecology, the Experimental Analysis of Distribution and Abundance. Harper & Row, New York.
- ODUM, E. P. (1971):
Fundamentals of Ecology. W. B. Saunders, Philadelphia.
- ODUM, E. P. und REICHHOLF, J. (1980):
Ökologie. BLV, München.
- PIANKA, E. R. (1974):
Evolutionary Ecology. Harper & Row, New York.
- PIELOU, E. C. (1975):
Ecological Diversity. J. Wiley, New York.
- REICHHOLF, J. (1966):
Untersuchungen zur Ökologie der Wasservögel der Stauseen am unteren Inn. *Anz. orn. Ges. Bayern* 7: 536-604.

- REICHHOLF, J. (1970 a):
Die »Uferausbildung« als Vergleichsmaß für die Beurteilung von Wasservogelbrutbeständen an Binnengewässern. *Vogelwelt* 91: 29-30.
- REICHHOLF, J. (1970 b):
Der Einfluß von Störungen durch Angler auf den Entenbrutbestand auf den Altwässern am unteren Inn. *Vogelwelt* 91: 68-72.
- REICHHOLF, J. (1973 a):
Wasservogelschutz auf ökologischer Grundlage. *Natur und Landschaft* 48: 274-279.
- REICHHOLF, J. (1973 b):
Die Bestandsentwicklung des Höckerschwans *Cygnus olor* und seine Einordnung in das Ökosystem der Innstauseen. *Anz. orn. Ges. Bayern* 12: 15-46.
- REICHHOLF, J. (1973 c):
Begründung einer ökologischen Strategie der Jagd auf Enten (Anatidae). *Anz. orn. Ges. Bayern* 12: 237-247.
- REICHHOLF, J. (1974 a):
Der Einfluß des Nahrungsangebotes auf das Zugmuster der Krickente (*Anas crecca*). *Egretta* 17: 4-14.
- REICHHOLF, J. (1974 b):
Phänologie und Ökologie des Durchzuges der Zwergmöwe *Larus minutus* am unteren Inn. *Anz. orn. Ges. Bayern* 13: 56-70.
- REICHHOLF, J. (1975 a):
Zur Nahrungsökologie der Bisamratte (*Ondatra zibethica*, Rodentia, Microtinae) am unteren Inn. *Faunistisch-ökologische Mitteilungen (Kiel)* 5: 1-9.
- REICHHOLF, J. (1976 a):
Zur Öko-Struktur von Flußstauseen. *Natur und Landschaft* 51: 212-218.
- REICHHOLF, J. (1976 b):
Biotopstruktur und ökologische Funktionen der Staustufen am unteren Inn. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Göttingen 1976 (publ. 1977)*: 447-454.
- REICHHOLF, J. (1976 c):
Die Wasservogelfauna als Indikator für den Gewässerzustand. *Landschaft + Stadt* 8: 125-129.
- REICHHOLF, J. (1976 d):
Die quantitative Bedeutung der Wasservögel für das Ökosystem eines Innstausees. *Verh. Ges. Ökologie Wien 1975*: 247-254.
- REICHHOLF, J. (1976 e):
Die Ausbreitung eingesetzter Biber (*Castor fiber*) am unteren Inn. *Mitt. zool. Ges. Braunau* 2: 361-368.
- REICHHOLF, J. (1976 f):
Die Bestandsentwicklung des Graureihers (*Ardea cinerea*) am unteren Inn. *Mitt. zool. Ges. Braunau* 2: 215-221.
- REICHHOLF, J. (1977 a):
Die Ökostruktur der Innstauseen. *Bild der Wissenschaft* 14 (8): 32-41.
- REICHHOLF, J. (1978 a):
Die Auswirkungen des Hochwassers 1977 auf den Herbstzug des Wasservogel am Egglfinger Innstausee. *Mitt. zool. Ges. Braunau* 3: 69-79.
- REICHHOLF, J. (1979 a):
Die Schellente *Bucephala clangula* als Wintergast in Südbayern, speziell am unteren Inn. *Anz. orn. Ges. Bayern* 18: 37-48.
- REICHHOLF, J. (1979 b):
Vorkommen, Bestandsgröße und Biotopansprüche des Schlammlings (*Limosella aquatica*) an den Innstauseen. *Naturwiss. Zeitschr. Niederbayern* 27: 99-101.
- REICHHOLF, J. (1979 c):
Problemvogel Höckerschwan. *Gefiederte Welt* 103: 504-510.
- REICHHOLF, J. und SCHMIDTKE, K. (1977):
Status und Entwicklung des Brutbestandes der Lachmöwe in Bayern. *Berichte ANL* 1: 4-8.
- REMMERT, H. (1978):
Forschungsziel und Forschungsmethodik. *Anz. orn. Ges. Bayern* 17: 1-8.
- REMMERT, H. (1978):
Ökologie – ein Lehrbuch. Springer Verlag, Berlin.
- SCHULTZ, G. und KAINZ, E. (1975):
Untersuchungen über die Veränderung der Bodentierwelt im Stauraum des Kraftwerkes Schärding-Neuhaus in den Jahren 1968-1973. *Österreichs Fischerei* 28: 121-135.
- UTSCHICK, H. (1976):
Die Wasservögel als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Seen. *Verhandlungen der orn. Ges. Bayern* 22: 395-438.
- WINKLER, M. (1975):
Untersuchungen zur Statistik und Dynamik von Ökosystemen. *Mitt. zool. Ges. Braunau* 2: 51-150.

Anschriften der Verfasser:

Dr. Josef Reichholf
Zoologische Staatssammlung
Maria-Ward-Straße 1 B
8000 München 19

Dr. Helgard Reichholf-Riehm
Klosterstraße 24
8397 Bad Füssing 2 (Aigen/Inn)

Botanisch-ökologische Probleme des Artenschutzes in der ČSSR – unter Berücksichtigung der praktischen Naturschutzarbeit

Ber. ANL | 6 | 90–92
Dez. 1982

Vortrag gehalten am 25. Mai 1982 in Dießen am Ammersee anlässlich des Fortbildungslehrganges E
»Ökologie« an der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege

Dr. Jan Čeřovský, Institut für Denkmalpflege und Naturschutz, Kultusministerium Prag, 11801 Prag 1/
Tschechoslowakei – Státní ústav památkové péče a ochrany přírody, Valdštejnské nám. č. 1, 11801 Praha 1

Die Gefährdung der tschechoslowakischen Flora

Wie in allen industriell und landwirtschaftlich hochentwickelten Staaten, so auch in der Tschechoslowakei, wird in den letzten Jahren ein starker Rückgang vieler Pflanzenarten und sogar ganzer Pflanzengesellschaften merkbar. Mit dem Problem beschäftigte sich eine besondere Arbeitskonferenz der Tschechoslowakischen Botanischen Gesellschaft im Dezember 1976 »Verschwindende Flora und Vegetation«.¹⁾

Eine der Ursachen des Rückgangs ist die unmittelbare Nutzung bzw. »Verfolgung« mancher Arten. Tatsächlich sind an einigen Fundorten der Sonnentau (*Drosera rotundifolia*), eine beliebte Heilpflanze, und die zierlichen Kuhschellen (*Pulsatilla grandis*, *P. nigricans*, *P. patens*) von Kleingärtnern und Steingartenfreunden ausgegraben worden. Auch wurden botanische Seltenheiten wie Riemenzunge (*Himantoglossum*) an einem südmährischen Fundort seinerzeit zu Hunderten gesammelt und restlos vernichtet sowie bei anderen, z. B. Schneeglöckchen (*Galanthus nivalis*) und Märzenbecher (*Leucojum vernum*), durch Verkauf an Blumenständen die Zahl der Vorkommen vermindert.

Diese Einflüsse erscheinen allerdings sehr gering im Vergleich zu den indirekten Eingriffen, die gar nicht auf die Ausrottung der betroffenen Arten gezielt waren, doch durch ihre Auswirkungen eine Totalvernichtung der Standorte vieler Pflanzenarten oder sogar Pflanzengesellschaften bedeuten. So verschwinden z. B. viele Sumpfpflanzen- und Feuchtwiesenarten sowie ganze Gesellschaften als Folge der landwirtschaftlichen Meliorationsprojekte oder viele heimische Orchideen durch die sogenannte landwirtschaftliche Rekultivation bzw. Flurbereinigung. Das Wanzenknabenkraut (*Orchis coriophora*), einst auf das ganze Staatsgebiet verstreut, ist nun in der ČSR als ausgerottet zu betrachten, während es in der SSR noch an drei oder vier Standorten überlebt.

Die erste Fassung der Roten Liste der Gefäßpflanzenflora des westlichen Teiles der Tschechoslowakei, der ČSR (Tschechische Sozialistische Republik, d. h. Böhmen, Mähren und Schlesien) wurde im Jahre 1979 veröffentlicht.²⁾

37 Arten, ca. 2 % der Gesamtflora, werden als ausgerottet, 39 Arten, ebenfalls ca. 2 %, als verschollen angeführt. Gefährdete Arten umfassen insgesamt

57 % der gesamten Gefäßpflanzenflora der ČSR und werden in vier Gruppen unterteilt:

I. *Kritisch bedroht* sind 267 Arten, d. h. 14 % der gesamten tschechischen Flora. Es handelt sich um sehr seltene Pflanzen, deren Vorkommen auf 1-5 Fundorte begrenzt ist, um Arten mit zahlenmäßig armen und vitalschwachen Populationen und um Arten, bei welchen ein starker Rückgang bis zu 10 % des einstigen Standes festgestellt wurde.

II. *Stark bedrohte Arten*, mit 5 bis 20 Fundorten oder mit einem ständigen Rückgang bis zu etwa 50 % des einstigen Bestandes. Ihre Zahl beläuft sich auf 240, das sind ca. 13 % der Gesamtflora.

III. *Bedrohte Arten*, mit einem nicht so ausgeprägtem, aber doch merkbaren Rückgang – 239 Taxone, ca. 13 %.

IV. *Seltene Arten*, die eine weitere Aufmerksamkeit verdienen, anzahlmäßig 330, ca. 17 %.

Die Rote Liste der Gefäßpflanzen der SSR (Slowakische Sozialistische Republik), d. h. der Slowakei wurde noch nicht veröffentlicht, existiert aber bisher in einer vorläufigen Arbeitsfassung.³⁾

Die slowakische Liste registriert 3 ausgestorbene und 4 verschollene Pflanzenarten. Was die gefährdeten Arten betrifft, so wird die tschechische Einteilung in vier Gruppen beibehalten, wobei die Arten noch nach grundsätzlichen Biotopen eingeteilt werden. Die Verhältnisse sehen günstiger als im westlichen Teil des Staates aus.

Der botanische Artenschutz in der ČSSR

Zwei Pflanzenartenschutzvorschriften sind gültig in der ČSSR: für die ČSR die Kundmachung Nr. 54 des Ministeriums für Schulwesen und Kultur vom 14. April 1958, für die SSR die Kundmachung Nr. 211 des Beauftragten für Schulwesen und Kultur vom 23. Dezember 1958. Beide wurden als Durchführungbestimmungen zu den Naturschutzgesetzen Nr. 40/1956 der Sammlung, bzw. 1/1955 herausgegeben. In diesen Vorschriften werden die Bedingungen des Pflanzenartenschutzes festgelegt. Weiter enthalten die Kundgebungen die Liste der geschützten Arten: in der tschechischen handelt es sich um 100 völlig geschützte Pflanzenarten, dabei ganze Gattungen oder Familien wie z. B. *Iris* und *Orchidaceae*, um die unterirdischen Teile von 7 teilweise geschützten Arten und um 1 teilweise geschützte Gattung (*Muscari*); in der slowakischen werden 88 völlig und 8 teilweise geschützte Taxone aufgeführt, dazu noch 41 Taxone auf dem Schutzgebiet des Nationalparks Hohe Tatra. Zusätzlich haben durch besondere Erlasse einige Räte der böhmischen Kreise die im Kreisgebiet besonders seltenen und bedrohten Arten für geschützt erklärt.

¹⁾ Siehe den Konferenzbericht: HOLUB Josef-Edit. Mizející flóra a ochrana fytozofondu v ČSSR – Verschwindende Flora und Erhaltung des Phytogenofonds in der ČSSR, tschechisch und slowakisch mit deutschen und englischen Zusammenfassungen; 174 Seiten, Studie CSAV No 20, Academia, Verlag der Tschechoslowakischen Akademie der Wissenschaften, Prag 1981.

²⁾ HOLUB Josef, PROCHÁZKA František, ČEŘOVSKÝ Jan: Seznam vyhynulých, endemických a ohrožených taxonů vyšších rostlin květeny ČSR – I. verze, List of extinct, endemic and threatened taxa of vascular plants of the flora of the Czech Socialist Republic – first draft, Preslia, Praha, 51: 213-237, 1979, tschechisch mit englischer Zusammenfassung.

³⁾ MAGLOCKÝ Stefan und Mitarbeiter: Zoznam vyhynulých, endemických a ohrozených druhov vyšších rastlín na Slovensku – Liste der ausgestorbenen, endemischen und gefährdeten Gefäßpflanzenarten in der Slowakei, 49 Seiten Manuskript, 1980.

Sollte man nun, nach beinahe fünfundsiebenzig Jahren, die Wirksamkeit der Kundmachungen zum Artenschutz überprüfen, müßte man bekennen, daß sie sich nur wenig bewährt haben. Man kann ihnen eine gewisse Rolle in der Erhaltung einiger, an unzerstörten und nicht in Schutzgebieten geschützten Standorten vorkommender Arten wie Märzenbecher, Schlüsselblumen u. a. zugestehen. Ihre größte Bedeutung allerdings liegt auf dem Gebiet der kulturell-erzieherischen Arbeit, der Öffentlichkeitsarbeit. Beide Kundmachungen haben eine große Reihe von Bildbüchern, Plakaten, Zeitungs- und Zeitschriftenartikeln nach sich gezogen, wodurch manche Kenntnisse über die schützenswerten Naturelemente sowie über den Naturschutz im allgemeinen, verbreitet worden sind. Natürlich ist jede solche Propaganda in ihrer Zweideutigkeit zu sehen: erstens verbreitet sie Naturschutzideen und macht Werbung zur Mitarbeit, zweitens zeigt sie allerdings schöne Pflanzen, die man gerne haben oder bei sich im Garten züchten möchte, was zu einer Plünderung der übriggebliebenen Fundorte führt. Der folgenschwerste Mangel der Kundmachung besteht jedoch in den Paragraphen, in denen es heißt, daß die in der Liste erwähnten Pflanzen als nicht geschützt anzusehen sind, wenn sie auf Kulturflächen vorkommen und im Rahmen der normalen Bewirtschaftung dieser Flächen beschädigt werden.

Wenn nun ein Vergehen gegen die Kundmachung zum Pflanzenartenschutz verübt wird und strafrechtlich beurteilt werden soll, dann fragen die Gerichtsbehörden nach der Höhe des Schadens, in dem Geldwert ausgedrückt, welcher verursacht worden ist. Das hat die Naturschutzorgane dazu geführt, daß sie – bisher nur in der Slowakei – eine Preistabelle der geschützten Pflanzenarten ausgearbeitet haben. Die Grundpreise für ein Exemplar bewegen sich zwischen 50 Kronen z. B. für den Schlangen-Bärlapp (*Lycopodium annotinum*) und 2300 Kronen für *Pulsatilla zimmermannii*. Dazu werden noch Zuschläge gerechnet: für besonders üppige Exemplare, für Exemplare in den Schutzgebieten usw. In der ČSR wird zur Zeit an einer solchen Preistabelle gearbeitet. In den beiden Republiken der ČSSR werden jetzt neue Naturschutzgesetze vorbereitet. Auch neue Durchführungsbestimmungen zum Pflanzenartenschutz sollen vorbereitet werden. Es ist klar, daß man die Auswahl der schützenswerten Taxone den Roten Listen anpassen muß. Es ist uns allerdings auch ganz klar, daß in den neuen Verordnungen der Artenschutz mit dem Biotopenschutz eng verbunden sein muß.

Zentrale Registrierung der kritisch bedrohten Pflanzenarten in der ČSR

Von den kritisch bedrohten Pflanzenarten kann man sagen, daß sie während der kommenden 10 bis 30 Jahre völlig verschwinden werden, falls keine neuen wirksamen Maßnahmen zu ihrem Schutz unternommen werden. Dadurch wird eine klare Priorität in unserer Arbeit gegeben: die kritisch bedrohten Arten.

Die Naturschutzabteilung des Staatlichen Instituts für Denkmalpflege und Naturschutz zu Prag hat mit der Führung eines zentralen Registers der kritisch bedrohten Pflanzenarten angefangen.¹⁾

Diese Registrierung verfolgt die folgenden Ziele:

1. Ein genaues Bild des gegenwärtigen Vorkommens der kritisch bedrohten Arten zu gewinnen.

2. Aus diesem Bild die praktischen Rettungsmaßnahmen für jeden einzelnen Fall und für jeden einzelnen Fundort abzuleiten.

3. Eine ständige Beobachtung der Lage der kritisch bedrohten Arten zu ermöglichen.

Die ausgewählte Modellart, die Frühlings-Küchenschelle (*Pulsatilla vernalis*) kommt in der ČSSR in zwei Formen vor: die var. *alpestris* im Gebirge und die var. *vernalis* im Hügelland. Die erste Form ist im Altvatergebirge verschollen, überlebt an einem einzigen Standort im Riesengebirge. Die Verwaltung des Nationalparks Riesengebirge unternimmt aktive Schutzmaßnahmen am Standort z. B. Schutznetze gegen Abpicken durch Vögel und züchtet einige Hunderte von Sämlingen in eigener Gärtnerei zur Stärkung der zwei existierenden Populationen sowie zur eventuellen Wiedereinbürgerung der Pflanzenart an ihren früheren Fundorten. Die zweite Form wurde einst von etwa 70 Fundorten in drei Gebieten belegt oder zuverlässig angegeben.

Von diesen existierten im Jahre 1981 nur 9 zahlenmäßig arme (1 bis 11 Exemplare) Populationen an drei Makrolokalitäten im Wittingauer Becken in Südböhmen. Bei der Erarbeitung des Registers hat man aktive Schutzmaßnahmen angeregt:

Umzäunung des zukunftsträchtigsten Standortes, Halbkultur der Pflanze anderswo.

Die Erklärung des Wittingauer Beckens zum Landschaftsschutzgebiet und zum internationalen UNESCO-Biosphärenreservat »Trebonsko« und die Erarbeitung des Planes der ökologischen Optimierung der wirtschaftlichen Nutzung des Gebietes geben Hoffnungen für das Überleben der Art.

Die Ausarbeitung des Registers ist eine anspruchsvolle Aufgabe, die in Zusammenarbeit mit den Bezirksstellen für Denkmalpflege und Naturschutz und den an sie angegliederten Verwaltungen der großflächigen Landschaftsschutzgebiete, mit der Tschechoslowakischen Botanischen Gesellschaft, mit den freiwilligen Naturschutzaktivisten der Kreise und mit dem Tschechischen Naturschutzverband gelöst wird. Auch unter den kritisch bedrohten Arten gibt es Prioritäten. Sie beziehen die seltenen, gefährdeten und endemischen Pflanzen der europäischen Länder²⁾ ein. Die Erhaltung der engen Endemiten betrachtet die tschechoslowakische Naturschutzpflege als ihre erstrangige Pflicht.

Die tschechische Rote Liste registriert 43 völlig oder beinahe völlig an das Staatsgebiet gebundene endemische Taxone; in der slowakischen Roten Liste sind es 63 Taxone. Dabei wurden zwei karpatische Endemiten – Bäumchenhafter Seidelbast (*Daphne arbuscula*) und Turna-Goldtropfen (*Onosma tornensis*) in das erste botanische Weltrotbuch³⁾ eingeschlossen.

Schutz der Biotope, Gebietsschutz

Zur Erhaltung seltener und bedrohter Pflanzen in und mit ihren Biotopen hat die staatliche Natur-

¹⁾ vgl. ČEROVSKÝ Jan, PODHAJSKÁ Zdenka: Registrace kriticky ohrožených druhů vyšších rostlin v ČSR na příkladu konikleců jarního – Registration der kritisch bedrohten Pflanzenarten in der ČSR am Beispiel der Frühlings-Küchenschelle, *Pulsatilla vernalis*, *Památky a příroda – Denkmäler und Natur* – 6: 577-583, Panorama, Praha 1981, tschechisch, kurze deutsche und englische Zusammenfassung.

LUCAS G., WALTERS S. M. – List of rare, threatened and endemic plants for the countries of Europe, *Kew* 1976.

LUCAS Gren, SYNGE Hugh – The IUCN Plant Red Data Book, S. 93-94, 523-524, IUCN, Morges, Switzerland 1978.

schutzpflege die Möglichkeit, Schutzgebiete zu erklären. Unter den Kategorien der Schutzgebiete nach den tschechoslowakischen Naturschutzgesetzen gibt es auch den »geschützten Fundort«. Die Errichtung vieler geschützter Fundorte sowie auch kleinerer Naturreservate wurde durch das Vorkommen seltener und bedrohter Pflanzen motiviert. Dabei wurde allerdings kaum systematisch gehandelt.

Im Rahmen der Pflege und Sorge für die kritisch bedrohten Arten soll künftig in der ČSR jede dieser Arten durch den Gebietsschutz gesichert werden. Im westlichen Teil der Tschechoslowakei entwickelt jetzt der staatliche Naturschutz das Netz der Schutzgebiete nach dem Kriterium der Repräsentanz. Die gesamte Republik wird in Ökoregionen eingeteilt und für jede dieser Gegenden wird ein ideales Schutzgebietsnetz vorgeschlagen. Dieses soll die Mannigfaltigkeit sowohl der natürlichen und naturnahen als auch manche halbkulturellen Ökosysteme umfassen, wobei die Pflanzengesellschaften im Sinne der phytozoologischen Vegetationseinheiten zur Charakterisierung der gesamten Ökosysteme verwendet werden. Auch die Anwesenheit der geschützten und kritisch bedrohten Pflanzenarten gilt als ein Teilaspekt für das Kriterium der Repräsentanz.

Es ist ganz klar geworden, daß die Schutzgebiete gar nicht sich selbst überlassen werden dürfen: man muß sie fachlich pflegen, die Weiterentwicklung ihrer Ökosysteme zielmäßig regulieren, das wissenschaftlich begründete Management ausüben. Dafür werden jetzt in der ČSR für jedes kleinflächige Schutzgebiet und Naturreservat sowie für jeden geschützten Fundort Pflegepläne, sogenannte »Naturschutzpläne« ausgearbeitet. Auch das Überleben, möglichst sogar das Vermehren der Populationen seltener und bedrohter Pflanzenarten wird dabei berücksichtigt.

Wofür muß das Management unter diesem Gesichtspunkt Sorge tragen? Vorallem handelt es sich um eine wirksame Kontrolle der spontanen Entwicklung des Ökosystems, der geschützten Pflanzengesellschaften. Diese Entwicklung kann nämlich zu Änderungen führen, welche den Rückgang, eventuell ein totales Verschwinden einer Art oder mehrerer Arten zur Folge hat. Man könnte Beispiele anführen, wo aus diesem Grund die Pflanzenarten verschwunden sind, deren Vorkommen die Errichtung des betreffenden Schutzgebietes motiviert hat. In den südmährischen Reservaten mit sehr seltenen Halophytengesellschaften wurde mit der Erklärung des Gebietsschutzes die Weide und die Mahd der Flächen unterbrochen. So wuchsen dann üppig die konkurrenzfähigen Kräuter und besonders Gräser, welche die konkurrenzschwachen Halophyten mehr oder weniger völlig unterdrückt haben. In einem solchen Reservat löst man jetzt die kritische Situation so, daß man jedes zweite oder dritte Jahr von einem Staatsgut für den Standort eine Planieraupe bestellt, mit welcher dann durch das Gebiet breite vegetationsfreie Streifen erzeugt werden. Die Halophyten gedeihen an diesen Stellen sehr gut. Die Steppenreservate leiden vom Anflug der Robinie aus der Umgebung. Das Problem wird hauptsächlich durch freiwilligen Einsatz von Naturschutz Helfern und der Naturschutzjugend gelöst.

Bei der unerwünschten Entwicklung der geschützten Pflanzengesellschaften kombiniert sich oft die spontane, mehr oder weniger natürliche oder naturnahe Entwicklung mit verschiedenen störenden Einflüssen aus der intensiv bewirtschafteten Umgebung. So wird zum Beispiel in einem Teich, einem Schutzgebiet der

seltener und bedrohten Klein-Mummel (*Nuphar pumila*), der natürliche Verlandungsprozeß des Wasserreservoirs durch starke Eutrophierung wesentlich beschleunigt.

Neue Artenschutzmethoden in der praktischen Naturschutzarbeit

Im böhmischen mittleren Elbegebiet gibt es ein interessantes Relikt vorkommen der Sandnelke, welche als eine endemische Form (*Dianthus arenarius* var. *bohemica*) beschrieben wurde.

Schon zwanzig Jahre lang versucht man ein Management des natürlichen Standorts, welcher durch den Robinienanflug und einige andere Einflüsse gestört wird. Zur Zeit ist die Lage aber ausgesprochen schlecht. Der staatliche Naturschutz hat darum zugestimmt, daß ein nordböhmischer botanischer Garten die Pflanze in einer Rettungskultur züchten soll. Die tschechoslowakischen botanischen Gärten finden sich zur Mitarbeit bei der Erhaltung der bedrohten Flora bereit. Ihre Aufgaben sollen dabei viel mehr als nur die Rettungskultur umfassen. Sie können sich wesentlich an der Erziehung und Bildung breiter Öffentlichkeitskreise beteiligen. Sie werden Pflanzenmaterial, zum Verkauf an die Kleingärtner und Steingartenfreunde erzeugen zur Verminderung der Gefahr für die Pflanzen in der freien Natur – hauptsächlich allerdings zum Ausbringen in die Natur. Wir sind nämlich der Meinung, daß die seltenen und bedrohten Pflanzenarten in der freien Natur, in der Landschaft bleiben sollten, um all ihre ökologischen, ästhetischen, wissenschaftlichen und kulturellen und manchmal sogar auch ökonomischen – z. B. Heilpflanzen – Funktionen weiter zu erfüllen. Dabei sind wir uns bewußt, daß dieses Bestreben ohne Kultivierung kaum möglich wäre. Wir sehen also die Perspektive so an, daß wir in den meisten Fällen eine »Halbkultur« in der freien Landschaft betreiben müssen. Dabei sollen eine bedeutende Rolle die großräumigen Landschaftsschutzgebiete spielen, welche in der Tschechoslowakei künftig als Modellgebiete für die ökologische Optimierung der Landnutzungen und als ökologische Stützflächen des Landes dienen werden. Manche praktische Möglichkeit zeigt uns die Natur selbst. Im Landschaftsschutzgebiet »Böhmischer Karst« südwestlich von Prag werden verlassene Kalksteinbrüche von verschiedenen geschützten, seltenen und bedrohten Pflanzenarten spontan besiedelt; es handelt sich z.B. um die Steinbrech-Arten (*Saxifraga decipiens* und *S. paniculata*), das Echte Steinkraut (*Alyssum saxatile*) u.a. Diese Beobachtungen aus dem Gelände kann man anwenden. Bei dem gegenwärtigen Talsperrenbau in Südmähren wird man zur Befestigung und auch zur Verschönerung der Schüttdeiche hunderte von Exemplaren des Zwergmandelbaumes (*Amygdalus nana*) aussetzen. Dieser Strauch ist in der Gegend autochton, gehört in die Gruppe der kritisch bedrohten Arten mit 2-3 letzten natürlichen Fundorten. Das zum Aussetzen bestimmte Pflanzenmaterial ist genetisch rein und stammt ursprünglich aus der freien Natur.

Mit allen diesen Problemen und Aufgaben befaßt sich in dieser Zeitperiode 1981-1985 die Forschungsaufgabe »Die Erhaltung seltener und bedrohter Pflanzen und Tiere«, die im Ressort des Ministeriums für Kultur der ČSR bearbeitet wird. Die Dienststelle des Vortragenden wirkt als Träger der Forschungsaufgabe, der Vortragende selbst als Chefkoordinator.

Der Obere Wöhrder See im Stadtgebiet von Nürnberg

Beispielhafte Gestaltung von Insel und Flachwasserbiotopen im Rahmen der Pegnitz-Hochwasserfreilegung

Wolfgang v. Brackel
Karl Briemle
Reinhard Grebe
Otto Heimbucher
Siegfried Lippelt
Hanns-Jürgen Schuster

Inhalt	Seite
1. Entstehung und Realisierung der Planungskonzeption	93
2. Gesamtübersicht des Wöhrder Sees mit einer Zusammenstellung einiger technischer Daten	95
3. Flora und Vegetation der Flachwasserbereiche und Biotopinseln	96
3.1 Gestaltung der Standorttypen	96
3.2 Vegetation	96
3.3 Die Pflanzengesellschaften im einzelnen	98
3.4 Voraussichtliche Vegetationsentwicklung	102
4. Angaben zur Fauna	102
5. Maßnahmen zum Biotopmanagement	103
6. Zusammenfassung, Ausblicke, Forderungen	103
7. Literatur	104
8. Anhang	105
8.1 Pflanzensoziologische Aufnahmen	105
8.2 Lageplan der Vegetationsaufnahmen	106
8.3 Vegetationskarte	106
8.4 Artenliste	107

1. Entstehung und Realisierung der Planungskonzeption

Die Pegnitz fließt in Ost-West-Richtung durch Nürnberg. Im Altstadtbereich treten die beiden Stadtteile Lorenz und Sebald – benannt nach den beiden Hauptkirchen – eng an den Fluß. Schon im Mittelalter bauten die Bürger im Schutze von Burg und Mauer zu dicht an das Wasser und beachteten dabei auch nicht die Überschwemmungen, die alle 50 bis 100 Jahre auftraten.

Die Hochwassersituation wurde seit Beginn des Jahrhunderts durch zunehmende Bebauung und Kanalisierung im Einzugsbereich der Pegnitz verschärft. Damit verstärkte sich auch der Ruf nach staatlichem Hochwasserschutz.

So entstand schon mit dem Wiederaufbau der im 2. Weltkrieg zu 80 % zerstörten Nürnberger Altstadt eine Hochwasserentlastung zwischen Fleischbrücke und Museumsbrücke parallel des Flusses durch einen Tunnel. Weiterer Stauraum im Osten vor der Altstadt wurde gefordert.

So entwickelte in den 50er Jahren die Staatliche Wasserwirtschaftsverwaltung gemeinsam mit der Stadt Nürnberg Pläne für einen Stausee, den »Wöhrder See«, genannt nach dem alten Stadtteil Wöhrd östlich der Stadt. Etwa mittig durchschnittlich von der Bahnlinie Nürnberg-Eger wird insgesamt eine etwa 3 km lange Wasserfläche mit Breiten zwischen 50 und 400 m und einer Gesamtfläche von ca. 50 ha geplant. Auf dieser Grundlage entsteht von 1970 bis 73 der Untere Wöhrder See – gestaltet nach technisch-architektonischen Prinzipien.

Mit der Fertigstellung des mittleren Sees verstärkten sich kritische Stimmen der Bürger, die eine natürlichere Gestaltung der Wasserfläche im Auenbereich beim weiteren Seeausbau fordern.

So wird von der Stadt Nürnberg 1975 ein Wettbewerb ausgeschrieben mit der Aufgabe:

- Entwicklung alternativer Konzepte für den oberen, östlichen Teil des Sees (Oberer Wöhrder See) mit der städtebaulichen Entwicklung in den Randzonen.

Die sechs aufgeforderten Gutachtergruppen aus Landschaftsarchitekten, Stadtplanern und Architekten legten in einem zweistufigen, offenen Verfahren ihre Pläne vor. Hinter dieser Zweistufigkeit stand die Absicht des Auslobers, die im ersten Durchlauf als richtig erkannten Planungsgrundsätze im zweiten Verfahren zu optimieren. Aus dieser Bündelung der Ideen sollten sich praxisnahe Lösungen entwickeln und unrealistische Konzepte ausgeschaltet werden.

Die Arbeitsgruppe aus den Landschaftsarchitekten R. Grebe, H. Duthweiler, G. und H. Thiele und den Architekten Scherzer und Liebermann aus Nürnberg stellte erhebliche Mängel im vorgegebenen und auch schon planfestgestellten Entwurf der Wasserwirtschaftsverwaltung fest:

1. eine geringe Berücksichtigung der problematischen Gewässersituation (Gewässergüte III)

– starke Verkrautung des Sees durch submerse Wasserpflanzen infolge relativ geringer Wassertiefe von ca. 2,00 m, dadurch Verstärkung der Sedimentation und Eutrophierung.

– Dieser hohe Pflanzenwuchs erfordert im gesamten Seebereich eine aufwendige Pflege mit speziellen Schneide- und Räumbooten.

– Das im Staubereich auf der Oberfläche angesammelte Getreibsel wird durch den im Talraum vorherrschenden Westwind in die nach Westen geöffneten Buchten eingetrieben. Hier bilden sich breite Schlammkrawatten mit entsprechend negativen Auswirkungen auf die Wasserqualität sowie auf die Benutzbarkeit der Randzonen durch starke Geruchsentwicklung.

2. mangelndes Eingehen auf die wertvollen Vegetationselemente mit den Uferzonen von Pegnitz und Mühlgraben sowie eine überzogene Erschließung mit Intensiverholungsanlagen

– Auflösung der jetzt noch weitgehend bewaldeten Auenterrassen durch die vorgesehene städtebauliche Entwicklung, damit Verlust des natürlichen Auencharakters im Gesamttraum.

– Keine Berücksichtigung der bisherigen Tal- und Flußmorphologie mit ihrer Ausbildung ausgeprägter Prall- und Gleituferebereiche in der Aue, eingerahmt durch eine nahezu geschlossen bewachsene Hochterrasse. Die im Planfeststellungskonzept vorgesehene intensiv zu nutzende Sportinsel liegt mitten im Stromstrich, unmittelbar vor dem wertvollen historischen Ensemble des Mögelder Kirchberges und der vorgelagerten Satzinger Mühle.

– Einbau des See-Aushubs (ca. 150.000 m³) in einer gleichmäßigen Höhe von 1,00 – 2,00 m im gesamten Auenbereich, damit flächendeckende Zerstörung aller vorhandenen Vegetationselemente.

Im ersten Kolloquium wurde vom Nürnberger Planungsteam ein verändertes Grundkonzept vorgelegt (s. Plan) und mit den Obergutachtern als verbindliche Ausführungsziele festgelegt:

● *Stärkere Ausformung des Sees* mit einer differenzierten Uferlinie zur Schaffung großer aktiv wirkender Uferbereiche mit wechselnder Uferprofilierung

● *Führung der Uferlinie soweit als möglich entlang der alten Ufer* von Pegnitz und Mühlenzulauf, damit Erhaltung der hier vorhandenen wertvollen Baumweiden, der krautreichen stabilisierten Ufersäume.

Bei beiderseits wertvollem Uferbewuchs Vorlagerung von Inseln und Flachwasserbereichen in der Uferzone mit einem differenzierten Ufer- und Vegetationsprofil, dadurch Schaffung gestaffelter Uferzonen mit unterschiedlichen Gewässertiefen, die mit zwischengeschalteten Barrieren auch ein Einfahren von Booten verhindern und damit ungestörte Brutbiotope für die Tierwelt abgeben.

● *Keine gleichmäßige Aufhöhung des Talbodens* durch Aushub, sondern mit anfallenden Bodenmassen Modellierung am Bahndamm, an steilen Hangkanten, Bau von Aussichtsbereichen u.a.

● *Verlagerung der Sportinsel* aus dem wertvollen historischen Bereich nach Norden mit der folgenden Begründung:

– Ausgestaltung der nach Südwesten (Hauptwindrichtung) geöffneten Uferbereiche als differenziertem Feuchtbiotop mit breitem Röhrriechtgebiet zum Auffangen und weitestgehendem Abbau der hier angeschwemmten Verschmutzungen,

– Schaffung einer ruhigen, landschaftlich betonten Zone vor dem historisch bedeutsamen Mögelder Kirchberg,

– Anlagerung der Aktivzone an die städtebaulich mit allen Erschließungsmaßnahmen (S-Bahn, Straßenbahn, Parkplätze) ausgestattete Entwicklungsachse im Norden mit Ausbau einer zentralen Fußgängerachse aus dem neuen Siedlungsbereich in die Insel.

● *Reduzierung der geplanten Ausbau-Intensität* aller Erholungseinrichtungen, Verzicht auf die Regattastrecke am See mit umfangreichen Bau- und Erschließungsanlagen am Ufer.

● *Einordnung der beiden Seen in ein* aus der Stadt bis in die freie Landschaft zunehmend *extensiver werdendes Gesamtkonzept*. In dieser Abfolge soll der Obere Wöhrder See im Anschluß an das noch weitgehend naturnahe Pegnitztal natürlich gestaltet werden.

● *Aufbau eines inneren Fußwegesystems* unabhängig von den Randstraßen und den zwei überquerenden Straßenbrücken mit einer Querung im Mittelbereich des Sees zur Herstellung der wichtigen Nord-Süd-Verbindung, dadurch Einengung der Wasserfläche, um einen wirtschaftlichen Brückenbau zu ermöglichen.

In der endgültigen Entscheidung der Obergutachter nach dem zweiten Kolloquium wird die Arbeit der Münchener Architekten v. Branca, Beck-Enz und Yelin und Landschaftsarchitekt Bauer, Freising, ergänzt durch Vorgaben der Nürnberger Gruppe, für die weitere Bearbeitung ausgewählt.

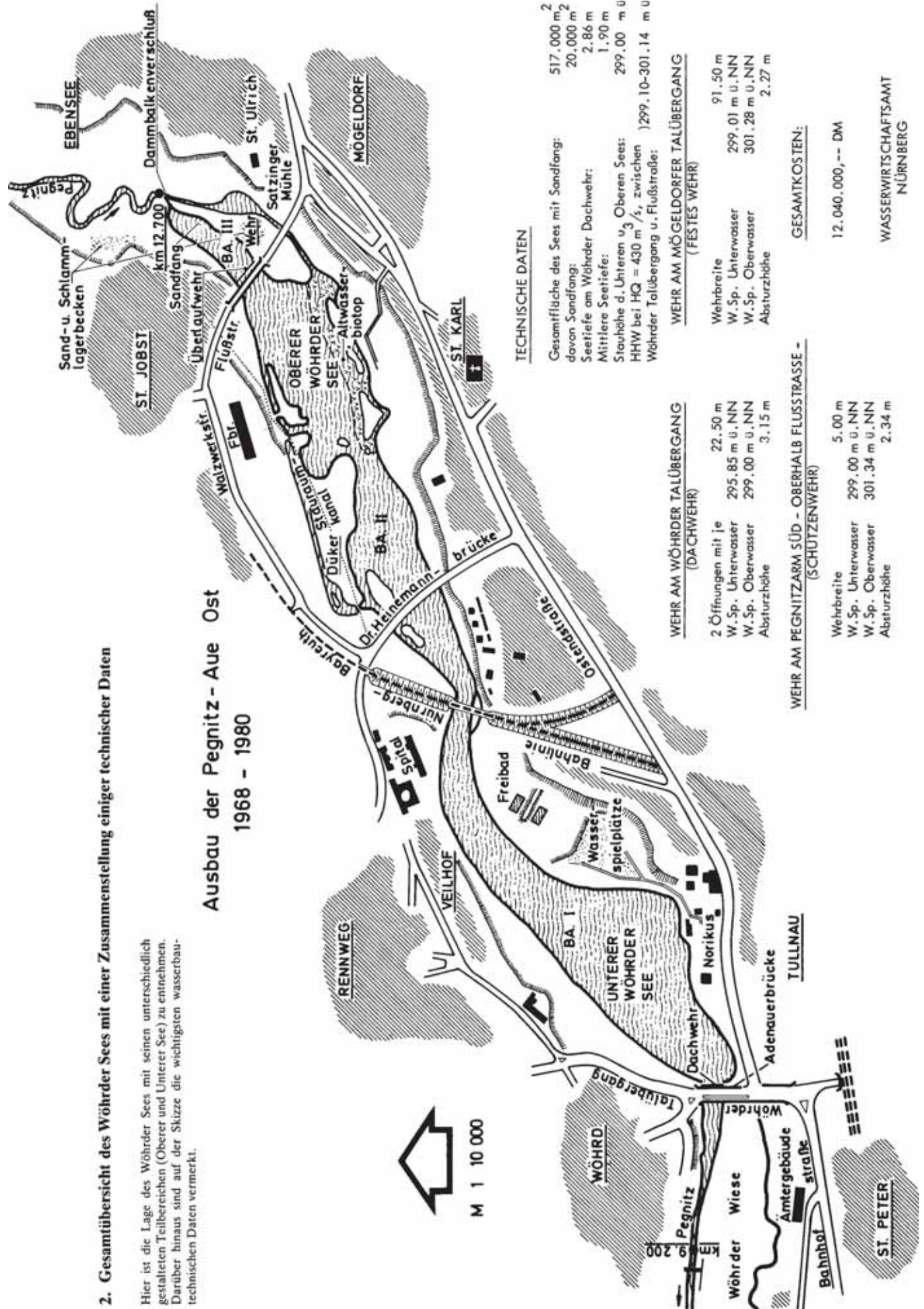
Von der Münchener Gruppe war – neben einer ähnlichen Auffassung in der Gestaltung der Landschaftsräume – eine an historischen Elementen orientierte, kleine Inselstadt mit Hotel, Alten- und Jugendeinrichtungen, Wohnungen, dem Sporthafen u.a. am Rande der Aue aufgebaut – als gestaltetes Pendant zur Nürnberger Altstadt.

Auf der Grundlage dieser beiden Arbeiten wird von den beiden Arbeitsgruppen (München und Nürnberg) der Rahmenplan unter Federführung des Büros Grebe, Nürnberg, entwickelt in Zusammenarbeit mit Garten- und Stadtplanungsamt Nürnberg, dem Staatlichen Wasserwirtschaftsamt, dem Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft und dem Bund Naturschutz.

2. Gesamtübersicht des Wöhrder Sees mit einer Zusammenstellung einiger technischer Daten

Hier ist die Lage des Wöhrder Sees mit seinen unterschiedlich gestalteten Teilbereichen (Oberer und Unterer See) zu entnehmen. Darüber hinaus sind auf der Skizze die wichtigsten wasserbau-technischen Daten vermerkt.

Ausbau der Pegnitz - Aue Ost 1968 - 1980



TECHNISCHE DATEN

- Gesamfläche des Sees mit Sandfang: 517.000 m²
- davon Sandfang: 20.000 m²
- Seetiefe am Wöhrder Dammwehr: 2.86 m
- Mittlere Seetiefe: 1.90 m
- Stauhöhe d. Unteren u. Oberen Sees: 299.00 m ü. NN
- HHW bei HQ = 430 m / s, zwischen Wöhrder Talübergang u. Flußstraße: 299.10-301.14 m ü. NN

WEHR AM MÖGELDORFER TALÜBERGANG (FESTES WEHR)

- Wehrbreite: 91.50 m
- W.Sp. Unterwasser: 299.01 m ü. NN
- W.Sp. Oberwasser: 301.28 m ü. NN
- Absturzhöhe: 2.27 m

WEHR AM WÖHRDER TALÜBERGANG (DACHWEHR)

- 2 Öffnungen mit je 22.50 m
- W.Sp. Unterwasser: 295.85 m ü. NN
- W.Sp. Oberwasser: 299.00 m ü. NN
- Absturzhöhe: 3.15 m

WEHR AM PEGNITZARM SÜD - OBERHALB FLUSSSTRASSE - (SCHÜTZENWEHR)

- Wehrbreite: 5.00 m
- W.Sp. Unterwasser: 299.00 m ü. NN
- W.Sp. Oberwasser: 301.34 m ü. NN
- Absturzhöhe: 2.34 m

GESAMTKOSTEN:

12.040.000, -- DM

WASSERWIRTSCHAFTSAMT
NÜRNBERG

Die Überprüfung der beiden Konzepte bei der Vertiefung des Rahmenplans läßt bald erkennen, daß auf die vorgesehene Bebauung in der Aue bei den hohen Gründungs- und Sicherungskosten verzichtet werden muß. Die Ziele der Landschaftsplanung können im wesentlichen umgesetzt werden (s. Rahmenplan), wobei die Verstärkung der naturnahen Bereiche auch durch die Forderungen der Bürger und aller politischen Gruppierungen im Stadtrat eine besondere Bedeutung erhält.

Auf der Grundlage der Rahmenkonzeption wird das Projekt schließlich bis 1980 realisiert.

Der folgende Bericht untersucht den Zustand des naturhaft gestalteten »Oberen Wöhrder Sees« in seiner Vegetationsentwicklung. Der Rahmenplan sah neben einem differenzierten Aufbau artenreicher Ufervegetation in vielen Bereichen eine natürliche Sukzessionsfolge vor.

3. Flora und Vegetation der Flachwasserbereiche und Biotopinseln

Wurde in den vorausgegangenen Ausführungen die Entwicklung des Wöhrder See-Projektes von der ersten Idee über den Wettbewerb bis zur Ausführung aufgezeigt, so sollen in der folgenden Abhandlung ausschließlich die naturnah gestalteten Bereiche im Oberen Wöhrder See – die künstlich angelegte Flachwasser- und Inselzone – betrachtet werden.

3.1 Gestaltung der Standorttypen

Das untersuchte Gebiet liegt in etwa 300,00 m ü. NN (Stauhöhe 299,00 m ü. NN) vor dem Südufer des Wöhrder Sees nahe der Satzinger Mühle im Bereich der ehemaligen Weigelshofer Wiesen. Es besteht aus mehreren kleinen Inseln und Flachwasserbereichen, die durch einen etwa 4,00 – 5,00 m breiten Graben vom Land abgetrennt sind. Mit den dazwischenliegenden Wasserflächen hat es eine Größe von etwa 5,0 ha.

Teile der Inseln sind periodisch oder episodisch überschwemmt, die höchsten Erhebungen liegen bis zu 2,00 m über der Wasseroberfläche. Die Ufer laufen zum großen Teil flach aus, nur an einigen Stellen fallen sie steil ab. Auf den Inseln wurden mehrere kleine Tümpel angelegt, von denen einige in Verbindung mit dem offenen Wasser stehen. Auch ihre Ufer sind teils flach, teils steil angelegt.

Die Möglichkeiten, in der Standortgestaltung eine möglichst hohe Vielfalt zu erzielen durch

- unterschiedliche Substratwahl,
- wasserhaushaltsbedingte Unterschiede (Lage zum Oberflächenwasser- und Grund- bzw. Seewasserspiegel),
- Reliefformgestaltung (flache, steile Uferpartien etc.),

wurden optimal genutzt. Auch wurden in der Substratwahl die natürlichen geologischen Bedingungen berücksichtigt und Sande und Schlammmaterial aus dem natürlichen alluvialen Untergrund der Pegnitz eingebracht. Siehe Bild 1.

Die vorliegende Untersuchung ist eine Zustandserfassung der Vegetation am Anfang der Besiedlungsphase und soll als Grundlage für weitere Zeitreihenbetrachtungen über Jahre hinweg dienen. Erst eine langjährige Beobachtung der Vegetationsentwicklung wird einen zuverlässigen Aufschluß über Entwicklungsrichtung und -verlauf geben, über die wir heute nur Vermutungen anstellen können.

Auf den vom Menschen neu geschaffenen Standorten, die nach biologischen Erkenntnissen geformt

wurden, haben sich in den vier Jahren ihres Bestehens bereits unterschiedliche Florenelemente spontan eingestellt. Sie lassen, wie noch auszuführen sein wird, bereits Ansätze standörtlich angepaßter Vegetationsentwicklung erkennen, deren künftigen Verlauf unser besonderes Interesse gilt.

Wir erwarten uns davon besonders Hinweise zu

- günstiger Standortgestaltung
- Entwicklungsgang spontan einsetzender Besiedlung
- Zweckhaftigkeit von Gehölz- und Röhrichtpflanzungen.

Unsere Bestandsanalyse der Vegetationsentwicklung ist eine erste *Momentaufnahme* aus einem richtungweisenden Projekt zu Fragen der Biotopgestaltung und -management, das über Jahre hinweg durch laufende Untersuchungen weiter dokumentiert werden soll. Uns erscheint dieses Projekt vor allem im Hinblick auf ähnliche Aufgaben, mit denen die Landschaftsplanung zunehmend konfrontiert wird, wichtig genug, es trotz der noch sehr lückenhaften Erkenntnisse bereits zu diesem Zeitpunkt einem interessierten Kreis zugänglich zu machen (vgl. zum Problem der Flußstauseen auch REICHHOLF 1976).

3.2 Vegetation

Für die Pflanzenbesiedlung wurden zwei Wege gewählt:

1. *Pflanzungen* im Wechselwasser- (Röhrichte) und Uferbereich (Gehölze),
2. *spontane Vegetationsentwicklung* auf übrigen Standorten.

Hierbei ist vor allem von Interesse, ob von den gepflanzten Arten eine weitere Entwicklung ausgeht, oder ob diese durch externe Besiedlung verdrängt werden (Konkurrenz).

Dabei spielt sicher auch die richtige standortangepaßte Artenwahl eine nicht unerhebliche Rolle, ebenso Qualität und Zustand der Standortfaktoren (Trophiegrad, Wasserhaushalt, Bodenaufbau etc.). Diese Überlegungen sind schon deshalb bedeutsam, weil für die oft einartige Dominanz von Röhrichtarten die Zufälligkeit der Erstbesiedlung, damit also der Konkurrenzvorteil, verantwortlich gemacht wird (ELLENBERG 1978). Über diese Fragen werden wir sicher in den nächsten Jahren durch regelmäßige Untersuchungen interessante Aufschlüsse erhalten. Siehe Bild 2.

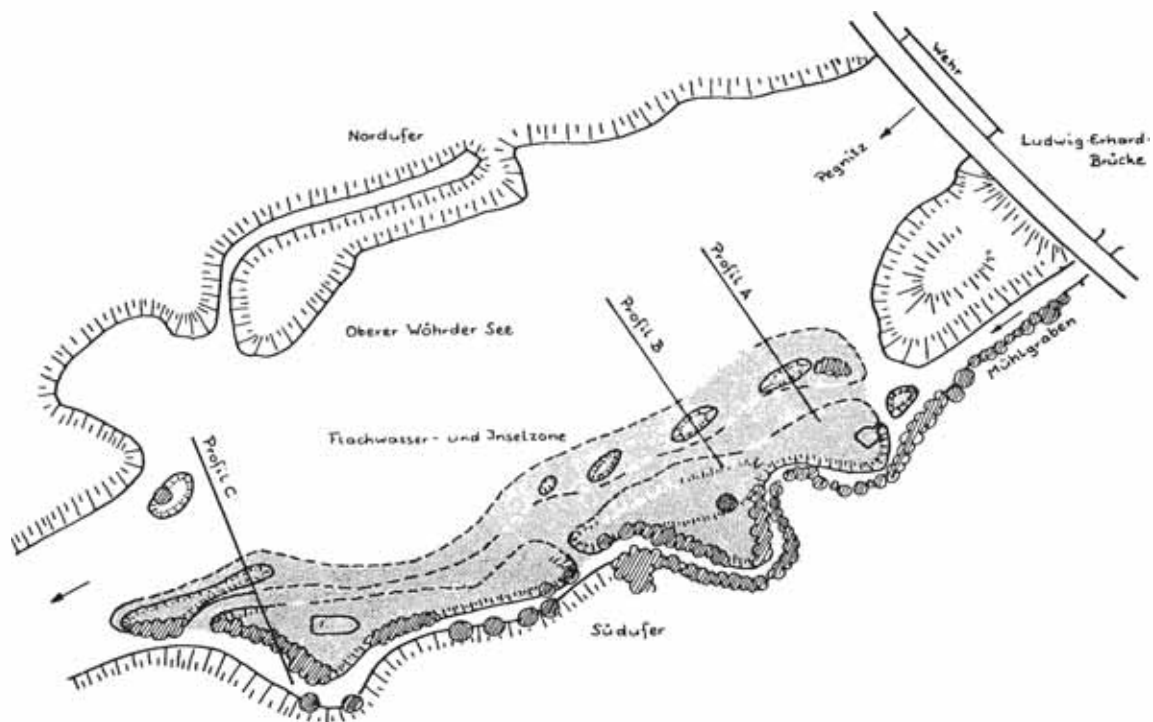
Die Liste der im Untersuchungsgebiet aufgefundenen höheren Pflanzen umfaßt 211 Arten (s. Anhang). Nicht aufgeführt sind Moose und Flechten, da sie nur in unbedeutendem Umfang am Aufbau der Pflanzendecke beteiligt sind. Lediglich das Brunnenlebermoos (*Manchampia polymorpha*) kommt an einer Stelle sehr häufig vor und *Funaria hygrometrica* findet sich immer wieder an offenen Stellen.

35 % der aufgefundenen Arten sind Nässe- bzw. Feuchtezeiger, ein Viertel der Arten gehört zu den Ruderalpflanzen, die auf einen anthropogen bedingten hohen Nährstoffgehalt des Bodens hinweisen.

Eine ähnliche Aufteilung ergibt sich auch bei der Betrachtung der Vegetationseinheiten. Etwa ein Drittel der Fläche beanspruchten Röhrichte, Großseggenbestände, Schwimmblatt- und Unterwasservegetation sowie Flutrassen. Ein weiteres Drittel der Fläche ist mit Ruderalvegetation bewachsen, den Rest nehmen Wiesen- und Auwaldreste ein (vgl. Vegetationskarte im Anhang).



Freigegeben durch die Reg. von Oberbayern Nr. 67/890345



Oberer Wöhrder See mit den naturhaft gestalteten Flachwasser- und Inselbereichen am Südufer
 Der untersuchte Bereich ist durch Punktsignaturen gekennzeichnet; die im Text dargestellten Profilschnitte (A-C) sind in der Skizze markiert.

3.3 Die Pflanzengesellschaften im einzelnen

Methodik der Aufnahme und Darstellung

Die verschiedenen Pflanzengesellschaften des Untersuchungsgebietes sind durch Vegetationsaufnahmen (Tab. 1–4 im Anhang) – aufgenommen nach der Methode von BRAUN-BLANQUET – belegt. Darüber hinaus wird in repräsentativen Schnitten (vgl. Abb. A, B und C) im Text die Anordnung der Vegetationselemente in Abhängigkeit von den standörtlichen Voraussetzungen dargestellt und diskutiert. Um eine Vorstellung von der Häufigkeit einzelner Arten und den Deckungsverhältnissen der Vegetationstypen zu erhalten, wurden entsprechende Einschätzungen zur Häufigkeit (einzelne Arten) und Flächendeckung (Vegetationstypen) vorgenommen.

Der Gesellschaftsanschluß der einzelnen notierten Arten (OBERDORFER 1979, RUNGE 1980) führte zur Kennzeichnung und Beschreibung der Vegetationseinheiten, wobei eingeräumt werden muß, daß zur Zeit noch die initialen Besiedlungsphasen andauern und demzufolge häufig noch schlecht charakterisierte Vegetationstypen oder Fragmente mit zahlreichen gesellschaftsfremden Begleitern vorliegen. Dennoch halten wir eine pflanzensoziologische Kennzeichnung der Vegetationsverhältnisse – wenn auch nur z.T. auf Assoziationsniveau – für gerechtfertigt, da die dazu erforderlichen Kennarten auch auftreten (vgl. Vegetationstabellen).

Die Pflanzengesellschaften

● Künstlich eingebrachte (gepflanzte) Arten

Im Rahmen der Biotopgestaltung, die der Bund Naturschutz in Zusammenarbeit mit dem Wasserwirtschaftsamt Nürnberg vornahm, wurden auch Röhrichtpflanzungen in den Flachwasserbereichen ausgeführt. Das verwendete Material stammte aus einem nahegelegenen Bereich, der durch eine Straßenbaumaßnahme verändert wurde.

Die Röhrichte wurden in Wassertiefen von 0 bis ca. + 0,50 m eingebracht, und zwar folgende Arten:

Röhrichtarten

Typha latifolia	– Breitblättriger Rohrkolben
Typha angustifolia	– Schmalblättriger Rohrkolben
Phragmites australis	– Schilf
Iris pseudacorus	– Sumpfschwertlilie
Acorus calamus	– Kalmus

Arten der Seggenrieder

Carex elata	– Steifsegge
Carex rostrata	– Schnabelsegge
Carex elongata	– Walzensegge
Carex pseudocyperus	– Zypergras-Segge
Carex vulpina	– Fuchssegge
Phalaris arundinacea	– Rohrglanzgras

sowie

Juncus effusus	– Flatterbinse
----------------	----------------

Für Gehölzpflanzungen fanden Verwendung

Salix alba	– Silberweide
Salix x rubens	– Rötweide
Salix viminalis	– Korbweide
Alnus glutinosa	– Roterle

● Spontane Vegetationsentwicklung

– Schwimmblatt- und Laichkrautgesellschaften

In das freie Wasser dringen Schwimmblatt- und Unterwasserpflanzen vor, die am Boden wurzeln. Das nährstoffreiche Gewässer des Wöhrder Sees wird dabei ausschließlich von Potamogeton pectinatus- (Kammlaichkraut-) Beständen besiedelt, die zum Verband des Potamion zählen. Durch ihr massiertes Auftreten wird das Kammlaichkraut zum Problem. Um das »Vergrasen« des Sees zu verhindern, müssen die Unterwasserwiesenbestände jährlich gemäht werden.

An Schwimmblattpflanzen haben sich in den Flachwasserbereichen bereits Potamogeton natans

Bild 1 Blick auf Flachwasserzonen von Westen in Richtung Mägeldorfer Kirchberg.



Bild 2 Röhrichtpflanzungen in den Flachwasserbereichen nach zwei Jahren, im Vordergrund *Typha latifolia*.



Bild 3 Sandinseln mit *Chenopodium strictum* in der Flachwasserzone. Im Hintergrund Pflanzungen aus *Juncus effusus* und *Typha latifolia*.



(Schwimmendes Laichkraut) und *Ranunculus aquatilis* (Wasserhahnenfuß) stellenweise eingestellt.

– *Röhrichte und Großseggenrieder*

(Tab. 1, Aufn. 1–5)

Die jungen Pflanzungen haben nach unseren Erkenntnissen noch keinen Zuwachs spontaner Arten erhalten. Nur an den Uferbereichen haben sich bereits einige wenige Röhrichtarten spontan angesiedelt wie *Lycopus europaeus* (Wolfstrapp), *Juncus effusus* (Flatterbinse), *Phalaris arundinacea* (Rohrglanzgras), *Solanum dulcamara* (Bittersüßer Nachtschatten), *Scutellaria galericulata* (Sumpfhelmkraut). Im landseitigen Anschluß deuten *Mentha longifolia* (Roßminze), *Lythrum salicaria* (Blutweiderich) *Epilobium hirsutum* (Zottiges Weidenröschen) und *Scrophularia umbrosa* (Geflügelte Braunwurz) auch schon initiale Ufer-Hochstaudenfluren an (vgl. Profil A).

Im Unterwuchs der Hochstauden steht oft flächendeckend *Veronica beccabunga* (Bachbunze).

In sehr flachen Bereichen bzw. auf kleinen Erhebungen im Wasser stellen sich dichte Horste von *Calamagrostis epigejos* (Land-Reitgras) ein. Hier sind auch häufiger *Solanum dulcamara* (Bittersüßer Nachtschatten) und *Galium palustre* (Sumpf-Labkraut) beigemischt.

– *Flutrasen-Gesellschaften (Agropyro-Rumicion), Zwergbinsen-Gesellschaften (Nanocyperon) und Schlammuferfluren (Bidention)*

(Tab. 2)

Flach ausgebildete Uferzonen, die sich nur wenige Zentimeter über den Wasserspiegel erheben und periodisch überflutet werden, lassen bereits in diesem frühen Stadium der Vegetationsentwicklung relativ gut ausgebildete Flutrasen-Gesellschaften erkennen.

Von regelmäßigen und langandauernden Überflutungen am stärksten beeinflusst ist das *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* (Knickfuchsschwanz-Rasen) mit herrschendem *Alopecurus geniculatus*, das im Untersuchungsgebiet jedoch nur kleinflächig auf kleine Buchten und landseitige Vertiefungen (Wasserüberstau) beschränkt ist.

Flächenhaft bedeutsamer ist hingegen das *Rorippo-Agrostietum* (Kressen-Flechtstraußgrasrasen) mit den dominanten Kennarten *Rorippa palustris* und *Agrostis stolonifera*, die beide reichlich vorkommen und durch die höherrangigen Kennarten *Rumex crispus* (Krauser Ampfer) und *Juncus inflexus* (Graugrüne Binse) ergänzt werden. Hierzu gesellen sich noch eine Reihe weiterer Arten ohne spezifischen Gesellschaftsanschluß (vgl. Profile und Tab. 2).

Beide Gesellschaften gehören systematisch zu den Flutrasen, die durch oberirdisch ausläufertreibende Arten oder mittels Rhizomen den vegetationslosen Boden erobern. Beispiele hierfür sind *Ranunculus repens* (Kriechhahnenfuß), *Potentilla reptans* (Kriechendes Fingerkraut), *Carex hirta* (Rauhe Segge), *Agrostis stolonifera* (Flechtstraußgras) und *Rorippa palustris* (Sumpfkresse) (ELLENBERG 1978).

Auf Flachufeln, die von nassen Sanden gebildet werden, kommt es zur Massenentwicklung von *Juncus bufonius* (Krötenbinse), die wohl als *Juncus bufonius-Gesellschaft* den Zwergbinsen-Gesellschaften angeschlossen werden muß. Auf Verbandsebene kennzeichnen die Krötenbinsen-Fluren (*Juncus bufonius*) saure Böden.

Durch wirksame Verbreitungsmechanismen (Wind, Tiere, Wasser) vermögen diese sehr unstat auf-tretenden Zwergbinsenfluren schlagartig vegetationslose Naßflächen mit einem dichten Teppich zu überziehen. Relativ schnell werden sie jedoch von ausdauernden Gesellschaften (meist Uferstaudenfluren) abgebaut.

Eine große Rolle spielen auf den offenen Schlamm-bänken *Bidention*-(Zweizahn-) Arten, die sich ohne erkennbaren Konkurrenzdruck hier noch prächtig entwickeln können. *Bidens tripartita* (Dreiteiliger Zweizahn) und *Polygonum lapathifolium* (Ampferknöterich) sind die häufigsten Arten. Nur vereinzelt treten hingegen *Bidens cernua* (Nickender Zweizahn), *Atriplex hastata* (Spießmelde), *Rumex paluster* (Sumpfpfeffer) und *Ranunculus sceleratus* (Gifthahnenfuß) auf. Der Gesellschaftsanschluß ins *Bidentetum tripartitae* und *Ranunculetum scelerati* erscheint hier angebracht.

ELLENBERG (1978) bezeichnet die halbruderalen Zweizahnfluren »stark nitrophile Schlammbewohner«, die »halbruderal« an »vom Menschen begünstigten« Standorten, häufig siedlungsnah, stehen (vgl. ELLENBERG, 1978, S. 799). Unter natürlichen Verhältnissen stehen diese Gesellschaften an Wild-tränken im Auenbereich, allerdings in einer sehr viel geringeren Flächenausdehnung als dies heute der Fall ist.

In der künftigen Entwicklung ist bei zunehmendem sukzessionsbedingtem Druck von ausdauernden Pflanzengesellschaften mit einer Abnahme der derzeitigen Bedeutung des *Bidention* zu rechnen.

Alle drei beschriebenen Gesellschaften sind bei uns durch die Intensivierung der Teichwirtschaft, die Begradigung und Einfassung von Flüssen und Bächen sowie die Asphaltierung von Wegen stark gefährdet und damit unbedingt erhaltenswert.

– *Ruderal Hochstaudenfluren (Tab. 3)*

In den aufgelassenen Wiesen, an Gebüschrändern und auf freigelegtem Boden kommt es, bedingt durch die Stickstoffanreicherung bzw. -freisetzung während der Erdarbeiten, zur Entwicklung einer oft üppigen Ruderalflora. Hier gedeihen Pflanzen mit hohen Nährstoffansprüchen, die zum Teil Pioniercharakter haben, deren Bestände sich aber oft jahrelang halten können. So verhindert das dichte, verfilzte Wurzelgeflecht von Brennesseln und Disteln das Keimen von Gehölzsamen und das natürliche Endglied der Sukzession, der Wald, stellt sich nur sehr langsam ein.

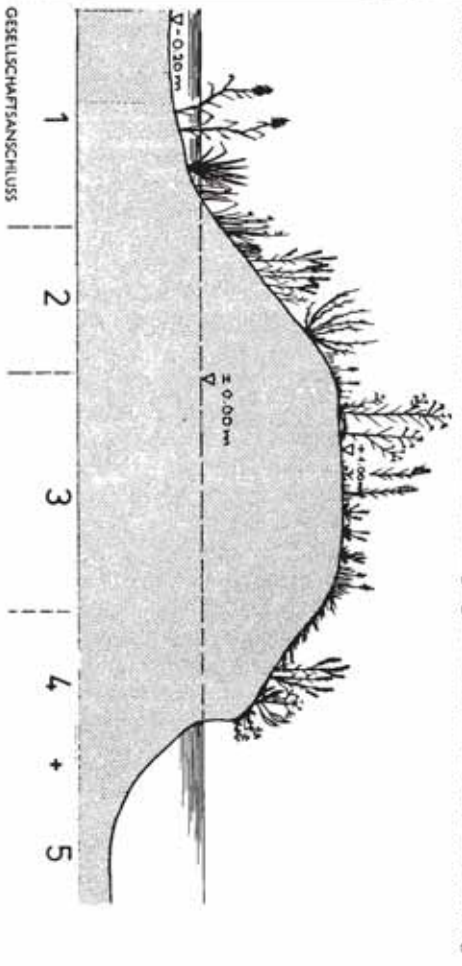
Die Ruderalvegetation im Gebiet läßt sich grob in drei Einheiten gliedern, die aber sehr verzahnt auftreten, wie Aufnahme 9 deutlich zeigt.

1. *Offene, kurzlebige Ruderalfluren*

0,50 – 1,00 m erheben sich die künstlich aufgeschütteten Sandhügel über den Wasserspiegel, die von einer trockenen Annuellenflur besiedelt werden. Dominierende Arten sind *Senecio viscosus* (Klebriges Kreuzkraut), *Chenopodium strictum* (Gestreifter Gänsefuß), *Conyza canadensis* (Katzenschweif), *Tripleurospermum inodorum* (Geruchlose Kamille) und die *Melilotus*- (Steinklee-) Arten. Genannte Arten weisen auf ein *Chenopodietum stricti* (Sisymbrien-Verband) hin, das als ausgesprochen wärme- und trockenheitsliebend gilt (GUTTE und HILBIG 1974). Siehe Bild 3.

Der Abbau dieser zweijährigen Unkrautflur wird von Queckenfluren (*Convolvulo-Agropyretum*) übernommen (MÜLLER und GÖRS 1969), deren Arten,

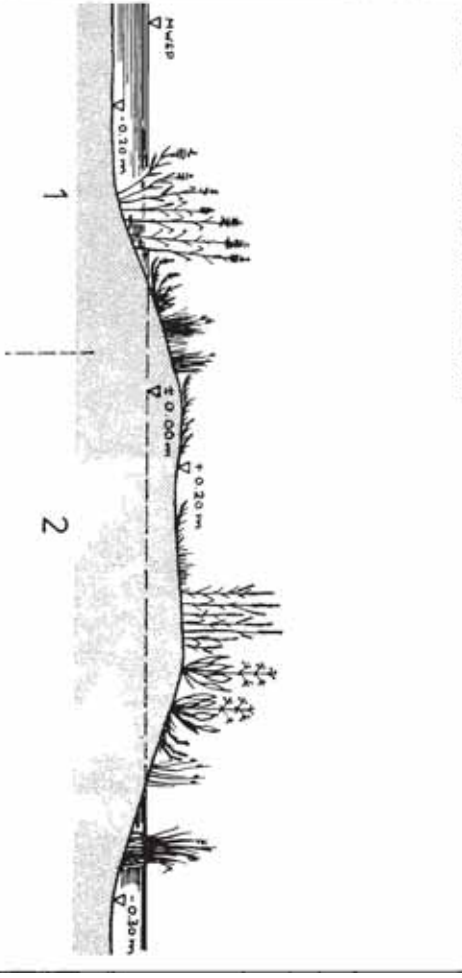
Profil A Höhere "Sandinsel" mit differenzierten Standortbedingungen und unterschiedlicher Uferausformung



RÖHRICHT-ARTEN (III - IV)	SPÜLSÄUM-ARTEN (II - III)	INITIALLEBEDIER (V)	PIONIER-ARTEN (II - III)	RÖHRICHT-ARTEN
Carex rostrata Typha latifolia Phragmites australis	Juncus bulbosus Roripha polifolia Bidens triflorus Rumex polster	(Chenopodium / Symbiotum) Seneccio viscosus Equisetum arvense Eriogonum canadensis Polygonum persicaria Epilobium tetragonum Atriplex hirsuta Chenopodium strictum Mastigaria chamonilla Polygonum aviculare	Juncus orthocaulis Agrostis stolonifera	Iris pseudacorus Acorus calamus Carex spec. Spirignya spec.
SONSTIGE Juncus effluus Ranunculus acris	RÖHRICHT-ARTEN Lyceopus europaeus Veronica beccabunga	SONSTIGE Kumera obtusifolia Onoclitus bismilla Tripluripentem inodorum Epilobium obtusum Salix x rubens Salix alba	STAUDENFLUREN Epilobium hirtum Sclerium dulcamara	GEHÖLZPFLANZEN Alnus glutinosa Salix alba Salix viminalis (*)
	SONSTIGE SANDROCKENBAUM-ARTEN Carex streriis	AUSDAUERENDE WILDKRAUT-ARTEN Artemisia vulgaris Agropyron repens Forsetia reptans Urtica dioica Tosceum vulgare	STAUDENFLUREN Epilobium hirtum Sclerium dulcamara	
	GRÜNLAND-ARTEN Madiago lupulino Trifolium repens Deschylis glomeroso			

* gepflanzte Arten

Profil B Flache Insel, zeitweise überflutet



RÖHRICHT-ARTEN (I - III)	RÖHRICHT-ARTEN (I - II)	PIONIER-ARTEN
Roripha ovulinosa Serratula gartenciana Myosotis scorpioides Glycyrrhiza flourens	Lyceopus europaeus (Juncus effluus) Allium plantago-agarice Veronica beccabunga	Eriogonum canadensis Tripluripentem inodorum Onoclitus bismilla Poa annua Hypochaeris radicata
FUTTRASEN-ARTEN Alisporum pentstemonifolium Mentha orensis Tussock farfara	FUTTRASEN-ARTEN Agrostis stolonifera (Juncus bulbosus) Polygonum lapathifolium Equisetum palustre Machonaria polymorpha Rumex crispus Rumex conglomeratus	SONSTIGE Dachampila cespitosa Plantago major Solidago canadensis Mentha longifolia Cristum vulgare Madiago lupulino Serratula annuum Lolium perenne Alnus glutinosa
SPÜLSÄUM-ARTEN Bidens cernua	SONSTIGE Bidens triflorus Roripha sylvensis	
STAUDENFLUREN Mentha longifolia		

Deckungsgrade

I	0 %
II	20 %
III	40 %
IV	60 %
V	80 - 100 %

wie z.B. *Potentilla reptans* (Kriechendes Fingerkraut), *Agropyron repens* (Quecke), sich bereits stellenweise durchsetzen.

Die sporadisch auftretenden Arten *Artemisia vulgaris* (Gewöhnlicher Beifuß), *Tanacetum vulgare* (Rainfarn) u.a. deuten bereits den späteren Abbau des initialen Besiedlungsstadiums in Richtung trockene ruderale Hochstaudenfluren des *Tanacetum-Artemisietum* an (vgl. LOHMEYER und PRETSCHER 1979).

2. Grasreiche Ruderalvegetation

Bei diesen Beständen handelt es sich um ehemalige Wiesen, die durch das Brachfallen und durch Randinflüsse neben den typischen Wiesenpflanzen aus der Klasse der Molinio-Arrhenatheretea auch Stickstoffzeiger enthalten, die im genutzten Grünland fehlen. Von den Charakterarten der gedüngten Frischwiesen und -weiden (*Arrhenatheretalia*) seien nur die häufigsten in den Beständen genannt:

Achillea millefolium (Wiesenschafgarbe), *Trifolium repens* (Kriechender Klee), *Taraxacum officinale* (Gewöhnlicher Löwenzahn), *Dactylis glomerata* (Knaulgras), *Trifolium pratense* (Wiesenklee), *Rumex acetosa* (Sauerampfer), *Lathyrus pratensis* (Wiesenplatterbse) und *Holcus lanatus* (Honiggras). Von den Kennarten der Glatthaferwiesen (*Daucum-Arrhenatheretum*), die noch den ehemaligen Wiesentyp erkennen lassen, sind mehr oder weniger reichlich vertreten:

Arrhenatherum elatius (Glatthafer), *Campanula patula* (Wiesenglockenblume), *Crepis biennis* (Wiesenspippau) und *Galium mollugo* (Wiesenlabkraut).

In die grasreichen Bestände dringen von den Rändern her, vor allem aus dem Saum der Auwaldreste und den frisch bearbeiteten Flächen der Anpflanzungen ruderale Hochstauden vor und lösen die Wiesenvegetation ab.

3. Ausdauernde Stickstoffkrautfluren

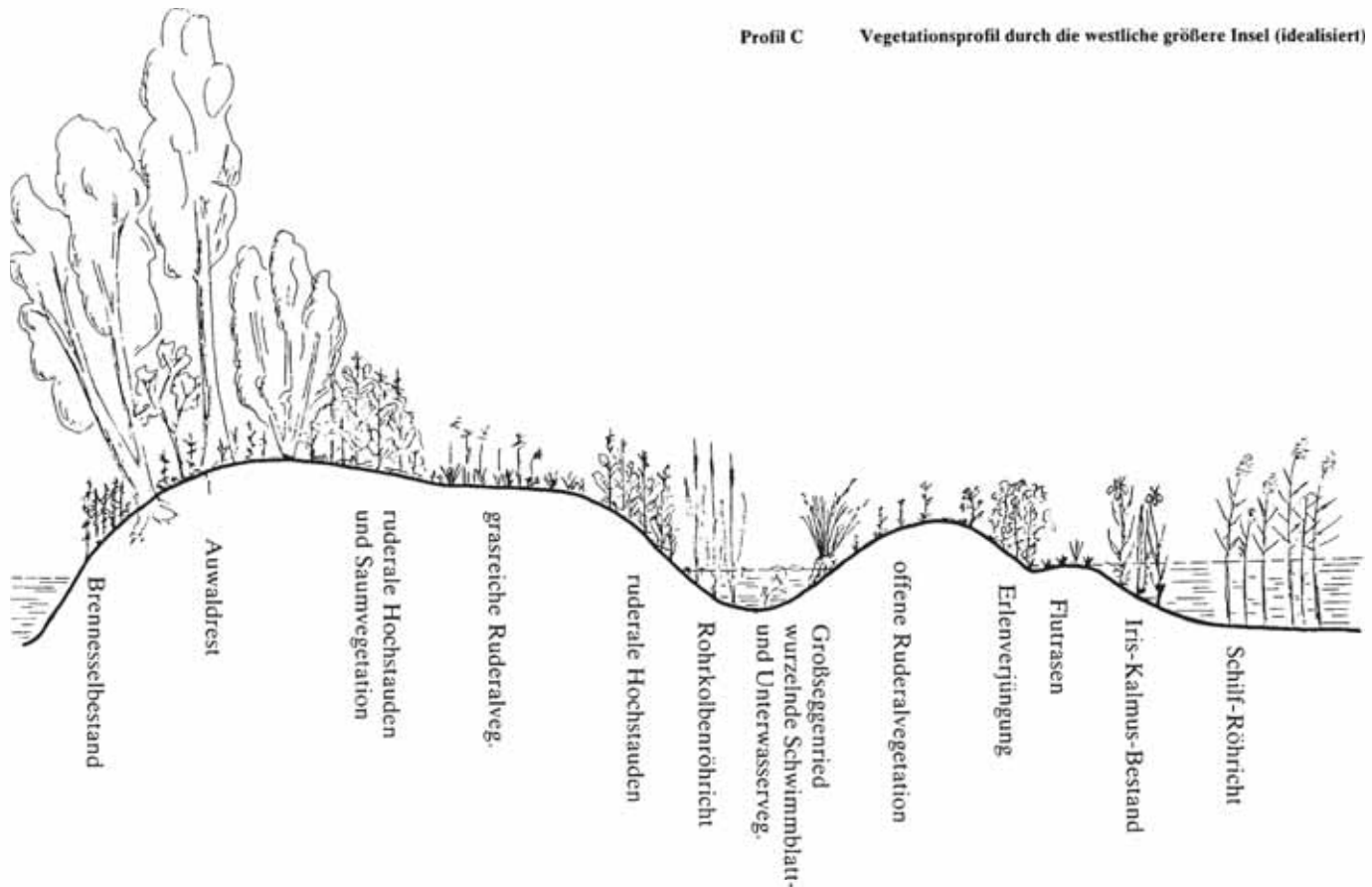
Gut ausgebildete ruderale Hochstaudenfluren säumen im Gebiet in erster Linie die Ränder älterer Gehölzbestände (vgl. Abb. C). Häufige Vertreter dieser »Waldsäume« (*Lapsano-Geranion robertianii*) sind *Artemisia vulgaris* (Beifuß), *Urtica dioica* (Große Brennessel), *Chelidonium majus* (Schöllkraut), *Alliaria petiolata* (Knoblauchrauke) und *Geum urbanum* (Echte Nelkenwurz). Seltener zu finden sind hingegen *Torilis japonica* (Gewöhnlicher Klettenkerbel), *Lapsana communis* (Rainkohl) und *Arctium nemorosum* (Hain-Klette).

Die Ufer-Hochstaudenfluren (*Calystegietalia*), landwärts an die Zweizahnfluren (*Bidention*) anschließend und häufig mit ihnen verzahnt, sind bereits recht gut entwickelt, obwohl man sie noch nicht als »reife Pflanzengesellschaften im Assoziationsrang« ansprechen kann. Häufige Arten sind *Epilobium hirsutum* (Zottiges Weidenröschen), *Mentha longifolia* (Roßminze) und *Filipendula ulmaria* (Mädesüß) (vgl. Aufn. 6).

Gehölzvegetation (Tab. 4)

Das Endstadium der Vegetationsentwicklung bei ungestört verlaufender Sukzession (d. h. die potentiell natürliche Vegetation) im Gebiet stellen auf den nicht überfluteten Flächen Waldgesellschaften dar: in den Uferbereichen das *Salicion albae* (Silberweidenauwald) und daran anschließend das *Pruno-Fraxinetum* (Erlen-Eschen-Auwald). Auf den nicht grundwasserbeeinflussten Erhebungen wächst schließlich *Quercion robori-petraeae* (Saurer Eichenmischwald).

Anklänge an diese Gesellschaften finden wir in verschiedenen Ausbildungen. Auf den Silberweidenwald weisen Weidengebüsche und Einzelbäume von *Salix alba* (Silberweide) sowie ein Waldfragment mit *Salix fragilis* (Bruchweide) hin.



Profil C Vegetationsprofil durch die westliche größere Insel (idealisiert)

Vom Erlen-Eschen-Auwald existiert am Südufer noch ein Restbestand mit vorherrschend *Alnus glutinosa* (Schwarzerle) und *Prunus padus* (Traubeneiche). Im Unterwuchs finden sich *Humulus lupulus* (Hopfen), *Geum urbanum* (Echte Nelkenwurz), *Lamium album*, *Lamium maculatum* (Weiße und Gefleckte Taubnessel) und *Epipactis helleborine* (Breitblättrige Stendelwurz), eine einheimische Orchideenart. Außerdem zeigt die Erle sehr gute Verjüngung, vor allem im unmittelbaren Uferbereich.

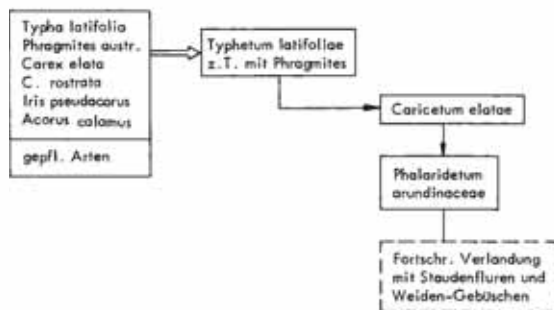
Auf trockenerem Boden finden sich einzelne Eichen und Birken sowie *Avenella flexuosa* (Drahtschmiele), die auf das Quercion *robori-petraeae* (Saurer Eichenmischwald) hinweisen. (Vgl. zur potentiell natürlichen Vegetation im Gebiet ausführlich HOHENESTER 1978).

3.4 Voraussichtliche Vegetationsentwicklung

Ohne menschliches Zutun würde sich im Verlauf von Jahrzehnten im ganzen Gebiet auf festem Boden Wald entwickeln: in Wassernähe der Auwald. In den weiter vom Wasser entfernten und höher gelegenen Gebieten käme der saure Eichenmischwald auf. Im Wasser würde sich eine Verlandungsreihe ausbilden, die hier in verarmter Form vor allem aus einem Röhrichtgürtel von Schilf und Rohrkolben und davor einer Laichkrautgesellschaft bestände. Die Flutrasen dürften vom Lande aus von der Erle und vom Wasser aus vom Schilf besiedelt werden.

Ausgehend von der aktuellen Vegetation soll nun versucht werden, die künftige Vegetationsentwicklung für die unterschiedlichen Standorttypen zu prognostizieren.

Vegetationsentwicklung der Flachwasser-Röhrichtzonen (Verlandungsreihe)

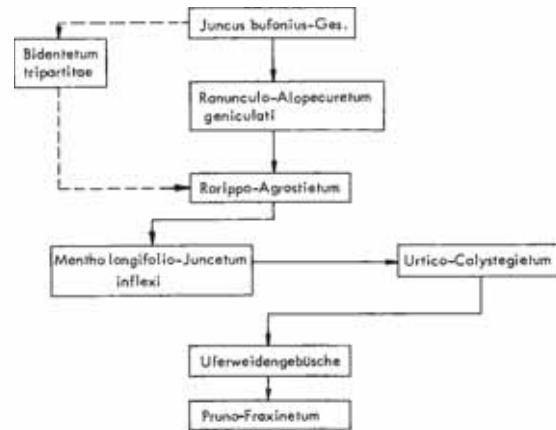


Inwieweit sich künstlich eingebrachte (gepflanzte) Röhricht- und Riedarten behaupten, kann noch nicht beurteilt werden. Die Artenwahl jedenfalls ist den vorliegenden eutrophen Standortverhältnissen weitgehend angepaßt und könnte sich durchaus fest etablieren.

Mit fortschreitender Verlandung der Flachwasserbereiche werden die Röhrichte von Seggenriedern abgelöst, die weiter zu bruchwaldartigen Beständen führen (vgl. zur Verlandung spez. ELLENBERG 1978 S. 390 ff).

Die Zwergbinsenfluren (*Juncus bufonius*-Ges.), Spülsäume (*Bidentetum*) und Flutrasen besitzen keine große Durchschlagskraft und Verweildauer und werden vermutlich relativ rasch von Hochstaudenfluren verdrängt (ELLENBERG 1978 S. 794 ff). Daß die Flutrasen im Sukzessionsverlauf aufs *Bidentetum* folgen, ist schon bei HILBIG und JAGE (1972) nachzulesen.

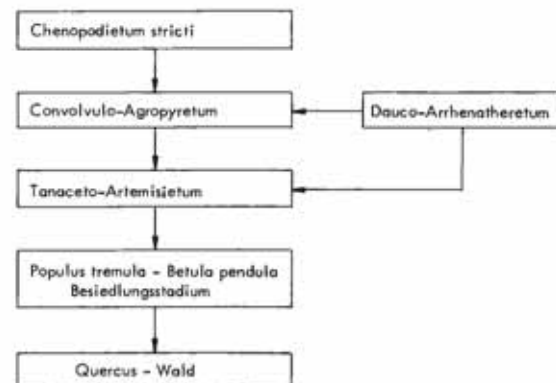
Vegetationsentwicklung häufig überfluteter Flachwasserbereiche



Die Weiterentwicklung zur Gehölzvegetation wird hingegen längere Zeiträume beanspruchen.

Das initiale Pionierstadium auf den trockenen Sanden wird sicher ziemlich rasch durchlaufen. Zwischen die Gänsefußflur und den Queckenrasen könnte sich noch die Entfaltung zweijähriger Natternkopf-Steinklee-Fluren (*Dauco-Melilotion*) hineinschieben. *Oenothera biennis* und *Cirsium vulgare* (vgl. Profil A) deuten dies an. Endstadium krautiger Bestände ist die Beifuß-Rainfarn-Gesellschaft, die sowohl aus der Queckenflur (*Agropyretum*) als auch den Wiesen (*Arrhenatheretum*) hervorgeht. Ähnliches zeigen auch Untersuchungen von LOHMEYER und PRETSCHER (1979) auf bruchfallenden Standorten. Die Weiterentwicklung zu gehölzreichen Beständen ist zum jetzigen Zeitpunkt nur vage abschätzbar und beruht auf Beobachtungen aus anderen Bereichen der Pegnitzau.

Vegetationsentwicklung auf den geschütteten Sandhügeln und hochgelegenen Uferbereichen (außerhalb des Grundwassereinflußbereiches)



4. Angaben zur Fauna

Eine gründliche faunistische Untersuchung des Gebietes liegt noch nicht vor, wird aber noch angestrebt.

Die Tümpel bieten bereits einigen Amphibien Lebensraum, so konnten folgende Arten in den neugeschaffenen Biotopen gefunden werden:

- Grasfrosch (*Rana temporaria*)
- Erdkröte (*Bufo bufo*)
- Teichmolch (*Triturus vulgaris*)
- Bergmolch (*Triturus alpestris*)

Daneben werden die Tümpel von zahlreichen Wasserinsekten angenommen, vor allem wurden Groß- und Kleinlibellen beobachtet.

Die Flachwasser-, Röhricht- und Hochstaudenbereiche bieten Wasservögeln Deckung, Brutmöglichkeit und Nahrung. So wurde die erfolgreiche Aufzucht von Nachwuchs bei Haubentaucher, Zwergtaucher!, Stockente, Bläßhuhn und Höcker- schwan beobachtet. Im Laufe der Zeit dürften auch seltene Arten hier Nahrungs- und Brutplatz suchen.

Um hier eine Starthilfe zu geben, sollen in den Gehölzbereichen Reisighaufen angelegt werden (z.B. für den Zaunkönig) und Nistkästen (auch für Fledermäuse) aufgehängt werden.

Nicht zu vergessen sind die zahlreichen Schmetterlingsarten sowie Bienen und Hummeln, die auf den Disteln und Uferhochstauden (vor allem Wasserdost) reichlich Nahrung finden.

Der Sandfang in der Stauwurzel des Sees stellt für Wasservögel ein wertvolles Nahrungs- und Rastbiotop dar.

Weitere Untersuchungen werden sicher auch Zusammenhänge zwischen Vegetationsentwicklung und Fauna erkennen lassen. So ist z.B. durch die Trittbelastung und Düngewirkung der Wasservögel mit Sukzessionsbeeinflussung zu rechnen.

5. Maßnahmen zum Biotopmanagement

– Bedeutung

Die neugeschaffenen Biotope im Bereich der Inseln im südlichen Wöhrder See stellen ein potentielles Rückzugsgebiet für etliche Pflanzen und Tiere dar. Ihre Abgeschiedenheit und das Fehlen jeglicher Nutzung gestatten es empfindlichen Arten, hier Fuß zu fassen. Besonders zu erwähnen ist dabei die wasser- gebundene Vegetation, die andernorts durch hochintensive Teichwirtschaft sowie Badebetrieb stark gefährdet ist. Im Röhricht finden Wasservögel Brutgelegenheit und Nahrung, in den Tümpeln entwickelt sich reiches Amphibien- und Wasserinsektenleben. Durch die starke Zergliederung des Gebietes und die verschiedenartige Gestaltung der Ufer stellt sich eine mannigfaltige Vegetation ein.

Bedeutsam sind auch die Ruderalflächen, die vor allem aus dem Siedlungsbereich verdrängt werden. Durch die Flurbereinigung nehmen die Ruderal- und Brachflächen auch in landwirtschaftlich genutzten Gebieten ab.

– Beeinträchtigungen

Die wohl stärkste Beeinträchtigung im Gebiet stellt die starke Verschmutzung des Pegnitz-Wassers dar, die zwar von etlichen wasser- gebundenen Pflanzen ertragen wird; gerade aber unsere gefährdeten Feuchtgebietspflanzen finden in oder an eutrophierten Gewässern keinen Lebensraum. Daher stellen die kleinen Teiche, deren Wasser durch etliche Meter Sand gefiltert wird, wichtige Ersatzbiotope dar.

Durch das Anheben des Wasserspiegels auf das endgültige Stauziel, nachdem der Stauwasserspiegel mehrere Jahre 20 – 30 cm tiefer gelegen hat, sind an den Ufergehölzen (Silberweiden und Erlen) Schäden aufgetreten. Die kurzfristige Absenkung des Seewasserspiegels im Frühjahr – zur Reinigung des benachbarten Freibades (Grundwasserspiegelabsenkung) notwendig – ist eine Gefahr für die Schilfbrüter, die ihre Nester zur Zeit des Niedrigwasserstandes anlegen und deren Gelege dann bei der Stauanhebung zerstört werden.

Eine weitere Beeinträchtigung ist die Ausbreitung nicht einheimischer, unduldsamer Arten wie z.B. der Robinie, die bereits in einigen Exemplaren auf den Inseln vorhanden ist. Die Ausbreitung der Robinie würde negativen Einfluß auf die Entwicklung der autochtonen Vegetation haben und soll unterbunden werden. Auch eine massierte Ausbreitung des Schilfs würde weniger konkurrenzkräftige Pflanzenarten in ihrem Fortbestand bedrohen.

Die Anpflanzung standortfremder Arten in wenigen Exemplaren wie Grauerle (*Alnus incana*) und Winterlinde (*Tilia cordata*) stellt zwar keinen sonderlichen Schaden dar, könnte aber leicht vermieden werden.

– Schutz- und Pflegemaßnahmen

Eine völlige Verbuschung und schließlich Bewaldung des Gebietes wäre zwar die natürlichste Entwicklung, sie würde sich aber negativ auf den Artenreichtum und die biologische Vielfalt des Gebietes auswirken.

So soll, soweit das technisch möglich ist,

- die weitere Sukzession verhindert werden. Am ehesten bieten sich hierfür die Ruderalflächen an. Vor allem die wiesenartigen und schilffreien Bereiche sollen, um das Aufkommen von Bäumen zu verhindern und die Verjüngung der Schilfbestände zu garantieren, im Spätherbst gemäht werden. Um hier keine eintönigen Flächen zu schaffen, soll das Mähgut teils entfernt und teils liegengelassen werden.

- Um die bestehenden Gehölzgruppen und Waldreste wird ein 2,00 – 3,00 m breiter Streifen ungemäht bleiben, damit sich Waldmantel und -saum entfalten können.

- Unbedingt entfernt werden muß der Robinienjungwuchs, der sich sonst bald zu einem unduldsamen Gebüsch entwickeln und große Bereiche in Anspruch nehmen würde.

- In den angrenzenden Uferbereichen fallen besonders die alten, parkartig gestalteten Gärten auf, mit sehr schönen erwachsenen Gehölzbeständen aus Buchen, Eichen und anderen Baumarten. Im Zusammenhang mit der Biotoptypenvielfalt des Oberen Wöhrder Sees ist die Erhaltung und der Schutz dieser parkartigen Vegetation ebenfalls ein wichtiges Ziel im Gesamtkonzept.

- Im Zusammenhang hiermit ist auch die Extensivierung der südlichen Uferbereiche am Mühlgraben zu sehen – ebenso, wie die nördlichen Uferpartien des Oberen Wöhrder Sees als naturhafte Bereiche entwickelt werden sollen.

6. Zusammenfassung, Ausblicke, Forderungen

Errichtungen von Stauseen bedeuten grundsätzlich tiefgreifende Eingriffe in ein gewachsenes Landschaftsgefüge, die zu bleibenden, schwerwiegenden Veränderungen der Auensituation führen. Allerdings können solche Maßnahmen nicht pauschal beurteilt werden, sondern verlangen eine differenzierte Betrachtungsweise. So sind z.B. Naturnähe und Vielfalt der ursprünglichen Auensituation einerseits wie auch der zu installierende Stauseetyp andererseits von entscheidender Bedeutung. REICHHOLF (1976) weist in diesem Zusammenhang darauf hin, daß für eine Reihe von Stauseen intensive Bemühungen angestellt werden (z.B. Innstauseen und Ismaninger Speicher), diese unter Schutz zu stellen. Er stellt heraus, daß die genannten Speicherseen dem sog. Verlandungstyp angehören, der kaum kanalisierte Strecken aufweist und die Schaffung hoher biologischer Diversität zuläßt.

Diese nun ist eine der wichtigsten Voraussetzungen, die Schwere eines Eingriffs wie den Bau eines Stausees zu mildern, Ersatzbiotope zu schaffen, die seltenen und gefährdeten Pflanzenbeständen und Tiergruppen Raum zur Entwicklung bieten.

Daß sich im dichtbesiedelten Stadtgebiet, wie am Beispiel des Nürnberg-Fürther Ballungsraumes, auch Konflikte zwischen ökologischen Erfordernissen und Erholungsinteressen ergeben, liegt auf der Hand.

Eine Konfliktlösung – scheint uns – ist, wie am Wöhrder See beispielhaft demonstriert, am wirkungsvollsten nur über räumliche Entflechtung möglich. Die Isolation, d. h. Nichtbetretbarkeit der Flachwasserzonen, bietet die Gewähr für eine ungestörte Vegetationsentwicklung und Ansiedlung verschiedener Tiergruppen, wie in Ansätzen gezeigt werden konnte. Konsequenterweise wurde mittlerweile auch ein Betretungsverbot für die Inselbereiche festgesetzt – und ein Benutzungsverbot für jeglichen Bootsverkehr im »Oberen Wöhrder See« wird zur Zeit ernsthaft erwogen.

Der Erfolg des Vorhabens, künstliche Flachwasserzonen zur möglichst raschen Entwicklung von ökologischer Diversität anzulegen, läßt sich allein schon aus unserer Momentaufnahme herauslesen, die dokumentiert, daß sich bereits innerhalb eines sehr kurzen Zeitraumes eine beachtliche biologische Vielfalt eingestellt hat.

Anschriften der Verfasser:

Wolfgang v. Brackel
Kirchweg 9, 8551 Röttenbach

Karl Briemle
Gartenstraße 16, 8501 Schwaig b. Nürnberg

Prof. Reinhard Grebe
Lange Zeile 8, 8500 Nürnberg

Otto Heimbucher
Humboldstr. 98, 8500 Nürnberg

Siegfried Lippelt
Kirchweg 9, 8551 Röttenbach

Dr. Hanns Schuster
Simmelsdorfer Str. 5, 8500 Nürnberg

7. Literatur

ELLENBERG, H. (1978):
Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – Stuttgart, Ulmer, 981 S.

GUTTE, P. und HILBIG, W. (1974):
Übersicht über die Pflanzengesellschaft des südlichen Teiles der DDR. XI. Die Ruderalvegetation. – *Hercynia NF* 12, 1, 1–39.

HILGIB, W. und JAGE, H. (1972):
Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teiles der DDR. V
Die annuellen Uferfluren (*Bidentea tripartitae*). – *Hercynia NF* 9, 4, 394–407.

HOHENESTER, A. (1978):
Die potentielle natürliche Vegetation im östlichen Mittelfranken (Region 7).
Erlanger Geographische Arbeiten, 38, 57 S.

LOHMEYER, W. und PRETSCHER, P. (1979):
Über das Zustandekommen halbruderaler Wildstauden-Quecken-Fluren auf Brachland in Bonn und ihre Bedeutung als Lebensraum für die Wespenpinne. – *Natur und Landschaft* 54, 7/8, 253–259.

MÜLLER, T. und GÖRS, S. (1969):
Halbruderaler Trocken- und Halbtrockenrasen. – *Vegetation* 18, 203–221.

OBERDORFER, E. (1979):
Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – 4. überarb. u. erw. Aufl., Stuttgart, Ulmer, 997 S.

REICHHOLF, J. (1976):
Zur Öko-Struktur von Flußstauseen. – *Natur und Landschaft* 51, 7/8, 212–218.

RUNGE, F. (1980):
Die Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. – 6./7. verb. u. verm. Aufl. Aschendorf Münster, 278 S.

8. Anhang

8.1 Pflanzensoziologische Aufnahmen

Tabelle 1:

	Aufnahmen 1, 2				
	Aufnahmen 3 - 5				
a) Typha-Röhrichte					
b) Carex-Bestände					
lfd. Nummer	1	2	3	4	5
Aufnahme-Nummer	1	2	5	3	4
Exposition	-	-	-	-	-
Deckung in %	40	30	50	70	95
Artenzahlen	8	8	15	22	32

Kennzeichnende Arten:

a) Typha latifolia	2	1	3	2	
Typha angustifolia	2	2			
Acorus calamus	1	+	+	1	
b) Carex elata	1		2	2	2
Carex rostrata				+	
Carex elongata				+	
Carex vulpina				+	

Arten der Röhrichte und Rieder:

Alisma plantago-aquatica	1		
Lycopus europaeus			
Lysimachia vulgaris			
Scrophularia umbrosa			
Iris pseudacorus	1		
Phragmites australis	1		
Galium palustre		1	
Carex disticha		+	
Stellaria palustris		1	
Solanum dulcamara			
Equisetum fluviatile			
Epilobium hirsutum			

Sonstige Arten:

Carex pseudocyperus	1	1	+	+
Juncus effusus		1	2	1
Poa trivialis		1	+	+
Lythrum salicaria		2	+	1
Alopecurus pratensis			+	
Filipendula ulmaria		1	+	
Alnus glutinosa		+	+	
Anthoxanthum odoratum			+	
Juncus conglomeratus				
Scirpus sylvaticus				
Alopecurus geniculatus				
Glyceria fluitans	1			
Barbarea vulgaris				
Carex brizoides				
Carex hirta				2
Poa annua				1
Deschampsia cespitosa				1
Calamagrostis epigejos				1
Holcus lanatus				+
Cerastium fontanum				1
Stellaria palustris				1
Veronica serpyllifolia				1
Veronica beccabunga				+
Equisetum arvense				+
Cardamine pratensis				+
Rumex acetosa				+
Tanacetum vulgare				+
Achillea millefolium				+
Lamium album				+
Daucus carota				+
Ranunculus sceleratus				+
Lotus corniculatus				+
Galium aparine				+

Tabelle 2:

	Flutrasen		Aufnahmen 7, 8	
lfd. Nummer	6	7		
Aufnahme-Nummer	7	8		
Exposition	-	-		
Deckung in %	60	95		
Artenzahlen	20	21		

Kennzeichnende Arten:

Alopecurus geniculatus	2	2
Juncus articulatus	1	2
Juncus tenuis	1	+
Carex hirta	1	
Rorippa palustris	+	
Juncus inflexus		+
Mentha longifolia		1
Veronica catenata		+

Fortsetzung der Tabelle 2:

Sonstige Arten:

Juncus bufonius	1	3
Juncus effusus	1	2
Plantago major	+	1
Lycopus europaeus	+	1
Veronica beccabunga	+	+
Epilobium obscurum	2	
Bidens tripartita	1	
Equisetum arvense	1	
Polygonum lapathifolium	1	
Rumex palustris	1	
Gnaphalium uliginosum	+	
Scrophularia umbrosa	+	
Plantago lanceolata	+	
Trifolium repens	+	
Salix fragilis	+	
Juncus squarrosus		+
Deschampsia cespitosa		1
Epilobium palustre		1
Epilobium hirsutum		1
Tripleurospermum inodorum		1
Alisma plantago-aquatica		+
Betula pendula (juv.)		+
Alnus glutinosa (juv.)		+
Mentha arvensis		+
Scrophularia nodosa		+

Tabelle 3:

Hochstaudenfluren a) Uferhochstaudenfluren: Aufn. 6
b) Ruderalflur auf ehem. Grünland: Aufn. 9

lfd. Nr.	8	9
Aufnahme-Nummer	6	9
Exposition	-	-
Deckung in %	100	95
Artenzahlen	13	41

Kennzeichnende Arten:

a) Epilobium hirsutum	3
Lycopus europaeus	1
Scrophularia umbrosa	1
Filipendula ulmaria	1
Mentha longifolia	+
b) Potentilla reptans	3
Artemisia vulgaris	1
Tarlis japonica	1
Tanacetum vulgare	+
Verbascum nigrum	+

Arten kurzlebiger Ruderalfluren:

Erigeron canadensis	3
Crepis capillaris	2
Melilotus albus	+

Arten des Wirtschaftsgrünlandes:

Trifolium repens	2
Deschampsia cespitosa	2
Medicago lupulina	1
Plantago lanceolata	1
Prunella vulgaris	1
Holcus lanatus	1
Ranunculus repens	1
Achillea millefolium	1
Daucus carota	1
Taraxacum officinale	1
Rumex acetosa	1
Trifolium pratense	+
Phleum pratense	+
Lolium perenne	+
Lathyrus pratensis	+

Sonstige Arten:

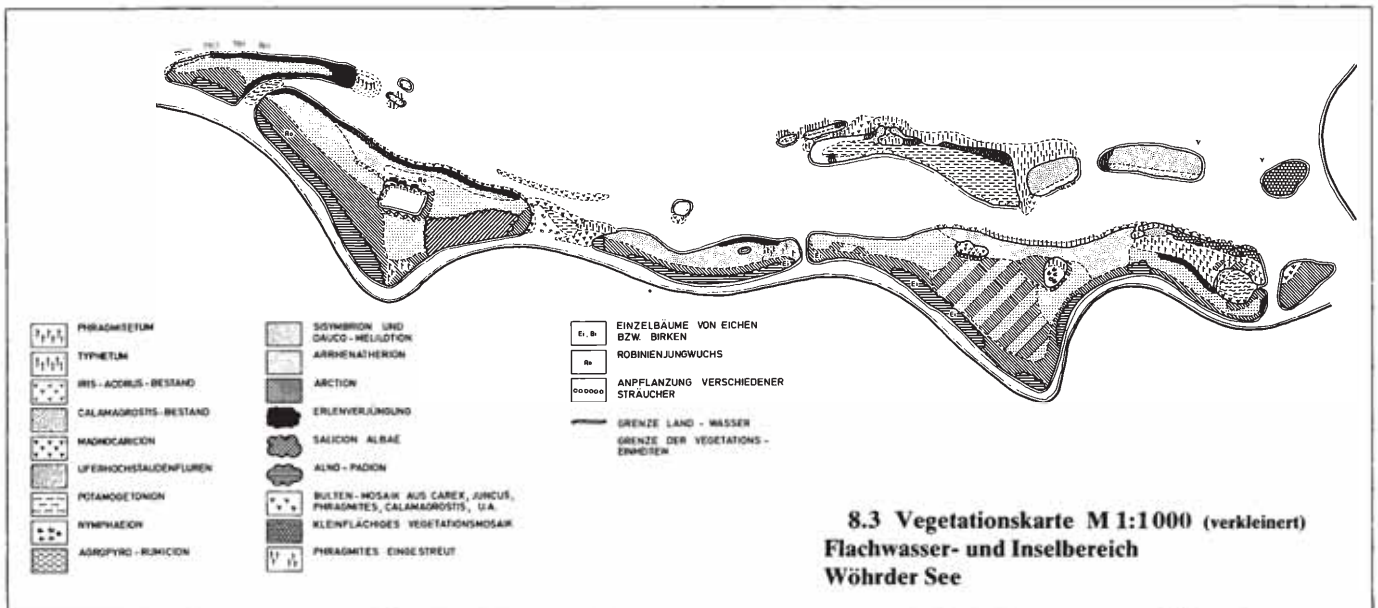
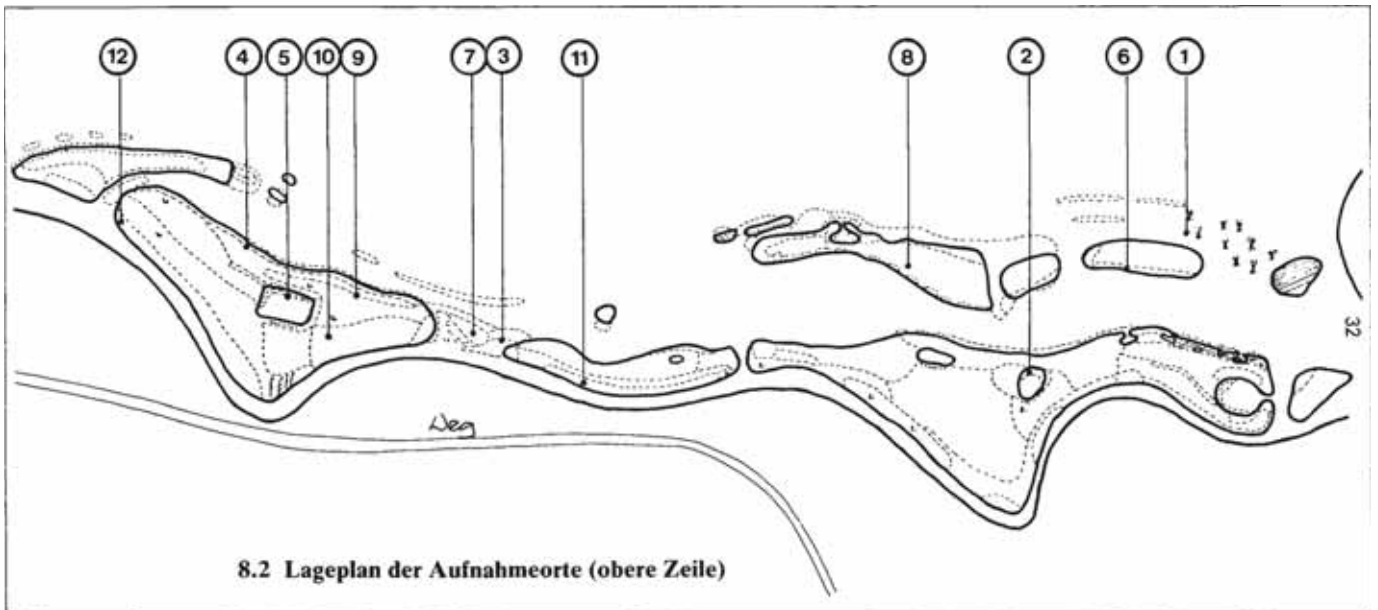
Potentilla anserina	1	1
Veronica beccabunga	1	
Juncus effusus	1	
Salix alba (juv.)	1	
Alnus glutinosa (juv.)	1	
Juncus inflexus	+	
Deschampsia cespitosa	+	
Poa palustris	+	
Cirsium arvense		2
Equisetum arvense		1
Hypochaeris radicata		1
Cirsium palustre		1
Plantago major		+
Vicia tetrasperma		+
Myosoton aquaticum		+
Agropyron repens		+
Scrophularia nodosa		+
Vicia cracca		+
Agrimonia eupatoria		+
Convolvulus arvensis		+
Mentha longifolia		+
Senecio viscosus		+
Epilobium angustifolium		+
Senecio sylvaticus		+
Epilobium palustre		+

Tabelle 4:

Gehölzbestände			
		Aufnahme 10	Aufnahme 11
Salix alba-Bestand:			
Salix fragilis-Bestand:			
- Alnus glutinosa-Bestand:			
Lfd. Nummer	10	11	12
Aufnahme-Nummer	10	11	12
Exposition	-	-	-
Deckung in %	100	100	100
Artenzahlen	7	29	20
Kennzeichnende Arten:			
Salix alba	St	5	
Salix fragilis	B		5
Salix fragilis	St		1
Humulus lupulus	St		1
Alnus glutinosa	B		4
Sonstige Arten:			
Urtica dioica		1	4
Lamium album		1	1
Equisetum arvense		+	+
Galium aparine			3
Aegopodium podagraria			2
Glechoma hederacea			2
Dactylis glomerata			1
Geum urbanum			1

Fortsetzung

Circoea lutetiana			1	+
Crataegus monogyna	St		+	1
Sambucus nigra	St		1	2
Poa trivialis			+	+
Filipendula ulmaria			+	+
Cirsium vulgare			+	1
Calystegia sepium		1		
Stachys palustris		1		
Galium mollugo		+		
Valeriana officinalis			1	
Lamium maculatum			1	
Lysimachia vulgaris			1	
Calamagrostis epigejos			+	
Heracleum sphondylium			+	
Anthriscus sylvestris			+	
Artemisia vulgaris			+	
Epipactis helleborine			+	
Lychnis flos-cuculi			+	
Chelidonium majus			+	
Stellaria nemorum			+	
Malus sylvestris			1	
Alliaria petiolata				1
Arrhenatherum elatius				1
Barbarea vulgaris				+
Stellaria media				+
Fallopia convolvulus				+
Holcus lanatus				+
Alopecurus pratensis				+



8.4 Artenliste

Verzeichnis der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Farn- und Blütenpflanzen

Acer platanoides	Spitzahorn	Heracleum sphondylium	Wiesen-Bärenklau
Achillea millefolium	Wiesen-Schafgarbe	Holcus lanatus	Wolliges Honiggras
Acorus calamus	Kalmus	Humulus lupulus	Hopfen
Aegopodium podagraria	Giersch	Hypochaeris radicata	Gew. Ferkelkraut
Agrimonia eupatoria	Odemennig	Impatiens parviflora	Kleinblütiges Springkraut
Agropyron repens	Kriechende Quecke	Iris pseudacorus	Gelbe Schwertlilie
Agrostis stolonifera	Weißes Straußgras	Juncus articulatus	Glanzfrüchtige Binse
Alchemilla vulgaris	Gew. Frauenmantel	Juncus bufonius	Kräten-Binse
Alisma plantago-aquatica	Gew. Froschlöffel	Juncus conglomeratus	Knäuel-Binse
Alliaria petiolata	Knoblauchsrauke	Juncus effusus	Flatter-Binse
Alnus glutinosa	Schwärzlerle	Juncus inflexus	Blaugrüne Binse
Alopecurus geniculatus	Knick-Fuchsschwanz	Juncus squarrosus	Sparrige Binse
Alopecurus pratensis	Wiesen-Fuchsschwanz	Juncus tenuis	Zarte Binse
Anthoxanthum odoratum	Gew. Ruchgras	Lactuca serriola	Kompaßlätich
Anthriscus sylvestris	Wiesenkerbel	Lamium album	Weißes Taubnessel
Arctium nemorosum	Hain-Klette	Lamium maculatum	Gefleckte Taubnessel
Arrhenatherum elatius	Glatthafer	Lapsana communis	Reinkohl
Artemisia vulgaris	Gew. Beifuß	Lathyrus pratensis	Wiesen-Platterbse
Avenella flexuosa	Drahtschmiele	Lemna minor	Kleine Wasserlinse
Barbarea vulgaris	Echtes Barbara-Kraut	Leontodon hispidus	Rauher Löwenzahn
Betula pendula	Hängebirke	Lepidium campestre	Feld-Kresse
Bidens tripartita	Dreiteiliger Zweizahn	Leucanthemum vulgare	Margerite
Bidens cernua	Nickender Zweizahn	Linaria vulgaris	Gew. Leinkraut
Bromus mollis	Weiche Trespe	Lolium perenne	Englisches Raygras
Calamagrostis epigejos	Land-Reitgras	Lolium perenne	Gew. Hornklee
Calystegia sepium	Zaunwinde	Lolium perenne	Sumpf-Hornklee
Campanula patula	Wiesenglockenblume	Lolium perenne	Kuckucks-Lichtnelke
Cardamine pratensis	Wiesen-Schaumkraut	Lolium perenne	Wolfstrapp
Carduus nutans	Nickende Distel	Lolium perenne	Pfennigkraut
Carex arenaria	Sandsegge	Lolium perenne	Gew. Gelbweiderich
Carex brizoides	Zittergras-Segge	Lolium perenne	Blutweiderich
Carex disticha	Zweizeilige Segge	Lolium perenne	Holz-Apfel
Carex elata	Steife Segge	Lolium perenne	Echte Kamille
Carex elongata	Walzen-Segge	Lolium perenne	Hopfenklee
Carex hirta	Rauhe Segge	Lolium perenne	Weißer Steinklee
Carex leporina	Hasen-Segge	Lolium perenne	Gebäuchlicher Steinklee
Carex pseudocyperus	Scheinzypergras-Segge	Lolium perenne	Wasser-Minze
Carex rostrata	Schnabel-Segge	Lolium perenne	Acker-Minze
Carex vulpina	Fuchs-Segge	Lolium perenne	Roß-Minze
Cerastium fontanum	Quell-Hornkraut	Lolium perenne	Mauerlätich
Chelidonium majus	Großes Schöllkraut	Lolium perenne	Sumpf-Vergißmeinnicht
Chenopodium album	Weißer Gänsefuß	Lolium perenne	Wassermiere
Chenopodium strictum	Gestreifter Gänsefuß	Lolium perenne	
Chenopodium hybridum	Unechter Gänsefuß	Lolium perenne	
Circaea lutetiana	Gew. Hexenkraut	Lolium perenne	
Cirsium arvense	Acker-Kratzdistel	Lolium perenne	
Cirsium oleraceum	Kohldistel	Lolium perenne	
Cirsium palustre	Sumpf-Kratzdistel	Lolium perenne	
Cirsium vulgare	Gew. Kratzdistel	Lolium perenne	
Convolvulus arvensis	Ackerwinde	Lolium perenne	
Coryza canadensis	Kanadischer Katzenschweif	Lolium perenne	
Cornus sanguinea	Blutroter Hartriegel	Lolium perenne	
Corylus avellana	Haselnuß	Lolium perenne	
Crataegus monogyna	Eingrifflicher Weißdorn	Lolium perenne	
Crepis biennis	Kleinköpfiger Pippau	Lolium perenne	
Dactylis glomerata	Wiesen-Knäuelgras	Lolium perenne	
Daucus carota	Wilde Möhre	Lolium perenne	
Deschampsia cespitosa	Rasenschmiele	Lolium perenne	
Eleocharis palustris	Gew. Sumpfbirse	Lolium perenne	
Epilobium angustifolium	Wald-Weidenröschen	Lolium perenne	
Epilobium hirsutum	Zottiges Weidenröschen	Lolium perenne	
Epilobium obscurum/tetragonum	Dunkelgrünes Weidenröschen	Lolium perenne	
Epilobium palustre	Sumpf-Weidenröschen	Lolium perenne	
Epipactis helleborine	Breitblättrige Sumpfwurz	Lolium perenne	
Equisetum arvense	Acker-Schachtelhalm	Lolium perenne	
Equisetum palustre	Sumpf-Schachtelhalm	Lolium perenne	
Equisetum fluviale	Teich-Schachtelhalm	Lolium perenne	
Euonymus europaeus	Pfaffenhütchen	Lolium perenne	
Fallopia convolvulus	Winden-Knöterich	Lolium perenne	
Festuca rubra	Rotschwingel	Lolium perenne	
Filipendula ulmaria	Mödesüß	Lolium perenne	
Fraxinus excelsior	Esche	Lolium perenne	
Galeopsis tetrahit	Gew. Hohlzahn	Lolium perenne	
Galium aparine	Kleb-Labkraut	Lolium perenne	
Galium mollugo	Wiesen-Labkraut	Lolium perenne	
Galium palustre	Sumpf-Labkraut	Lolium perenne	
Geranium pusillum	Kleiner Storchschnabel	Lolium perenne	
Geranium pyrenaicum	Pyrenäen-Storchschnabel	Lolium perenne	
Geum urbanum	Echte Nelkenwurz	Lolium perenne	
Glechoma hederacea	Gundermann	Lolium perenne	
Glyceria fluitans	Flutendes Süßgras	Lolium perenne	
Gnaphalium uliginosum	Sumpf-Ruhrkraut	Lolium perenne	
		Malus sylvestris	Holz-Apfel
		Matricaria chamomilla	Echte Kamille
		Medicago lupulina	Hopfenklee
		Melilotus albus	Weißer Steinklee
		Melilotus officinalis	Gebäuchlicher Steinklee
		Mentha aquatica	Wasser-Minze
		Mentha arvensis	Acker-Minze
		Mentha longifolia	Roß-Minze
		Mycelis muralis	Mauerlätich
		Myosotis palustris	Sumpf-Vergißmeinnicht
		Myosoton aquaticum	Wassermiere
		Oenothera biennis	Gew. Nachtkerze
		Pastinaca sativa	Pastinak
		Petasites hybridus	Gew. Pestwurz
		Phleum pratense	Wiesen-Lieschgras
		Phragmites australis	Schilfröh
		Plantago lanceolata	Spitzwegerich
		Plantago major	Breitwegerich
		Poa annua	Einjähriges Rispengras
		Poa palustris	Sumpf-Rispengras
		Poa pratensis	Wiesen-Rispengras
		Poa trivialis	Gew. Rispengras
		Polygonum lapathifolium	Ampfer-Knäterich
		Polygonum pericaria	Floh-Knäterich
		Potamogeton natans	Schwimmendes Laichkraut
		Potamogeton pectinatus	Kamm-Laichkraut
		Potentilla anserina	Gänse-Fingerkraut
		Potentilla reptans	Kriechendes Fingerkraut
		Prunella vulgaris	Kleine Braunelle
		Prunus padus	Traubenkirsche
		Prunus spinosa	Schlehe
		Quercus robur	Stieleiche
		Ranunculus aquatilis	Wasser-Hahnenfuß
		Ranunculus ficaria	Scharbockskraut
		Ranunculus repens	Kriechender Hahnenfuß
		Ranunculus sceleratus	Gift-Hahnenfuß
		Robinia pseudacacia	Robinie
		Rorippa palustris	Gew. Sumpfkresse
		Rubus fruticosus	Brambeere
		Rumex acetosa	Wiesen-Sauerampfer
		Rumex acetosella	Kleiner Sauerampfer
		Rumex obtusifolius	Sumpfblättriger Sauerampfer
		Rumex palustris	Sumpf-Ampfer
		Rumex sanguineus	Hain-Ampfer
		Salix alba	Silberweide
		Salix caprea	Salweide
		Salix fragilis	Bruchweide
		Salix x rubens	Rötweide
		Salix viminalis	Korbweide
		Sambucus nigra	Schwarzer Holunder
		Saponaria officinalis	Gew. Seifenkraut
		Saxifraga granulata	Knöllchen-Steinbrech
		Scirpus sylvaticus	Wald-Simse
		Scrophularia nodosa	Knotige Braunwurz
		Scrophularia umbrosa	Geflügelte Braunwurz
		Scutellaria galericulata	Sumpf-Heimkraut

Fortsetzung

<i>Senecio sylvaticus</i>	Wald-Greiskraut	<i>Trifolium repens</i>	Weißklee
<i>Senecio viscosus</i>	Klebriges Greiskraut	<i>Tussilago farfara</i>	Hufflattich
<i>Senecio vulgaris</i>	Gew. Greiskraut	<i>Tripleurospermum inodorum</i>	Geruchlose Kamille
<i>Silene dioica</i>	Tag-Lichtnelke	<i>Typha angustifolia</i>	Schmalblättriger Rohrkolben
<i>Silene vulgaris</i>	Klatsch-Leimkraut	<i>Typha latifolia</i>	Breitblättriger Rohrkolben
<i>Sisymbrium officinale</i>	Weg-Rauke		
<i>Solanum dulcamara</i>	Bittersüßer Nachtschatten	<i>Urtica dioica</i>	Große Brennessel
<i>Solidago virgaurea</i>	Gew. Goldrute	<i>Urtica urens</i>	Kleine Brennessel
<i>Sorbus aucuparia</i>	Eberesche		
<i>Stachys palustris</i>	Sumpf-Ziest	<i>Valeriana officinalis</i>	Arznei-Baldrian
<i>Stellaria graminea</i>	Gras-Sternmiere	<i>Verbascum nigrum</i>	Dunkle Königskerze
<i>Stellaria media</i>	Vogelmiere	<i>Veronica agrestis</i>	Acker-Ehrenpreis
<i>Stellaria nemorum</i>	Wald-Sternmiere	<i>Veronica catenata</i>	Bleicher Gouchheil-Ehrenpreis
<i>Stellaria palustris</i>	Sumpf-Sternmiere	<i>Veronica beccabunga</i>	Bachbunge
<i>Symphytum officinale</i>	Gew. Beinwell	<i>Veronica chamaedrys</i>	Gomander-Ehrenpreis
<i>Tanacetum vulgare</i>	Rainfarn	<i>Veronica serpyllifolia</i>	Quendel-Ehrenpreis
<i>Taraxacum officinale</i>	Wiesenlöwenzahn	<i>Viburnum opulus</i>	Gew. Schneeball
<i>Tilia cordata</i>	Winterlinde	<i>Vicia angustifolia</i>	Schmalblättrige Wicke
<i>Torilis japonica</i>	Gew. Klettenkerbel	<i>Vicia sepium</i>	Zaun-Wicke
<i>Trifolium campestre</i>	Feldklee	<i>Vicia tetrasperma</i>	Viersamige Wicke
<i>Trifolium medium</i>	Mittlerer Klee	<i>Viola tricolor</i>	Wildes Stiefmütterchen
<i>Trifolium pratense</i>	Roter Wiesenklee		

Stadt Augsburg – Biotopkartierung

Ergebnisse und erste Auswertung¹⁾

Norbert Müller und Reinhard Waldert

Gliederung

	Seite
1. Einführung .	109
1.1 Ausgangssituation	109
1.2 Zielsetzung	110
1.3 Zeitlicher Ablauf	110
2. Stadtlandschaft Augsburg	110
2.1 Natürliche Raumstrukturen	110
2.2 Nutzungsbedingte Raumstrukturen	112
3. Methodik, Inhalt und Auswertung	112
3.1 Kartierung von Flora und Vegetation	112
3.1.1 Methodik	112
3.1.2 Kartierte Biotoptypen	115
3.1.3 Flächenanteil und räumliche Verteilung	123
3.1.3.1 Naturraumbezogene Auswertung	123
3.1.3.2 Nutzungsraumbezogene Auswertung	124
3.2 Zoologische Kartierung	126
3.2.1 Problematik, Unterschiede zur Vegetationskartierung	126
3.2.2 Methodik und Durchführung	126
3.2.3 Kartierte Tiergruppen	126
3.2.4 Auswertung	126
4. Praktische Anwendung der Kartierung .	127
4.1 Schutzgebietsausweisungen	127
4.1.1 Methodik	127
4.1.2 Geschützte und vorrangig zu schützende Bereiche	132
4.2 Einarbeitung in örtliche Planungen	132
4.3 Biotoppflege, -management und -neuschaffung	132
5. Schlußbemerkung	132
6. Literaturverzeichnis	133

1. Einführung

1.1 Ausgangssituation

Während der Arten- und Biotopverlust in der freien Landschaft in den letzten Jahren mit verstärkter Aufmerksamkeit verfolgt wird und Programme entwickelt werden zur Aufzeigung und evtl. Umkehrung dieses Prozesses, vollziehen sich die Veränderungen der Artenzusammensetzungen in den meisten bebauten Bereichen bis heute nahezu unbemerkt. Zwar erregte schon früher die stark anthropogen geprägte Vegetation der Bahnhöfe, Hafenanlagen und Schuttplätze das Interesse der Botanik (z.B. ZIMMERMANN, 1907, HUPKE, 1933, VOLLRATH, 1954, SCHOLZ, 1956), erste Hinweise auf die ökologische Bedeutung dieser Artenkombinatio-

nen für die Stadt gibt es allerdings erst seit Anfang der 70er Jahre (HÜLBUSCH, 1972, SUKOPP, 1972, SUKOPP, 1973, SUKOPP u. KUNICK, 1973, KUNICK, 1974). Zwischenzeitlich sind Flora und Vegetation einiger deutscher Großstädte genauer erforscht worden, z.B. von Berlin (KUNICK, 1974) und Kassel (KIENAST, 1978) und zahlreiche Literatur über die Bedeutung innerstädtischer Artenkombinationen erschienen.

Für die Kartierung schutzwürdiger Biotope im besiedelten Bereich gibt es im wesentlichen zwei unterschiedliche Arbeitsansätze:

a. Auf Grundlage von flächendeckenden Kartierungen ausgewählter Arten oder Artengruppen werden die schutzwürdigen Biotope ausgewählt (KUNICK, 1979, SUKOPP u.a., 1980).

¹⁾ Eine Kurzbeschreibung des Projektes »Stadt Augsburg Biotopkartierung« erfolgte bereits 1981 unter MÜLLER, N. u. WALDERT, R. (1981). Erfassung erhaltenswerter Lebensräume für Pflanzen und Tiere in der Stadt Augsburg – Stadtbiotopkartierung; Natur und Landschaft 11, 419–429;

Mit der vorliegenden Arbeit werden die Ergebnisse der Stadtbiotopkartierung Augsburg und eine erste Auswertung, sowie die praktische Anwendung ausführlich dargestellt.

b. Es werden selektiv die schutzwürdigen Biotope kartiert (BRUNNER u.a., 1979, BICHLMEIER u.a., 1980, WITTIG u. SCHREIBER, 1980, MÜLLER u. WALDERT, 1981).

Letztgenannte Methodik hat den Nachteil einer nur unvollständigen Inventarisierung der städtischen Artenkombinationen sowie einer gewissen Subjektivität seitens der Kartierer, dagegen den Vorteil der relativ raschen Durchführung.

Die rasche Aufnahme und damit Einbringung schutzwürdiger Biotope in örtliche Planungen war in Bayern der Grund für die Wahl der selektiven Methodik für den städtischen Bereich.

Die Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern (Bayer. Landesamt für Umweltschutz und TU München-Weihenstephan) ist für den ländlichen Raum und die Alpen in einem ersten Arbeitsschritt abgeschlossen (KAULE u.a., 1979).

Für städtische Großräume fehlten bisher entsprechende Grundlagen. In Augsburg wurde erstmals aus akutem Anlaß – der Aufstellung des Landschaftsplanes (nach Bay.NatSch.G. Art. 3 Abs. 2) – eine Biotopkartierung im besiedelten Bereich durchgeführt, die mit Unterstützung des Bayer. Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen und fachlicher Abstimmung mit dem Bayer. Landesamt für Umweltschutz als Pilotstudie für weitere Stadtkartierungen gelten soll.

1.2 Zielsetzung

In einem städtischen Ballungsraum kann es bei der Biotopkartierung nicht nur darum gehen, naturnahe Flächen im Bezug zum Naturraum aufzunehmen.

Ausgangspunkt einer Planung auf ökologischer Grundlage müssen sowohl die natürlichen Gegebenheiten, als auch die in historischer Zeit eingetretenen Veränderungen sein (KUNICK, 1979).

Durch anthropogene Einflüsse kommt es gerade im städtischen Raum zu solch grundlegenden Veränderungen der natürlichen Gegebenheiten (z.B. Klima, Boden, Gewässer), daß durch die Veränderung der Standorte naturraumtypische Formen der Vegetation und Tierwelt stark im Rückgang sind, andererseits stadttypische (nutzungsraumtypische) Gesellschaften entstehen. Die einheimische und alteingebürgerte Flora und Fauna zeigt in Großstädten und Industriegebieten eine besonders starke Verarmung, z.B. unter den Wirbeltieren sind Amphibien und Reptilien am stärksten betroffen.

Andererseits sind menschliche Ansiedlungen Ausgangspunkt der Verbreitung und Häufigkeitszentren von Hemerochoren (Arten, die nur infolge direkter oder indirekter Mithilfe des Menschen in das Gebiet gelangt sind) (SUKOPP, 1979).

Das bedeutet für die Biotopkartierung in der Stadt nicht nur die Aufnahme wertvoller naturraumtypischer, sondern auch nutzungsraumtypischer Biotope.

Mit der Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern (KAULE u.a., 1978) wurde das Grundgerüst der im Naturraum schutzwürdigen Flächen im Umfeld der Stadt aufgenommen. Für den bebauten Bereich lagen keine Grundlagen vor.

Neben der allgemeinen Zielsetzung der ökologischen Charakterisierung des Lebensraumes Stadt stand bei der Durchführung der Kartierung ihre direkte Verwertbarkeit im Vordergrund mit der Zielsetzung (MÜLLER u. WALDERT, 1981):

– Inventarisierung und Bewertung der biologisch aktiven Flächen

– Grundlage und Entscheidungshilfe für die Stadtentwicklung, für die vorbereitende (Flächennutzungsplan, Landschaftsplan) und verbindliche Bauleitplanung

– Sicherung wertvoller Flächen

– Schutzgebietskonzept (in Zusammenhang mit der floristischen Kartierung Augsburg (HIEMEYER, 1978) Erarbeitung eines Arten- und Biotopschutzkonzeptes)

– Aufzeigen von Freiraumdefiziten (qualitativ und quantitativ) – Entwicklungskonzept

– Grundlage für wiederkehrende Bestandsprüfung quantitativer Art und qualitativer Art (u.a. Biotope bzw. ausgewählte Arten als Bioindikatoren)

– Grundlage für standortgerechte Planung (Objektplanung) und Management (z.B. Grünflächenpflege).

1.3 Zeitlicher Ablauf

Die 1979 bis 1981 durchgeführte selektive, vegetationskundliche Biotopkartierung sollte möglichst rasch einen Überblick über die räumliche Verteilung und Gefährdung der schutzwürdigen Biotope im Stadtgebiet geben und in die laufende Landschaftsplanung eingearbeitet werden. Parallel dazu wurde 1980 mit der selektiven zoologischen Kartierung begonnen. Die 1979 begonnenen Arbeiten sind ein erster Schritt zu einer umfassenden ökologischen Grundlagenforschung der Augsburger Stadtlandschaft.

Unter anderem sind folgende Arbeiten vorgesehen:

– Gehölzkartierung und flächendeckende Kartierung von Flora und Vegetation für den besiedelten Bereich

– Biologische und chemische Gewässerkartierung – Weiterführung der zoologischen Kartierung (ausgewählte Tiergruppen).

2. Stadtlandschaft Augsburg

Augsburg wurde 15 v. Chr. von den Römern gegründet und liegt 489 m über Meereshöhe am Zusammenfluß von Lech und Wertach im Bayerischen Voralpenland.

Als Hauptstadt des Regierungsbezirkes Schwaben repräsentiert sich Augsburg heute als Großstadt mit 200000 Einwohnern und einem Gemeindegebiet von 15000 ha (BAYER. STATIST. LANDESAMT 1981).

2.1 Natürliche Raumstrukturen

Naturräumlich zählt Augsburg zum Alpenvorland und liegt fast vollständig im Naturraum Lech-Wertach-Ebenen.

Der weite Talraum von Lech und Wertach ist durch mittel- und jungeszeitliche Hoch- und Niederterrassen untergliedert. Im Westen reicht der Naturraum der Iller – Lech – Schotterplatten ins Stadtgebiet.

Daneben weist das Stadtgebiet noch nacheiszeitliche Bildungen auf: die die Hochterrasse und das Tertiär-Hügelland entwässernden Tälchen, die alluvialen Schotterablagerungen in den Talebenen der Flüsse sowie die durch schlechte Entwässerung entstandenen Vermoorungen (Karte Natürliche Raumstrukturen).

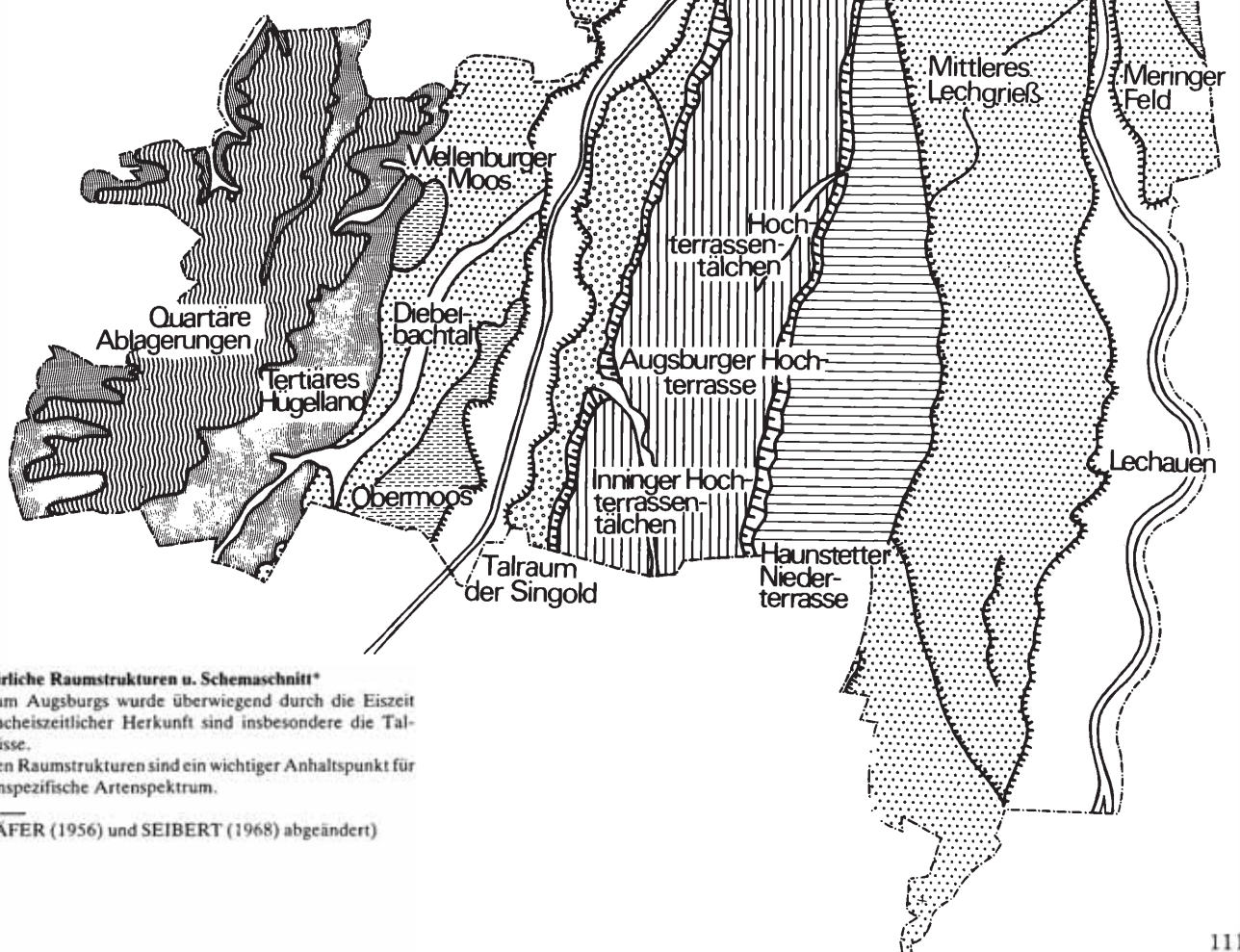
Bedingt durch die unterschiedlichen Standortverhältnisse hat sich ursprünglich ein Mosaik natürlicher

NATÜRLICHE RAUMSTRUKTUREN

Bearbeitung: **Gartenamt Augsburg**
Arbeitsgruppe Landschaftsplanung und Biotopkartierung

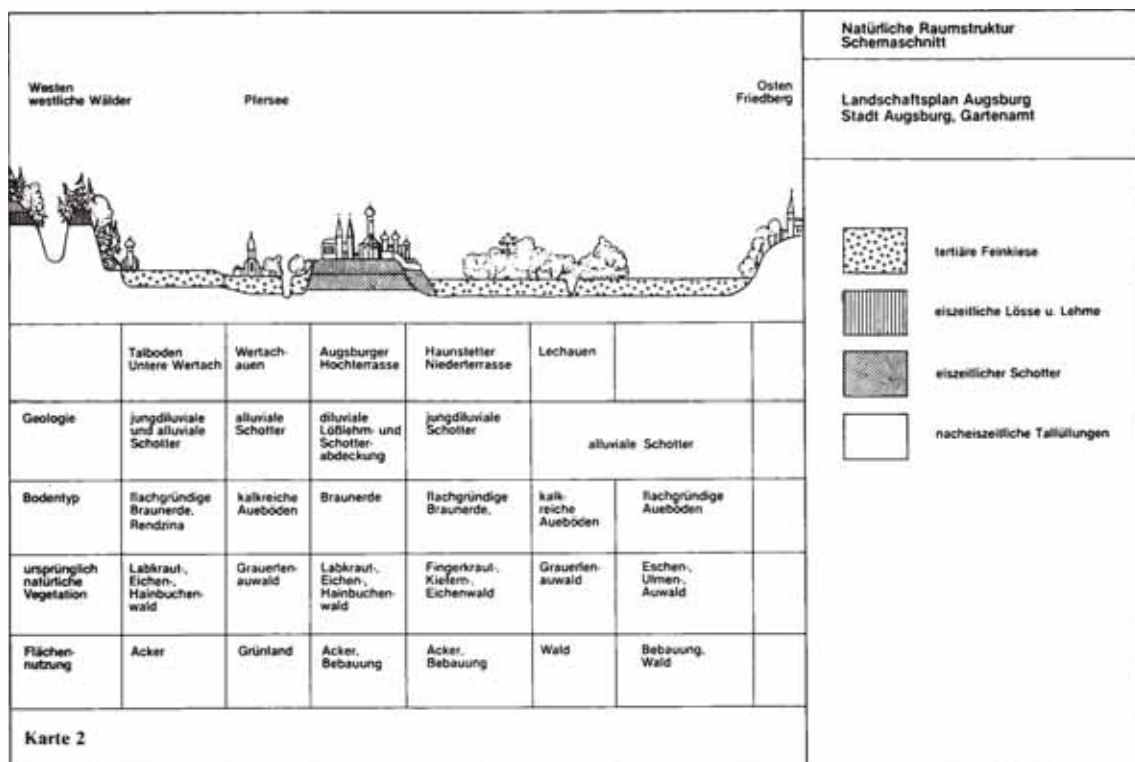
Zeichenerklärung:

-  **Augsburger/Langweider Hochterrasse**
mittlereiszeitliche Schotterablagerungen mit lehmiger Verwitterungsschicht und mächtiger Lößlehmabdeckung
-  **Haunstetter/Gersthofer Niederterrasse**
jungpleistozäne Schotterablagerungen; wegen geringen Alters nur mit geringer Verwitterungsschicht und ohne Deckschichten
-  **Talboden Untere Wertach, Lechgrieß, Meringer Feld**
nacheiszeitliche Ablagerungen bzw. Umlagerung eiszeitlicher Schotter in den Talböden von Wertach und Lech
-  **Lech/Wertachauen**
jüngste geologische Bildungen entlang der Flüsse: alluviale Schotter, mit postglazialer Sand- und Lehmbdeckung; seit der Flußregulierung fehlen die Einflüsse der Hochwasserdynamik
-  **Friedberger Au**
durch das geringe Gefälle des Lechtales, hohen Grundwasserstand und geringe Entwässerung entstandene großflächige Vermoorungen auf alluvialen Kiesen
-  **Talraum der Singold**
alluviale Schotterablagerungen mit kleinflächigen Vermoorungen im Einzugsbereich der Singold (Teilbereich i Talboden Untere Wertach)
-  **Obermoos, Wellenburger Moos**
Vermoorungen in den schlecht entwässernden Bereichen des Talbodens Untere Wertach
-  **Diebelbachtal, Hochterrassentälchen**
Bachtäler, in denen die eiszeitlichen Schotter bis auf den tertiären Untergrund abgetragen wurden
-  **Tertiäres Hügelland**
im Tertiär durch die Flüsse abgelagerte Sande und Mergel
-  **Quartäre Ablagerungen**
durch eiszeitliche Schmelzwasser auf dem tertiären Hügelland abgelagerte Schotter und Lehme



Karte 1: Natürliche Raumstrukturen u. Schemaschnitt*
Der Naturraum Augsburgs wurde überwiegend durch die Eiszeit gestaltet – nacheiszeitlicher Herkunft sind insbesondere die Talräume der Flüsse.
Die natürlichen Raumstrukturen sind ein wichtiger Anhaltspunkt für das naturraumspezifische Artenspektrum.

* (nach SCHÄFER (1956) und SEIBERT (1968) abgeändert)



Vegetationsgebiete gebildet (nach SEIBERT, 1968, geändert):

Im Bereich

- Augsburg und Langweider Hochterrasse, Talboden untere Wertach, Gersthofer Niederterrasse: der Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald
- Haunstetter Niederterrasse: der Fingerkraut-Kiefern-Eichenwald
- Lech-Wertachauen: der Grauerlenwald, nördlich des Mündungsdreieckes: der Eschen-Ulmen-Auwald
- Mittleres Lechgries: der präalpine Schneeheide-Kiefernwald
- Meringer Feld, Unteres Lechgriß: der Eschen-Ulmen-Auwald
- Friedberger Au, Diebelbachtal, Obermoos, Wellenburger Moos: der Erlen-Eschen-Auwald bzw. Erlenbruchwald
- Talraum der Singold: der Eschen-Erlen-Auwald bzw. Erlenbruchwald
- Hochterrassentälchen: der feuchte Eichen-Hainbuchenwald
- Tertiäres Hügelland: der Hainsimsen-Buchenwald; auf den quartären Ablagerungen: der Waldmeister-Tannen-Buchenwald.

Die natürlichen Raumstrukturen mit ihren ursprünglichen natürlichen Vegetationsgesellschaften sind ein wichtiger Anhaltspunkt für das naturraumspezifische Arten- und Biotopspektrum. Im dicht besiedelten Bereich sind allerdings heute die natürlichen Gegebenheiten wie Klima, Boden und Wasserhaushalt so stark vom Menschen verändert, daß die natürlichen Vegetationsgesellschaften kaum mit den standorttypischen Gesellschaften identisch sind.

2.2 Nutzungsbedingte Raumstrukturen

Insbesondere im bebauten Bereich sind es in erster Linie die Nutzungen, die das Arten- und Biotopspektrum prägen. Für die Kartierung schutzwürdiger Biotop ist die im Rahmen der Landschaftsplanung (MÜLLER, N. 1980) und in Anlehnung an die

Methodik des Bayer. Landesamtes für Umweltschutz (BAYER. LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 1982) entwickelte Karte der »Nutzungsbedingten Raumstrukturen« eine wichtige Grundlage für die Aufnahme (Auswahlkriterien), da sie direkt den Kultureinfluß bzw. die Naturferne einzelner Nutzungen widerspiegelt. In der Auswertung sind die »Nutzungsbedingten Raumstrukturen« ein wichtiger Anhalt für das nutzungstypische Arten- und Biotopspektrum. Ebenso wird sichtbar, welche Nutzungen sich durch ausgesprochene Biotoparmut auszeichnen und entsprechende Maßnahmen zur »Renaturalisierung« erforderlich machen können.

Für ein Arten- und Biotopschutzkonzept sind aus der Einteilung des Stadtgebietes in Nutzungen wichtige Kriterien wie standorttypisches Auftreten oder Seltenheit bestimmter Artenkombinationen im Nutzungsraum ableitbar.

3. Methodik und Inhalt

3.1 Kartierung von Flora und Vegetation

3.1.1 Methodik

Die Methodik der selektiven vegetationskundlichen Kartierung orientiert sich an der Bayerischen Biotopkartierung (KAULE u.a., 1979), an einer Diplomarbeit am Lehrstuhl für Landschaftsökologie – Weihenstephan (BRUNNER u.a., 1979) und eigenen Erhebungen (MÜLLER u. WALDERT, 1981) und wurde am Bayerischen Landesamt für Umweltschutz als Anhalt für weitere Stadtkartierungen entwickelt (BICHLMEIER u.a., 1980). Erfasst wurden zunächst Flächen ohne bzw. mit extensiver Nutzung. Dabei sind für die Wertigkeit der Biotop folgende Kriterien entscheidend:

- Standorttypisches Artenspektrum
- Stabilität (nach innen und außen)
- Arten- und Strukturvielfalt
- Größe
- Nutzungsintensität des Stadtteils (Karte »Nutzungsbedingte Raumstrukturen«)

STADT AUGSBURG LANDSCHAFTSPLANUNG

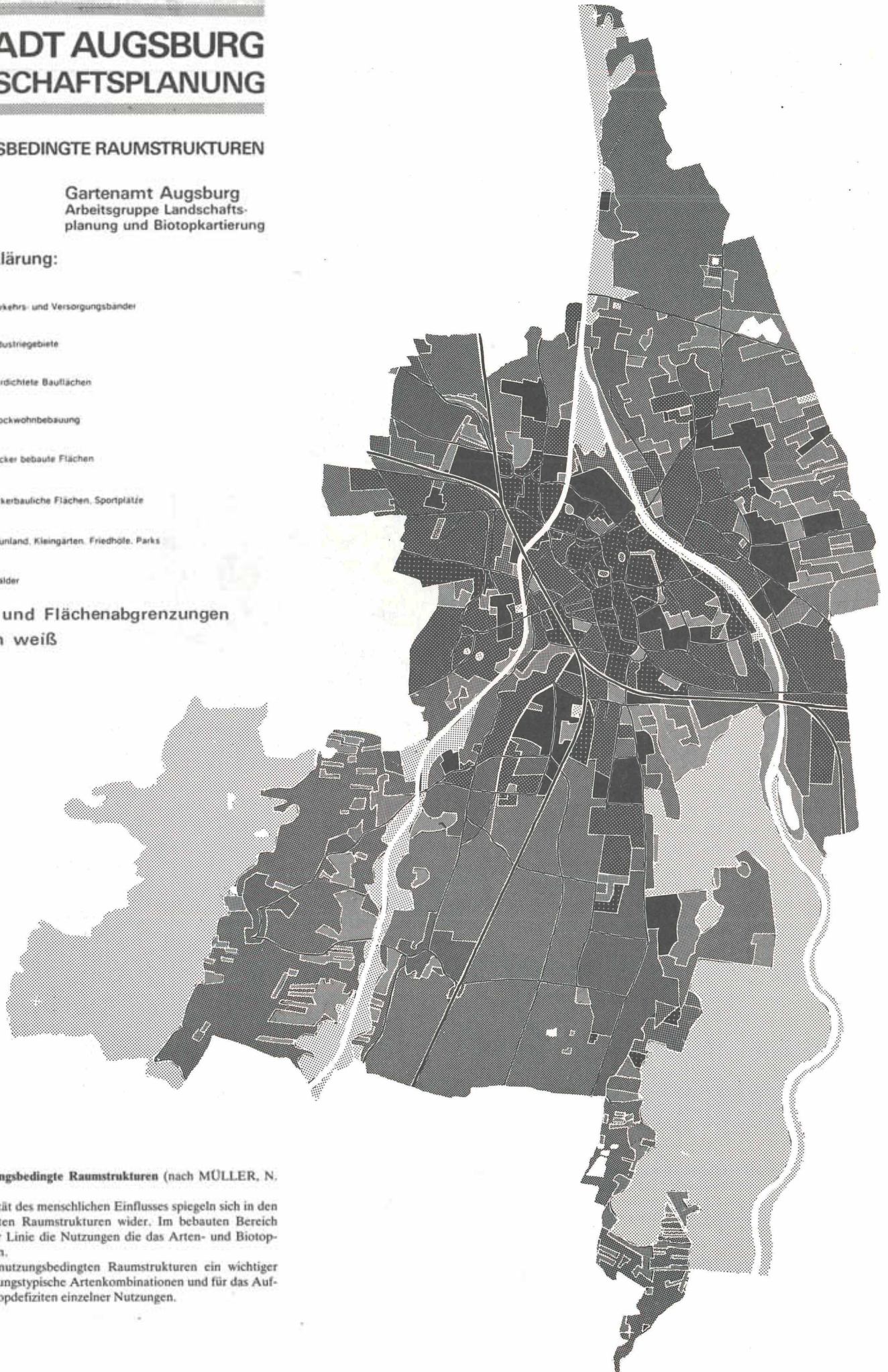
NUTZUNGSBEDINGTE RAUMSTRUKTUREN

Bearbeitung: Gartenamt Augsburg
Arbeitsgruppe Landschaftsplanung und Biotopkartierung

Zeichenerklärung:

-  Verkehrs- und Versorgungsbänder
-  Industriegebiete
-  Verdichtete Bauflächen
-  Blockwohnbauung
-  Locker bebaute Flächen
-  Ackerbauliche Flächen, Sportplätze
-  Grünland, Kleingärten, Friedhöfe, Parks
-  Wälder

Gewässer und Flächenabgrenzungen
erscheinen weiß



Karte 3: Nutzungsbedingte Raumstrukturen (nach MÜLLER, N. 1980)

Art und Intensität des menschlichen Einflusses spiegeln sich in den nutzungsbedingten Raumstrukturen wider. Im bebauten Bereich sind es in erster Linie die Nutzungen die das Arten- und Biotopspektrum prägen.

Hier sind die nutzungsbedingten Raumstrukturen ein wichtiger Anhalt für nutzungstypische Artenkombinationen und für das Aufzeigen von Biotopdefiziten einzelner Nutzungen.

STADT AUGSBURG BIOTOPKARTIERUNG

Auftraggeber: Stadt Augsburg
Durchführung: Gartenamt Augsburg
 Dipl. Ing. R. Müller, Dipl. Biol. R. Winkler
 Dipl. Des. O. Schickling
 unter Mitarbeit: Planungsgruppe Die Kräuter
 Dipl. Ing. M. Brunner, E. Wirsich, J. Patsch, H. Muck

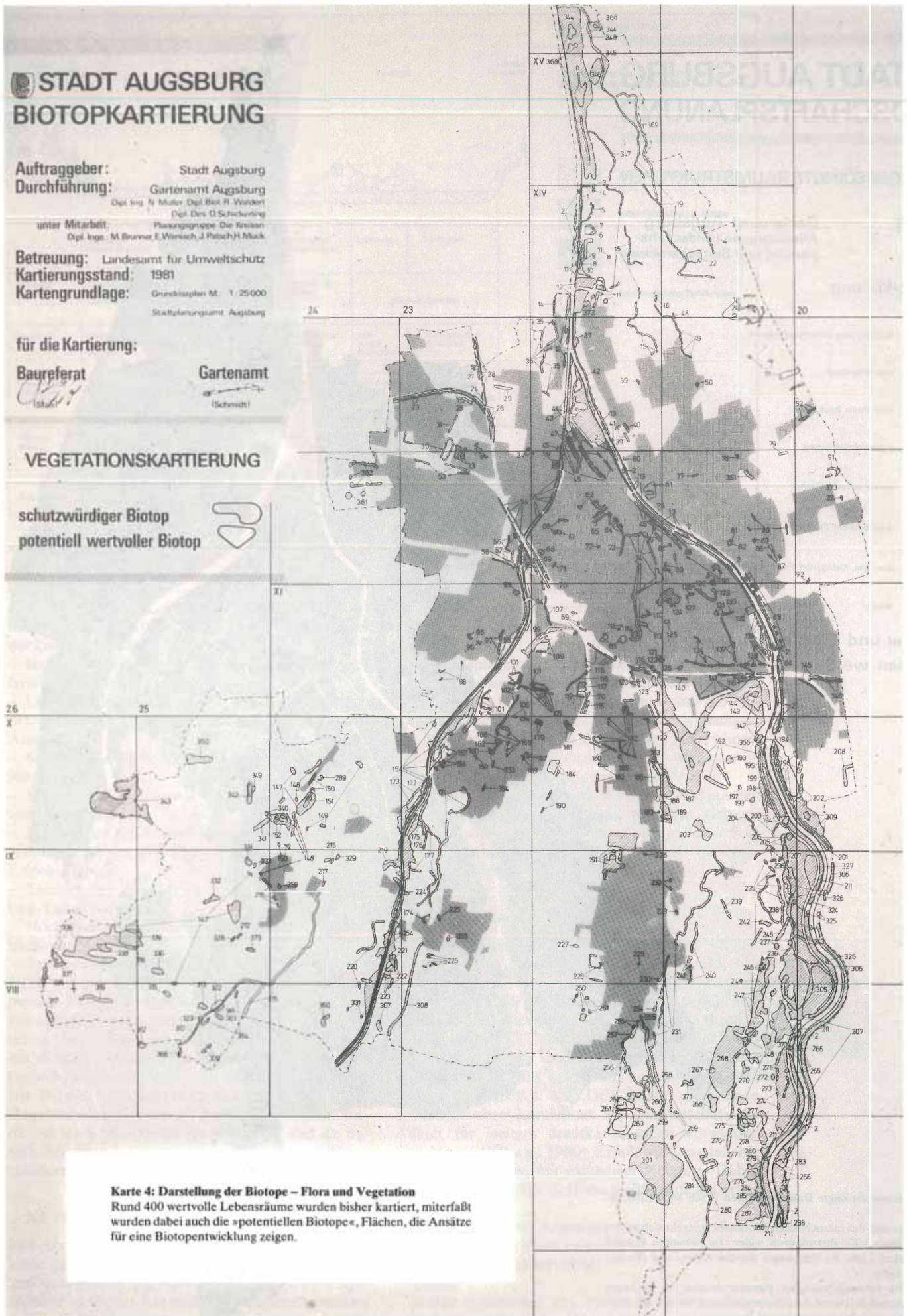
Betreuung: Landesamt für Umweltschutz
Kartierungsstand: 1981
Kartengrundlage: Grundrissskizze M. 1:25.000
 Stadtplanungsamt Augsburg

für die Kartierung:

Baufereferat **Gartenamt**
 (Schnitt)

VEGETATIONSKARTIERUNG

schutzwürdiger Biotop
 potentiell wertvoller Biotop



Karte 4: Darstellung der Biotope – Flora und Vegetation
 Rund 400 wertvolle Lebensräume wurden bisher kartiert, mitefaßt wurden dabei auch die »potentiellen Biotope«, Flächen, die Ansätze für eine Biotopentwicklung zeigen.

BIOTOPKARTIERUNG BAYERN

Standort: **Augsburg**
 Gebietsname: **Lech-Wertach-Ebenen**
 Größe in ha: **4 500**

Seit längerem nicht mehr genutzter Gleiskörper am Rand einer Gewerbefläche. In nährstoffreichen und feuchteren Bereich dominieren ruderal Hochstaudenfluren, (Beifußgesellschaften) mit einsetzender Gebüsksukzession, in trockeneren Bereichen ruderal Halbtrockenrasen. Wegen der linearen Struktur Bedeutung als Wanderungsweg für Fauna und Flora (Biotopvernetzung);

Standard: **Bahndamm**
 Gelände: **Aufschüttung**
 Nutzung: **eben und 40 %**
 Exposition: **N. u. S.**
 Gefährdung: **Brachflächen, Gewerbe**

weitere Merkmale: **weiterentwickeln lassen - Teilbereiche sähen**

LB - Vorschlag

Nutzungszweck: **Verkehrs- und Industriegebiete**
 Entstehung: **spontan**
 Besitzstruktur: **privat**
 Nutzungsmöglichkeit: **extensives Industrie Grün**

Bestandsbeschreibung

Zunehmende Artenzahl

Erneuerung

Art-Nachweise

Acer pseudoplatanus, Rubus fruticosus, Betula verrucosa, Artemisia vulgaris, Solidago canadensis, Hypericum perforatum, Potentilla reptans, Galium mollugo, Linaria vulgaris, Lotus corniculatus, Melilotus albus, M. off., Geranium robertianum, Reseda lutea, Silene cucubalus, Chrysanthemum vulgare, Vicia cracca, V. sepium, Convolvulus arvensis, Calystegia sepium, Oenothera parviflora, Verbascum spec., Sedum acre, Sanguisorba minor, Myosotis arvensis, Medicago lupulina, Melandrium album, Tragopogon pratensis, Rumex acetosa, Matricaria discoidea, Achillea millefolium, Knautia arvensis, Chaenorrhinum minus, Hieracium pilosella, Agropyron repens, Setaria viridis, Arrhenatherum elatior, Dactylis glomerata, Carex hirta

Pieris brassicae (Großer Kohlweißling)
 Pieris rapae
 Colias hyale
 Polyommatus icarus (Nauhechelbläuling)
 Aphantopus hyperanthus
 Aglais urticae (Kleiner Fuchs)
 Lema lichenis

128

M. Müller

128

2

- Seltenheit hinsichtlich des Vorkommens bestimmter Pflanzen- und Tierarten
 - Wiederbringbarkeit - Alter in Bezug auf Zeit und Kostenaufwand
 - Potentieller Wert bei Sukzessions-Biotopen (potentielle Biotope)
- Da in der Stadt und am Stadtrand ein rascher Nutzungswechsel auf Freiflächen stattfindet, wurden darüber hinaus Flächen kartiert, die Ansätze für eine Biotopentwicklung zeigen. Diese »potentiellen Biotope« sollten für die laufende Landschaftsplanung den Planungsspielraum bei der Biotopverknüpfung und -planung erweitern.

Aufgrund des kleinräumigen Wechsels des Nutzungsmosaiks in der Stadt und der erforderlichen Genauigkeit für die Landschaftsplanung wurde die Kartierung in der Stadt Augsburg im Maßstab 1:5000 durchgeführt.

Die Biotope werden in für EDV aufbereitete Formblätter (vom BAYERISCHEN LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ) beschrieben und bewertet. Die Formblätter beinhalten Angaben zu Pflanzen- und Tiergesellschaften (Bestandsbeschreibung), Pflanzen- und Tierarten, Lage im Raum, Flächengröße, Nutzung und angrenzende Nutzung, Gefährdung, Ersetzbarkeit, Besitzstruktur und Schutzstatus bzw. Schutzvorschlag für den Biotop.

3.1.2 Kartierte Biotoptypen

Bei der Kartierung wurde für die Biotoptypenauswahl

die Bestandsliste der Biotopkartierung Bayern zu Grunde gelegt (KAULE u.a., 1979). Darüber hinaus wurde diese Liste durch spezifisch städtische Biotoptypen (»Städtische Einheiten«) ergänzt, da bei der Biotopkartierung im besiedelten Bereich nicht nur Reste natürlicher Vegetation oder der vorindustriellen Kulturlandschaft erfasst werden, sondern auch diejenigen Biozönosen, die mit der städtischen Entwicklung der letzten 100 Jahre sich großflächig ausgebreitet haben (SUKOPP, 1978). In Augsburg wurden folgende Biotopobergruppen bzw. -typen erfasst:

Obergruppe:	Biotoptyp:
Wälder	Wald mesophil
	Wald bodensauer
	Auwald
	Schneeheide-Kiefernwald
	Bruchwald
Gebüsche, Hecken	Feldgehölze, Gebüsch (flächige Struktur)
	Hecken, Gebüsche (lineare Struktur)
	Gebüsch feucht
	Gebüsch initial
Gewässer (Fließgewässer und Stillgew.) und Feuchtgebiete	Waldsaum, -rand
	Unterwasservegetation
	Schwimmblattgesellschaft
	Röhricht
	Großseggenried
	Veg. an großen Seen

	Veg. an Lachen und Tümpeln
	Veg. an Bachläufen
	Veg. an Flußläufen
	Veg. an Teichen, ablaßbar
	Initialvegetation, naß
	Hochstaudenfluren
	Niedermoor, Streuwiese
	Naßwiese
	Quellfluren
Trockenstandorte	Initialvegetation, trocken
	Kalkmagerrasen
Städtische	Ruderalfluren
Einheiten	Wald auf Sonderflächen
	Hain
	Mähwiesen, extensiv
	Ritzenvegetation
	Verw. Kulturpflanzenbestände

Bis 1982 wurden ca. 400 vegetationskundlich wertvolle Biotope kartiert.

Im folgenden werden die einzelnen Biotoptypen und ihre Verbreitung in den Natur- bzw. Nutzungsräumen aufgezeigt.

Wälder

Zusammenhängende naturnahe Waldbestände kommen in den Flußauen von Lech und Wertach, sowie im mittleren Lechgrieß vor, während im Tertiär-Hügelland nur noch inselartige ältere Mischwalaufforstungen bzw. Reste bodensauerer Buchenwälder anzutreffen sind.

Bei den kartierten Waldtypen wurden erfaßt:

– *Wald mesophil*

Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald und Hainsimsen-Buchenwald; ursprünglich die verbreitetste Waldgesellschaft im Landschaftsraum (vor allem auf den Hoch- und Niederterrassen – siehe 2.1); als bevorzugte Standorte der Landwirtschaft nur in Restbeständen innerhalb größerer Waldgebiete erhalten; aufgenommen wurden auch ältere Mischwalaufforstungen und extensive Parkanlagen (auf natürl. Ausgangssubstrat) mit Anklängen an die ursprünglichen Vegetationstypen.

– *Wald bodensauer*

bodensaurer Buchenwald; gekennzeichnet durch fehlende Strauch- und artenarme Krautschicht (»Hallenbuchwälder«); Restbestände im Tertiär – Hügelland an schwer zugänglichen und daher forstlich kaum genutzten Bereichen (Bacheinhänge) als standortgerechte Buchenwälder erhalten.

– *Auwald*

Weichholzaue (Grauerlenauwald) und Hartholzaue (Eschen-Ulmen-Auwald);

durch das große Naturschutzgebiet »Stadtwald« im SO der Stadt der Biotoptyp mit der flächenmäßig stärksten Repräsentanz – größere zusammenhängende Bestände ebenfalls entlang der Wertach (Landschaftsschutzgebiet) und im Norden der Stadt; nur innerhalb der Hochwasserdämme regelmäßig überflutet, ansonsten durch Fehlen der Flußdynamik Sukzession zu trockeneren Waldgesellschaften. Eine Besonderheit stellt die »Wolfzahnau« dar: am Mündungsdreieck von Lech und Wertach konnte sich auf einer Industrie-Erwartungsfläche die Hartholzaue über 30 Jahre ungestört entwickeln.

– *Schneeheide – Kiefernwald*

präalpiner Schneeheide-Kiefernwald; lichte Waldbestände auf grundwasserfernem, grobkiesigem Substrat; vielfach ein Mosaik aus Wald, Kalkmager-

rasen und Pfeifengraswiesen; zahlreiche alpine Schwemmlinge; Verbreitung im mittleren Lechgrieß (NSG »Stadtwald«), Restbestände auch in den Wertachauen;

Beeinträchtigung durch forstliche Nutzung (Aufforstung mit Fichte und Buche).

– *Bruchwald*

Schwarzerlenbruchwald;

für den Naturraum typische Bruchwälder (Friedberger Au, Obermoos usw.) durch landwirtschaftliche Nutzung verdrängt;

nur an wenigen Stellen sekundäre bruchwaldartige Bestände an ehemaligen Fischweihern und Tongruben im Übergangsbereich Talboden der Wertach – Tertiär-Hügelland sowie vereinzelt an Gräben und Bachläufen im mittleren Lechgrieß (NSG »Stadtwald«).

Gebüsche und Hecken

Nach Herkunft und Artenzusammensetzung handelt es sich um Mantel- und Saumgesellschaften von Waldrändern, in denen licht- und schattenverträgliche Arten zusammentreffen.

Nach Ausbildung und Art der Entstehung wurde zwischen folgenden Biotoptypen unterschieden:

– *Feldgehölz, Gebüsch (flächige Struktur)*

in landwirtschaftlich genutzten Gebieten meist gepflanzte Gehölze auf Verschnittflächen, im bebauten Bereich häufig aufgelassene Baumschulen.

– *Hecken, Gebüsche (lineare Struktur)*

gepflanzte oder spontan entstandene Gehölzbestände entlang von Verkehrsanlagen (Lärmschutzpflanzungen an Straßen), an Bahnlinien häufig in Verbindung mit dem Biotoptyp Ruderalfluren; in landwirtschaftlichen Flächen an trockengefallenen Bachläufen.

– *Gebüsch feucht*

Weiden- und Faulbaumgebüsch, Ersatzgesellschaften an Bruchwaldstandorten;

durch intensive Nutzung ursprünglicher Bruchwälder nur in einzelnen Restbeständen erhalten, meist in Gesellschaft mit den Biotoptypen »bachbegleitende Gehölze« und »Hochstaudenfluren«.

– *Gebüsch initial*


junge Gehölzsukzessionen überwiegend auf anthropogen veränderten Standorten, wie Abbruchflächen, Mülldeponien, Verschnittflächen – häufig in Verbindung mit, städtischen Biotoptypen (Ruderalfluren, Wald auf Sonderflächen).

Gebüsche und Hecken haben durch ihre lineare Struktur in allen intensiv genutzten Räumen (z.B. Landwirtschaft, Bebauung) die wichtige Funktion der Biotopvernetzung.

Ein besonders hohes Defizit besteht auf den großflächigen Ackerflächen der Augsburger Hochterrasse.

Gewässer (Fließ- und Stillgew.) und Feuchtgebiete

In der Umgebung von Großstädten ist auf Grund der Wasserentnahme, fortlaufender Entwässerungsmaßnahmen und der ungenügenden Nachlieferung von Oberflächenwasser (Versiegelung) ein kontinuierliches Absinken des Grundwasserspiegels zu beobachten. In Augsburg wurde diese Entwicklung durch die Regulierung und der damit verbundenen Sohlenerosion der beiden Flüsse Lech und Wertach verstärkt.

 **STADT AUGSBURG**
BIOTOPKARTIERUNG

VEGETATIONSKARTIERUNG

Verbreitungskarte: **Wälder**

Wald mesophil
Wald bodensauer
Auwald
Schneeheidekieferwald
Bruchwald

Rasterdarstellung der Biotope



Karte 5: Wälder
Größere zusammenhängende naturnahe Waldbestände sind nur noch in den Flußauen verbreitet.

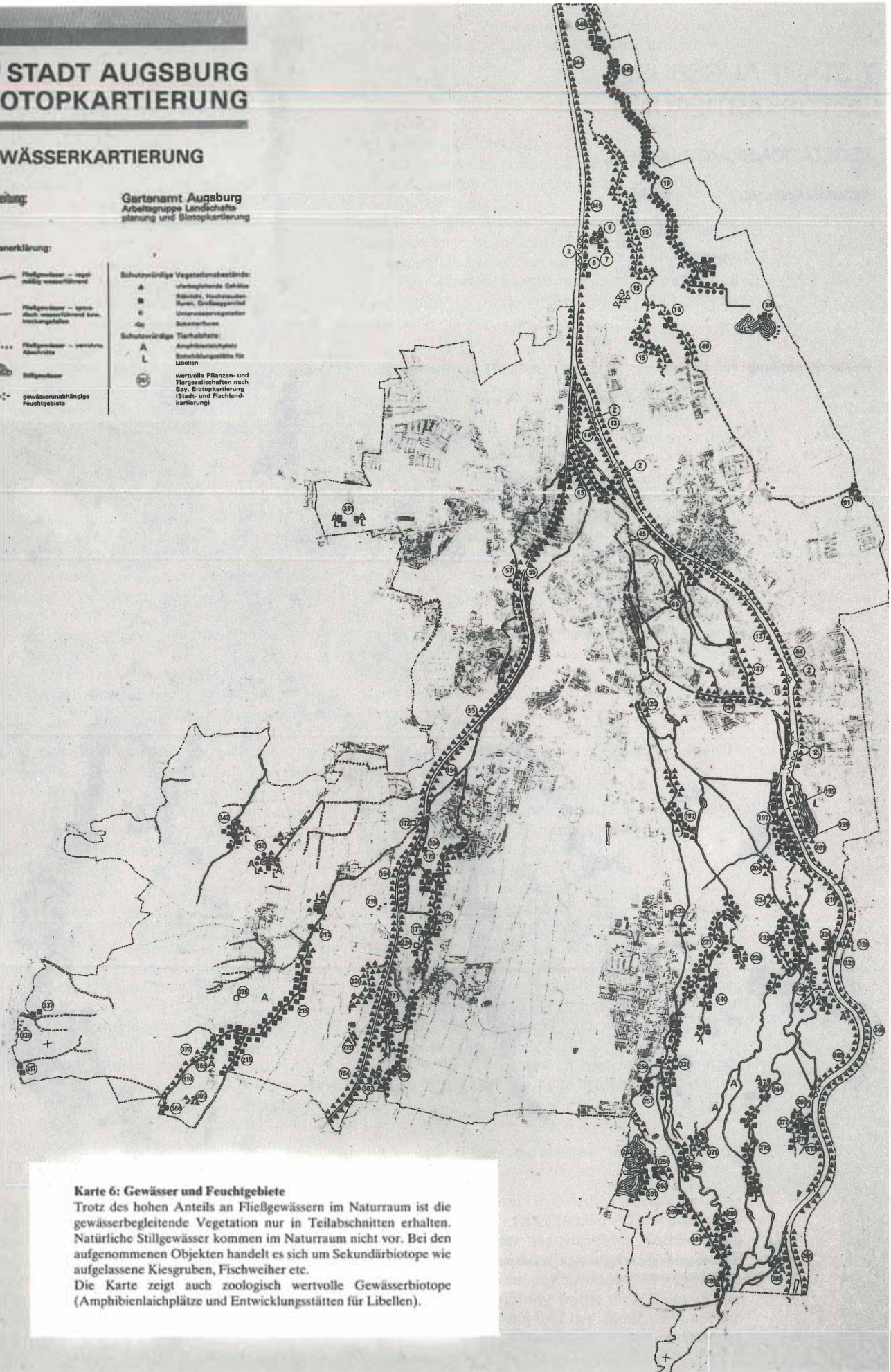
GEWÄSSERKARTIERUNG

Bearbeitung:

Gartenamt Augsburg
Arbeitsgruppe Landschaftsplanung und Biotopkartierung


Zeichenerklärung:

- | | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <ul style="list-style-type: none"> Fließgewässer – regelmäßig wasserführend Fließgewässer – sporadisch wasserführend bzw. Hochwasserdämme Fließgewässer – versierte Abschnitte Biotopgewässer gewässerunabhängige Feuchtgebiete | <p>Schutzwürdige Vegetationsbestände:</p> <ul style="list-style-type: none"> A überhängende Gehölze B Altholz, Hochstauden, Röhren, Großseggenried C Untereisenervegetation D Spornflüsse <p>Schutzwürdige Tierhabitate:</p> <ul style="list-style-type: none"> A Amphibienlaichplätze L Beschattungslöcher für Libellen <p>wertvolle Pflanzen- und Tiergesellschaften nach Bay. Biotopkartierung (Stadt- und Fachlandkartierung)</p> |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|



Karte 6: Gewässer und Feuchtgebiete

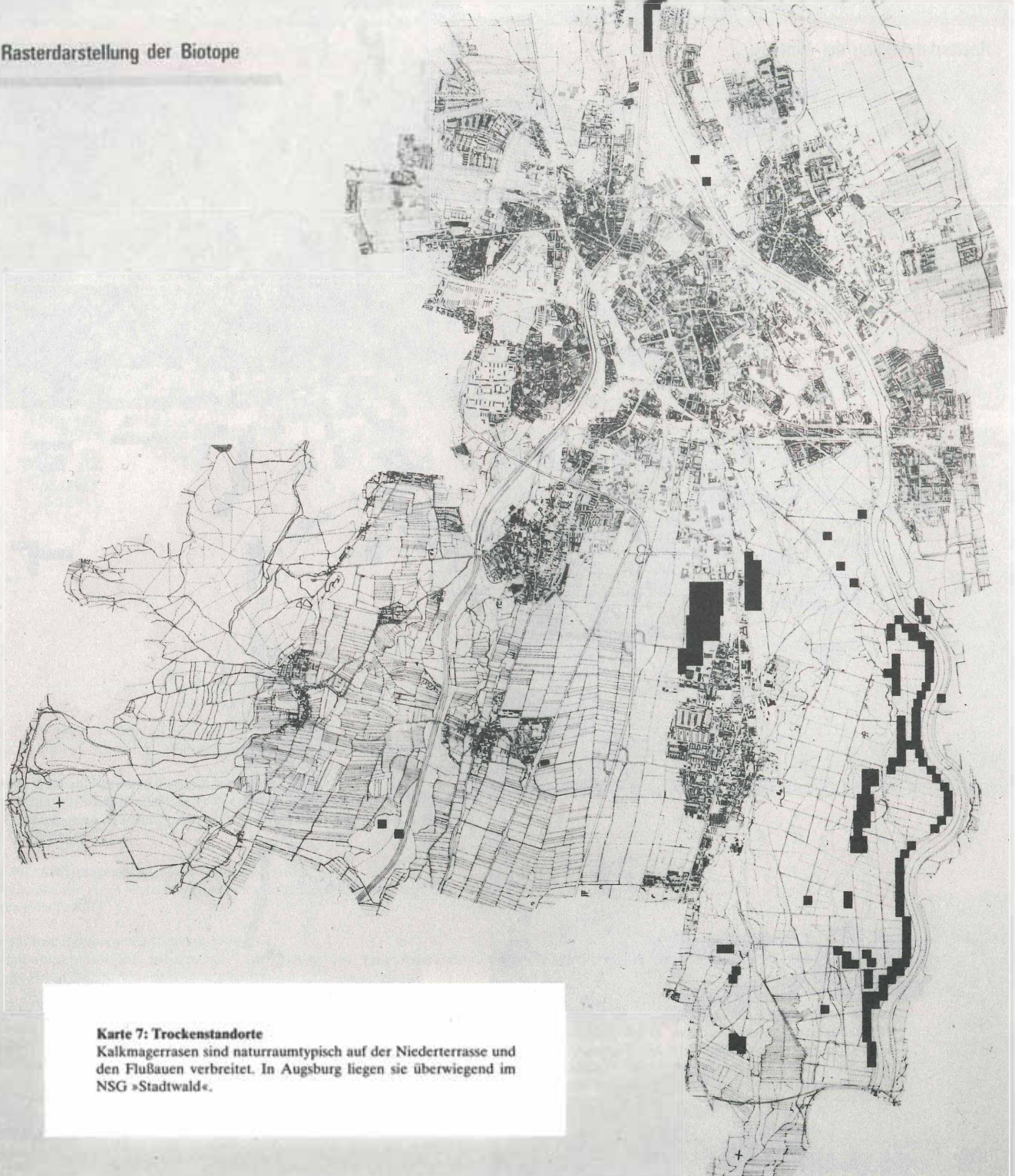
Trotz des hohen Anteils an Fließgewässern im Naturraum ist die gewässerbegleitende Vegetation nur in Teilabschnitten erhalten. Natürliche Stillgewässer kommen im Naturraum nicht vor. Bei den aufgenommenen Objekten handelt es sich um Sekundärbiotope wie aufgelassene Kiesgruben, Fischweiher etc. Die Karte zeigt auch zoologisch wertvolle Gewässerbiotope (Amphibienlaichplätze und Entwicklungsstätten für Libellen).

 **STADT AUGSBURG**
BIOTOPKARTIERUNG

VEGETATIONSKARTIERUNG

Verbreitungskarte: **Trockenstandorte**
Kalkmagerrasen

Rasterdarstellung der Biotope



Karte 7: Trockenstandorte
Kalkmagerrasen sind naturraumtypisch auf der Niederterrasse und den Flußauen verbreitet. In Augsburg liegen sie überwiegend im NSG »Stadtwald«.

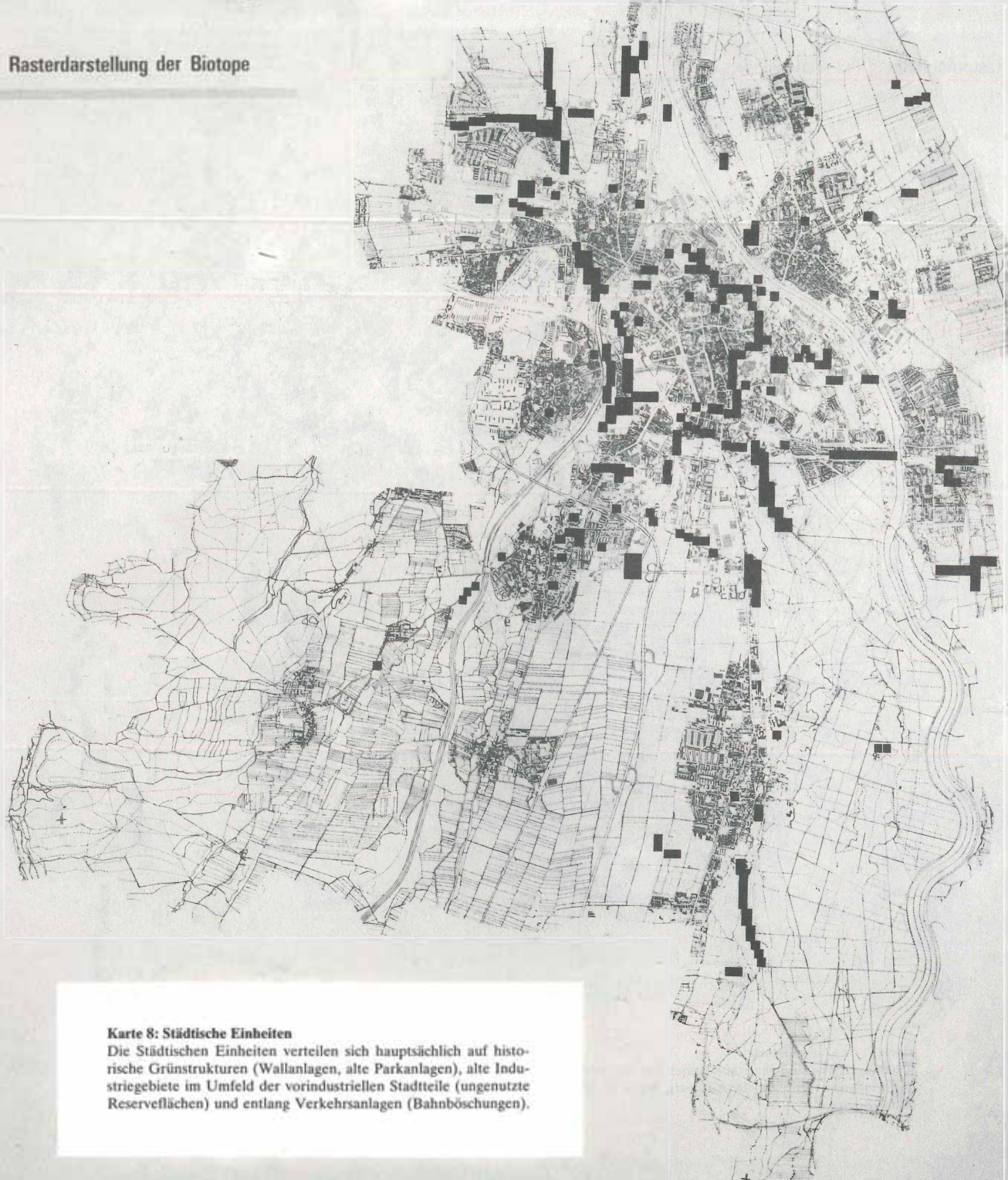
STADT AUGSBURG
BIOTOPKARTIERUNG

VEGETATIONSKARTIERUNG

Verbreitungskarte: **Städtische Einheiten**

Wald auf Sonderflächen
extensive Parkanlagen
Ruderalfluren
extensive Mähwiesen
verwilderte Kulturpflanzenbestände
Ritzenvegetation

Rasterdarstellung der Biotope



Karte 8: Städtische Einheiten
Die Städtischen Einheiten verteilen sich hauptsächlich auf historische Grünstrukturen (Wallanlagen, alte Parkanlagen), alte Industriegebiete im Umfeld der vorindustriellen Stadtteile (ungenutzte Reservelächen) und entlang Verkehrsanlagen (Bahnböschungen).



1.) Biotop 45: Flußbegleitender Gehölzsaum, Auwald
im bebauten Bereich als bandartige Restbestände erhalten (hier entlang der Wertach)

2.) Biotop 64: Wald auf Sonderflächen und Ritzenv egetation
entlang der mittelalterlichen Wallanlagen an verwitternden Mauerresten Sekundär-
biotope für ursprüngliche Felsenbewohner (Mauerraute) und Arten aus dem Mittel-
meerraum (Zimbelkraut)

3.) Biotop 301: Kalktrockenrasen, Schneeheidekiefernwald
Wachholderheiden mit einer Vielzahl seltener naturraumtypischer Arten im Natur-
schutzgebiet »Stadtwald«

4.) Biotop 94: Ruderalfluren und Gebüschsukzession
ruderales Halbtrockenrasen mit zunehmender Verbuschung auf Trümmergrund-
stücken; hohe Arten- und Strukturvielfalt und hoher Anteil an Hemerochoren

5.) Biotop 123: Extensive Parkanlagen, Mähwiesen
naturraumtypische Krautschicht innerhalb der Baum- und Strauchbestände und
hohe Artenvielfalt auf den Wiesen – Refugien für Pflanzen- und Tierarten, die
im übrigen Stadtgebiet selten geworden sind

6.) Biotop 1: Amphibienkartierung – Ephemeres Kleingewässer mit Spontanvegetation
durch Bodenverdichtung entstandene Tümpel am Rande eines Gewerbegebietes,
als Ersatzbiotope für Kreuz- und Wechselkröte

Alle Fotos von N. Müller

Obwohl durch den Einbau von Sohlswellen ein weiteres Absinken des Grundwasserspiegels verhindert werden sollte, ist in den grundwassernahen Bereichen des Lechgrießes (Wassereinzugsgebiet für das Stadtgebiet) und der Friedberger Aue das Versiegen zahlreicher grundwassergespeisten Quellbäche zu beobachten.

Den Veränderungen der Grundwasserverhältnisse entsprechen Veränderungen in der Zusammensetzung von Flora, Vegetation und Fauna.

Vegetation an Fließgewässern

Von 173 km Fließgewässer im Stadtgebiet wurden ca. 80 km als schutzwürdige Biotope aufgenommen. Unregulierte Bach- und Flußläufe sind trotz des hohen Anteils an Fließgewässern stark zurückgedrängt. Für die Ausweisung von schutzwürdigen Biotopen war der standortgemäße Bewuchs ein wichtiges Kriterium.

Eine Besonderheit im besiedelten Bereich ist die Vielzahl der Kanäle, an deren ungestörten Randbereichen konnten sich gewässertypische Vegetationsgesellschaften entwickeln (MÜLLER 1981)

– Bachbegleitender Gehölzsaum

Reste von Eschen-, Erlen- bzw. Bruchwäldern entlang einiger Bachläufe, nur außerhalb des Stadtgebietes erhalten.

– Flußbegleitender Gehölzsaum

ehemalige Auwaldrestbestände (durch Flußregulierung im Umbruch zu trockeneren Waldgesellschaften) und Gehölzbestände entlang der Kanäle.

– Röhricht

Schilf- und Rohrglanzgrasbestände; an Fließgewässern durch Begradigung, Drainage und Grundwasserabsenkung meist nur als schmale uferbegleitende Streifen erhalten; oft zusammen mit Gehölzgruppen und Hochstaudenfluren.

– Hochstaudenfluren

nitrophile Bachsaumgesellschaften mit Pestwurz- und Mädesüßfluren meist zusammen mit Röhricht entlang der Bäche, an trockengefallenen und sporadisch wasserführenden Abschnitten;

durch Pflegemaßnahmen und angrenzende Nutzung stark zurückgedrängt;

bemerkenswert ist die Ausbreitung einiger eingebürgerter Arten wie *Polygonum cuspidatum* und *Polygonum sachalinense*.

– Unterwasservegetation

submerse Vegetation in Fließgewässern durch die regelmäßige Pflege der meisten Bäche nur noch abschnittsweise vorhanden, besonders außerhalb des Stadtgebietes (in den grundwassergespeisten Gießern der Lechauen); Indikator für Wasserqualität.

Der Vegetation an Fließgewässern kommt insbesondere im besiedelten Bereich eine große Bedeutung zu; die Fließgewässer liefern wegen ihrer linearen Struktur einen wichtigen Beitrag zur Biotopvernetzung und somit zur Verbreitung des Artenpotentials (SCHREINER 1980), so können typische Freiraumbewohner wie z.B. die Wasseramsel entlang der Bäche und Kanäle bis in Nutzungsräume mit »verdichteter Bebauung« einwandern.

Vegetation an Stillgewässern, Feuchtgebiete

Natürliche Stillgewässer kommen im Naturraum nicht vor. Bei den aufgenommenen Biotopen handelt es sich um Sekundärbiotope wie Baggerseen, aufgelassene Fischteiche, Tongruben und Feucht-

stellen auf verdichtetem Substrat, die alle außerhalb des dicht besiedelten Bereichs liegen.

– Gehölzsaum an Stillgewässern

je nach Alter, Standort und Uferausbildung Entwicklung von Weidensukzessionen bis bruchwaldartigen Erlenbeständen.

– Großseggenried

Vegetation im Verlandungsbereich (z.B. Steifseggenried, Kopfried), auf oligotrophen Standorten; in nährstoffreichen Gewässern überwiegend von Schilf- und Rohrkolbenröhricht verdrängt.

– Niedermoorvegetation, Streuwiesen

grundwassernahe Standorte bzw. Verlandung von Altwässern und Mäanderschleifen; die Entwicklung zum Bruchwald durch extensive Nutzung (gelegentliche Mahd) unterdrückt (Pfeifengraswiesen);

Gefährdung durch zunehmende Grundwasserabsenkung (Flußregulierung, Grundwasserentnahme, Drainierungsmaßnahmen).

– Quellfluren

Grundwasseraustritte (Quelltöpfe) in ehemaligen Flußmäandern mit oligotrophen Kalkflachmooren (Davallseggenrieder, Quellmoosgesellschaften und Armluchteralgen);

durch die allgemeine Eutrophierung der Landschaft besonders gefährdeter Biotoptyp.

– Schwimmblattgesellschaften

freischwimmende Wasserpflanzen (Seerosengesellschaften) relativ wärmebedürftig; bevorzugt in Buchten und windgeschützten Zonen nährstoffreicher Gewässer (ehemalige Fischteiche).

Trockenstandorte

Unter dem Begriff sind nur die naturraumtypischen Trockenrasen kartiert.

Ruderale Trockenstandorte wurden unter den Städtischen Einheiten erfaßt.

– Kalkmagerrasen

Halbtrockenrasen auf Niederterrassen – und alluvialen Schottern durch extensive Nutzung (Beweidung) aus den standorttypischen Waldgesellschaften (Schneeheide, Kiefernwald und Fingerkraut-Eichen-Kiefern-Wald) entstanden; die Vegetation ist besonders in den lechnahen Bereichen durch das Auftreten zahlreicher alpiner Schwemmlinge geprägt; Verbreitung: Mittleres Lechgrieß, Lechauen-NSG »Stadtwald«, Restflächen in den Wertachauen und auf der Haunstetter Niederterrasse; Lebensraum für eine Vielzahl meist seltener hochspezialisierter Pflanzen- und Tierarten; Gefährdung durch Verbuschung, Eutrophierung (angrenzende Landwirtschaft) und Aufforstungen.

Städtische Einheiten

Im bebauten Bereich sind die Städtischen Einheiten nach den Wäldern (Sonderstellung durch den im Mündungsbereich von Lech und Wertach liegenden Auwald) der häufigste Biotoptyp.

Ökologisch gesehen handelt es sich um Biotope, die zum Teil sehr stark vom Menschen beeinflusst worden sind (z.B. Parkanlagen, Ruderalflächen an Bahnanlagen) und durch das Auftreten zahlreicher unter direkter oder indirekter Mithilfe des Menschen eingebrachter Arten (Hemerochoren) gekennzeichnet sind.

Nach SUKOPP (1972) unterscheidet man nach dem Grad der Naturalisation (Einbürgerung) neben den Arten der ursprünglichen Vegetation (Einheimische) 4 Gruppen von Hemerochoren:

1. *Agriophyten* (Neuheimische)-Arten die erst im Gefolge des Menschen eingewandert sind und sich in naturnahen Pflanzengesellschaften konkurrenzfähig erwiesen haben (z.B. *Elodea canadensis*, *Polygonum cuspidatum*, *Solidago canadensis*).

2. *Epökophyten* (Kulturabhängige)-Arten die wesentlicher Bestandteil von anthropogen bedingten Pflanzengesellschaften sind, aber mit Aufhören des menschlichen Einflusses wieder verschwinden würden (Ackerunkräuter, Ruderalpflanzen).

3. *Ephemerophyten* (Unbeständige)-Arten die zwar wildwachsend auftreten, aber nicht fähig sind, sich aus eigener Kraft zu erhalten (z.B. Vogelfutterpflanzen).

4. *Kulturpflanzen* – Arten die nur im angebauten Zustand vorkommen.

Die Arten der Gruppen 1 mit 3 treten zwar vereinzelt auch in den naturraumtypischen Biotoptypen auf, so z.B. *Polygonum cuspidatum* in der »Vegetation an Fließgewässern«, ihren Hauptverbreitungsschwerpunkt haben sie aber im bebauten Bereich und sind somit wesentlicher Bestandteil der Artenkombinationen Städtischer Einheiten.

– Wald auf Sonderflächen

waldähnliche Bestände (ruderales Gebüsch, Mischwoldaufforstungen) auf anthropogen geprägten Standorten (ehemalige Mülldeponien, Wallanlagen) aus heterogenem Substrat (sehr unterschiedliche, z.T. extreme Standortverhältnisse mit hohem Nährstoffgehalt); Ahorn-Holundergebüsch bis Fragmente von Laubmischwaldgesellschaften mit stickstoffliebender Krautschicht;

oft im Übergang zum Biotoptyp »Ruderalfluren«.

– Ruderalfluren

Artenkombinationen mit einem hohen Anteil an Agriophyten, Epökophyten und Ephemerophyten auf innerstädtischen Brachflächen; ruderales Hochstaudenfluren (z.B. Goldruten-Beifuß-Gestrüpp) und Halbtrockenrasen bis ruderales Gebüsch (»Wald auf Sonderstandorten«);

räumliche Verbreitung auf Reserveflächen der Industrie (Nutzungsräume Industriegebiete und verdichtete Bauflächen) und entlang von Verkehrsflächen (Bahnanlagen).

Die zentrumsnahen Erweiterungsflächen der Textilindustrie blieben durch wirtschaftliche Veränderungen bis heute ungenutzt und stellen im Zentrum die letzten großflächigen biologisch aktiven Freiflächen dar. (Siehe Flächenbilanzierung »Städtische Einheiten«).

Der Artenreichtum von städtischem Brachland ist erstaunlich hoch; so ergaben Untersuchungen bei einem ökologischen Großpraktikum in Berlin (SUKOPP 1979), daß die Artenzahlen eines innerstädtischen Brachlandes viermal so hoch lagen wie die der gepflegten Parkrasen und Gehölze des angrenzenden Großen Tiergartens.

Die neuartigen Pflanzenkombinationen der Ruderalflächen symbolisieren eine von Menschen geschaffene Umgebung und sind somit in ihrer Verbreitung und Verteilung von Lebensform, Arealtypen und ökologischen Gruppen ein wichtiger Zeigerwert für Umweltfaktoren. (SUKOPP u. KUNICK 1976).

Da Bedeutung und Wert von Ruderalflächen bis heute weitgehend unbekannt sind, zählt dieser Biotoptyp zu den am stärksten gefährdeten im städtischen Raum.

– Hain, extensive Parkanlagen

meist gepflanzte Gehölzbestände mit extensiver bzw. aufgelaßener Pflege (Nutzung), z.T. mit Natur-

verjüngung und naturraumtypischer intakter Krautschicht (Anklänge des Eichen-Hainbuchenwaldes), vielfach Refugien für Arten, die im übrigen Stadtgebiet selten geworden und vom Aussterben bedroht sind.

Im Stadtgebiet Augsburg verteilen sich die extensiven Parkanlagen im wesentlichen:

a. naturräumlich bedingt auf Sonderstandorten, z.B. entlang der Hochterrassenkante (durch Morphologie schwer besiedelbar),

b. kulturell bedingt, entlang der mittelalterlichen Wallanlagen auf historischen Grünflächen und in gründerzeitlicher Villenbebauung.

Große Parkanlagen weisen durch den mosaikartigen Aufbau der Wald-, Wiesen- und Feuchtstandorte eine hohe Zahl von Pflanzen- und Tierarten auf. Faunistisch stellen sie in der Zone der verdichteten Bauflächen und Industriestandorte ein Rückzugsgebiet für Vogelarten dar, die sonst nur noch in den Wäldern und Gehölzen der Umgebung vorkommen.

– Mähwiesen, extensiv

ein- und mehrschürige Wiesen mit überwiegend naturraumtypischen Ersatzgesellschaften von feuchten bis trockenen Glatthaferwiesen (Salbei-Glatthaferwiese);

Vielzahl von einheimischen Arten.

Der Biotoptyp »Mähwiese« verteilt sich überwiegend auf großflächige Industriereserveflächen und öffentliche Grünflächen.

Die seit einigen Jahren vom städtischen Gartenamt nur als ein- bzw. zwei-mahdige Wiesen behandelten Grünflächen weisen eine interessante Entwicklung mit hohem Artenspektrum an Pflanzen und Tieren auf (MÜLLER u. SCHMIDT 1982).

– Verwilderte Kulturpflanzenbestände

extensive bzw. aufgelaßene Obstgärten- und Kleingartenanlagen;

Extensive Obstgärten zählen zu den klassischen Kulturbiotopen und sind insbesondere für bestimmte Vogelarten von Bedeutung. Aufgelaßene Kleingartenanlagen weisen aufgrund der differenzierten Standortverhältnisse und der Vielzahl von Ephemerophyten ein breites Artenspektrum auf.

– Ritzenvegetation

nur selten als Einzelbiotop erfaßt; Sekundärbiotope für ursprüngliche Felsenbewohner (z.B. Mauerrauhe – *Asplenium ruta-muraria*) und Agriophyten meist aus dem Mittelmeerraum (Zimbelkraut – *Cymbalaria muralis*) – Mauerrautengesellschaft; ausschließlich an den mittelalterlichen Wallanlagen und im Altstadtbereich – Gefährdung durch Restaurierung.

3.1.3 Flächenanteil und räumliche Verteilung

Das Gesamtstadtgebiet Augsburg zeichnet sich durch einen hohen Anteil an land- und forstwirtschaftlichen Flächen im Umfeld der Stadt aus.

Da bei der Biotopkartierung Stadt der besiedelte Bereich im Vordergrund steht, wurde bei der Auswertung zwischen dem Gesamtstadtgebiet (politische Grenzen) und dem engeren Stadtgebiet (bebauter Bereich) unterschieden.

3.1.3.1 Naturraumbezogene Auswertung

Nach der bayerischen Biotopkartierung (KAULE u.a. 1978) liegen die Lech-Wertach-Ebenen mit 5,8 % kartierten Biotopflächen über dem Landesdurchschnitt (ca. 4%). Dieser relativ hohe Anteil an naturnahen Flächen wird jedoch durch die großen

Biotoptypen der "Städtischen Einheiten" im bebauten Bereich

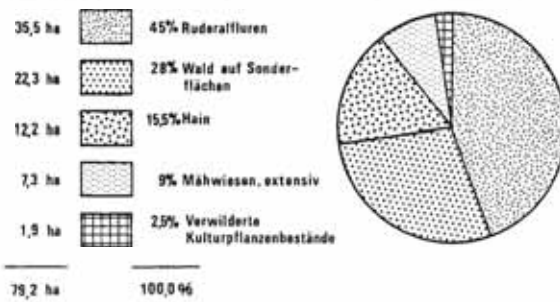


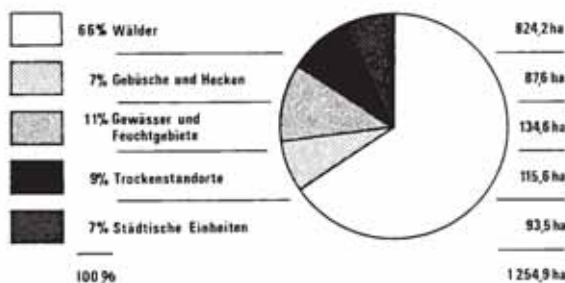
Abbildung 1:

Ruderalfluren stellen in der Biotopobergruppe »Städtische Einheiten« aufgrund großer, zentrumsnaher Reserveflächen der Industrie und Verschnittflächen entlang der Bahnlinien den höchsten Flächenanteil.

Auwaldflächen stark verfälscht. Da die Biotopflächen fast ausschließlich auf die Auen der Flüsse beschränkt sind, ist der Naturraum Lech-Wertach-Ebenen an Vielfalt schützenswerter Landschaftsbestandteile stark unterrepräsentiert.

Aus der Biotopkartierung Stadt Augsburg ergeben sich für das Stadtgebiet 8,5 % Biotopfläche. Ähnlich wie im Naturraum dominiert auch hier die Biotopobergruppe Wälder (bedingt durch die Auwälder an Lech und Wertach), die 66% der kartierten Biotop-

Biotopobergruppen – im Gesamtstadtgebiet



im bebauten Bereich

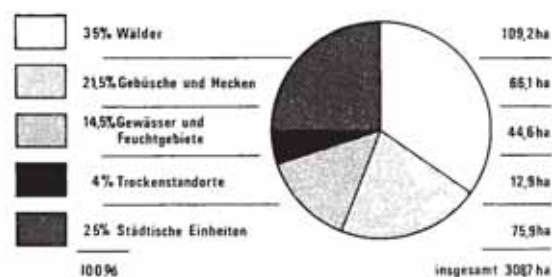


Abbildung 2:

Im Gesamtstadtgebiet herrscht die Biotopobergruppe »Wälder« mit 2/3 der Biotopfläche vor; dies ist auf die großen Waldbestände entlang Lech (NSG »Stadtwald«) und Wertach (LSG) und im Tertiären Hügelland (Naturpark »Westliche Wälder«) zurückzuführen. Im bebauten Bereich ist der hohe Anteil naturraumtypischer Biotope hervorzuheben.

flächen ausmachen (siehe Abbildung 2). Der hohe Anteil an schutzwürdigen Biotopen im Gesamtstadtgebiet im Bezug zum Landesdurchschnitt ist auf das Naturschutzgebiet Stadtwald zurückzuführen, in dem 50% der kartierten Flächen liegen (über 600 ha). Im Naturschutzgebiet liegen neben den Auwäldern fast alle Schneeheide-Kiefernwälder und Kalkmagerrasen (siehe Abbildung 3) und die meisten gewässertypischen Biotope. Bezogen auf die verfeinerte naturräumliche Karte (siehe Karte 1 – natürliche Raumstrukturen) repräsentiert sich das naturraumtypische Biotopspektrum im Umfeld des bebauten Bereiches fast ausschließlich aus den Raumstrukturen Lech- und Wertachauen und mittleres Lechgrieß. Stark unterrepräsentiert sind die Biotoptypen der mesophilen Laubwälder, der Hoch- und Niederterrassen und des Tertiär-Hügellandes sowie die Erlenbruchwälder bzw. ihre Ersatzgesellschaften der Friedberger Au. Daraus wird deutlich, daß insbesondere in diesen natürlichen Raumstrukturen die Restbiotope besondere Schutzpriorität besitzen und verstärkte Maßnahmen zur Neuschaffung von Biotopen notwendig werden.

3.1.3.2 Nutzungsraumbezogene Auswertung

Bei der Biotopkartierung in der Stadt müssen neben den naturraumtypischen Gegebenheiten vor allen Dingen den durch den Menschen geschaffenen Veränderungen Rechnung getragen werden; darum muß eine Auswertung vorrangig auf Grundlage der realen Flächennutzungen (nutzungsbedingte Raumstrukturen) erfolgen.

Die Karte »Nutzungsbedingte Raumstrukturen« gibt die räumliche Verteilung der einzelnen Flächennutzungen in vereinfachter Form wieder. Die Flächenabgrenzung erfolgte nach der dominanten Nutzung, so daß durch die Generalisierung kleinflächige Nutzungen (z. B. Kleingewässer) z. T. nicht gesondert dargestellt werden konnten.

Die Abbildung 4 »Biotopausstattung der Nutzungsräume« stellt die flächenmäßigen Anteile der Nutzungen und den Flächenanteil der darin auftretenden Biotope dar.

Daraus wird ersichtlich, daß sich folgende Nutzungstypen durch eine starke Biotoparmut auszeichnen: Verkehr, verdichtete Bauflächen, Blockwohnbau, lockere Bebauung und ackerbauliche Flächen (Wiederholung zu 3.1.3.1) und hier vordringlich Schutzmaßnahmen und Managementmaßnahmen erforderlich sind.

Die Existenz alter Industriegebiete mit großen Reserveflächen im Stadtzentrum ist für den relativ hohen Biotopflächenanteil (Städtische Einheiten) im Nutzungsraum Industriegebiete verantwortlich.

Trotz der Biotoparmut einiger städtischer Nutzungstypen ergibt sich für den gesamten bebauten Bereich der Stadt ein Biotopflächenanteil von 4,3 %, der etwa dem Landesdurchschnitt der Bayerischen Biotopkartierung entspricht (KAULE u. a. 1978). Das ist zum einen auf den erstaunlich hohen Anteil an naturraumtypischen Biotopelementen wie Wälder, Gebüsche, Hecken, Gewässer und Feuchtgebiete, Trockenstandorte im bebauten Bereich (siehe Abbildung 2 und 3) als auch auf den hohen Anteil an städtischen Einheiten zurückzuführen.

Fläche der Biotoptypen

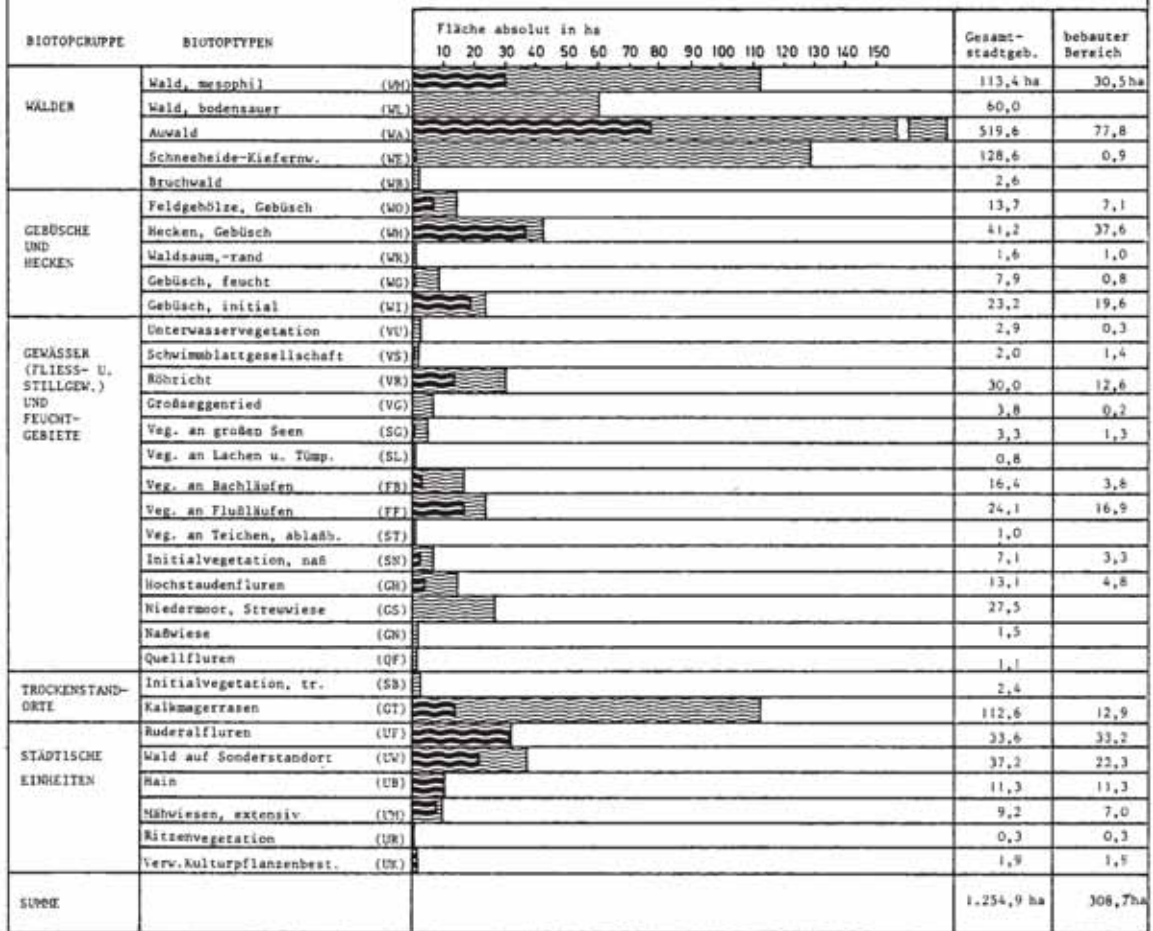


Abbildung 3

Fläche der Biotoptypen im Gesamtstadtgebiet [diagonal lines] und im bebauten Bereich [wavy lines]

Biotopausstattung der Nutzungsräume

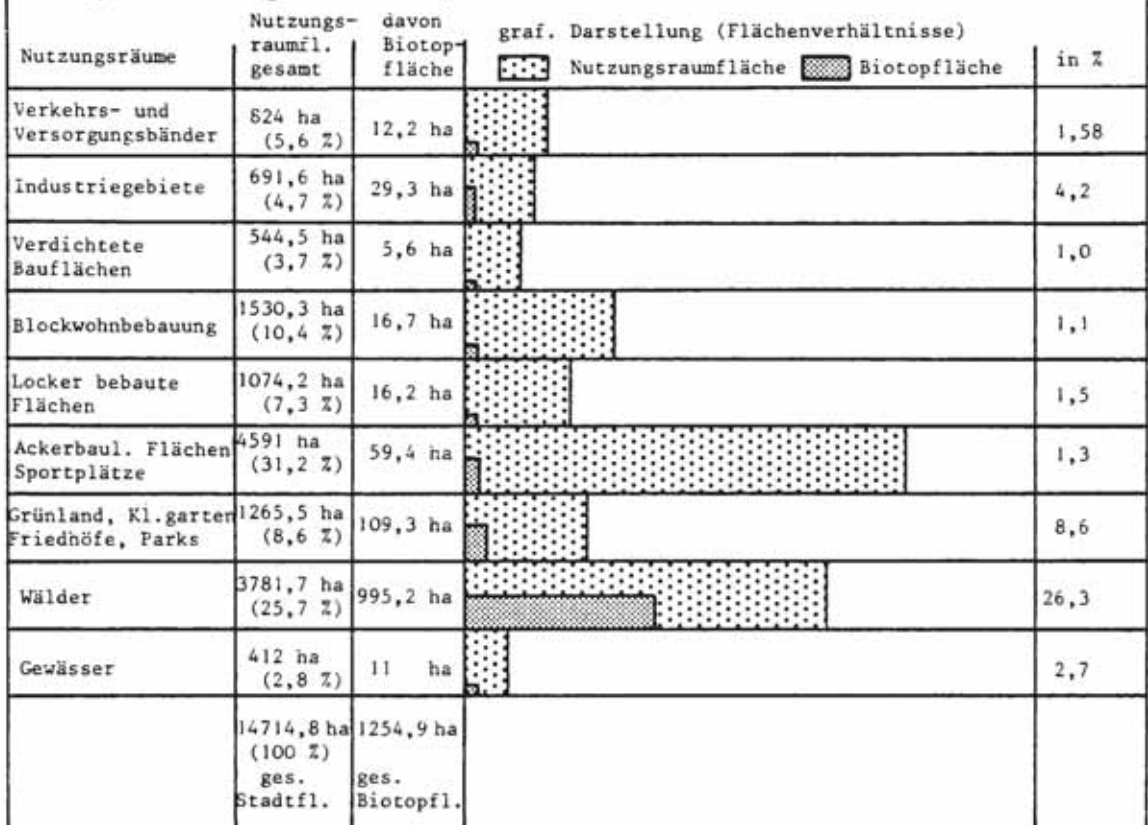


Abbildung 4

3.2 Zoologische Kartierung

Im Anschluß an den ersten Arbeitsabschnitt der Vegetationskartierung wurde mit einer Erhebung zoologischer Daten im Stadtgebiet begonnen. Eines der Ziele der zoologischen Kartierung ist die Erfassung von Lebensräumen, die bei der Vegetationskartierung nicht aufgenommen wurden. Es handelt sich u. a. um nutzungsraumspezifische Habitate, wie Kiesgruben (Entwicklungsstätten für Amphibien) oder Schießscharten an den Wallanlagen (Fledermäuse). Eine Kartierung und Unterschutzstellung derartiger Biotope kann einen wertvollen Beitrag zum Schutz gefährdeter Arten liefern. Eine weitere Aufgabe ist die Untersuchung nutzungsraumtypischer Artenspektren.

3.2.1 Problematik, Unterschiede zur Vegetationskartierung

Zoologische- und Vegetationskartierung unterscheiden sich in Inhalt und Methodik voneinander. (PLACHTER 1980). Folgende Punkte sind bei der Durchführung und Auswertung der Erhebung besonders zu berücksichtigen:

- Aufgrund geringer Größe oder verborgener Lebensweise läßt sich bei vielen Tiergruppen überhaupt nur ein kleiner Teil der Individuen nachweisen, vielfach sind spezielle Fangmethoden, u. a. auch besondere Fanggeräte oder Fallen notwendig.
- Die Aktivität vieler Tiere ist auf bestimmte Tages- oder Jahreszeiten begrenzt; oft ist ihr Auftreten außerdem witterungsabhängig; hinzu kommt noch, daß sich verschiedene Entwicklungsstadien (Eier, Larven, Puppen) nicht bestimmen lassen.
- die Mobilität vieler Arten erschwert die Zuordnung zu den Habitaten; hier ist die Erfassung der Entwicklungsstätten (z. B. bei Amphibien die Laichplätze) vordringlich notwendig.
- In vielen Fällen bereitet die Bestimmung Schwierigkeiten; viele Arten lassen sich im Gelände nicht ansprechen; oft ist die Mithilfe von Spezialisten nötig.
- Bei der Auswahl der zu untersuchenden Lebensräume ist zu berücksichtigen, daß floristisch und faunistisch bedeutsame Biotope nicht immer identisch sind (z. B. ephemere, vegetationsarme Kleingewässer).

3.2.2 Methodik und Durchführung

Die obengenannten Punkte führen bei der Durchführung zu folgenden Konsequenzen:

- Die Kartierung erfolgt selektiv; Grundlagen für die Auswahl der zu untersuchenden Lebensräume liefern die vegetationskundliche Kartierung sowie die flächendeckende Landschaftserhebung im Rahmen des Landschaftsplanes.
- Um aussagekräftige Ergebnisse zu erhalten, sollte die Kartierung über einen längeren Zeitraum erfolgen.
- Die Mitarbeit örtlicher Fachleute und Spezialisten kann aufgrund ihrer Orts- und Fachkenntnis wertvolle Beiträge liefern; Literaturaufzeichnungen und Sammlungsmaterial dagegen sind nur begrenzt verwendbar; denn vielfach sind die Fundortangaben zu ungenau oder ältere Daten sind auf den gegenwärtigen Zustand der Biotope nicht mehr übertragbar.
- Aufgrund der begrenzten Arbeitskapazität ist zunächst eine Auswahl einzelner Tiergruppen erforderlich, die gewählten Gruppen sollten ohne

größere Schwierigkeiten bestimmbar sein und gleichzeitig einen gewissen Indikator für Bedeutung und Zustand der Biotope darstellen; im Hinblick auf den Artenschutz wird besonderer Wert auf Arten der Roten Liste gelegt.

3.2.3 Kartierte Tiergruppen

Vorläufig wurden für die Kartierung folgende Tiergruppen ausgewählt:

- **Vögel**
- **Reptilien**
- **Amphibien**
- **Insekten (ausgesuchte Gruppen: Libellen, Heuschrecken, Käfer, Schmetterlinge)**

3.2.4 Auswertung

Nach dem ersten Arbeitsabschnitt (Kartierung 1980/81) liegen folgende Ergebnisse vor:

Amphibien

Die Kartierung der Amphibien ist weitgehend abgeschlossen. Untersucht wurden alle in Frage kommenden Gewässer und Feuchtgebiete, sowohl im innerstädtischen Bereich als auch im Umland. Unterstützt wurden die Erhebungen durch die Mitarbeit örtlicher Fachleute.

Die wesentlichen Aussagen über Vorkommen und Verbreitung sind:

– Trotz des geringen Angebots an Laichbiotopen (natürliche Stillgewässer kommen im Naturraum nicht vor) und dessen teilweise isolierte Lage sind die Amphibien weit verbreitet; die Laichplätze liegen in der Regel im Einzugsbereich größerer naturnaher Gebiete (Lech- und Wertachauen, Westliche Wälder); bevorzugt werden die Nutzungsräume »Wälder« und »Grünland, Parks«, während dicht bebaute Gebiete gemieden werden.

– Amphibienbiotope sind nicht immer mit den von der Vegetationskartierung erfaßten Flächen identisch; so wird z. B. der Zierteich im Botanischen Garten regelmäßig von 3 Arten als Laichbiotop angenommen.

– Durch maschinelle Bodenverdichtung entstandene Tümpel erfüllen oft wichtige Ersatzbiotopfunktionen für Arten, die an ephemere, nahezu vegetationsfreie Gewässer angepaßt sind. Auf einer derartigen Fläche am Rande eines Industriegebietes konnten sich trotz wiederholter maschineller Eingriffe Populationen von Kreuz- und Wechselkröte bis heute erhalten. Das Beispiel zeigt den hohen Wert derartiger, bei der Vegetationskartierung nicht erfaßten Flächen für bedrohte Tierarten.

– Dicht bebaute Gebiete werden weitgehend gemieden; auch Zierteiche im innerstädtischen Bereich kommen wegen fehlender bzw. durch Verkehrsflächen unterbrochener Wanderwege kaum als Laichgewässer in Betracht.

Reptilien

Reptilien gehören zu den bedrohtesten Tieren; ihre Lebensräume liegen fast nur im NSG »Stadtwald« (hier ist das einzige Vorkommen der Kreuzotter im Stadtgebiet; auch Ringelnatter und Waldeidechse sind nur noch an wenigen Stellen anzutreffen). Lediglich die Zauneidechse kommt mitunter auch an Bahndämmen und Straßenböschungen in der Stadt vor.

Vögel

Neben den naturnahen Bereichen der Lech- und Wertachauen (mit Reliktvorkommen höchst seltener Arten wie Eisvogel, Flußseeschwalbe) kommt auch den innerstädtischen Grünflächen (Parks, Altbaumbestände) eine ornithologische Bedeutung zu.

Was das Artenspektrum betrifft, so sind die Unterschiede zwischen Stadtgebiet und Umland weit weniger auffallend als bei anderen Tiergruppen. Das mag zum einen daran liegen, daß Vögel relativ leicht Barrieren überwinden können, zum anderen weist das Stadtgebiet zahlreiche alte Parks und Baumbestände auf. Lediglich in den völlig versiegelten Bereichen, besonders im Stadtkern, ist das Spektrum auf einzelne, ausgesprochen stadttypische Arten (z. B. verwilderte Hausstaube) reduziert.

Hervorzuheben sind aus ornithologischer Sicht alte anbrüchige Bäume mit natürlichen Nisthöhlen sowie Baumbestände mit intakter Strauchschicht und gewässerbegleitende Gehölzsäume. Letztere erlauben es auch typischen Freiraum- bzw. Waldbewohnern, bis in die Innenstadt vorzudringen (so brütet z. B. die Wasseramsel regelmäßig an den Kanälen am Rande der Altstadt).

Insekten

Anders als bei den Vögeln zeigen sich bezüglich Artenspektrum und Artenreichtum erhebliche Unterschiede zwischen naturnahen Bereichen außerhalb des Stadtgebiets (bes. NSG »Stadtwald«) und innerstädtischen Freiflächen: Einer großen Artenzahl, u. a. mit seltenen Arten (Rote Liste!) steht im engeren Stadtgebiet eine relativ kleine Zahl euryöker Arten gegenüber.

Gründe für diese Entwicklung scheinen in der zunehmenden Verinselung der Biotopflächen im bebauten Gebiet zu liegen (MADER 1980). Auch Veränderungen der Vegetation (Fehlen von Futterpflanzen für die vielfach mono- oder oligophagen Arten) und Verschwinden von für die Entwicklung notwendigen Strukturen (z. B. morsche Bäume) können für die Änderung des Artenspektrums entscheidend sein.

3.2.5 Zusammenfassung

Die bisher durchgeführten Kartierungsarbeiten liefern noch kein vollständiges Bild über die Tierwelt in der Stadt Augsburg. Es lassen sich jedoch bereits folgende für Planung und Biotopschutz in der Stadt wichtige Aussagen machen:

– Die einzelnen Nutzungsräume zeigen z. T. erhebliche Unterschiede im Artenspektrum (insbesondere bei Insekten); auch die Verbreitungshäufigkeit ist unterschiedlich (siehe Karte Amphibien-Reptilien-Kartierung).

– Die Ergebnisse zeigen die Bedeutung linearer Strukturen für die Biotopvernetzung (Wanderwege, Artenausbreitung) besonders für wenig mobile Arten (Beispiel: Verbreitung der Zauneidechse entlang von Bahndämmen bis in Zentrumsnähe).

– Besondere Bedeutung für zahlreiche bedrohte Arten haben die naturnahen Flächen der Lech- und Wertachauen.

– Auf innerstädtischen Grünflächen ist eine positive Entwicklung nur bei einer entsprechenden Extensivierung der Pflege zu erwarten. Erste Ansätze sind bereits im Siebentischpark zu beobachten: Seit Beginn des »Pflegeprogramms Siebentischpark«

(MÜLLER und SCHMIDT 1982) treten auf den einmahdigen Wiesen wieder einzelne Schmetterlinge und Heuschrecken auf, die zu Zeiten intensiver Mahd praktisch verschwunden waren.

Bei verschiedenen Tiergruppen (Amphibien, Reptilien, Insekten) ist aufgrund ihrer Ansprüche an den Lebensraum eine deutliche Artenabnahme gegenüber Biotopen in der Umgebung festzustellen. In anderen Fällen (Vögel) treten in Stadtbiotopen bedingt durch die typischen Strukturen (Parkanlagen, Nischen an Gebäuden) reichhaltige Artenkombinationen auf, die kaum in einem anderen Gebiet der mitteleuropäischen Kulturlandschaft anzutreffen sind (SUKOPP u. a. 1980).

– Unterschiede zur vegetationskundlichen Kartierung:

Eine Reihe von Lebensräumen, die bei der Vegetationskartierung nicht erfaßt wurden, sind aus zoologischer Sicht durchaus schutzwürdig.

Es handelt sich z. B. um

a) ephemere, vegetationsarme Kleingewässer (bevorzugt Laichplätze einiger Amphibienarten (BLAB 1978);

b) aufgelassene Baggerseen (Amphibien, Libellen);

c) Baumbestände und Einzelbäume, die aufgrund unterlassener Pflegemaßnahmen obligate Brut- und Entwicklungsstätten für Höhlenbrüter bzw. holzbewohnende Insekten (FREUDE 1971) darstellen;

d) intensiv genutzte, öffentliche und private Parkanlagen, Friedhöfe und Kleingärten, die vor allem ornithologisch sehr wertvoll sein können;

e) für den besiedelten Bereich typische Lebensräume, wie Kirchtürme, Dachstühle oder Nischen an Mauern und Gebäuden, die insbesondere als Fledermausquartiere in Betracht kommen.

Für ein fundiertes Arten- und Biotopschutzkonzept in der Stadt sowie für Pflege- und Managementmaßnahmen sind weitere detaillierte Untersuchungen insbesondere im bebauten Bereich notwendig (wie die für 1982 vorgesehene umfangreiche Kartierung der Brutvögel im innerstädtischen Bereich), wobei der Schwerpunkt auf die Analyse nutzungsraumtypischer Tiergemeinschaften zu richten ist.

4. Praktische Anwendung der Kartierung

4.1 Schutzgebietsausweisung

4.1.1 Methodik

Bei der Kartierung von Flora und Vegetation wurde zwischen schutzwürdigen und potentiell wertvollen Biotopen unterschieden. Diese beiden Begriffe wurden gewählt, um den raschen Änderungen in den Flächennutzungen der Stadt und den damit verbundenen Veränderungen von Fauna und Flora gerecht zu werden.

Als schutzwürdige Biotope wurden die wertvollsten Flächen von Flora, Vegetation und Fauna nach den Kriterien von 3.1.1 aufgenommen.

Potentiell wertvolle Biotope weisen aufgrund von Beeinträchtigungen oder Alter (niedere Sukzessionsstufen) noch nicht diese Qualität auf, können aber bei ungestörter Weiterentwicklung zu schutzwürdigen Biotopen werden. Potentiell wertvolle Biotope können Vorrangflächen für die Neuschaffung naturnaher Bereiche oder Ersatzflächen für zerstörte Biotope darstellen.

Für die Schutzwürdigkeit naturraumtypischer Biotope im Umfeld der Stadt wurde als Anhalt die

Amphibienkartierung Bayern – Kartierung von Lebensräumen

KARTIERUNGSTYP <input checked="" type="checkbox"/> Freilandkartierung <input type="checkbox"/> priv. Aufzeichnungen <input type="checkbox"/> Sammlungsmaterial <input type="checkbox"/> Literaturbearbeitung <input type="checkbox"/> Sonstiges		Bayer. Landesamt für Umweltschutz AMPHIBIENKARTIERUNG BAYERN Kartierung von Lebensräumen Art: Kartiernummer: Objekt-Nr.: Version:	
1. Erklärung: 2. <input checked="" type="checkbox"/> Erstkartierung <input type="checkbox"/> Folgekartierung <input type="checkbox"/> Korrektur		Typ: Kartierung L, F, U	
3. Verbleibende Objekte: 4. Kurzbeschreibung des Lebensraums: Botanischer Garten			
5. Bearbeiter/Stelle: Waldert/Gartenamt Augsburg			
6. Erfassungzeitraum: vom/w 14.04.80 bis:			
7. Landkreis: Augsburg Stadt			
8. Benutzte Karte: <input checked="" type="checkbox"/> 1:5.000 <input type="checkbox"/> 1:25.000 <input type="checkbox"/> Sonstiges: 9. Kartennummer: IX 20			
11. Erfassungspunkt:			
12. TOPOGRAPHISCHE FESTLEGENG: nach rechts: RW, HW			
13. TEILLEBENSRAUM: Typ Goldfischteich			
15. Fläche: 15 qm, 16. Breite: 5 m			
17. Maximaltiefe durchschn. / höchstes: 0-10 cm, 10-50 cm, 50-100 cm, 100-400 cm, mehr als 400 cm			
18. Ufer- / oberflächl. / unterflächl.: flach, steil, gemischt			
19. Bew. / Vegetation: 0 \$, 10-50 \$, 50-80 \$, über 80 \$			
20. Nutzung: Nutzungstyp: Bot. Garten			

21. Vegetation: Vegetationstyp: Röhricht, Seggen Flächeanteil: 0-10%, 10-50%, 50-80%, über 80% X		Veg. Ind. S: 19, 25, 27, 35, 39	
22. Liegt der Lebensraum in einem Raster der Rasterkartierung? <input checked="" type="checkbox"/> nein <input type="checkbox"/> ja 20 \$ <input type="checkbox"/> ja 50 \$ <input type="checkbox"/> ja 80 \$ Raster - Name:		Raster-Nr.: 20	
23. UMGEBUNG DES TEILLEBENSRAUMS: <input checked="" type="checkbox"/> Der Teillebensraum liegt vollständig in einem einzigen einheitlichen Landschaftsteil. <input type="checkbox"/> An den Teillebensraum grenzen mehrere ungleiche Landschaftsteile an			
24. Landschaftsteile: 1. Bot. Garten 2. 3. 4. 5.			
25. Fläche von 1: keine Nutzung			
26. Nutzung von 1: Nutzungstyp: extensiv, intensiv			
27. Weitere Ausstattung von 1: weitere Ausstattung:			
BEMERKUNGEN			

Formblatt 2: Beschreibung der Biotope – Amphibienkartierung
 Die Biotope werden in Formblättern (vom Bayer. Landesamt für Umweltschutz) beschrieben, die die wichtigsten Angaben über den Lebensraum (Größe, Vegetation, Nutzung usw.) enthalten.

ARTENBESTAND										Spalte 1 - 16 aus Lochkarte 1						
101 Grünfrösche	104 Moorfrosch	107 Erdkröte	110 Knoblauchkr.	151 Alpensalam.	154 Teichmolch	102 Grasfrosch	105 Seefrosch	108 Kreuzkröte	111 Geburtshelferkr.	152 Feuersalam.	155 Kammolch	17 <u>4, 7</u>	51			
103 Springfrosch	106 Laubfrosch	109 Wechselkröte	112 Gelbbauchunke	153 Bergmolch	156 Fadenmolch							Sp. 19 - 20: Lid.Nr. der LK, beginnend bei 01	53			
Häufigkeitsstufen: 1 = 1; 2 = 2 - 4; 3 = 5 - 9; 4 = 10 - 19; 5 = 20 - 49; 6 = 50 - 100; 7 = 100 - 1.000; 8 = über 1.000												21	51			
Datum (Tag, Mon.)	Stunde	Entwicklungsstadium				Nachweisart		Indiv. gesehen/refund	Hiervon Weibchen	Bestand	Engster Fundort	Art	Mon. Tag	Stunde	ES	W
		Ad.	Hüpf.	Lv	El	Sicht	Ruf									
15.4.		X			X			2								
15.4.					X			3								
13.5.				X												
21.5.	13	X			X			1								
9.6.	13	X			X	X										
24.3.	13	X			X	X		4								
24.3.	13	X			X	X	X	4								



STADT AUGSBURG BIOTOPKARTIERUNG

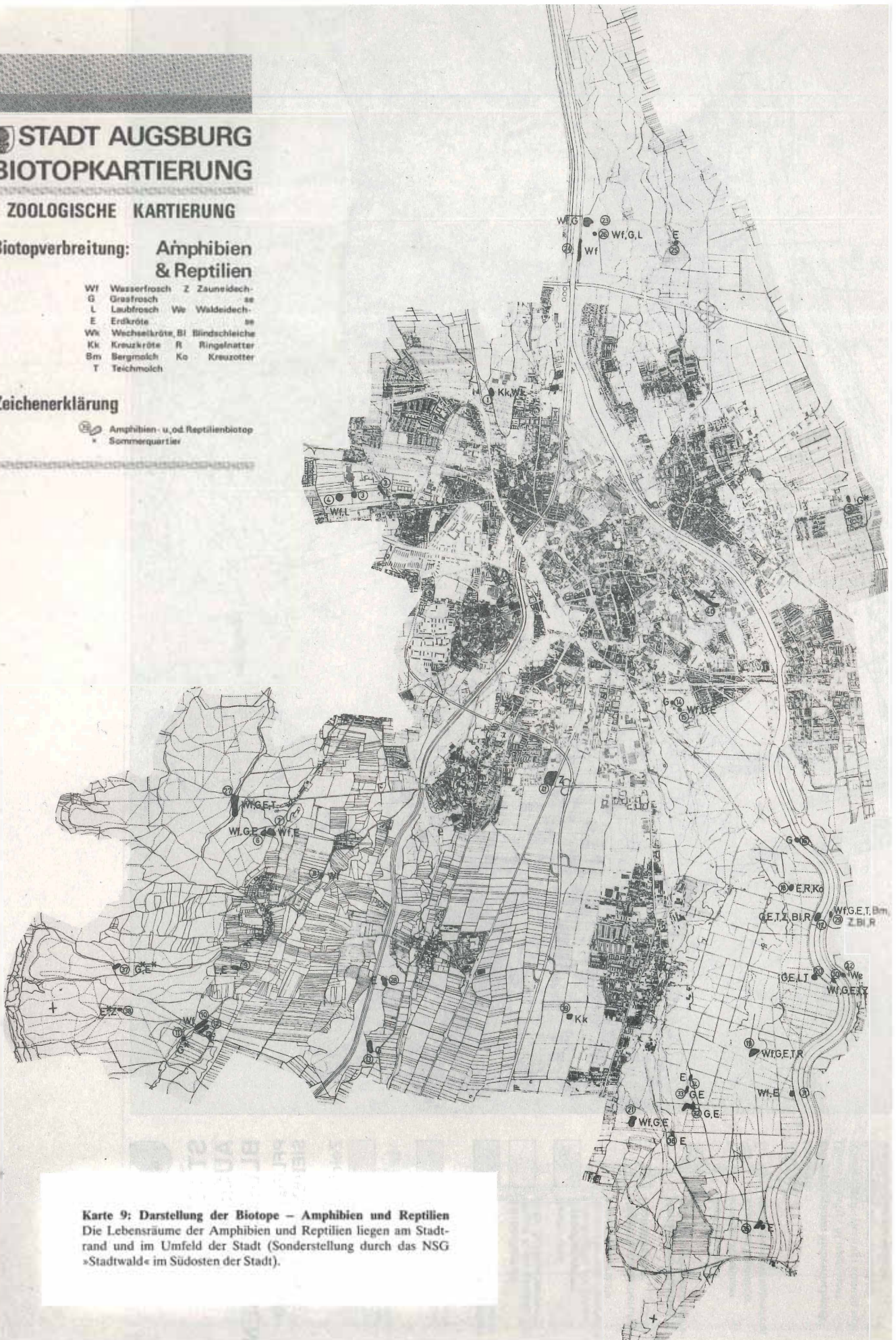
ZOOLOGISCHE KARTIERUNG

Biotopverbreitung: **Amphibien
& Reptilien**

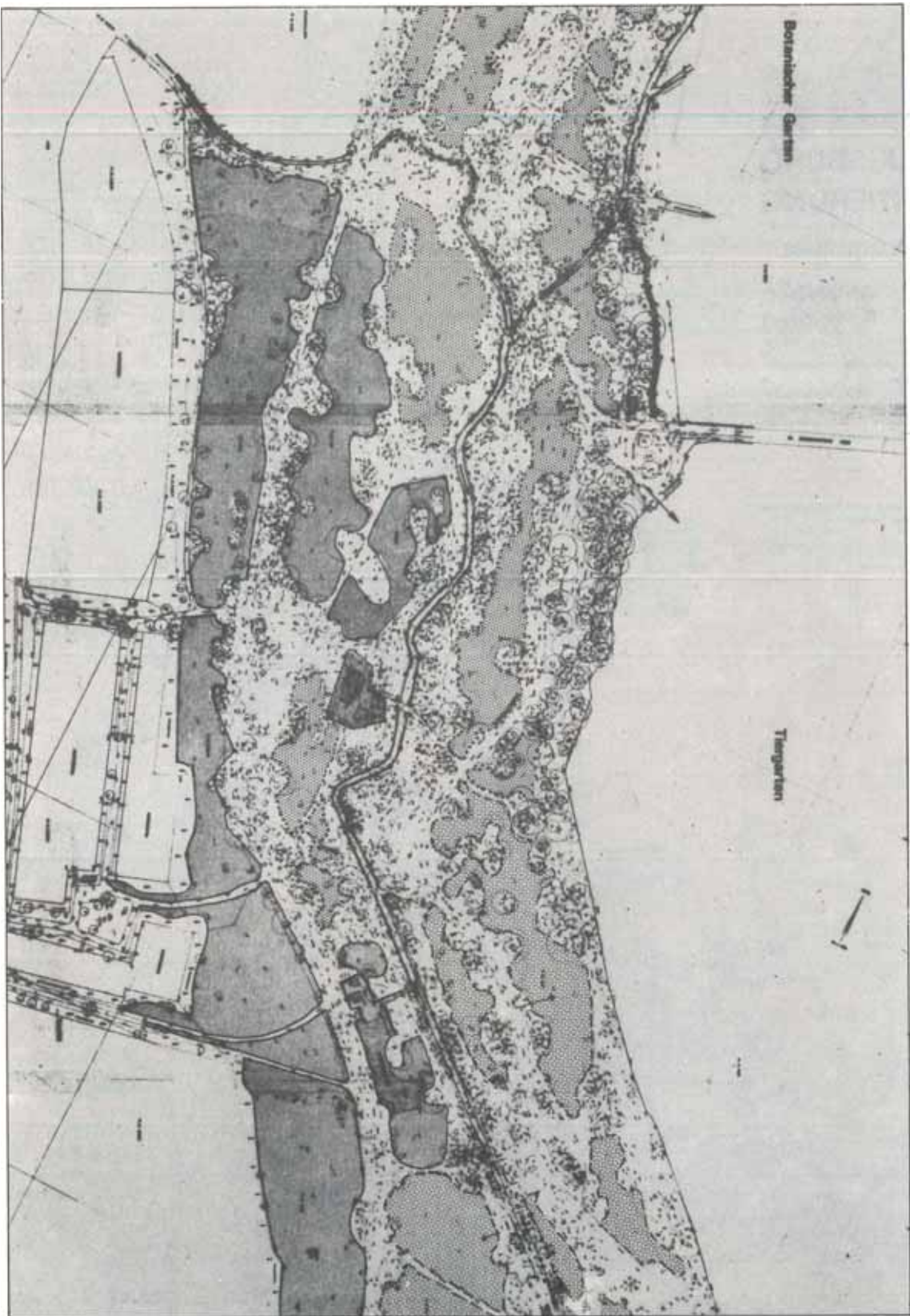
Wf	Wasserfrosch	Z	Zaunidech-
G	Grasfrosch		
L	Laubfrosch	We	Waldeidech-
E	Erdkröte		
Wk	Wechselkröte, Bl	Bl	Blindschleiche
Kk	Kreuzkröte	R	Ringelnatter
Bm	Bergmolch	Ko	Kreuzotter
T	Teichmolch		

Zeichenerklärung

-  Amphibien- u. od. Reptilienbiotop
-  Sommerquartier














Karte 9: Darstellung der Biotope – Amphibien und Reptilien
Die Lebensräume der Amphibien und Reptilien liegen am Stadtrand und im Umfeld der Stadt (Sonderstellung durch das NSG »Stadtwald« im Südosten der Stadt).

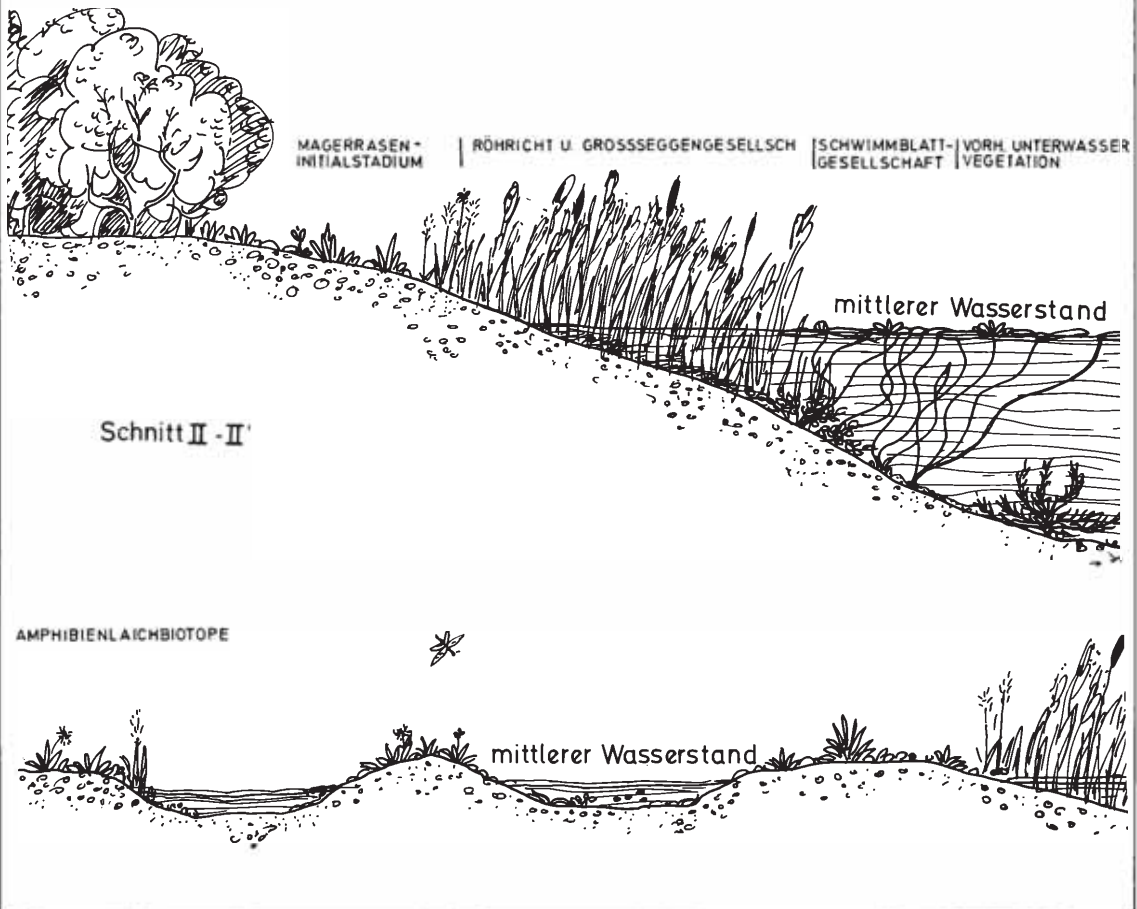
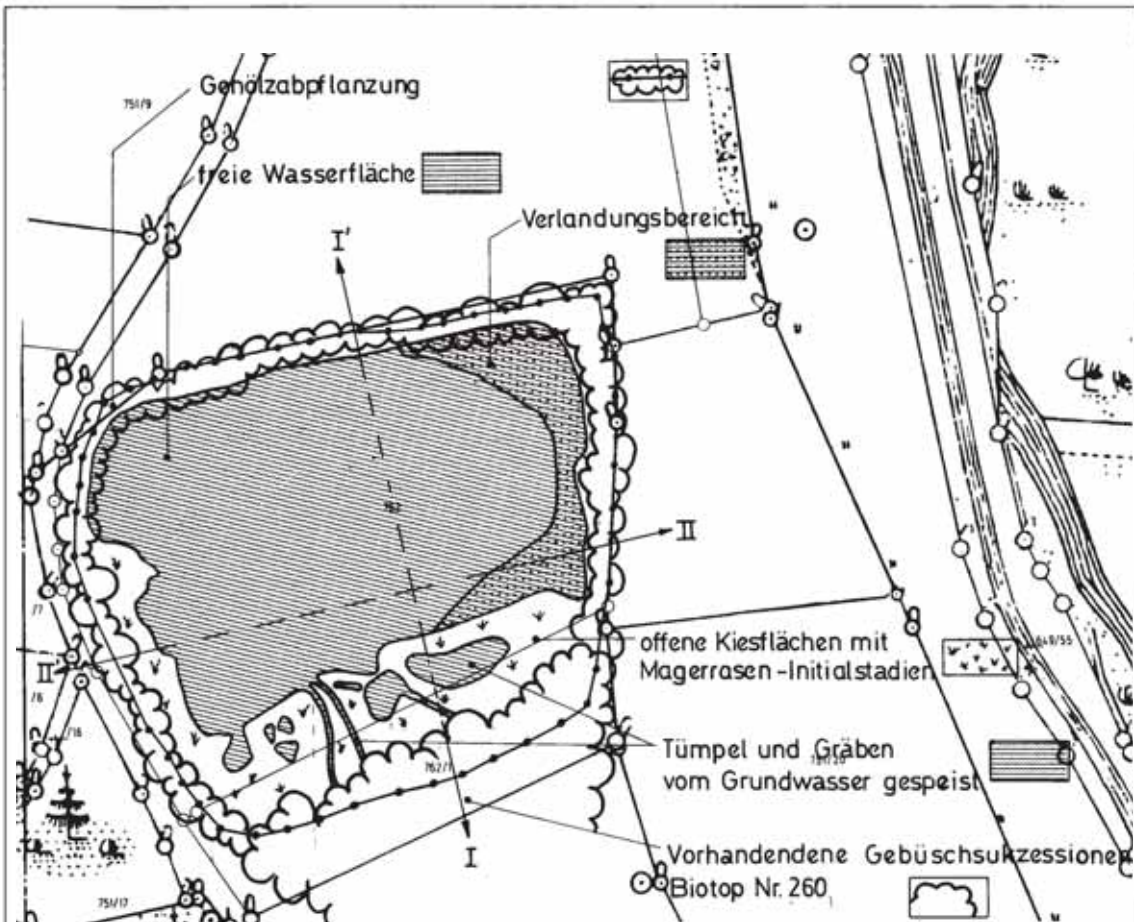


**STADT
AUGSBURG
BLUMENWIESEN
PFLEGEPROGRAMM
SIEBENTISCHPARK**

Zeichenerklärung:

- 
1-mahdige Wiesen
 Mahd September nach dem
 Auslesen pol. Silber-Glatt-
 halter- und trockene Glatt-
 wiesen
- 
2-mahdige Wiesen
 Mahd Juni und September
 pol. feuchte, nährstoffreiche
 Glattwiesen
- 
Spiel- und Sportflächen
 norkornartige Mahd (Phasen)
- 
Sonderflächen
 Murgol; Kinderspielfeld; Bier-
 garten; Sitzstufenrumen
- 
**Baum- und
Strauchgruppen**
 keine Einzelle; pol. Eichen-
 Harbuchen- bzw. Waldmeister-
 buchenwaldstandorte
- 
**Vegetationskartierung-
Probeflächen**
- 
Managementflächen
 Aussaat von Inlieferngräsern
 der
- 
 Glattwiesen
- 
 sonnigen Waldänder
- 
 schattigen Waldänder
- 
 Krautschicht (Waldstandorte)

Karte 10:
Pflegeprogramm Siebentischpark
 Durch gezieltes Management
 (Pflegeextensivierung) können sich
 Parkanlagen zu artenreichen
 Stadtbiotopen entwickeln.



Karte 11: Rekultivierung einer Naßbaggerung
Bei Neubaumaßnahmen (z. B. Rekultivierung von Kiesgruben) soll gezielt die spontane Vegetation und die mit ihr vergesellschaftete Fauna gefördert werden.

Bayerische Biotopkartierung (KAULE u. a., 1978) herangezogen bzw. in verfeinerter Form die Verbreitung der Biotoptypen in den natürlichen Raumstrukturen (siehe 2.1 und 3.1.3.1). Für die Schutzwürdigkeit im bebauten Bereich diente als Grundlage die Verbreitung der Biotoptypen in den nutzungsbedingten Raumstrukturen (siehe 2.2 und 3.1.3.2).

Zusammen mit der Floristischen Kartierung Augsburg (HIEMEYER, 1978) wurde aus der Biotopkartierung ein Schutzgebietskonzept für die biologisch wertvollsten Flächen entwickelt. Durch eine Gehölzkartierung und eine weiterführende Kartierung von Flora und Vegetation (flächendeckend) für den bebauten Bereich soll die Inventarisierung schutzwürdiger Vegetation im Siedlungsbereich ergänzt und vervollständigt werden.

4.1.2 Geschützte und vorrangig zu schützende Bereiche

Das Instrumentarium des Naturschutzes zur Sicherung schutzwürdiger Biotope in Bayern ist im Bayerischen Naturschutzgesetz festgelegt (Art. 7, 9, 10 und 12 BayNatSchG). Darüber hinaus ist durch Festsetzungen in Bauleitplänen (nach dem Bundesbaugesetz) ein gewisser Schutz möglich, z. B. Integration von Biotopen in Grünflächen. Bestimmte Biotope, z. B. Ruderalflächen entlang Bahnanlagen können mit Beibehaltung der Nutzung und der Pflegegewohnheiten als gesichert angesehen werden. Bei der vegetationskundlichen Kartierung wurden bis 1981 ca. 400 Biotope aufgenommen, die mit einer Gesamtfläche von 1255 ha 8,5 % des Stadtgebiets abdecken. 50 % der Biotopflächen (603 ha) liegen im Naturschutzgebiet Stadtwald und können damit vor Veränderungen als geschützt betrachtet werden. Weitere 15 % liegen in Landschaftsschutzgebieten oder in Flächennutzungen, die keine wesentlichen Veränderungen erwarten lassen (z. B. Grünanlagen und Bahndämme), so daß diese Flächen als gesichert gelten können.

Aufgrund des Naturschutzgebietes, das eine Sonderstellung einnimmt, und der Landschaftsschutzgebiete sind die naturraumtypischen Elemente im Umfeld der Stadt erfaßt. Die für den bebauten Bereich typischen Biotope, die städtischen Einheiten, sind nur zu einem geringen Teil (Parkanlagen) gesichert. Sämtliche Ruderalflächen, die ihre Existenz der stagnierenden Industrieentwicklung im Zentrumsbereich verdanken, sind darum die gefährdetsten Biotoptypen im Stadtgebiet.

4.2 Einarbeitung in örtliche Planungen

Anlaß der Kartierung war die laufende Landschaftsplanung bzw. Flächennutzungsplanung. Durch die Einarbeitung der Biotopkartierung in die vorbereitende Bauleitplanung sollen ausgewählte Biotope verbindliche Vorgaben für Folgeplanungen werden. Darüber hinaus sind die gesamten kartierten Biotope ein wichtiger Anhalt für die Bauleitplanung und sollen als die biologisch wertvollsten Flächen in der Stadt bei sämtlichen Planungen berücksichtigt werden (MÜLLER, 1980).

4.3 Biotoppflege, -management und -neuschaffung

Insbesondere im innerstädtischen Raum (Nutzungsräume: verdichtete Bauflächen, Blockwohnbebau-

ung und locker bebaute Flächen) besteht ein hohes Defizit an naturnahen und biologisch aktiven Flächen. Die bestehenden Parkanlagen bieten durch hohe Belastung und Intensivpflege für dieses Biotopdefizit häufig keinen Ausgleich.

Durch gezielte Pflegemaßnahmen (Pflegeextensivierung) können sich Parkanlagen zu artenreichen Stadtbiotopen entwickeln. Am Beispiel einer städtischen Parkanlage werden vom städtischen Gartenamt die Möglichkeiten einer standortorientierten Grünflächenpflege mit der Zielsetzung Erhöhung der Artenvielfalt seit einigen Jahren untersucht (MÜLLER und SCHMIDT 1982).

Aufgrund von Vegetationsaufnahmen wurde ein Pflege- und Managementkonzept entwickelt mit der Zielsetzung:

– Entwicklung der Baum- und Strauchgruppen entsprechend dem Aufbau der standortgerechten Waldgesellschaften und ihrer zugehörigen Waldmantelgesellschaften;

– Pflege und Entwicklung der Rasenflächen zu artenreichen Wiesen unter Berücksichtigung der Standortvoraussetzungen und Nutzungsansprüche. Dabei wurde zwischen verschiedenen Pflegeintensitätsstufen (siehe Karte 10) unterschieden.

Neben kurzfristig verwirklichtbaren Pflegehinweisen soll mittelfristig durch gezieltes Management (aktives Einbringen von entsprechendem Saatgut und Initial-exemplaren geeigneter Wiesen- bzw. Waldpflanzen) die Artenvielfalt gefördert werden.

Auf Dauerprobeflächen sollen die Artenkombinationen verschiedener Pflegevarianten fortlaufend beobachtet werden, um so Grundlagen für weitere Pflegeprogramme zu erhalten.

Früher ließen die Pflegegewohnheiten im besiedelten Bereich mehr Raum für spontan entstehende Pflanzengesellschaften, die heute bedingt durch falsch verstandene Sauberkeit (Herbizideinsatz) nur wenig Lebensmöglichkeiten haben. Beispielsweise wies KUNICK (1978) in Berlin-Kreuzberg-Nord nach, daß innerhalb von 8 Jahren 49 von 200 Arten (überwiegend der Ruderalstellen und Gärten) einen Rückgang von 50 % erlitten.

Im Rahmen des Neubaus einer Stadtautobahn werden darum in Augsburg gezielte Flächen zur spontanen Besiedelung ausgewiesen. Durch geeignete Standortwahl und Ausbringung von entsprechendem Saatgut können vielfältige Artenkombinationen gefördert werden (z. B. Magerwiesen), die darüber hinaus nur einer minimalen Pflege bedürfen.

Ebenso kann bei der Rekultivierung von Kiesgruben die spontane Vegetation und die mit ihr vergesellschaftete Fauna gezielt gefördert werden.

So sollen bei einer ehemaligen Naßbaggerung am Stadtrand besonders Arten, die an nährstoffarme Standorte niederer Sukzessionsstufe gebunden sind, Lebensraum finden (siehe Karte 11).

5. Schlußbemerkung

Die Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern für die alpinen und außeralpinen Naturräume ist in einem ersten Arbeitsschritt abgeschlossen.

Für städtische Großräume fehlen bislang äquivalente Erhebungen.

In Augsburg wurde erstmals in Bayern als Grundlage zur laufenden Landschaftsplanung mit der Kartierung erhaltenswerter Biotope in der Stadt begonnen. Neben der Kartierung naturraumtypischer Biotop-elemente stand vor allem die Erfassung derjenigen Lebensgemeinschaften im Vordergrund, die sich mit

der städtischen Entwicklung der letzten 100 Jahre großflächig ausgebreitet haben.

Im Rahmen der selektiven vegetationskundlichen Kartierung wurden rund 400 schutzwürdige und potentiell wertvolle Biotope erfaßt. Die Erhebungen zu Flora und Vegetation werden durch selektive Kartierung ausgewählter Tiergruppen ergänzt.

Die Biotopkartierung Stadt Augsburg hat gezeigt, daß auch der bebaute Bereich einen hohen Anteil an schutzwürdigen Biotopen aufweisen kann.

Durch das Nutzungs mosaik in der Stadt Augsburg ist das Arten- und Biotopspektrum im bebauten Bereich vielfältiger als in den großräumig monostrukturierten Gebieten im Umfeld der Stadt.

Mit der Einarbeitung der Kartierung in die laufende Landschaftsplanung soll ein Beitrag zum Arten- und Biotopschutz sowie zur allgemeinen Verbesserung der ökologischen Situation in der Stadt geleistet werden.

Darüberhinaus sollen die Nutzungsräume aufgezeigt werden, in denen Renaturalisierungsmaßnahmen notwendig werden. Für das Städtische Gartenamt sind die Ergebnisse ein wichtiger Anhalt für standortgerechte Grünflächenpflege und Pflanzenauswahl.

Nicht zuletzt soll mit der Sicherung innerstädtischer Biotope ein Beitrag für die Naherholung (vielfältige Nutzungsmöglichkeiten, z. B. Kinderspiel) und die Naturerfahrung des Bürgers (pädagogischer Wert) in der Stadt geleistet werden.

Danksagung

Besonderer Dank gilt Herrn Gartendirektor K. R. SCHMIDT – Gartenamt Augsburg, durch dessen Interesse und Engagement das Projekt ermöglicht wurde, dem Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen und dem Bayerischen Landesamt für Umweltschutz für Förderung und fachliche Betreuung.

Für die Mitarbeit bedanken wir uns insbesondere bei den Herren M. BRUNNER, J. PATSCH und E. WENISCH (Planungsgruppe »Die Kreissn«) sowie bei folgenden beteiligten Ämtern und Institutionen: Naturwissenschaftliches Museum, Stadtförstverwaltung – Untere Naturschutzbehörde, Stadtplanungsamt, Regierung von Schwaben – Höhere Naturschutzbehörde, Naturwissenschaftlicher Verein Schwaben, Naturforschende Gesellschaft für Augsburg, Bund Naturschutz, Landesbund für Vogelschutz, Arbeitskreis Heimische Orchideen, Terrarienverein Wasserstern.

Für die kritische Durchsicht des Manuskriptes bedanken wir uns bei den Herren F. BICHLMEIER und Dr. H. PLACHTER, beide Bayerisches Landesamt für Umweltschutz und Frau S. HUTTER, Gartenamt Augsburg.

6. Literatur

ASMUS, U. (1980):
Biotopkartierung im besiedelten Bereich von Berlin (West) – Teil I – Garten und Landschaft 7, S. 556-561.

ASSMANN, O. (1977):
Die Lebensräume der Amphibien Bayerns und ihre Erfassung in der Biotopkartierung – Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege – Heft 8, S. 43-56.

BAYER. LANDESAMT F. UMWELTSCHUTZ (1982):
Ausfüllanleitung zum Formblatt – Biotopbeschreibung – Entwurf, München.

BAYER. STATIST. LANDESAMT (1981):
Statistischer Informationsdienst – Gemeindedaten für Augsburg – Stand 1. Jan. 1981 – Datenbank.

BICHLMEIER, F., BRUNNER, M., PATSCH, J., MÜCK, H. und WENISCH, E. (1980):
Biotopkartierung Stadt Augsburg – Garten und Landschaft 7, S. 547-556.

BLAB, J. (1978):
Untersuchungen zur Ökologie, Raum-Zeit-Einbindung und Funktion von Amphibienpopulationen – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 18, Bonn-Bad Godesberg.

BORNKAMM, R. (1980):
Hemerobie und Landschaftsplanung – Landschaft und Stadt 3, S. 49-55.

BRANDES, D. (1981):
Über einige Ruderalpflanzen von Verkehrsanlagen im höheren Raum – Decheniana (Bonn) 134, S. 49-60.

BRANDES, D. (1982):
Die Gefährdung der städtischen Vegetation – Das Beispiel Braunschweig – Mitt. d. TU Carolo-Wilhelmina XVII – S. 1-6.

BRUNNER, M., DUHME, F., PATSCH, J., MÜCK, H., WENISCH, E. (1979):
Kartierung erhaltenswerter Lebensräume in der Stadt – Das Gartenamt 2, S. 72-79.

DUHME, F. und BEUTLER, A. (1982):
Kartierung schutzwürdiger Lebensräume in München – Zwischenbericht – Lehrstuhl für Landschaftsökologie – Weihenstephan, TU München.

ELLENBERG, H. (1978):
Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht – Stuttgart: Ulmer.

ELVERS, H. (1978):
Die Vogelgemeinschaft der West-Berliner Grünanlagen – Orn. Ber. f. Berlin 3/1978.

ERMER, K., KELLERMANN, B. u. SCHNEIDER, C. (1980):
Materialien zur Umweltsituation in Berlin – Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin – Nr. 5

FREUDE, H. (1971):
Gedanken über Naturschutz und Forstnutzung – Folia Entomologica Hungarica XXIV/1971.

HIEMEYER, F. (1978):
Flora von Augsburg – Bericht des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schwaben e. V. – Sonderband.

HÜLBUSCH, K. H. (1972):
Schutzwürdige Vegetation und ihre Erhaltung im Ruhrgebiet – Referat am Symp. d. Intern. Verein f. Veget. kde. zum Problemkreis »Schutzwürdige Vegetation und ihre Erhaltung« in Rinteln.

HÜLBUSCH, K. H. (1978):
Kartierung der Vegetation in Siedlungsgebieten – In: TÜXEN, R. (Hrsg.): Assoziationskomplexe – Ber. Symp. d. Internat. Vereinig. f. Vegetationskunde – Vaduz.

HÜLBUSCH, K. H., BÄUERLE, H., HESSE, F. u. KIENAST, D. (1979):
Freiraum- und landschaftsplanerische Analyse des Stadtgebietes von Schleswig – URBS ET REGIO 11.

HUPKE, H. (1933):
Adventiv- und Ruderalpflanzen der Kölner Güterbahnhöfe, Hafenanlagen und Schuttplätze – Wiss. Mitt. Verein f. Natur- und Klimak. in Köln a. Rh. 1, 3, S. 71-89.

HYLANDER, N. (1943):
Die Grassameneinkömmlinge schwedischer Parke – Mit besonderer Berücksichtigung der Hieracia silvatici forma – Symb. Bot. Ups. VII: 1

KAULE, C., SCHALLER, J., SÖMISCH, R., und JÜRGING, P. (1978):
Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern – Auswertung spezieller Teil Heft 10 – Lehrstuhl f. Landschaftsökologie, TU München.

KAULE, C., SCHALLER, J. und SCHÖBER, H. M. (1979):
Auswertung der Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern – Heft 1 – R. Oldenburg Verlag München-Wien.

KIENAST, D. (1978):
Die spontane Vegetation der Stadt Kassel in Abhängigkeit von bau- und stadtstrukturellen Quartierstypen – URBS ET REGIO 10.

KÜNNE, H. (1974):
Rote Liste bedrohter Farn- und Blütenpflanzen in Bayern – Schriftenreihe für Naturschutz und Landschaftspflege – Heft 4 – Bayerisches Landesamt für Umweltschutz – München.

KUNICK, W. (1974):
Veränderungen von Flora und Vegetation einer Großstadt, dargestellt am Beispiel von Berlin (West) – Diss. d. Techn. Univ. Berlin.

KUNICK, W. (1978):
Schutzvegetation in Siedlungen – Garten und Landschaft 7, S. 451-456.

- KUNICK, W. (1978):
Flora und Vegetation städtischer Parkanlagen – Acta botanica slovacica – Acad. Sci. slovacica, ser. A. 3.
- KUNICK, W. (1979):
Stadtbiotopkartierung Berlin – Institut für Ökologie – Ökosystemforschung und Vegetationskunde –, Berlin.
- KUNICK, W. (1980):
Auswertung vegetationskundlicher Unterlagen als Beitrag zum Landschaftsprogramm in Berlin – Berlin 1980.
- KUNICK, W. (1980):
Pflanzen, die bei der Kartierung von Stadtgebieten besonders berücksichtigt werden sollten – Garten und Landschaft 7, S. 577-580.
- KUNICK, W. und SUKOPP, H. (1975):
Vegetationsentwicklung auf Mülldeponien Berlins – Berliner Natur- schutzblätter 19/56, S. 141-145.
- MADER, H. J. (1980):
Tierökologische Konsequenzen aus der Verinselung der Land- schaft – ANL – Tagungsbericht 1/80, S. 24-41.
- MÜLLER, N. (1980):
Landschaftsplan Augsburg – Gartenamt Stadt Augsburg – Mskr.
- MÜLLER, N. (1981):
Die Vegetation städtischer Fließgewässer als Grundlage für Pflege- und Renaturierungsprogramme in Augsburg – Coreferat – ANL Fachseminar Fließgewässer im Siedlungsbereich am 19.11.1981 in Augsburg.
- MÜLLER, N. und WALDERT, R. (1981):
Erfassung erhaltenswerter Lebensräume für Pflanzen und Tiere in der Stadt Augsburg – Stadtbiotopkartierung – Natur und Land- schaft 1, S. 419-429.
- MÜLLER, N. und WALDERT, R. (1981):
Stadt Augsburg – Biotopkartierung – Projektbericht Augsburg, Gartenamt.
- MÜLLER, N. und SCHMIDT, K. R. (1982):
Stadt Augsburg, Blumenwiesen – Das Gartenamt 1, S. 23-30.
- MÜLLER, N. und SCHMIDT, K. R. (1982):
Stadt Augsburg, Biotopkartierung – Das Gartenamt 1, S. 17-23.
- MÜLLER, P. (1976):
Voraussetzungen für die Integration faunistischer Daten in die Landesplanung der Bundesrepublik Deutschland – Schr. Reihe Vegetationskunde 10, S. 27-49.
- MÜLLER, P. (1980):
Anpassung und Informationsgehalt von Tierpopulationen Städten – Verh. Dtsch. Zool. Ges. 1980, S. 57-77
- PLACHTER, H. (1980):
Tierbestände im Siedlungsbereich und die Erfassung im Rahmen der Biotopkartierung – Garten und Landschaft 7, S. 569-576.
- PLACHTER, H. (1981):
Grundsätze und Praxis des Tierartenschutzes in Bayern – Schr. Reihe Naturschutz und Landschaftspflege, Hrsg: Bayer. Landes- amt für Umweltschutz – Heft 12, S. 7-17
- RIESS, W. ROTH, H. M. und NITSCHKE, G. (1976):
Rote Liste bedrohter Tiere in Bayern – Schr. Reihe Naturschutz und Landschaftspflege – Heft 7 – Bayerisches Landesamt für Um- weltschutz München.
- SCHAEFER, J. (1956):
Geologische Karte von Augsburg und Umgebung – 1:50000 – Bayerisches Geologisches Landesamt München.
- SCHOBBER, H. M. (1979):
Kartierung erhaltenswerter Biotope in den Bayerischen Alpen – Berichte der ANL 1979, S. 4-24, Laufen/Salzach.
- SCHOLZ, H. (1956):
Die Ruderalvegetation Berlins – Inaug.-Diss. u. p., Berlin.
- SCHOLZ, H. (1960):
Die Veränderungen in der Ruderalflora Berlins – Zsch. Willde- nowia 2, S. 379-397.
- SCHOLZ, H. (1970):
Über die Grassamenankömmlinge, insbesondere »Achillea launulo- sa« Nutt. – Botan. Verein d. Provinz Brandenburg 107/1970, S. 79-85.
- SCHREINER, J. (1980):
Wirbeltiere in der Stadt – ANL – Tagungsbericht 1/80, S. 42-56.
- SEIBERT, P. (1968):
Übersichtskarte der natürlichen Vegetationsgebiete von Bayern – 1:500000 – mit Erläuterungen.
- SUKOPP, H. (1969):
Der Einfluß des Menschen auf die Vegetation – Zsch.: Vegetatio 17, S. 360-371.
- SUKOPP, H. (1972):
Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Ein- fluß des Menschen – Ber. Ldw. 50/1972, S. 112-139.
- SUKOPP, H. (1973):
Die Großstadt als Gegenstand ökologischer Forschung – Schriften des Vereins zur Verbreitung naturwissenschaftlicher Kenntnisse in Wien – Selbstverlag Wien.
- SUKOPP, H. (1976):
Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutsch- land – Schr. Reihe Vegetationskde. 10, S. 9-26 – Bonn-Bad Godes- berg.
- SUKOPP, H. (1979):
Ökologische Grundlagen für die Stadtplanung – Landschaft und Stadt 11, S. 173-181.
- SUKOPP, H., BLUME, H., ELVERS, H. und HORBERT, M. (1980):
Beiträge zur Stadtökologie von Berlin (West) – Schr. Reihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin – Nr. 3.
- SUKOPP, H. und KUNICK, W. (1973):
Die Großstadt – Gegenstand ökologischer Forschung – TUB – Zeit- schr. d. Techn. Univers. Berlin 5, 5, S. 710-717
- SUKOPP, H. und KUNICK, W. (1976):
Höhere Pflanzen als Bioindikatoren in Verdichtungsräumen – Land- schaft und Stadt 3, S. 129-139.
- SUKOPP, H., KUNICK, W. und SCHNEIDER, C. (1979):
Biotopkartierung in der Stadt – Natur und Landschaft 3, S. 66-68.
- SUKOPP, H., KUNICK, W. und SCHNEIDER, C. (1980):
Biotopkartierung im besiedelten Bereich von Berlin (West) Teil II – Garten und Landschaft 7, S. 565-569.
- SUKOPP, H. und SCHOLZ, H. (1965):
Neue Untersuchungen über Rumex triangulivalvis (Dauser) Rech. f. in Deutschland – Berichte Berlin Dtsch. Bot. Ges. 78, S. 455-465.
- SUKOPP, H. u. a. (1979):
Ökologisches Gutachten über die Auswirkungen von Bau und Betrieb der BAB Berlin (West) auf den großen Tiergarten – 2 Bde. – Im Auftrag des Senators für Bau- und Wohnungswesen, Referat VII aB Berlin.
- SUKOPP, H. u. a. (1980):
Naturschutz in der Großstadt – Senator für Bau- und Wohnungs- wesen – Berlin.
- TOMASEK, W. (1979):
Die Stadt als Ökosystem – Überlegungen zum Vorentwurf Land- schafsplan Köln – Landschaft und Stadt 11, S. 51-60.
- VOLLRATH, H. (1954):
Zur Ruderalflora der Stadt Bayreuth – Ber. Naturw. Ges. Bayreuth Bd. VIII, S. 102-112, Bayreuth.
- WITTIG, R. und SCHREIBER, K. (1980):
Erhaltenswerte Biotope und Biotopkomplexe im Bereich des Düsseldorfer Grünordnungsplanes – im Auftrag des Oberstad- tordirektors der Landeshauptstadt Düsseldorf.
- ZIMMERMANN, F. (1907):
Die Adventiv- und Ruderalflora von Mannheim, Ludwigshafen und der Pfalz nebst den seltenen einheimischen Blütenpflanzen und den Gefäßkryptogamen, Mannheim.

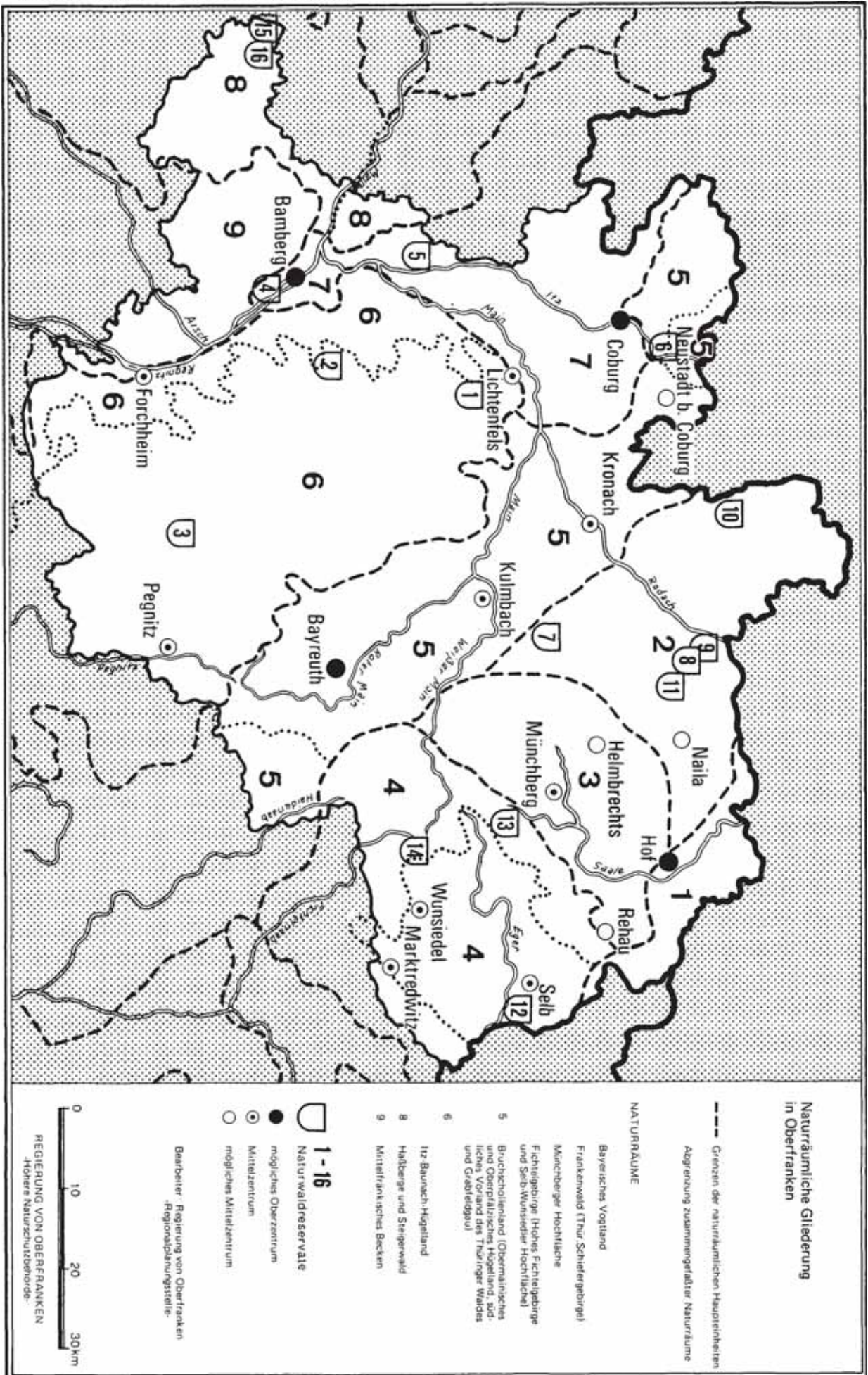
Anschrift der Verfasser:

Dipl.-Ing. Norbert Müller
Dipl. Biol. Reinhard Waldert
Arbeitsgruppe Landschaftsplanung
und Biotopkartierung
Stadt Augsburg – Gartenamt
Parkstraße 15 a
8900 Augsburg

Die Vegetation der Naturwaldreservate in Oberfranken

Johannes Merkel

Gliederung	Seite
Einführung	137
Beschreibung der Naturwaldreservate (= NR)	
Nördliche Frankenalb	
NR 1 Kitschentalrangen	138
NR 2 Lohntal	146
NR 3 Wasserberg	154
Itz – Baunach Hügelland	
NR 4 Wolfsruhe	154
NR 5 Hofwiese	161
Südliches Vorland des Thüringer Waldes	
NR 6 Schwengbrunn	164
Frankenwald	
NR 7 Kühberg	170
NR 8 Buchenhänge	178
NR 9 Schmidtsberg	186
NR 10 Ramschleite	191
NR 11 Hammerleite	195
Selb – Wunsiedler Hochfläche	
NR 12 Hengstberg	198
Hohes Fichtelgebirge	
NR 13 Waldstein	203
NR 14 Fichtelseemoor	209
Steigerwald	
NR 15 Waldhaus	221
NR 16 Holzkreuz	224
Zusammenfassung	226
Quellennachweis	226
Florenliste der Naturwaldreservate	227



Einführung

Bereits 1934 wurde durch HESMER der Vorschlag gemacht, innerhalb des Wirtschaftswaldes in Deutschland »Naturwaldzellen« auszuweisen, in denen jegliche Holznutzung unterbleiben sollte, um einen Einblick in den natürlichen Aufbau unserer Wälder zu erhalten. Zugleich regte er sowohl eine forstwissenschaftliche als auch eine geobotanische Untersuchung der Naturwaldzellen an. Von HUECK (1937), KÖSTLER (1955) und TRAUTMANN (1969) wurden diese Vorschläge aufgegriffen und zum Teil erweitert.

Mit der ENTSCHEIDUNG der bayerischen Staatsforstverwaltung vom 13. Februar 1970 wurde dann in Bayern mit der Auswahl von Naturwaldreservaten begonnen. Die endgültige Auswahl wurde in Oberfranken im Herbst 1976 mit der Abgrenzung von 16 Reservaten abgeschlossen, wobei 14 im Bereich der Oberforstdirektion Bayreuth und 2 im Bereich der Oberforstdirektion Würzburg liegen. Durch die Ausweisung der Naturwaldreservate verzichtete die Forstverwaltung auf die weitere Nutzung dieser Bestände. In 7 dieser Reservate erfolgte allerdings eine Trennung in Kern- und Schutzzone, wobei nur in den Kernzonen jegliche forstliche Nutzung unterbleibt, während in den Schutzzonen eine Bewirtschaftung in Richtung einer Dauerbestockung mit möglichst natürlicher Baumartenzusammensetzung erfolgen soll.

Bei der Auswahl der Naturwaldreservate wurden vor allem folgende Kriterien herangezogen:

- Die Waldbestände sollten natürlich oder naturnah sein.
- Jedes Reservat sollte eine oder auch mehrere der in Bayern vorkommenden natürlichen Waldgesellschaften möglichst gut repräsentieren.
- Die Auswahl sollte sich nicht auf Extremstandorte beschränken, sondern auch Normalstandorte einbeziehen.
- Durch die systematische Auswahl sollte ein Netz von Reservaten über möglichst alle Waldstandorte Bayerns gezogen werden.
- Die Reservate sollten eine Fläche von 5 Hektar nicht unterschreiten.

Die Hauptziele der Ausweisung von Naturwaldreservaten sind:

- Wissenschaftliche Erforschung der natürlichen Dynamik der Lebensgemeinschaft Wald als Erkenntnisquelle für eine optimale Waldbehandlung.
- Erhaltung von Reliktbestockungen sowie natürlichen, vom Menschen unbeeinflussten Wäldern für unsere Nachkommen.
- Grundlagenforschung für Naturschutz und Landschaftspflege.

Um das Ziel der wissenschaftlichen Erforschung zu erreichen und vor allem um für spätere Untersuchungen Vergleichsmaterial zur Verfügung zu haben, ist eine möglichst frühzeitige vegetationskundliche Untersuchung unerlässlich. Bereits 1973 wurde in Oberfranken das Gebiet des Naturwaldreservates »Wasserberg« durch KÜNNE kartiert. In den Jahren 1977 bis 1980 schloß sich dann eine geobotanische Bearbeitung (einschließlich der Prüfung der Schutzwürdigkeit für eine Ausweisung als Naturschutzgebiet) für die restlichen 15 oberfränkischen Naturwaldreservate an. Die Ergebnisse dieser Kartierung werden im folgenden vorgestellt.

Literatur

- HESMER, H. (1934):
Naturwaldzellen. Der deutsche Forstwirt 6; Berlin.
- HUECK, K. (1937):
Mehr Waldschutzgebiete; Jahrbuch für Naturschutz; Berlin.
- JAHN, G. (1980):
Diskussionsbeitrag zur Methode der Erfassung der Bodenvegetation auf Dauerbeobachtungsflächen in Naturwaldreservaten; Natur und Landschaft, 55. Jg., H. 4; S. 149-150; Köln.
- JAHN, H. CH. (1980):
Berichte aus den Bundesländern zur Auswahl, Einrichtung und Bestandserfassung der Naturwaldreservate – Bayern; Natur und Landschaft, 55. Jg., H. 4; S. 136; Köln.
- KÖSTLER, J. N. (1956):
Der Bestockungsaufbau der waldbaulichen Bestandesdiagnose. AFZ, 10, H. 1; München.
- KÜNNE, H. (1980):
Waldgesellschaften des Naturwaldreservates Wasserberg; Natur und Landschaft, 55. Jg., H. 4; S. 150-153; Köln.
- LAMPRECHT, H. (1971):
Zur wald- und vegetationskundlichen Bedeutung von Naturwaldparzellen. – Forst- und Holzwirt 26; S. 25-29.
- LAMPRECHT, H. (1980):
Zur Methodik waldkundlicher Untersuchungen in Naturwaldreservaten; Natur und Landschaft, 55. Jg., H. 4; S. 146-147; Köln.
- TRAUTMANN, W. (1969):
Zur Einrichtung von Naturwaldreservaten in der Bundesrepublik Deutschland; Natur und Landschaft, 44, H. 4; Köln.
- TRAUTMANN, W. (1980):
Naturwaldreservate in der Bundesrepublik Deutschland, 55. Jg., H. 4; S. 133-134; Köln.
- WOLF, G. (1980):
Zur vegetationskundlichen Bestandserfassung in den Naturwaldreservaten; Natur und Landschaft, 55. Jg.; H. 4; S. 148-149; Köln.
- Eine ausführlichere Bibliographie über Naturwaldreservate findet sich in Natur und Landschaft, 55. Jg., H. 4; Köln, bzw. bei
- MAYER, H. (1976):
Europäische Literatur über Urwälder und Naturwaldreservate; Inst. f. Waldbau der Universität für Bodenkultur; S. 106-121; Wien.

NR 1¹⁾ Kitschenthalrangen

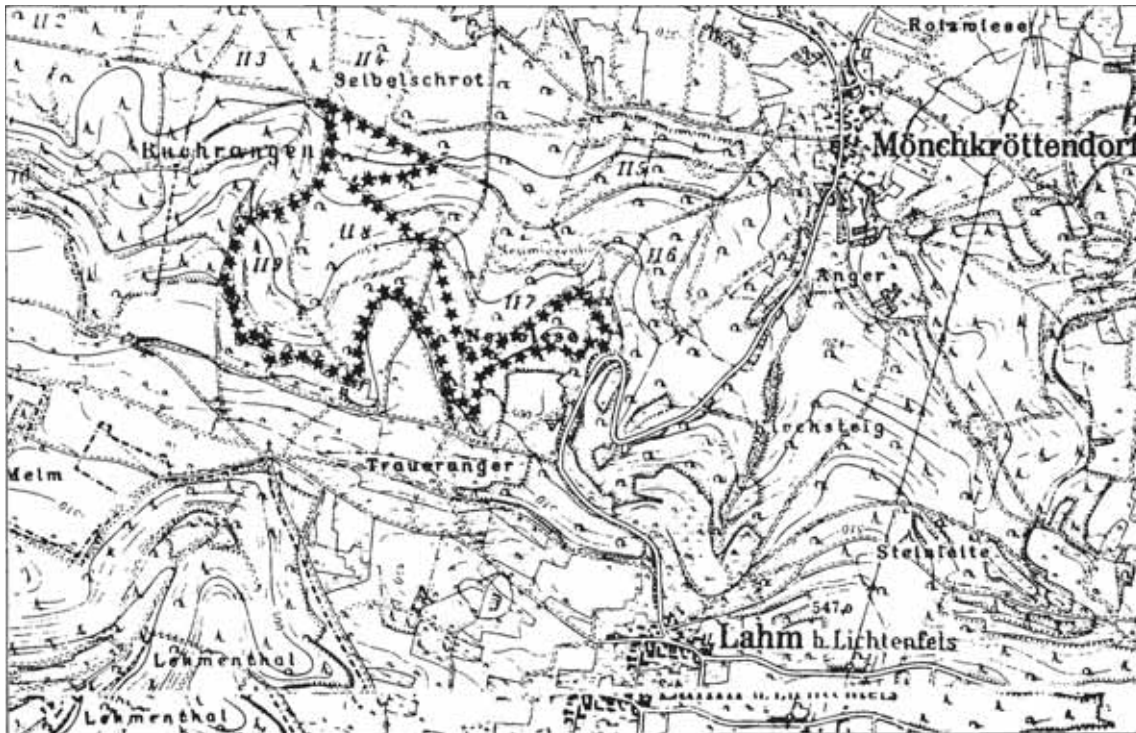
I. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

a) Größe, Lage und Morphologie

Das 37,4 ha große Naturwaldreservat »Kitschenthalrangen« liegt am Jurasteilrand ca. 7,5 km südöstlich Lichtenfels, zwischen Oberlangheim, Mönchkröttendorf und Lahm b. Lichtenfels. Es wird vom staatlichen Forstamt Lichtenfels betreut und umfaßt die Waldorte IV 9 c, d Neuwiese, IV 8 b, c, d Kitschenthal-Rangen und IV 9c, d¹⁾, d²⁾ Kitschenthalwiese.

sind hier überwiegend kalkhaltige Pelosole, bei stärkerer Malmschuttauflage Mullrendzinen.

Auf die schmale Verebnung der Ornatentonterrasse folgt der Steilanstieg des Weißen Jura (Malm α und β), der in der oberen Verebnung seinen Abschluß findet. Das Bodenspektrum des Malm reicht von flachgründigen Rendzinen über Mullrendzinen bis zu Braunerlehmrendzinen im Übergangsbereich Malm – Albüberdeckung. Bestimmend für die Bodenbildung wird die Albüberdeckung jedoch erst auf den Äckern, die südlich des Naturwaldreservates »Kitschenthalrangen« liegen.



Übersichtskarte (Ausschn. aus d. Top. Karte 1:25 000 Bl. 5932)

Die Höhe des Gebietes reicht von 405 bis 500 m über NN. Das Gelände ist – im Norden beginnend – zuerst relativ eben, steigt dann mäßig bis steil an (5 bis 35°); nach einer schmalen Verebnung folgt ein sehr steiler Anstieg (bis 40°) bis zur Ebene der Jurahochfläche. Die Exposition des untersuchten Gebietes reicht von West über Nord bis Ost, das Naturwaldreservat umfaßt also einen Ausschnitt des Jurasteilrandes der Nördlichen Frankenalb in Nordexposition.

b) Geologie und Böden

Die älteste im Naturwaldreservat vertretene geologische Formation ist der Opalinuston (Dogger α). Er umfaßt den nördlichsten Teil des Naturwaldreservates. Der Boden ist ein mehr oder weniger stark pseudovergleyter Pelosol bzw. Braunerdepelosol.

Hierauf folgt in südlicher Richtung der mäßig steile bis steile Anstieg des Eisensandstein (Dogger β), der im oberen Teil häufig vom Kalkschutt des Malm überlagert ist. Der Boden auf Eisensandstein ist die Braunerde, die in vielen Fällen schwache Podsolierungserscheinungen zeigt.

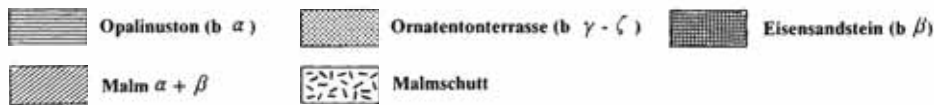
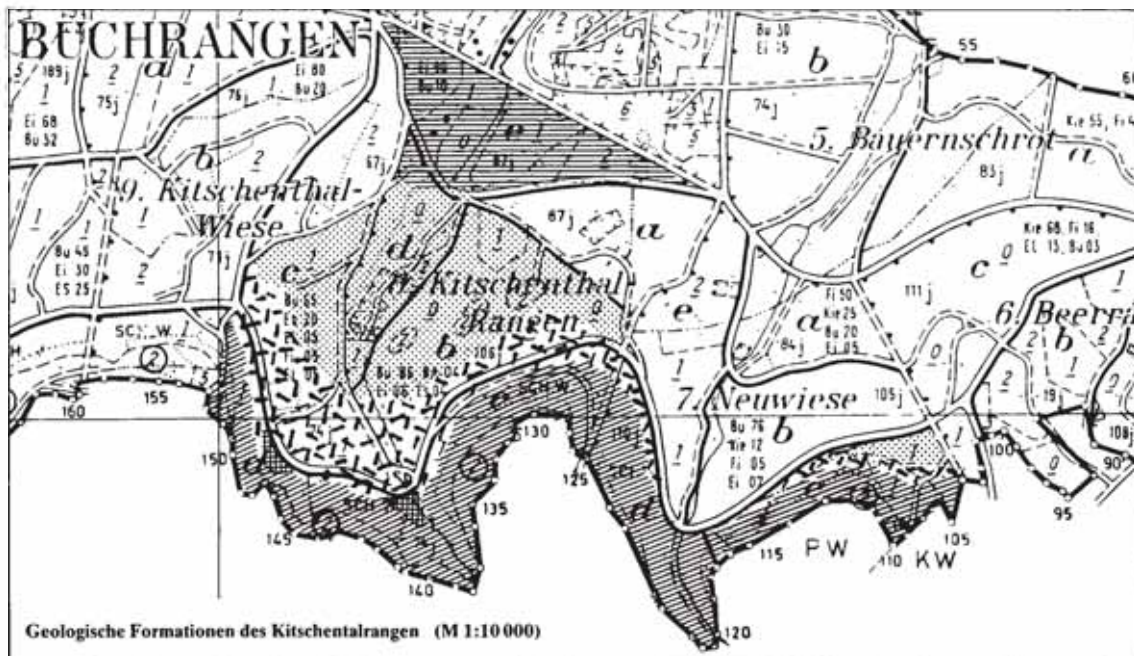
Die nun folgende Ornatentonterrasse (Dogger γ - ζ) ist ebenfalls meist von Malmschutt überdeckt, macht sich aber als Quellschicht bemerkbar. Die Böden

Bodenprofile:

Aufnahme Nr. 1			
A _s /C	0–3 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand mit Kalkscherben	pH 7.2
C	3+ ¹⁾ cm	Malmfels	
Aufnahme Nr. 2			
A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0–8 cm	dunkelgrauer humoser sandiger Lehm	pH 5.5
A/C	8–25+ cm	graubrauner Lehm mit Kalkscherben	pH 6.8
Aufnahme Nr. 3			
A ₀	1 cm	Laub	
A _b	0–5 cm	grauer humoser Lehm	pH 5.5
B	5–25+ cm	brauner Lehm mit Kalkscherben	pH 6.0
Aufnahme Nr. 4			
A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0–8 cm	grauer humoser sandiger Lehm	pH 6.2
	8–15 cm	grauer sandiger Lehm	pH 6.5
	15–35+ cm	grauer Lehm mit Kalkscherben	pH 7.4
Aufnahme Nr. 6			
A ₀	1 cm	Laub	
A _b	0–5 cm	dunkelgrauer humoser sandiger Lehm	pH 7.3
B	5–25+ cm	graubrauner sandiger Lehm mit Kalkscherben	pH 7.4

¹⁾ Naturwaldreservat, als NR abgekürzt

¹⁾ + bedeutet, daß sich der betreffende Horizont über die letztgenannte Tiefe heraus fortsetzt



Fortsetzung der Bodenprofile

Aufnahme Nr. 5

A ₀	1 cm	Laub	
A _b	0-8 cm	dunkelbrauner humoser lehmiger Sand	pH 4,7
B _v	8-10 cm	Übergang zu braunem lehmigem Sand	pH 4,6
	10-30 cm	brauner sandiger Lehm	pH 4,9
C	30-50 + cm	brauner Lehm	pH 4,9

Aufnahme Nr. 8

A/C	0-40 + cm	Kalkschutt mit tiefschwarzer stark humoser Feinerde in den Spalten	pH 7,5
-----	-----------	--------------------------------------------------------------------	--------

Aufnahme Nr. 9

A _b	0-2 cm	tiefschwarze stark humose Feinerde	pH 7,5
A/C	2-20 + cm	Malmscherben mit tiefschwarzer stark humoser Feinerde in den Spalten	pH 7,5

Aufnahme Nr. 10

A _b	0-3 cm	tiefschwarze stark humose Feinerde	pH 7,5
A/C	3-30 + cm	Malmscherben mit tiefschwarzer stark humoser Feinerde in den Spalten	pH 7,6

Aufnahme Nr. 11

A _b	0-3 cm	tiefschwarze stark humose Feinerde	pH 7,5
A/C	3-35 + cm	Malmscherben mit tiefschwarzer stark humoser Feinerde in den Spalten	pH 7,5

Aufnahme Nr. 12

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0-4 cm	tiefschwarze stark humose Feinerde	pH 7,2
A/C	4-30 + cm	Kalkscherben mit schwarzer humoser lehmiger Feinerde in den Spalten	pH 7,4

Aufnahme Nr. 13

A ₀	2,5 cm	Laub	
A _b	0-5 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 6,8
A/C	5-30 + cm	Kalkscherben mit grauem lehmigem Sand in den Spalten	pH 7,1

Aufnahme Nr. 14

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0-6 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 7,2
A/C	6-30 + cm	Kalkscherben mit grauem lehmigem Sand in den Spalten	pH 7,4

Aufnahme Nr. 15

A ₀	3 cm	Laub	
A _b	0-8 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 7,3
A/C	8-30 + cm	Kalkscherben mit grauem lehmigem Sand in den Spalten	pH 7,4

Aufnahme Nr. 16

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0-5 cm	grauer humoser lehmiger Sand	pH 6,0
B	5-15 cm	graubrauner Lehm	pH 5,8
	15-30 + cm	gelbbrauner Lehm z.T. mit kleinen Kalkscherben	pH 6,0

Aufnahme Nr. 17

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0-4 cm	graubrauner humoser lehmiger Sand	pH 4,6
B _v	4-6 cm	Übergang zu rotbraunem sandigem Lehm	pH 4,5
C	6-30 + cm	rotbrauner (sandiger) Lehm	pH 4,3

Aufnahme Nr. 18

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0-5 cm	schwarzer humoser lehmiger Sand	
B	5 + cm	grauer lehmiger Sand	

Aufnahme Nr. 19

A ₀	3 cm	Laub	
A _b	0-5 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 4,8
A _v	5-6 cm	hellgrauer Sand	pH 4,2
B _v	6-20 cm	grauer bis ockerfarbener sandiger Lehm	pH 4,3
C	20-40 + cm	ockerfarbener sandiger Lehm	pH 4,1

Aufnahme Nr. 20

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0-12 cm	graubrauner humoser Sand	pH 3,8
B _v	12-18 cm	Übergang zu rotbraunem lehmigem Sand	pH 4,1
C	18-45 + cm	rotbrauner Sand	pH 4,3

Fichten- Kiefern- Lärchen- Forst
(pot. natürlich Melampyro-Fagetum)

A ₀	2 cm	Streu	
A _b	0-5 cm	dunkelgrauer humoser Sand	pH 3,2
A _v	5-7,5 cm	hellgrauer Sand	pH 3,1
B	7,5-10 cm	Übergang zu gelbbraunem Sand	pH 3,4
C	10-35 + cm	gelbbrauner Sand	pH 3,7

Aufnahme Nr. 21

A _b			pH 7,3
----------------	--	--	--------

Aufnahme Nr. 22

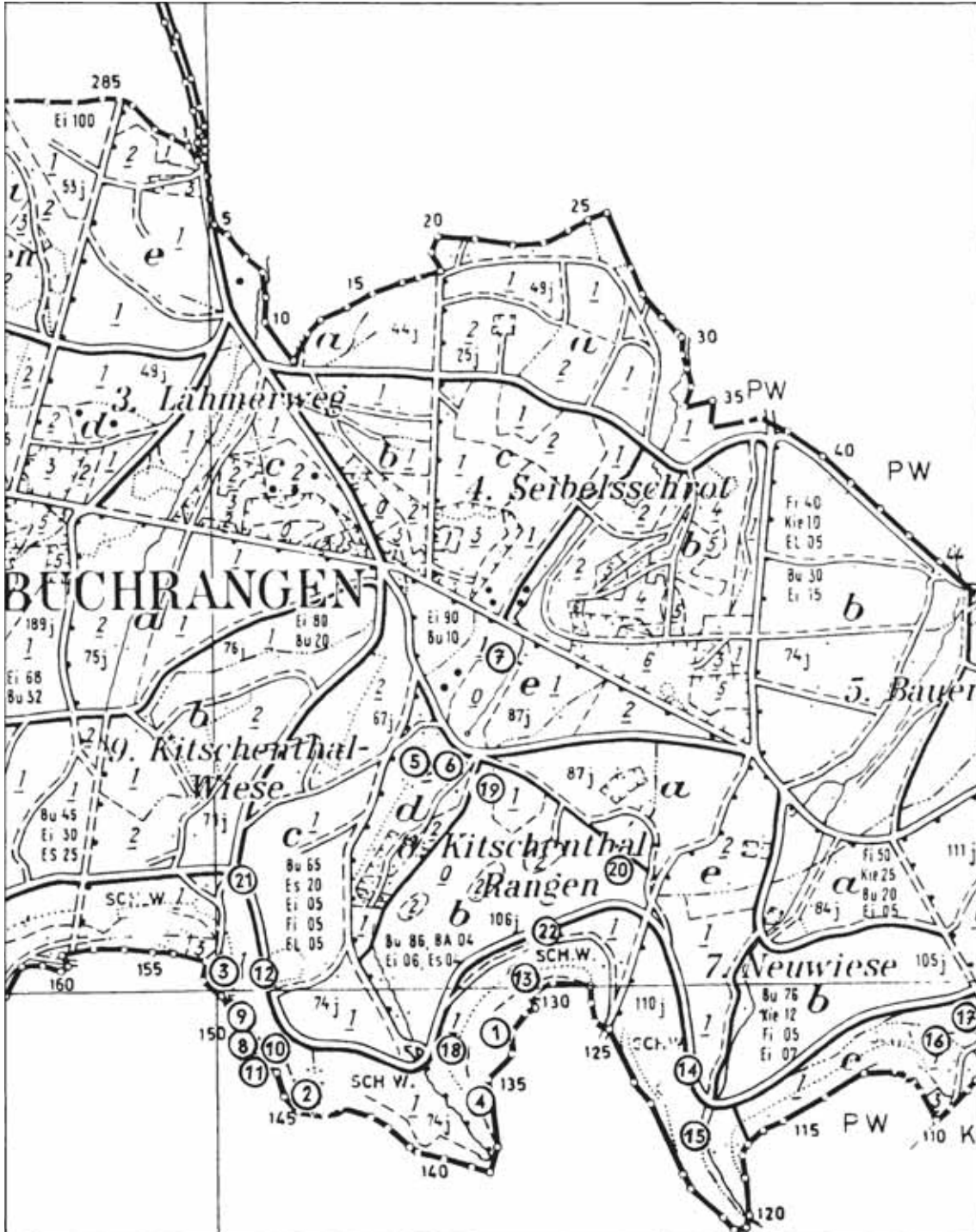
A ₁			pH 7,2
----------------	--	--	--------

II. Vegetation und Flora

a) Vegetation

Die Kartierung der Vegetation wurde am 25.5. und 1.6.1977 durchgeführt. Hierzu wurden 22 pflanzensoziologische Aufnahmen nach der Methode Braun-

Blanquet erstellt und bei einer weiteren Begehung am 11.4.78 wurden die Frühlingsgeophyten ergänzt. Zu jeder Aufnahme wurde ein Bodenprofil freigelegt und die pH-Werte der verschiedenen Bodenhorizonte mit einem elektrischen pH-Meter mit KCL/AgCl-Einstab-Glaselektrode gemessen (siehe I.b).



Ausschnitt aus der Nutzungskarte des Forstamts Lichtenfels Distr. II-VI 1:10 000 mit Eintragung der Standorte der pflanzensoziologischen Aufnahmen (1 bis 22)

Einzelbeschreibung der im Untersuchungsgebiet festgestellten Pflanzengesellschaften

(1) *Carici-Fagetum typicum*
(Typischer Orchideen-Buchenwald) (Aufn. Nr. 2)

Der Typische Orchideen-Buchenwald besiedelt im Naturwaldreservat Kitschentalrängen nur Mullrendzinen auf der oberen Verebnung des Malm. Am Aufbau der Baumschicht ist fast ausschließlich die Buche (*Fagus sylvatica*) beteiligt mit z.T. mächtigen über 200 jährigen Exemplaren. Die Strauchschicht ist nur schwach entwickelt. In der Kraut-Grasschicht sind v.a. die Charakter- und Differentialarten des *Carici-Fagetum* zu erwähnen:
Cephalanthera damasonium
Carex montana
Carex flacca
Die Aufn. 2 zeigt bereits Übergangstendenzen zum *Galio-Carpinetum*.

(2) *Carici-Fagetum seslerietosum*
(Blaugras reicher Orchideen-Buchenwald)
(Aufnahme Nr. 1)

An flachgründigen Stellen auf Malmfels (Rendzina) tritt an Stelle des typischen Orchideen-Buchenwald die Ausbildung von *Sesleria varia*. Neben den in (1) genannten Arten fällt v.a. das starke Auftreten des *Blaugrases* (*Sesleria varia*) auf.

(3) *Galio-Carpinetum typicum*
(Typischer Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwald)
(Aufnahme Nr. 3-5)

Sobald die Malmschichten von Albüberdeckung überlagert werden, bilden sich im Übergangsbereich Braunlehrendzinen aus. Hier wächst das *Galio-Carpinetum typicum*. Die Baumschicht des Eichen-Hainbuchenwaldes ist i.d.R. zweischichtig aufgebaut. In der 1. Baumschicht dominiert die Traubeneiche (*Quercus petraea*), daneben ist auch die Buche noch stark vertreten. Die 2. Baumschicht wird fast ausschließlich von der Hainbuche (*Carpinus betulus*) gebildet. In der Kraut-Grasschicht sind die *Carpinion-Verbandscharakterarten*
Galium sylvaticum (Waldlabkraut)
Stellaria holostea (Große Sternmiere)
Dactylis polygama (Waldknäuelgras)
Ranunculus auricomus (Goldhahnenfuß)
und als geographische Differentialart
Melica uniflora (Einblütiges Perlgras)
stetig und meist auch mit höheren Deckungsgraden vertreten.

(4) *Stellario-Carpinetum*
(Sternmieren-Hainbuchen-Mischwald)
(Aufnahme Nr. 6,7)

Die pseudovergleyten Böden des Opalinuston tragen den Sternmieren-Hainbuchen-Mischwald. Besonders typisch und artenreich ist diese Waldgesellschaft im nördlichen außerhalb des Naturwaldreservates gelegenen Teilbereich ausgebildet. Dieses Gebiet wurde deshalb mit in das geplante Naturschutzgebiet einbezogen. Neben den bereits in (3) genannten *Carpinion-Verbandscharakterarten* zeichnet sich dieser Eichen-Hainbuchenwald in der Krautschicht durch viele Pflanzen feuchter Standorte und etlicher Frühlingsgeophyten aus:

Ficaria verna (Scharbockskraut)
Arum maculatum (Aronstab)
Stachys sylvatica (Waldziest)
Ranunculus auricomus (Goldhahnenfuß)
Primula elatior (Hohe Schlüsselblume)
Cardamine pratensis (Wiesenschäumkraut).

(5) *Aceri-Tilietum*
(Ahorn-Sommerlinden-Blockschuttwald)
(Aufnahme Nr. 8)

Der Ahorn-Lindenwald besiedelt die Blockschuttfelder am Steilhang des Malm. Da der Schutt noch unkonsolidiert ist, findet die Bodenbildung v.a. in den Spalten und Hohlräumen zwischen den Felstrümmern statt. Die tiefschwarze, stark humose, basengesättigte krümelige Feinerde reicht bis in große Tiefen des Malmschuttes und ist stark durchwurzelt. Die Baumschicht wird beherrscht durch die Sommerlinde; daneben sind Bergahorn, Spitzahorn, Ulme und Esche stärker beteiligt. In der Kraut-Grasschicht dominieren neben *Lamium galeobdolon* und *Mercurialis perennis*, die Farne *Dryopteris filix-mas* und v.a. auf Felstrümmern *Asplenium trichomanes* und *Cystopteris fragilis*. Die Felstrümmern sind häufig mit Kalkfelsesmoosen (insbesondere *Ctenidium molluscum*) bedeckt.

(6) *Aceri-Fraxinetum*
Corydalis cava-Ausbildung
Tilia-Variante
(Lindenvariante des Frühlingsgeophyten-Ahorn-Eschenwaldes)
(Aufnahme Nr. 9-11)

Die Lindenvariante des Frühlingsgeophytenwaldes vermittelt zwischen dem *Aceri-Tilietum* und der *Aceri-Fraxinetum Corydalis cava*-Ausbildung. Diese Variante besiedelt die Mullrendzinen bzw. kalkhaltigen Pelosole der tieferen und etwas flacheren Bereiche des Malm-Steilanstieges, wo bereits der bessere Wasserhaushalt infolge des darunterliegenden Ornatentones wirksam wird. Zur Ausbildung eines reinen Frühlingsgeophytenwaldes (ohne Lindenbeteiligung) kommt es im Untersuchungsgebiet nicht, da die Ornatentonterrasse zu hoch mit Malmschutt bedeckt ist und wahrscheinlich auch die Forststraße, die in diesem Bereich verläuft, sich negativ auf den Wasserhaushalt auswirkt. Die hier beschriebene Lindenvariante ist in der Frankenalb jedoch wesentlich seltener zu beobachten als der reine Frühlingsgeophytenwald oder der Ahorn-Lindenwald. Die Baumschicht ist ähnlich den in (4) beschriebenen Verhältnissen, nur daß die Esche noch stärker in Erscheinung tritt. In den Kraut-Grasschichten beeindruckt der Reichtum an Frühlingsgeophyten wie
Corydalis cava (Hohler Lerchensporn)
Adoxa moschatellina (Moschuskraut)
Ranunculus ficaria (Scharbockskraut).

(7) *Lathyro-Fagetum typicum*
(Frühlingsplatterbsen-Buchenwald)
(Aufnahme Nr. 12-15)

Der Frühlingsplatterbsen-Buchenwald bevorzugt Mullrendzinen der mäßig steilen Hanglagen des Malm. Die Baumschicht wird nahezu allein von der Buche beherrscht. Die Kraut-Grasschicht ist charakterisiert durch
Lamium galeobdolon (Goldnessel)
Dryopteris filix-mas (Wurmfarn)
Milium effusum (Waldhirse)
Carex sylvatica (Waldsegge).

(8) *Lathyro-Fagetum festucetosum altissimae*
(Waldschwingel-Ausbildung des Frühlingsplatterb-
sen-Buchenwaldes) (Aufnahme Nr. 16)

In dieser Untergesellschaft dominiert neben den Differentialarten des Lathyro-Fagetum der Waldschwingel (*Festuca altissima*). Daneben fällt v.a. das einzige Vorkommen von *Dentaria bulbifera* (Zwiebeltragende Zahnwurz) im Untersuchungsgebiet auf. Der Boden auf dem diese Waldgesellschaft wächst, ist nicht mehr so stark basengesättigt wie bei den vorhergehend beschriebenen Buchen- bzw. Linden-Ahorn-Eschenwäldern.

Der pH-Wert liegt jedoch nur knapp unterhalb 7. Ursache dafür ist, daß unter einer nur noch dünnen Malmschuttschicht der Eisensandstein bereits stärker den Boden beeinflußt (Braunrendzina).

(9) *Melcio-Fagetum festucetosum altissimae*
(Waldschwingel-Ausbildung des Braunerde-
Buchenwaldes) (Aufnahme Nr. 17)

Diese Subassoziation steht im Untersuchungsgebiet in engem Kontakt mit der in (8) beschriebenen Waldgesellschaft und ist nur kleinflächig ausgebildet, da ein geeigneter Standort (Schlucht) fehlt.

(10) *Melampyro-Fagetum* (= *Luzulo-Fagetum*)
(Wachtelweizen-Buchenwald)
(Aufnahme Nr. 18,19)

Auf den Braunerden des Eisensandstein tritt neben der Buche auch die Traubeneiche stärker in Erscheinung. Die Kraut-Grasschicht wird beherrscht durch die Weiße Hainsimse (*Luzula luzuloides*) und den Wiesenwachtelweizen (*Melampyrum pratense*). Bei stärkerer Verhagerung in Nadelholzbereichen dominieren Schwarzebeere (*Vaccinium myrtillus*) und Schlangenschmiele (*Avenella flexuosa*).

(11) *Luzulo-Fagetum dryopteridetosum*
(Farnvariante des Hainsimsen-Buchenwaldes)
(Aufnahme Nr. 20)

Auf feuchteren Böden des Eisensandsteins kommen zu den in (10) genannten Arten des Wachtelweizen-Buchenwaldes noch die Differentialarten der Farnvariante. Besonders auffällig ist der große Reichtum an Farnen sowohl in der Artenzahl als auch im Deckungsgrad:

<i>Athyrium filix-femina</i>	(Frauenfarn)
<i>Dryopteris dilatata</i>	(Dorniger Wurmfarne)
<i>Dryopteris filix-mas</i>	(Wurmfarne)
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	(Eichenfarne)

(12) *Unkrautgesellschaft entlang der Forstwege*

Entlang der Forstwege trat eine »Unkrautgesellschaft« mit Schlagflurpflanzen auf, die durch die nachfolgenden beiden Aufnahmen belegt wird:

Aufnahme Nummer	21	22
Aufnahmefläche in m ²	20	20
<i>Sambucus ebulus</i>	1.2	
<i>Urtica dioica</i>		4.5
<i>Alliaria officinalis</i>	4.4	2.3
<i>Ranunculus repens</i>		1.2
<i>Fragaria vesca</i>	+2	
<i>Ajuga reptans</i>	+	
<i>Geranium robertianum</i>	1.1	1.2
<i>Cardamine impatiens</i>	1.2	
<i>Stellaria holostea</i>	1.2	
<i>Impatiens noli-tangere</i>	1.2	
<i>Brachypodium sylvaticum</i>		2.2
<i>Milium effusum</i>		+2
<i>Stachys sylvatica</i>		+
<i>Galium odoratum</i>	+	1.2

<i>Circaea lutetiana</i>	1.1
<i>Carex sylvatica</i>	1.2
<i>Lamium galeobdolon</i>	+2
<i>Baumsämlinge</i>	
<i>Fagus sylvatica</i>	+1
<i>Acer platanoides</i>	+
<i>Fraxinus excelsior</i>	2.2

b) Flora

Die im Naturwaldreservat Kitschentalrangen während der Kartierung festgestellten Farn- und Blütenpflanzen sind der zusammenfassenden »Florenliste der Naturwaldreservate« zu entnehmen.

Hier sollen lediglich einige seltene Arten besonders erwähnt werden:

Arten der Roten Liste bedrohter Farn- und Blütenpflanzen in Bayern

Gefährdungsstufe 1

<i>Epipactis microphylla</i>	(Kleinblättrige Sumpfwurz, gefunden 1980 durch Liebisch, Erlangen; vom Autor ebenfalls 1980 gesehen)
------------------------------	------------------------------------------------------------------------------------------------------

Gefährdungsstufe 2 (= randlich)*

<i>Adonis aestivalis</i> *	(Sommeradonisröschen)
<i>Adonis aest. var. citrina</i> *	(Gelbes Sommeradonisröschen)
<i>Epipactis purpurata</i>	(Violette Sumpfwurz, vom Autor 1980 gefunden)
<i>Orchis mascula</i> *	(Stattliches Knabenkraut)

Gefährdungsstufe 3

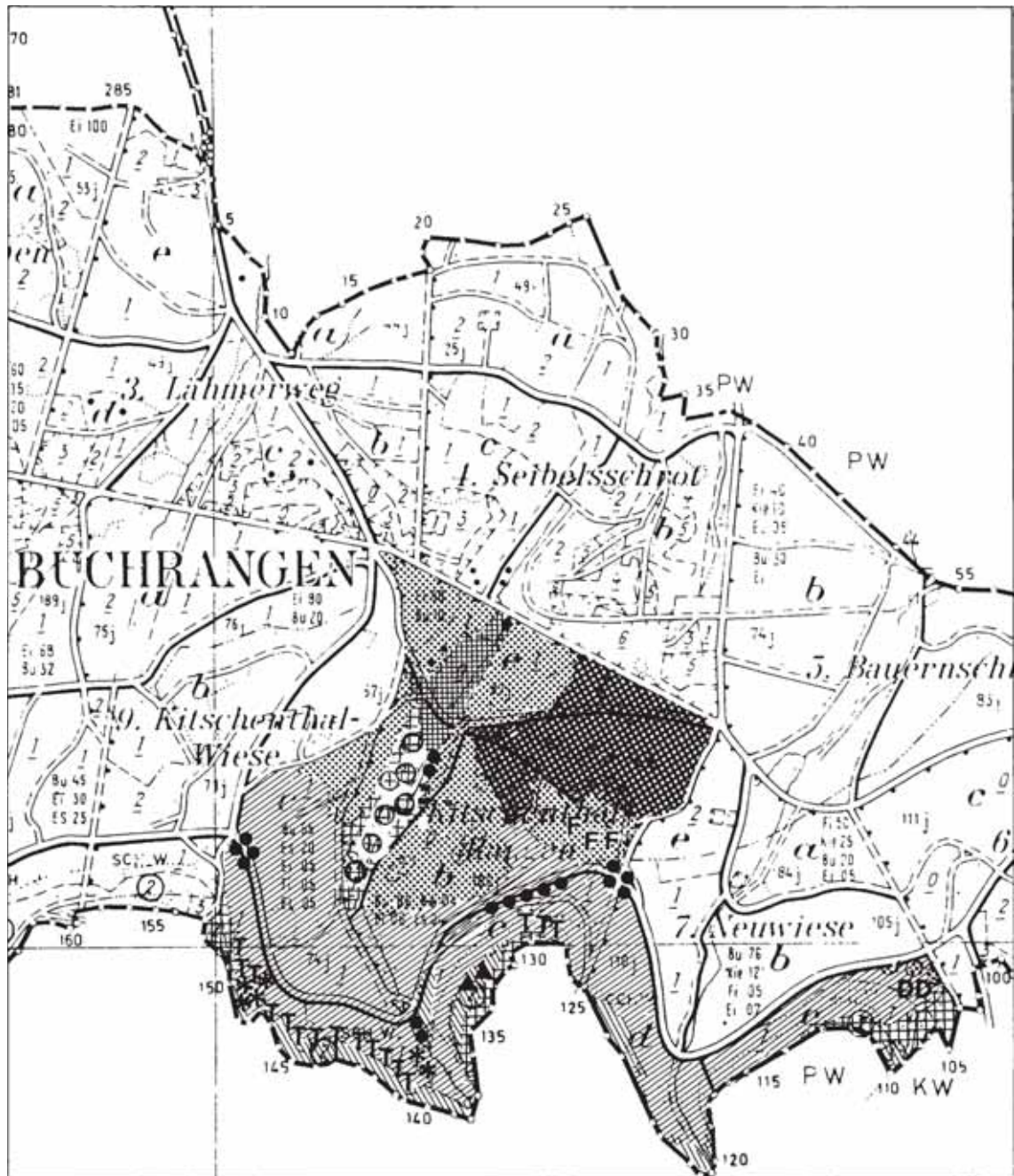
<i>Aguilegia vulgaris</i>	(Gem. Akelei)
<i>Cephalanthera damasonium</i>	(Weißes Waldvögelein)
<i>Convallaria majalis</i>	(Maiglöckchen)
<i>Daphne mezereum</i>	(Seidelbast)
<i>Epipactis helleborine</i>	(Breitblättrige Sumpfwurz von Liebisch, Erlangen 1980 die Kleinarten <i>E. muelleri</i> u. <i>E. leptochila</i> gefunden)
<i>Lilium martagon</i>	(Türkenbund)

Weitere im Naturraum seltene bzw. sehr seltene Arten:

















<i>Dentaria bulbifera</i>	(Zwiebeltragende Zahnwurz)
<i>Arum maculatum</i> ssp. <i>maculatum</i>	(Gefleckter Aronstab)

III. Beurteilung

Das Naturwaldreservat »Kitschentalrangen« umfaßt einen Teil des Jurasteilrandes in Nordexposition. Bei der pflanzensoziologischen Bestandsaufnahme konnten 11 für diesen Bereich typische Waldgesellschaften in z.T. sehr naturnahem Zustand festgestellt werden. Das Gebiet ist aber nicht nur als Beispiel für die natürliche Bestockung des Jurasteilrandes erhaltenswert, sondern auch wegen einer Reihe seltener Pflanzengesellschaften, wobei besonders die Lindenvariante des Frühlingsgeophytenwaldes als große Rarität einzuschätzen und deshalb äußerst schutzwürdig ist (s. II a (6)).



Zeichenerklärung

- | | | | |
|-------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------|
|  | Carici-Fagetum typicum |  | Jungaufforstung, potentiell natürlich: Galio-Carpinetum |
|  | Carici-Fagetum seslerietosum |  | Stellario-Carpinetum |
|  | Lathyro-Fagetum typicum |  | Luzulo-Fagetum (Melampyro-Fagetum) |
|  | Lathyro-Fagetum luzuletosum und
Lathyro-Fagetum festucetosum altissimae |  | Luzulo-Fagetum, Ausbildung nach Equisetum sylvaticum |
|  | Lathyro-Fagetum, Ausbildung nach Dentaria bulbifera |  | Luzulo-Fagetum dryopteridetosum |
|  | Aceri-Fraxinetum, Ausbildung von Corydalis cava,
Tilia-Variante |  | Fichten-Lärchen-Kiefern-Forst, potentiell natürlich:
Luzulo-Fagetum |
|  | Aceri-Tilietum |  | Cardaminetum amarae |
|  | Galio-Carpinetum |  | Unkrautgesellschaft entlang der Wege mit Schlagflurzeigern |

NR.1	Carici-Fagetum		Galio-Carpinetum			Stellario-Aceri-Carpin.		Aceri-Tiliatum	Aceri-Frax.-Coryd.cava-Ausbildung-Tilia-Var.			Lathyro-Fagetum typicum				Melico-Fagetum fest. alt.	Luzulo-Fagetum typicum dryopt.			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Aufnahme-Nummer	490	495	480	480	420	410	400	475	470	470	470	465	460	460	465	480	475	455	420	450
Meereshöhe	3	5	2	2	3	2	4	40	5	15	25	8	5	5	10	3	3	8	5	15
Neigung	W	NNO	0	W	0	NNO	NNO	NNO	0	NNO	ONO	ONO	N	ONO	NO	N	N	W	NNW	NW
Exposition	wB	wB	wB	wB	b/β	b	b	wB	wB	wB	wB	wB	wB	wB	wB	w/β	bB	bB	bB	bB
Geologie	Ren	Müll	Br	L	Br	Br	Br	Ren	Ren	Ren	Ren	Ren	Ren	Ren	Ren	Br	L	Br	Br	Br
Boden	Ren	Ren	Ren	Ren	Ren	Ps	Ps	Ren	Ren	Ren	Ren	Ren	Ren	Ren	Ren	Br	L	Br	Br	Br
Areal qm	300	400	400	450	200	250	250	300	200	200	300	400	400	450	400	300	100	250	250	150
Bedeckung	Gesamt	90	98	95	95	98	95	98	95	95	95	90	98	95	100	100	95	95	98	90
B 1	30	98	35	60	60	50	85	95	95	80	90	85	95	90	90	85	85	95	95	85
B 2			65	40	5	30		10	15											
S	40	5	8	5	40	10		5	5	5	8	5	2	2	4	2			3	5
ZS						10											3		45	5
KG	90	85	55	85	90	95	70	85	90	95	85	85	85	95	100	100	85	60	30	55
MF					3			4		3									3	5
<u>Baum- und Strauchschicht</u>																				
<u>Fagion-VC</u>																				
Fagus sylvatica	B	3	5	3/1	3	2/1	2/3	3	1	1/1	1	3	5	5	5	5	5	5	5	5
	S	1	1	+	+	2	1	1	1	+	+
	ZS	1.2	1	.	.	.
Abies alba	B	.	.	1
Daphne mezereum	S	+	+
<u>Tilio-Acerion-UVC</u>																				
Acer pseudoplatanus	B	.	2	.	2	1	.	3	3	2	2/1	2	1	2	2
	S	+	+	.	.	+	.	1	.	.	.	+	+	+	+
	ZS
Acar platanoides	B	1	.	1/1	.	.	.	1/1	1	3	2/1	1
	S	+	1	+
Ulmus glabra	B	.	.	+	.	1/1	.	3	2/1	2	2
	S	+	.	+	1	+	+	+
Tilia platyphyllos	B	4	3	2	1
	S	+	1
<u>Carpinion-VC</u>																				
Carpinus betulus	B	.	.	1/4	/3	/1	/1	2
Quercus-Fagetum-K1C	S	.	.	1
Fraxinus excelsior	B	.	1	.	.	3	.	3	4	3	4	1
	S	1	1	2	1	.	.	+	+	+	+	1	1	.	+
	ZS
Quercus petraea	B	.	2	.	3	2
	S	.	.	.	1
Acer campestre	B	2	/1	/1
	S	+
Sorbus torminalis	B	.	2
	S	+
Lonicera xylosteum	S
Crataegus laevigata	S	1	1	1	.	+
Ribes uva-crispa	S	+.2
<u>Begleiter:</u>																				
Quercus robur	B	2	4
	S	1
Sambucus nigra	S	1
Sorbus aucuparia	S
	ZS
Sorbus aria	S	3
Prunus spinosa	S
Rubus fruticosus	S	1
Rosa spec.	S
Clematis vitalba	S
<u>Zwergstrauch und Kraut-Gasschicht</u>																				
<u>DA des Carici-Fagetum</u>																				
Carex montana		2.2	1.2
Carex flacca		2.3
Cephalanthera damasonium		+
Chrysanthemum corymbosum		+	.	1.1
<u>DA des Carici-Fagetum seslerietosum</u>																				
Sesleria varia		2.3
<u>Carpinion-VC</u>																				
Stellaria holostea		.	.	+	.	3.3	2.3	2.2
Galium sylvaticum		.	+	2.2	.	.	+.2
Ranunculus auricomus		.	+	1.1	1.2	.	.	+.2
Dactylis polygama		2.2
<u>Geographisch DA</u>																				
Melica uniflora		.	2.2	3.3	3.3	3.4	1.2
<u>DA des Stellario-Carpinetum (u.d. Frühlingsgeophytenwälder)</u>																				
Ranunculus ficaria		2.3	3.5	.	+	.	+.2	+.2	+.2
<u>DA des Aceri-Fraxinetum coryd. u.a. Frühlingsgeophytenwälder</u>																				
Anemone ranunculoides		1.1
Corydalis cava		3.4	2.3	3.3
Adoxa moschatellina		1.2
<u>DA des Lathyro-Fagetum</u>																				
Lamiastrum galeobdolon		1.2	+.2	1.2	1.2	+.2	2.2	2.2	2.3	2.3	2.3
Dryopteris filix-mas		2.2	+	1.2	2.2	1.1
Milium effusum		2.3
Carex sylvatica	
<u>Fagion-VC</u>																				
Festuca altissima		2.3
Dentaria bulbifera		2.4
<u>DA des Melampyro-(Luzulo-)Fagetum</u>																				
Luzula luzuloides		2.3	.	2.2	2.2	2.3
Melampyrum pratense	
Vaccinium myrtillus	

Fortsetzung	Carici-Fagetum		G a l i o - Carpinetum			Stellario-Carpin.		Aceri-Tiliatum			Aceri-Frax. Coryd.cava-Ausbildung Tilia-Var.			Lathyro-Fagetum				Melico-Fagetum		Luzulo-Fagetum	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
<u>DA des Luzulo-Fagetum dryopteridetosum</u>																					
Athyrium filix-femina					+															2.3	
Gymnocarpium dryopteris					.															2.3	
Dryopteris dilatata					.															2.2	
<u>Restliche Fagetalia-OC</u>																					
Galium odoratum		+2	1.2	2.3	1.2	+2	1.2	1.2	1.2	1.2	+2	2.2	+2	2.2	2.3		+2	1.2	1.2		
Mercurialis perennis	1.1	1.2	2.2	1.2		3.3	.	2.3	4.4	4.4	2.4	+2	3.4	3.3	3.3						
Arum maculatum var.immaculatum				1.2		1.2	1.2	2.2	2.2	2.2	2.2	+2		+2	1.2						
Arum maculatum var.maculatum									1.2	+											
Lathyrus vernus		1.1	+	1.1		1.1				+			+	+	+						
Viola reichenbachiana		1.2	1.2	1.2		+	+2							+2	+2						
Sanicula europaea		2.1	+	1.1															+		
Asarum europaeum		2.2	1.2	1.2																	
Polygonatum multiflorum		2.2	1.2	1.2		1.1															
Lilium martagon			1.1	1.1		+															
Phyteuma spicatum		2.2				+2															
Actaea spicata																					
Stachys sylvatica						2.2															
Geranium robertianum																				+2	
Primula elatior							2.2														
Paris quadrifolia									+												
<u>Quercu-Fagetum-KIC</u>																					
Anemone nemorosa	+2	+	1.2	1.2		2.2														+2	
Convallaria majalis	2.2	1.1	1.2	1.2					2.2			+2									
Poa nemoralis			1.2		1.2												3.3			+2	
Campanula trachelium		+	1.1	1.2																	
Brachypodium sylvaticum					1.2	1.2															
Aquilegia vulgaris							+														
Hieracium sylvaticum																				1.1	
Hedera helix	+																				
<u>Begleiter:</u>																					
Alliaria petiolata		1.1	+			1.2															
Oxalis acetosella						1.2	2.3													1.2	
Urtica dioica						+2														2.2	
Viola hirta	+2		+2																		
Lathyrus montanus					+2	1.2															
Circaea lutetiana					1.2	+														+2	
Impatiens noli-tangere					1.2															1.2	
Veronica chamaedrys	1.2		+																		
Fragaria vesca			+2																		
Primula veris	+2		+2																		
Juncus effusus					1.2																
Ranunculus nemorosus						+															
Aegopodium podagraria																					
Senecio fuchsii					+2																
Vicia sylvatica																				2.2	
Vicia cracca																				2.2	
Euphorbia cyparissias	2.2																				
Silene nutans			+																		
Stachys recta	+2																				
Thlaspi perfoliatum	+																				
Medicago falcata	1.2																				
Taraxacum officinale			+																		
Ajuga reptans																				1.2	
Cardamine pratensis							+2														
Cystopteris fragilis																					
<u>Moos-Flechtschicht</u>																					
Polytrichum formosum				1.2																1.2	
Otenidium molluscum								1.3		1.3										1.2	
Leucobryum glaucum																				+2	

Schließlich sei noch darauf hingewiesen, daß während der Kartierung in dem Naturwaldreservat 13 Arten der Roten Liste bzw. im Naturraum seltene Arten festgestellt wurden. Besonders erwähnenswert ist das Vorkommen der gefleckten Unterart des Aronstabes (*Arum maculatum* ssp. *maculatum*).

Das untersuchte Gebiet des Kitschentalrangen sollte deshalb neben der bereits erfolgten Ausweisung als Naturwaldreservat unbedingt als Naturschutzgebiet ausgewiesen werden, um diesen naturnahen Waldbereich mit seiner Vielfalt an Pflanzengesellschaften der Nachwelt zu erhalten.

Zusätzlich wurde in den Bereich des geplanten Naturschutzgebietes »Kitschentalrangen« der nördlich an das Naturwaldreservat angrenzende Talbezirk (Waldort IV 8e⁰⁺¹) einbezogen, da auf dieser ca. 4,6 ha großen Fläche das Stellario-Carpinetum besonders artenreich und typisch ausgebildet ist (s. II a (4)).

IV. Empfohlene Maßnahmen

Die bereits erfolgte Ausweisung als Naturwaldreservat ist sehr zu begrüßen. Deshalb erübrigt sich

die Empfehlung, keine forstwirtschaftlichen Maßnahmen durchzuführen. Auch auf einen weiteren Ausbau des Wegenetzes sollte unbedingt verzichtet werden.

Zur wissenschaftlichen Untersuchung des Einflusses von Wildverbiß auf die Entwicklung und Artenzusammensetzung der Waldgesellschaften sollten Teile des Untersuchungsgebietes durch einen Wildschutzzaun gesichert werden.

Die Entwicklung des geplanten Naturschutzgebietes sollte weiterhin unter wissenschaftlicher Beobachtung bleiben.

V. Literatur

- KÜNNE, H. (1969):
Laubwaldgesellschaften der Frankenalb. Lehre.
KAULE, G. (1977ff):
Biotopkartierung Bl. L 5932 Nr. 49.

NR 2 Lohntal

I. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

a) Größe, Lage und Morphologie

Das vom staatlichen Forstamt Scheßlitz betreute Naturwaldreservat »Lohntal« liegt am Jurasteilrand 1 km nordwestlich Lohndorf und 5,5 km südlich Scheßlitz.

Es umfaßt die Waldorte V 1a, b Lohntal und 5 b¹¹, 5 b²¹ Mehlgrube. Die Höhe des Gebietes reicht von 385 m bis 526 m ü. NN.

Die maximale Höhendifferenz beträgt also 140 m. Die Exposition reicht von Südwest über Süd bis Ost.

Das Gelände steigt von Süden beginnend zunächst mäßig an. Es folgen dann der Steilanstieg des Dogger β und des Malm.

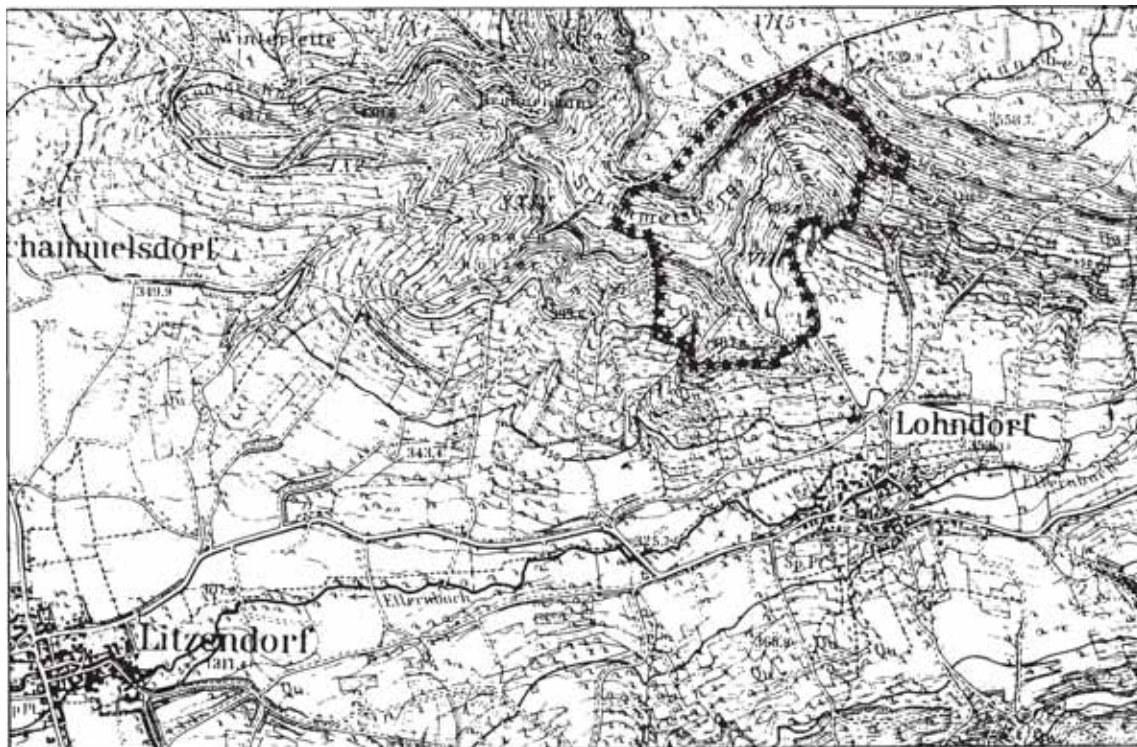
Die zwischen Dogger β und Malm liegende Verebnung der Ornatentonterrasse ist meist durch Malm-schutt überlagert.

Die Größe des Naturwaldreservates beträgt 50,1 ha.

Als geologische Besonderheiten seien erwähnt:

- der »Oberlauf« des Lohnbaches ist als sehr reizvolles, von vielen Felstufen gegliedertes Trokental ausgebildet;
- an Quellbächen im Bereich des Ornatentons und des Eisensandsteins sind zahlreiche Tuffbildungen, im Opalinuston Tuffterrassen zu beobachten.

Die Böden im Malmbezirk und über Malm-schutt sind Rendzinen und Mullrendzinen. Auf der Ornatentonterrasse überwiegen Mullrendzinen – daneben liegt auch kalkhaltiger Pelosol häufig vor. Der typische Boden des Eisensandstein ist die mehr oder weniger stark podsolierte Braunerde, während im Opalinuston neben der Braunerde (bei Dogger β -Schutt), der Braunerdepseudogley, der Pelosol, der Pelosol-pseudogley, u. – bei stärkerer Basensättigung durch Kalkschutt und stark kalkhaltiges Wasser – die Braunlehmrendzina vertreten sind.



Ausschnitt aus dem Kartenblatt 6032 1:250 000

b) Geologie und Böden

Das Lohntal liegt am Jurasteilrand. Im Süden erfaßt das Untersuchungsgebiet den unteren Quellhorizont des Opalinuston ($d \alpha$). Hierauf folgt der Steilanstieg des Eisensandstein ($d \beta$). Der Dogger findet seinen Abschluß in der Verebnung der Ornatentonterrasse ($d \gamma - \zeta = OTT$). Meist ist dieser obere Quellhorizont – und häufig auch der tieferliegende Eisensandstein – durch Malm-schutt überlagert, so daß auf den Steilanstieg des Dogger β scheinbar sofort der Steilanstieg des Malm folgt.

Der Malm α und β liegt z.T. in Schichtfazies ($w \alpha + \beta$), daneben auch in Schwammfazies ($w \alpha + \beta$, s), der Massenkalk Malm γ ebenfalls in Schwammfazies ($w \gamma$, s) vor. Lediglich in einer kleineren Kuppe steht Massendolomit ($w \gamma + \delta$, d) an.

Bodenprofile:

Aufnahme Nr. 1

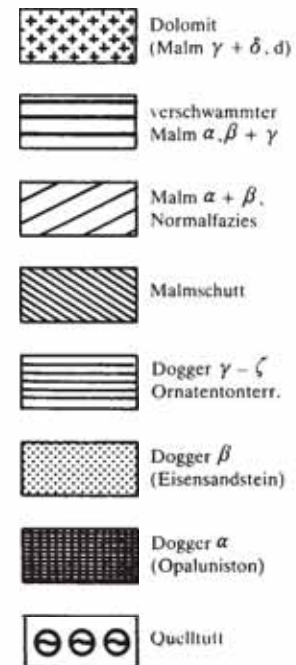
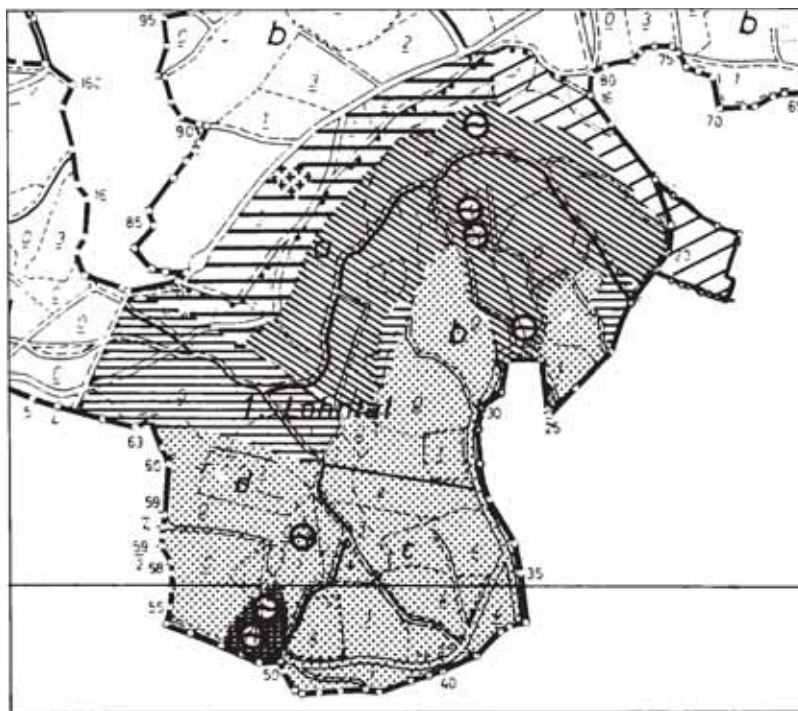
A _b	0–18 cm	dunkelgrauer humoser Sand	pH 7,5
A/C	18–25 cm	graubrauner lehmiger Sand	pH 7,6
C	25–35 cm	gelbbrauner lehmiger Sand und z.T. Eisensandsteinbrocken	pH 7,6
	35–45 + cm	grauer lehmiger Sand	pH 7,6

Aufnahme Nr. 2

A _b	3,5 cm	Laub	
A _b	0–12 cm	graubrauner humoser sandiger Lehm	pH 7,4
A/C	12–18 cm	graubrauner sandiger Lehm, z.T. mit Kalkscherben	pH 7,5
C	18–30 + cm	brauner Lehm	

Aufnahme Nr. 3

A _b	0–12 cm	grauschwarzer humoser sandiger Lehm	pH 6,9
C	12–18 cm	brauner Lehm	pH 7,0
	18–30 + cm	brauner toniger Lehm, z.T. mit Kalk	pH 7,2



Fortsetzung der Bodenprofile

Aufnahme Nr. 4

A _o	2 cm	Laub	
A _b	0-6 cm	dunkelgrauer humoser sandiger Lehm	pH 6,3
C	6-25 + cm	brauner sandiger Lehm	pH 6,4

Aufnahme Nr. 5

A _b	0-11 cm	graubrauner humoser sandiger Lehm	pH 5,7
C	11-50 cm	rotbrauner lehmiger Ton	pH 6,2
	50-58 cm	rotbrauner lehmiger Ton mit grauen Flecken	pH 6,8
	58-65 + cm	grauer Ton mit feinem Kalkskelett	pH 7,5

Aufnahme Nr. 6

A _b	0-20 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand mit wenig Kalkscherben	pH 7,5
A/C	20 + cm	sandiger Lehm mit Kalkscherben	pH 7,7

Aufnahme Nr. 7

A _b	0-5 cm	dunkelgrauer stark humoser lehmiger Sand	pH 7,4
A/C	5-30 + cm	dunkelgrauer humoser, stark durchwurzelter, lehmiger Sand mit Kalkscherben	pH 7,6

Aufnahme Nr. 8

A _b	0-10 cm	grauschwarzer stark humoser lehmiger Sand	pH 7,6
A/C	10-30 + cm	grauer humoser lehmiger Sand mit Kalkscherben	

Aufnahme Nr. 9

A _o	1 cm	Laub	
A/C	0-30 cm	grauschwarze stark humose Feinerde mit (ca. 15 %) Kalkscherben	

Aufnahme Nr. 10

A/C		stark bewegter Kalkschutt mit wenig schwarzer humoser Feinerde in den Spalten (bis in große Tiefen stark durchwurzelt)	pH 7,2
-----	--	------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	--------

Aufnahme Nr. 11

A/C		Kalkschutt mit schwarzer stark humoser Feinerde in den Spalten	pH 7,5
-----	--	----------------------------------------------------------------	--------

Aufnahme Nr. 13

A _b	0-5 cm	dunkelgrauer humoser sandiger Lehm	pH 6,1
C	5-20 + cm	brauner Lehm mit Kalkscherben	pH 7,6

Aufnahme Nr. 14

A _o	3 cm	Laub	
----------------	------	------	--

A _b	0-30 cm	grauschwarzer stark humoser sandiger Lehm	pH 7,5
P	30-60 + cm	grauer Lehm mit grobem Kalkschutt und feinem Kalkskelett	pH 7,6

Aufnahme Nr. 15

A _o	2 cm	Laub	
A _b	0-30 cm	schwarzer starker humoser sandiger Lehm	pH 7,5
P	30-50 + cm	grauer Lehm mit Kalkskelett	pH 7,6

Aufnahme Nr. 16

A _o	2 cm	Laub z.T. grober Kalkschutt unbedeckt	
A _b	0-15 cm	schwarzer stark humoser lehmiger Sand mit grobem Kalkschutt und feinem Kalkskelett	pH 7,3
P	15-24 + cm	graubrauner Lehm mit Kalkschutt	pH 7,6

Aufnahme Nr. 17

A _b	0-10 cm	brauner humoser Sand	pH 7,6
	10-15 cm	brauner lehmiger Sand mit kleinen Sandsteinbrocken und Tuffbildung	pH 7,7
	15-40 + cm	brauner sandiger Lehm	

Aufnahme Nr. 18

A _o	2 cm	Laub	
A _b	0-5 cm	schwarzer humoser Sand	pH 3,1
B ₁	5-8 cm	graubrauner lehmiger Sand	pH 3,4
C	8-30 + cm	rotbrauner Sand	pH 3,5

Aufnahme Nr. 19 (Fichten- Kiefern Forst mit Eichen)

Profil unter Fi. u. Ki.

A _o	4 cm	Streu	
A _b	0-6 cm	schwarzer humoser Sand	pH 3,1
A _c	6-8 cm	hellgrauer Sand	pH 3,2
B ₁ +C	8-30 + cm	brauner Sand	pH 3,3

Profil unter Ei.

A _o	2 cm	Laub	
A _b	0-4 cm	schwarzer humoser Sand	pH 3,8
A _c	4-5 cm	hellgrauer Sand	pH 3,6
B ₁ +C	5-30 + cm	rotbrauner Sand	pH 3,3

Die beiden Profile zeigen deutlich, daß sich auf saurem Untergrund bei Bewirtschaftung mit Laubholz im A_b-Horizont ein milder Humus ausbildet, während im Nadelholzbereich v.a. durch die Fichten-nadelstreu (weniger stark durch Kiefernstreu) der Oberboden im Vergleich zum Ausgangsgestein noch stärker versauert. Diese Versauerung macht sich

i.d.R. jedoch nur bis in Tiefen von ca. 15–20 cm bemerkbar. (Dies konnte auch bei umfangreichen Meßreihen des Verfassers in der Hersbrucker Alb bestätigt werden).

Wirksam ist die Versauerung also v.a. für die Zwergstrauch-, die Kraut-Gras- und die Moosschicht. Im Laubholzbereich fällt hierdurch auch aus diesen Schichten vermehrt organisches Material an und wird zu Humus umgewandelt.

Die Folge hiervon ist neben der besseren Versorgung der Pflanzen mit Huminsäuren, Mineralstoffen (kein so rasches Auswaschen) auch ein verbesserter Wasserhaushalt im Boden.

Fortsetzung der Bodenprofile

Aufnahme Nr. 20

A ₀	2	cm	Laub/Streu	
A _k	0–5	cm	dunkelgrauer humoser Sand	pH 3,6
A _v	5–6	cm	hellgrauer Sand	pH 3,5
B ₁	6–8	cm	graubrauner Sand	pH 3,7
C	8–40 +	cm	rotbrauner Sand	pH 3,9

Aufnahme Nr. 24

Tuff	pH 7,5
------	--------

Aufnahme Nr. 25

Tuff	pH 7,6
------	--------

II. Vegetation, Flora und Fauna

a) Vegetation

Die Kartierung der Vegetation wurde am 7 und 8. Juni 1977 durchgeführt und am 27.4.78 durch Nachtrag von Frühlingsgeophyten ergänzt. Hierzu

wurden 25 pflanzensoziologische Aufnahmen nach der Methode Braun-Blanquet erstellt. Zu fast jeder Aufnahme wurde ein Bodenprofil freigelegt und die pH-Werte der verschiedenen Bodenhorizonte mit einem elektrischen pH-Meter mit KCl/AgCl-Einstab-Glaselektrode gemessen (siehe I.b).

Einzelbeschreibung der im Untersuchungsgebiet festgestellten Pflanzengesellschaften

(1) Galio-Carpinetum

(Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwald)

(Aufnahme Nr. 1–4,6)

In größeren Teilen des Untersuchungsgebietes haben sich auf Opalinuston und Dogger β durch Malmstutt und stark kalkhaltiges Wasser kalkhaltiger Pelosole bzw. Braunlehmrendzinen ausgebildet. Hier findet sich ein Eichen-Hainbuchenwald, der häufig Übergangstendenzen zum Carici-Fagetum zeigt.

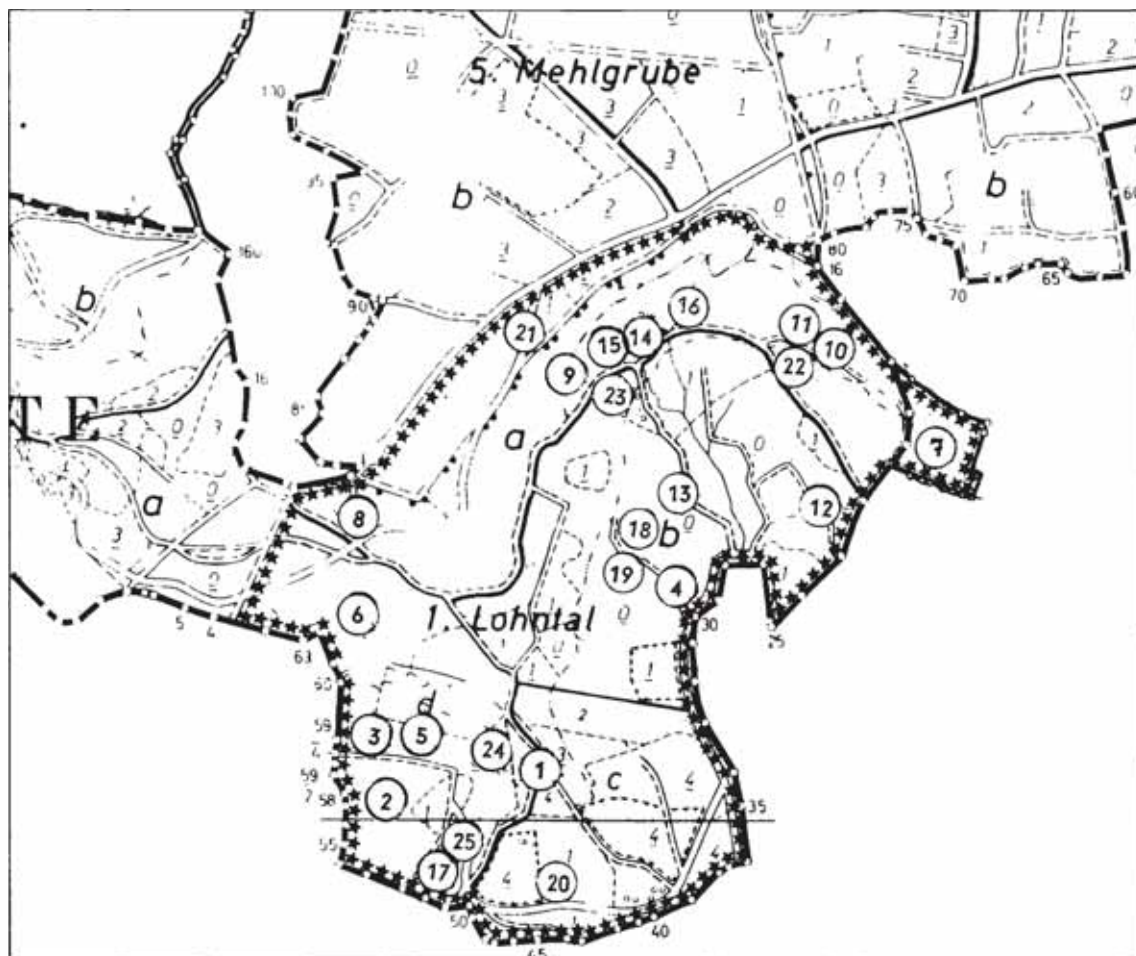
In der Baumschicht dominiert die Buche (*Fagus sylvatica*), daneben ist lediglich die Traubeneiche (*Quercus petraea*) vertreten; die Hainbuche (*Carpinus betulus*) fehlt.

In der Kraut- und Grasschicht sind v.a. die Carpinion-Verbandscharakterarten

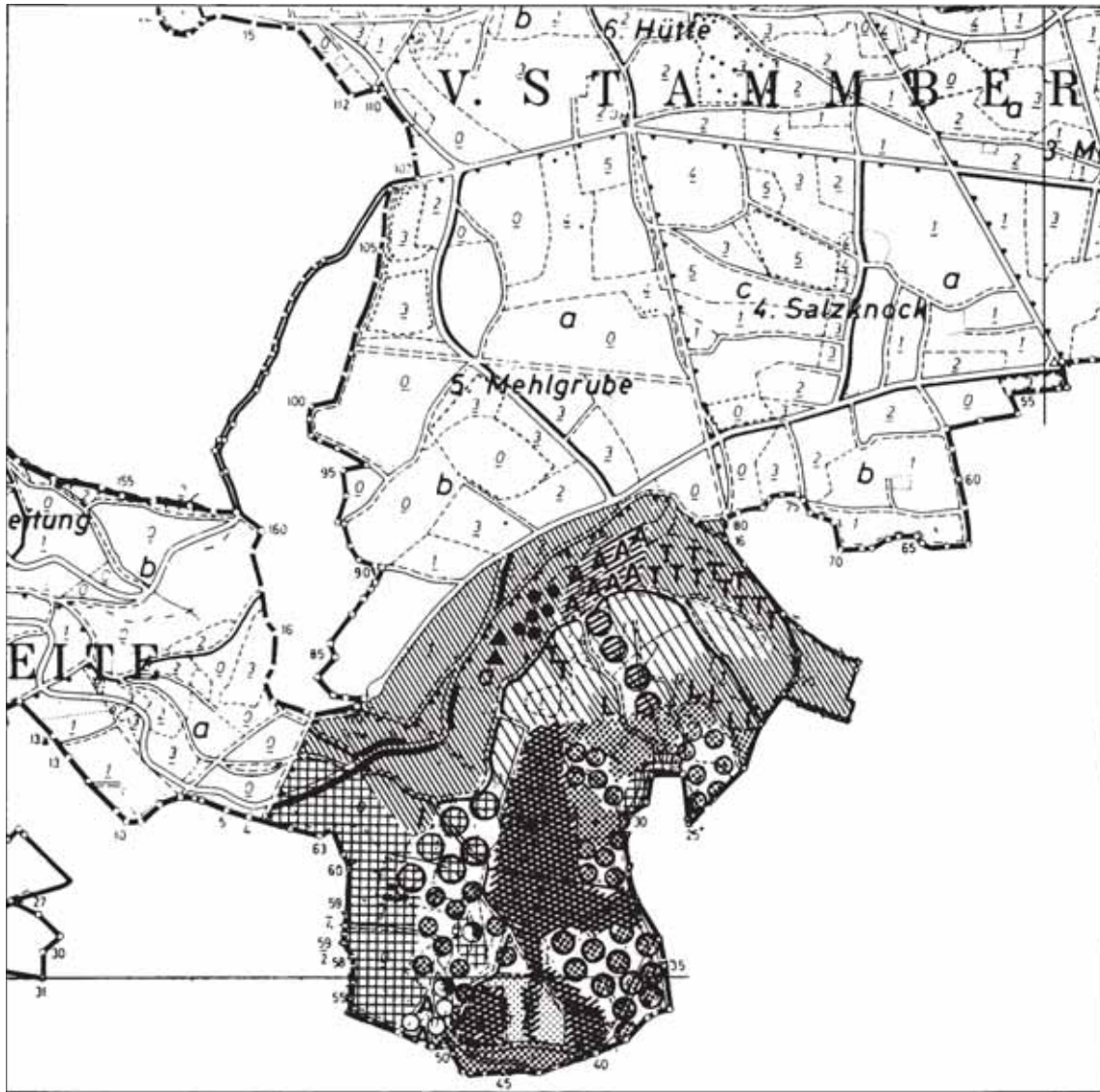
Galium sylvaticum (Waldlabkraut)

Dactylis polygama (Waldknäuelgras)




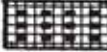











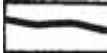



Ranunculus auricomus (Goldhahnenfuß) stetig vertreten; daneben sind jedoch auch Differentialarten des Carici-Fagetum relativ häufig.



Ausschnitt aus der Nutzungskarte des Forstamtes Scheßlitz Distr. V-VIII 1:10 000 mit Eintragung der Standorte der pflanzensoziologischen Aufnahmen (1 bis 25)



Zeichenerklärung

- | | | | |
|-------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
|  | Carici-Fagetum |  | Jungwuchs mit Schlagflur (Senecioni-Epilobietum angustifolii) potentiell natürlich: Galio-Carpinetum |
|  | Naturverjüngung mit Schlagflur (Atropetum belladonnae) potentiell natürlich: Carici-Fagetum |  | Galio-Carpinetum circaetosum |
|  | Carici-Fagetum aconitosum |  | Luzulo-Fagetum |
|  | Carici-Fagetum tilietosum |  | Jungwuchs, z.T. mit Kiefern- und Fichtenpflanzung, Schlagflur (Senecioni-Epilobietum angustifolii) potentiell natürlich: Luzulo-Fagetum |
|  | Carici-Fagetum luzuletosum |  | Luzulo-Quercetum |
|  | Lathyro-Fagetum allietosum |  | Kiefern- und Fichtenforst, potentiell natürlich: Luzulo-Fagetum und Luzulo-Quercetum |
|  | Aceri-Fraxinetum allietosum |  | Cratoneuretum |
|  | Carici remotae – Fraxinetum allietosum |  | Unkrautflur mit Schlagflurzeigern (Atropetum belladonnae) entlang von Forststraßen |
|  | Jungwuchs mit Schlagflur, potentiell natürlich: Aceri-Fraxinetum, z.T. auch Carici remotae-Fraxinetum |  | Asplenio-Cystopteridatum |
|  | Galio-Carpinetum | | |

Fortsetzung

Aufnahme-Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
<i>Scrophularia nodosa</i>	1.1	.	.	+	
<i>Geranium robertianum</i>	1.2	.	.	.	
<i>Stachys sylvatica</i>	2.2	.	.	.	
<u>DA des Carici-Fagetum</u>																					
<i>Carex montana</i>	+2	.	1.2	2.2	.	2.3	2.2	2.2	1.2	1.2	+2	1.2	3.3	
<i>Cephalanthera damasonium</i>	.	.	.	+	.	+	1.2	1.1	
<i>Carex flacca</i>	2.2	.	.	1.2	.	.	+2	1.2	+2	1.1	
<i>Neottia nidus-avis</i>	+	
<u>DA des Carici-Fagetum aconitetosum</u>																					
<i>Aconitum vulparia</i>	2.3	
<u>DA der Frühlingsgeophytenwälder</u>																					
<i>Anemone ranunculoides</i>	
<i>Corydalis cava</i>	2.2	+2	
<u>DA der Bärlauch- Buchenwälder</u>																					
<i>Allium ursinum</i>	3.4	4.5	5.5	3.4	.	.	.	
<u>AC des Carici remotae-Praxinetum</u>																					
<i>Carex remota</i>	
<i>Carex pendula</i>	1.2	
<u>DA des Melampyro-Fagetum</u>																					
<i>Luzula luzuloides</i>	1.2	.	1.2	1.2	2.2	2.3	2.2	2.3	2.2	2.3	
<i>Melampyrum pratense</i>	
<u>Quercu-Fagetum-KIC</u>																					
<i>Convallaria majalis</i>	3.4	2.1	2.2	2.2	.	+	2.2	2.2	2.2	.	2.2	2.2	2.3	1.2	
<i>Hieracium sylvaticum</i>	.	1.1	.	.	.	+	.	.	1.2	1.2	1.1	2.2	2.2	+	
<i>Poa nemoralis</i>	2.2	+2	2.2	2.2	2.2	2.2	.	.	.	1.2	+2	2.2	2.2	2.2	.	+	
<i>Hedera helix</i>	+2	2.2	+2	1.2	.	1.2	.	.	.	1.2	+2	
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	2.2	1.2	2.2	1.2	1.2	1.2	.	.	
<i>Anemone nemorosa</i>	1.2	.	.	2.2	
<i>Campanula trachelium</i>	.	.	.	1.2	
<i>Melica nutans</i>	.	.	+2	1.2	.	.	1.2	
<i>Mycelis muralis</i>	.	.	.	+	
<i>Aquilegia vulgaris</i>	1.2	+2	
<u>Quercetalia robori-petraeae-OC</u>																					
<i>Lathyrus montanus</i>	2.2	2.2	.	+2	
<i>Hieracium sabaudum</i>	+	
<u>Quercion robori-petraeae-VC</u>																					
<i>Hieracium laevigatum</i>	1.2
<u>Begleiter auf Schlägen,</u>																					
<u>Säure- und Verhagerungszeiger</u>																					
<i>Vaccinium myrtillus</i> ZS	1.2	+2	2.3	2.2	3.4	3.4	4.5	
<i>Vicia sepium</i>	+2	1.2	3.3	2.3	
<i>Avenella flexuosa</i>	
<i>Maianthemum bifolium</i>	2.2	2.2	.	.	
<i>Fragaria vesca</i>	
<i>Ajuga reptans</i>	+	
<i>Pteridium aquilinum</i>	3.4	.	
<i>Urtica dioica</i>	+2	.	.	.	
<i>Alliaria petiolata</i>	2.2	
<i>Athyrium filix-femina</i>	2.2	
<i>Epilobium angustifolium</i>	1.2	
<i>Calluna vulgaris</i> ZS	+2	
<i>Ranunculus repens</i>	
<u>Schlagpflanzen auf Kalk</u>																					
<i>Atropa belladonna</i>	2.2	
<i>Digitalis grandiflora</i>	1.2	
<u>Zeiger feuchter bis nasser Standorte</u>																					
<i>Caltha palustris</i>	
<i>Circaea lutetiana</i>	2.2	
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	
<i>Equisetum palustre</i>	
<i>Festuca gigantea</i>	+2	
<u>weitere Begleiter</u>																					
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	.	.	.	2.2	.	.	.	+2	.	.	.	+2	
<i>Cynanchicum hirundinaria</i>	1.2	.	.	+	
<i>Vicia sylvatica</i>	.	.	.	2.2	+2	2.2	
<i>Taraxacum officinale</i>	
<i>Arabis hirsuta</i>	
<u>Moosschicht</u>																					
<i>Leucobryum glaucum</i>	
<i>Cratoneurum commutatum</i>	+2	
<i>Mnium punctatum</i>	

(2) *Galio-Carpinetum circaetosum*
(Hexenkraut-Ausbildung des Eichen-Hainbuchenwäldes)
(Aufnahme Nr. 5)

An etwas feuchteren Stellen tritt an die Stelle der oben beschriebenen normalen Ausbildung eine Hexenkraut-Variante. Neben den Carpinion-Verbandscharakterarten ist sie durch das gewöhnliche Hexenkraut (*Circaea lutetiana*) und andere Feuchtezeiger gekennzeichnet.

(3) *Carici-Fagetum typicum*
(Orchideen-Buchenwald) (Aufnahme Nr. 7,8)

Die schwach bis mäßig geneigten Hangbereiche des Malm tragen einen Orchideen-Buchenwald in typischer Ausbildung. Die Baumschicht wird beherrscht durch die Buche, seltener sind Bergahorn oder Esche beigemischt. In der Kraut-Grasschicht sind neben den Fagetalia-Ordnungscharakterarten und den Quercu-Fagetum-

Klassencharakterarten vor allem die Differentialarten

<i>Carex montana</i>	(Bergsegge)
<i>Carex flacca</i>	(Blaugrüne Segge)
<i>Cephalanthera damasonium</i>	(Weißes Waldvögelein)
<i>Neottia nidus-avis</i>	(Nestwurz)

reich vertreten.

(4) *Carici-Fagetum aconitetosum*
(Eisenhutausbildung des Orchideen-Buchenwaldes)
(Aufnahme Nr. 9)

Die Eisenhutausbildung des Orchideen-Buchenwaldes findet sich nur an einer Stelle des Untersuchungsgebietes an einem sehr steilen (Mittel-) Hang im Malmbereich. Der Feinerdeanteil der tiefgründig ausgebildeten Mullrendzina ist hier wesentlich höher als in der *Tilia*-Variante.

Die Baumschicht ist rein von der Buche aufgebaut. In Strauch- und Zwergstrauchschicht ist dagegen neben der Buche auch eine sehr starke Naturverjüngung des Bergahorns und der Esche zu beobachten. Daneben kommen noch Vogelbeere und Mehlbeere vor. In der Kraut-Grasschicht ist neben den Differentialarten des *Carici-Fagetum* vor allem das reiche Vorkommen von Wolfseisenhut (*Aconitum vulparia*) sowie von Türkenbundlilie (*Lilium martagon*) und von Großblütigem Fingerhut (*Digitalis grandiflora*) erwähnenswert.

(5) *Carici-Fagetum tilietosum*
(Lindenausbildung des Orchideen-Buchenwaldes)
(Aufnahme Nr. 10,11)

Die Lindenausbildung des Orchideen-Buchenwaldes wächst ebenfalls im Steilhangbereich des Malm. Die Bodenverhältnisse sind jedoch wesentlich anders als in der oben beschriebenen Eisenhutausbildung: viel grober Malmschutt mit wenig, stark humoser Feinerde in den Spalten. Die z.T. mehrere Meter mächtigen Schuttansammlungen sind stark und bis in große Tiefen durchwurzelt.

In der Baumschicht tritt die Buche etwas zurück, dafür kommen Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Esche (*Fraxinus excelsior*) und v.a. die Sommerlinde (*Tilia platyphyllos*) verstärkt auf. Die Kraut-Grasschicht ist verhältnismäßig artenreich ausgebildet. Sommerlindenreiche Orchideen-Buchenwälder in so guter Ausbildung wie im Lohntal sind sehr selten und daher äußerst schutzwürdig.

(6) *Carici-Fagetum luzuletosum*
(Hainsimsenreicher Orchideen-Buchenwald)
(Aufnahme Nr. 12,13)

Im Dogger β bildet sich bei geringer Kalkschuttauflage als Übergangsgesellschaft zum Luzulo-Quercetum ein Hainsimsenreicher Orchideen-Buchenwald aus.

In der Baumschicht dominiert wiederum die Buche, daneben kommt die Traubeneiche (*Quercus petraea*) bereits stärker auf.

In der Krautschicht finden sich neben den Differentialarten des *Carici-Fagetum* vermehrt Säure- bzw. Verhagerungszeiger wie

<i>Luzula luzuloides</i>	(Weiße Hainsimse)
<i>Vaccinium myrtillus</i>	(Schwarzbeere)
<i>Avenella flexuosa</i>	(Schlängelschmiele)
<i>Maianthemum bifolium</i>	(Zweiblättriges Schattenblümchen).

(7) *Lathyro-Fagetum allietosum*
(Bärlauch-Buchenwald) (Aufnahme Nr. 14,15)

Meist ist die Ornatentonterrasse von einer mächtigen Malmschuttschicht bedeckt und wirkt sich deshalb bei der Bodenbildung und somit auch im Waldaufbau nur wenig aus. Lediglich am »Oberlauf« des Lohnbaches ist die Ornatentonterrasse deutlich ausgeprägt. Auf dem kalkhaltigen Pelosol, der sich durch gute Wasserversorgung auszeichnet, findet sich im Frühjahr und Frühsommer ein Massenvorkommen von *Allium ursinum* (Bärlauch). In der stärker geneigten Übergangszone Ornatenton – Malm α sind noch weitere Frühlingsgeophyten zu finden wie *Corydalis cava* (Hohler Lerchensporn)

<i>Arum maculatum</i>	
var. <i>immaculatum</i>	(Aronstab)
<i>Arum maculatum</i>	
var. <i>maculatum</i>	(Aronstab, gefleckte Varietät).

Hier ist die Buche in der Baumschicht noch etwa gleichstark vertreten wie Esche (*Fraxinus excelsior*), Spitzahorn (*Acer platanoides*) und Bergulme (*Ulmus glabra*), z.T. ist auch die Sommerlinde (*Tilia platyphyllos*) beigemischt.

(8) *Aceri-Fraxinetum allietosum*
(Bärlauch-Ahorn-Eschenwald) (Aufnahme Nr. 16)

Auf kalkhaltigem Pelosol über Ornatenton findet sich in wenig geneigtem Gelände im Kontakt mit dem oben beschriebenen Bärlauch-Buchenwald ein Bärlauch-Ahorn-Eschenwald.

Die Krautschicht stellt im Frühjahr ein einziges Meer von Bärlauch dar. In der Baumschicht tritt die Buche nur noch vereinzelt auf. An ihre Stelle treten Esche (*Fraxinus excelsior*), Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Spitzahorn (*Acer platanoides*) und Bergulme (*Ulmus glabra*).

(9) *Carici remotae-Fraxinetum allietosum*
(Bärlauch Ausbildung des Winkelseggen-Eschen-Auwaldes)
(Aufnahme Nr. 17)

An einem kleineren Bach im Opalinuston ist ein Winkelseggen-Eschen-Auwald erhalten. An etlichen Quellbächen in seinem Bereich sind Tufferscheidungen, z.T. Tuffterrassen, zu beobachten. Durch den hohen Kalkgehalt der Tonböden (Kalkgley) hat sich hier ebenfalls eine Bärlauchausbildung entwickelt. Neben dem dominierenden *Allium ursinum* sind noch *Lamium galeobdolon* (Goldnessel), *Melica uniflora* (Einblütiges Perlgras), *Arum maculatum* (Aronstab), *Stachys sylvatica* (Waldziest), *Polygonatum multiflorum* (Vielblütige Weißwurz), *Carex sylvatica* (Waldsegge), *Carex remota* (Winkelsegge), *Carex pendula* (Hängesegge) u.a. häufig anzutreffen. Außerdem ist noch der in der Tabelle nicht aufgeführte Pilz *Morchella conica* erwähnenswert. In der Baumschicht dominieren die Esche (*Fraxinus excelsior*) und die Schwarzerle (*Alnus glutinosa*).

(10) *Luzulo-Fagetum*
(Hainsimsen-Buchenwald) (Aufnahme Nr. 18,19)

Auf Braunerden im Eisensandstein an mehr absonnigen Hangbereichen findet sich der Hainsimsen-Buchenwald.

Die Baumschicht wird aufgebaut durch die Buche, daneben durch die Traubeneiche, z.T. ist der Wald in Kiefern- bzw. Fichtenforst umgewandelt. In der Kraut-Grasschicht sind neben Weißer Hainsimse

(*Luzula luzuloides*) v.a. weitere Verhagerungszeiger bzw. Schlagflurarten: Schwarzbeere (*Vaccinium myrtillus*), Hainrispengras (*Poa nemoralis*), Schlängelschmiele (*Avenella flexuosa*) und Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*).

(11) *Luzulo-Quercetum*

(Artenarmer Traubeneichenwald)

(Aufnahme Nr. 20)

In südlicher Exposition nimmt auf Eisensandstein der Anteil der Buche am Waldaufbau stark ab und – unter natürlichen Bedingungen – der Anteil der Traubeneiche im selben Maße zu; als weitere Baumart gesellt sich hier die Warzenbirke zu den oben genannten. Durch forstliche Maßnahmen ist dieser Laubmischwald häufig durch Kiefernforste mit schwankendem Laubholzanteil ersetzt. In der Strauchschicht tritt neben der Traubeneiche v.a. die Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) stärker in Erscheinung. In der Kraut-Grasschicht treten zu den für das unter (10) beschriebenen *Luzulo-Fagetum* typischen Arten wie Weiße Hainsimse (*Luzula luzuloides*) und Wiesenwachtelweizen (*Melampyrum pratense*) und den ebenfalls in (10) genannten Verhagerungszeigern verstärkt Arten der Eichenwälder wie Savoyer Habichtskraut (*Hieracium sabaudum*) und Glattes Habichtskraut (*Hieracium laevigatum*) auf.

(12) *Atropetum belladonnae*

(Tollkirschen-Schlaggesellschaft)

(Aufnahme Nr. 21-23)

Diese durch die Tollkirsche (*Atropa belladonna*) und z.T. durch Massentwicklung von Zwergholunder (*Sambucus ebulus*) und Lauchkraut (*Alliaria petiolata*) ausgezeichnete Schlaggesellschaft findet sich meist im Malm, bei Kalkschuttauflage auch im Dogger. Größtenteils ist die Schlagflur bereits durch Jungwald im beginnenden Dickungsstadium ersetzt.

Aufnahme Nummer	21	22	23
Neigung	0°	5°	5°
Exposition	–	S	SO
Aufnahmefläche in qm	15	25	20
Geologie	Wγ	Wβ-	Wβ-Schutt
		Schutt	OTT
Bedeckung in %	90	90	85

AC des <i>Atropetum belladonnae</i>			
<i>Atropa belladonna</i>	1.2	+2	3.3
DV des <i>Atropion belladonnae</i>			
<i>Sambucus ebulus</i>	2.3	4.5	
<i>Epilobietum angustifolii-OC</i>			
<i>Fragaria vesca</i>	+	+2	
Begleiter			
<i>Alliaria petiolata</i>	4.5		3.3
<i>Urtica dioica</i>	2.3		
<i>Geranium robertianum</i>	1.2		
<i>Stellaria media</i>	1.2		
<i>Galium odoratum</i>	2.2		
<i>Tussilago farfara</i>	1.2		
<i>Ranunculus repens</i>	+2		
<i>Taraxacum officinale</i>	+		
<i>Poa compressa</i>		+2	
<i>Aquilegia vulgaris</i>		+	
<i>Lamium galeobdolon</i>			+2
<i>Allium ursinum</i>			+2

(13) *Senecioni-Epilobietum angustifolii*

(Weidenröschen-Schlagflur)

Im Bereich des Dogger α und β finden sich Schlagfluren mit Schmalblättrigem Weidenröschen. Als weitere hier optimal vorkommende Arten sind zu nennen der Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) und die Schlängelschmiele (*Avenella flexuosa*). Meist hat

sich auf diesen Schlagflächen bereits ein Jungwald eingestellt. Ein Teil der Flächen ist leider mit Fichten, Lärchen und Kiefern (relativ jung) aufgeforstet.

(14) *Cratoneuretum*

(Kalktuff-Quellflur)

Verhältnismäßig zahlreich und gut ausgeprägt sind Tuffbildungen im Untersuchungsgebiet. Neben den kleinen Tuffbächen sind v.a. die Tuffterrassen im südwestlichen Teil des Untersuchungsgebietes erwähnenswert. Charakteristische Pflanzenart der Tuffbäche ist das Kalktuffmoos *Cratoneurum commutatum*, das wesentlich an der Tuffbildung beteiligt ist.

Aufnahme Nummer	24	25
Neigung	5°	5°
Exposition	SW	SW
Aufnahmefläche in qm	8	15
Geologie	Tuff auf dβ	Tuff auf dα
Bedeckung in %	70	75

AC des <i>Cratoneuretum</i>		
<i>Cratoneurum commutatum</i>	2.3	4.5
Begleiter:		
<i>Fraxinus excelsior</i>	1.1	
<i>Carex remota</i>	2.2	+
<i>Carex pendula</i>	1.2	1.2
<i>Equisetum palustre</i>	3.3	1.2
<i>Deschampsia caespitosa</i>	1.2	
<i>Veronica beccabunga</i>	1.2	
<i>Stachys sylvatica</i>	2.2	
<i>Scrophularia nodosa</i>	1.2	
<i>Melica nutans</i>	1.2	
<i>Dactylis glomerata</i>	1.2	
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>		+2
<i>Caltha palustris</i>		+2

(15) *Asplenio-Cystopteridetum*

(Blasenfarn-Felsspaltengesellschaft)

Im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes überragen einige Schwammkalkfelsen das Gelände geringfügig. Diese voll, durch den sie umgebenden Buchenwald, beschatteten Felsen tragen eine stark verarmte Felsflora mit Schwarzstieligem Streifenfarn (*Asplenium trichomanes*) und Mauerrautenfarn (*Asplenium ruta-muraria*).

b) Flora

Die im Naturwaldreservat Lohntal aufgefundenen Farn- und Blütenpflanzen sind der »Florenliste der Naturwaldreservate« zu entnehmen. Hierunter sind folgende Arten der Roten Liste bedrohter Farn- und Blütenpflanzen in Bayern,

Gefährdungsstufe 3:

<i>Aconitum vulparia</i>	(Wolfseisenhut)
<i>Aquilegia vulgaris</i>	(Gem. Akelei)
<i>Cephalanthera damasonium</i>	(Weißes Waldvögelein)
<i>Convallaria majalis</i>	(Maiglöckchen)
<i>Daphne mezereum</i>	(Seidelbast)
<i>Digitalis grandiflora</i>	(Großblütiger Fingerhut)
<i>Epipactis atrorubens</i>	(Rotbraune Sumpfwurzel)
<i>Epipactis helleborine</i>	(Breitblättrige Sumpfwurzel)
<i>Lilium martagon</i>	(Türkenbund)
<i>Neottia nidus-avis</i>	(Nestwurz)

Außerdem ist die in Oberfranken sehr seltene gefleckte Unterart des Aronstabes (*Arum maculatum* ssp. *maculatum*) erwähnenswert.

c) Fauna

Die Fauna des Untersuchungsgebietes wurde bisher nicht genauer untersucht. Es sollen deshalb hier nur

einige seltenere bzw. für den Lebensraum typische Tierarten genannt werden, die während der pflanzensoziologischen Kartierung festgestellt wurden:

Säugetiere: Hier ist v.a. die Waldspitzmaus (*Sorex araneus*) erwähnenswert.

Vögel: Neben den v.a. im südlichen Teil recht häufigen Vogelarten der Gebüsche, Wiesen und Felder, sind sehr viele typische Waldvögel wie z.B.

Ringeltaube	(<i>Columba palumbus</i>)
Hohltaube	(<i>Columba oenas</i>)
Grünspecht	(<i>Picus viridis</i>)
Schwarzspecht	(<i>Picus martius</i> ; 1978 in hohler Buche mit Jungvögeln) anzutreffen.

Kriechtiere: Im südwestlichen Teil des Untersuchungsgebietes (im Galio-Carpinetum und am Waldrand im Gebüsch) sind sehr viel Zauneidechsen (*Lacerta agilis*) zu finden.

Insekten: Unter den Tagschmetterlingen seien genannt der Kaisermantel (*Argynnis paphia*; Fraßpflanze der Raupe sind Viola-Arten) und der Trauermantel (*Nymphalis antiopa*; Fraßpflanze, Birken und Weiden).

An sandigen offenen Stellen im Bereich der Dogger β findet man – neben Erdlöchern der Erdhummel (*Bombina terrestris*) – relativ häufig den schwarzen Sandlaufkäfer (*Cicindela sylvatica*). Unter den Käfern ist noch der Maiwurm (*Meloe proscarabaeus*) erwähnenswert, dessen großes dickes Weibchen v.a. in den warmen Carpineten im südwestlichen Teil des Untersuchungsgebietes anzutreffen ist. Seine Larven leben parasitisch in Heuschreckengelegen und als Bienenlaus in Nestern von Solitärbiene.

III. Beurteilung

Das Naturwaldreservat »Lohntal« umfaßt einen für den Jurasteilrand typischen Ausschnitt der nördlichen Frankenalb in (überwiegender) Südexposition. Entsprechend der Vielzahl der erfaßten geologischen Schichten ist auch die Vielfalt an verschiedenen Pflanzengesellschaften und der große Reichtum an Pflanzenarten. So konnten bei dem 3maligen Begehen 154 Gefäßpflanzen festgestellt werden, darunter 10 Arten der Roten Liste Gefährdungsstufe 3, daneben eine für den Naturraum sehr seltene Art: *Arum maculatum* var. *maculatum*.

Neben den Gefäßpflanzen kommen im Untersuchungsgebiet noch eine Vielzahl von Moosen, Flechten und Pilzen vor.

Neben den für den Jurasteilrand in Südexposition typischen Pflanzengesellschaften wie

Carici-Fagetum	auf Malm
Aceri-Fraxinetum	auf der Ornatentonterrasse (Luzulo-Fagetum und)
Luzulo-Quercetum	auf Dogger β
und Galio-Carpinetum	auf Opalinuston mit Malmschutt

konnten im Untersuchungsgebiet eine ganze Reihe seltener Gesellschaften festgestellt werden:

– Die Lindenvariante des Orchideen-Buchenwaldes (*Carici-Fagetum tilietosum*) ist an sehr steile Südhänge mit bewegtem Malmschutt gebunden. Diese auch am Jurasteilrand ziemlich seltene Subassoziation ist im Lohntal mit hohem Lindenanteil, in naturnahem Zustand prächtig ausgebildet und daher äußerst schutzwürdig.

– Ebenfalls im Steilhang, aber an sehr viel feinerdreicheren Stellen (evt. mit Grundwasser), findet sich eine Eisenhutausbildung des Orchideen-Buchenwaldes (*Carici-Fagetum aconitetosum*). Diese Unter-

gesellschaft ist ebenfalls nur selten anzutreffen.

– Im Ornatenton findet sich als weitere Besonderheit ein naturnaher Bärlauch-Buchen- bzw. Eschen-Ahorn-Ulmenwald (*Lathyro-Fagetum allietosum* und *Aceri-Fraxinetum allietosum*), der seine Fortsetzung im Opalinuston in Form eines Bärlauch-Eschen-Auwaldes (*Carici remotae-Fraxinetum allietosum*) besitzt.

Schließlich sind noch die Tuffquellbäche und als Besonderheit Tuffterrassen mit dem Tuffmoos *Crateneurum commutatum* sehr schutzwürdig.

Das untersuchte Gebiet ist also sowohl aus vegetationskundlichen und floristischen, wie auch aus faunistischen und geologischen (Jurasteilrand, Trockental mit Terrassen, Tuffbildungen) Gründen äußerst schutzwürdig und sollte deshalb (neben dem bereits bestehenden Schutz als Naturwaldreservat) unbedingt als Naturschutzgebiet ausgewiesen werden.

IV. Literatur

KÜNNE, H. (1969)

Laubwaldgesellschaften der Frankenalb«, Lehre.

NR 3 Wasserberg

Das vom Forstamt Betzenstein betreute Naturwaldreservat »Wasserberg« liegt am linken Talhang des Wiesenttales unterhalb Gößweinstein. Während im unteren und mittleren Teil des Hanges Schwammkalk des Malmes ansteht, wird der obere Teil aus Frankendolomit aufgebaut. An den sehr steilen (durchschnittlich 30°) nordwest bis nordost exponierten Hängen wächst ein sehr eibenreicher Buchenwald, der auf unbefestigtem tiefgründigem Kalkschutt in einen Sommerlinden-Ahorn-Eschen-Steilhangwald übergeht.

Die Vegetation wurde 1972 durch DR. KÜNNE (veröffentlicht 1980) eingehend untersucht. Er stellte dabei folgende Waldgesellschaften fest:

Carici-Fagetum seslerietosum
(Blaugras-Buchenwald)
Lathyro-Fagetum typicum
(Typischer Platterbsen-Buchenwald)
Lathyro-Fagetum festucetosum altissimae
(Waldschwingel-Platterbsen-Buchenwald)
Lathyro-Fagetum tilietosum platyphyllae
(Linden-Platterbsen-Buchenwald)
Lathyro-Fagetum lunarietosum redivivae
(Mondviolen-Platterbsen-Buchenwald)

1978 wurde das Reservat Wasserberg als Naturschutzgebiet »Naturwaldreservat Eibenhänge bei Gößweinstein« unter Schutz gestellt.

Literatur

KÜNNE, H. (1980):

Waldgesellschaften des Naturwaldreservates Wasserberg; in Natur und Landschaft, 55. Jg. Heft 4; Köln.

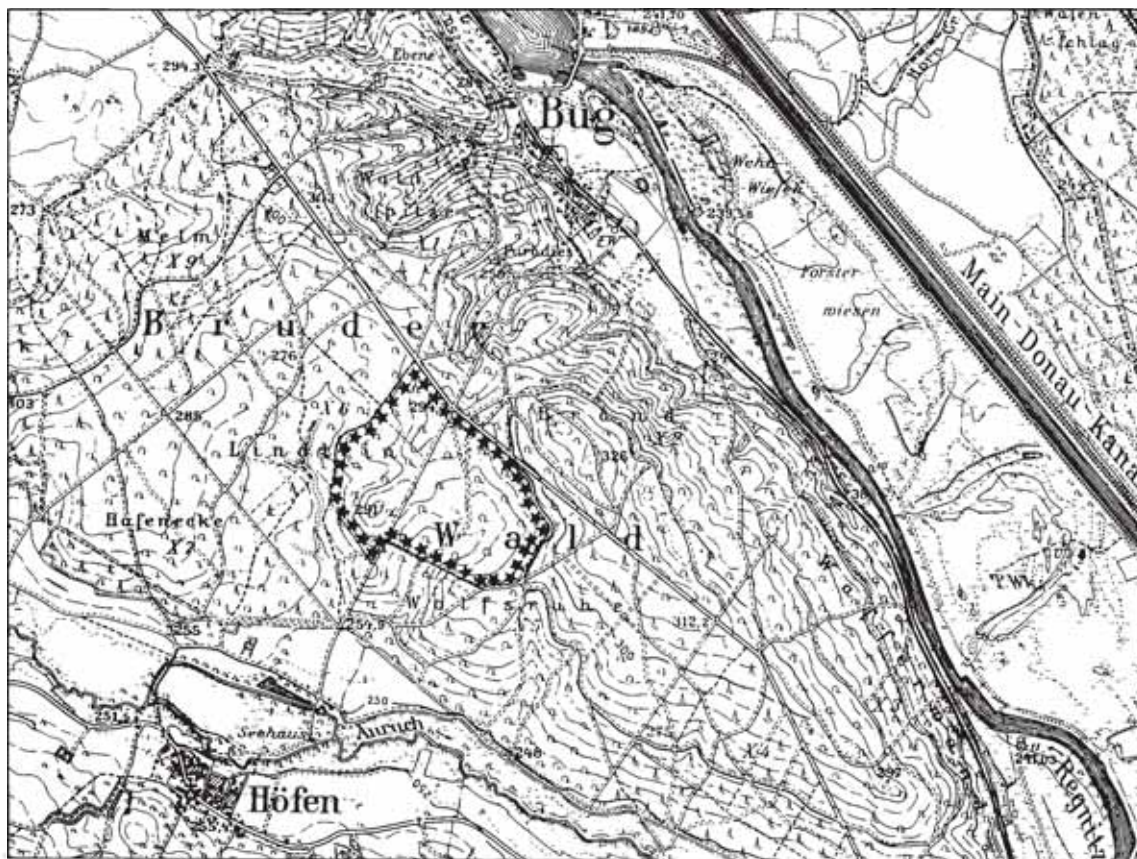
NR 4 Wolfsruhe

I. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

a) Größe, Lage und Morphologie

Das 30,1 ha große vom staatlichen Forstamt Bamberg betreute Naturwaldreservat »Wolfsruhe« liegt im Keuper-Lias-Land südlich Bug – etwa 4 km südlich Bamberg.

Es umfaßt die Waldorte XVI 5 c¹ Wolfsruhe u. 6 b¹ Lindlein.



Ausschnitt aus dem Kartenblatt 6131 1:25 000

Die Höhe des Gebietes reicht von 260 bis 295 m ü. NN. Insgesamt ist das Gelände eben bis schwach geneigt (höchstens bis 10°). Die Exposition ist überwiegend Süd bis West.

b) Geologie und Böden

Der geologische Untergrund im Untersuchungsgebiet ist der Feuerletten. Lediglich im (nord-) östlichen Teil steht Rhätolias an, während im Nordwesten in einem schmalen Geländestreifen der Obere Burgsandstein noch erfaßt wird.

Die Böden auf Rhätolias und auf Oberem Burgsandstein sind Braunerden; auf Feuerletten reicht das Bodenspektrum von mesotropher (Para-) Braunerde, über Braunerde, Braunerdepelosol, Pelosol bis zu Braunerdepseudogley.

Bodenprofile:

Aufnahme Nr. 1

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0–9 cm	graubrauner humoser Lehm	pH 5,5
B _s	9–15 cm	Übergang zu braunem tonigem Lehm	pH 4,4
C	15–40 cm	rotbrauner toniger Lehm	pH 4,4
	40–70 + cm	rotbrauner lehmiger Ton	
	70 + cm	mit grauen Flecken	pH 4,7

Aufnahme Nr. 2

A ₀	1 cm	Laub	
A _b	0–4 cm	graubrauner humoser Lehm	pH 5,0
B _s	4–15 cm	Übergang zu braunem tonigem Lehm	pH 4,8
C	15 + cm	rotbrauner lehmiger Ton	pH 4,8

Aufnahme Nr. 3

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0–18 cm	grauer humoser Lehm	pH 5,8
B _s	18–25 cm	rotbrauner toniger Lehm	pH 4,8
C	25–35 cm	rotbrauner lehmiger Ton mit grauen Flecken	pH 4,8
	35 + cm	grauer Ton mit rotbraunen Flecken	pH 4,7

Aufnahme Nr. 4

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0–8 cm	graubrauner humoser sandiger Lehm	pH 6,1
B _s	8–15 cm	Übergang zu braunem tonigem Lehm	pH 6,3
C	15–40 + cm	rotbrauner lehmiger Ton	pH 6,3

Aufnahme Nr. 5

A ₀	1 cm	Laub	
A _b	0–7 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 4,6
P	7–15 cm	dunkelbrauner Lehm	pH 4,3
C	15–70 + cm	dunkelrotbrauner lehmiger Ton	pH 4,3

Aufnahme Nr. 6

A ₀	1,5 cm	Laub	
A _b	0–6 cm	graubrauner humoser Lehm	pH 5,8
P	6–15 cm	brauner toniger Lehm	
C	15 + cm	brauner Ton	pH 4,5

Aufnahme Nr. 7

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0–6 cm	graubrauner lehmiger Sand	pH 5,5
B _s	6–10 cm	Übergang zu braunem tonigem Lehm	
C	10–30 + cm	rotbrauner lehmiger Ton	pH 4,5

Aufnahme Nr. 8

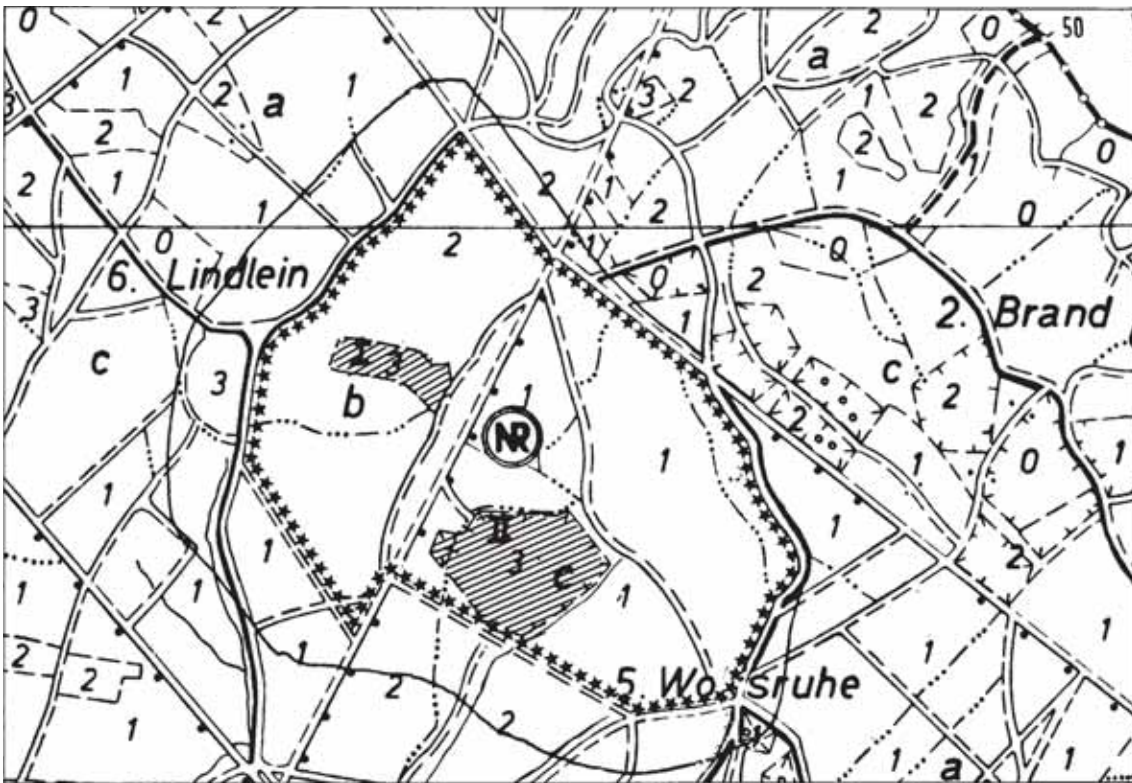
A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0–4 cm	brauner schwach humoser lehmiger Sand	pH 5,7
B _s	4–8 cm	Übergang zu braunem Lehm	
C	8–40 + cm	rotbrauner lehmiger Ton	pH 4,4

Aufnahme Nr. 9

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0–5 cm	graubrauner lehmiger Sand	pH 5,4
B _s	5–10 cm	Übergang zu braunem tonigem Lehm	
C	10–30 + cm	rotbrauner lehmiger Ton	pH 4,5

Aufnahme Nr. 10

A ₀	1 cm	Laub	
A _b	0–7 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 4,0
P	7–15 cm	dunkelbrauner Lehm	
C	15–70 + cm	dunkelrotbrauner lehmiger Ton	pH 4,3

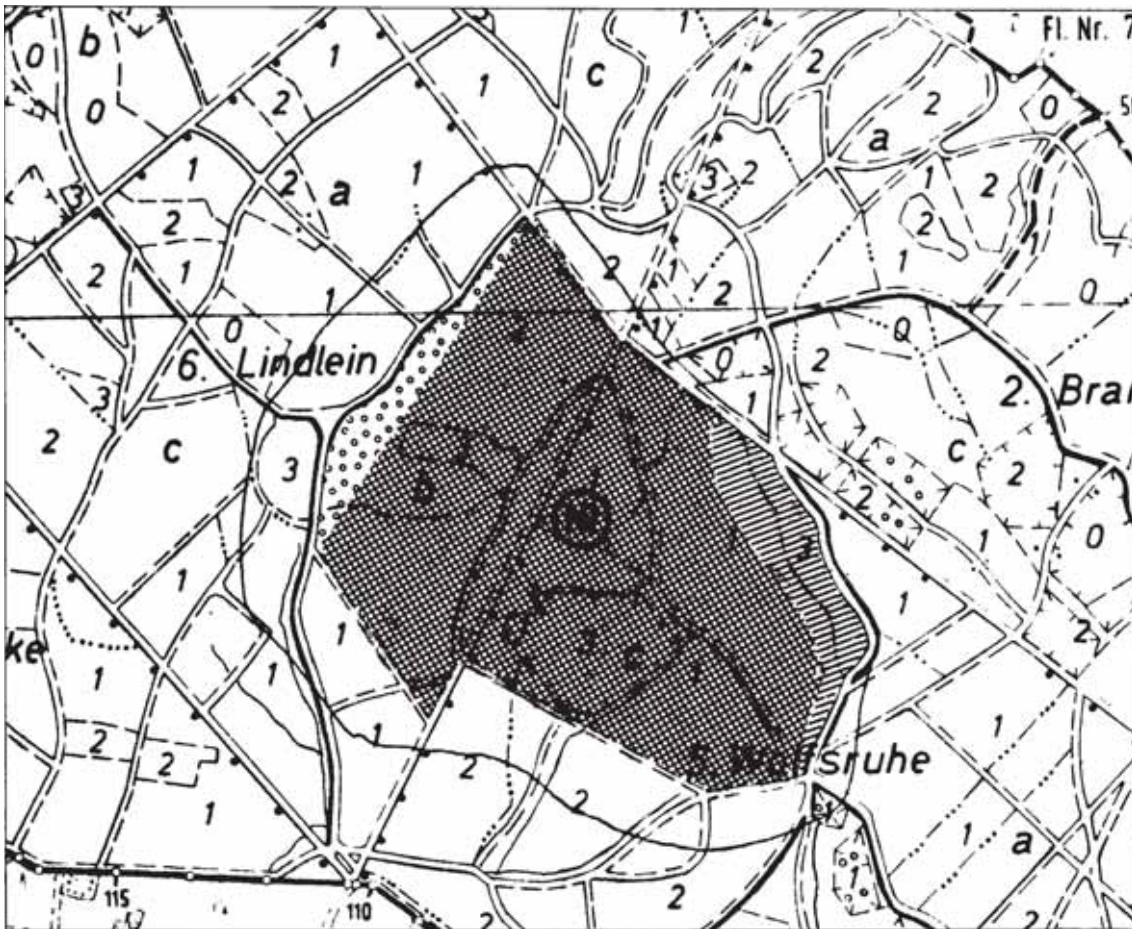


Abgrenzung des geplanten Naturschutzgebietes »Wolfsruhe« 1:10 000
 ***** Grenze des geplanten Naturschutzgebietes



Trennung in Schutz- und Kernzone

WOLFSRUHE Nutzungskarte Forstamt Bamberg Distr. XV, XVI 1:10 000 (Ausschnitt)



Rhätolias



Feuerletten



Oberer Burgsandstein

Aufnahme Nr. 11			
A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0-5 cm	graubrauner humoser lehmiger Sand	pH 4.7
B ₁	5-13 cm	Übergang zu lehmigem Sand	
C	13-30 + cm	rotbrauner lehmiger Sand	pH 4.2
Aufnahme Nr. 12			
A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0-4 cm	graubrauner humoser lehmiger Sand	pH 4.1
B ₁	4-6 cm	Übergang zu rotbraunem lehmigem Sand	
C	6-20 + cm	rotbrauner lehmiger Sand	pH 3.4
Aufnahme Nr. 13			
A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0-4 cm	dunkelgrauer humoser Sand	pH 3.4
B ₁	4-7 cm	Übergang zu braunem lehmigem Sand	
C	7-60 + cm	roter, schwach lehmiger Sand	pH 3.6
Aufnahme Nr. 14			
A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0-4 cm	graubrauner humoser Sand	pH 4.1
B ₁	4-7 cm	Übergang zu braunem lehmigem Sand	
C	7-30 + cm	rotbrauner lehmiger Sand	pH 3.4

II. Vegetation und Flora

a) Vegetation

Die Kartierung der Vegetation erfolgte am 3.8.1977 und am 18.5.78. Hierzu wurden 14 pflanzensoziologische Aufnahmen nach der Methode Braun-Blanquet erstellt. Zu jeder Aufnahme wurden ein

Bodenprofil freigelegt und die pH-Werte der verschiedenen Bodenhorizonte mit einem elektrischen pH-Meter mit KCl/AgCl-Einstab-Glaselektrode gemessen (siehe I.b).

Einzelbeschreibung der im Untersuchungsgebiet festgestellten Pflanzengesellschaften

(1) *Stellario-Carpinetum*

(Sternmieren-Hainbuchen-Mischwald)

(Aufnahme 1-3)

In Geländemulden im Rhätolias, Feuerletten und Oberen Burgsandstein sind meist pseudovergleyte Braunerden bzw. Pelosole entwickelt.

Hier ist – kleinflächig – ein Sternmieren-Hainbuchen-Mischwald ausgebildet. Der mehrschichtige Aufbau der Baumschicht ist hier weit weniger ausgeprägt wie im nachfolgend beschriebenen Galio-Carpinetum.

Die Hauptbaumarten sind

Traubeneiche (*Quercus petraea*)

Hainbuche (*Carpinus betulus*)

Winterlinde (*Tilia cordata*)

Elsbeere (*Sorbus torminalis*).

In der Kraut-Grasschicht fallen v.a. die Differentialarten des Sternmieren-Hainbuchen-Mischwaldes

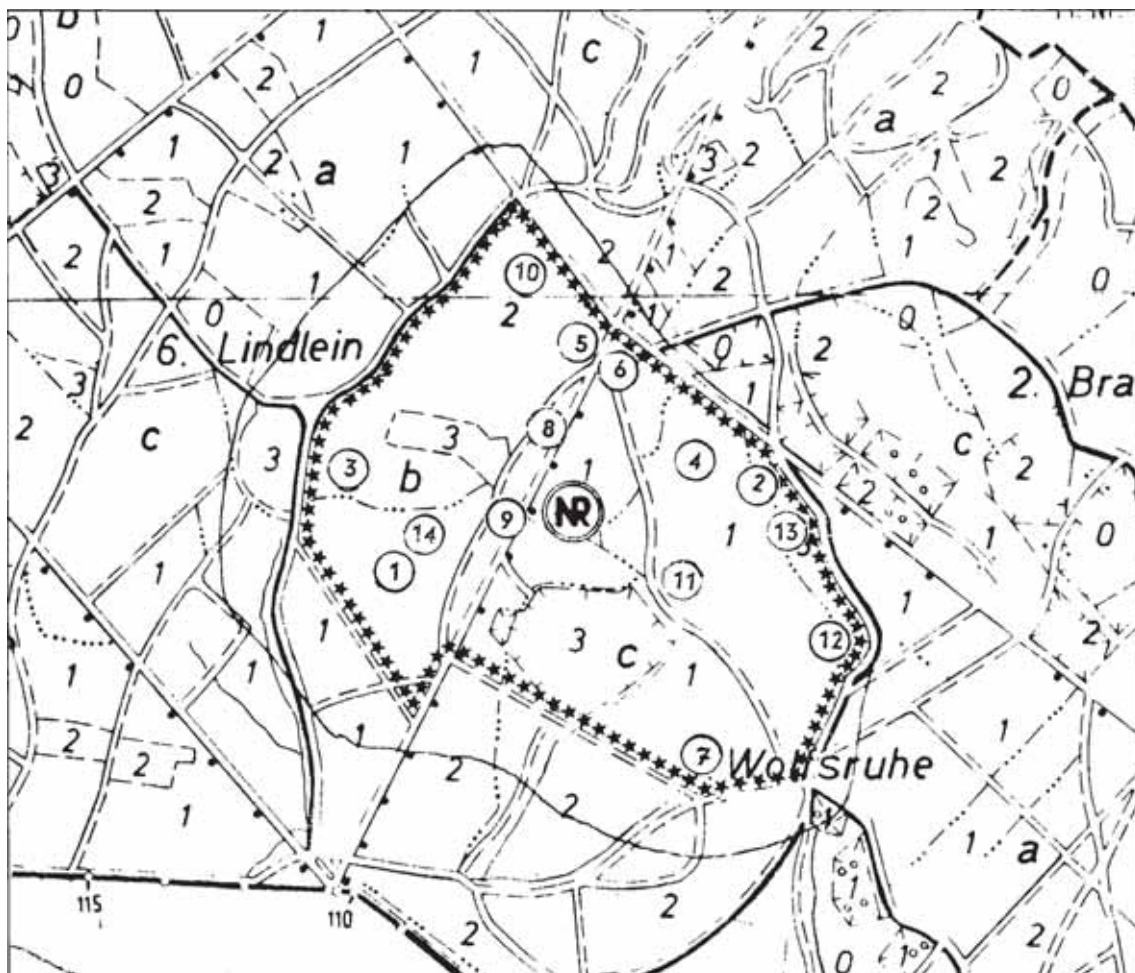
Scharbockskraut (*Ranunculus ficaria*)

Waldschlüsselblume (*Primula elatior*)

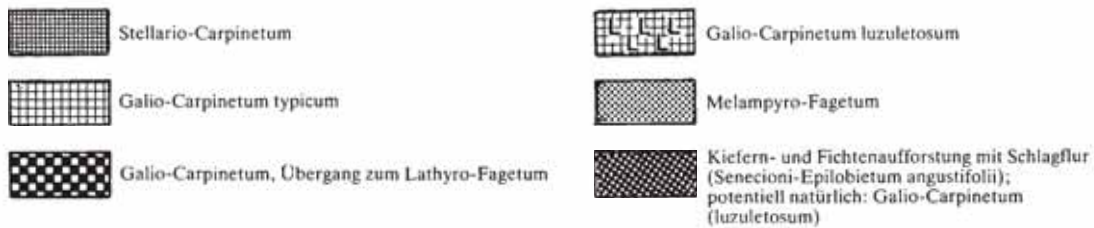
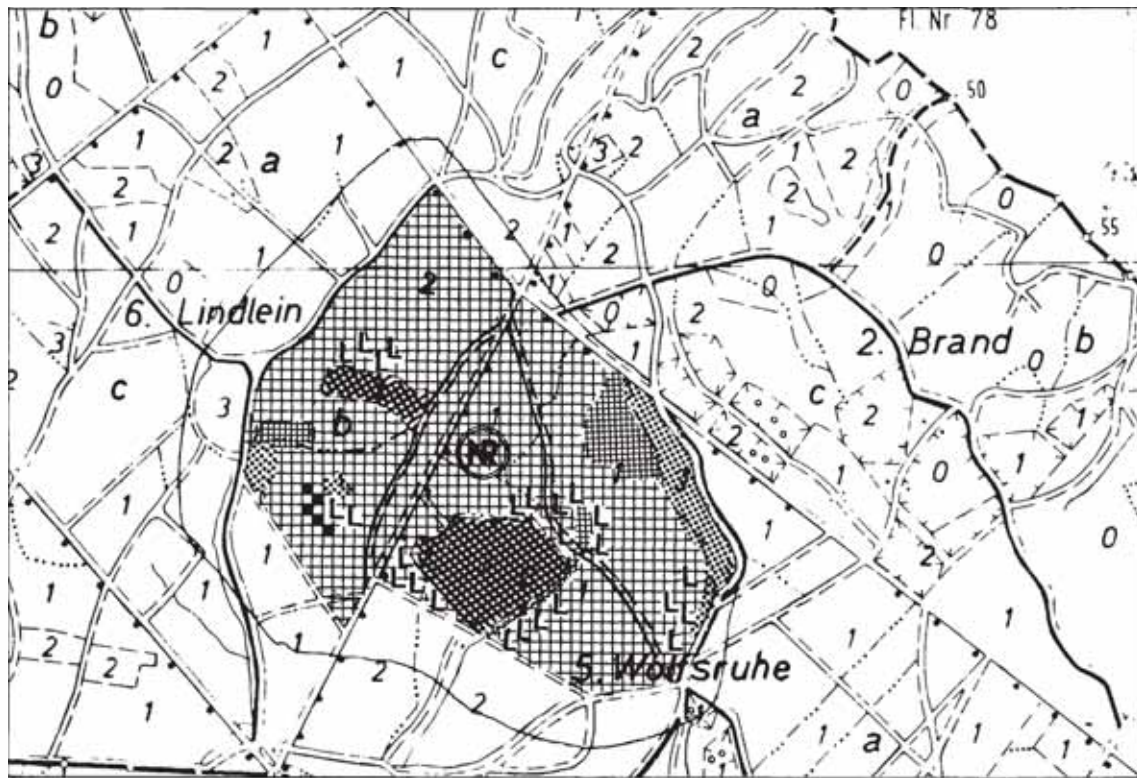
und die Waldform des

Wiesenschaumkrautes (*Cardamine pratensis* var. *nemorosa*)

auf.



Ausschnitt aus der Nutzungskarte des Forstamtes Bamberg Distr. XV, XVII:10 000 mit Eintragung der Standorte der pflanzensoziologischen Aufnahmen (1 bis 14)



NR. 4	Stellario-Carpinetum			Galio-Carpinetum typicum						luzul.		Melampyro-Fagetum		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Aufnahme Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Meereshöhe in m	285	275	285	290	294	290	285	285	285	290	280	290	290	290
Neigung in °	2	2	0	10	0	2	0	0	0	0	2	3	5	5
Exposition	SSW	W		W		S					N		WSW	N
Areal in qm	250	250	300	300	300	300	250	300	250	250	250	250	300	300
Geologie	kol	kbo	kf	kf	kf	kf	kf	kf	kf	kf	kf	kf	kol	kf
Boden	Br	Br	Br	mes	Pel	Pel	Br	Br	Br	Pel	Br	Br	Br	Br
Bedeckung in %		pseu	pel	pseu										
B 1	85	95	75	55	10	40	30	60	45	4	70	80	85	40
B 2			40	70	95	70	90	80	80	70	40		20	80
B 3					10	6								
S		3	5		3		5		20		5	5	5	1
ZS			3	2	8	8	1	1	2	2	2	3	25	3
KG	45	50	70	30	10	30	25	30	20	10	20	85	50	8
MF				3		5							3	3
Baum- und Strauchschicht														
<u>Fagion-VC</u>														
Fagus sylvatica	B1						2						1	2
	B2						..						1	2
	ZS						.						+	.
<u>Carpinion-VC</u>														
Carpinus betulus	B1	4	3	2	.	.	1	.	.	2	2	2	.	.
	B2	.	.	3	4	4	3	5	4	3	3	3	1	3
	B3	2	1
	S
Tilia cordata	B1	2	2	3	2	1	1	.	.
	B2	.	.	2	2	2-3	.	.	1	1	2	.	1	.
	B3	1
	S	1	.	.
	ZS	+

Aufnahme Nummer		Stellario - Carpinetum			Galio - Carpinetum typicum						luzul.		Melampyro-Fagetum		
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<u>Quercus-Fagetum-KIC</u>															
Quercus petraea	B1	3	3	3	4	2	3	2	4	3	3	4	4	4	3
	B2	.	.	.	2	3	3	2	1	1	1
	B3	1	1
	ZS	.	.	+	+	2	2	+	+	1	1	+	1	2	+
Sorbus torminalis	B1	1	.	.	1	.	.	.	1	1	.
	B2	.	.	2	1	1	1	.	1	3	2	1	.	2	2
	B3	1	1	.
	S
	ZS
Acer campestre	B2	.	.	2	.	.	1	1	.	.	1
	B3	1
	S	1
	ZS
Crataegus monogyna	S	.	1	.	.	1	1
Daphne mezereum	S	.	.	1
Crataegus laevigata	S	.	.	+	1
Cornus sanguinea	S	.	.	+
<u>Begleiter</u>															
Populus tremula	B	.	3
Betula pendula	B	2	.	1	.
Quercus robur	ZS
Picea abies	S
Rhamnus frangula	S	+	.	1	.
Rosa spec.	S	+	.	.	.
Pyrus pyraeaster	S	1
Sorbus aucuparia	S
Prunus spinosa	S
<u>Kraut-Grasschicht</u>															
<u>Carpinion-VC</u>															
Galium sylvaticum		+2	+	1.2	+2	1.2	1.2	+2	+	+2	+2	+2	+2	+2	+2
Stellaria holostea		1.2	1.2	2.2	1.2	+2	2.2	+	+	1.2	+2	+2	1.2	1.2	+2
Dactylis polygama		2.2	2.2	2.2	1.2	1.2	2.2	2.2	2.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	.
Vinca minor		.	.	1.2	.	.	1.2	1.2	1.2	2.2	.	.	2.3	.	.
Ranunculus auricomus		.	+2	.	.	.	+	+2	.	+
Campanula trachelium		.	.	+
<u>DA des Stellario-Carpinetum</u>															
Ranunculus ficaria		+2	1.2	+2
Primula elatior		1.2	2.1	+
Cardamine pratensis var. nemorosa		2.3	1.1	+
Carex brisoides		3.4	2.3	1.2
<u>Fagetalia-OC</u>															
Galium odoratum		+2	.	.	1.2	.	.	1.2
Mercurialis perennis		+	.	+2	.	+	.	+2
Lamium galeobdolon		1.2	.	1.2	2.2	+2	.	+2
Lathyrus vernus		.	.	+	+2
Carex sylvatica		+2
<u>DA des Melampyro-Fagetum</u>															
Luzula luzuloides		+2	2.2	2.2	2.2	2.2
Melampyrum pratense		2.2	1.2	+
<u>Quercus-Fagetum-KIC</u>															
Poa nemoralis		2.2	.	1.2	1.2	.	1.2	2.2	1.2	+2	+2
Hedera helix		.	+2	1.2	.	1.1	.	+2	+	.	.	1.2	+2	.	+2
Anemone nemorosa		+	+2	1.1	.	1.1	.	+	+2	1.1
Convallaria majalis		.	.	+2	2.2	.	1.1
Viola reichenbachiana		+	+2	1.1	1.2
Brachypodium sylvaticum		+2
Melica nutans		+2	1.2	.	.	.
Hepatica nobilis		.	.	+2
Hieracium sylvaticum		+
<u>Begleiter</u>															
<u>Verhagerungszeiger</u>															
Avenella flexuosa		+2	1.2	.	+2	.	1.2	.	+2	1.2	+2	2.2	2.2	2.2	1.2
Lathyrus montanus		.	.	+2	.	.	1.2	.	.	+2	+
Vaccinium myrtillus		2.3	.
Maianthemum bifolium		.	.	+	+	.	.
<u>sonstige Begleiter</u>															
Deschampsia cespitosa		1.2	2.2	+2	1.2	1.2
Fragaria vesca		.	.	1.2	.	.	.	+	+2
Carex montana		.	.	2.2	2.2	1.2	.	1.2
Calamagrostis arundinacea		1.2	2.2	.	.
Ajuga reptans		.	+	+	.	.	.	+2
Lysimachia nummularia		.	+2	+2
Potentilla erecta		+2
Vicia sepium		.	.	2.2
Vicia sylvatica	
Myosotis sylvatica	
Phyteuma spicatum		.	.	+2
Ranunculus nemorosus		.	.	1.1
Luzula pilosa		+2
Geum urbanum		.	.	+
Agropyron caninum		.	.	+2
Dentaria bulbifera		.	.	+2
Neottia nidus-avis		.	.	+
Stachys officinalis	
<u>Moosschicht</u>															
Pleurozium schreberi		.	.	.	1.2	.	1.2	1.2
Polytrichum formosum		+2	1.2	.
Dicranum scoparium		1.2

Daneben sind die Carpinion-Verbandscharakterarten wie

Waldlabkraut	(<i>Galium sylvaticum</i>)
Große Sternmiere	(<i>Stellaria holostea</i>)
Waldknäuelgras	(<i>Dactylis polygama</i>)
Immergrün	(<i>Vinca minor</i>)
Goldhahnenfuß	(<i>Ranunculus auricomus</i>)

stetig vertreten.

(2) *Galio-Carpinetum typicum*

(Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwald)

(Aufnahme 4–10)

Durch den höheren Sandanteil (Rhätoliasschutt) des Feuerletten sind die beiden dominierenden Bodentypen im Untersuchungsgebiet die Braunerde und der Braunerdepelosoil. Die charakteristische Waldgesellschaft dieses Bereiches ist der Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwald. Er wurde in früheren Jahrhunderten bis hinein ins 20. Jahrhundert als Niederwald bzw. Mittelwald bewirtschaftet (früher Besitz des Bistums Bamberg). Sehr deutlich erkennbar ist dies am »Säbelwuchs« der Hainbuchen und Winterlinden sowie an den zahlreichen Stockausschlägen. Der Aufbau der Baumschicht ist zwei- bis mehrschichtig. In der ersten Baumschicht dominiert die Traubeneiche (*Quercus petraea*). Hainbuche (*Carpinus betulus*), Winterlinde (*Tilia cordata*) und Elsbeere (*Sorbus torminalis*) sind nur selten vertreten. In der zweiten Baumschicht sind die Verhältnisse nahezu umgekehrt: Vorherrschende Baumart sind die Hainbuchen und die Winterlinde, daneben sind auch Traubeneiche, Elsbeere und Feldahorn (*Acer campestre*) stärker vertreten. Die Strauchschicht ist meist schwach entwickelt; neben Baumverjüngungen sind u.a.

Eingrifflicher Weißdorn	(<i>Crataegus monogyna</i>)
Zweigrifflicher Weißdorn	(<i>Crataegus laevigata</i>)
Seidelbast	(<i>Daphne mezereum</i>)
Wildbirne	(<i>Pyrus pyraster</i>)
Faulbeere	(<i>Rhamnus frangula</i>)

zu finden.

In der Kraut-Grasschicht wird die Zugehörigkeit zum Carpinion dokumentiert durch die folgenden Verbandscharakterarten

Waldlabkraut	(<i>Galium sylvaticum</i>)
Waldknäuelgras	(<i>Dactylis polygama</i>)
Goldhahnenfuß	(<i>Ranunculus auricomus</i>)
Große Sternmiere	(<i>Stellaria holostea</i>).

Die Aufnahmen 4 und 5 zeigen in der Kraut-Grasschicht bereits leichte Anklänge ans Lathyro-Fagetum, was auch in den pH-Werten des Bodenprofil eine Bestätigung findet.

(3) *Galio-Carpinetum luzuletosum*

(Hainsimsenreiche Ausbildung des Eichen-Hainbuchenwaldes)

(Aufnahme 11,12)

Die Hainsimsenreiche Subassoziation des Eichen-Hainbuchenwaldes wächst auf Braunerden über Feuerletten und zwar in Bereichen, wo die oberen Ton- bzw. Lehmschichten durch Rhätschutt einen hohen Sandanteil erhalten.

Für die Zusammensetzung der Baumschicht gilt das beim *Galio-Carpinetum typicum* (II a (2)) gesagte. In der Kraut-Grasschicht sind die Carpinion-Ver-

bandscharakterarten Waldlabkraut, Waldknäuelgras, Große Sternmiere und Goldhahnenfuß noch reichlich vertreten, aber das Aufkommen von Differentialarten des Melampyro-Fagetum wie Wachtelweizen (*Melampyrum pratense*) und Weiße Hainsimse (*Luzula luzuloides*) und weiterer Säurezeiger zeigt die enge Nachbarschaft dieser Subassoziation zum Melampyro-Fagetum an.

(4) *Melampyro-Fagetum*

= *Luzulo-Fagetum*

(Wachtelweizen-Buchenwald) (Aufnahme 13,14)

Die Waldgesellschaft auf den z.T. schwach podsoligen Braunerden des Rhätolias ist der Wachtelweizen-Buchenwald. Bedingt durch die frühere Wirtschaftsform ist auch dieser Waldtyp hier zweistufig aufgebaut. Die erste Baumschicht wird gebildet von der Buche und der Traubeneiche. (Der Buchenanteil ist infolge der früheren Niederwaldbewirtschaftung im Verhältnis zu gering, dürfte sich aber im Laufe der Zeit unter natürlichen Bedingungen wesentlich erhöhen).

In der zweiten Baumschicht ist neben der Buche die Hainbuche stark vertreten.

Die Kraut-Grasschicht wird charakterisiert durch die Differentialarten

Wiesenwachtelweizen	(<i>Melampyrum pratense</i>)
Weiße Hainsimse	(<i>Luzula luzuloides</i>)

und durch weitere Säurezeiger wie
Zweiblättriges Schattenblümchen

	(<i>Maianthemum bifolium</i>)
Schlingenschmiele	(<i>Avenella flexuosa</i>)
Schwarzbeere	(<i>Vaccinium myrtillus</i>), ZS
und Bergplatterbse	(<i>Lathyrus montanus</i>).

(5) *Senecioni-Epilobietum angustifolii*

(Weidenröschen-Schlagflur)

Die Weidenröschen-Schlagflur ist vor allem im Bereich der beiden Fichten-Kiefern-Schonungen vertreten.

b) Flora

Die im Untersuchungsgebiet festgestellten Farn- und Blütenpflanzen sind in der »Florenliste der Naturwaldreservate« aufgeführt.

Darunter sind 3 Arten der Roten Liste bedrohter Farn- und Blütenpflanzen in Bayern.

Gefährdungsstufe 3:

Convallaria majalis	(Maiglöckchen)
Daphne mezereum	(Seidelbast)
Neottia nidus-avis	(Nestwurz).

III. Beurteilung und empfohlene Maßnahmen

Die im Untersuchungsgebiet festgestellten Waldgesellschaften sind typisch für das Fränkische Keuper-Lias-Land. Die Zusammensetzung der Baumschicht entspricht weitgehend der unter natürlichen Verhältnissen. Allerdings zeigt sich noch

deutlich die Herkunft des Waldes aus einem früheren Niederwald (s. auch II). Besonders positiv zu bemerken ist, daß es sich – bis auf zwei kleinere Schonungen – um reine Laubholzbestände handelt. Da Waldbestände ohne (forstliche) Nadelholzbeimengung im Wuchsbereich der Eichen-Hainbuchen- bzw. der Wachtelweizen-Buchenwälder ziemlich selten sind, wäre es besonders zu begrüßen, wenn in den beiden Schonungen I und II eine Nutzung der Kiefern und Fichten (als Christbäume) möglichst vor der empfohlenen Unterschutzstellung als NSG erfolgen würde. Da noch reichlich ältere Hainbuchen in den Schonungen vorhanden sind, scheint eine rasche Naturverjüngung gewährleistet. Es böte sich hier die Möglichkeit, Wiederbewaldungsstadien (ohne weitere forstliche Eingriffe) zu studieren. Unter der vorgenannten Bedingung wäre eine Trennung in Kern- und Schutzzone überflüssig.

NR 5 Hofwiese

I. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

a) Lage, Größe und Morphologie

Das 11 ha große, vom staatlichen Forstamt Bamberg betreute Naturwaldreservat »Hofwiese« liegt ca. 2 km ostnordöstlich Reckendorf und ca. 2,5 km nordwestlich Rattelsdorf.

Es umfaßt den Waldort III 3 d³ Hofwiese. Das Gebiet fällt mäßig nach Osten hin ab. Die Höhe reicht von 325 bis 360 m über NN.

b) Geologie und Böden

Das Naturwaldreservat Hofwiese liegt im Bereich des Rhät und der untersten Schicht des Lias (Lias α 1+2).

Größtenteils sind diese geologischen Formationen überlagert durch sandigen Lehm aus dem Quartär.

Die Böden sind ausnahmslos Braunerden.

Bodenprofile:

Aufnahme Nr. 1

A _o	2 cm	Laub	
A _h	0– 5 cm	dunkelgrauer humoser Sand	pH 3,8
B _v	5–10 cm	Übergang	
C	10–30 + cm	hellockerfarbener sandiger Lehm	pH 3,6

Aufnahme Nr. 2

A _o	3 cm	Laub	
A _h	0– 4 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 4,7
B _v	4– 8 cm	Übergang	
C	8–40 + cm	hellockerfarbener sandiger Lehm	pH 3,8

Aufnahme Nr. 3

A _o	3,5 cm	Laub	
A _h	0–4,5 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 4,0
B _v	4,5–7,5 cm	Übergang	
C	7,5–40 + cm	hellockerfarbener sandiger Lehm	pH 3,8

Aufnahme Nr. 4

A _o	2 cm	Laub	
A _h	0– 5 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 4,5
B _v	5– 8 cm	Übergang	
C	8–30 + cm	hellockerfarbener sandiger Lehm	pH 4,1

Aufnahme Nr. 6

A _o	2 cm	Laub	
A _h	0– 3 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 4,1
B _v	3– 5 cm	Übergang	
C	5–35 + cm	hellockerfarbener sandiger Lehm	pH 3,8

Aufnahme Nr. 8

A _o	3 cm	Laub	
A _h	0– 4 cm	schwarzer humoser Sand	pH 4,0
B _v	4– 7,5 cm	Übergang	
C	7,5–45 + cm	hellockerfarbener sandiger Lehm	pH 3,8

Aufnahme Nr. 9

A _o	3 cm	Laub	
A _h	0– 5 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 4,2
B _v	5– 8 cm	Übergang	
C	8–40 + cm	hellockerfarbener sandiger Lehm	pH 4,4

II. Vegetation

a) Bestand

Nach den Unterlagen des Forstamtes Bamberg handelt es sich um einen ca. 125 (112-128) jährigen Eichen-Buchenbestand mit 70 % Buchen- und 30 % Eichenanteil.

b) Vegetationsbeschreibung

Die Kartierung der Vegetation wurde am 27.7. bzw. 10.8.77 durchgeführt. Hierzu wurden 9 pflanzensoziologische Aufnahmen nach der Methode Braun-Blanquet erstellt.

Zusätzlich wurden Bodenprofile freigelegt und die pH-Werte der verschiedenen Bodenhorizonte mit einem elektrischen pH-Meter mit KCl/AgCl-Einstab-Glaselektrode gemessen.

Der Wald im Naturwaldreservat Hofwiese ist ein Wachtelweizen-Buchenwald (Melampyro-Fagetum = Luzulo-Fagetum).

Die Baumschicht setzt sich aus der dominierenden Buche (*Fagus sylvatica*) und der Traubeneiche (*Quercus petraea*) zusammen. Die Strauchschicht ist nur sehr schwach entwickelt. In der Zwergstrauchschicht ist neben Buchensämlingen relativ häufig Eichenjungwuchs zu finden.

In der Kraut-Grasschicht sind als charakteristische Arten die Weiße Hainsimse (*Luzula luzuloides*) und der Wiesenwachtelweizen (*Melampyrum pratense*) zu nennen.

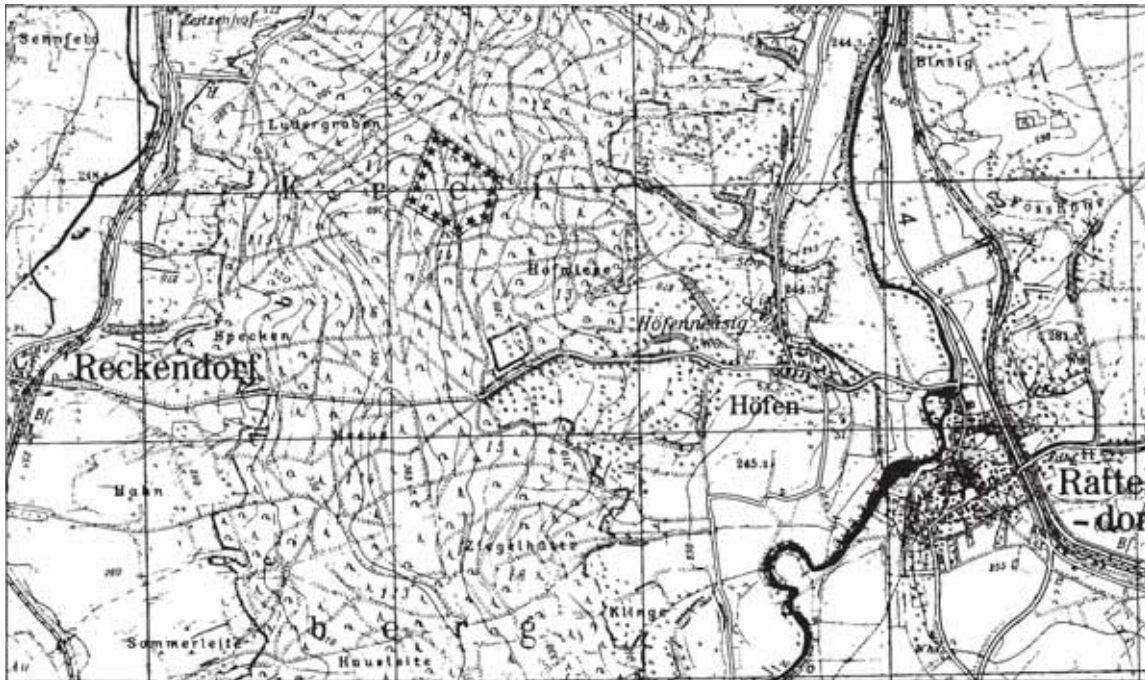
Daneben treten regelmäßig als Verhagerungszeiger die Schlängelschmiele (*Avenella flexuosa*) die Bergplatterbse (*Lathyrus montanus*) und die Schwarzbeere (*Vaccinium myrtillus*) auf. Erwähnenswert ist noch das ziemlich reiche Vorkommen von Moosen und v.a. Pilzen.

Insgesamt lassen sich in der »Hofwiese« zwei Ausbildungsformen des Wachtelweizen-Buchenwaldes unterscheiden:

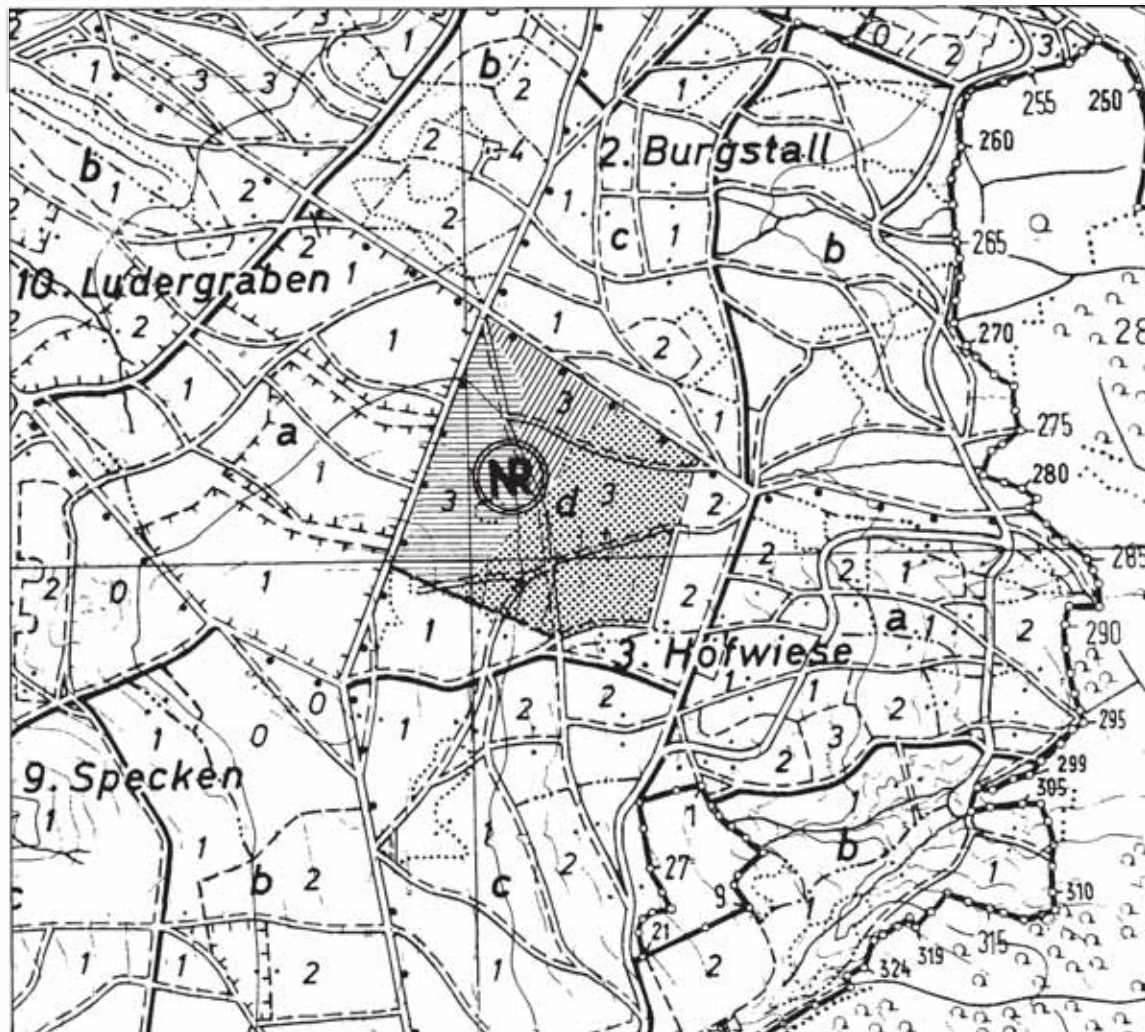
– ein »verhagerter Wachtelweizen-Buchenwald« in dem in der Kraut-Grasschicht neben den Differentialarten des Melampyro-Fagetum v.a. Verhagerungszeiger anzutreffen sind

– und eine »Nudum Fazies«, in der die Kraut-Grasschicht fast völlig fehlt.

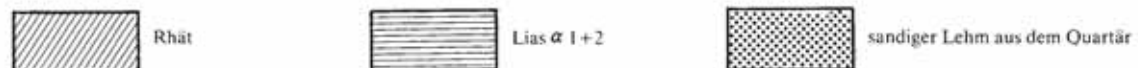
Die letztgenannte Ausbildungsform nimmt den größten Teil der Fläche des Naturwaldreservates ein.



*** Grenze des Naturwaldreservates

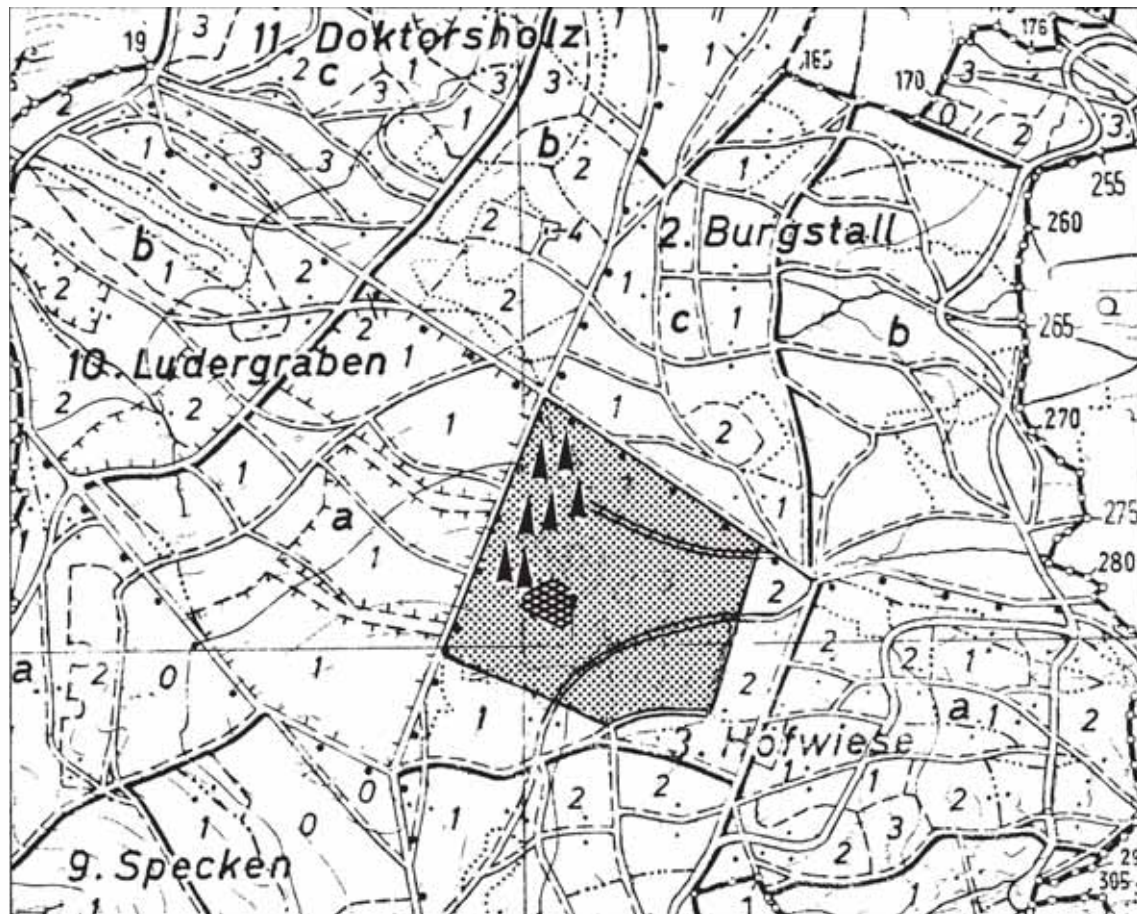


HOFWIESE Nutzungskarte Forstamt Bamberg Distr. I-III 1:10000 (Ausschnitt)





Karte der Vegetation (1:10000)



Melampyro-Fagetum



Melampyro-Fagetum
mit Fichtenbeteiligung



Fichtenforst (pot. natürlich
Melampyro-Fagetum)

Melampyro-Fagetum									
Aufnahme Nummer	Verhagerung					»nudum«			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Neigung in°	0	0	2	0	2	2	0	0	2
Exposition			OSO		O	O			O
Areal in qm	250	250	250	300	300	300	250	400	400
Bedeckung Gesamt	90	85	95	90	98	90	85	95	95
B 1	85	80	90	90	95	85	85	95	95
B 2					10				10
S	3		1						
ZS	6	2	8	10	1	3	3	1	1
KG	15	15	20	10	8	3	3	3	1
MF	2	5	4	2	2	1	1		2
Artenzahl	11	7	10	8	8	4	7	3	5
Baum- und Strauchschicht									
<i>Fagion-VC</i>									
Fagus sylvatica	B 1	4	5	5	4	5	4	4	5
	B 2					2			2
	S	+							
	ZS	1	+	+	+	+	+	+	+
<i>Quercu-Fagetea-KIC</i>									
Quercus petraea	B 1	3	2	1	3	1	3	2	3
	S	1							
	ZS	+		+	2	+	+	1	+
<i>Begleiter</i>									
Rhamnus frangula	S			+					
Kraut-Grasschicht									
<i>DA des Melampyro-Fagetum</i>									
Luzula luzuloides		2.3	2.2	2.2	2.2	2.2	1.2	+2	1.2
Melampyrum pratense		2.2			+				
<i>Begleiter</i>									
(Verhagerungszeiger)									
Vaccinium myrtillus		2.3	+	2.2	1.2	+	1.2	+	
Avenella flexuosa		2.2	2.2	2.2	+2	1.2		+	
Lathyrus montanus		+2		+					
<i>Quercu-Fagetea-KLC</i>									
Poa nemoralis		1.2				+2		+	
Convallaria majalis				+					+
Moos-Schicht									
Pleurozium schreberi		+2	+2	+2	+2	+2		+2	+2
Polytrichum formosum		+2	1.3	1.2	1.2	+2			
Dicranum scoparium		+2							

III. Beurteilung und empfohlene Maßnahmen

Am Bestandsaufbau des Naturwaldreservates »Hofwiese« ist die Fichte nur in sehr untergeordnetem Maße beteiligt. Im wesentlichen handelt es sich jedoch um reine Buchen-Traubeneichenwälder. Die Kraut-Grasschicht ist bisher nur sehr spärlich entwickelt. Im Umkreis von umgestürzten Bäumen setzt, infolge besserer Lichtverhältnisse und höherer Humusproduktion im Boden, bereits verstärkt Wachstum von Gräsern, Kräutern und Moosen ein. Aus wissenschaftlichen Gründen erscheint es sehr lohnenswert, die weitere Entwicklung des Naturwaldreservates zu beobachten. Hierzu wäre neben der Errichtung von Wildschutzzäunen die genaue Untersuchung, vermessen und Kartierung von kleineren Probestellen (mit Einzeichnung von einzelnen Bäumen, Sträuchern und Krautschicht) wichtig. Eine genauere Untersuchung der Pilzflora wäre ebenfalls zu begrüßen (einzelne Aufzeichnungen wurden im Rahmen der pflanzensoziologischen Kartierung gemacht). Aus faunistischen Gründen ist die Entwicklung des Untersuchungsgebietes ebenfalls sehr interessant (Höhlen für Höhlenbrüter in morschen Bäumen; vielfältigere Bodenfauna durch verstärkte Humusbildung ect.) Aus obengenannten Gründen ist die Ausweisung als Naturwaldreservat sehr zu begrüßen.

NR 6 Schwengbrunn

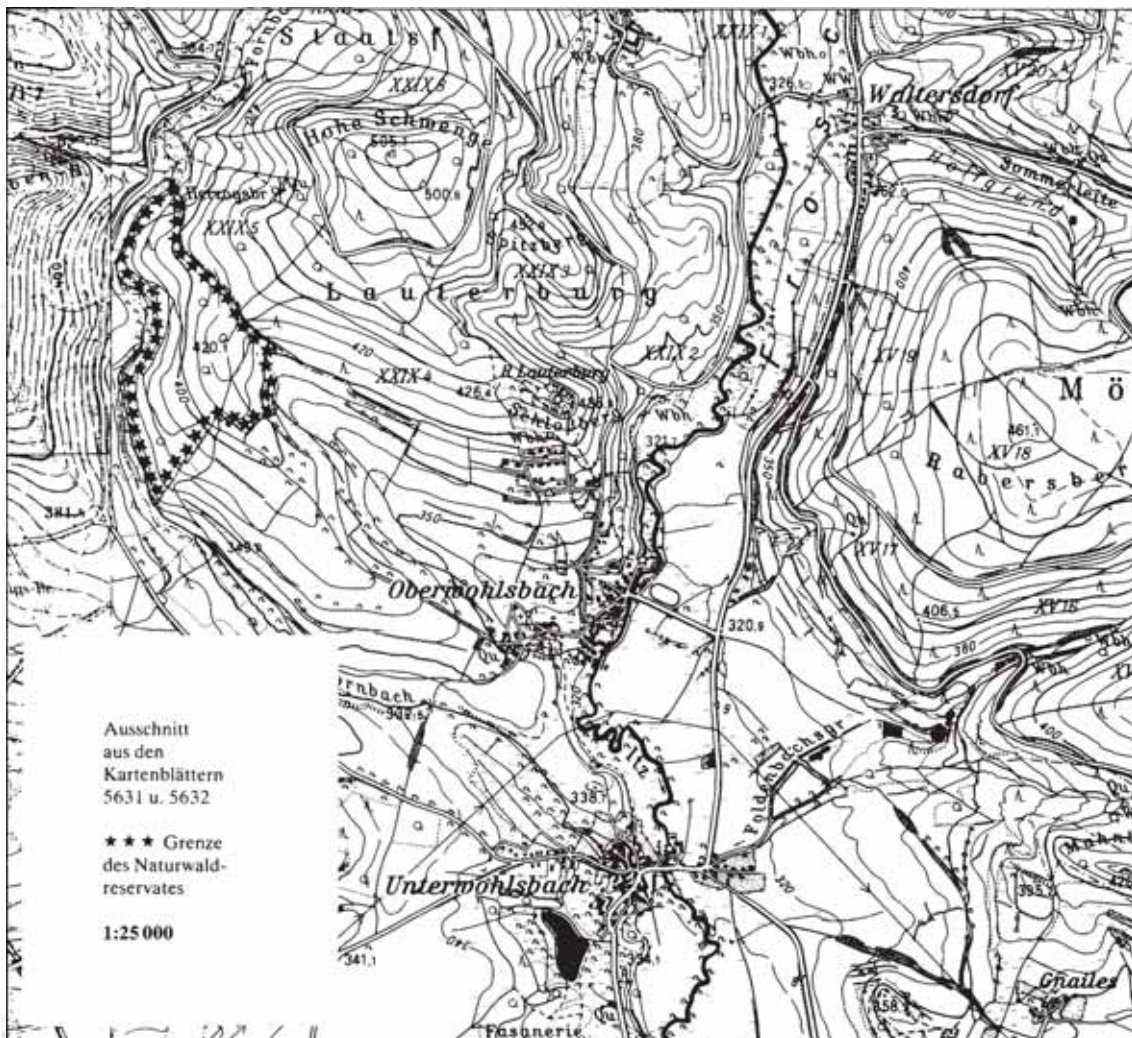
I. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

a) Lage, Größe und Morphologie

Das ca. 27,1 ha große vom staatlichen Forstamt Neustadt bei Coburg betreute Naturwaldreservat »Schwengbrunn« liegt 1,5 km nordwestlich Oberwohlsbach und etwa 7 km nordöstlich Coburg. Es umfaßt den Waldort VI Lauterburg 5. Schwengbrunn und gliedert sich in eine 22,8 ha große Kernzone und eine 4,3 ha große Schutzzone. Die Höhe des Gebietes reicht von 360 bis ca. 420 m ü. NN. Der Anstieg des Geländes ist meist mäßig steil, die Exposition im wesentlichen Südwest. Lediglich in einem kleinen Bereich im Osten fällt das Gelände nach Nordosten ab.

b) Geologie und Böden

Das Untersuchungsgebiet liegt im Bereich einer Verwerfungsspalte. Der geologische Untergrund ist im weitaus größten Teil der Muschelkalk; lediglich in dem kleinen nordöstlich exponierten Teil im Osten des Schwengbrunn steht Buntsandstein an. Die Böden über Muschelkalk sind Braunlehmrendzinen, kalkhaltige Pelosole und v.a. im Fornbachtal Pseudogleye und Gleye. Der Boden über Buntsandstein ist eine Braunerde.



Bodenprofile:

Aufnahme Nr. 4

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0-11 cm	dunkelgrauer stark humoser lehmiger Sand	pH 6,6
P	11-35 + cm	graubrauner Lehm mit viel Kalkschutt	pH 7,4

Aufnahme Nr. 5

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0-14 cm	dunkelgrauer stark humoser lehmiger Sand	pH 6,8
P	14-40 + cm	graubrauner Lehm mit viel Kalkscherben	pH 7,4

Aufnahme Nr. 6

A ₀	1 cm	Laub	
A _b	0-11 cm	graubrauner humoser Lehm	pH 6,9
B	11-17 cm	brauner toniger Lehm	pH 7,2
	17-30 + cm	ockerfarbener lehmiger Ton	pH 7,2

Aufnahme Nr. 7

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0-10 cm	graubrauner humoser Lehm	pH 6,8
B	10-15 cm	brauner toniger Lehm	pH 7,2
	15-30 + cm	ockerfarbener lehmiger Ton	pH 7,3

Aufnahme Nr. 8

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0-7 cm	graubrauner humoser sandiger Lehm	pH 6,7
B	7-25 cm	hellgraubrauner sandiger Lehm	pH 7,0
	25-50 + cm	ockerfarbener Lehm mit Kalkscherben	pH 7,1

Aufnahme Nr. 9

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0-10 cm	graubrauner humoser Lehm	pH 6,3
B	10-23 cm	hellbrauner Lehm	pH 6,6
	23-55 + cm	ockerfarbener lehmiger Ton	pH 6,8

Aufnahme Nr. 10

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0-12 cm	grauer humoser Lehm	pH 6,7
B	12-20 cm	graubrauner Lehm	pH 6,7
	20 + cm	ockerfarbener lehmiger Ton	pH 6,9

Aufnahme Nr. 11

A ₀	1 cm	Laub	
A _b	0-14 cm	graubrauner humoser Lehm	
B	14-20 cm	brauner Lehm	
	20 + cm	ockerfarbener Ton	

Aufnahme Nr. 12

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0-6 cm	dunkelgraubrauner humoser sandiger Lehm	pH 6,8
B	6-20 + cm	graubrauner Lehm mit Steinscherben	pH 7,0

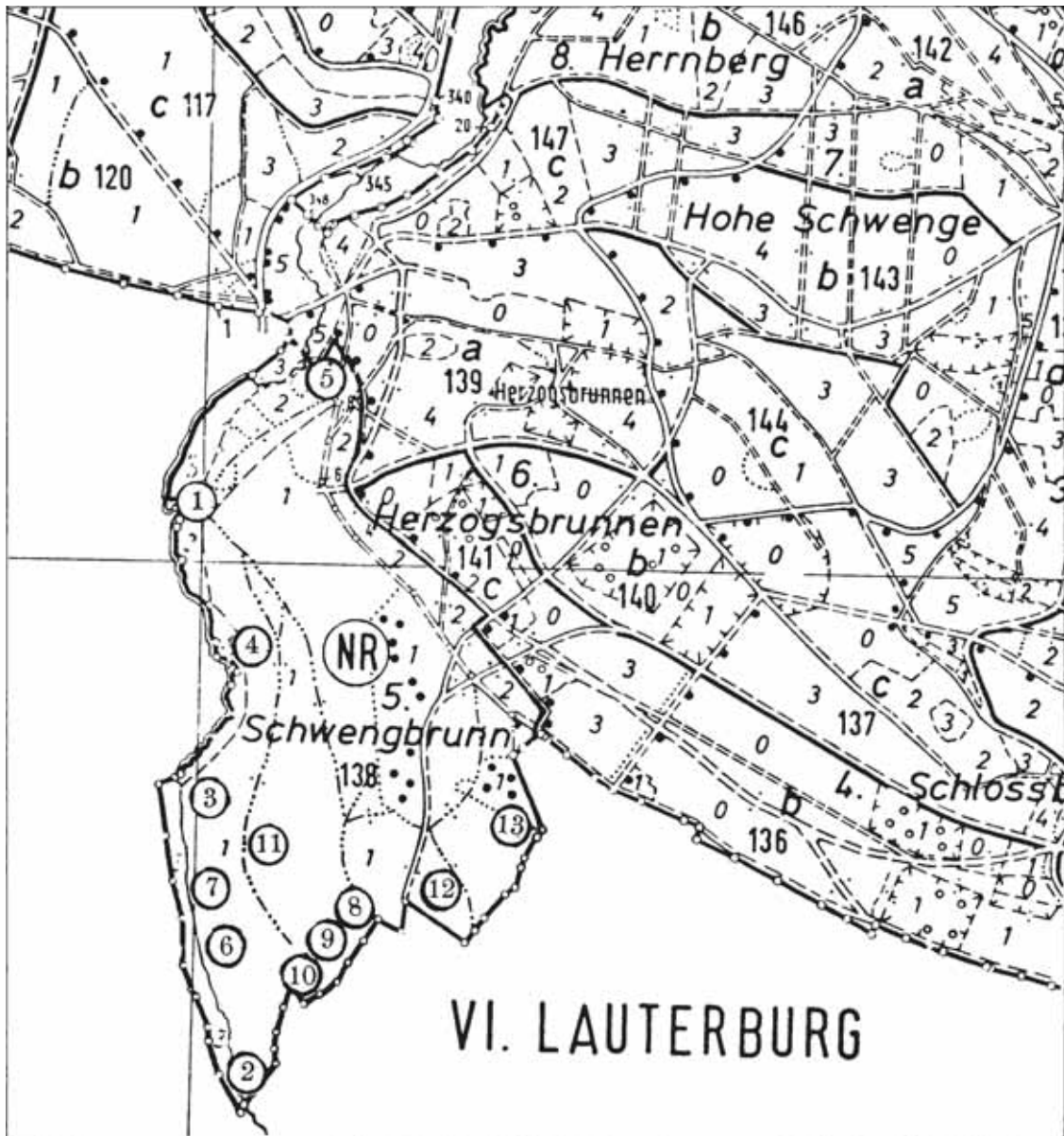
Aufnahme Nr. 13

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0-5 cm	dunkelgrauer humoser Sand	pH 4,6
B	5-20 + cm	hellbrauner lehmiger Sand	pH 3,8

II. Vegetation und Flora

a) Vegetation

Die Vegetation wurde am 25.8.77 und am 15.9.77 kartiert und durch 13 pflanzensoziologische Aufnahmen nach der Methode Braun-Blanquet belegt. Frühlingsgeophyten wurden am 11.4.78 ergänzt. Zu den meisten Aufnahmen wurden Bodenprofile freigelegt und der Säurewert der verschiedenen Horizonte mit einem elektrischen pH-Meter mit KCl/AgCl-Einstab-Glaselektrode gemessen (siehe I.b).



Einzelbeschreibung der im Untersuchungsgebiet festgestellten Pflanzengesellschaften

(1) *Carici remotae-Fraxinetum allietosum*
(Bärlauchreicher Winkelseggen-Eschen-Erlen-Auwald)
(Aufnahme Nr. 1)

In der Talsohle des Fornbaches sind die Auwälder fast völlig durch Viehweiden ersetzt. Lediglich an kleinen Resten zeigt sich, daß hier früher ein »Bärlauchreicher Winkelseggen-Eschen-Erlen-Auwald« war. Schwarzerle und Esche sind in der Baumschicht etwa gleichstark vertreten. Im März und April fällt der große Reichtum an Frühlingsgeophyten in der Krautschicht auf. Der Bärlauch (*Allium ursinum*) tritt nahezu flächendeckend auf. Daneben blühen um diese Jahreszeit der Waldgoldstern (*Gagea lutea*) und das Frühlingscharbockskraut (*Ranunculus ficaria*) ziemlich zahlreich, die Frühlingsknotenblume (*Leucjum vernum*) und das Gelbe Windröschen (*Anemone ranunculoides*) relativ selten in den Auwaldresten.

(2) *Stellario-Carpinetum*
(Sternmieren-Hainbuchenwald)
(Aufnahme Nr. 2–6)

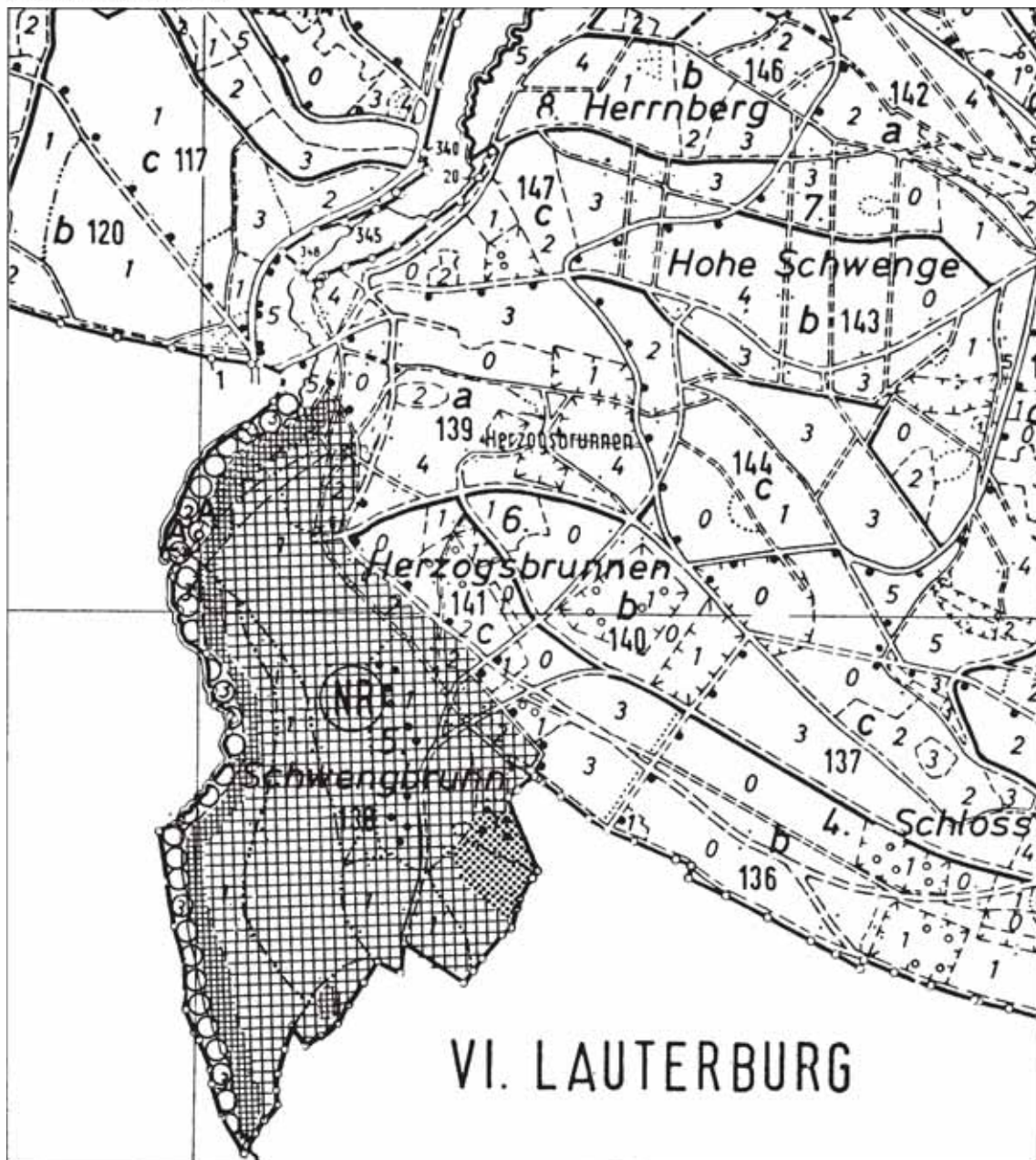
Der Sternmieren-Hainbuchenwald vermittelt zwischen dem in (1) beschriebenen Auwald und dem typischen Eichen-Hainbuchenwald. Er wächst im untersten Hangbereich des Schwengbrunn entlang dem Tal des Fornbaches.

In der Krautschicht kommen ebenfalls viele Frühlingsgeophyten vor:

Frühlingscharbockskraut	(<i>Ranunculus ficaria</i>)
Frühlingsknotenblume	(<i>Leucjum vernum</i>)
Gelbes Windröschen	(<i>Anemone ranunculoides</i>)
und sehr viel Schuppenwurz	(<i>Lathraea squamaria</i>).

Die Verbandscharakterarten der Eichen-Hainbuchenwälder sind ebenfalls reichlich vertreten:

Waldlabkraut	(<i>Galium sylvaticum</i>)
Große Sternmiere	(<i>Stellaria holostea</i>)



Nesselblättrige Glockenblume (Campanula trachelium)
 Goldhahnenfuß (Ranunculus auricomus)
 Waldknäuelgras (Dactylis polygama)
 und als geographische Differentialart
 Einblütiges Perlgras (Melica uniflora)
 Die erste Baumschicht wird beherrscht von der Stieleiche (Quercus robur), daneben ist relativ häufig die Vogelkirsche (Prunus avium) beigemischt, während die zweite Baumschicht v.a. von Hainbuche, Feld-

horn und Winterlinde gebildet wird. Des weiteren ist die Hasel (Corylus avellana) sowohl in der zweiten Baumschicht als auch in der Strauchschicht reichlich vertreten.
 (3) Galio-Carpinetum typicum (Typischer Eichen-Hainbuchenwald) (Aufnahme Nr. 7-12)
 Der größte Teil des Untersuchungsgebietes wird eingenommen von einem ziemlich artenreichen Eichen-Hainbuchenwald.

	Car. rem Frax all.	Stellario - Carpinetum					Galio - Carpinetum						Melamp. Fagetum
		Überg.					7	8	9	10	11	12	
Aufnahme-Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Neigung in Exposition	0	5	3	3	3	2	2	3	2	3	5	0	10
Areal in qm	150	WSW	W	WSW	W	W	W	SW	SW	SW	WNW		NO
Bedeckung in %	100	150	200	350	200	250	250	300	250	300	200	250	250
B 1		65	30	30	45	15	15	30	30	70	15	30	100
B 2		70	80	95	90	100	90	85	80	80	100	90	8
S	30	3	2		10		5	20		8		8	5
ZS				5	2	8	8	10	5	8	10	5	1
KG	85	70	60	60	60	85	85	30	20	60	40	50	50
<u>Baum- und Strauchschicht</u>													
<u>Alno-Padion-VC</u>													
Alnus glutinosa	4												
Carpinion-VC													
Carpinus betulus	B2	2	2	1		2	2	3	4	3	2	2	1
S		+	2
ZS		+	.	1	.	.	.	1	.
Tilia cordata	B1	2	.	2	.	.
B2		.	2	3		2	4	.	1	.	4	.	.
ZS		.	.	+	.	+	1	.	1	.	1	.	.
Prunus avium	B1	3	1	3	
<u>Fagion-VC</u>													
Fagus sylvatica	B1	.	2		1			2	2				3
B2		.	.		2			1	.				.
S		.	.		+			.	.				.
ZS		.	.		.			+	.				+
Acer pseudoplatanus	B2	1	.		4			.	.			1	.
S		.	.		1			.	.				.
ZS		.	.		+			.	.				.
<u>Fagetalia-OC</u>													
Daphne mezereum	S	+	+					+	+	1		+	
<u>Quercus-Fagetum-K1C</u>													
Quercus petraea	B1	1	3	.	2	3
ZS		.	.	.	+	.	.	+	.	+	.	.	.
Fraxinus excelsior	B1	3-4	.	.	.	2	2	1	.	.	.	2	.
B2		1	1	.	.	.	3	.
S		1
ZS		+	1	1	1	2	1	1	.
Acer campestre	B2	3	1	2	.	.	.	1	1	3	1	1	.
S		+	.	+	.	+	.	+	+	+	+	1	1
Crataegus laevigata		+	1	+	+	+	+	+	.
Lonicera xylosteum		+	1
<u>Begleiter</u>													
Quercus robur	B1	3	2	2		2	2	3	3	2	2	2	3
B2		1	.	.	.	2	.
S		1	.
ZS		+	+	1	.	+	+	+	.
Betula pendula	B2	.	1	1	.	.	.	1	.	.	.	2	1
S		1
Picea abies	B	.	.	+	3
Populus tremula	B	.	.	2
Sorbus aucuparia	S	.	.	.	1	1	+	.	+	1	+	+	+
Corylus avellana	B2/S	2	4	3	3	3	2	1	1	.	3	1	+
ZS		+	+	+	+	+	+	.	.
Cornus sanguinea		+	.	+	+	+	+	1	.
Crataegus monogyna		.	.	.	+	+	+	+	+	+	.	.	.
Prunus spinosa		1.2
Rosa spec.		+	.
Evonymus europaeus	2	+	.	.	.	+	+	.	.	+	1	.	.
Viburnum opulus		+	.	.	.
Frangula alnus		+	+	.	.
<u>Kraut-Grasschicht</u>													
<u>DA der Bärlauch-Ausbildung d. Carici remotae-Fraxinetum</u>													
Allium ursinum	4.5												
Carpinion-VC													
Galium sylvaticum		+2	.	1.2	+	1.2	1.2	2.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2
Stellaria holostea		2.2	1.2	2.2	.	1.2	2.2	2.3	2.2	1.2	+2	+2	.
Campanula trachelium		.	.	1.2	1.1	1.1	1.2	+2	+	1.1	1.2	1.1	+
Ranunculus auricomus		1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	+	.	1.1	.	1.2	.

Fortsetzung	Car. rem Frax all.	Stellario - Carpinetum					Galio - Carpinetum						Melamp. Fagetum
		Überg.					7	8	9	10	11	12	
Aufnahme-Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<i>Dactylis polygama</i>	.	.	+2	+	.	1.2	+2	1.2	+2	1.2	.	.	.
<u>Geographische-DA</u>													
<i>Melica uniflora</i>	.	1.2	+2	1.2	+2	2.2	2.2	2.3	2.2	2.3	2.2	+2	.
<u>DA des Stellario-Carpinetum</u>													
<i>Ranunculus ficaria</i>	2.3	1.3	1.2	2.3	2.3	+2
<i>Gagea lutea</i>	1.2	+	+
<i>Anemone ranunculoides</i>	.	+	+
<u>Fagion-VC</u>													
<i>Actaea spicata</i>	1.1
<u>DA des Melampyro-Fagetum</u>													
<i>Melampyrum pratense</i>	+2	+2	.	2.2	.	.	2.2
<i>Luzula luzuloides</i>	2.2
<u>Fagetalia-OC</u>													
<i>Asarum europaeum</i>	2.3	3.3	1.2	2.2	2.2	2.3	2.3	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	.
<i>Primula elatior</i>	+2	+	1.2	2.2	+2	2.1	2.2	1.2	1.2	.	1.2	+	.
<i>Lathyrus vernus</i>	.	+	.	+	1.1	1.1	+	+	+	+	1.1	+	.
<i>Polygonatum multiflorum</i>	.	1.2	+	+	+	1.1	1.1	+	.
<i>Mercurialis perennis</i>	1.2	2.2	.	.	3.3	.	1.2	.	+2	2.2	+2	.	.
<i>Galium odoratum</i>	.	.	.	1.2	.	.	.	2.3	1.2	1.2	2.2	2.3	1.2
<i>Carex sylvatica</i>	+2	.	+2	1.2	+2	+2	.	.
<i>Lamiastrum galeobdolon</i>	.	1.2	.	2.2	2.2	.	1.2
<i>Milium effusum</i>	.	.	.	1.2	.	+2	1.2	.	.	+2	.	.	.
<i>Bromus ramosus</i>	+2	.	1.2	.	1.2	.	1.2	.
<i>Stachys sylvatica</i>	1.2	2.2	+
<i>Leucojum vernum</i>	.	.	1.1	+	+	.
<i>Dryopteris filix-mas</i>	+
<i>Paris quadrifolia</i>	+
<i>Lilium martagon</i>	+
<i>Phyteuma spicatum</i>	.	+
<i>Neottia nidus-avis</i>	+2
<i>Epipactis helleborine</i>	+	.
<i>Ranunculus lanuginosus</i>	+
<u>Querco-Fagetea-K1C</u>													
<i>Anemone nemorosa</i>	1.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	1.2	2.2	1.2	2.2	+2
<i>Hepatica nobilis</i>	.	1.2	1.2	1.2	1.2	2.3	2.2	+2	2.2	2.2	2.2	1.2	+2
<i>Viola reichenbachiana</i>	.	.	+2	1.2	1.2	1.2	1.2	2.2	1.2	1.2	+2	+2	.
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	.	+2	.	1.2	+2	2.2	1.2	2.2	1.2	1.2	1.2	2.2	.
<i>Poa nemoralis</i>	.	.	.	1.2	.	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	.	3.3
<i>Lathraea squamaria</i>	.	+2	1.2	+2	.	+	+
<i>Aquilegia vulgaris</i>	.	.	+2	.	+	.	1.2	.	.	.	1.2	+	.
<i>Convallaria majalis</i>	+	2.2	.
<i>Hieracium sylvaticum</i>	+2	+
<i>Campanula persicifolia</i>	+2	.	.	.	+2	+
<i>Hedera helix</i>	1.2
<i>Melica nutans</i>	+2
<u>Begleiter</u>													
<i>Carex montana</i>	+2	2.2	1.2	+	.	1.2	2.2	2.2	.
<i>Pimpinella major</i>	.	.	.	+	.	1.2	1.2	+	.	+2	+	+	.
<i>Fragaria vesca</i>	.	.	.	+2	.	.	+2	1.2	.	+2	.	.	.
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	.	.	.	+	+	+2	.	+2
<i>Solidago virgaurea</i>	+	+	.	.	+	.	+	.
<i>Aegopodium podagraria</i>	2.3	2.2	.	1.2	.	3.3
<i>Veronica chamaedrys</i>	+2	.	+2	+
<i>Geum urbanum</i>	+	.	.	1.1	.	.	+	.	.
<i>Vicia sylvatica</i>	1.2	.	+2	.	.	.
<i>Lamium maculatum</i>	1.2	1.2
<i>Impatiens noli-tangere</i>	+
<i>Moehringia trinervia</i>	+2
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	+2	.
<i>Clematis vitalba</i>	+2
<i>Stachys officinalis</i>	+2	+
<i>Hypericum hirsutum</i>	+
<i>Listera ovata</i>	.	.	.	+
<i>Lapsana communis</i>	+
<i>Luzula pilosa</i>	+2
<i>Maianthemum bifolium</i>	1.2	.	.	.
<i>Oxalis acetosella</i>	+2
<i>Senecio fuchsii</i>	+
<i>Hieracium lachenalii</i>	+	+

In der ersten Baumschicht tritt zur Stieleiche die Traubeneiche (*Quercus petraea*), die Vogelkirsche fehlt i.d.R. In der zweiten Baumschicht und in der Strauchschicht sind die Verhältnisse ähnlich den in (2) geschilderten.

In der Kraut-Grasschicht treten die Frühlingsgeophyten stark zurück, wogegen die Verbandscharakterarten der Eichen-Hainbuchenwälder reichlich zu finden sind. Daneben sind noch folgende Arten erwähnenswert:

Leberblümchen	(<i>Hepatica triloba</i>)
Pfirsichblättrige Glockenblume	(<i>Campanula persicifolia</i>)
Akelei	(<i>Aquilegia vulgaris</i>)

(4) *Melampyro-Fagetum* = *Luzulo-Fagetum*
(Wachtelweizen-Buchenwald)

(Aufnahme Nr. 13)

Wie in I.b bereits dargestellt, ist lediglich im östlichen Teil des Untersuchungsgebietes eine Braunerde über Buntsandstein ausgebildet. Hier wächst der Wachtelweizen-Buchenwald. In der Baumschicht dominieren die Buche, die Stieleiche und die Traubeneiche. Typische Arten der Kraut-Grasschicht sind die Weiße Hainsimse (*Luzula luzuloides*) und der Wiesenwachtelweizen (*Melampyrum pratense*).

(5) *Wiesen, Bach, Schlagfluren*

Entlang dem Fornbach ist der Auwald meist durch Fettweiden ersetzt. Im Bach selbst findet sich sehr viel Brunnenmoos (*Fontinalis antipyretica*).

Im nordwestlichen Teil des Schwengbrunn kommen im Eichen-Hainbuchenwald häufiger Flächen vor mit einer Tollkirschen-Schlagflur (*Atropetum belladonnae*):

Tollkirsche	(<i>Atropa bella-donna</i>)
Heilziest	(<i>Stachys officinalis</i>)
Waldwicke	(<i>Vicia sylvestris</i>)
Walderdbeere	(<i>Fragaria vesca</i>)

u.a.

Daneben sind auch Vorwaldstadien mit Schwarzem Holunder	(<i>Sambucus nigra</i>)
Hasel	(<i>Corylus avellana</i>)
Kratzbeere	(<i>Rubus caesius</i>)

nicht selten.

b) Flora

Die im Untersuchungsgebiet während der Kartierung festgestellten Farn- und Blütenpflanzen sind der »Florenliste der Naturwaldreservate« zu entnehmen. Hierunter verdienen vor allem die Arten der Roten Liste bedrohter Farn- und Blütenpflanzen in Bayern Beachtung:

Gefährdungsstufe 2:

<i>Leucocjum vernum</i>	(Frühlingsknotenblume)
-------------------------	------------------------

Gefährdungsstufe 3: (★ = knapp außerhalb)

<i>Aquilegia vulgaris</i>	(Gemeine Akelei)
<i>Carlina acaulis</i> ★	(Silberdistel)
<i>Convallaria majalis</i>	(Maiglöckchen)
<i>Daphne mezereum</i>	(Seidelbast)
<i>Lilium martagon</i>	(Türkenbund)
<i>Listera ovata</i>	(Zweiblatt)
<i>Neottia nidus-avis</i>	(Nestwurz)

III. Beurteilung

Im »Schwengbrunn« ist die typische Waldgesellschaft auf Muschelkalk, der Eichen-Hainbuchenwald, sehr artenreich ausgeprägt. Daß größere

Flächen noch als Mittelwald ausgebildet sind, beeinträchtigt die Schutzwürdigkeit nicht und die weitere Entwicklung dieser Teile ohne menschlichen Einfluß ist aus wissenschaftlichen Gründen höchst interessant.

Besonders günstig ist, daß sich im Schwengbrunn alle Übergangsstadien vom typischen Eichen-Hainbuchenwald (*Galio-Carpinetum typicum*) zum Sternmieren-Hainbuchenwald (*Stellario-Carpinetum*) und bis hin zum Bärlauch-Winkelseggen-Schwarzerlen-Eschen-Auwald (*Carici remotae-Fraxinetum allietosum*) ausgebildet haben bzw. ausbilden können.

Da auch die Kraut-Grasschicht sehr artenreich ist (u.a. 1 Art der Roten Liste, Gefährdungsstufe 2, und 7 Arten Gefährdungsstufe 3), sollte der Schwengbrunn neben der bereits erfolgten Ausweisung als Naturwaldreservat als Naturschutzgebiet gesichert werden.

IV. Literatur

KAULE, G.:
Biotopkartierung Bl. L. 5732 Nr. 44

NR 7 Kühberg

I. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

a) Größe, Lage und Morphologie

Das 26,2 ha große, vom staatlichen Forstamt Stadtsteinach betreute Naturwaldreservat »Kühberg« liegt am Südausläufer des Frankенwaldes rund 2,5 km nordöstlich Stadtsteinach.

Es umfaßt die Waldorte III 8 d Kühberg und 9 a^{0,11,21,3} Altes Schloß.

Die Höhe des Gebietes reicht von 355 m bis 510 m über NN.

Die Exposition reicht von West über Nordwest bis Nord.

b) Geologie und Böden

Das Untersuchungsgebiet ist geologisch sehr vielgestaltig. Wir finden hier, im Steinachtal beginnend, die folgenden geologischen Formationen:

Fluviatile Ablagerungen sind nur im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes erfaßt. Die Böden sind hier Auengleye.

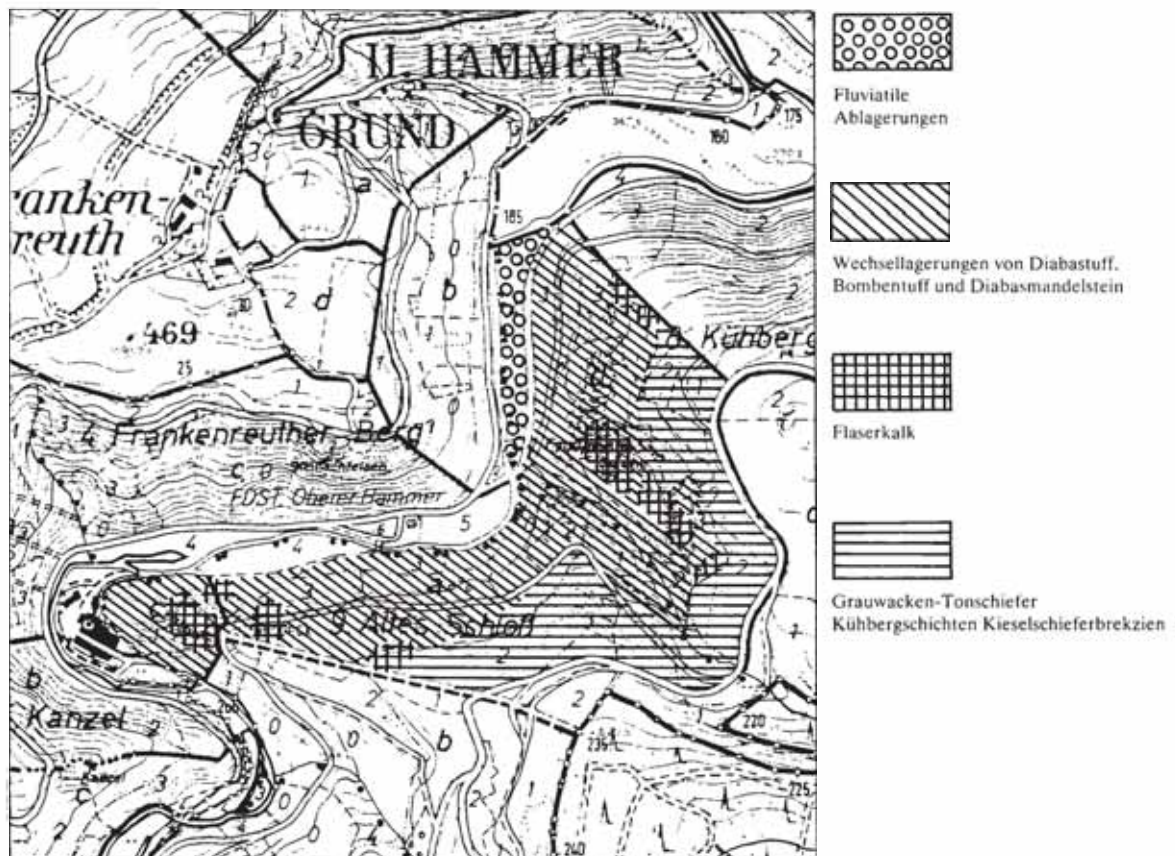
Der Anstieg wird dann gegliedert durch Wechselagerungen von Diabasmandelstein, Diabastuff und Bombentuff. Infolge des Gehalts an Kalkspat, sowie durch Schutt von den darüberliegenden Flaserkalkfelsen sind die Böden hier sehr nährstoffreiche, mesotrophe Braunerden.

Die eingesprengt vorkommenden Flaserkalke bilden v.a. am Forstmeistersprung und an der Ruine Nord-eck imposante Felsgruppen. Hier kommt es auch zu Karsterscheinungen. Die Böden auf den Flaserkalkfelsen sind meist flachgründige (Proto-) Rendzinen.

Der obere Hangbereich setzt sich aus Grauwacken-Tonschiefern, feinsandigen Schiefern der Kühberg-Schichten und Kieselschieferbrekzien mit Konglomerat zusammen. Die Böden sind hier stärker saure Braunerden.



*** Grenze des Naturwaldreservates



Bodenprofile:

Aufnahme Nr. 1

A ₀	4 cm	Laub	
A _b	0-20 cm	dunkelbrauner humoser lehmiger Sand	pH 6,6
B ₁	20-30 cm	brauner lehmiger Sand mit viel Skelett	pH 7,0-7,2
	30 + cm	brauner lehmiger Sand mit sehr viel Skelett (Diabasmandelstein, Diabastuff u. Flaserkalk)	

Aufnahme Nr. 2

Schwarzer stark humoser lehmiger Sand mit viel Steinbrocken (Diabasmandelstein, Diabastuff, Bombentuff u. Flaserkalk)

Aufnahme Nr. 3

Schwarze stark bewegte Feinerde mit viel Steinbrocken

Aufnahme Nr. 4

A ₀	2 cm	Laub
A _b	0-10 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand
B _c	10-30 + cm	brauner lehmiger Sand mit Steinbrocken

Aufnahme Nr. 5

A ₀	1,5 cm	Laub u. Streu
A _b	0-12 cm	schwarzer humoser lehmiger Sand
B ₁	12-20 cm	Übergang
	20-80 + cm	brauner sandiger Lehm mit großen Diabasmandelstein bzw. -tuffbrocken

Aufnahme Nr. 6

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0-11 cm	dunkelgrauer humoser sandiger Lehm	pH 4,8
B ₁	11-15 cm	Übergang	pH 4,9
	15-40 + cm	brauner sandiger Lehm mit großen Steinbrocken	pH 4,9

Aufnahme Nr. 7

A ₀	4 cm	Laub	
A _b	0-12 cm	grauer humoser lehmiger Sand	pH 4,9
B ₁	12-18 cm	Übergang	ph 4,8
	18-40 + cm	graubrauner sandiger Lehm mit Gesteinsbrocken (stark bewegt)	pH 4,8

Aufnahme Nr. 8

A ₀	4 cm	Laub	
A _b	0-5 cm	dunkelgrauer humoser Sand mit Steingrus	pH 4,6
B ₁	5-10 cm	grauer Sand mit Steingrus	pH 4,9
	10-25 + cm	graubrauner Lehm mit Steingrus	pH 5,2

Aufnahme Nr. 9

A _b	0-8 cm	schwarzer humoser sandiger Lehm	pH 5,2
B ₁	8-14 cm	Übergang	
	14-25 + cm	brauner Lehm mit Steinbrocken	pH 4,9

Aufnahme Nr. 10

A ₀	2 cm	Laub
A _b	0-5 cm	dunkelbrauner humoser lehmiger Sand
B ₁	5-20 + cm	brauner lehmiger Sand mit Steinen

Aufnahme Nr. 11

A ₀	8 cm	Laub
A _b	0-10 cm	graubrauner humoser schluffiger Sand
B ₁	10-18 cm	Übergang mit Steingrus
	18-35 + cm	brauner lehmiger Sand mit Steingrus

Aufnahme Nr. 14

Braunerdegley pH 6,8-7,1

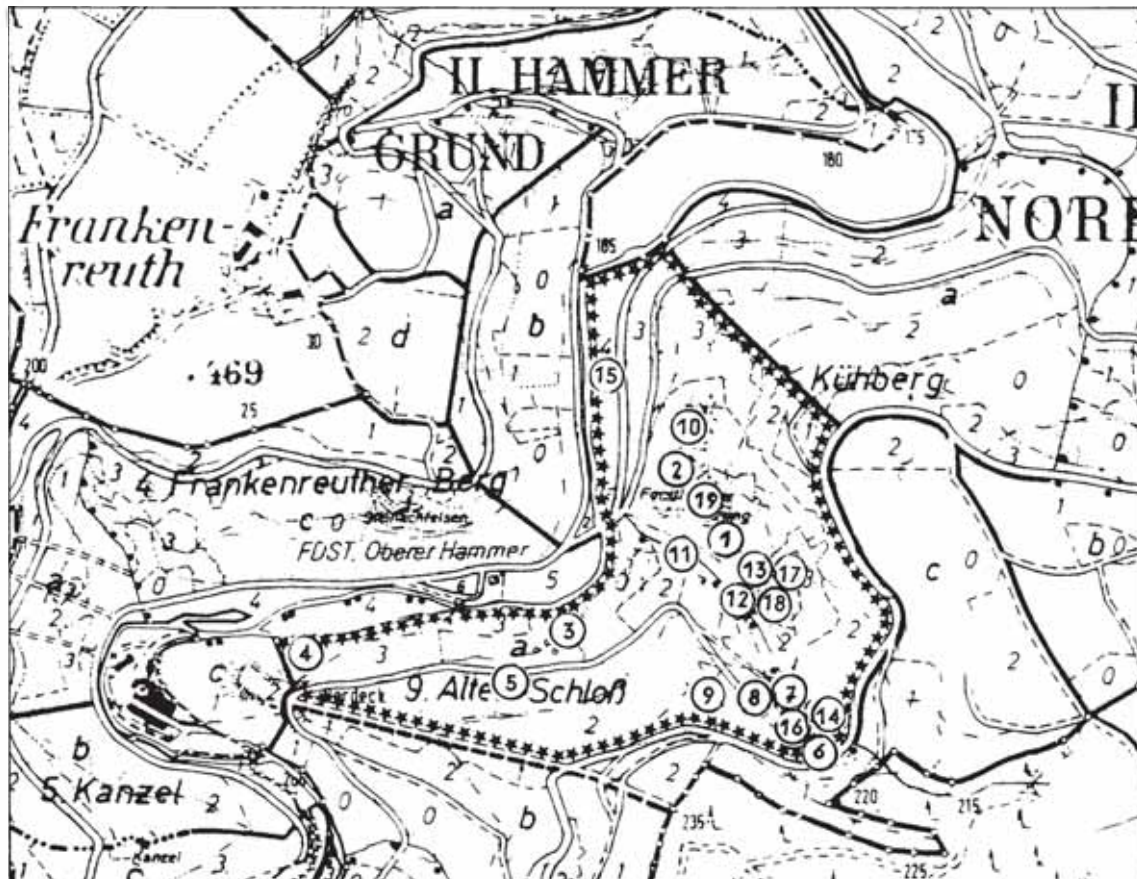
Aufnahme Nr. 15

A _b	0-10 cm	brauner humoser sandiger Lehm
B	10-70 cm	brauner Lehm
	bei 70 cm	Grundwasser

Aufnahme Nr. 16

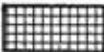





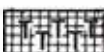










A _b	0-5 cm	dunkelgrauer sandiger Lehm	pH 7,2
B	5-20 + cm	hellgrauer Lehm mit Skelett (Diabasmandelstein)	pH 6,8

Ausschnitt aus der Nutzungskarte des Forstamtes Stadtsteinach Distr. I-VIII, 1:10 000 mit Eintragungen der Standorte der pflanzensoziologischen Aufnahmen (1 bis 19)





Zeichenerklärung

- | | | | |
|-------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
|  | Galio-Carpinetum typicum |  | Melico-Fagetum |
|  | Galio-Carpinetum mit starker Fichtenbeteiligung |  | Melico-Fagetum mit starker Fichtenbeteiligung |
|  | Jungwuchs, potentiell natürlich: Galio-Carpinetum |  | Melico-Fagetum, Farnvariante |
|  | Galio-Carpinetum tiliosum
(Übergang zum Aceri-Tilietum) |  | Stellario-Alnetum glutinosae |
|  | Aceri-Fraxinetum |  | Fichtenforst, potentiell natürlich: Melico-Fagetum
bzw. Dentario bulb.-Fagetum
bzw. Galio-Carpinetum |
|  | Aceri-Fraxinetum, Tilia-Variante
und Aceri-Tilietum |  | Carici remotae-Cardaminetum flexuosae (fragmentarisch) |
|  | Arunco-Aceretum |  | Asplenio-Cystopteridetum |
|  | Dentario bulbiferae-Fagetum |  | Felsheide |
|  | Dentario bulbiferae-Fagetum mit
starker Fichtenbeteiligung | | |

Aufnahme Nummer	Galio-Carpinetum			Aceri - Fraxinetum				Dentario bulbif. -Fagetum		Melico - Fagetum				Stellario - Alnetum	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Geologie	Dd + Dt			Dd + Dt	to'f			to'f		Dd + Dt				to'f	Aue
Neigung in °	35	35	50	15	30	45	60	8	15	40	40	30	30	5	0
Exposition	SW	W	N	N	N	NO	NO	N	NO	W	WSW	WSW	W	WSW	
Areal in qm	200	400	300	350	200	70	150	350	400	200	200	200	200	70	200
Bedeckung in %	Gesamt														
B	95	98	95	100	98	98	95	100	98	95	98	95	95	98	100
S u. ZS	75	95	95	95	85	95	95	98	95	95	98	40	70	90	95
KG	35	30	20	25	35	5	5	5		5	5	80	30	40	
MF	90	70	20	85	95	40	30	80	80	60	15	40	50	70	98
												2	3		
<u>Baum- und Strauchschicht</u>															
<u>Fagion-VC</u>															
Fagus sylvatica	B	3	.	3	.	2	5	2		5	5			4	.
S u. ZS		1	.	2	+	.	.	.		1	1	2	4	4	.
Acer pseudoplatanus	B	2	3	3	3-4	.	1	3	.	2	.	.	.	3	.
S u. ZS		+	.	+	1	1	+	.	+	1	.	.	.	2.3	.
Abies alba	B	2
Ulmus glabra	B	.	2
ZS		.	+
DA Tilia platyphyllos	B	.	.	3	3-4	4	.	.	.	1
S u. ZS		.	.	2	.	3	.	.	.	+	1
<u>Carpinion-VC</u>															
Carpinus betulus	B	3	4	2	3	.	.	.	1
S u. ZS		1	2	1	2	+	.	1	.	.	.
Prunus avium	B	1
S		+	.	.
<u>Alno-Padion-VC</u>															
Alnus glutinosa	B	2	4
<u>Quercu-Fagetea-K1C</u>															
Fraxinus excelsior	B	.	.	.	3
S u. ZS		.	.	.	1
Acer platanoides	B	.	.	.	2	.	.	.	2
S u. ZS		.	.	+	.	+
Corylus avellana		3	3	1	.	1	+	3	2	.	.
Lonicera xylosteum		1
Cornus sanguinea		+
Evonymus europaeus		+
Daphne mezereum		.	+
<u>Begleiter</u>															
Picea abies	B	2	.	2	.	.	.	3-4	2	3	2	.	2	3	.
S		+	.	1
Sambucus nigra		1	1	.	+	.	.	.	3	.
Sorbus aucuparia		1	.	.	.
Salix caprea		2
Quercus robur	S	+
Rubus fruticosus		+	.	.	.	2.2	+
Sambucus racemosa		+	1	.
<u>Kraut- Grasschicht</u>															
<u>Carpinion-VC</u>															
Galium sylvaticum		1.2	1.2	1.1	2.3	2.2	+.2	+.2	.
Stellaria holostea		3.3	1.2	+	1.2	2.2	2.2
Dactylis polygama		+.2	+	1.2
Ranunculus auricomus		.	+	+
<u>Fagion-VC</u>															
Prenanthes purpurea		2.1	.	.	1.1	+
<u>Fagetalia-OC</u>															
Mercurialis perennis		3.4	1.1	2.3	2.3	2.3	1.2	+.2	3.3	+.2	.	.	+.2	+.2	.
Dryopteris filix-mas		2.2	2.2	.	1.1	2.2	1.2	2.2	1.2	1.1	2.2	1.1	2.3	2.2	.
Lamium galeobdolon		2.3	.	.	2.3	2.2	2.2	2.3	3.3	3.5	3.4
Actaea spicata		1.1	1.1	+	1.1	+	.	.	+	1.1
Milium effusum		2.2	.	1.2	.	1.2	.	.	1.2	.	.	1.2	.	.	.
Viola reichenbachiana		+.2	+	.	.	+.2
Lathyrus vernus		+	+
Lilium martagon		.	+	2.1
Cardamine impatiens		+	+.2
Primula elatior		.	.	.	1.2	1.2
Asarum europaeum		1.2	.	.	+.2
Paris quadrifolia		1.1	+
Scrophularia nodosa		+
Polygonatum multiflorum		.	.	.	1.2
Pulmonaria obscura		.	.	.	1.2
<u>AC des Dentario bulbiferae-Abieti-Fagetum</u>															
Dentaria bulbifera		+	2.2	+	2.3	3.3	+.2
<u>Diff. der Farnvarianten</u>															
Athyrium filix-femina		.	1.2	.	+	.	2.2	2.2	1.1	1.1	2.2	+	+	+	1.2
Gymnocarpium dryopteris		+
Dryopteris dilatata		.	.	.	+	.	.	.	+

Fortsetzung

Aufnahme Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<u>DA des Melico-Fagetum</u>															
Melica uniflora	2.3	1.2	1.2	1.2	1.2	2.3	2.3	.	.
Galium odoratum	2.3	3.3	1.2	1.2	2.2	.	.	.	1.2	2.3	+2	2.3	1.2	.	.
Festuca altissima	1.2	2.3	.	2.2	3.4	.	.
<u>DA der Schluchtwälder (auch im Melico-Fagetum)</u>															
Arunco dioicus	.	.	.	1.2	2.4	1.2	2.3
Polystichum aculeatum	+2	1.1	2.1	1.1	.	.
<u>DA der Frühlingsgeophytenwälder</u>															
Ranunculus ficaria	.	.	.	+2	2.3
Adoxa moschatellina	.	.	.	1.2
<u>Alno-Padion-VC</u>															
Stachys sylvatica	.	.	.	1.2	2.2	+	.	1.2	.	.	+2	.	.	+2	+
Petasites hybridus	2.3
<u>AC des Stellario-Alnetum glutinosae</u>															
Stellaria nemorum	3.4	2.3
<u>Quercu-Fagetea-K1C</u>															
Mycelis muralis	+	.	.	+	+	+	.	.	+	+	.
Hieracium sylvaticum	2.2	1.2	.	.	2.1	+
Poa nemoralis	+2	.	.	.	2.2	+2
Anemone nemorosa	.	.	.	1.2	.	.	.	2.2	+2
Melica nutans	1.2	+2	1.2
Campanula trachelium	+	.	.	.	2.1	+
Convallaria majalis	2.2	1.2
Begleiter <u>Hepatica nobilis</u>	+	1.2	+2
Oxalis acetosella	+2	.	.	+2	.	1.2	2.2	2.2	2.2	+2	.	.	+2	2.3	.
Senecio fuchsii	1.2	.	+	1.1	1.2	.	.	.	+	.	.	.	1.2	+	1.1
Geranium robertianum	1.2	+	+2	.	+2	1.2	2.4	+2
Urtica dioica	1.2	+2	.	3.5
Epilobium montanum	1.1	.	.	.	1.1	+
Impatiens noli-tangere	.	.	.	1.2	2.3	3.4
Moehringia trinervia	.	.	.	+2	.	.	.	1.2
Vincetoxicum hirundinaria	+2	+
Aegopodium podagraria	.	.	.	+2	2.2
Lamium maculatum	.	.	.	2.2	3.4
Polypodium vulgare	+2	1.2
Geum urbanum	1.2	1.1
Veronica chamaedrys	+2	.	.	.	+2
Chelidonium majus	+	+
Vicia sylvatica	1.2
Fragaria vesca	2.2
Asplenium trichomanes	+
Veronica officinalis	+2	.
Chrysosplenium oppositifolium	+2
Chrysosplenium alternifolium	.	.	.	1.2
Crepis paludosa	1.2
Geranium palustre	+
Geum rivale	1.1
Caltha palustris	+2
Vinca minor	.	.	.	+2
Glechoma hederacea	+
Anemone ranunculoides	+
Galium aparine	+2
Silene dioica	+
Cystopteris fragilis	+2	.	.	.
<u>Moosschicht</u>															
Polytrichum formosum	1.2
Dicranum scoparium	2.2	+2	1.2	.	.
Hylocomium splendens	2.3
Mnium punctatum	1.1

Einzelbeschreibung der im Untersuchungsgebiet festgestellten Pflanzengesellschaften

(1) *Galio-Carpinetum typicum*
(Typischer Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwald)
(Aufnahme Nr. 1,2)

II. Vegetation, Flora und Fauna

a) Vegetation

Die Vegetation des Kühberges wurde am 22.6., am 28.6.77 und am 10.5.78 kartiert. Hierzu wurden 19 pflanzensoziologische Aufnahmen nach der Methode Braun-Blanquet erstellt. Zu den Aufnahmen wurde je ein Bodenprofil freigelegt und die pH-Werte der verschiedenen Bodenhorizonte mit einem elektrischen pH-Meter mit KCl/AgCl-Einstab-Gläselektrode gemessen. (s.Ib)

Wie bereits im geologischen Teil erwähnt, wird der größte Teil des Untersuchungsgebietes von Wechselagerungen aus Diabasmandelstein, Diabastuff und Bombentuff eingenommen. Auf diesen Gesteinen haben sich mesotrophe Braunerden mit hohem Nährstoffgehalt und mit zum Teil hoher Basensättigung entwickelt (Parabraunerden). Hier und auf Braunerden über Grauwacken-Tonschiefer stehen Eichen-Hainbuchenwälder, die oft prächtig ausgebildet, zum Teil aber durch stärkere Fichtenbeteiligung ver-

fälscht sind. Während die Stieleiche (*Quercus robur*) nur schwach vertreten ist, kommt die Hainbuche (*Carpinus betulus*) sehr häufig und zum Teil in alten, recht stattlichen Exemplaren vor. Die Vogelkirsche (*Prunus avium*) tritt ziemlich selten, aber ebenfalls als eindrucksvoller Baum auf. Weitere Hauptbaumarten sind Buche (*Fagus sylvatica*), Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) und Bergulme (*Ulmus glabra*). In der Kraut-Grasschicht sind neben den Fagetalia-Ordnungscharakterarten vor allem die Carpinion-Verbandscharakterarten wie

Waldlabkraut (*Galium sylvaticum*)
 Waldknäuelgras (*Dactylis polygama*)
 Goldhahnenfuß (*Ranunculus auricomus*)
 Große Sternmiere (*Stellaria holostea*)
 stark vertreten.

(2) *Galio-Carpinetum tilietosum*,
 Übergang zum *Aceri-Tilietum*
 (Hainbuchen-Bergahorn-Lindenwald)

(Aufnahme Nr. 3)

An den steilen Stellen (25 bis 35°) gesellt sich zu den in (1) beschriebenen Baumarten die Sommerlinde (*Tilia platyphyllos*). In der Kraut-Grasschicht treten die Carpinion-Verbandscharakterarten etwas zurück. Diese Variante des Eichen-Hainbuchenwaldes tendiert – besonders an den sehr steilen Stellen – stark zum *Aceri-Tilietum*.

(3) *Aceri-Fraxinetum*, *Tilia*-Variante u. *Aceri-Tilietum* (Linden-Ahorn-Eschenwald) Aufnahme Nr. 4,5)

Auf den Mullrendzinen nördlich der Ruine Nordeck haben sich Eschen-Ahorn-Lindenwälder ausgebildet. Die Baumschicht wird hier beherrscht von Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*)
 Spitzahorn (*Acer platanoides*)
 Esche (*Fraxinus excelsior*)
 Sommerlinde (*Tilia platyphyllos*).

In der Kraut-Grasschicht ist im Steilbereich nördlich Nordeck das reichliche Vorkommen von Gelapptem Schildfarn (*Polystichum aculeatum*) erwähnenswert, während im Unterhangbereich infolge der besseren Wasserversorgung verstärkt Frühlingsgeophyten wie *Adoxa moschatellina* in Erscheinung treten. Entlang der Forststraße, die von der Ruine Nordeck in östlicher Richtung führt, finden sich ebenfalls kleinere Eschen-Ahorn-Lindenwälder mit reichlich Waldgeißbart (*Aruncus dioicus*) in der Kraut-Grasschicht daneben auch Gelappter Schildfarn (*Polystichum aculeatum*).

(4) *Aceri-Fraxinetum*, Subass. nach *Aruncus dioicus* (= *Arunco-Aceretum*)
 (Geißbart-Ahorn-Eschen-Schluchtwald)

(Aufnahme Nr. 6,7)

Der Ahorn-Eschen-Schluchtwald kommt im Untersuchungsgebiet nur kleinflächig entlang des 200 m ostnordöstlich Oberer Hammer in die Steinach mündenden Baches vor. Zum Teil bildet er ein Mosaik mit der in (6) beschriebenen Farnvariante des Melico-Fagetum, meist haben seine natürlichen Standorte jedoch durch Aufforstung mit Fichten gelitten. Der enge Kontakt zum Melico-Fagetum zeigt sich auch in der starken Beteiligung der Buche am Aufbau der Baumschicht.

Daneben haben lediglich der Bergahorn und – forstlich bedingt – die Fichte höhere Deckungswerte. In der Kraut-Grasschicht ist neben Goldnessel (*Lamium galeobdolon*), Wurmfarne (*Dryopteris filix-mas*) und Frauenfarn (*Athyrium filix-femina*) vor allem der Waldgeißbart (*Aruncus dioicus*) charakteristisch.

(5) *Dentario bulbiferae-Fagetum*

(Zwiebelzahnwurz-Buchenwald) (Aufnahme Nr. 8,9)

Auf den Braunerden der quarzführenden Kühberg-Schichten steht in Nordostexposition bei mäßiger Neigung ein Zwiebelzahnwurz-Buchenwald mit der Buche als dominierender Baumart.

In der Kraut-Grasschicht sind neben der Assoziationscharakterart *Dentaria bulbifera* (Zwiebeltragende Zahnwurz) u.a. viele Fagetalia-Ordnungs- und Fagion-Verbandscharakterarten vertreten:

Bingelkraut (*Mercurialis perennis*)
 Wurmfarne (*Dryopteris filix-mas*)
 Goldnessel (*Lamium galeobdolon*)
 Christophskraut (*Actaea spicata*)
 Flatterhirse (*Milium effusum*)
 Türkenbund (*Lilium martagon*)
 Einbeere (*Paris quadrifolia*)
 Hasenlattich (*Prenanthes purpurea*) u.a.

(6) *Melico-(Abieti-) Fagetum*

(Perlgras-Buchenwald) (Aufnahme Nr. 10–13)

Ebenfalls auf Braunerden der Kühberg-Schichten wächst in nordwestlicher bis westlicher Exposition der Perlgras-Buchenwald. Leider ist auch er meist Fichtenforsten gewichen (Schutzzone im östlichen Teil des Untersuchungsgebietes). Lediglich im Steilhangbereich unterhalb der Flaserkalkfelsen südöstlich des Forstmeistersprung ist er prächtig entwickelt. Hier gesellt sich auch die Tanne (z.T. mit Tannenmistel/*Viscum album* ssp. *abietis*) zur vorherrschenden Buche.

In der Kraut-Grasschicht sind die Differentialarten des Melico-Fagetum

Einblütiges Perlgras (*Melica uniflora*)
 Waldmeister (*Galium odoratum*)
 Waldschwingel (*Festuca altissima*)

reichlich vertreten. Besonders bemerkenswert ist hier aber das reiche Vorkommen des im Frankwald überaus seltenen Gelappten Schildfarn (*Polystichum aculeatum*) in über 50 Exemplaren.

Wie bereits in (4) angeführt, ist in dem kleinen Seitental der Steinach im Kontakt zum *Aceri-Fraxinetum* noch eine Farnvariante des Perlgras-Buchenwaldes erwähnenswert (Aufn. Nr. 10). Neben Perlgras, Waldmeister, Waldschwingel und Gelapptem Schildfarn (einige Exemplare) kommt hier auf der stark bewegten Feinerde v.a. der Frauenfarn häufig vor.

(7) *Stellario-Alnetum glutinosae*

(Sternmieren-Schwarzerlen-Auwald)

(Aufnahme Nr. 14,15)

Neben einem kleinen Auwaldfragment im Oberlauf des bereits erwähnten Seitenbaches der Steinach ist der Sternmieren-Schwarzerlen-Auwald vor allem im nordwestlichen Teil des Untersuchungsgebietes am linken Ufer der Steinach entwickelt. In der Baumschicht dominiert die Schwarzerle (*Alnus glutinosa*). Die Kraut-Grasschicht ist sehr üppig entwickelt:

Waldsternmiere (*Stellaria nemorum*)
 Gewöhnliche Pestwurz (*Petasites hybridus*)
 Waldziest (*Stachys sylvatica*)
 Brennessel (*Urtica dioica*)
 Großes Springkraut (*Impatiens noli-tangere*)
 Gefleckte Taubnessel (*Lamium maculatum*)
 Sumpfpippau (*Crepis paludosa*)
 Rasenschmiele (*Deschampsia caespitosa*)
 Gegenblättriges Milzkraut (*Chrysosplenium oppositifolium*).

Eine kleine Quellflur aus dem Verband der kalkarmen Quellfluren (Cardamino-Montion) findet sich am Oberlauf des das Untersuchungsgebiet halbierenden kleinen Seitenbaches der Steinach. Charakterarten des Carici-remotae-Cardaminetum flexuosae fehlen.

Aufnahme Nummer	16
Areal in qm	4
Neigung in°	3
Exposition	NNW
Bedeckung in % KG	35
<i>Cardamino-Montion-VC</i>	
Chrysosplenium oppositifolium	1.3
<i>Begleiter</i>	
Impatiens noli-tangere	2.2
Geranium robertianum	2.2
Oxalis acetosella	2.3

(9) *Asplenio-Cystopteridetum*

(Blasenfarn-Felsspaltengesellschaft)

(Aufnahme Nr. 17,18)

Auf den überwiegend westlich bis nördlich exponierten Flaserkalkfelsen um den Forstmeistersprung wächst die Blasenfarn-Felsspaltengesellschaft.

Aufnahme Nr.	17	18
Neigung in°	85	75
Exposition	W	NW
Bedeckung in %	KG	MF
	20	30
	65	70
<i>AC des Asplenio-Cystopteridetum</i>		
Cystopteris fragilis	1.2	+2
<i>Potentilletalia caulescens-OC</i>		
Asplenium ruta-muraria	+2	+
<i>Asplenetia rupestris-KIC</i>		
Asplenium trichomanes	2.2	1.2
<i>Begleiter</i>		
Polypodium vulgare	+	1.2
Cardamine impatiens	+	+2
Ribes uva-crispa	S	1.2
Geranium robertianum	2.3	1.2
Galium sylvaticum	+	+
Dryopteris filix-mas	+2	
Campanula rotundifolia	1.2	
Prenanthes purpurea	+2	
Urtica dioica	+2	
Festuca altissima	1.2	
Melica uniflora	1.2	
Epilobium montanum	+	
Hieracium sylvaticum	+	
Poa nemoralis	+2	
Campanula trachelium	+	
Lamium maculatum		2.2
		+2

(10) *Blaugrasreiche Felsheide* (Aufnahme Nr. 19)

Auf der Felsnase des Forstmeistersprungs ist auf flachgründiger Rendzina über Flaserkalk eine »Blaugrasreiche Felsheide« ausgebildet.

Aufnahme Nr.	19
Areal in qm	2
Strauchschicht	
Cotoneaster integerrima	1.2
Sorbus aucuparia	1
Rosa spec.	+
Kraut-Grasschicht	
Sesleria varia	2.2
Asplenium ruta-muraria	+2
Asplenium trichomanes	+2
Vincetoxicum hircundinaria	1.2
Convallaria majalis	1.2
Hieracium sylvaticum	+
Galium cf. pumilum	+2
Pimpinella saxifraga	+2
Melica nutans	1.2
Sedum maximum	+
Campanula trachelium	+

b) Flora

Die im Untersuchungsgebiet festgestellten Farn- und Blütenpflanzen sind der »Florenliste der Naturwaldreservate« zu entnehmen; hierunter sind folgende Arten der Roten Liste bedrohter Farn- und Blütenpflanzen in Bayern

Gefährdungsstufe 2

Chrysosplenium oppositifolium
(Gegenblättriges
Milzkraut)

Gefährdungsstufe 3

Aquilegia vulgaris (Gem. Akelei)
Aruncus dioicus (Waldgeißbart)
Convallaria majalis (Maiglöckchen)
Daphne mezereum (Seidelbast)
Lilium martagon (Türkenbund)

darüber hinaus sind folgende im Naturraum seltene bzw. sehr seltene Arten erwähnenswert:

Adoxa moschatellina (Moschuskraut)
Anemone ranunculoides (Gelbes Windröschen)
Arabis hirsuta (Rauhe Gänsekresse)
Astragalus glycyphyllos (Bärenschote)
Atropa bella-donna (Tollkirsche)
Cotoneaster integerrima (Felsenmispel)
Cystopteris fragilis (Blasenfarn)
Euonymus europaeus (Pfaffenhütchen)
Galium pumilum (Niederer Labkraut)
Hepatica nobilis (Leberblümchen)
Polystichum aculeatum (Gelappter Schildfarn)
Ribes uva-crispa (Felsenstachelbeere)
Sambucus ebulus (Zwergholunder)
Sedum album (Weißer Mauerpfeffer)
Sesleria varia (Blaugras)
Tilia platyphyllos (Sommerlinde)
Vincetoxicum hircundinaria (Schwalbenwurz)
Viscum album ssp. abietis (Tannenmistel).

c) Fauna

Die Fauna des Naturwaldreservates »Kühberg« wurde nicht genauer untersucht. Es sollen hier nur einige seltene Arten genannt werden, die während der Kartierung beobachtet wurden. Einige weitere (Vogel-) Arten wurden mir dankenswerterweise von Frl. E. Möltgen, Stadtsteinach (durch ein o gekennzeichnet) mitgeteilt.

Lurche:

Salamandra salamandra quadrivirg.
(Feuersalamander
westl. Rasse)

Salamandra salamandra
(Feuersalamander
Übergangsform)

Salamandra salamandra salamandra
(Feuersalamander
östl. Rasse)

Rana temporaria (Grasfrosch)

Vögel:

o Picus martius (Schwarzspecht)
o Alcedo ispida (Eisvogel) an der
o Cinclus aquaticus (Wasseramsel) Steinach
o Steptopelia turtur (Turteltaube) an der Ruine
Nordeck
o Pernis apivorus (Wespen- am Forst-
bussard) meister-
sprung

Insekten:

Hemaris fuciformis	(Hummelschwärmer)
Agria tau	(Nagelfleck)
Vanessa atalanta	(Admiral)
Nymphalis antiopa	(Trauermantel)
Argynnis paphia	(Kaisermantel)
Vanessa cardui	(Distelfalter)
Araschnia levana	(Landkärtchen)
Carabus coriaceus	(Lederlaufkäfer)

III. Beurteilung

Das Naturwaldreservat »Kühberg« gehört zum Naturraum Frankenwald. Wie im Teil I.b ausführlich dargelegt, zeichnet es sich geologisch durch das Vorkommen von Flaserkalken und Diabastuffen aus. Daneben stehen jedoch auch die im Frankenwald weitverbreiteten Grauwacken-Tonschiefer an. Durch die geologischen Besonderheiten und die z.T. große Steilheit des Geländes hat sich hier ein für den Frankenwald seltenes Vegetationsmosaik mit z.T. großen floristischen Raritäten herausgebildet. Neben den für den Frankenwald typischen Perlgras-Buchenwäldern und den Zwiebelzahnwurz-Buchenwäldern sind hier vor allem die Hainbuchenwälder prächtig ausgebildet. Daneben finden sich Schluchtwaldreste und kleinflächige Frühlingsgeophytenwälder. Einmalig für den Frankenwald sind die Lindensteilhangwälder.

Auch die Felsheiden und Felsspaltengesellschaften auf den Flaserkalkfelsen stellen eine große Besonderheit dar.

Bei der mehrmaligen Begehung konnten über 160 Gefäßpflanzen festgestellt werden. Darunter waren 17 für den Naturraum seltene bis äußerst seltene Arten, des weiteren 1 Art der Roten Liste bedrohter Farn- und Blütenpflanzen in Bayern, Gefährdungsstufe 2 und 5 Arten der Roten Liste, Gefährdungsstufe 3 (8 Pflanzenarten des Untersuchungsgebietes stehen unter Naturschutz).

Als besondere Rarität sollen hier stellvertretend hervorgehoben werden:

Sesleria varia (Bei Schubert »Botan. Führer durch das Fichtelgebirge, Frankenwald, 1935« fehlt jegliche Fundortangabe für den Bayerischen Frankenwald)

Cotoneaster integerrima (bei Schubert als weiterer Fundort im Naturraum nur noch der Hirschsprung im Höllental bei Steben genannt)

Polystichum aculeatum (nur an wenigen Stellen im Frankenwald bekannt; am Kühberg konnte ich insgesamt über 100 Exemplare feststellen)

Auch für die Fauna stellt der Kühberg ein wichtiges Refugium dar. So bietet er durch die Verkarstung im Flaserkalk Unterschlupf und Überwinterungsmöglichkeiten für den im Frankenwald sehr seltenen Feuersalamander.

Nach dem seit 1.5.1976 rechtsverbindlichen Landesentwicklungsprogramm Bayern sollen als Naturschutzgebiete insbesondere geschützt werden:

– naturnahe Bestände der typischen Landwaldgesellschaften im Fichtelgebirge und im Frankenwald (CR 5 II 1.2.1

CR 4 II 1.2.1).

Bei den Wäldern des Kühberg handelt es sich sowohl um naturnahe und typische als auch z.T. um heute sehr seltene Laubwaldgesellschaften. Da diese Wälder außerdem ein Refugium für viele sehr seltene Tier- und Pflanzenarten darstellen, sollte das Gebiet – neben dem bereits bestehenden Schutz als Natur-

waldreservat – unbedingt als Naturschutzgebiet ausgewiesen werden.

IV. Literatur

HARTMANN, F.K.u.G. JAHN (1967):

Waldgesellschaften des mitteleuropäischen Gebirgsraumes nördlich der Alpen, Stuttgart.

KAULE G.

Biopkartierung L 5934 Nr. 18.

SCHUBERTH, H. (1935)

Botanischer Führer durch das Fichtelgebirge, Frankenwald

ZEIDLER, H. (1953):

Waldgesellschaften des Frankenwaldes.

NR 8 Buchenhänge

I. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

a) Lage, Größe und Morphologie

Das 39,4 ha große, vom staatlichen Forstamt Nordhalben betreute Naturwaldreservat »Buchenhänge« liegt ca. 2,2 km westlich Langenau und etwa 5 km südsüdöstlich Nordhalben. Es umfaßt die Waldorte V 6a^{1,2,3}, 6b Rainersgrund und V 7 Buchenhänge. Die Neigung beträgt maximal 35°. Die Exposition ist im westlichen Südost.

b) Geologie und Böden

Im größten Teil des Untersuchungsgebietes steht der Mittlere Bordschiefer an, der z.T. mit quarzitischer bzw. kalkführender Grauwacke Wechsellagerungen bildet. Im südwestlichen Teil ab ca. 550 m Höhe tritt an seine Stelle das Wurstkonglomerat, eine Wechsellagerung von lyditreichen Brekzien und Konglomeraten mit groben Grauwacken und Flaserschiefern.

Die Böden auf diesen Formationen des Unterkarbon sind durchweg Braunerden mittlerer bis großer Entwicklungstiefe.

Bodenprofile:

Aufnahme Nr. 1

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0–6 cm	grauschwarzer humoser sandiger Lehm	pH 4,4
B	6–15 + cm	ockerfarbener schluffiger Lehm mit Steingrus	pH 4,3

Aufnahme Nr. 2

A ₀	4 cm	Laub	
A _b	0–9 cm	dunkelgrauer humoser sandiger Lehm	pH 4,8
B	9–30 + cm	Übergang zu ockerfarbenem schluffigem Lehm mit Steingrus	pH 4,5

Aufnahme Nr. 3

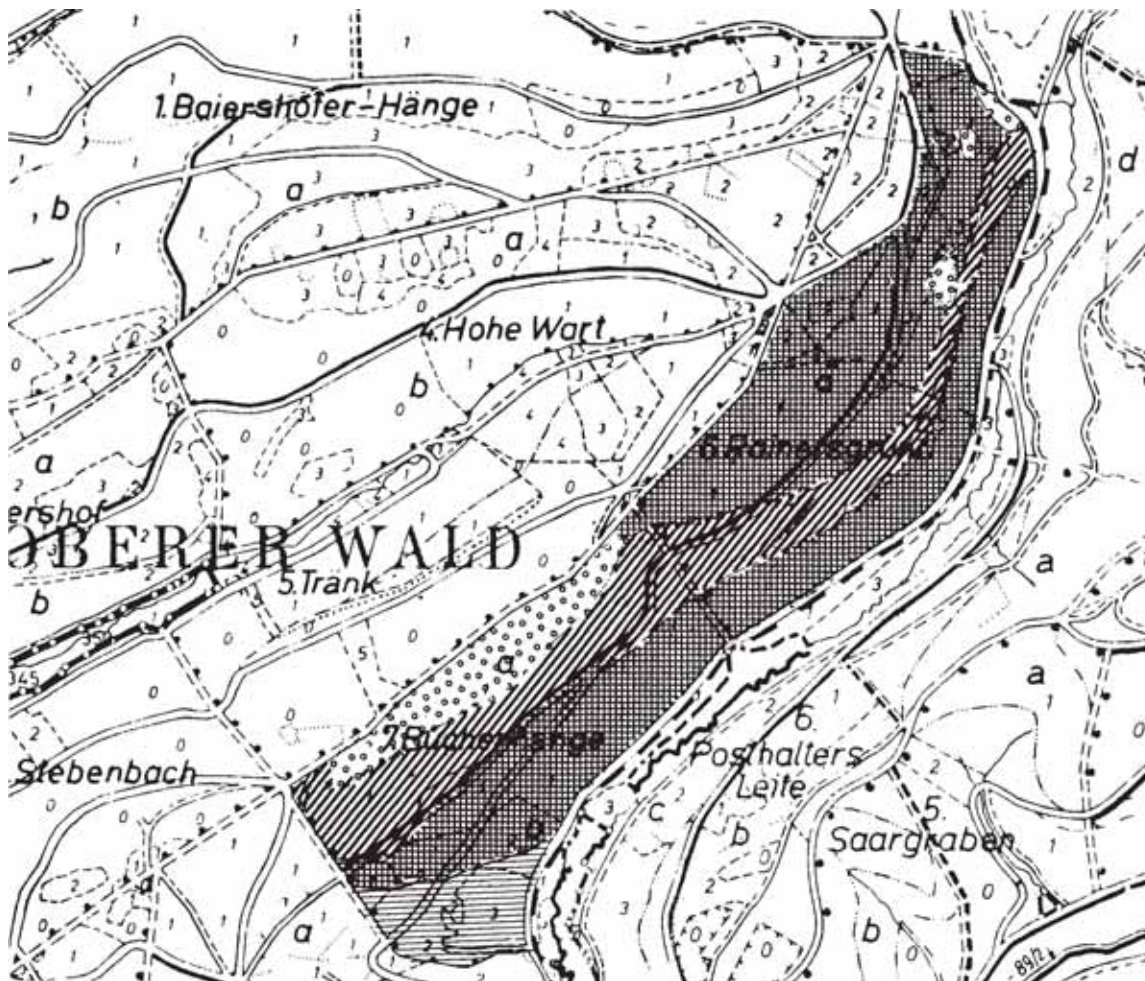
A ₀	3 cm	Laub	
A _b	0–9 cm	dunkelgrauer humoser sandiger Lehm	pH 5,6
B	9–50 + cm	Übergang zu hellbraunem schluffigem Lehm mit Steingrus	pH 5,1

Aufnahme Nr. 4

A ₀	3 cm	Laub	
A _b	0–10 cm	graubrauner humoser lehmiger Sand	pH 4,6
B	10–55 + cm	brauner lehmiger Sand mit Steingrus	pH 5,0

Aufnahme Nr. 5

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0–8 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 3,4
B	8–15 + cm	graubrauner sandiger Lehm	pH 4,0



Fortsetzung der Bodenprofile

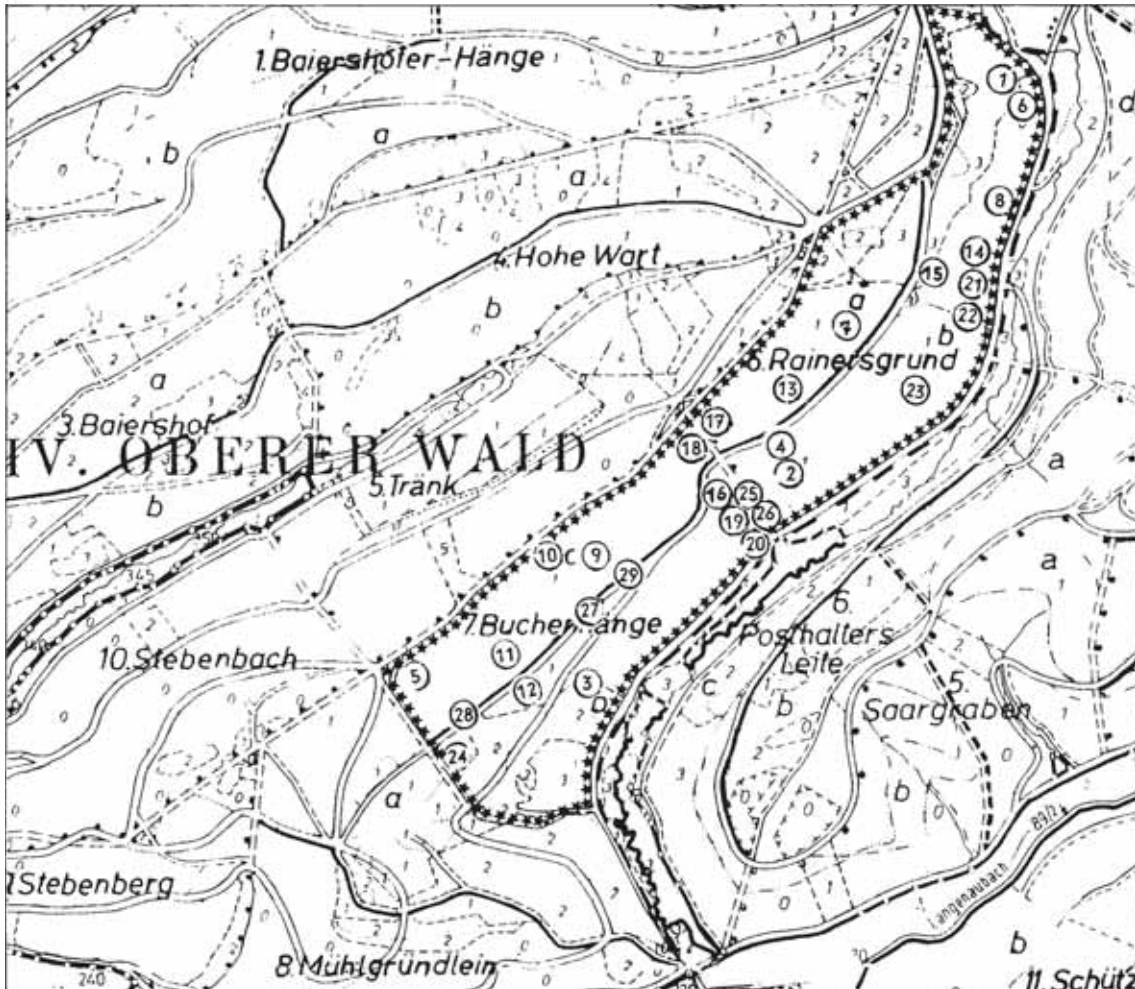
Aufnahme Nr. 17		
A ₀	2 cm	Laub und Streu
A _b	0-9 cm	schwarzer stark humoser lehmiger Sand
		pH 3,6
B	9-30 + cm	Übergang zu gelbbraunem lehmigem Sand mit wenig Steingrus
		pH 4,0
Aufnahme Nr. 18		
A ₀	2 cm	Laub
A _b	0-14 cm	schwarzer stark humoser lehmiger Sand
		pH 5,1
B	14-40 + cm	Übergang zu ockerfarbenem lehmigem Sand
		pH 5,4
Aufnahme Nr. 19		
A _b	0-22 cm	dunkelgrauer humoser sandiger Lehm
		pH 4,8
B	22-70 + cm	Übergang zu gelbbraunem sandigem Lehm mit wenig Steingrus
		pH 5,0
Aufnahme Nr. 20		
A _b	0-18 cm	dunkelgrauer humoser sandiger Lehm
		pH 4,8
B	18-50 + cm	Übergang zu gelbbraunem sandigem Lehm mit wenig Steingrus
		pH 5,1
Aufnahme Nr. 21		
		Braunerde
		pH 4,4
Aufnahme Nr. 22		
A ₀	3 cm	Laub
A _b	0-15 cm	dunkelgrauer bis schwarzer stark humoser sandiger Lehm
		pH 4,7
B	15-50 cm	Übergang zu braunem schluffigem Lehm mit Schieferplatten
		pH 4,8

Aufnahme Nr. 23		
A ₀	3 cm	Laub
A _b	0-18 cm	dunkelgrauer bis schwarzer stark humoser sandiger Lehm
		pH 4,6
B	18-55 + cm	Übergang zu braunem schluffigem Lehm mit Schieferplatten
		pH 4,8
Aufnahme Nr. 24		
A _b	0-17 cm	dunkelbrauner humoser sandiger Lehm
		pH 7,2
B	17-30 cm	brauner Lehm
		pH 6,9
	30-40 + cm	grauer Lehm mit Steingrus
		pH 7,4

II. Vegetation und Flora

a) Vegetation

Die Vegetation wurde am 14.7.77 kartiert und durch 29 pflanzensoziologische Aufnahmen nach der Methode Braun-Blanquet belegt. Frühlingsgeophyten wurden am 17.5.78 ergänzt. Zu den meisten Aufnahmen wurden Bodenprofile freigelegt und der Säurewert der verschiedenen Horizonte mit einem elektrischen pH-Meter mit KCl/AgCl - Einstab - Glaselektrode gemessen (siehe I.b.).



Einzelbeschreibung der im Untersuchungsgebiet festgestellten Pflanzengesellschaften

(1) *Dentario bulbiferae* – (*Abieti*) – *Fagetum dryopteridetosum* (Farnvariante des Zwiebelzahnwurz – Buchen – Tannenwaldes) (Aufnahme 1)

Die Farnvariante des Zwiebelzahnwurz – Buchen – Tannenwaldes ist nur im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes an einem NNO-exponierten Hang ausgebildet. In der Baumschicht dominiert die Buche – die Tanne fehlt. In der Kraut-Gras-Schicht fällt neben der Zwiebeltragenden Zahnwurz (*Dentaria bulbifera*), der Quirlblättrigen Weißwurz (*Polygonatum verticillatum*) und dem Waldschwengel (*Festuca altissima*) der Farnreichtum auf:

Frauenfarn	(<i>Athyrium filix-femina</i>)
Wurmfarn	(<i>Dryopteris filix-mas</i>)
Dorniger Wurmfarn	(<i>Dryopteris dilatata</i>)
u.v.a. Eichenfarn	(<i>Gymnocarpium dryopteris</i>).

Einblütiges Perlgras (*Melica uniflora*) und Waldmeister (*Galium odoratum*) fehlen vollkommen.

(2) *Melico-Fagetum typicum* (Perlgras – Buchenwald) (Aufnahme 2–4)

Die Baumschicht des Perlgras – Buchenwaldes wird ebenfalls von der Buche (*Fagus sylvatica*) beherrscht, während in der Kraut-Gras-Schicht neben vielen Fagion-Verbands- und Fagetalia-Ordnungscharakterarten v.a. das Einblütige Perlgras (*Melica uniflora*) und der Waldmeister (*Galium odoratum*) dominieren.

(3) *Melico-Fagetum festucetosum altissimae* (Waldschwengel – Perlgras – Buchenwald) (Aufnahme 5,6)

In der Waldschwengel-Ausbildung des Perlgras – Buchenwaldes tritt zu den beiden in (2) genannten Differentialarten noch der Waldschwengel (*Festuca altissima*) mit größerem Deckungsgrad hinzu.

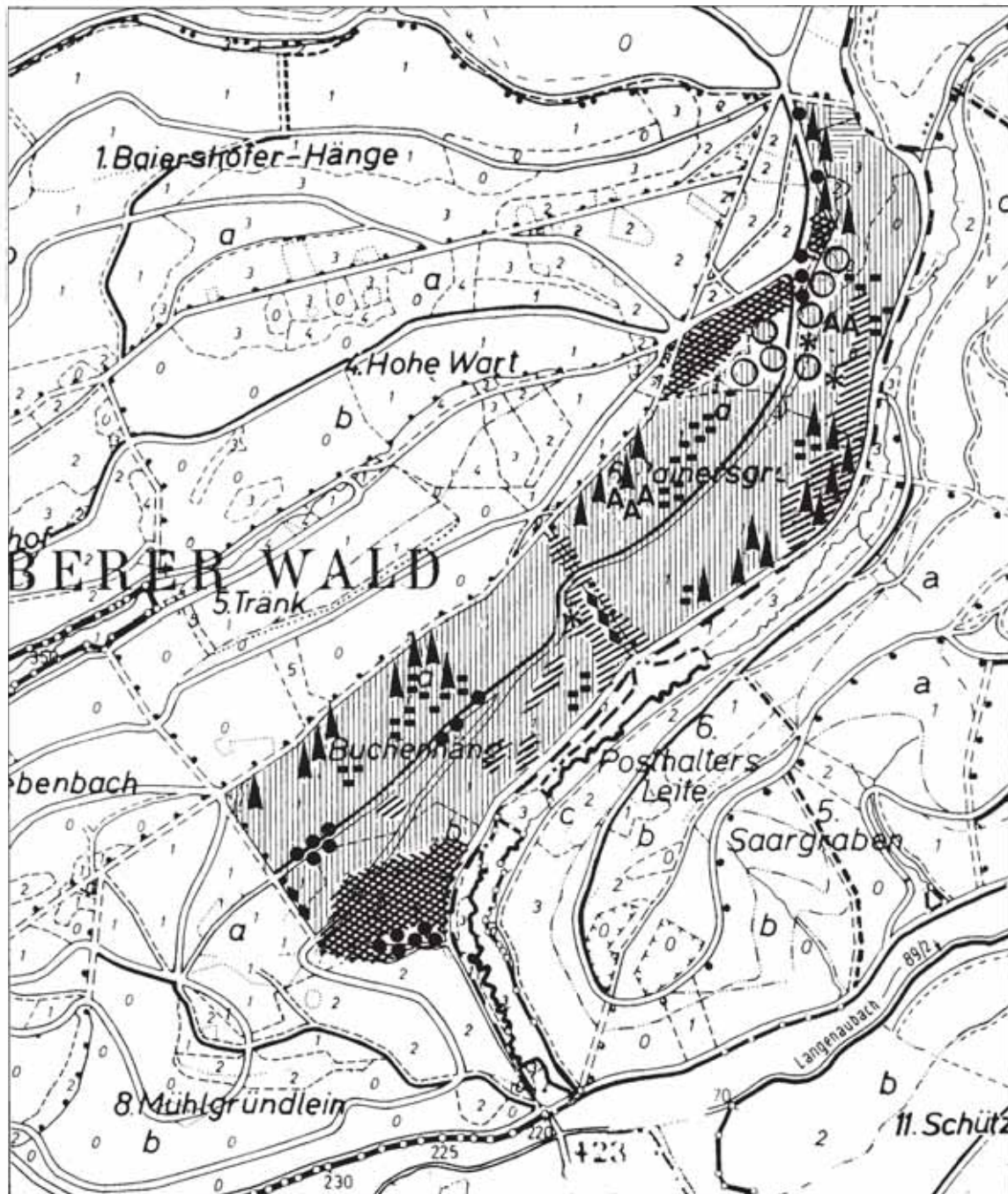
(4) *Melico-Fagetum circaetosum* (Grundfeuchter Hexenkraut – Perlgras – Buchenwald) (Aufnahme 7–12)

Diese Feuchtausbildung des Perlgras-Buchenwaldes ist im Wuchsbereich des *Melico-Fagetum* typ. an Feuchtestellen kleinflächig eingestreut. Der Waldaufbau ist wie beim typischen Perlgras-Buchenwald, nur treten in der Kraut-Gras-Schicht verstärkt Zeiger feuchter Standorte auf:








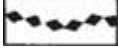




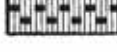
Alpenhexenkraut	(<i>Circaea alpina</i>)
Gewöhnliches Hexenkraut	(<i>Circaea lutetiana</i>)
Großes Springkraut	(<i>Impatiens noli-tangere</i>)

(5) *Melico-Fagetum allietosum* (Bärlauch – Perlgras – Buchenwald) (Aufnahme 13–15)

Die Bärlauchausbildung des Perlgras-Buchenwaldes findet sich an den frischeren Standorten meist in Kontakt zu Schluchtwald (s. (7)). Im Frühjahr wird das Bild geprägt durch den üppig blühenden Bärlauch (*Allium ursinum*), während im Sommer und Herbst die Differentialarten des *Melico-Fagetum* stärker in Erscheinung treten.



Zeichenerklärung

	Dentario bulbiferae-Fagetum dryopteridetosum		Aceri-Fraxinetum lunarietosum
	Melico-Fagetum		Aceri-Fraxinetum lunarietosum mit stärkerer Fichtenbeteiligung
	Jungwuchs, potentiell natürlich: Melico-Fagetum		Aceri-Fraxinetum, Ausbildung von Polystichum aculeatum
	Melico-Fagetum mit stärkerer Fichtenbeteiligung		Carici remotae-Cardaminetum flexuosae
	Fichtenforst, potentiell natürlich: Melico-Fagetum		Unkrautflur mit Petasites albus Schlaggesellschaft mit Digitalis grandiflora und Trittfluren
	Melico-Fagetum allietosum		Polystichum aculeatum
	Melico-Fagetum circaetosum		

Aufnahme-Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
Querco-Fagetes-Klc																							
Moehringia trinervia	.	.	.	+2	+2	.	+2	+2	.	.	.	+2	.	.	.	+2	+2	+	.	+	.	.	.
Brachypodium sylvaticum	1.2
Melica nutans	2.2	.	.	.	1.2
Begleiter:																							
Senecio fuchsii	+	.	.	+	2.2	+	2.2	2.3	+	1.2	.	2.2	.	+	2.2	.	1.2	+
Oxalis acetosella	+2	.	.	.	+	.	2.2	.	+	.	.	+2	2.2	+	+	.	+	+2	.	.	+2	2.2	+2
Urtica dioica	.	.	.	+2	.	.	1.2	+	+	.	+2	.	.	2.2	2.2	.	2.2	.	.	.	4.5	2.3	+
Lamium maculatum	+	+	+	1.2	+2
Mycelis muralis	.	+	+	+	.	+	.	.	+
Geranium robertianum	1.2	.	.	.	+2	+2
Galeopsis speciosa	2.1	.	.	+2	1.2	+2
Veronica montana	.	+2	.	+2	.	+
Poa nemoralis	.	.	.	+2	.	.	.	+
Cardamine impatiens	.	.	.	+
Hypericum perforatum	+
Gnaphalium sylvaticum
Aegopodium podagraria	1.2
Chelidonium majus	+
Moosschicht																							
Polytrichum formosum	1.3

Diese Subassoziation ist für den Frankenwald noch nicht beschrieben und stellt ein Kleinod dieses Gebietes dar, das nicht nur aus ästhetischen Gründen sondern auch aus wissenschaftlichen Gründen unbedingt erhalten werden sollte. (Noch besser ausgebildet ist diese Subassoziation am benachbarten Schmidtsberg.)

(6) *Aceri-Fraxinetum mit Polystichum aculeatum*
(Ahorn – Eschen – Schluchtwald; Ausbildung mit Gelaptem Schildfarn) (Aufnahme 16)

Eine weitere Rarität des Untersuchungsgebietes ist die Schluchtwaldbauung mit Gelaptem Schildfarn (*Polystichum aculeatum*). Bisher sind im Frankenwald neben dem hier beschriebenen und dem benachbarten Standort am Schmidtsberg für diesen Farn aktuell nur zwei weitere Standorte am Kühberg im Steinachtal und im Höllenbachtal bekannt.

In der Baumschicht fehlt die Buche; an ihre Stelle treten

Bergahorn	(<i>Acer pseudoplatanus</i>)
Spitzahorn	(<i>Acer platanoides</i>)
Esche	(<i>Fraxinus excelsior</i>)
und Bergulme	(<i>Ulmus glabra</i>)

(7) *Aceri-Fraxinetum lunarietosum*
(Schluchtwald mit Mondviole) (Aufnahme 17–23)

Auch in diesem Schluchtwald tritt die Buche zugunsten von Bergahorn, Spitzahorn, Esche und Bergulme stark zurück. Wo sie noch mit höheren Deckungswerten vorkommt, ist dies sicherlich meist auf (frühere) forstliche Maßnahmen zurückzuführen. Die Kraut-Gras-Schicht wird durch Mondviole beherrscht, daneben kommen aber auch viele etwas frischere Standorte bevorzugende Fagetalia-Ordnungscharakterarten vor.

Schluchtwälder in dieser Qualität sind im Regierungsbezirk Oberfranken sehr selten und deshalb unbedingt schutzwürdig.

(8) *Carici remotae-Cardaminetum flexuosae*
(Waldschaumkraut – Quellflur)

(Aufnahme 24, 25, 26)

An einigen Quellbächen findet sich eine Waldschaumkraut – Quellflur. Diese ist neben dem Waldschaumkraut (*Cardamine flexuosa*) gekennzeichnet durch die Winkelsegge (*Carex remota*) das Gegenblättrige Milzkraut (*Chrysosplenium oppositifolium*) und das Alpenhexenkraut (*Circaea alpina*).

Aufnahme Nummer	24	25	26
Aufnahmefläche in m²	6	3	3
Neigung in °	5	8	6
Exposition	SSO	O	O
Bedeckung in %	70	70	55

Kraut-Gras-Schicht

<i>Carici-Cardaminetum flex. AC</i>			
<i>Cardamine flexuosa</i>	1.2	+2	1.2
<i>Cardamino-Montion-VC</i>			
<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	4.4	5.5	5.4
<i>Cardamine amara</i>	2.3	.	.
<i>Carex remota</i>	2.3	.	.
<i>Begleiter frischer Standorte</i>			
<i>Circaea alpina</i>	+2	.	.
<i>Impatiens noli-tangere</i>	+	.	.
<i>Carex sylvatica</i>	+2	.	.
<i>Stachys sylvatica</i>	+	.	.
<i>Athyrium filix-femina</i>	+	.	.
<i>Mycelis muralis</i>	+	.	.
<i>Oxalis acetosella</i>	1.2	.	.

(9) *Pioniergesellschaften entlang der Waldwege (a) und Trittluren (b)*

zu a)

Aufnahme Nr.	27	28
Aufnahmefläche in m²	5	15
<i>Petasites albus</i>	3.5	5.5
<i>Cardamine flexuosa</i>	1.2	1.2
<i>Ranunculus repens</i>	2.2	2.2
<i>Stellaria holostea</i>	2.2	.
<i>Ajuga reptans</i>	2.2	.
<i>Fragaria vesca</i>	+2	.
<i>Mycelis muralis</i>	+2	.
<i>Stachys sylvatica</i>	1.2	.
<i>Dentaria bulbifera</i>	.	2.2
<i>Lamium galeobdolon</i>	.	+2
<i>Viola reichenbachiana</i>	.	1.2

zu b)

Aufnahme Nr.	29
Aufnahmefläche in m²	5
<i>Sagina procumbens</i>	1.2
<i>Poa annua</i>	1.2
<i>Veronica officinalis</i>	+2
<i>Moehringia trinervia</i>	1.2
<i>Epilobium angustifolium</i>	+2
<i>Mycelis muralis</i>	+
<i>Taraxacum officinalis</i>	+

b) Flora

Die im Untersuchungsgebiet festgestellten Farn- und Blütenpflanzen sind der »Florenliste der Naturwaldreservate« zu entnehmen. Hierunter sind folgende Arten der Roten Liste bedrohter Farn- und Blütenpflanzen in Bayern:

Gefährdungsstufe 2

Chrysosplenium oppositifolium (Gegenblättriges
Milzkraut)

Gefährdungsstufe 3

Convallaria majalis (Maiglöckchen)
Daphne mezereum (Seidelbast)
Digitalis grandiflora (Großblütiger Fingerhut).
Außerdem sind noch folgende im Naturraum Fran-
kenwald seltene bzw. sehr seltene Arten erwäh-
nenswert
Adoxa moschatellina (Moschuskraut)
Arabis hirsuta (Rauhe Gänsekresse)
Arum maculatum (Aronstab)
Corydalis cava (Hohler Lerchensporn)
Polystichum aculeatum (Gelappter Schildfarn).

III. Beurteilung

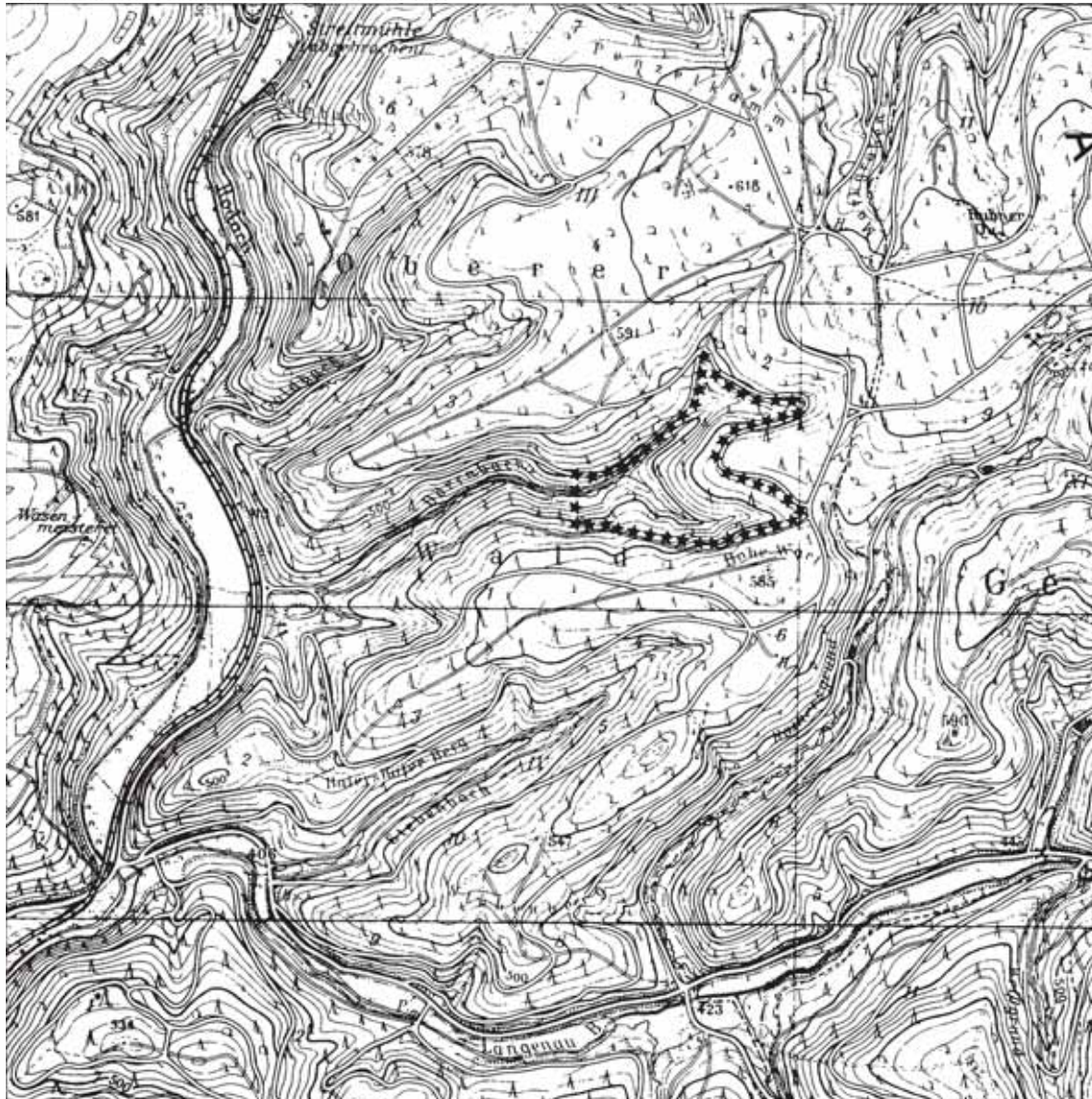
Im Naturwaldreservat »Buchenhänge« konnten bei der pflanzensoziologischen Kartierung 7 Wald-
gesellschaften bzw. -Untergesellschaften in sehr na-
turnahen Zustand und Quellfluren aus dem Verband
der kalkarmen Quellfluren festgestellt werden.
Bei den Waldgesellschaften handelt es sich sowohl
um für den Frankenwald typische Laubwaldgesell-
schaften

(Dentario bulbiferae-Fagetum dryopteridetosum
Melico-Fagetum typicum
Melico-Fagetum festucetosum altissimae
Melico-Fagetum circaetosum)
als auch um für diesen Naturraum heute sehr seltene
Schluchtwälder (Acceri-Fraxinetum lunarietosum u.
Ausbildung nach Polystichum aculeatum) und
Bärlauch-Buchenwälder (Melico-Fagetum allioto-
sum).
Nach dem seit 1.5.1976 rechtsverbindlichen Landes-
entwicklungsprogramm Bayern sollen als Natur-
schutzgebiete insbesondere geschützt werden:
– naturnahe Bestände der typischen Laubwaldge-
sellschaften im Fichtelgebirge und im *Frankenwald*
(CR 5 II 1.1
CR 4 II 1.2.1)

Da es sich hier s.o. nicht nur um naturnahe und
typische, sondern z.T. auch um heute sehr seltene
Laubwaldgesellschaften handelt, sollte das Unter-
suchungsgebiet unbedingt als Naturschutzgebiet
ausgewiesen werden.

Außerdem sei nochmals daran erinnert, daß sich in
den Schluchtwäldern der Buchenhänge ein Re-
fugium für den im Frankenwald sonst so seltenen
Gelappten Schildfarn (Polystichum aculeatum) er-
halten hat.

Ausschnitt des NR 9 aus dem Kartenblatt 5635 1:10 000



*** Grenze des Naturwaldreservates

IV. Empfohlene Maßnahmen

Um bessere Kenntnisse über den natürlichen Waldaufbau zu bekommen, wäre – neben dem bereits jetzt praktizierten Verbot, forstwirtschaftliche Maßnahmen durchzuführen (NR) – vor allem die Anlage von Probeflächen mit Wildschutzzäunen sehr zu begrüßen.

V. Literatur

KAULE, G.: Biotopkartierung Bl. L 5734 Nr. 06
ZEIDLER, H.: (1953); Waldgesellschaften des Frankenwaldes.

NR 9 Schmidtsberg

I. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

a) Größe, Lage und Morphologie

Das ca. 23 ha große, vom staatlichen Forstamt Nordhalben betreute Naturwaldreservat »Schmidtsberg« liegt rund 4,7 km westlich Langenau und etwa 4 km südlich Nordhalben. Es umfaßt die Waldorte III 2 c^{01,1} Schmidtsberg, III 3 b¹¹ Dörrnberg und IV 2 c^{01, 11, 21, 31} Baiershofer-Hänge.

Die Höhe des Gebietes steigt von 465 bis auf 575 m über NN an.

Die Neigung beträgt maximal 30°

Die Exposition reicht von Südwest über West und Nord bis Nordnordwest.

b) Geologie und Böden

Im ganzen Untersuchungsgebiet steht der Mittlere Bordenschiefer des Unterkarbon an. Die Böden sind Braunerden mittlerer bis großer Entwicklungstiefe.

Bodenprofile:

Aufnahme Nr. 1

A _b	0–10 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand mit Steingrus	pH 3,6
B ₁	10–19 cm	Übergang zu braunem lehmigem Sand mit viel Grus	pH 4,0
	19–30 + cm	brauner lehmiger Sand mit viel Grus	pH 4,0

Aufnahme Nr. 2

A ₀	2 cm	Streu	
A _b	0–6 cm	schwarzer humoser lehmiger Sand	pH 3,4
B	6–12 cm	Übergang	pH 3,9
	12–30 + cm	rotbrauner Lehm mit Steingrus	pH 4,0

Aufnahme Nr. 3

A ₀	2 cm	Streu	
A _b	0–8 cm	schwarzer humoser lehmiger Sand	pH 3,4
B	8–12 cm	Übergang	pH 3,8
	12–35 + cm	rotbrauner Lehm mit Steingrus	pH 3,9

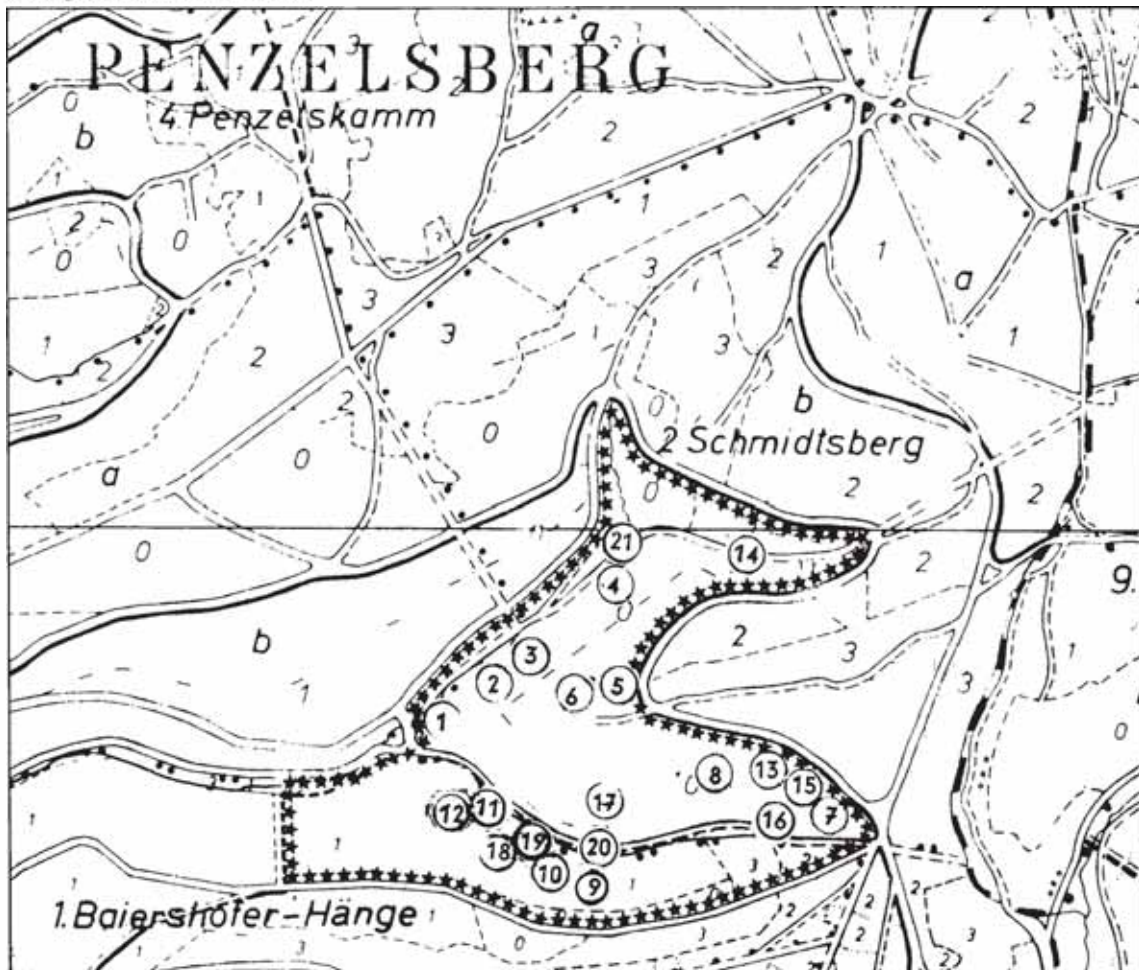
Aufnahme Nr. 4

A ₀	2 cm	Streu	
A _b	0–8 cm	schwarzer humoser lehmiger Sand	pH 3,4
B	8–16 cm	Übergang	pH 3,7
	16–40 + cm	rotbrauner Lehm mit Steingrus	pH 3,9

Aufnahme Nr. 5

A ₀	3 cm	Laub	
A _b	0–20 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 4,0
B	20–28 cm	Übergang	pH 4,3
	28–40 + cm	brauner sandiger Lehm mit Grus	pH 4,4

Ausschnitt aus der Nutzungskarte des Forstamts Nordhalben Distr. I, III–VI, XI–XIV 1:10 000 mit Eintragung der Standorte der pflanzensoziologischen Aufnahmen (1 bis 21)



Aufnahme Nr. 6

A _o	3 cm	Laub	
A _b	0-13 cm	graubrauner humoser lehmiger Sand	pH 3,6 pH 4,0 pH 4,1
B	13-30 cm	Übergang	
	30 + cm	brauner Lehm mit Schiefer	

Aufnahme Nr. 7

A _o	1 cm	Laub	
A _b	0-9 cm	graubrauner humoser lehmiger Sand	pH 4,7 pH 4,9 pH 5,0
B	9-18 cm	Übergang	
	18-35 + cm	brauner Lehm mit Schiefer	

Aufnahme Nr. 8

A _o	3 cm	Laub	
A _b	0-11 cm	tiefschwarzer stark humoser sandiger Lehm	pH 4,3 pH 4,4
B	11-20 cm	Übergang	
	20-45 + cm	brauner schluffiger Lehm mit Schiefer	pH 4,4

Aufnahme Nr. 10

A _o	3 cm	Laub	
A _b	0-5 cm	schwarzer humoser sandiger Lehm	pH 3,8 pH 4,1
B	5-13 cm	Übergang	
	13-30 + cm	dunkelbrauner Lehm mit wenig Steingrus	pH 4,2

Aufnahme Nr. 13

A _o	2 cm	Laub und Streu	
	1 cm	Rohhumus	
A _b	0-4 cm	grauschwarzer humoser lehmiger Sand	pH 4,1 pH 4,5 pH 4,6
B	4-14 cm	Übergang	
	14-30 + cm	brauner sandiger Lehm	

Aufnahme Nr. 15

A _o	2 cm	Laub	
	3 cm	Moder	
A _b	0-25 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 4,2 pH 4,5 pH 4,7
B	25-35 cm	Übergang	
	35-40 + cm	brauner Lehm	

Aufnahme Nr. 16

A _b	0-11 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 3, pH 4,1 pH 4,1
B	11-20 cm	Übergang	
	20-45 + cm	rotbrauner Lehm mit Steingrus	

Aufnahme Nr. 17

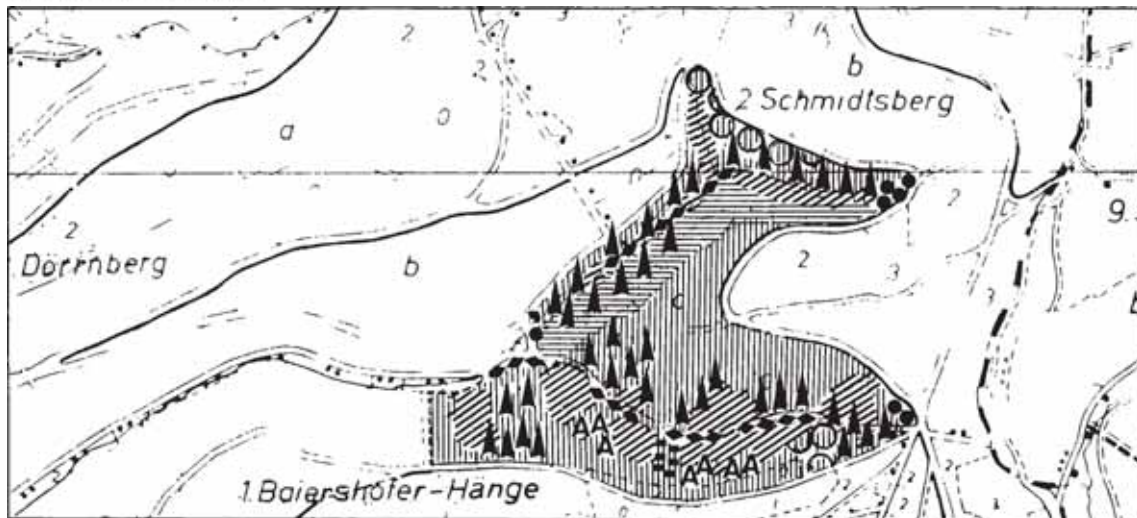
A _o	3 cm	Laub	
A _b	0-14 cm	schwarzer stark humoser lehmiger Sand	pH 4,2 pH 4,3 pH 4,4
B	14-27 cm	Übergang	
	27-60 + cm	hellbrauner Lehm mit Schiefer	

Aufnahme Nr. 18

A _o	2 cm	Laub	
A _b	0-9 cm	schwarzer stark humoser lehmiger Sand	pH 4,1 pH 4,6 pH 4,7
B	9-20 cm	Übergang	
	20-45 + cm	hellbrauner Lehm mit wenig Skelett	

II. Vegetation und Flora**a) Vegetation**

Die Vegetation des Schmidtsberges wurde am 15.7.77 kartiert und durch 21 pflanzensoziologische Aufnahmen nach der Methode Braun-Blanquet belegt. Frühlingsgeophyten wurden am 17.5.78 ergänzt. Zu den Aufnahmen wurden i.d.R. Bodenprofile freigelegt und der Säurewert der verschiedenen Horizonte mit einem elektrischen pH-Meter mit KCl/AgCl-Einstab - Glaselektrode bestimmt. (siehe I.b)

Karte der Vegetation 1:10 000

	Dentario bulbiferae-Abieti Fagetum dryopteridetosum		Melico-Fagetum allietosum
	Dentario bulbiferae-Fagetum dryopteridetosum mit starker Fichtenbeteiligung, z.T. Fichtenforst		Aceri-Fraxinetum lunarietosum
	Melico-Abieti-Fagetum typicum und Melico-Fagetum festucetosum		Aceri-Fraxinetum allietosum (Übergang zum Aceri-Fraxinetum, Ausbildung von Corydalis cava)
	Jungwuchs, potentiell natürlich: Melico-Fagetum		Aceri-Fraxinetum lunarietosum mit starker Fichtenbeteiligung
	Melico-Fagetum mit starker Fichtenbeteiligung, z.T. Fichtenforst		Carici remotae-Cardaminetum flexuosae
	Melico-Fagetum circaetosum		Unkraut- und Trittflur

NR.9	Dentario bulb.- Abieti-Fag.dry.				Melico-Fagetum					Aceri - Fraxinetum								Polyst. acul.	
	1	2	3	4	typ.et fest.	circ.	all	alliet.	lunarietosum										
Aufnahme Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Meereshöhe in m	15	30	30	30	5	20	3	15	10	12	15	12	3	15	5	5	13	15	
Neigung in °	W	NW	NW	NW	NW	NW	SSW	SSW	NNO	NNO	NNO	NNO	SSW	N	SW	WSW	SSW	NNO	
Exposition	200	300	300	400	250	300	250	250	150	200	200	150	250	250	300	300	300	300	250
Areal	M i t t l e r e r B e r e i c h				B r a u n e r d e m i t t l e r e r B e r e i c h					B e r e i c h b i s g r o ß e r E n t w i c k l u n g s t i e f e									
Geologie	M i t t l e r e r B e r e i c h				B r a u n e r d e m i t t l e r e r B e r e i c h					B e r e i c h b i s g r o ß e r E n t w i c k l u n g s t i e f e									
Boden	M i t t l e r e r B e r e i c h				B r a u n e r d e m i t t l e r e r B e r e i c h					B e r e i c h b i s g r o ß e r E n t w i c k l u n g s t i e f e									
Bedeckung	M i t t l e r e r B e r e i c h				B r a u n e r d e m i t t l e r e r B e r e i c h					B e r e i c h b i s g r o ß e r E n t w i c k l u n g s t i e f e									
in %	M i t t l e r e r B e r e i c h				B r a u n e r d e m i t t l e r e r B e r e i c h					B e r e i c h b i s g r o ß e r E n t w i c k l u n g s t i e f e									
Gesamt	70	90	95	95	90	98	100	90	100	100	98	90	95	100	98	95	98	100	98
B 1	60	40	80	96	85	95	80	80	95	90	95	85	90	95	80	85	85	90	95
B 2	30	20	15	20				8				8	10	15	20				
S	3	10	6	10	5	5	8	10				10	20	20	55	1	3		
ZS	3	5	2	2	3	2		2		4	2	2	3	8	10				1
KG	70	85	70	70	30	35	98	70	100	100	35	75	70	95	95	30	95	100	85
MF	20	12	5	2	2	2		2				2	2						
<u>Baum- und Strauchschicht</u>																			
<u>Fagion-VC</u>																			
Fagus sylvaticus	B1	.	.	2	2	5	5	4	5	5	1	3	3	5	4	5	2	3	3
	R2	3	2	2	2	.	.	.	2	2	.	2	.	.	.
	S	+	2	2	1	1	1	2	1	2	2	2	+	.	.
	ZS	.	1	+	+	+
Abies alba	B1	3	2	3	1	.	2	2	2	2
Daphne mezereum	S	+	+	.	.	.
<u>weitere Fagion-VC und Querco-Fagetea-KLC,</u>																			
<u>deren Verbreitungsschwerpunkt im Tilio-Acerion liegt</u>																			
Acer pseudoplatanus	B1	3	.	1	3	3	3	.	3	1	.	3	3
	R2	1	2	2	.	.	.
	S	1	1	2	.	.	.
	ZS	+	+	.	.	1	.	.	+	.	+	+	+	1	2	2	.	.	.
Fraxinus excelsior	B1	2	3	3	3	2	4
	R2	2	.	.	.
	S	2	.	.	.
	ZS	1	+	+	.	1	.	.	.	+
Ulmus glabra	B	2	1	1	2	.
Acer platanoides	B	2	2	1	1
<u>Begleiter</u>																			
Picea abies	B	3	3	3	4	.	.	1	2	.	.	3	4	2	.
Rubus fruticosus	S	1	1	+	+	+	.	1,2	+	.	.
Sambucus nigra	S	+	+	.	.	.	+	.
Sambucus racemosa	S	+	1
Sorbus aucuparia	S	+
<u>Kraut-Gras-Schicht</u>																			
<u>DA der montanen Fageten</u>																			
Festuca altissima	4.5	2.2	1.2	1.2	1.2	2.2	+2	1.2					1.2	.	.	2.2	.	.	2.2
Dentaria bulbifera	+	.	+	+	2.2	1.2	+2	+2	1.2	+2	2.3	2.3	+	1.1	+2	.	.	+	2.2
Polygonatum verticillatum	+	+2
<u>DA des Dentario bulbiferae-Abieti-Fagetum dryopteridetosum</u>																			
<u>(auch in anderen frischen Buchenwäldern, in Schlucht- und Auwäldern</u>																			
<u>auf mesotropher Braunerde)</u>																			
Athyrium filix-femina	1.2	2.2	3.4	4.4	.	1.1	.	+	.	1.2	1.2	+	.	2.2	+	.	1.1	1.1	+2
Dryopteris dilatata	1.1	2.3	2.2	2.2	+	1.1	.	1.1	+	+	1.2	.	+	1.1	+	.	+	+	+2
Gymnocarpium dryopteris	2.3	2.3	2.2	2.3	+2
Thelypteris phegopteris	.	2.3	2.2
<u>DA des Melico-Fagetum</u>																			
Melica uniflora	2.4	2.3	4.5	2.3	2.2	.	+2	.	3.4	1.2	1.2	2.2	1.2	.	2.2
Galium odoratum	1.2	.	+2	1.2	+2	1.2	.	+2	+2	.	.	+	.	.	1.2
<u>DA des Melico-Fagetum circaeetosum</u>																			
Impatiens noli-tangere	2.2	2.3	2.2	1.2	.	.	1.2	2.3
Circaea alpina	+2	.	.	+2	.	.	+2
Lysimachia nemorum	1.2	2.2
Circaea lutetiana	+2	.	.	1.2	3.3
<u>DA der Ausbildung nach Allium ursinum</u>																			
Allium ursinum	5.5	5.5	2.2	+2	+	2.2
<u>DA der Frühlingsgeophytenwälder</u>																			
Corydalis cava	2.3	2.3	2.3
Adoxa moschatellina	1.2
<u>AC des Aceri-Fraxinetum lunarietosum</u>																			
Lunaria rediviva	+	2.3	+	4.5	2.3	4.5	4.5	2.3	5.5	5.5	+
<u>DA der Ausbildung nach Polystichum aculeatum</u>																			
Polystichum aculeatum	+2
<u>weitere Fagion-VC</u>																			
Actaea spicata	+	+	.	.	.	1.1	.	.	1.2	.	1.2	+	.	+	+
Elymus europaeus	1.2	.	1.2	1.2	.	1.2	+2	.	.	.
<u>Carpinion-VC</u>																			
Stellaria holostea	.	.	+	.	+2	+	.	+2	.	1.2	.	+2	1.2	.	.	+2	.	.	1.2
<u>Fagetalia-OC</u>																			
Dryopteris filix-mas	2.2	1.1	+	+	1.1	2.1	2.1	1.1	+	1.1	2.2	+	+	1.1	1.1	2.2	1.1	+	+
Mercurialis perennis	1.2	1.2	1.2	2.1	.	2.2	2.3	1.2	2.2	1.2	2.2	.	+	+2	2.3
Lamium galeobdolon	1.2	+2	+	+2	1.2	1.2	1.2	1.2	+2	.	.

Aufnahme Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
<i>Stachys sylvatica</i>	+	.	.	+2	.	.	.	+	.	2.2	2.2	.	.	.	+2
<i>Lathyrus vernus</i>	+	+
<i>Asarum europaeum</i>	+2	1.2	1.2	.	.	.	+2	.	+2	+2
<i>Milium effusum</i>	1.2
<i>Bromus ramosus</i>	+2
<i>Arum maculatum</i>	+2
<i>Lathraea squamaria</i>	+2	.
<i>Pulmonaria obscura</i>	1.2
Querco-Fagetum-KIC																			
<i>Viola reichenbachiana</i>	+2	+	.	.	+	.	+	.	.	1.2	+2	.	.	.	+2
<i>Anemone nemorosa</i>	+2	1.2	+
<i>Moehringia trinervia</i>	+2
<i>Melica nutans</i>	+2	1.2
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	+2
<i>Paris quadrifolia</i>	1.1
Begleiter																			
<i>Oxalis acetosella</i>	+2	1.2	1.2	+	1.2	+2	.	+	+	1.2	1.2	+2	+	+2	1.2	1.2	1.2	+2	2.2
<i>Senecio fuchsii</i>	.	+	+	.	.	.	+2	+	+	.	.	.	1.1	1.1	+	2.2	+	.	.
<i>Mycelis muralis</i>
<i>Lamium maculatum</i>	1.2	.	+2	.	+	+	+2	1.2	.	+2
<i>Hieracium sylvaticum</i>	.	+	+
<i>Galeopsis speciosa</i>	+
<i>Galeopsis tetrahit</i>	+	+2
<i>Poa nemoralis</i>	1.2
<i>Avenella flexuosa</i>	2.2
<i>Maianthemum bifolium</i>	.	.	1.2
<i>Urtica dioica</i>	2.3	.	.	+2
<i>Juncus effusus</i>	.	+2
Moos-Flechten-Schicht																			
<i>Polytrichum formosum</i>	2.4	2.3	2.2	.	+2	+2	.	+2
<i>Dicranum scoparium</i>	2.2	.	.	+2
<i>Pleurozium schreberi</i>	+2	.	.	+2	+2

Einzelbeschreibung der im Untersuchungsgebiet festgestellten Pflanzengesellschaften

(1) *Dentario bulbiferae - Abieti - Fagetum dryopteridetosum* (Farnvariante des Zwiebelzahnwurz-Buchen-Tannenwaldes) (Aufnahme Nr. 1-4)

Der Farnreiche Zwiebelzahnwurz-Buchen-Tannenwald ist im Nordwestteil des Untersuchungsgebietes viel großflächiger und typischer ausgebildet als an den benachbarten Buchenhängen. In der Baumschicht ist hier neben der Buche und der stark überrepräsentierten Fichte die Tanne gut vertreten. In der Kraut-Grasschicht dominieren neben der Zwiebeltragenden Zahnwurz (*Dentaria bulbifera*) und dem Waldschwingel (*Festuca altissima*) die Farne

Athyrium filix-femina (Frauenfarn)
Dryopteris filix-mas (Wurmfarn)
Dryopteris dilatata (Dorniger Wurmfarn)

u.v.a. *Gymnocarpium dryopteris* (Eichenfarn)
 und *Thelypteris phegopteris* (Buchenfarn).

(2) *Melico - (Abieti) Fagetum typicum et festucetosum* (Perlgras-Buchen-(Tannen-) Wald) (Aufnahme Nr. 5-7)

Die Baumschicht des Perlgras-Buchenwaldes wird von der Buche beherrscht. Daneben ist erfreulicher Weise auch die Tanne noch recht häufig vertreten. In der Kraut-Grasschicht sind v.a. das Einblütige Perlgras (*Melica uniflora*) mit hohen Deckungsgraden, daneben der Waldmeister (*Galium odoratum*), der Waldschwingel (*Festuca altissima*) und viele Fagion - Verbands - und Fagetalia - Ordnungscharakterarten vertreten.

(3) *Melico - (Abieti) - Fagetum circaetosum* (Grundfeuchter Hexenkraut - Perlgras- Buchen-Tannenwald) (Aufnahme Nr. 8)

Die Feuchtausbildung des Perlgras-Buchen-Tannenwaldes steht in engem Kontakt mit den Bärlauch-

bzw. Schluchtwäldern im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes. Der Waldaufbau ist wie in (2) beschrieben, nur treten in der Kraut-Grasschicht verstärkt Zeiger feuchter Standorte auf:

Circaea alpina (Alpenhexenkraut)
Circaea intermedia (Mittleres Hexenkraut)
Circaea lutetiana (Gewöhnliches Hexenkraut)
Impatiens noli-tangere (Großes Springkraut)
Stellaria nemorum (Waldsternmiere).

(4) *Melico - Fagetum allietosum* (Bärlauch- Perlgras- Buchenwald) (Aufnahme Nr. 9)

Im Südteil des Untersuchungsgebietes auf halber Höhe der »Baiershofer - Hänge« wächst auf frischen tiefgründigen Braunerden der Bärlauch- Perlgras-Buchenwald. In der Baumschicht dominiert noch die Buche; die Kraut-Grasschicht wird beherrscht durch den im Frühjahr üppig blühenden Bärlauch (*Allium ursinum*), während das Einblütige Perlgras (*Melica uniflora*) und der Waldmeister (*Galium odoratum*) erst im Sommer und Herbst deutlicher in Erscheinung treten.

(5) *Aceri - Fraxinetum allietosum* (Bärlauch-Ahorn-Eschenwald) (Aufnahme Nr. 10)

Die Bärlauch - Ausbildung des Ahorn-Eschenwaldes vermittelt zwischen dem Bärlauch- Perlgras-Buchenwald und dem Mondviolen-Schluchtwald. In der Baumschicht tritt die Buche zurück zugunsten von Bergahorn, Spitzahorn, Esche und Bergulme; in der Kraut-Grasschicht dominiert weiter der Bärlauch aber auch die Mondviole kommt bereits, wenn auch mit geringeren Deckungsgraden vor; dagegen fehlt das Einblütige Perlgras.

(5a) *Aceri - Fraxinetum allietosum* Übergang zur *Corydalis cava* - Ausbildung des *Aceri - Fraxinetum* (Ahorn- Eschenwald, Ausbildung von Bärlauch und Hohlem Lerchensporn)

(Aufnahme Nr. 11)

Diese Ausbildung ähnelt der in (5) beschriebenen, doch tritt der Bärlauch etwas zurück, während *Corydalis cava* stärker aufkommt.

(6) *Aceri – Fraxinetum lunarietosum*
(Mondviolen- Schluchtwald)

(Aufnahme Nr. 12–18)

Der Mondviolen-Schluchtwald ist – neben den Bärlauch-Wäldern – ein besonderes Schmuckstück des Untersuchungsgebietes. In den nördlich der ursprünglichen Südgrenze des Naturwaldreservates Schmidtsberg gelegenen Schluchtwäldern ist die Fichte stark am Waldaufbau beteiligt. Dagegen sind die nun zusätzlich ins Naturwaldreservat aufgenommenen nördlich exponierten Baiershofer – Hänge durch einen sehr naturnahen Aufbau der Baumschicht ausgezeichnet: die Buche tritt stark zurück zugunsten von Bergahorn, Spitzahorn, Bergulme und Esche, die Fichte ist nur vereinzelt beigemischt. In der Krautschicht dominiert die Mondviole (*Lunaria rediviva*) mit sehr hohen Deckungsgraden; daneben sind viele feuchtigkeitsliebende Pflanzen und Frühlingsgeophyten beigemischt.

(7) *Aceri – Fraxinetum mit Polystichum aculeatum*
(Ahorn- Eschen- Schluchtwald; Ausbildung mit Gelapptem Schildfarn)

(Aufnahme Nr. 19)

Wie auch an den benachbarten Buchenhängen kommt der Gelappte Schildfarn (*Polystichum aculeatum*) in den Schluchtwäldern am Schmidtsberg vor, jedoch in weit geringerer Zahl. Auch diese Ausbildung tendiert stark zum Frühlingsgeophytenwald (*Aceri-Fraxinetum* Ausbildung nach *Corydalis cava* s.a. (5)). Neben dem Hohlen Lerchensporn (*Corydalis cava*) sind v.a. Feuchtezeiger stark vertreten:

<i>Circaea alpina</i>	(Alpenhexenkraut)
<i>Circaea intermedia</i>	(Mittleres Hexenkraut)
<i>Circaea lutetiana</i>	(Gewöhnliches Hexenkraut)
<i>Impatiens noli-tangere</i>	(Großes Springkraut)
<i>Stellaria nemorum</i>	(Waldsternmiere).

In der Baumschicht dominieren Esche und Bergahorn.

Aufnahme Nummer	20 21
Areal in m ²	20 15
Neigung in °	3 2
Exposition	W SW
Bedeckung	90 95
Kraut-Grasschicht	
<i>Carici-Cardaminetum flexuosae-AC</i>	
<i>Cardamine flexuosa</i>	2.2 1.2
<i>Cardamino-Montion-VC</i>	
<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	2.2 2.3
<i>Carex remota</i>	+2 3.3
<i>Stellaria alsine</i>	2.2
Begleiter	
<i>Circaea alpina</i>	3.3 2.2
<i>Impatiens noli-tangere</i>	4.5 3.3
<i>Oxalis acetosella</i>	2.2 1.2
<i>Geranium robertianum</i>	1.2 1.2
<i>Lunaria rediviva</i>	+ +
<i>Circaea intermedia</i>	+2
<i>Circaea lutetiana</i>	+
<i>Stellaria nemorum</i>	2.3
<i>Urtica dioica</i>	+
<i>Stachys sylvatica</i>	+
<i>Senecio fuchsii</i>	+
<i>Festuca altissima</i>	+2
<i>Ranunculus repens</i>	2.2
<i>Rumex sanguineus</i>	+
<i>Mentha longifolia</i>	+
<i>Athyrium filix-femina</i>	+

(8) *Carici remotae – Cardaminetum flexuosae*
(Waldschaumkraut – Quellflur)

(Aufnahme Nr. 20, 21)

Entlang der Quellbäche in Kontakt mit den Schluchtwäldern wächst üppig die Waldschaumkraut- Quellflur mit:

Waldschaumkraut	(<i>Cardamine flexuosa</i>)
Winkelsegge	(<i>Carex remota</i>)
Gegenblättriges Milzkraut	(<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>)
Alpenhexenkraut	(<i>Circaea alpina</i>)
Mittleres Hexenkraut	(<i>Circaea intermedia</i>)
Gewöhnliches Hexenkraut	<i>Circaea lutetiana</i> .

b) Flora

Die im Rahmen der Kartierung festgestellten Farn- und Blütenpflanzen sind der »Florenliste der Naturwaldreservate« zu entnehmen. Hierunter sind folgende Arten der Roten Liste bedrohter Farn- und Blütenpflanzen in Bayern:

Gefährdungsstufe 2

<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	(Gegenblättriges Milzkraut)
--------------------------------------	-----------------------------

Gefährdungsstufe 3

<i>Daphne mezereum</i>	(Seidelbast)
<i>Digitalis grandiflora</i>	(Großblütiger Fingerhut).

Außerdem wurden folgende im Naturraum Frankenwald seltene bis sehr seltene Pflanzenarten gefunden:

<i>Adoxa moschatellina</i>	(Moschuskraut)
<i>Allium ursinum</i>	(Bärlauch)
<i>Corydalis cava</i>	(Hohler Lerchensporn)
<i>Polystichum aculeatum</i>	(Gelappter Schildfarn)
<i>Stellaria nemorum</i> cf.	(Hexenkrautblättrige Waldsternmiere).

III. Beurteilung

Im Naturwaldreservat »Schmidtsberg« konnten bei der pflanzensoziologischen Kartierung 7 Waldgesellschaften bzw. Untergesellschaften in naturnahem Zustand und ausgedehnte Waldschaumkraut – Quellfluren festgestellt werden.

Neben den für den Frankenwald typischen natürlichen Laubwaldgesellschaften (*Melico-Fagetum* typ., fest. alt. et *circaeetosum*, *Dentario bulbiferae-Abieti-Fagetum dryopteridetosum*) wurden hierbei einige für den Naturraum Frankenwald sehr seltene Schlucht- und Bärlauchwälder erfaßt (*Melico-Fagetum allietosum*, *Aceri-Fraxinetum allietosum*, Übergänge zur *Corydalis cava*-Ausbildung des *Aceri-Fraxinetum*, *Aceri-Fraxinetum lunarietosum* und *Aceri-Fraxinetum*-Ausbildung nach *Polystichum aculeatum*). Letzteres gilt insbesondere für den südlich des Schmidtsberg gelegenen Teil der Baiershofer Hänge, die deshalb mit ins geplante Naturschutzgebiet (und seit Ende 1977 auch ins Naturwaldreservat) einbezogen wurden.

Nach dem seit 1.5.1976 rechtsverbindlichen Landesentwicklungsprogramm Bayern sollen als Naturschutzgebiete insbesondere geschützt werden:

– naturnahe Bestände der typischen Laubwaldgesellschaften im Fichtelgebirge und im *Frankenwald* (CR5 II 1.2.1
CR4 II 1.2.1).

Da es sich bei den oben beschriebenen Wäldern nicht nur um naturnahe und typische Laubwaldgesellschaften des Frankenwaldes handelt, sondern auf einem relativ großen Teil des Untersuchungsgebietes heute sehr seltene Waldtypen erhalten wurden, sollte das Untersuchungsgebiet unbedingt als Naturschutzgebiet ausgewiesen werden.

IV. Literatur

ZEIDLER, H. (1953): Waldgesellschaften des Frankenwaldes.

NR 10 Ramschleite

I. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

a) Lage, Größe und Morphologie

Das 25,3 ha große, vom staatlichen Forstamt Rothenkirchen betreute Naturwaldreservat »Ramschleite« liegt ca. 2,5 km nordnordwestlich Friedersdorf und ca. 3,4 km nordwestlich Rothenkirchen. Es umfaßt die Waldorte XX 6 a⁰, b⁰, b²¹, 6 c Ramschleite. Die Höhe des Gebietes reicht von 510 bis 635 m über NN. Die Neigung beträgt maximal 35 bis 40⁰. Die Exposition ist überwiegend Ost.

b) Geologie und Böden

Das Naturwaldreservat »Ramschleite« liegt im Frankenwald. Der geologische Untergrund gehört dem Unterkarbon an (Tonschiefer, Grauwacke). Die Böden sind Braunerden mittlerer bis großer Entwicklungstiefe.

Bodenprofile:

Aufnahme Nr. 1

A ₀	2 cm	Laub und Streu	
A _b	0– 8 cm	schwarzer stark humoser lehmiger Sand	pH 3,4
B ₁	8–40 + cm	brauner lehmiger Schluff mit Steingrus	pH 3,6 – 3,8

Aufnahme Nr. 2

A ₀	2 cm	Laub	
	3 cm	Moder	
A _b	0– 5 cm	schwarzer humoser sandiger Lehm	pH 3,4
B ₁	5–40 + cm	dunkelbrauner lehmiger Schluff mit Steingrus	pH 3,6

Aufnahme Nr. 3

A ₀	2,5 cm	Laub und Streu	
A _b	0– 9 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 2,6
B ₁	9–30 + cm	rotbrauner sandiger Lehm mit Steingrus	pH 3,8

Aufnahme Nr. 4

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0–12 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 3,6
B ₁	12–40 + cm	rotbrauner sandiger Lehm mit Steingrus	pH 3,8

Aufnahme Nr. 5

A ₀	6,5 cm	Laub, Streu und Moder	
A _b	0– 5 cm	schwarzer humoser lehmiger Sand	pH 3,1
B ₁	5–30 + cm	brauner sandiger Lehm mit Steingrus	pH 3,2

Aufnahme Nr. 6

A _b	0–20 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 3,8
B ₁	20–60 + cm	brauner bis rotbrauner sandiger Lehm mit viel Steingrus	pH 4,0

Aufnahme Nr. 7

A ₀	3 cm	Laub	
A _b	0– 8 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 4,8
B ₁	8–30 + cm	dunkelbrauner schluffiger Lehm mit Steingrus	pH 4,5

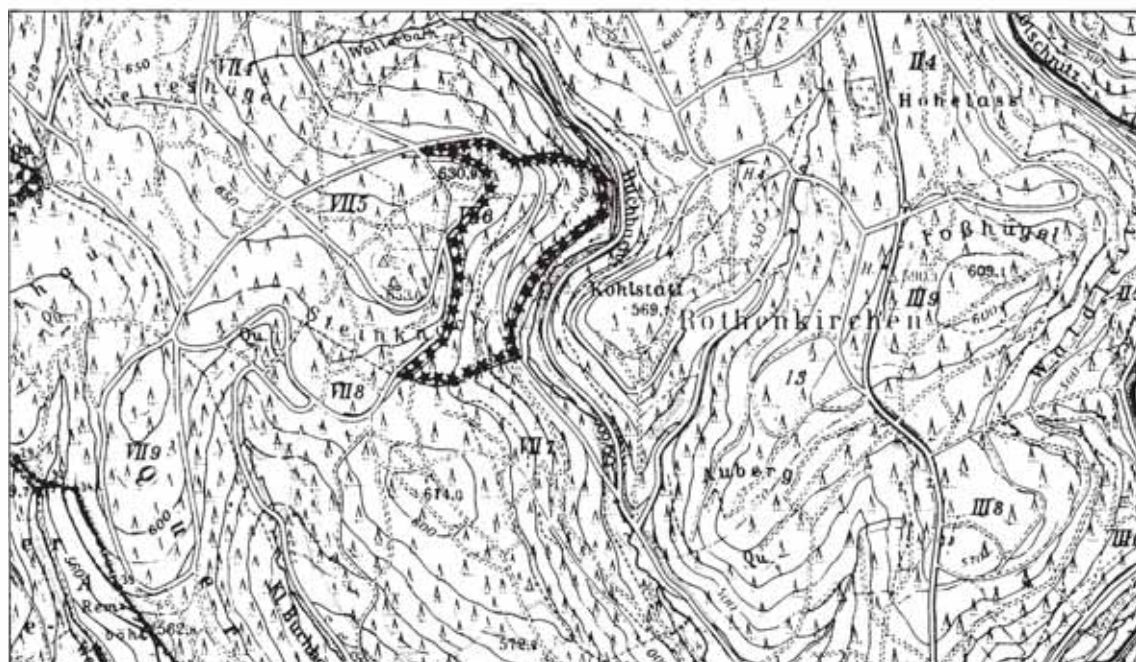
Aufnahme Nr. 8

A ₀	4 cm	Laub	
A _b	0–12 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 4,9
B ₁	12–40 + cm	dunkelbrauner schluffiger Lehm mit Steingrus	pH 4,5

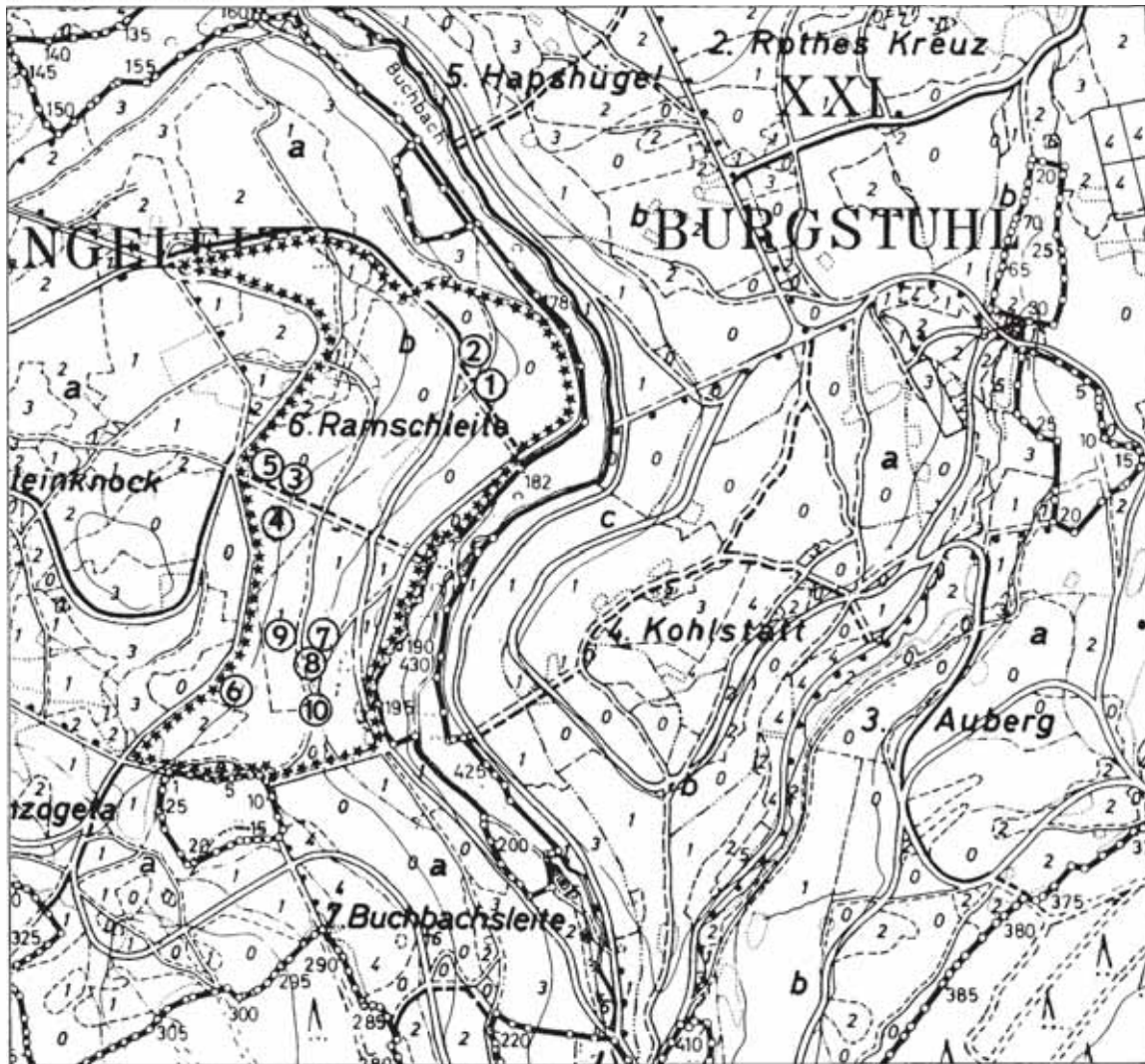
Aufnahme Nr. 9

A ₀	3 cm	Laub	
A _b	0–10 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 4,8
B ₁	10–45 + cm	dunkelbrauner schluffiger Lehm mit Steingrus	pH 4,5

Ausschnitt aus dem Kartenblatt 5633 1:25 000



*** Grenze des Naturwaldreservates



II. Vegetation und Flora

a) Vegetation

Die Kartierung der Vegetation wurde am 11. und 23. August 1977 durchgeführt. Hierzu wurden 10 pflanzensoziologische Aufnahmen nach der Methode Braun-Blanquet erstellt.

Zu jeder Aufnahme wurde ein Bodenprofil freigelegt und die pH-Werte der verschiedenen Bodenhorizonte mit einem elektrischen pH-Meter mit KCl/AgCl-Einstab – Glaselektrode gemessen (siehe I.b).

Einzelbeschreibung der im Untersuchungsgebiet festgestellten Pflanzengesellschaften:

(1) *Dentario bulbiferae – Abieti – Fagetum dryopteridetosum* (Farnvariante des Zwiebelzahnwurz-Tannen- Buchenwaldes) (Aufnahme Nr. 1–6)

Der weitausgrößte Teil des Naturwaldreservates wird vom Farnreichen Zwiebelzahnwurz- Tannen- Buchenwald eingenommen. Die Baumschicht wird beherrscht von der Buche. Daneben kommt die Tanne vereinzelt vor. Wesentlich häufiger ist die Fichte beigemischt, z.T. sind die Tannen- Buchenwälder auch durch reine Fichtenforste ersetzt.

In der Kraut-Grasschicht dominieren neben der Zwiebeltragenden Zahnwurz (*Dentaria bulbifera*) und dem Waldschwingel (*Festuca altissima*) die Farne:

Frauenfarn	(<i>Athyrium filix-femina</i>)
Wurmfarn	(<i>Dryopteris filix-mas</i>)
Dorniger Wurmfarn	(<i>Dryopteris dilatata</i>)
Eichenfarn	(<i>Gymnocarpium dryopteris</i>)
und Buchenfarn	(<i>Thelypteris phegopteris</i>).

Häufig tritt an verhagerten Stellen eine *Avenella flexuosa* – Facies auf (Aufnahme Nr. 5):

Die Farne treten zurück zugunsten von	
Schlingelschmiele	(<i>Avenella flexuosa</i>)
Fuchsgreiskraut	(<i>Senecio fuchsii</i>)
Schwarzbeere	(<i>Vaccinium myrtillus</i>)

und anderen Verhagerungs- bzw. Störzeigern. Auf Schlagstellen ist v.a. das starke Auftreten von Brombeere (*Rubus fruticosus*) Himbeere (*Rubus idaeus*) Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*) und Traubenholunder (*Sambucus racemosa*) zu beobachten (Aufnahme Nr. 6).

An feuchten Stellen ist noch eine *Circaea* – Variante anzutreffen (Aufnahme Nr. 3):

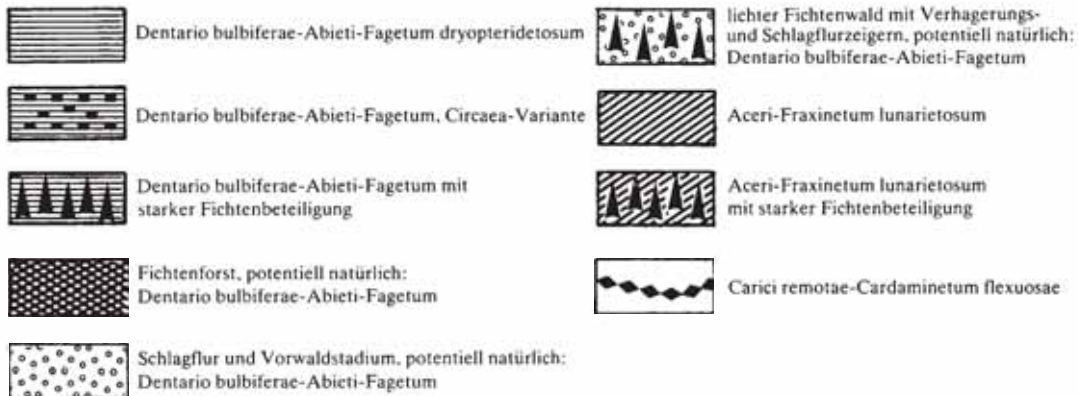
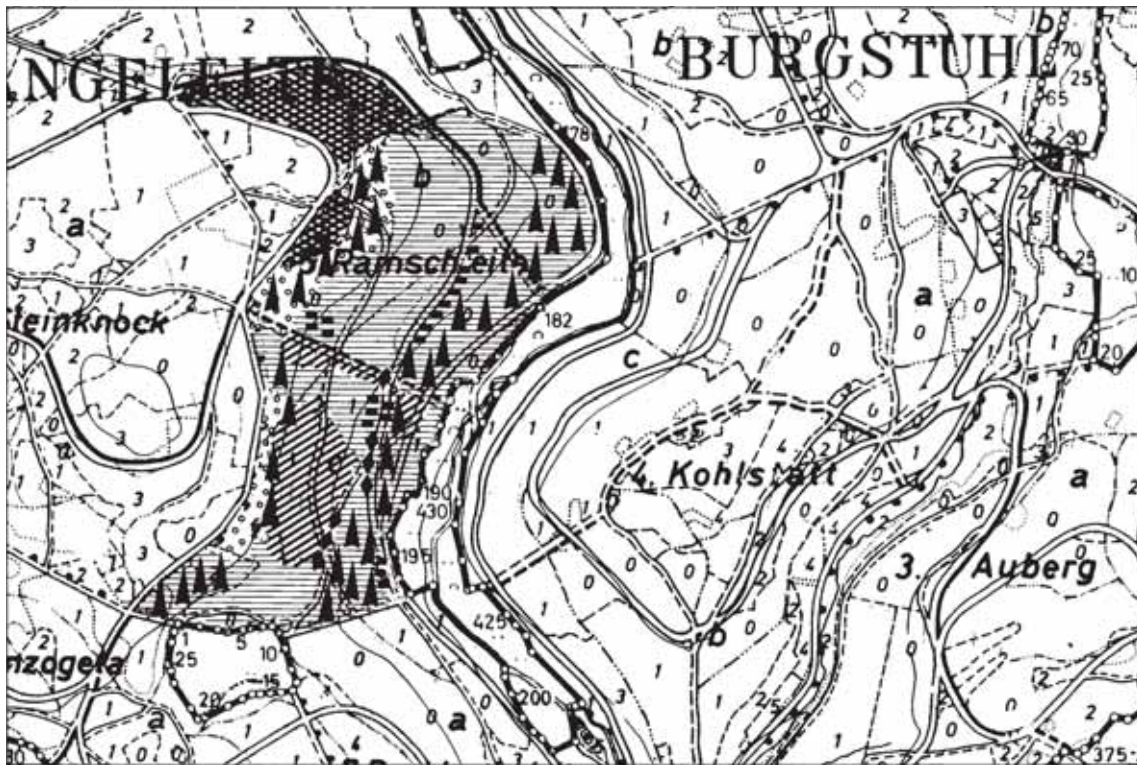
Alpenhexenkraut	(<i>Circaea alpina</i>)
Haingelbweiderich	(<i>Lysimachia nemorum</i>)
Großes Springkraut	(<i>Impatiens noli-tangere</i>)

und, wenn auch selten,

Akeleiblättrige Wiesenraute	(<i>Thalictrum aquilegifolium</i>).
-----------------------------	---------------------------------------

Diese Feuchtvariante leitet über zu den Quellfluren bzw. zum nachfolgend beschriebenen Schluchtwald.

NR 10		Dentario bulbiferae-Abieti-Fagetum dryopteridetosum					Aceri-Fraxinetum lunarietosum			
							Aven. flex.F.	Schlag- flur		
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Aufnahme Nummer		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Neigung in °		5	5	10	10	8	30	20	20	15
Exposition		OSO	OSO	OSO	OSO	OSO	SO	O	O	O
Areal in qm		300	250	350	350	300	150	300	250	250
Bedeckung in %										
	B 1	60	90	85	65	70		70	85	95
	B 2	5		3		5		10	8	
	S	30	20	15	10	3	45	35		7
	ZS	5	3	5	6		3	2	2	
	KG	60				60	45	90	95	
	MF	10				5				
Baum- und Strauchschicht										
<i>Fagion-VC</i>										
Fagus sylvatica	B 1	3	5	4	4	2	.	3	3	4
	B 2	1	.	1	.	1	.	2	1	.
	S	3	2	2	2	1
	ZS	1	1	1	+	+	.	+	+	.
Acer pseudoplatanus	B 1	3	4	3
	B 2	1	1	.
	S	3.4	.	2
	ZS	.	.	+	+	.	+	2	+	1
Abies alba	B 1	.	.	2	2	2
	ZS	.	.	+	+
<i>Quercus-Fagetea-KIC</i>										
Acer platanoides	ZS	+	.	.
<i>Begleiter</i>										
Picea abies	B 1	3	.	2	2	4
	B 2	1
	ZS	+	.	.	+
Sorbus aucuparia	ZS	1	1	+	+	+	.	1	1	1
Rubus fruticosus		1	.	+	2.3	.	2.2	.	.	.
Sambucus nigra		1	+	.	1
Sambucus racemosa		+	.	.	.
Rubus idaeus		3.4	.	.	.
Kraut-Grasschicht										
<i>AC und DA des Dentario bulbiferae – Abieti-Fagetum dryopteridetosum</i>										
Dryopteris dilatata		2.2	1.1	2.2	1.2	2.2	2.2	+	+	+
Athyrium filix-femina		2.2	+	2.1	2.2	.	1.2	2.1	1.1	+
Gymnocarpium dryopteris		2.3	3.3	2.3	+	.	+	.	.	.
Thelypteris phegopteris		2.2	1.2	+2	.	.
Dentario bulbifera		+2	+2	.	+
<i>AC des Aceri-Fraxinetum lunarietosum</i>										
Lunaria redivia		.	.	.	+	.	+	3.4	5.5	4.5
<i>Fagion-VC</i>										
Festuca altissima		2.3	+2	2.4	3.4	.	2.2	.	.	.
Actaea spicata		+	+2	+
<i>Fagetalia-OC</i>										
Dryopteris filix-mas		1.1	2.2	1.1	2.1	+	2.1	2.1	1.1	2.2
Stachys sylvatica		+	+	.	+	.	.	1.1	+	+2
Lamium maculatum		.	+2	+2	.	.	.	+2	1.2	+2
Milium effusum		+	.	.	1.2	.	.	+2	+	+2
Viola reichenbachiana		+	+	.	+
Paris quadrifolia		+	1.2	+
Pulmonaria obscura		+	+2	+
Mercurialis perennis		1.2	1.2	+2
Galium odoratum		+2	1.2	1.2
<i>Begleiter</i>										
a) Störzeiger										
Avenella flexuosa		+2	+2	+	+2	5.5	+2	.	.	.
Senecio fuchsii		+2	1.2	+	2.2	3.4	.	+	.	+2
Vaccinium myrtillus		1.2	.	+2	1.2	2.3
Gnaphalium sylvaticum		+2
Galeopsis tetrahit		+
b) Zeiger frischer bis feuchter Standorte										
Impatiens noli-tangere		+2	2.2	1.2	1.3
Lamium maculatum		1.2	1.2	1.2
Galeopsis speciosa		+	+2	+2	1.2
Circaea alpina		.	.	+2
Lysimachia nemorum		.	.	+2
c) weitere Begleiter										
Oxalis acetosella		1.2	+2	+2	1.2	+2	.	1.2	1.2	+2
Mycelis muralis		+	.
Poa nemoralis		+2
Maianthemum bifolium		+
Moosschicht										
Polytrichum formosum		2.3	1.2	1.2	.	.



(2) *Aceri – Fraxinetum lunarietosum*
(Mondviolen- Schluchtwald)

(Aufnahme Nr. 7–9)

Im südlichen Teil des Naturwaldreservates ist – im Kontakt mit dem *Dentario bulbiferae*-Fagetum – ein Mondviolen-Schluchtwald ausgebildet.

In der Baumschicht ist die Buche noch ziemlich stark vertreten, daneben kommt aber der Bergahorn immer mehr auf.

Das Bild der Kraut-Grasschicht ist geprägt durch das massenhafte Vorkommen der Mondviole (*Lunaria rediviva*). Neben den Fagion-Verbandscharakterarten sind Zeiger frischer Standorte reichlich vertreten:

Großes Springkraut (*Impatiens noli-tangere*)
Gefleckte Taubnessel (*Lamium maculatum*)
Bunter Hohlzahn (*Galeopsis speciosa*) u.a..

(3) *Carici remotae – Cardaminetum flexuosae*
(Winkelseggen- Waldschaumkraut- Quellflur)

(Aufnahme Nr. 10)

Unterhalb des Mondviolen- Schluchtwaldes ist kleinflächig eine Quellflur ausgebildet mit Alpenhexenkraut (*Circaea alpina*)

Mittleres Hexenkraut (*Circaea intermedia*)
Gewöhnliches Hexenkraut (*Circaea lutetiana*)
Gegenblättriges Milzkraut (*Chrysosplenium oppositifolium*)
Akeleiblätrige Wiesenraute (*Thalictrum aquilegifolium*)
Waldschaumkraut (*Cardamine flexuosa*)
u.a..

Aufnahme Nummer	10
Areal in m ²	8
Neigung in °	8
Exposition	0

AC des *Carici rem.-Cardaminetum flexuosae*

Cardamine flexuosa
Cardamino-Montion-VC
Chrysosplenium oppositifolium
Cardamine amara

Begleiter:

<i>Impatiens noli-tangere</i>	2,4
<i>Circaea lutetiana</i>	1,2
<i>Circaea intermedia et alpina</i>	3,4
<i>Festuca gigantea</i>	1,2
<i>Galeopsis speciosa</i>	+2
<i>Stachys sylvatica</i>	1,2
<i>Ranunculus ficaria</i>	+

b) Flora

Die im Untersuchungsgebiet aufgefundenen Farn- und Blütenpflanzen sind in der »Florenliste der Naturwaldreservate« aufgeführt. Darunter sind auch 2 Arten der Roten Liste bedrohter Farn- und Blütenpflanzen in Bayern:

Gefährdungsstufe 2

Chrysosplenium oppositifolium (Gegenblättriges Milzkraut)

Gefährdungsstufe 3

Aruncus dioicus (Geißbart)

Außerdem ist noch das Vorkommen von *Thalictrum aquilegifolium* (Akeleiblättrige Wiesenraute)

Stellaria nemorum cf. (Hexenkrautblättrige Waldsternmiere)

ssp. *glochidisperma* erwähnenswert.

III. Beurteilung

Der größte Teil des Untersuchungsgebietes wird von einer für den Frankenwald typischen Laubwaldgesellschaft eingenommen, dem Farnreichen Zwiebelzahnwurz- Buchenwald (*Dentario bulbiferae* – *Abieti* – *Fagetum dryopteridetosum*). Zum Teil ist diese Waldgesellschaft jedoch durch Fichtenforst ersetzt. Daneben tritt im südlichen Teil ein Mondviolen- Schluchtwald auf. Da naturnahe Laubholzbestände im Frankenwald sehr schützenswert sind, ist die Ausweisung der Ramschleite als Naturwaldreservat durch die Oberforstdirektion sehr zu begrüßen.

IV. Literatur

ZEIDLER, H. (1953): Waldgesellschaften des Frankenwaldes.

NR 11 Hammerleite

I. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

a) Lage, Größe und Morphologie

Das 24,5 ha große, vom staatlichen Forstamt Bad Steben betreute Naturwaldreservat »Hammerleite« liegt rund 1 km nordöstl. Thiemitz. Es umfaßt den Waldort X 13 d. 16 a, b¹¹ Hammerleite. Das Gelände fällt mäßig bis mittel steil ab. Die Exposition reicht von Süd bis Ost.

b) Geologie und Böden

Der geologische Untergrund gehört der Thüringischen Fazies des Unterkarbon (Schneidberg – Grauwacke, Oberer Bordenschiefer) an.

Die Böden sind mittel- bis tiefgründige Braunerden.

Bodenprofile:

Aufnahme Nr. 1

A ₀	3 cm	Laub	
A ₁	0–12 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 4,3
B ₁	12–45 + cm	gelbbrauner sandiger Lehm mit Steingrus	pH 4,5

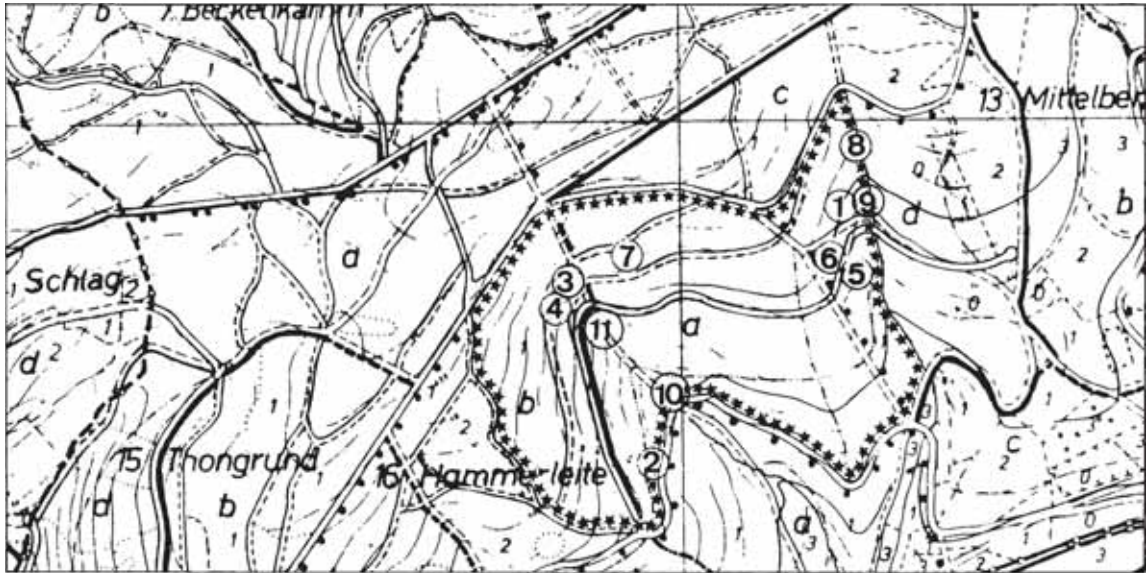
Aufnahme Nr. 2

A ₀	5 cm	Laub und Streu	
A ₁	0–15 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand	pH 3,4
B ₁	15–75 + cm	brauner Lehm mit Steingrus	pH 4,1

Ausschnitt aus den Karten 5635 und 5735, 1:25 000



*** Grenze des Naturwaldreservates. // Schutzzone



Fortsetzung der Bodenprofile

Aufnahme Nr. 3

A ₀	3 cm	Laub
A _b	0-12 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand
B ₁	12-70 + cm	brauner sandiger Lehm mit Steingrus

Aufnahme Nr. 4

A ₀	3 cm	Laub
A _b	0-17 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand
B ₁	17-70 + cm	hellbrauner Lehm

Aufnahme Nr. 5

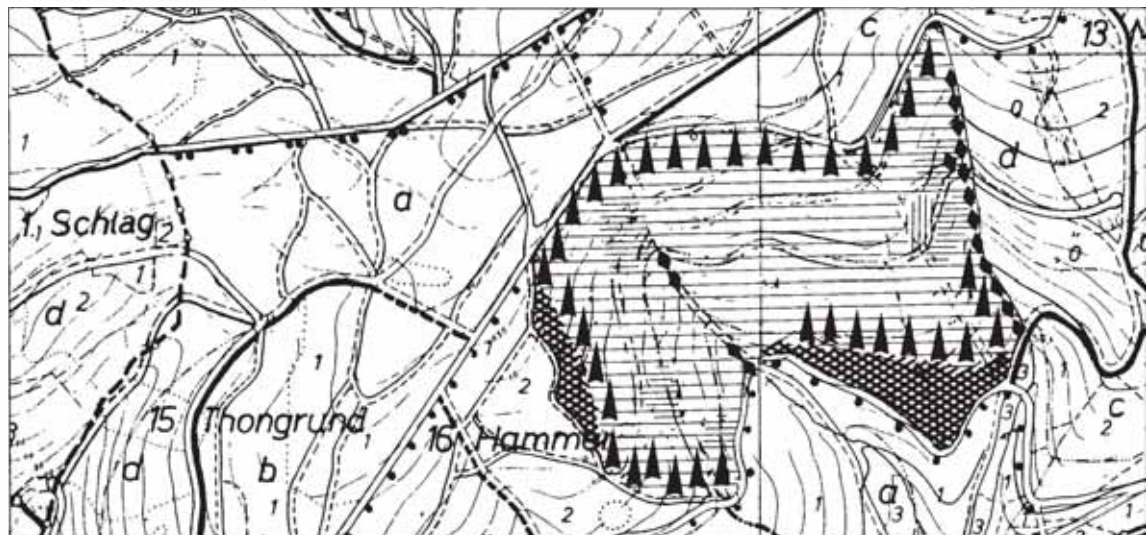
A ₀	3 cm	Laub
A _b	0-17 cm	dunkelgrauer humoser lehmiger Sand
B ₁	17-45 + cm	ockerfarbener Lehm mit Steingrus

Für den A₀-Horizont der Quellfluren wurden folgende Werte gemessen: Aufnahme Nr. 8 pH 3,6 Nr. 10 pH 4,0
Nr. 9 pH 5,2 Nr. 11 pH 6,2

II. Vegetation

Die Kartierung der Vegetation wurde am 27.7.77 durchgeführt. Hierzu wurden 11 pflanzensoziologische Aufnahmen nach der Methode Braun-Blanquet erstellt, Bodenprofile freigelegt und die pH-Werte der verschiedenen Bodenhorizonte mit einem elektrischen pH-Meter mit KCl/AgCl-Einstab- Glaselektrode gemessen (siehe I.b).

Karte der Vegetation 1:10 000



	Dentario bulbiferae-Fagetum dryopteridetosum		Fichtenforst, potentiell natürlich: Dentario bulbiferae-Fagetum
	=Nudum=-Fazies des Melico-Fagetum		Melico-Fagetum
	Dentario bulbiferae-Fagetum mit starker Fichten-Beteiligung		Carici remotae-Cardaminetum flexuosae

NR 11		Dentario-Fagetum dryopteridetosum				Melico- Fagetum	»Nudum«- Fazies des Melico-Fagetum	
Aufnahme Nummer		1	2	3	4	5	6	7
Neigung in °		15	10	20	20	15	8	15
Exposition		SO	O	O	O	OSO	SO	S
Areal in m²		300	300	300	250	250	300	500
Bedeckung in %	Gesamt	95	90	98	90	98	90	98
	B	90	90	95	85	95	85	98
	S	20			1	1	4	
	ZS	1	5	35	2	3	1	
	KG	60	10	30	40	70	70	2
	MF	1			2	1		
Artenzahl		24	13	12	14	24	11	2

Baum- und Strauchschicht

Fagion-VC

Fagus sylvatica	B	5	4	5	5	5	5	5
	S	-	-	-	-	-	1	-
	ZS	+	1	-	+	1	1	-
Acer pseudoplatanus	B	-	-	2	-	-	-	-
	ZS	-	1	3,3	1	-	-	-
<i>Begleiter</i>								
Picea abies	B	-	3	-	1	-	-	-
	ZS	+	-	-	+	+	-	-
Sorbus aucuparia	ZS	-	+	+	-	-	+	-
Rubus fruticosus	S	2,3	-	-	+	+	-	-

Kraut- Grassyicht

AC und D des Farn- Tannen- Buchenwaldes

Dryopteris dilatata		2,1	2,1	1,1	1,1	2,1	+	-
Gymnocarpium dryopteris		2,4	2,3	2,3	3,3	3,5	-	-
Athyrium filix-femina		2,1	-	1,1	+	2,1	+	-
Thelypteris phegopteris		-	-	-	+	+2	-	-
Dentaria bulbifera		-	-	-	-	+	-	-
<i>DA des Melico-Fagetum</i>								
Galium odoratum		1,2	-	-	-	+2	2,3	-
Melica uniflora		-	-	-	-	2,2	2,3	-
<i>Fagion-VC</i>								
Festuca altissima		2,3	1,2	-	2,3	1,2	4,4	-
Actaea spicata		+	-	-	-	+	-	-
Polygonatum verticillatum		-	+	-	-	-	+	-
<i>Fagetalia-OC</i>								
Lamium galeobdolon		2,3	+2	1,2	+2	2,3	+	-
Dryopteris filix-mas		1,1	-	+	1,1	2,1	-	-
Mycelis muralis		+	-	1,1	-	+	+	-
Mercurialis perennis		2,2	-	-	-	-	-	-
Carex sylvatica		-	-	-	-	+2	-	-
Paris quadrifolia		+	-	-	-	-	-	-
Scrophularia nodosa		+	-	-	-	-	-	-
<i>Quercu-Fagetea-KIC</i>								
Viola reichenbachiana		1,2	-	-	-	+2	-	-
Hieracium sylvaticum		1,1	-	-	-	-	-	-
Moehringia trinervia		+2	-	-	-	-	-	-
<i>Begleiter</i>								
Veronica montana		-	-	1,2	+2	1,2	1,2	-
Avenella flexuosa		1,2	1,2	-	+2	-	-	+2
Oxalis acetosella		-	+	+2	-	1,2	-	-
Senecio fuchsii		+	-	+	-	-	-	-
Vaccinium myrtillus		-	1,3	-	-	-	-	-
Veronica officinalis		1,2	-	-	-	-	-	-
Poa nemoralis		-	-	-	-	-	1,2	-
Ajuga reptans		-	-	-	-	2,2	-	-
Calamagrostis arundinacea		2,2	-	-	-	-	-	-
Equisetum sylvaticum		-	-	-	-	+	-	-
Maianthemum bifolium		-	+	-	-	-	-	-
Galeopsis tetrahit		-	-	-	-	+	-	-
Deschampsia cespitosa		+2	-	-	-	-	-	-
<i>Moosschicht</i>								
Polytrichum formosum		+2	-	-	1,2	+2	-	-

Einzelbeschreibung der im Untersuchungsgebiet festgestellten Pflanzengesellschaften

(1) *Dentario bulbiferae* – Fagetum dryopteridetosum (Farnreicher Zwiebelzahnwurz-Buchenwald) (Aufnahme Nr. 1–5)

Gut ausgebildet ist diese für den Frankenwald typische Waldgesellschaft im Untersuchungsgebiet nur an wenigen Stellen. Die Baumschicht wird gebildet von der Buche unter Beteiligung des Bergahorns und – forstlich bedingt – der Fichte.

In der Kraut-Grassyicht sind neben der Zwiebeltragenden Zahnwurz (*Dentaria bulbifera*) v.a. die Farne erwähnenswert:

Buchenfarn	(<i>Thelypteris phegopteris</i>)
Eichenfarn	(<i>Gymnocarpium dryopteris</i>)
Frauenfarn	(<i>Athyrium filix-femina</i>)
Dorniger Wurmfarne	(<i>Dryopteris dilatata</i>)
und Wurmfarne	(<i>Dryopteris filix-mas</i>).

Wie bereits oben angedeutet, ist die Kraut-Grassyicht jedoch meist nur spärlich entwickelt:

Der größte Teil des Untersuchungsgebietes wird von einer »Nudum«-Fazies des Melico-Fagetum (Aufnahme Nr. 7) eingenommen, d.h. neben vereinzelt Horsten der Schlängelschmiela (*Avenella flexuosa*) fehlt nahezu jeder Bodenbewuchs.

(2) *Melico – Fagetum*
(Perlgras- Buchenwald) (Aufnahme Nr. 6)

Der Perlgras- Buchenwald, eine weitere für den Frankenwald typische Waldgesellschaft kommt im Naturwaldreservat Hammerleite nur kleinflächig vor. Während in der Baumschicht die Buche dominiert, sind in der Kraut-Grasschicht das Einblütige Perlgras (*Melica uniflora*) der Waldmeister (*Galium odoratum*) und der Waldschwingel (*Festuca altissima*) mit hohen Deckungswerten vertreten.

Aufnahme Nummer	8	9	10	11
Areal in m ²	3	25	30	10
Neigung in °	5	5	10	5
Exposition	SSO	S	O	OSO
Bedeckung in %	85	98	80	90
Kraut-Grasschicht				
<i>Carici-Cardaminetum flexuosae-AC</i>				
<i>Cardamine flexuosa</i>	1.2	1.2	+2	2.2
<i>Cardamino-Montion-VC</i>				
<i>Carex remota</i>	+2	3.5	3.4	2.4
<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	-	-	2.3	-
<i>Stellaria alsine</i>	-	2.3	-	-
<i>Cardamine amara</i>	-	+	-	-
<i>Begleiter nasser Standorte</i>				
<i>Circaea alpina</i>	4.5	1.2	2.3	-
<i>Lysimachia nemorum</i>	-	3.3	-	-
<i>Hypericum humifusum</i>	-	+2	-	-
<i>Juncus effusus</i>	-	2.3	-	-
<i>Ranunculus flammula</i>	-	3.3	-	-
<i>Agrostis canina</i>	-	2.2	-	-
<i>Deschampsia cespitosa</i>	-	1.2	-	-
<i>Veronica beccabunga</i>	-	1.2	-	-
<i>Festuca gigantea</i>	-	2.2	-	-
<i>Impatiens noli-tangere</i>	-	-	+	-
<i>Glyceria plicata</i>	-	1.2	-	-
<i>Carex spec.</i>	-	1.2	-	-
<i>Scirpus sylvaticus</i>	-	+2	-	-
<i>sonstige Begleiter</i>				
<i>Athyrium filix-femina</i>	+	-	2.1	+
<i>Oxalis acetosella</i>	2.2	-	2.2	-
<i>Galium aparine</i>	-	1.2	3.4	-
<i>Mercurialis perennis</i>	1.2	-	-	-
<i>Epilobium montanum</i>	+	-	-	-
<i>Equisetum sylvaticum</i>	-	-	+	-
<i>Stachys sylvatica</i>	-	-	+	-
<i>Dryopteris dilatata</i>	-	-	2.1	-
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	-	-	+	-
<i>Veronica montana</i>	-	-	-	3.5
<i>Lamium galeobdolon</i>	-	-	-	1.2
<i>Melica uniflora</i>	-	-	-	3.5
<i>Ranunculus repens</i>	-	+2	-	-

Ausschnitt aus dem Kartenblatt 5839 1:25 000



★★★ Grenze des Naturwaldreservates

(3) *Carici remotae – Cardaminetum flexuosae*
(Winkelseggen – Waldschaumkraut – Quellflur)
(Aufnahme Nr. 8–11)

Die Quellfluren sind im Untersuchungsgebiet recht schön und artenreich ausgebildet. Neben der Assoziationscharakterart Waldschaumkraut (*Cardamine flexuosa*) und den Cardamino-Montion-Verbandscharakterarten Winkelsegge (*Carex remota*) Gegenblättriges Milzkraut (*Chrysosplenium oppositifolium*, Rote Liste: Gefährdungsstufe 2) und Quellsternmiere (*Stellaria alsine*) sind noch Alpenhexenkraut (*Circaea alpina*) Haingelbweiderich (*Lysimachia nemorum*) und Niederlegendes Johanniskraut (*Hypericum humifusum*) erwähnenswert.

III. Zusammenfassung

Bei der Beschreibung der Pflanzengesellschaften wurde bereits darauf hingewiesen, daß der Wald im Naturwaldreservat »Hammerleite« auf weite Strecken fast ohne Bodenbewuchs ist. Dies ist die Folge des zur Zeit noch (unnatürlich) engen Standes der Buche.

Die weitere Entwicklung des Waldbestandes in der »Hammerleite« ohne menschlichen Einfluß (in der Kernzone) zu einem naturnahen Wald wird sicherlich nur sehr langsam verlaufen. Sehr artenreich sind dagegen die Quellfluren.

IV. Literatur

ZEIDLER, H. (1953): Waldgesellschaften des Frankenwaldes.

NR 12 Hengstberg

1. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

a) Größe, Lage und Morphologie

Das ca. 39 ha große, vom staatlichen Forstamt Selb betreute Naturwaldreservat »Großer Hengstberg« liegt im Nordostteil des Fichtelgebirges, ca. 6 km süd-südöstlich Selb. Es umfaßt die Waldorte I 2' Buchenkopf und I 8' Häuselrangen.

Die Höhe des Gebietes reicht von 550 bis 651 m ü. NN.

b) Geologie und Böden

Den größten Teil des Untersuchungsgebietes nimmt der Weissenstädter Porphyrganit ein. Dieser tritt v.a. im Gipfelbereich in Form von größeren Blockfeldern in Erscheinung.

Der Granit enthält hier zahlreiche bis zu 10 cm große Feldspateinsprenglinge. Dieser Feldspatreichtum bedingt den hohen Nährstoffgehalt der meist sehr tiefgründigen Braunerden. Diese gehen im Quellbereich in Braunerdegleye bzw. Gleye über. Auf anstehendem Fels sind trockene, sehr flachgründige Grusböden entwickelt.

Lediglich im Norden und Westen des Untersuchungsgebietes steht Aplit-Granit an. Die Böden sind hier infolge des höheren Quarzgehaltes im Aplit-Granit nährstoffärmere, stark saure, meist tiefgründige Braunerden mit Podsolierungserscheinungen.

Bodenprofile:

Aufnahme Nr. 1

A ₀	2 cm	Laub und 4 cm Rohhumus	pH 4,0
A _b	0-15 cm	tiefschwarzer Sand mit Holzkohlestücken (Reste von früherer Köhlerei)	pH 3,4
	15-20 cm	schwarze feste Holzkohle	
	20-25 cm	braune Steinlage	
	25-65 + cm	rotockerfärbener Sand	pH 4,1

Aufnahme Nr. 2

A ₀	2 cm	Laub und Rohhumus	
A _b	0-6 cm	grauschwarzer Humus	pH 3,4
B	6-10 cm	Übergang zu ockerfarbenem Sand	pH 3,7
C	10-25 cm	rotockerfärbener Sand	pH 3,9
	25 + cm	Gestein	

Aufnahme Nr. 3

A ₀	2 cm	Laub und 2,5 cm Rohhumus	
A _b	0-10 cm	schwarzer Humus	pH 3,4
B	10-20 cm	Übergang zu braunem Sand	pH 3,4
C	20-30 + cm	brauner Sand mit Grus	pH 3,6

Aufnahme Nr. 4

A ₀	2 cm	Laub und 2 cm Rohhumus	
A _b	0-4 cm	schwarzer Humus	pH 3,3
B ₀	4-7 cm	Übergang zu braunem lehmigen Sand	
C	7-20 + cm	hellbrauner lehmiger Sand mit Steingrus	pH 3,4

Aufnahme Nr. 5

A ₀	2 cm	Laub und Rohhumus	
A _b	0-6 cm	grauschwarzer stark humoser Sand	pH 3,4
B ₀	6-12 cm	Übergang zu ockerfarbenem Sand	pH 3,6
C	12-25 cm	rotockerfärbener Sand	pH 3,9
	25 + cm	Gestein	

Aufnahme Nr. 6

A ₀	4 cm	Laub und Rohhumus	
A _b	0-40 cm	tiefschwarze Erde mit Holzkohlerest	pH 3,9
C	40-50 cm	brauner Sand mit Steingrus	pH 4,1

Aufnahme Nr. 9

A _b	0-15 cm	schwarzer stark humoser Sand	pH 4,2
B ₀	15-40 cm	schwarzbrauner Sand z.T. mit Grus	pH 4,1
C	40 + cm	brauner Sand mit Grus	pH 4,1

Aufnahme Nr. 11

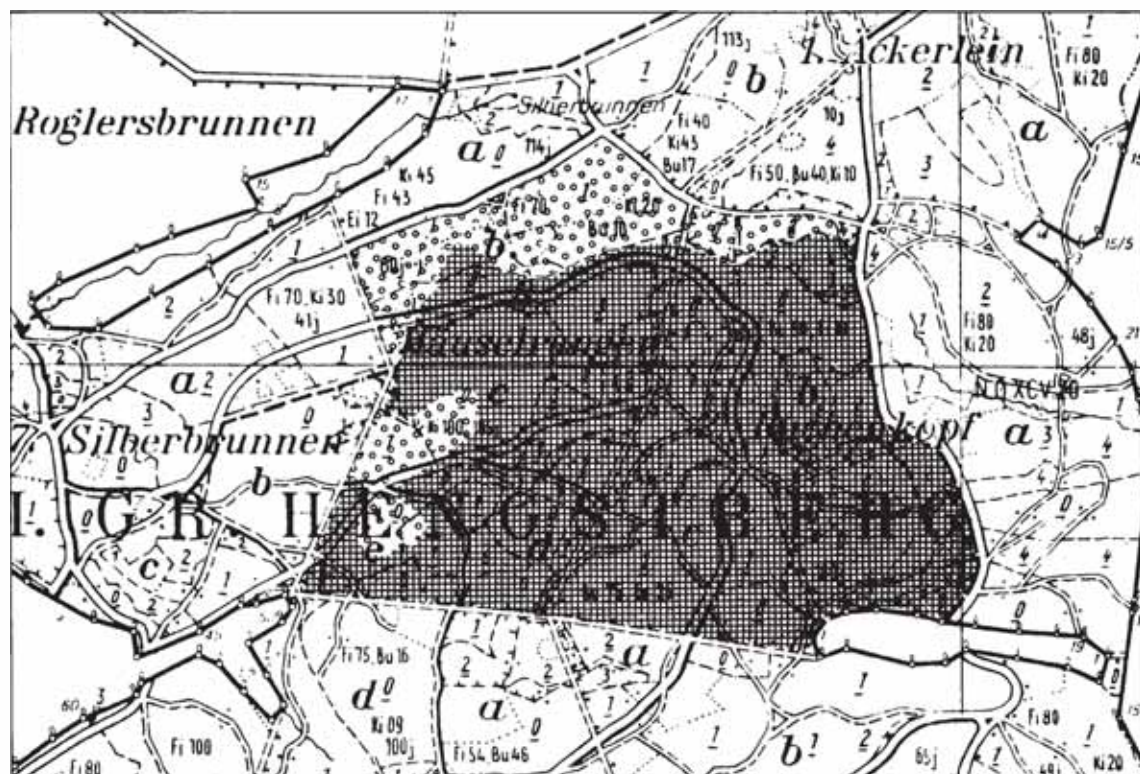
A _b	0-4 cm	schwarzer humoser Sand	pH 3,5
B ₀	4-7 cm	Übergang	
C	7-18 cm	dunkelbrauner Sand mit Grus	pH 3,8
	18-40 cm	gelbbrauner Sand mit Grus	pH 3,9

Aufnahme Nr. 12

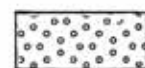
A _b	0-10 cm	grauschwarzer humoser Sand	pH 4,4
B ₀	10-15 cm	Übergang	
C	15-25 + cm	gelbbrauner lehmiger Sand	pH 4,5

Aufnahme Nr. 13

A _b	0-12 cm	schwarzer humoser Sand	pH 4,4
C	12-30 + cm	hellgrauer lehmiger Sand mit großen Quarzkörnern	pH 4,6
		Grundwasser bei 15 cm	



Weissenstädter Porphyrganit



Aplit-Granit

(1:10000)



II. Vegetation und Flora

a) Bestockung

siehe Auszug aus dem Wirtschaftsbüchlein für das Forstamt Selb

b) Vegetation

Die Kartierung der Vegetation wurde am 24.5., 26.5. und 2.6.77 durchgeführt. Hierzu wurden 13 pflanzensoziologische Aufnahmen nach der Methode Braun – Blanquet erstellt. Zu fast allen Aufnahmen wurde ein Bodenprofil freigelegt und die pH-Werte der verschiedenen Bodenhorizonte mit einem elektrischen pH-Meter mit KCl/AgCl – Einstab – Glaselektrode gemessen (siehe Ib).

Einzelbeschreibung der im Untersuchungsgebiet festgestellten Pflanzengesellschaften

(1) *Luzulo – Fagetum* (Hainsimsen – Buchenwald) (Aufnahme Nr. 1–3)

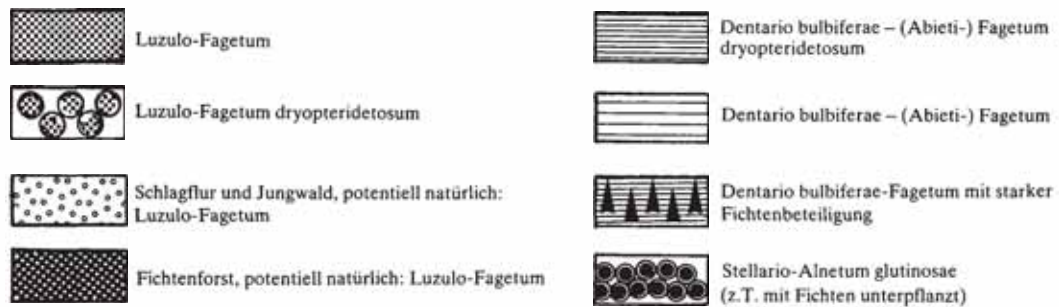
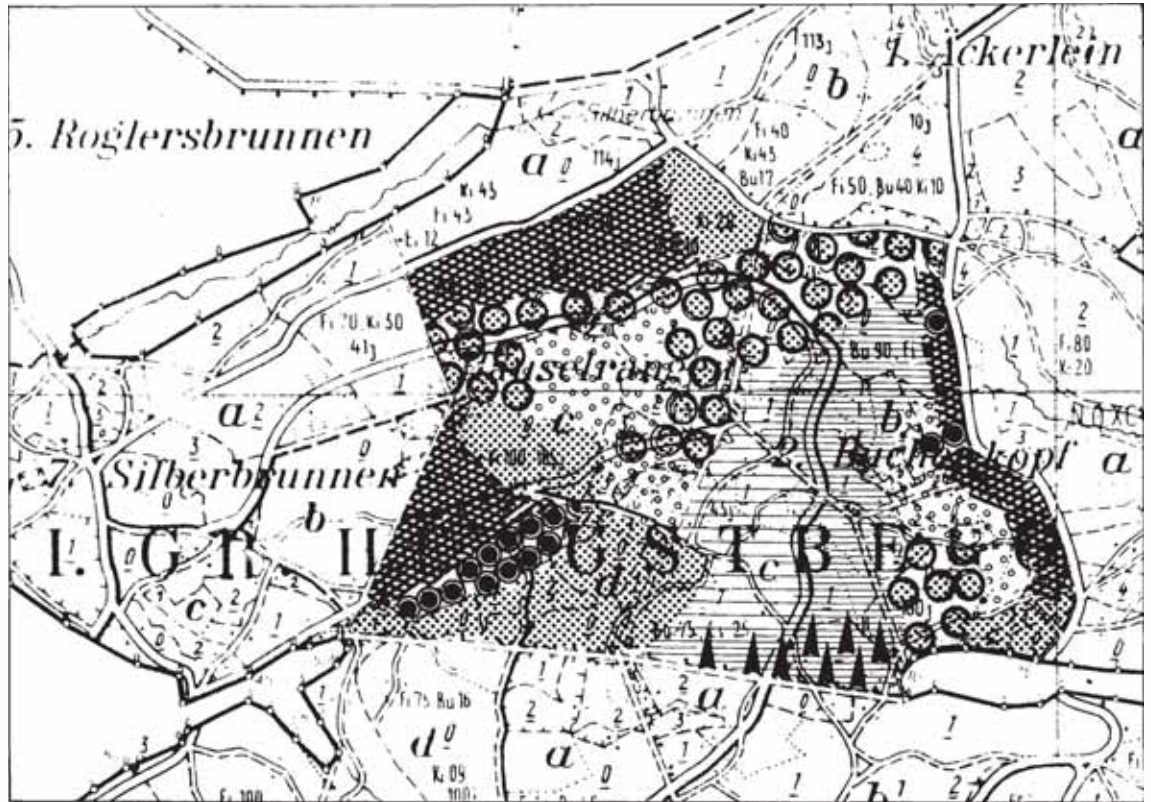
Auf den tiefgründigen Braunerden über Aplit-Granit, z.T. auch auf verhagerten Braunerden über Weißenstädter Granit wächst der Hainsimsen – Buchenwald. In der Baumschicht dominieren die Buche (*Fagus sylvatica*) und die Traubeneiche

(*Quercus petraea*). Die Kraut-Grasschicht ist gekennzeichnet durch die Weiße Hainsimse (*Luzula luzuloides*) und durch Verhagerungszeiger wie Schwarzbeere (*Vaccinium myrtillus*), Schlängelschmiele (*Avenella flexuosa*) und Zweiblättriges Schattenblümchen (*Maianthemum bifolium*). Häufig sind im Hainsimsen – Buchenwald forstlich Fichten und Kiefern eingebracht, z.T. ist er auch ganz durch Fichtenforst ersetzt.

(2) *Luzulo – Fagetum dryopteridetosum* (Farnreicher Hainsimsen – Buchenwald) (Aufnahme Nr. 4–6)

Auf den mittel- bis flachgründigen, nährstoffreicheren Braunerden des Weißenstädter Granits findet sich in nördlicher bis westlicher Exposition bei mäßiger Neigung ein Farnreicher Hainsimsen – Buchenwald ein. In der Baumschicht tritt die Traubeneiche stark zugunsten der Buche zurück; in der Kraut-Grasschicht fällt neben den in II (1) beschriebenen Differentialarten des typischen Hainsimsen – Buchenwaldes vor allem der Farnreichtum auf:

neben dem Frauenfarn	(<i>Athyrium filix-femina</i>)
und dem Dornigen Wurmfarne	(<i>Dryopteris dilatata</i>)
ist dies v.a. der Eichenfarn	(<i>Gymnocarpium dryopteris</i>).



NR.12

Aufnahme Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
Neigung in	5	8	8	10	10	6	5	2	5	5	15	20	2	
Exposition	N	NNW	SSW	W	N	NNW	SO	SO	SO	SSO	0	OSO	W	
Areal in qm	250	400	300	400	350	300	300	250	300	200	300	400	250	
Geologie	Aplit-Granit Weibenstädter-Granit													
Boden	B r a u n						e r d			e				
Bedeckung in %	Gesamt	90	95	95	95	95	100	95	100	95	98	95	98	100
	B.1	70	90	90	90	90	95	90	95	90	95	95	95	98
	B.2				4			40			15	2	10	
	S	30		8	40	15	5				2	5		20
	ZS	40	60	10		2	1	30	5	10	3	5	5	
	KG	60	50	40	25	35	98	80	60	80	60	30	80	100
		Luzulo-Fagetum						Dentario bulbiferae -			Stellario-			
		dryopteride-						(Abieti) -			Alnetum			
		tosum						Fagetum						
								dryopteride-						
								tosum						
Baum- und Strauchschicht														
Fagen-VC														
Fagus sylvatica	B1	3	3	5	5	5	5	5	2	5	3	5	3	.
	B2	.	.	.	1	.	.	.	3	.	2	1	2	.
	S	2	.	1	3	2	+	1	1	.
	ZS	.	.	2	+	.	.	+	.
Acer pseudoplatanus	B1	3	.	4	.	4	.
	ZS	+	.	3.3	1	2	1	1	1	.

Aufnahme Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<u>Alno-Padion-VC</u>													
Alnus glutinosa	B	3
<u>Querco-Fagetea-K1C</u>													
Fraxinus excelsior	B	4	.	3	.	.	4
	ZS	+	+	+	+
Quercus petraea	B1	3	3	.	1
	ZS	+
Acer platanoides	ZS	1	.	1	.	.	.
<u>Begleiter</u>													
Picea abies	B	.	3	.	.	.	1	.	.	.	1	.	.
	S	1	.	+	1	1
Pinus sylvestris	B	1	2
	S	+
	ZS	+
Sorbus aucuparia	B2	1	.	.
	S	1	+
Salix caprea	B	2
Sambucus racemosa	S	.	.	1	1
	ZS	+
Rubus fruticosus	S	+	.	.	.	+	+	2.2
<u>Kraut-Gras-Schicht</u>													
<u>AC und DA des Luzulo-Fagetum</u> (einschließlich Verhagerungszeiger)													
Luzula luzuloides		2.2	1.2	2.2	2.2	2.2	2.3
Avenella flexuosa		3.4	4.4	1.2	.	+.2
Maianthemum bifolium		2.2	+	1.2	.	1.2	.	.	.	+.2	+.2	1.2	.
Vaccinium myrtillus	ZS	3.4	4.4	1.2	.	+.2
<u>AC des Dentario bulbiferae-Fagetum</u>													
Dentaria bulbifera		2.2	3.3	2.2	3.3	2.2	3.3
								-2.3					
<u>DA der Farnvarianten</u>													
Gymnocarpium dryopteris		.	.	.	1.2	2.3	4.4	.	.	.	+	2.2	1.2
Athyrium filix-femina		+	+	.	+	.	1.1	2.1	.
Dryopteris dilatata		.	.	.	+.2	1.2	+	.	.	+	.	+	+
Thelypteris phegopteris		+	.	.
<u>Fagion-VC</u>													
Prenanthes purpurea		1.1	.	1.1	1.1	.	1.1	1.1	1.1
Polygonatum verticillatum		1.2	+.2	.	.	1.1	2.2-3	.	+
Bromus ramosus		1.2	.	.	1.2	+.2	.	.
Actaea spicata		+	.	1.1	.	1.2
<u>AC des Stellario-Alnetum</u>													
Stellaria nemorum		1.2
<u>Alno-Padion-VC</u>													
Carex brizoides		2.3
Angelica sylvestris		+.2
<u>Fagetalia-OC</u>													
Lamium galeobdolon		1.2	2.3	2.2	2.2	1.2	2.2
								-2.2					-2.3
Milium effusum		1.1	.	.	.	+.2	.	1.2	1.2	2.3	1.2	.	3.3
Dryopteris filix-mas		1.1	+
Stachys sylvatica		.	.	.	2.1	2.2	2.2	.	1.2
<u>Querco-Fagetea-K1C</u>													
Hieracium sylvaticum		1.1	+	+	.	1.1
Pulmonaria obscura		+.2	1.2	1.2	+.2	.	2.2
Brachypodium sylvaticum		+.2	.	.	+.2	1.2	.	.
Anemone nemorosa		+	1.2	+	1.2	.	.
Poa nemoralis		1.2	.	+.2	2.2	.	.
Viola reichenbachiana		+	1.2	1.2	+	.
Geranium robertianum		1.2	.	.	.
Moehringia trinervia		1.2	.	.	.
<u>Begleiter</u>													
Epilobium angustifolium		1.2	+	+.2	+	.	1.2
Senecio fuchsii		+	.	.	.	2.2	.	1.2
Urtica dioica		+	.	+
Oxalis acetosella		+	+.2	.
Equisetum sylvaticum	
Juncus effusus	

(3) *Dentario bulbiferae* – (Abieti-) *Fagetum*
(Zwiebelzahnwurz – (Tannen-) Buchenwald
(Aufnahme Nr. 7–9)

Die mittleren und oberen Bereiche des Osthangs des Großen Hengstbergs tragen einen Zwiebelzahnwurz – (Tannen-) Buchenwald. Während auf den flacheren oberen Hangbereichen die typische Ausbildung vorherrscht, wird sie am steileren Mittelhang durch die farnreiche Ausbildung vertreten (s. (4)).

Die Böden sind meist nährstoffreiche Braunerden mittlerer bis großer Entwicklungstiefe über Weißenstädter Granit.

In der Baumschicht dominiert die Buche (*Fagus sylvatica*). Daneben sind noch Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Esche (*Fraxinus excelsior*) und – seltener – Spitzahorn (*Acer platanoides*) vertreten. Die Tanne (*Abies alba*) ist nach den Angaben des Forstamtes Selb im Jahr 1940 durch Winterfrost weitgehend ausgefallen. Hierzu ist zu bemerken, daß – infolge des stark kontinental getönten Klimas am Hengstberg – die Tanne hier sicherlich ihre Verbreitungsgrenze erreicht. Das Bild der Kraut-Grasschicht wird geprägt durch die Zwiebeltragende Zahnwurz (*Dentaria bulbifera*).

(4) *Dentario bulbiferae* – (Abieti-) *Fagetum*
dryopteridetosum
(Farnreicher Zwiebelzahnwurz – Buchenwald)
(Aufnahme Nr. 10–12)

Wie schon in (3) ausgeführt, ist die farnreiche Ausbildung des Zwiebelzahnwurz – Buchenwaldes auf die mittleren Bereiche des Osthangs beschränkt. Für die Baumschicht gilt das in (3) Gesagte. In der Kraut-Grasschicht treten neben der Zwiebeltragenden Zahnwurz (*Dentaria bulbifera*) die Farne stark in Erscheinung:

Frauenfarn	(<i>Athyrium filix-femina</i>)
Dorniger Wurmfarne	(<i>Dryopteris dilatata</i>)
v.a. Eichenfarn	(<i>Gymnocarpium dryopteris</i>)
und selten Buchenfarn	(<i>Thelypteris phegopteris</i>).

(5) *Stellario* – *Alnetum glutinosae*
(Sternmieren – Bach- Eschen- Erlenwald)
(Aufnahme Nr. 13)

Im Südwestteil des Untersuchungsgebietes sind relativ kleinflächig Reste eines Sternmieren- Bach- Eschen- Erlenwaldes ausgebildet. Die Baumschicht wird gebildet durch Schwarzerle (*Alnus glutinosa*), Esche (*Fraxinus excelsior*) und Salweide (*Salix caprea*). In der Kraut-Grasschicht fallen neben weiteren Feuchtezeigern v.a.

die Zittergrassege (*Carex brizoides*) und die Waldsternmiere (*Stellaria nemorum*) auf. In den am östlichen Hangfuß befindlichen Auwaldresten wurden in den letzten Jahren vor der Ausweisung als Naturwaldreservat die Schwarzerlen leider fast vollständig mit Fichten unterpflanzt.

b) Flora

Die im Untersuchungsgebiet aufgefundenen Farn- und Blütenpflanzen können der »Florenliste der Naturwaldreservate« entnommen werden.

III. Beurteilung

Der Große Hengstberg ist einer der wenigen, ausgedehnten Laubholzbestände im Fichtelgebirge. Nach Angaben des Forstamtes Selb beträgt der Laubholzanteil im Bereich des Forstamtes lediglich

4%. Daher sollen nach dem seit 1.5.1976 rechtsverbindlichen Landesentwicklungsprogramm Bayern als Naturschutzgebiete insbesondere geschützt werden:

– naturnahe Bestände der typischen Laubwaldgesellschaften im Fichtelgebirge und im Frankenwald (CR 5 II 1.2.1).

Es handelt sich bei den Wäldern des Großen Hengstberges um größtenteils sehr naturnahe Hainsimsen-Buchenwälder und Zwiebelzahnwurz- Buchenwälder, daneben um Reste von Sternmieren- Bach- Eschen- Erlenwäldern. Lediglich in den Randbereichen des Untersuchungsgebietes sind die Laubwälder durch Fichtenforste oder durch Mischwälder mit Lärchen-, Kiefer- und Douglasienbeteiligung ersetzt. Das Untersuchungsgebiet sollte unbedingt neben dem bereits wirksamen Schutz als Naturwaldreservat zusätzlich als Naturschutzgebiet ausgewiesen werden, wobei die oben angesprochenen Randbereiche als Schutzzone von der restlichen Kernzone abgetrennt werden sollten. Die im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes gelegenen Buchenwälder sollten, im Gegensatz zur Aufteilung im Naturwaldreservat, der Kernzone zugeordnet werden.

IV. Empfohlene Maßnahmen

Zur Erforschung des natürlichen Waldaufbaues im Fichtelgebirge wäre die Anlage eines Wildschutzzones sehr zu begrüßen. Im Bereich der Schutzzone sollten vorrangig die ausländischen und standortfremden Baumarten wie Douglasie und Lärche, daneben auch Fichte und Kiefer im Femelschlag genutzt werden (die Fichte sollte v.a. in den Auwaldresten möglichst frühzeitig entfernt werden), ein weiteres Aufforsten mit diesen Baumarten ist unbedingt zu unterlassen.

V. Literatur

KAULE, G.: Biotopkartierung Bl. L 5938 Nr. 59.
VOLLRATH, H.: Die Pflanzenwelt des Fichtelgebirges und benachbarter Landschaften in geobotanischer Schau (insbesondere S. 195, 196) Naturwissenschaft. Gesellsch. Bayreuth Ber. Bd. IX 1955–57.

NR 13 Waldstein

I. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

a) Größe, Lage und Morphologie

Das ca. 21 ha große Naturwaldreservat »Waldstein« liegt im Fichtelgebirge im Gipfelbereich der höchsten Erhebung des Waldsteinzuges ungefähr 4 km nordwestlich Weißenstadt. Es umfaßt im Kern das 20 ha große Naturschutzgebiet »Waldsteingipfel«.

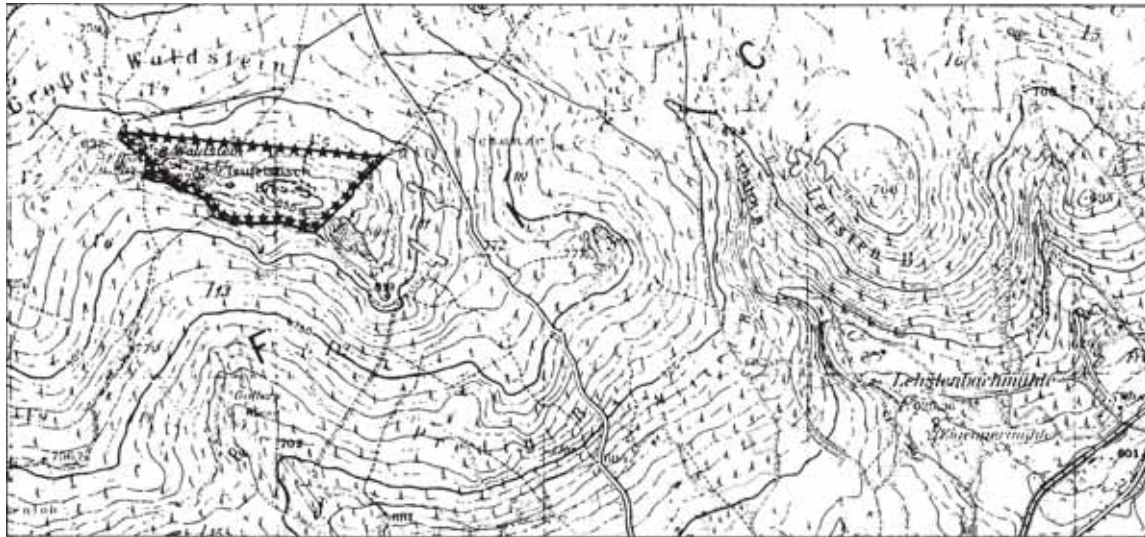
Die Gründe für die Unterschutzstellung als Naturschutzgebiet waren überwiegend geologische.

Da das Naturwaldreservat den Gipfel des Großen Waldstein kranzförmig umgibt, reicht die Exposition von Nord über West und Süd bis Ost. Das Gelände ist eben bis steil (40%), überragt von senkrechten, z.T. auch überhängenden Felstürmen und Felsblöcken. Der höchste Punkt beträgt 877 m ü.NN.

b) Klima

Das Klima im Bereich des Untersuchungsgebietes ist rau und kühlfeucht.

Die mittlere Niederschlagsmenge am Großen Waldstein beträgt 1026 mm, wovon ca. 270 mm in der Vegetationsperiode (Mai–Juli) fallen. Die Lufttem-



★★★ Grenze des Naturwaldreservates

peratur beträgt am Großen Waldstein im Jahresmittel 4–5^o C; für die Vegetationsperiode (Mai–Juli) liegt die mittlere Lufttemperatur bei 11–12^o C.

(Die vorstehenden Daten wurden dem »Klimaatlas von Bayern«, Knoch 1952, und dem Heft »Zwischen Waldstein und Döbraberger« von Karl Dietel entnommen)

c) Geologie und Böden

Der geologische Untergrund besteht im Untersuchungsgebiet aus mittelkörnigem Porphygranit (Waldsteingranit).

Die Böden sind Braunerden meist mittlerer bis großer Entwicklungstiefe, z.T. aber auch flachgründig. Trotz der hohen Jahresniederschlagsmenge sind die Böden unter Laubwald nur schwach podsolig oder zeigen keine Podsolierungserscheinungen. Unter Fichtenwald bzw. -forst herrscht hingegen die podsolierte Braunerde vor.

Bodenprofile:

Aufnahme Nr. 1

A _h /B	0–10 cm	schwarzer stark humoser steiniger grusiger lehmiger Sand	pH 6,4
C	10 + cm	Granitfels	

Aufnahme Nr. 2

A _h /B			pH 6,6
-------------------	--	--	--------

Aufnahme Nr. 3 viele große Felsblöcke, dazwischen

A _o	7 cm	Laub	
A _h /B	0–7 cm	schwarzer stark humoser grusiger lehmiger Sand	pH 3,4
C	6 + cm	Granitfels	

Aufnahme Nr. 4 zwischen großen Felsblöcken

A _o	2 cm	Laub	
A _h	0–10 cm	dunkelgraubrauner humoser grusiger lehmiger Sand	pH 4,6
B	10–50 + cm	graubrauner grusiger lehmiger Sand	pH 5,0

Aufnahme Nr. 5

A _o	2 cm	Laub und Streu	
A _h	0–24 cm	schwarzer stark humoser grusiger lehmiger Sand	pH 2,9 _s
B	24–60 + cm	brauner schwach steiniger grusiger lehmiger Sand	pH 3,0 _s

Aufnahme Nr. 6

sehr viele große Felsblöcke, dazwischen

A _o	2 cm	Laub	
A _h	0–25 cm	schwarzbrauner stark humoser grusiger lehmiger Sand	pH 3,7
B	25–55 + cm	graubrauner grusiger lehmiger Sand	pH 3,4

Aufnahme Nr. 7

A _o	2 cm	Laub	
A _h	0–13 cm	schwarzer stark humoser lehmiger Sand	pH 3,5
B	13–35 + cm	graubrauner grusiger lehmiger Sand	pH 3,4

Aufnahme Nr. 9

A _o	1 cm	Laub und Streu	
A _h	0–7 cm	dunkelgraubrauner humoser lehmiger Sand	pH 3,1
B	7–35 + cm	graubrauner lehmiger Sand	pH 3,2

Aufnahme Nr. 14

A _h	0–11 cm	dunkelgrauer humoser grusiger lehmiger Sand	pH 3,1
B	11–21 cm	brauner grusiger lehmiger Sand	pH 3,2
C	21 + cm	Granitfels	

Aufnahme Nr. 17

A _o	4 cm	Streu	
A _h	0–16 cm	tiefschwarzer stark humoser grusiger lehmiger Sand	pH 3,4
A _h	16–24 cm	hellgraubrauner lehmiger Sand	pH 3,4
B	24 + cm	stark verdichteter brauner Sand	pH 3,5

Aufnahme Nr. 18

A _o	4 cm	Streu	
A _h	0–7,5 cm	schwarzer stark humoser schwach grusiger lehmiger Sand	
A _h	7,5–20 cm	hellgraubrauner grusiger lehmiger Sand	
B/C	20 + cm	verdichteter Sand und Granitfels	

Aufnahme Nr. 19

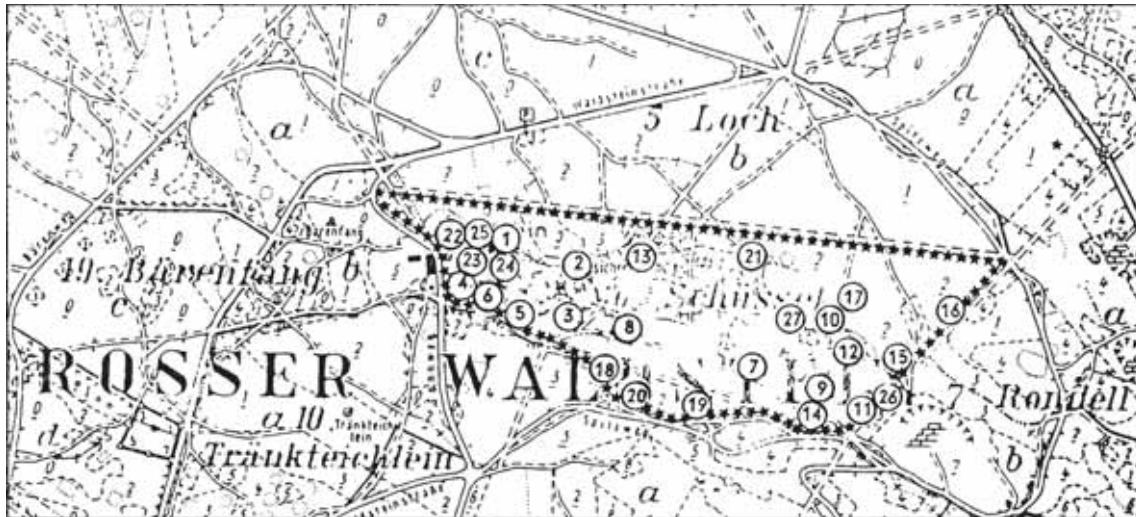
A _o	4 cm	Streu	
A _h	0–14 cm	dunkelbrauner humoser grusiger lehmiger Sand	
B	14–20 cm	graubrauner grusiger lehmiger Sand	
	20–50 + cm	ockerfarbener steiniger grusiger lehmiger Sand	

Aufnahme Nr. 20

A _o	3 cm	Streu	
A _h	0–20 cm	schwarzer stark humoser lehmiger Sand	
B	20 + cm	dunkelbrauner lehmiger Sand	

Aufnahme Nr. 21




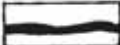




A _h			pH 3,6
B			pH 3,6



Karte der Vegetation 1:10000



Zeichenerklärung

	Aceri-Fagetum		stark verhagerter Fi-Forst; pot.nat. Fago-Piceetum
	Fago-Piceetum (mit Frischezeigern)		Unkraut- und Trittlflugesellschaften
	Fi-Forst; Calamagrostis villosa-Facies pot.nat. Fago-Piceetum		Granitfelsgesellschaften mit Polypodium vulgare
	verhagerter Fi-Forst; pot. nat. Fago-Piceetum		Asplenio-Cystopteridetum

II. Vegetation und Flora

a) Vegetation

Die Vegetation des Großen Waldstein wurde am 11.10. und 18.10.1979 kartiert. Hierzu wurden 27 pflanzensoziologische Aufnahmen nach der Methode Braun-Blanquet erstellt. Auf dem größten Teil der Aufnahmeflächen wurde ein Bodenprofil freigelegt und die pH-Werte der verschiedenen Boden-

horizonte mit einem elektrischen pH-Meter mit KCl/AgCl – Einstab-Glaselektrode gemessen (s.l.c)

Beschreibung der im Untersuchungsgebiet festgestellten Vegetation

Entsprechend dem rauhen, kühlfeuchten Klima und der Höhenlage des Untersuchungsgebietes gehört die Vegetation des Waldsteingipfels dem Übergangsbereich der Buchenwald- in die Fichten-

NR13

Aufnahme Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Geologie	Porphyrgranit (Waldateingranit)																				
Boden	Braunerde																				
Neigung in °	35	25	10-35	8	5	8	5	0-5	20	10	20	5	8	15	0	15-20	10	20	8	12	3
Exposition	NNO	N	SSW	SSW	S	S	SW	S	S	N	SW	N	N	SSW	NO	N	S	SW	SSW	N	N
Areal in qm	250	250	150	300	250	250	150	250	200	200	200	250	250	200	300	150	150	250	150	200	150
Bedeckung	100	100	80	95	95	90	100	95	100	100	95	100	95	100	95	95	95	95	100	90	90
in %	B1	90	60	80	90	95	80	10	60	75	30	60	30	55	70	95	95	90	100	90	40
	B2	40	.	.	55	60	40
	S	.	.	.	35	10	20	3	3	40	5	25	3
	ZS	.	.	.	20	10	20	5	5	3	10
	KG	90	95	40	60	35	35	100	80	90	95	85	95	.	80	35	30	15	30	40	50
	MF	.	.	.	5	5	15	.	3	1	15	5	5	2
Artenzahl		24	24	18	24	19	19	6	11	12	6	6	3	4	6	4	4	5	11	7	4
Baum und Strauchschicht																					
Vaccinio-Piceion-VC																					
Picea abies	B1	3	3	1	.	2-3	1	2	3	4	3	4	3	4	4	5	5	5	5	5	3
	B2
	S+ZS	.	.	.	2	2	2	+	+	.	3	1	2	+	+	+
Sorbus aucuparia		2	1	.	+	1	1	2	2	.	2-3	1-2	2	.	.
Fagion-VC																					
Fagus sylvatica	B1	4	2	5	5	4-5	5	.	4	2	1	.	.
	B2	3
	S+ZS	.	.	.	1
Acer pseudoplatanus	B	1	2	.	2
	S+ZS	1	2	.	2	+	1	.	+
Abies alba	B1	1
Begleiter																					
Sambucus racemosa		.	+	+
Salix caprea		.	.	.	+
Rubus fruticosus		.	.	+.2	+
Rubus idaeus		.	.	1.2	2.3	2.2	1.2
Krautschicht																					
Vaccinio-Piceion-VC (u. Vaccinio-Piceetalia-OC)																					
Vaccinium myrtillus		.	.	.	2.2	2.3	.	1.2	1.2	+.2	2.2	+.2	+.2	2.3	+.2	+.2	+.2	+.2	2.2	2.2	2.2
Calamagrostis villosa		.	1.2	.	.	3.4	2.2	5.5	4.5	4.5	5.5	4.5	5.5	3.5	2.3	2.2	2.2	.	.	.	2.3
Trientalis europaea	
Fagion-VC (u. Fagetalia-OC)																					
Prenanthes purpurea		1.2	1.2	3.3	.	+
Dryopteris filix-mas		2.2	2.2	2.2
Lamium galeobdolon		2.3	1.2	2.2
Milium effusum		+.2	2.2	1.2	.	1.2
Stachys sylvatica		2.2	2.2	1.2
Actaea spicata		1.2	+
Senecio fuchsii		3.3	2.3
Viola reichenbachiana	
Scrophularia nodosa		.	.	.	+.2
Quercus-Fagetalia-KIC																					
Mycelis muralis		3.3	2.3	.	1.2	.	+
Hieracium sylvaticum		+.2	+	.	.	+.2
Anemone nemorosa	
Poa nemoralis		+.2
DA des Farn-Hochlagen-Buchen-Fichtenmischwaldes																					
Dryopteris dilatata		1.2	2.2	2.2	+.2	2.2	1.2	1.2	+.2	+.2
Athyrium filix-femina		2.2	2.2
Gymnocarpium dryopteris		.	.	2.3
Begleiter frischer Standorte																					
Lamium maculatum		2.3	2.2	1.2
Impatiens noli-tangere		3.3	2.3	.	+.2
Stellaria nemorum ssp. glochidisperma		2.3	3.3	+
Chamaecyparissium aureum		1.2	1.2	+.2
Circaea lutetiana et intermedia		+.2	1.2
Urtica dioica		1.2	2.3
Polygonum bistorta		.	.	.	+
Juncus effusus		+.2
DA der Ausbildung nach Molinia caerulea																					
Molinia caerulea	
Begleiter saurerer bzw. verhagerter Standorte																					
Avenella flexuosa		.	.	2.2	3.3	.	3.3	+.2	2.3	4.5	+.2	2.3	.	2.2	4.5	3.3	2.4	2.3	2.3	3.4	3.4
Oxalis acetosella		.	.	+.2	.	+.2	1.2	.	+.2	+.2
Galium hircynicum		1.3
Weitere Begleiter																					
Galeopsis tetrahit		1.2	+	+	2.2	+	.	.	.	+.2
Moehringia trinervia		1.2	.	1.2	+.2	+.2
Epilobium montanum		1.2	1.2	.	+.2	+.2
Agrostis tenuis		.	.	.	2.2	2.3	2.2
Rumex conglomeratum		.	.	.	+
Geranium robertianum		1.2
Silene dioica		.	.	.	+
Epilobium angustifolium		.	.	.	+
Moose und Flechten																					
Vaccinio-Piceion-VC																					
Plagiothecium undulatum		+.2
M.u.F. als Begleiter																					
Polytrichum formosum		+.2	2.2	.	.	.	+	+.2
Dicranella heteromalla		.	.	.	+.2	+.2	2.3	.	.	+.2	2.2
Lepidozia reptans		.	.	.	+	+	+.2
Hypnum cupressiforme		.	.	.	+.2	+.2	+.2	+.2
Dicranum scoparium		.	.	.	+.2	+.2	+
Polytrichum spec.		2.3
Cladonia spec.		+.2	+.2

waldstufe an. Die potentielle natürliche Vegetation ist ein »Buchen- (Tannen-) Fichtenwald« (Fagopiceetum = Vaccinio-Abietum) und ein »Farnreicher Bergahorn- Buchenwald« (Aceri-Fagetum). Im westlichen Teil des Naturwaldreservates sind diese Waldtypen noch recht gut entwickelt.

Die Baumschicht wird von Buche, Bergahorn und Fichte aufgebaut. In der zweiten Baumschicht und vor allem in der Strauchschicht ist die Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) reichlich vertreten. Im Steilhängebereich nördlich und südlich der Burgruine ist die Kraut-Grasschicht des Bergahorn- Buchen-(Fichten-) Waldes geprägt durch das reiche Farnvorkommen

Frauenfarn	(<i>Athyrium filix-femina</i>)
Dorniger Wurmfarne	(<i>Dryopteris dilatata</i>)
Wurmfarne	(<i>Dryopteris filix-mas</i>)
Eichenfarn	(<i>Gymnocarpium dryopteris</i>)
sowie durch viele Frischezeiger	
Goldnessel	(<i>Lamium galeobdolon</i>)
Gefleckte Taubnessel	(<i>Lamium maculatum</i>)
Großes Springkraut	(<i>Impatiens noli-tangere</i>)
Hexenkrautblättrige Waldsternmiere	
	(<i>Stellaria nemorum</i>)
	ssp. <i>glochidisperma</i>)
Flatterhirse	(<i>Milium effusum</i>)
Dreinerbige Nabelmiere	(<i>Moehringia trinervia</i>)
Hasenlattich	(<i>Prenanthes purpurea</i>)
Waldziest	(<i>Stachys sylvatica</i>).

Das Wollige Reitgras (*Calamagrostis villosa*) fehlt fast völlig.

Im Buchen- Fichtenwald auf ebenerer Fläche wird das Bild der Kraut-Grasschicht geprägt durch das starke Auftreten von Wolligem Reitgras. Bei naturnahen Verhältnissen sind auch die Frischezeiger noch reichlich vertreten.

Im größten Teil des Naturwaldreservates wurde die Fichte forstlich begünstigt. Solange noch Laubholz – z.B. *Sorbus aucuparia* – am Waldaufbau beteiligt ist, entsteht der Eindruck eines natürlichen Fichtenwaldes, in dem *Calamagrostis villosa* faziesbildend auftritt (*Calamagrostidi villosae* – Piceetum). Allerdings deuten Verhagerungszeiger auf den forstartigen Charakter des Waldes hin.

Noch sehr viel stärker macht sich diese Verhagerung dann in den reinen Fichtenforsten im südlichen und nordöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes bemerkbar. Zunächst tritt das Wollige Reitgras zurück und die Schlängelschmiele (*Avenella flexuosa*) kommt stark auf; schließlich ist *Avenella flexuosa* (neben weiteren Verhagerungszeigern) nahezu die einzige Pflanzenart in der Kraut- Grasschicht.

Neben den Waldgesellschaften sind die Mauer- und Felspaltengesellschaften ein wichtiger Bestandteil der Vegetation des Untersuchungsgebietes. Die Granitfelsen tragen eine relativ artenarme Felsvegetation: Neben zahlreichen Moosarten ist als charakteristische Art vor allem der Tüpfelfarn (*Polypodium vulgare*) zu nennen.

Artenreicher ist hingegen eine Mauerfugengesellschaft (*Asplenio-Cystopteridetum*) im Bereich der Burgruine, die ihre Existenz dem höheren Kalkgehalt in den Mauerfugen zwischen den Granitblöcken verdankt. Hier sind an Arten v.a. zu nennen:

der Zerbrechliche Blasenfarn	(<i>Cystopteris fragilis</i>)
der Mauerrautenfarn	(<i>Asplenium ruta-muraria</i>)
und das Kegelkopfmoss	(<i>Conocephalum conicum</i>).

Erwähnenswert ist noch der grüne Streifenfarn (*Asplenium viride*), der nach ADE hier vorkam und der nach SCHUBERT (Botanischer Führer durch das Fichtelgebirge ..., 1935, S. 172) und VOLLRATH (Die Pflanzenwelt des Fichtelgebirges ..., 1955–57, S. 194) beim Mauerumbau 1906 wahrscheinlich ausgerottet wurde.

Aufnahme Nr.	22	23	24	25
Substrat	Porphy-granit	Granitmauer mit Kalkmörtelfugen		
Neigung in °	60	90	90	90
Exposition	N	N-O	S*	N
Areal in m ²	2	1,5	3	1

DA für luftfeuchte *Asplenietea rupestris*-Gesellschaften

<i>Polypodium vulgare</i>	2.3	.	.	.
AC des <i>Asplenio-Cystopteridetum</i>				
<i>Cystopteris fragilis</i>	.	2.2	2.2	2.2
<i>Potentilletalia caulescentis</i> - OC				
<i>Asplenium ruta-muraria</i>	.	+2	.	.

Begleiter

AC des <i>Epilobio-Geranietum robertiani</i>				
<i>Epilobium montanum</i>	1.2	+	+	.
<i>Mycelis muralis</i>	.	.	+	+2
<i>Geranium robertianum</i>	.	.	.	+2

weitere Begleiter

<i>Campanula rotundifolia</i>	.	2.2	1.2	+
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	.	.	.	+2
<i>Oxalis acetosella</i>	.	.	.	+2
<i>Chaerophyllum aureum</i>	.	.	.	+
<i>Dryopteris dilatata</i>	.	.	.	+

Moose und Algen

<i>Conocephalum conicum</i>	.	.	.	3.3
<i>Hypnum cupressiforme</i>	2.3	.	.	2.2
<i>Mnium punctatum</i>	+2	.	.	2.2
<i>Lepidozia reptans</i>	+	.	.	.
<i>Trentepohlia aurea</i>	.	1.2	.	.

* = stark beschattet

An offenen Stellen in der Nähe des Granitsteinbruches findet sich eine Pioniergesellschaft, die durch nachfolgende Aufnahme belegt wird:

Aufnahme Nr.	26
Areal in m ²	2
Bedeckung in %	
KG	65
MF	10
Kraut- Grasschicht	
<i>Rumex acetosella</i>	2.2
<i>Hieracium pilosella</i>	2.3
<i>Galium hircynicum</i>	3.4
<i>Agrostis tenuis</i>	2.2
Moos-Flechtschicht	
<i>Polytrichum spec.</i>	2.3
<i>Cladonia spec.</i>	2.2

Knapp außerhalb des Naturwaldreservates, ebenfalls oberhalb des Granitsteinbruches findet sich eine Schlaglur mit Adlerfarn (*Pteridium aquilinum* -Fazies).

Erwähnenswert ist noch ein zwergstrauchreicher Bestand (aufkommende Wiederbewaldung) in einer Nische unterhalb einer Felsgruppe westlich des Napoleonshutes:

Aufnahme Nr.		27
Geologie		Porphygranit
Boden		flachgr. Braunerde
Neigung in °		0
Areal in m ²		20
Bedeckung in %		
	B1	10
	B2	8
	S	70
	ZS	70
	KG	40
	MF	4
Picea abies	B1	2 ⁰
	S	1
Sorbus aucuparia	B2	2
	S	4
Vaccinium vitis-idaea	ZS	3,5
Vaccinium myrtillus	ZS	3,5
Avenella flexuosa	KG	3,5

In der Umgebung der Burgruine und der Gastwirtschaft (westlich der Ruine) sind als Folgen der Eutrophierung durch den Menschen eine starke »Verunkrautung« des Waldes bzw. des Waldsaumes entlang der Wege zu beobachten: dichtes Brennesselgestrüpp, Trittfuren mit Großem Wegerich usw.

b) Flora

Die während der Untersuchung aufgefundenen Farn- und Blütenpflanzen sind in der »Florenliste der Naturwaldreservate« zusammengefaßt. Dort wurden auch weitere Arten aufgenommen und mit V gekennzeichnet, die von VOLLRATH in seiner Florenliste der Gipfelpartie des Waldsteins (1955–57) aufgeführt sind. Eventuell liegen diese Fundorte auch außerhalb des Naturwaldreservates.

Nicht in die Liste aufgenommen wurden Arten, die von früheren Findern genannt wurden, aber auch von Vollrath nicht mehr bestätigt werden konnten:

- Corallorhiza trifida
- Eupatorium cannabinum
- Thelypteris limbosperma
- Hierher gehört auch der Grüne Streifenfarn (*Asplenium viride*), der von ADE gefunden, nach SCHUBERTH (1935) und VOLLRATH (1955–57) aber beim Mauerbau 1906 wahrscheinlich ausgerottet wurde. Weiter scheint erwähnenswert, daß die Waldstermiere hier in einer besonderen Unterart vorkommt:
- Stellaria nemorum* cf. (Hexenkrautblättrige Waldssp. *glochidisperma* sternmiere).

III. Beurteilung

Die Gründe für die 1950 erfolgte Ausweisung des Naturschutzgebietes »Waldsteingipfel« waren überwiegend geologischer Natur:

- vielfältige Verwitterungserscheinungen des Waldsteingranits (Porphygranit)
- mächtige Granittürme u.a.

Die Ausweisung als Naturwaldreservat wurde dagegen mit forstwissenschaftlicher und vegetationskundlicher Zielsetzung vorgenommen. Das Naturwaldreservat »Waldstein« ist – neben d. »Fichtelseemoor« das einzige Naturwaldreservat in Oberfranken, das einen Waldbestand im Übergangsbereich der Buchenwald- in die Fichtenwaldstufe erfaßt. Wie die pflanzensoziologische Kartierung ergab, befinden sich im Westteil des Reservates relativ naturnahe Reste eines »Buchen-(Tannen-) Fichtenwaldes« und eines »Farnreichen Bergahorn-Buchenwaldes«.



Zeichenerklärung

- Hauptwege
- Nebenwege
- Pfade
- bereits unpassierbare Wege
- Wege bzw. Pfade die aufgelassen werden sollten (kein Beseitigen von umgestürzten Bäumen ect.)

Da naturnahe Waldbestände aus dieser Übergangszone im Fichtelgebirge (und somit in ganz Oberfranken) fast vollständig fehlen, kommt den Wäldern am Waldsteingipfel und ihrer weiteren Entwicklung eine große wissenschaftliche Bedeutung zu.

Neben den geologischen und vegetationskundlichen Aspekten ist noch die historische und landschaftliche Bedeutung des Gipfelbereiches des Großen Waldsteins hervorzuheben. Die beiden letztgenannten Gründe sind v.a. die Ursache für einen starken Besucherandrang in dem Reservat. Hieraus ergeben sich natürlich Konfliktbereiche mit den Schutzziele des Naturschutzgebietes bzw. Naturwaldreservates. Müll, Unrat, Brennesselgestrüpp und Trittfuren geben deutliche Hinweise auf diese Konfrontation. Aus Gründen des Naturschutzes und der Forstwissenschaft sollte der Besucherstrom auf einige wenige Wege konzentriert werden, bzw. durch das Angebot attraktiver Wanderwege um das Schutzgebiet herumgeführt werden. Kleinere Wege und Trampelpfade, die kreuz und quer durch das Reservat führen, sollten aufgelassen werden.

Beispiele für diese Entwicklungsrichtung sind im Nordostteil des Schutzgebietes bereits verwirklicht: die früher vorhandenen Wege sind durch umgestürzte Bäume nahezu unpassierbar.

IV. Literatur

DIETEL, K. (1968):

Der Große Waldstein im Fichtelgebirge; in der Schriftreihe Zwischen Waldstein und Döbraberg, Heft 7, Helmbrechts.

HARTMANN, F. K. u. JAHN G. (1967)

Waldgesellschaften des mitteleuropäischen Gebirgsraumes nördlich der Alpen, Stuttgart.

KAULE, G.:

Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern, L 5936 Nr. 68.

KOHL, F. (1964):

Bodenkundlicher Beitrag in Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1:25 000 Bl. Nr. 5837 Weißenstadt; München.

REISSMANN, M. (1964):

Forstwirtschaftlicher Beitrag in Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1:25 000 Bl. Nr. 5837 Weißenstadt; München.

SCHUBERTH, H. (1935):

Botanischer Führer durch das Fichtelgebirge, den Frankenwald, das bayerische Vogtland, die Münchberger Gneislandschaft und das Triasgebiet; Wunsiedel.

STETTNER, G. (1964):

Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1:25 000 Bl.Nr. 5837 Weißenstadt; München.

VOLLRATH, H. (1955–57):

Die Pflanzenwelt des Fichtelgebirges und benachbarter Landschaften in geobotanischer Schau (insbesondere S. 194–195) Naturwissensch. Gesellsch. Bayreuth, Ber. Bd. IX.

NR 14 Fichtelseemoor

I. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

a) Größe, Lage und Morphologie

Das Naturwaldreservat »Fichtelseemoor« ist mit 139,2 Hektar das größte Naturwaldreservat in Oberfranken. Es liegt im ‚Hohen Fichtelgebirge‘ in einer Senke zwischen dem Ochsenkopf (1024 m) im Westen, dem Schneeberg (1051 m) und dem Nußhart (972 m) im Norden, dem Seehügel (953 m) im Nordosten und der Platte (884 m) im Osten. Höchster Punkt des Reservates ist mit 804 m über NN der Gipfel des Hüttenberges, der tiefste Punkt liegt mit 736 m über NN an der Ostecke. Das Gelände fällt am Hüttenberg relativ steil nach Norden ab, um dann sowohl nach Westen zum Fichtelsee als auch nach Osten fast eben auszulaufen.

Das Gebiet wird durchflossen von drei größeren Bächen, und zwar vom Seehausbach und vom Lochbach, die beide in den Kleinen Fichtelsee münden, und vom Gregnitzbach, der in Richtung Südosten entwässert. (Über die Bachumleitungen im letzten Jahrhundert siehe VOLLRATH 1976). Zusätzlich wird das Gebiet von zahlreichen mehr oder weniger verfallenen Entwässerungsgräben durchzogen.

Das Naturwaldreservat »Fichtelseemoor« wird betreten vom Forstamt Fichtelberg. Es umfaßt die Waldorte II.1 Sauerbrunn und II.2 Hüttenloch und schließt in seinem Kernbereich das 45,4 Hektar große ehemalige Naturschutzgebiet »Torf-, See- und Hüttenloch« ein. Seit dem 21.4.1982 steht jetzt das gesamte Reservat als Naturschutzgebiet »Naturwaldreservat Fichtelseemoor« unter Schutz.

b) Klima

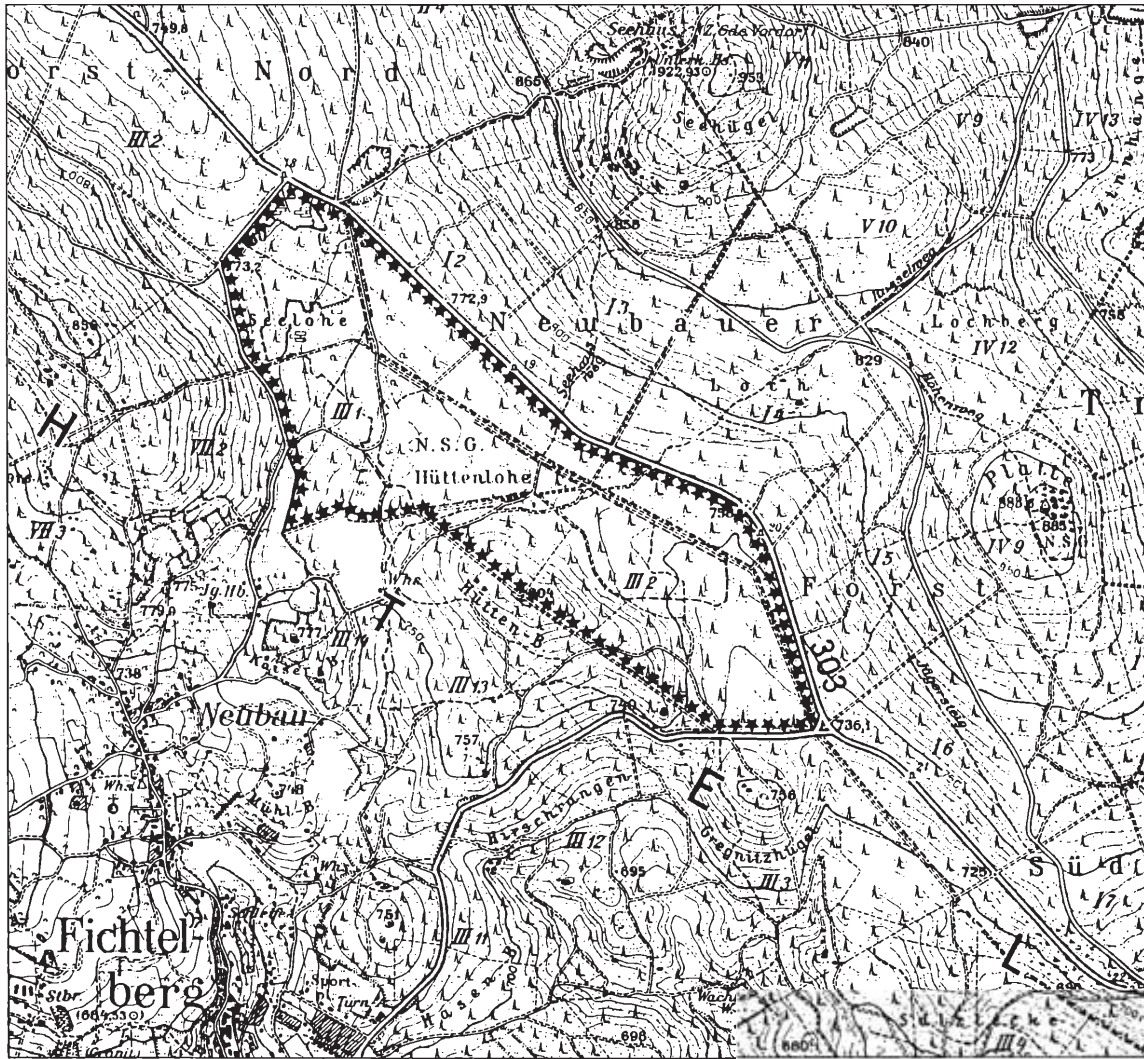
Das Klima im Untersuchungsgebiet ist rau und kühlfeucht. Die mittleren jährlichen Niederschläge liegen mit ca. 1150 mm sehr hoch, die mittlere Jahrestemperatur beträgt nur 5,5⁰ C.

c) Geologie und Böden

Der geologische Untergrund besteht aus jungdiluvialen Fließerden, überlagert von spätdiluvialen Granitblockströmen. Lediglich am Hüttenberg stehen porphyrischer Fichtelgebirgsrandgranit (Kösseingranit und im oberen Teil grobkörniger Fichtelgebirgskerngranit) an. Auffällig ist der hohe Anteil des Gesteins an großen Feldspatkristallen.

Die Vermoorung der Torf- und Seelohe begann vor etwa 10000 Jahren mit der Bildung von Schilf- und Polytrichum-Torf. Darüber entstand vor etwa 8000 Jahren der untere Waldtorf (1. Holzhorizont) und vor knapp 6000 Jahren der obere Waldtorf (2. Holzhorizont). Das Alter des obersten Horizontes dieses Waldtorfes wurde durch Untersuchung des C¹⁴-Gehaltes auf 3140 ± 120 Jahre bestimmt (FIRBAS, MÜNNICH, WITTKE, 1958). Nach einer anschließenden intensiveren Versumpfung unter Bildung von Eriophorum-Torf setzte vor etwa 5000 Jahren die eigentliche Hochmoorbildung ein (Bildung von Sphagnum-Torf).

Etwa um 1650 wurde dann durch Anlage der ersten Gräben die Entwässerung und damit die Zerstörung des Hochmoores eingeleitet. 1840 war die Entwässerung soweit fortgeschritten, daß mit dem Abbau des Torfes begonnen werden konnte. Bereits Ende des 19. Jahrhunderts war die Seelohe i.e.S. (KRONBERGER 1940 u. 1953/54) bis auf die untersten



★★★ Grenze des Naturwaldreservates

50 cm des Torflagers abgebaut, und es wurde mit der Ausbeutung der Torflohe begonnen, die dann nochmals in den Jahren 1945–48 für kurze Zeit fortgesetzt wurde. Zum Glück blieb wenigstens der Hauptteil der Torflohe erhalten, auch wenn es sich hierbei nur noch um ein »totes« Hochmoor handelt. Als größte Tiefe der Torfschichten wurden bei Bohrungen durch das Forstamt Fichtelberg 6,50 Meter gemessen. Die heutige Stichwand hat eine Höhe von bis zu 4 Metern. Bei Untersuchungen durch Professor Dr. Franz FIRBAS in der Mitte der Stichwand wurde folgendes Profil vermessen (KRONBERGER, 1953/54):

0–35 cm	Abraum
35–65 cm	jüngerer Moostorf I
65–75 cm	Rekurrenztorf
75–175 cm	jüngerer Moostorf II
175–180 cm	Rekurrenztorf
180–200 cm	jüngerer Moostorf III mit viel Eriophorum
200–225 cm	Grenztorf
225–265 cm	älterer Moostorf
265–285 cm	Eriophorum-Torf
285–315 cm	oberer Waldtorf (2. Holzhorizont)
315–325 cm	Zwischenschicht
325–365 cm	unterer Waldtorf (1. Holzhorizont)
365– cm	mineralischer Untergrund.

Durch Adolf Reissinger wurden erste pollenanalytische Untersuchungen im Fichtelseemoor durchgeführt. Er kam dabei zu folgenden Ergebnissen (REISSINGER, 1933 und KRONBERGER, 1940):

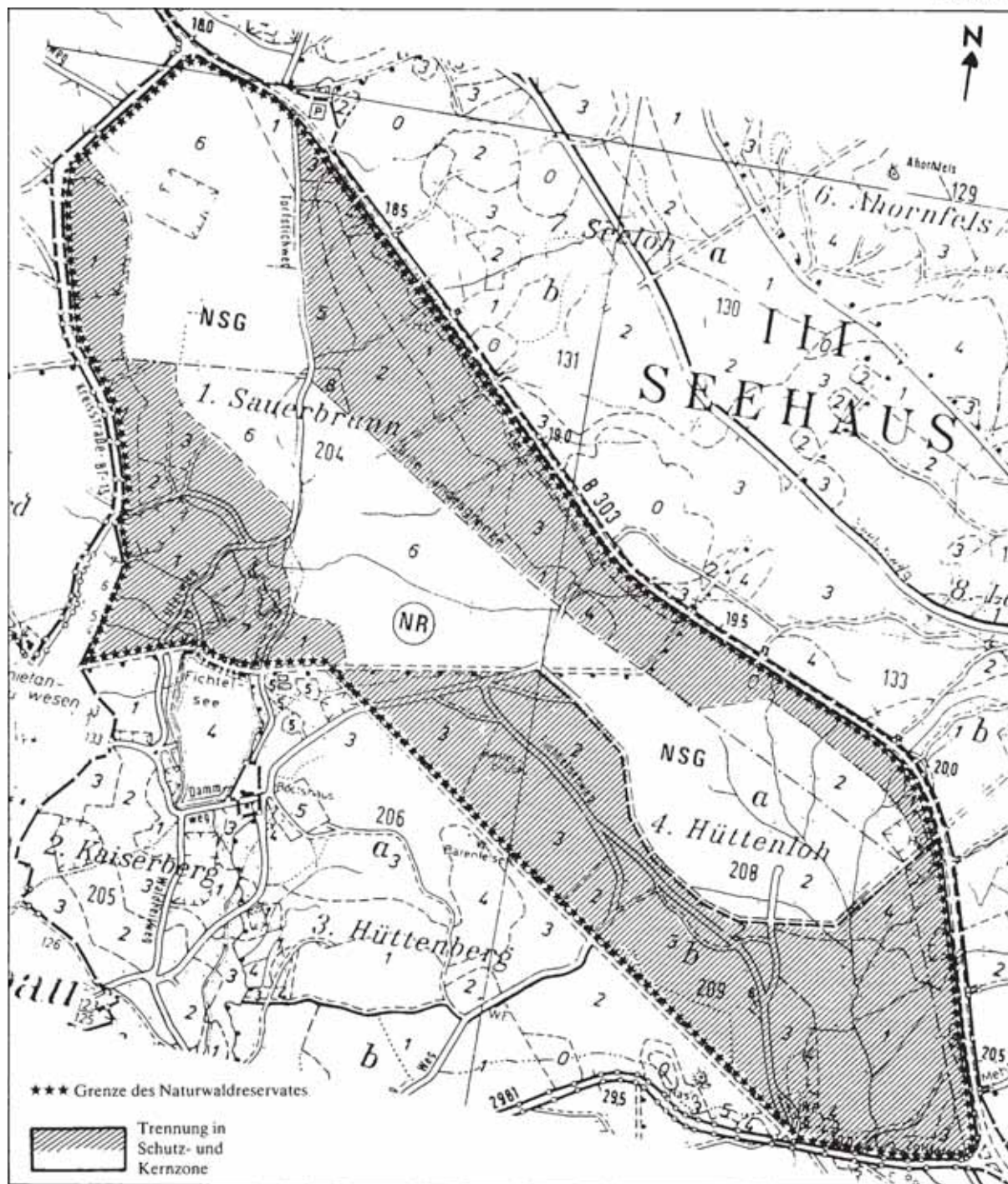
Tiefe (in m)	Verhältniszahlen der Pollen von					
	Kiefer	Fichte	Linde	Birke	Erle	Ulme
0,75	38	48	12	?	?	?
1,5	26	68	5	?	?	?
2,5	19	70	0	?	?	?
3	19	28	4	41	8	1
3,4	9	73	14	5	0	0

Völlig unberücksichtigt blieben dabei so wichtige Arten (bzw. Gattungen) wie Hasel, Weide und Buche, aber auch Eiche, Hainbuche, Esche, Ahorn und Tanne.

Genauere pollenanalytische Untersuchungen wurden dann durch Professor F. FIRBAS u. M. v. ROCHOW durchgeführt, wobei insgesamt 11 Pollendiagramme in der Torflohe erstellt wurden (FIRBAS 1949 u. 1952; FIRBAS u. M. v. ROCHOW 1956).

Genauere Bodenuntersuchungen wurden im Rahmen der Kartierung nicht gemacht.

Lediglich an den Aufnahmepunkten 33 und 35 wurden Bodenproben entnommen und mit einem elektrischen pH-meter mit KCl/AgCl-Einstab-Glas-elektrode vermessen:



Aufnahme Nr.	33	35
pH-Wert in 5 cm Tiefe	5,2	5,2
pH-Wert in 65 cm Tiefe	5,2	5,3

II. Vegetation, Flora und Fauna

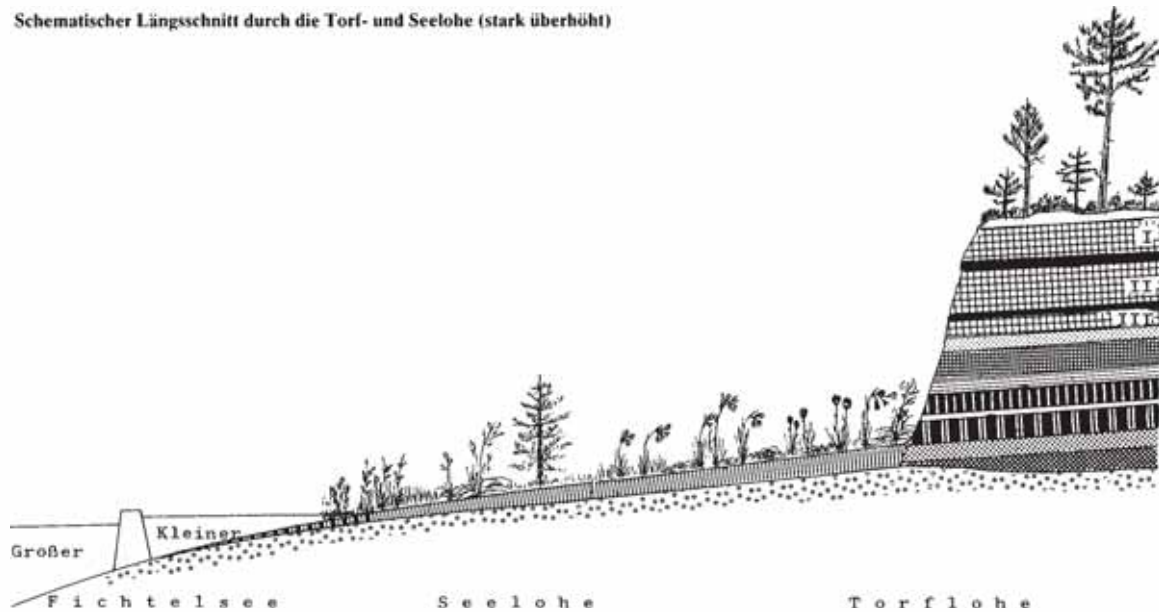
a) Vegetation

Die Vegetation des Naturwaldreservates »Fichtelseemoor« wurde durch Begehungen am 4.6., 23.7., 6.8., 26.8. und 8.10.1980 kartiert. Hierzu wurden 52 pflanzensoziologische Aufnahmen erstellt. Da es sich ja um eine Untersuchung im Rahmen der Kartierung der Naturwaldreservate handelte und nur eine sehr begrenzte Zeit für die Erhebungen vor Ort zur Verfügung stand, mußte bei den Aufnahmen auf eine Differenzierung der *Sphagnum*-Arten verzichtet werden. Sie erscheinen deshalb in der Tabelle

zusammengefaßt als *Sphagnum spec.* Es soll hier nicht verschwiegen werden, daß für den eigentlichen Moorbereich gerade die Torfmoose eine große Aussagekraft haben.

Beschreibung der im Untersuchungsgebiet festgestellten Vegetation

(1) Zentrum des Naturwaldreservates ist das ehemalige Hochmoor in der Torf- und Seelohe und weniger ausgeprägt in der Hüttenlohe. Es handelt sich hierbei um ein ombrotrophes Sattelhochmoor. Durch die 1650 eingeleitete Entwässerung und den ab Mitte des 19. Jahrhunderts bis Mitte des 20. Jahrhunderts mit größeren Unterbrechungen durchgeführten Torfstich (s.l.c) wurde das Moor zunächst in seinem Wachstum gestoppt und später der Eigenart eines Hochmoores fast völlig beraubt. Auf dem nicht abgetorften Rest in der Torflohe stockt heute ein Moorspirkenwald:



 Toniger Granitgrus	 oberer Waldtorf	 jg. Sphagnumtorf I-III
 Seggentorf	 Eriophorum vag.-Torf	 Rekurrenztorf
 Schilftorf	 älterer Sphagnum-Torf	 50 cm mächtig. Torfrest auf abgetorfte Fläche
 unterer Waldtorf	 Grenztorf	 Dy-Ablagerung

Vaccinio uliginosi – *Pinetum mugii* (Kästner et Flößner 1933) *Subassoziation nach Vaccinium oxycoccus* (= *Pinetum uncinatae* Kästner et Flößner 1933 = *Pino rotundatae* – *Sphagnetum* Kästner et Flößner 1233 corr. Neuhäusl 1965)

(Aufn. 32–42)

Es handelt sich hierbei um einen lichten, zum Teil sehr urwaldähnlichen Bestand. Die Baumschicht wird nahezu ausschließlich von der Spirke gebildet; in der Strauchschicht ist die Fichte von den Rändern her allerdings bereits deutlich im Vormarsch. Ob sich die Spirke auf Dauer gegen Fichte und Waldkiefer behaupten kann, wird sich auf der 1 Hektar großen, wilddicht umzäunten Probefläche bald zeigen. Dort wurden nämlich durch das Forstamt Fichtelberg in mühevoller Kleinarbeit sämtliche Bäume mit Zahlen gekennzeichnet und registriert, so daß eine genaue Beobachtung der Entwicklung des Bestandes möglich ist. Hier ist vielleicht der nochmalige Hinweis angebracht, daß es sich bei einem solchen Moorspirkenwald um eine Ersatzgesellschaft für einen Hochmoorwachstumskomplex handelt (siehe auch KAULE 1974).

Besonders stark ist in diesem »Spirkenfilz« die Zwergstrauchschicht entwickelt. Neben Jungpflanzen der Spirke und der Fichte sind dies vor allem die Schwarzbeere (*Vaccinium myrtillus*) mit sehr hohem Deckungsgrad, die Krähenbeere (*Empetrum nigrum*), die Moosbeere (*Vaccinium oxycoccus*) und die Rauschbeere (*Vaccinium uliginosum*), seltner Preiselbeere (*Vaccinium vitis-idaea*), Besenheide (*Calluna vulgaris*) und Rosmarinheide (*Andromeda polyfolia*).

Im Vergleich zu den Zwergsträuchern sind die Gräser und Kräuter nur schwach vertreten. Lediglich das Scheidenwollgras (*Eriophorum vaginatum*) und

der Moorwachtelweizen (*Melampyrum pratense* ssp. *paludosum*) kommen stetig vor. Beachtlich ist die Zahl der in der Torflohe vorkommenden Ombrominerobionten (Pflanzen die ausschließlich auf Regenwasser angewiesen sind, also echte Hochmoorarten). Neben den bereits oben aufgeführten Arten

- Spirke (*Pinus rotundata* var. *arborea*)
- Krähenbeere (*Empetrum nigrum*)
- Moosbeere (*Vaccinium oxycoccus*)
- Rosmarinheide (*Andromeda polyfolia*)
- Moorwachtelweizen (*Melampyrum pratense* ssp. *paludosum*)
- und Scheidenwollgras (*Eriophorum vaginatum*)
- sind dies noch
- Wenigblütige Segge (*Carex pauciflora*)
- und Rundblättrige Sonnentau (*Drosera rotundifolia*).

Die Mooschicht ist wieder sehr stark entwickelt, wobei die Torfmoosarten dominieren u.a.

(UNTERBURGER 1978 nach DR. W. BRAUN)

- Sphagnum rubellum*
- Sphagnum magellanicum*
- Sphagnum nemorum*
- Sphagnum cuspidatum*
- Sphagnum robustum*
- Sphagnum girgensohnii*
- Sphagnum recurvum* ssp. *amblyphyllum*
- Sphagnum recurvum* ssp. *mucronatum*

Als weitere ombrotrophe Moosarten kommen vor (ebenfalls UNTERBURGER 1978 nach DR. W. BRAUN)

- Mylia anomala*
- Calypogeia sphagnicola*
- Odontoschisma sphagni*
- Dicranum bergeri*
- Dicranum rugosum*.



(2) Die Seelohe i.e.S. wurde bis auf einen etwa 50 cm mächtigen Rest vollständig abgetorft (s.l.c). Die Vegetation besteht heute aus einem Mosaik aus Übergangsmoor, Flachmoor, Großseggensumpf und heideartigen Bereichen.

Charakteristische Arten der Großseggensumpfbereiche (Caricetum rostratae):
 Schnabelsegge (Carex rostrata)
 u. Teichschachtelhalm (Equisetum fluviatile)
 der Flachmoorbereiche (Caricetum fuscae):
 Braunsegge (Carex fusca)
 Grausegge (Carex canescens)
 Sternsegge (Carex echinata)
 Sumpflutauge (Potentilla palustris)
 Sumpfevilchen (Viola palustris)
 Schmalbl. Wollgras (Eriophorum angustifolium)

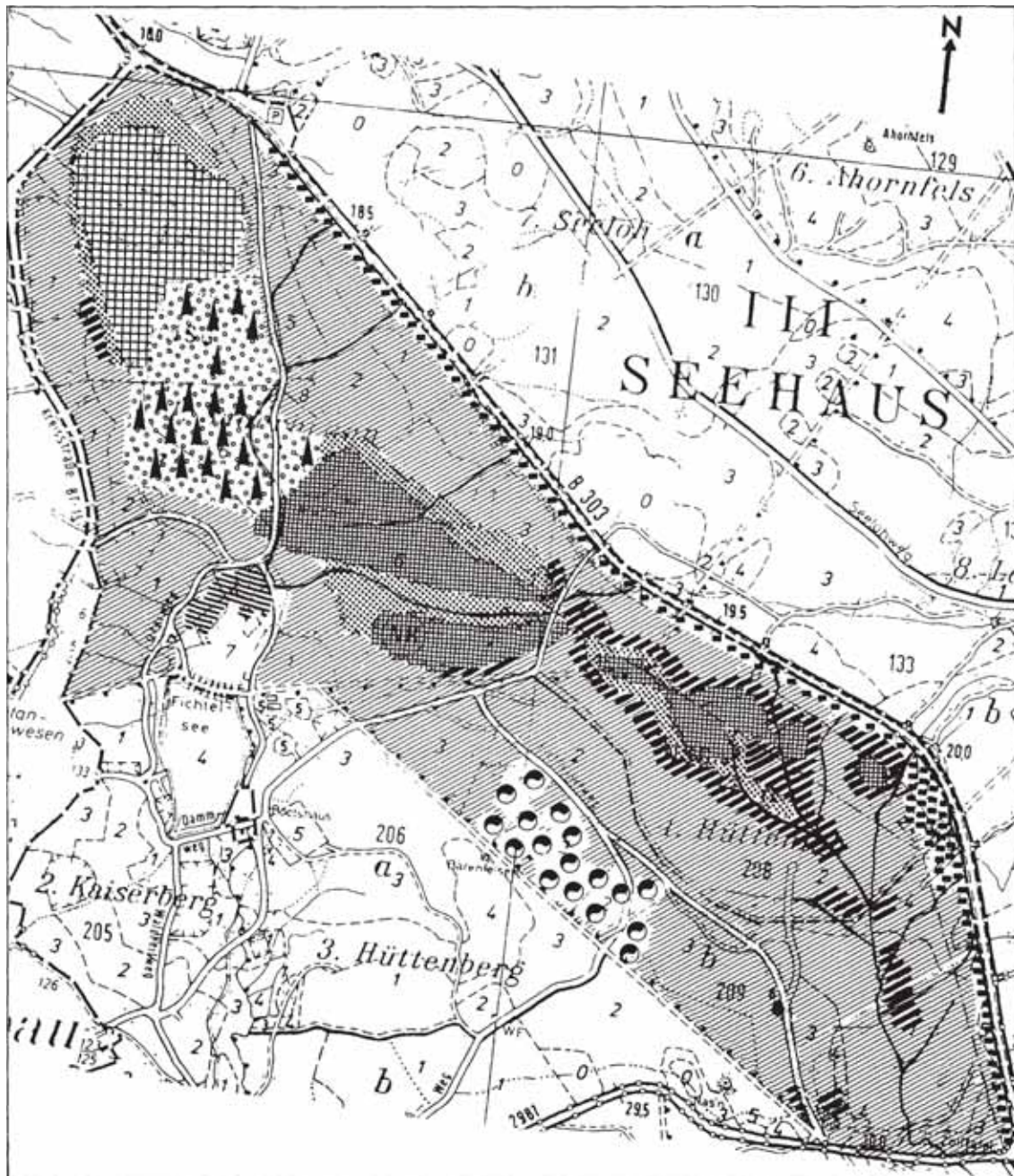
der Übergangsmoorbereiche (neben den vorgenannten Flachmoorarten):

Scheidenwollgras	(Eriophorum vaginatum)
Moosbeere	(Vaccinium oxycoccus)
Rundblättriger Sonnentau	(Drosera rotundifolia)
div. Torfmoose	(Sphagnum spec.)
u. Gemeines Frauenhaarmoos	(Polytrichum commune)

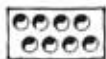
(Aufn. 46 u. 49)

Die oft relativ großen »Moorheide«-Bereiche sind sehr artenarm, wobei die vorkommenden Arten mit großen Deckungsgraden auftreten (Aufn. 51 u. 52):

Besenheide	(Calluna vulgaris)
Rauschbeere	(Vaccinium uliginosum)



Zeichenerklärung



Fago-Piceetum



Calamagrostidi villosae-Piceetum



verhagerter Fichtenforst



Calamagrostidi villosae - Piceetum sphagnetosum



Vaccinio uliginosi - Pinetum mugii Subass. n.
Vaccinium oxycoccus auf (ehemaligem) Hochmoor



Vaccinio uliginosi - Pinetum mugii Subass. n.
Vaccinium oxycoccus auf Übergangsmoor



Mosaik aus Übergangsmoor mit Groß- und Kleinszeggenumpfbereichen und »Moorhcidc«



Übergangsmoor (Schwinggrasen)

größere Aufschüttung



Bachlauf oder größerer Graben mit Versumpfung
(z.T. auch mit Quellflur)

durch Streusalz geschädigte Bereiche entlang der B 303, die zur Milderung der Salzschäden gekalkt und auf weiten Strecken mit Moorbirke aufgeforstet wurden



aufkommende Fichten, v.a. im Übergangsmoorbereich

Drahtschmiele (Avenella flexuosa)
Pfeifengras (Molinia caerulea)
u. Torfmoosarten (Sphagnum spec.)

Lediglich das Borstgras (*Nardus stricta*) und Arnika (*Arnica montana*) sind nur mit relativ geringem Deckungsgrad vertreten.

(3) In Richtung Süden schließt sich an die Seelohe der Fichtelsee an. Es handelt sich hierbei um einen künstlichen, 1790 oder 1795 durch Aufstauung entstandenen See. Während der Große Fichtelsee außerhalb des Naturwaldreservates liegt, wurde der kleine Fichtelsee mit einbezogen. An seinem Rand haben sich ausgedehnte Schwingrasen gebildet, die ebenfalls größtenteils Übergangsmoorbereiche darstellen (Aufn. 43–45, 47, 48 u. 50).

(4) Nordöstlich des Fichtelsees (östlich des Jean-Paul-Brunnens) schließt sich an den ehemaligen Hochmoorkomplex der Torf- und Seelohe ein Übergangsmoor mit Spirke und Fichte an, das seine Fortsetzung dann in der Hüttenlohe findet.

In den zentralen Bereichen mit Moortiefen zwischen etwa 1 und 2 Metern findet sich ähnlich wie in der Torflohe ein Moorspirkenwald.

Vaccinio uliginosi – Pinetum mugii
auf Übergangsmoor (Aufn. Nr. 28–31)

In der Baumschicht dominiert wiederum die Spirke (*Pinus rotundata* var. *arborea*), während die Fichte nur spärlich und zum Teil absterbend vertreten ist. Die Zwergstrauchschicht ist im Vergleich zum Spirkenwald in der Torflohe nur schwach ausgebildet, dagegen ist die Kraut-Gras-Schicht sehr stark entwickelt. Letzteres gilt auch für die Mooschicht, wobei neben den Torfmoosen (*Sphagnum spec.*) das Gemeine Frauenhaarmoos (*Polytrichum commune*) stark und stetig vertreten ist. Entsprechend dem Übergangsmoorcharakter ist die Zahl der Ombrominerobionten (Hochmoorarten) geringer als in der Torflohe, während nun eine ganze Reihe Euminerobionter (Mineralbodenwasserzeiger) hinzutritt.

Ombrominerobionte

Spirke (Pinus rotundata var. arborea)
Moosbeere (Vaccinium oxycoccus)
Scheidenwollgras (Eriophorum vaginatum)
Rundbl. Sonnentau (Drosera rotundifolia)
u. div. Torfmoosarten (Sphagnum spec.)

Euminerobionte

Schmalbl. Wollgras (Eriophorum angustifolium)
Geflecktes Knabenkraut (Dactylorhiza maculata)
Schnabelsegge (Carex rostrata)
Pfeifengras (Molinia caerulea)
u. Frauenhaarmoos (Polytrichum commune).

Während im Zentralteil des hier beschriebenen Übergangsmoors die Fichte nur untergeordnet vertreten ist, nimmt ihr Anteil zum Rande hin stark zu. Der Moorspirkenwald wird hier abgelöst durch einen Moorfichtenwald (Torfmoos-Fichtenwald)

Calamagrostidi villosae – Piceetum sphagnetosum
(Aufn. 23–26 (27))

Hier wird die Spirke, besonders in den Randbereichen, deutlich von der Fichte überflügelt oder fehlt ganz. Die Zwergstrauchschicht ist zwar artenarm, aber mit höheren Deckungsgraden wie im Zentralbereich. Hochmoorarten wie Scheidenwollgras, Moosbeere und Moorbachtelweizen kommen

nur noch vereinzelt vor. Lediglich Torfmoose sind noch mit höheren Deckungsgraden vertreten. Als Fichtenwaldarten gesellen sich Wolliges Reitgras (*Calamagrostis villosa*), Siebenstern (*Trientalis europaea*) u. – wenn auch nur äußerst selten – das Herzzweiblatt (*Listera cordata*) hinzu. Daneben treten als Wechselfeuchtezeiger das Pfeifengras (*Molinia caerulea*) und als Verhagerungszeiger die Draht- oder Schlängelschmiele (*Avenella flexuosa*) häufig auf.

(5) Die Hochmoor- und Übergangsmoorbereiche der Torf-, See- und Hüttenlohe werden umsäumt von einem Fichtenwald, der fast die gesamte Schutzzone des Naturwaldreservates einnimmt. Das Fichtelseemoor liegt im Übergangsbereich der Buchenwald- in die Fichtenwaldstufe. Infolge lokaler bzw. klein-klimatischer Verhältnisse (Kaltluftströme, »Moor-klima«) wäre der Anteil der Fichte am Waldaufbau sicher auch unter natürlichen Verhältnissen relativ hoch. Ob – wenn auch nur kleinflächig – reiner Fichtenwald vorkäme, läßt sich nur schwer entscheiden, da es sich heute fast ausschließlich um mehr oder weniger stark verhagerten Fichtenforst handelt, in dem Drahtschmiele und Schwarzbeere dominieren. Auf der Fichtennadelstreu findet sich oft massenhaft der Pilz *Marasmius perforans* (Fichtennadelrübling) ein. Immerhin finden sich einige naturnähere Bereiche, die man als Woll-Reitgras-Fichtenwald ansprechen könnte:

Calamagrostidi villosae – Piceetum
(Aufn. Nr. 6–13)

Hier treten eine ganze Reihe *Vaccinio-Piceetalia*-Ordnungscharakterarten bzw. *Vaccinio-Piceion*-Verbandscharakterarten auf. Neben Schwarzbeere und Preiselbeere sind dies v.a.

Wolliges Reitgras (Calamagrostis villosa)
Siebenstern (Trientalis europaea)
Rippenfarn (Blechnum spicant)
Nickendes Wintergrün (Orthilia secunda)
Kleines Wintergrün (Pyrola minor)
Keulenbärlapp (Lycopodium clavatum).
Quercu-Fagetia-Klassen-, Fagetalia-Ordnungs- und Fagion-Verbandscharakterarten fehlen (fast) völlig.

Wie bereits gesagt wäre in weiten Bereichen des heutigen Fichtenwaldes unter natürlichen Bedingungen hier auch Buche, Tanne und Bergahorn am Waldaufbau weit stärker beteiligt. Dies haben auch pollenanalytische Untersuchungen in der Torflohe ergeben (FIRBAS 1952):

so beträgt z.B. der heutige Anteil der Buche im Forstamt Fichtelberg nur noch etwa 1/2 %, der der Tanne 3,5–4 %. Eine fast überall vorhandene Beimengung von alten Buchen und Tannen und ein wenigstens nach Eingatterung und Schutz vor Wildverbiß auch sehr freudiger Jungwuchs dieser Bäume deuten aber darauf hin, daß der größte Teil der Fichtenwälder aus ursprünglichen Bergmischwäldern mit einem erheblichen, wenn nicht vorherrschenden Anteil von Buchen und Tannen entstanden ist. » und »... und zwar ging der starke Fichtenanstieg, der zu dem heutigen Waldbild führte, da er auf die allerobersten Torfschichten beschränkt ist, offenbar erst während der letzten Jahrhunderte vor sich.«

Anklänge an einen solchen Buchen-Tannen-Fichten-Mischwald (*Fago-Piceetum*, Aufn. Nr. 1–5) finden wir am Nordabhang des Hüttenberges in einer farnreichen Subassoziaton

Fago-Piceetum = Vaccinio – Abietum
Subass. von *Gymnocarpium dryopteris*
(Aufn. Nr. 2, 4 und 5)

NR.14	Fago- Piceetum					Calamagrostidi villosae-Piceetum verbagter Fichtenforst																			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22			
Aufnahme-Nummer																									
Areal in qm	B1	50	250	500	200	200	200	200	200	250	200	150	200	250	200	150	200	300	150	150	200	250	250		
Bedeckung	B1	50	70	85	70	90	65	40	70	65	40	85	80	85	70	35	85	85	70	40	90	90	85		
	B2/S	1	1	3			45	15		2	4		3	10	2	6	25	30	3	5					
	ZS		15	10	10	30	10	20	20	4	15	3	3	20	35	40	2		25	70					
	KG	10	80	35	90	40	80	80	70	90	85	70	6	70	6	60	70	65	40		10	10	1		
	NF		10	8	10		2			3	4	1	4		1	2		2			5	5	2		
Beum- und Strauchschicht																									
Fagion-VC																									
Fagus sylvatica	B	2	3	2-3					1							2				2					
	S	1		+																					
	ZS																								
Abies alba	B		1																						
Acer pseudoplatanus	B	3																							
Ulmus glabra	B	1																							
Vaccinio-Piceion-VC																									
Picea abies	B		4	4	4	5	4	3	4	4	3	5	5	5	4	3	5	5	4	3	5	5	5		
	S	1			1		3	2		1	2		2		+		+	+	2						
	ZS				+	+			1	1	+	+	+												
Sorbus aucuparia	S/ZS	1							+					+	2	1	+	1							
Betula pubescens	S/ZS														+										
Vaccinio uliginosi-Pinetum sugi-AC																									
Pinus rotundata	B																								
var. arborea	S																								
	ZS																								
Begleiter																									
Pinus sylvestris	B/ZS												+												
(Larix japonica	2)																								
Salix caprea																									
Rubus fruticosus	3																								
Rubus idaeus																									
Zwergstrauch und Kraut-Grasschicht																									
Fagion-VC																									
Festuca altissima		+	2																						
Fagetalia-OC																									
Viola reichenbachiana		+	2																						
Scrophularia nodosa						+																			
Epipactis helleborina		+																							
Quercus-Fagetalia-KC																									
Poa nemoralis	2.2																								
Moehringia trinervis																									
Hieracium sylvaticum																									
Diff. des Fago-Piceetum, Subass. von Gymnocarpium dryopteris																									
Dryopteris dilatata		1.2		+	+						+				1.2										
Athyrium filix-femina		2.3		+	2.2	+																			
Gymnocarpium dryopteris		2.3		2.3	+																				
Thelypteris phegopteris					1.2	+	2																		
Vaccinio-Piceion-VC																									
Calamagrostis villosa							2.3	5.5	2.3	4.5	2.2	3.4	1.2												
Trientalis europaea							1.2			1.1	2.1	+													
Blechnum spicant			+									+	2												
Vaccinio-Piceetalia-OC																									
Vaccinium myrtillus	ZS		2.2	2.2	2.2	3.3	2.2	2.3	2.3	1.2	2.3	1.2	1.2	4.4	3.4	3.4	+	2	3.3	2.3	4.5	1.2	1.1	+	
Vaccinium vitis-idaea	ZS						+	2			2.2		2.2	2.2	2.3				+	2	2.3				
Orthilia secunda							1.2						+	2											
Pyrola minor													1.2												
Vaccinio uliginosi-Pinetum sugi-AC (Pino-Sphagnetum AC)																									
Melampyrum pratense																									
ssp. paludosum																									
Vaccinium uliginosum	ZS																								
Sphagnetalia-OC und Oxycocco-Sphagnetalia-KC zugleich Diff. d. Vacc. ulig.-Pinetum sugi, Subass. von Vaccinium oxycoccus																									
Eriophorum vaginatum													+												
Vaccinium oxycoccus	ZS																								
Empetrum nigrum	ZS																								
Drosera rotundifolia																									
Androseda polyfolia	ZS																								
Carex pauciflora																									
Scheuchzeria-Caricetalia fuscae-KC einschließl. Caricion fuscae-VC u. Diff.																									
Eriophorum angustifolium																									
Juncus filiformis																									
Dactylorhiza maculata																									
Carex echinata																									
Carex fusca																									
Viola palustris																									
Begleiter feuchter bis nasser (s.T. anmooriger) Standorte																									
Carex rostrata																									
Juncus squarrosus																									
Dryopteris carthusiana																									
Carex canescens																									
Equisetum fluviatile																									
Carex elongata																									
Impatiens noli-tangere		+																							
Gnaphalium uliginosum																									
Begleiter wechselfeuchter Standorte																									
Molinia caerulea																									
Begleiter saurer bzw. verbagter Standorte																									
Avenella flexuosa		4.5	3.4	4.5	3.4		5.5		4.4	2.4	4.5	2.4	2.3	2.2	2.3	3.5	4.5	4.5	3.3		2.3	2.3	+	2	
Calluna vulgaris	ZS																								
Galium hircynicum				2.3	1.2										1.2			2.2							
Maianthemum bifolium							1.1			+	2				2.2										
Melampyrum pratense							2.2						+	2											
Veronica officinalis	2.2				2.2																				
Oxalis acetosella		+	2	+	2																				
Nardus stricta																									
weitere Begleiter																									
Epilobium angustifolium	2.2											+		1.2	1.2										
Taraxacum officinale																									
Urtica dioica					+																				
Moose-Schicht																									
Vaccinio-Piceion-VC																									
Plagiobacium undulatum											1.2														
mit Schwerpunkt in d. Oxycocco-Sphagnetalia																									
Sphagnum spec.																									
weitere azidophile Moose																									
Polytrichum commune		+	2		2.2		+	2			1.2	1.2		1.2	+	2	+	2			2.2	2.2	1.2	+	
Dicranum scoparium		2.2	2.3							1.2	1.2														
Polytrichum formosum		2.2								1.2	+	2													
Pleurozium schreberi			1.2																						
Leucobryum glaucum																									
(Marasmius perforans)																								+	2

Neben der Fichte kommen hier Buche und – allerdings nur ganz vereinzelt – Tanne vor. In der Kraut-Grasschicht dominiert zwar die Drahtschmiele. Dank des relativ hohen Nährstoffgehalts des Granits am Hüttenberg treten auch einige Arten der Edellaubwälder hinzu:

Waldschwingel	(<i>Festuca altissima</i>)
Waldveilchen	(<i>Viola reichenbachiana</i>)
Knotige Braunwurz	(<i>Scrophularia nodosa</i>)
u. Breitblättrige Sumpfwurz	(<i>Epipactis helleborine</i>).

Außerdem finden wir hier

Eichenfarn	(<i>Gymnocarpium dryopteris</i>)
Buchenfarn	(<i>Thelypteris phegopteris</i>)
Frauenfarn	(<i>Athyrium filix-femina</i>)
Dornigen Wurmfarne	(<i>Dryopteris dilatata</i>).

Die Armut an Fichtenwaldarten läßt vermuten, daß dieser Wald (potentiell natürlich) eigentlich schon mehr zu einem echten Fagetum tendiert.

Die Aufnahme 1 fällt etwas aus dem Rahmen, da es sich hier offensichtlich um eine Laubholzaufforstung handelt.

(6) Zum Abschluß der Vegetationsbeschreibung soll noch kurz auf kleinflächige Pflanzenvorkommen eingegangen werden.

Hier wären zunächst Ruderalfluren zu nennen, einerseits entlang der B 303, v.a. auch auf den dortigen Moorbirkenaufforstungsflächen (Streusalzbelastung)*, andererseits auf künstlichen Aufschüttungen und entlang geschotterter Wege. Da zum Wegebau hier häufig Diabasgestein bzw. Basalt verwendet wird, verwundert es nicht, daß eine ganze Reihe von Arten auftauchen, die man hier nicht erwarten würde:

u.a. Salbeigamander	(<i>Teucrium scorodonia</i>)
Zypressenwolfsmilch	(<i>Euphorbia cyparissias</i>)
Gamanderehrenpreis	(<i>Veronica chamaedrys</i>)
Gemeines Leinkraut	(<i>Linaria vulgaris</i>)
Gemeiner Beifuß	(<i>Artemisia vulgaris</i>)
Gemeine Schafgarbe	(<i>Achillea millefolium</i>)
Hopfenklee	(<i>Medicago lupulina</i>)
Echte Kamille	(<i>Matricaria chamomilla</i>)
Strahlenlose Kamille	(<i>Matricaria discoidea</i>);

daneben wurden auch reine Gartenarten bzw. Zuchtformen aufgefunden:

u.a. Porzellanblümchen	(<i>Saxifraga umbrosa</i>)
Roter Fingerhut	(<i>Digitalis purpurea</i>)
Vielblättrige Lupine	(<i>Lupinus polyphyllus</i>).

Ebenfalls erwähnenswert sind Quellfluren, wenn sie auch nur sporadisch vorkommen. Vor allem die Quellsternmiere (*Stellaria alsine*) ist an den Hauptabflußgräben nicht selten. Daneben kommt auch die Sumpfdotterblume (*Caltha palustris*) vor.

b) Flora

Die während der Kartierung aufgefundenen Farn- und Blütenpflanzen sind der »Florenliste der Naturwaldreservate« zu entnehmen.

Besonders erwähnt seien folgende Pflanzenarten:

Gefährdungsstufe 2 (Rote Liste, Bayern)

Arnica montana (Bergwohlverleih)

Gefährdungsstufe 3

*Dactylorhiza maculata*** (Geflecktes Knabenkraut)
*Drosera rotundifolia** (Rundblättriger Sonnentau)
*Epipactis helleborine*** (Breitblättrige Sumpfwurz)
*Listera cordata**** (Herzweiblatt SCHUBERT 1935, VOLLRATH 1955–57; von H. VOLLRATH und B. LANG, Pegnitz bestätigt 1979 bzw. 1980; mdl.)
Pinus rotundata var. *arborea*** (Spirke).

Weiter wurden gefunden:
im Naturraum Fichtelgebirge

seltene Arten:

<i>Eriophorum vaginatum</i>	(Scheidenwollgras)
<i>Festuca altissima</i>	(Waldschwingel)
<i>Scrophularia nodosa</i>	(Knotige Braunwurz)

sehr selten:

<i>Calla palustris</i>	(Drachenwurz)
<i>Carex elongata</i>	(Walzensegge)
<i>Pyrola minor</i>	(Kleines Wintergrün)
<i>Teucrium scordonia</i>	(Salbeigamander)

äußerst seltene Arten:

<i>Andromeda polyfolia</i>	(Rosmarinheide)
<i>Carex pauciflora</i>	(Armlütige Segge)
<i>Empetrum nigrum</i>	(Krähenbeere).

Weiter sind erwähnenswert das etwa um 1935 erloschene Vorkommen von

Ledum palustre (Sumpfporst; MEYER u. SCHMIDT 1854: »der Sumpfporst dürfte also erst um 1935 verschollen sein« VOLLRATH 1964),

der heute keinen Standort in Oberfranken mehr hat und das ebenfalls erloschene Vorkommen von

Rhynchospora alba (Weiße Schnabelbinse); MEYER U. SCHMIDT 1854: »... sammelten wir früher in einzelnen Exemplaren auf dem Torfmoor »Fichtelsee«,

ist aber seitdem nicht wieder gefunden worden und scheint durch die Torfgräberei vollständig ausgerottet«)

Von den bei KRONBERGER (1940) genannten Arten müssen als verschollen gelten

<i>Carex limosa</i>	(Schlammsegge)
<i>Scheuchzeria palustris</i>	(Blasenbinse)
u. evtl. <i>Triophorum cespitosum</i>	(Rasenbinse).

Die Moosflora des Naturschutzgebietes »Torf-, See- und Hüttenlohe« wurde von DR. HERTEL, Bayreuth, untersucht und uns die nachfolgende Liste freundlicherweise zur Verfügung gestellt:

(L = Arten die von Autoren vor 1920 genannt wurden, aber nicht bestätigt werden konnten)

Hepaticae (Lebermoose)

Bazzania trilobata
Calypogeia neesiana
Calypogeia muelleriana
Calypogeia sphagnicola
Calypogeia trichomanis
Cephalozia connivens
Cephalozia lammersiana
Cephalozia loitlesbergeri
Cephalozia pleniceps
Gymnocolea inflata
Lepidozia reptans
Mylia anomala
Odontoschisma sphagni
Pellia neesiana

* Erwähnenswert ist in diesem Fall auch der Hinweis bei UNTERBURGER (1978, Mskr.), daß zur Abwehr der Salzsäuren entlang der B 303 auf einem 60 m breiten Streifen eine Kalkung mit 30 Doppelzentner pro Hektar durchgeführt wurde.

* im Naturraum seltene Arten

** im Naturraum sehr seltene Arten

*** im Naturraum äußerst seltene Arten)

Musci (Laubmoose)

- Andreaea rupestris
- Aulacomnium palustre
- Calliergon stramineum
- Dicranella cerviculata
- Diocranella heteromalla
- Dicranodontium denudatum
- Dicranum bergeri
- Dicranum scoparium
- L. Drepanocladus exannulatus
- L. Drepanocladus fluitans var. rhizophyllum
- L. Drepanocladus rotae
- Hylocomium splendens
- Hypnum cupressiforme
- Leucobryum glaucum
- Mnium hornum
- Oligotrichum hercynicum
- Paraleucobryum longifolium
- Plagiothecium curvifolium
- Pleurozium schreberi
- Pohlia nutans
- L. Polytrichum alpestre
- Polytrichum commune
- Polytrichum formosum
- L. Polytrichum gracile
- Polytrichum strictum
- L. Polytrichum strictum var. alpestre
- L. Polytrichum perigoniale
- L. Sphagnum bavaricum
- Sphagnum cuspidatum incl. fo. aquatica
- L. Sphagnum crassycladum
- L. Sphagnum dusenii
- Sphagnum girgensohnii
- L. Sphagnum inundatum
- Sphagnum magellanicum
- Sphagnum molluscum
- Sphagnum nemoreum
- L. Sphagnum obtusum
- Sphagnum palustre
- Sphagnum papillosum
- Sphagnum recurvum
- Sphagnum riparium
- Sphagnum robustum
- Sphagnum rubellum
- Sphagnum subbicolor
- Sphagnum tenellum
- L. Splachnum ampullaceum
- L. Splachnum sphaericum
- Rhacomitrium heterostichum
- Tetraphis pellucida

Über Flechten sind nur sporadische Angaben bei UNTERBURGER (1978, Mskr.) und über Pilze ebenfalls nur Einzelangaben bei KRONBERGER (1940) vorhanden.

c) Fauna

Die Fauna konnte im Rahmen dieser Bearbeitung nicht genauer untersucht werden. In der Literatur werden ebenfalls nur sporadische Angaben gemacht (z.B. bei KRONBERGER, 1940 und bei UNTERBURGER, 1978, Mskr.). Lediglich über den Fichtelsee liegt eine sehr gute und ausführliche Bearbeitung durch ZENK (1964–66) vor. Für den im Bereich des Naturwaldreservates gelegenen Kleinen Fichtelsee kann aus dieser Bearbeitung folgendes abgeleitet werden:

Im Kleinen Fichtelsee kommen eine Vielzahl von tyrphophilen (»hochmoorliebenden«) und tyrpho-

bionten (reinen Hochmoor-) Tierarten vor. Der Kleine Fichtelsee ist also ein Biotop-Ersatz für die im ehemaligen Hochmoor vorkommenden Moorschlenken. Im einzelnen wurden durch ZENK folgende tyrphophilen bzw. -bionten Arten festgestellt:

Rotatoria – Rädertierchen

Von den 31 im Fichtelsee nachgewiesenen Rädertierarten sind mindestens 20 tyrphophil (bzw. -biont) Euchlanis meneta
Lecane acus
Lecane lunaris
Polyarthra minor
Rotaria macrura
Trichocerca lophoessa
Trichocerca rosea
u.a.

Crustacea – Krebstiere

Ceriodaphnia laticaudata
Ceriodaphnia quadrangula var. pulchella
Chydorus sphaericus
Scapholeberis mucronata

Coleoptera – Käfer

Agabus affinis
Agabus congener
Crenitis punctatostriata
Hydroporus tristis
Ilybius aenescens
Ilybius crassus

Rhynchota – Schnabelkerfe

Callicorixa praeusta
Corixa dentipes
Gerris gibbifer
Gerris odontogaster
Glaenocoris propinqua
Notonecta lutea
Sigara nigrolineata
Subsigara scotti

Odonata – Libellen

Aeschna juncea
Sympetrum danae

Diptera – Zweiflügler

Phalacrocerca replicata

Neben bzw. unter den hochmoorspezifischen Faunenelementen sind vor allem die als Glazialrelikte von ZENK gefundenen boreo-alpinen Arten sehr bemerkenswert:

Ilybius crassus
Glaenocoris propinqua
Trichotria truncata.

III. Beurteilung

Das Fichtelseemoor ist der bedeutendste Hochmoorrest in Oberfranken. KAULE (1974) stuft es sogar als ein Moor von nationaler Bedeutung ein. Dies ist gerechtfertigt, wenn man bedenkt, daß es in Oberfranken kein intaktes Hochmoor mehr gibt und daß eine ganze Reihe von Hochmoorarten hier ihre letzte Zufluchtsstätte im Fichtelgebirge und damit auch für ganz Oberfranken bzw. weite Bereiche Nordbayerns haben. Das gleiche gilt für einige boreoalpine Arten, die hier als Glazialrelikte ein letztes Rückzugsgebiet außerhalb ihres jetzigen Hauptareals haben. Es seien hier nur nochmals stellvertretend für die vielen seltenen Arten einige äußerst seltene aufgezählt:

Gefäßpflanzen
Andromeda polyfolia
Carex pauciflora
Empetrum nigrum
Listera cordata

Tiere (nach ZENK, 1964–66)
Ilybius crassus
Glaenocoris propinqua
Subsigara scotti
Trichotria truncata.

Vegetationskundlich sind sowohl das Spirkenfilz auf dem Hochmoorrest als auch der Spirkenwald auf Übergangsmoor mit seinem Übergang zum Torfmoosfichtenwald (Moorfichtenwald) hoch interessant. Die wilddichte Zäunung einer 1 Hektar großen Fläche in der Torflohe durch das Forstamt Fichtelberg verbunden mit der Numerierung und Registrierung aller auf dieser Fläche befindlichen Bäume wird sicher Aufschluß über die weitere Entwicklung des Spirkenfilzes geben, vor allem darüber, ob Fichte und Waldkiefer weiter vordringen und die Spirke verdrängen. Von großem wissenschaftlichen Interesse ist natürlich auch die weitere Entwicklung des Buchen- (Tannen-) Fichtenwaldes am Hüttenberg. Auch hier wäre eine wilddichte Zäunung einer Probefläche sehr zu begrüßen, um langfristig Daten über die Walddynamik in diesem Teil des Fichtelgebirges zu bekommen.

Sehr schutzwürdig ist auch die Übergangsmoorbildung im Kleinen Fichtelsee.

Schließlich muß noch auf die hohe wissenschaftliche Bedeutung des Hochmoorkernes aus floren- und vegetationsgeschichtlicher Sicht hingewiesen werden. Durch pollenanalytische Untersuchungen von Torfproben aus verschiedenen Tiefen konnte so ein umfassender Einblick in die Waldgeschichte des Fichtelgebirges in den letzten 10000 Jahren gewonnen werden.

Beeinträchtigungen des Naturwaldreservates »Fichtelseemoor« gehen einmal vom Tourismus aus: Das Gebiet ist von sehr breiten Promenadenwegen durchzogen mit einer Vielzahl von Sitzgruppen bzw. Bänken; in ihrer Umgebung kommt es häufig zu Eutrophierung und Bodenverdichtung.

Die zweite wesentliche Beeinträchtigung hat ihre Ursache in der winterlichen Salzung der B 303. Hierdurch kam es zu starken Schäden entlang der Bundesstraße. Das Forstamt versuchte durch Kalkung (UNTERBURGER, 1978, Mskr.) und durch Anpflanzung relativ salzresistenter Baumarten (Moorbirke) diese Schäden auszugleichen. Außerdem wurde durch Anlage von Gräben entlang der B 303 und durch Ableitung des salzhaltigen Wassers in den Fichtelsee versucht Abhilfe zu schaffen.

IV. Literatur

DIETZ, J. (1953/54):
Die Vögel des Fichtelgebirges; in Berichte der Naturwissenschaftlichen Gesellschaft Bayreuth VIII; Bayreuth.
FIRBAS, F. (1937):
Der pollenanalytische Nachweis des Getreidebaus; Zeitschrift für Botanik 31. Bd. Heft 9/10; Jena.
FIRBAS, F. (1949 und 1952):
Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen; Jena.

FIRBAS, F. und ROCHOW, M. v. (1956):
Zur Geschichte der Moore und Wälder im Fichtelgebirge; Forstwirtschaftliches Centralblatt Heft 9/10.

FIRBAS, F./MÜNNICH K. O. und WITTKÉ W. (1958):

C¹⁴ – Datierungen zur Gliederung der nacheiszeitlichen Waldentwicklung und zum Alter von Rekurrenzflächen im Fichtelgebirge; Flora Nr. 146; Jena.

HARTMANN, F. K. (1974):
Mitteleuropäische Wälder; Stuttgart.

HARTMANN, F. K./JAHN, G. (1967):
Waldgesellschaften des mitteleuropäischen Gebirgsraumes nördlich der Alpen; Stuttgart.

HÜBNER, B. (1939):
Moorpflanzengesellschaften des Fichtelgebirges und seiner weiteren Umgebung; Siebenstern 8; Wunsiedel.

KAULE, G. (1974):
Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen; Dissertationes Botanicae Band 27; Lehre.

KOHL, F. (1958):
Bodenkundlicher Beitrag in Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1:25000 Bl. Nr. 5937 Fichtelberg; München.

KRONBERGER, K. (1940):
Der Fichtelsee; Archiv für die Geschichte von Oberfranken 34 (2); Bayreuth.

KRONBERGER, K. (1953/54):
Naturschutzgebiete in Oberfranken; Bericht der Naturwiss. Ges. Bayreuth; Bayreuth.

MEYER, J. C./SCHMIDT, F. (1854):
Flora des Fichtelgebirges; Augsburg.

OBERFORSTDIREKTION BAYREUTH (1975):
Anweisung für die zielgemäße Behandlung der Schutzzone des »Naturwaldreservates Fichtelseemoor«.

REHNELT, K. (1963):
War der Sumpfporst (*Ledum palustre* L.) ehemals am Fichtelsee heimisch; in der Siebenstern 32; Wunsiedel.

REISSINGER, A. (1933):
Die Seelohe; Der Siebenstern 7; Wunsiedel.

REISSINGER, A. (1942):
Die postglaziale Waldgeschichte des Fichtelgebirges; Siebenstern 16; Wunsiedel.

REISSINGER, R. (1927):
Der Fichtelsee; Der Siebenstern 1; Wunsiedel.

REISSMANN, M. (1958):
Forstwirtschaftlicher und standortkundlicher Beitrag in Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1:25000 Bl. Nr. 5937 Fichtelberg; München.

SCHMIDT, A. (1907):
Der verschwundene Fichtelsee im Fichtelgebirge; Archiv für Geschichte und Altertumskunde in Oberfranken; Bayreuth.

SCHMIDT, A. (1921):
Führer durch das Fichtelgebirge; Nürnberg.

SCHUBERTH, H. (1935):
Botanischer Führer durch das Fichtelgebirge, den Frankenstein, das bayerische Vogtland, die Münchberger Gneislandschaft und das Triasgebiet; Wunsiedel.

STETTNER, G. (1958):
Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern
1:25 000 Bl. Nr. 5937 Fichtelberg; München.

UNTERBURGER, B. (1978):
Landschaftsökologische Untersuchungen des Naturschutzgebietes »Torf-, See- und Hüttenlohe«; unveröffentl. Diplomarbeit an der TU München-Weihenstephan.

VOLLRATH, H. (1955–57):
Die Pflanzenwelt des Fichtelgebirges und benachbarter Landschaften in geobotanischer Schau; Naturwissensch. Gesellsch. Bayreuth, Ber. Bd. IX.

VOLLRATH, H. (1964):
Nochmals: Sumpfporst und Gagelstrauch einst im Fichtelgebirge? in der Siebenstern 33; Wunsiedel.

VOLLRATH, H. (1964):
Zur Flora des Fichtelgebirges; Der Siebenstern 33; Wunsiedel.

VOLLRATH, H. (1976):
Die Veränderungen des Gewässernetzes durch

Bachumleitungen im Hohen Fichtelgebirge; Sonderdruck aus Der Siebenstern Nr. 4; Wunsiedel.

WITTKKE, W. (1953–54):
Untersuchungen an den fossilen Hölzern des Naturschutzgebietes Torflohe; Bericht der Naturwissensch. Gesellsch. Bayreuth; Bayreuth.

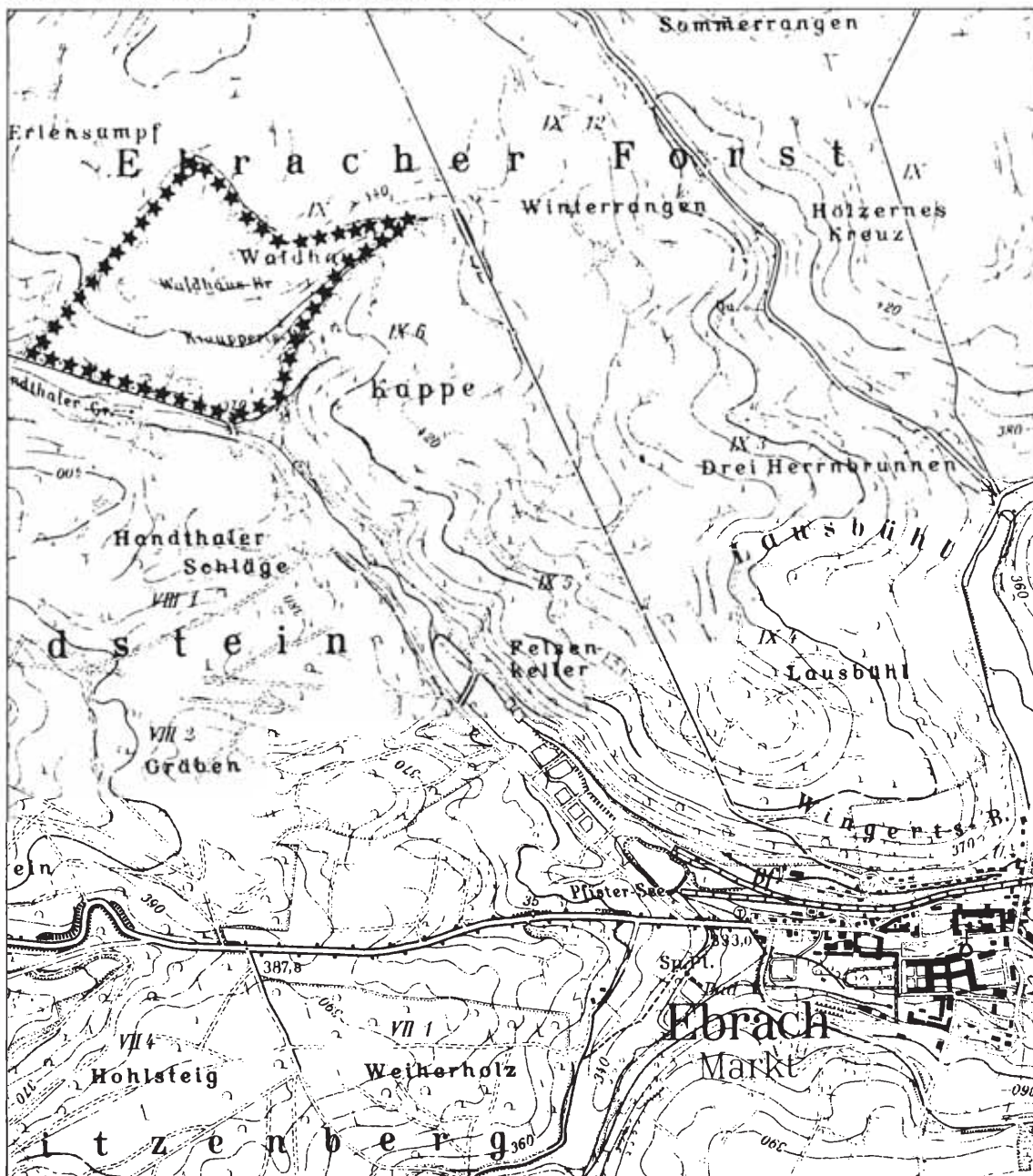
ZENK, P. H. (1964–66):
Die Tierwelt des Fichtelsees; Bericht der Naturwissensch. Gesellsch. Bayreuth XII; Bayreuth.

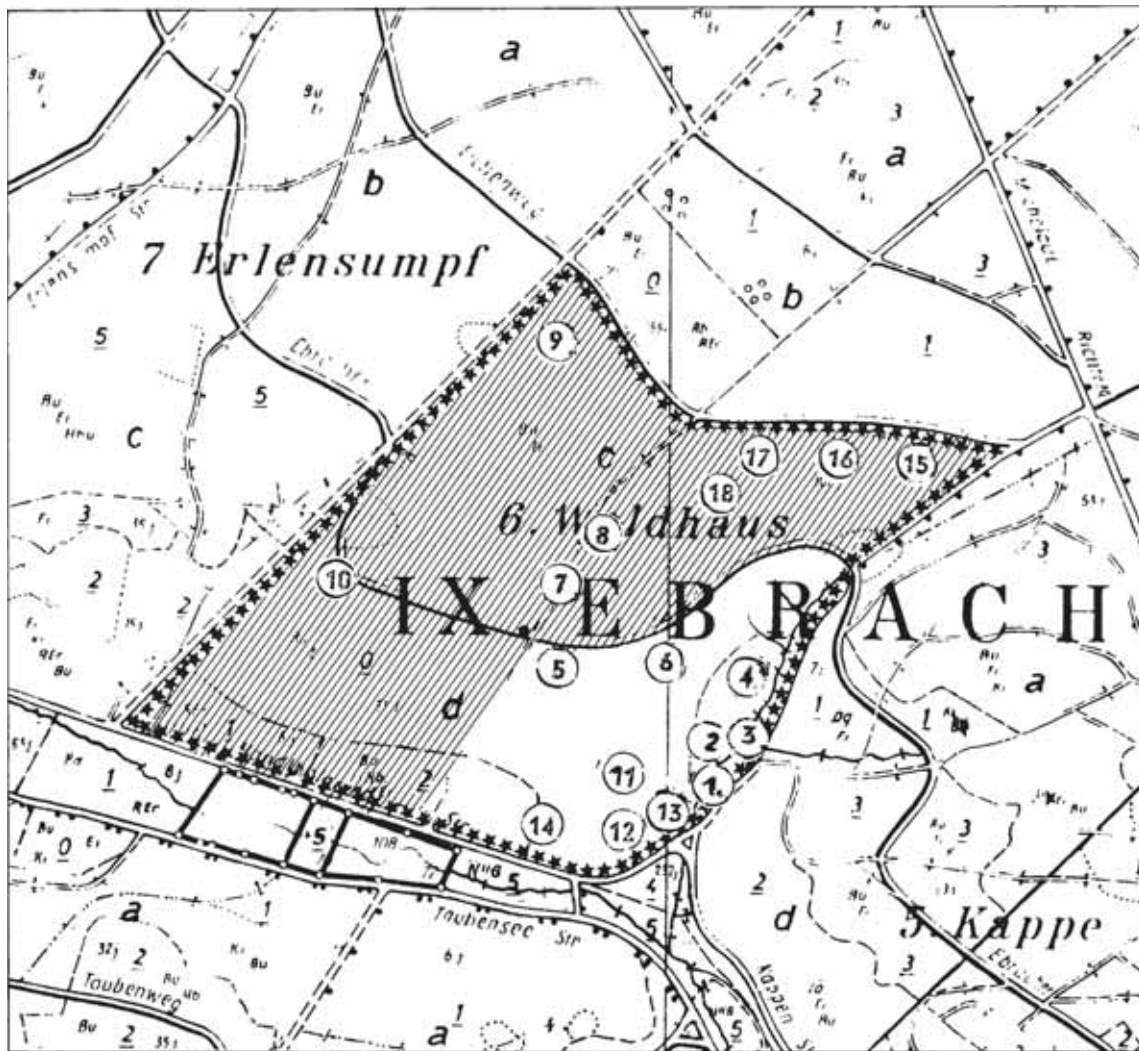
NR 15 Waldhaus

I. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Das 41,7 ha große Naturwaldreservat »Waldhaus« setzt sich aus einer etwa 11,5 ha großen Kernzone und einer etwa 30 ha großen Schutzzone zusammen. Es liegt im Steigerwald ungefähr 2,5 km nordwestlich Ebrach und wird vom staatlichen Forstamt Ebrach (Oberforstdirektion Würzburg) betreut. Die Exposition des mäßig steilen Hanges reicht von Ost bis Südwest.

Übersichtskarte (Ausschn. aus der Top. Karte 1:25 000; Bl.-Nr. 6128)





*** Grenze des Naturwaldreservates Schattzone

Die Böden über den Keupersandsteinen sind Braunerden z.T. mit Pseudovergleyung bzw. Gleybildung (im Südostteil):

Aufnahme Nr. 1

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0–4 cm	dunkelgrauer stark humoser sandiger Lehm	pH 4,0
G ₀	4–40 cm	hellgraubrauner Lehm	pH 4,2
	40 cm	Grundwasserspiegel	
G ₁	40–70 + cm	hellgrauer Lehm	pH 5,7

Aufnahme Nr. 5

A _b	0–5 cm	grauer lehmiger schwach humoser Sand	pH 4,0
B ₁	5–10 cm	Übergang	
	10–40 + cm	rotbrauner lehmiger Sand	pH 4,2

Aufnahme Nr. 11

A ₀	2 cm	Laub	
	2 cm	Moder	
A _b	0–5 cm	graubrauner humoser lehmiger Sand	pH 4,3
B ₁	5–15 cm	Übergang	
	15 + cm	rotbrauner lehmiger Sand	pH 4,3

Aufnahme Nr. 12

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0–6 cm	grauer humoser lehmiger Sand	pH 3,6
B ₁	6–10 cm	hellgrauer lehmiger Sand	
	10–20 + cm	hellbeiger sandiger Lehm	pH 4,2

Aufnahme Nr. 14

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0–6 cm	graubrauner lehmiger humoser Sand	pH 3,8
B ₁	6–20 cm	brauner sandiger Lehm	pH 4,4
	20–50 + cm	hellbrauner sandiger Lehm	pH 4,9

Aufnahme Nr. 15

A _b	0–6 cm	grauer humoser Sand	pH 3,8
B ₁	6–12 cm	Übergang	
	12–30 + cm	rotgelber sandiger Lehm	pH 3,7

II. Vegetation und Flora

a) Vegetation

Die Vegetation des Naturwaldreservates Waldhaus wurde am 14. 9. 1977 und am 11.5.1978 kartiert. Hierzu wurden 18 pflanzensoziologische Aufnahmen nach der Methode Braun-Blanquet erstellt. Hierbei bestätigte sich, daß der Hauptteil des Naturwaldreservates potentiell natürlich von einem *Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum)* eingenommen wird. In der Baumschicht dominiert die Buche, seltener treten auch die Traubeneiche und die Hainbuche hinzu. Große Flächen des Naturwaldreservates tragen zur Zeit allerdings eine Weidenröschenschlagflur (*Senecioni-Epilobietum angustifolii*) mit viel Schmalblättrigem Weidenröschchen (*Epilobium angustifolium*), Brennessel (*Urtica dioica*), Kleinem Hohlzahn (*Galeopsis bifida*), Schlän-

Aufnahme-Nr.	Carici remotae-Fraxinetum				Luzulo-Fagetum dryopteridetosum					Luzulo-Fagetum Variante von Carex brizoides				Wald mit Schlagflur (Senecioni-Epilobietum angustifolii)					
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
Neigung (°)	1	0	4	3	2	2	3	0	0	5	2	1	1	1	3	5	5	0	
Exposition	S		SO	SO	S	SSO	S			SSW	S	S	SO	SO	SSO	SSO	S		
Areal (qm)	250	200	250	300	350	400	350	300	300	300	350	300	300	400	350	350	200	200	
Geologie	S	a	n	d	s	t	e	i	n	-	K	e	u	p	e	r			
Boden	B	r	a	u	n	e	r	d	e	m	i	t	t	l	e	r	e	r	
Bedeckung	B/B1	60	80	60	95	85	60	85	90	60	65	60	40	95	80	6	30	30	30
	B2	20	80	.	30
	S	.	2	.	3	5	.	5	10	.	10	40	5	40	35
	ZS	3	2	8	3	5	3	5	.	8	8	20	5	.	.
	KG	100	100	100	85	35	30	60	40	35	40	70	60	25	30	80	90	70	90
	MF	2	.	.	3
<u>Baum- und Strauchschicht</u>																			
<u>Fagion-VC und Fagetalia-OC</u>																			
Fagus sylvatica	B1	.	.	2	5	5	4	5	4	4	3	2	3	2	2	3	3	3	
	B2	2	3	.	2	
	S	.	.	+	1	1	.	2	
	ZS	.	.	.	+	+	1	+	1	+	1	+	1	+	2	2	.	3	
Fraxinus excelsior	B	3	3	3	
	S	.	+	
	ZS	.	.	1	
<u>Carpinion-VC</u>																			
Carpinus betulus	B1	2	1	.	3	
	B2	2	4	.	2	
	S	+	
	ZS	1.2	
<u>Quercu-Fagetea-K1C</u>																			
Quercus petraea	B1	3	.	.	2	3	3	3	2	
	ZS	2	.	.	+	1	+	1	
	S	+	
Crataegus monogyna		
<u>Alnion-Art</u>																			
Alnus glutinosa	B	4	3	3	5	
	S	.	+	.	1	
<u>Begleiter</u>																			
Quercus robur	B1	3	
	ZS	2	
Pinus sylvestris	B1	1	.	.	1	
Sorbus aucuparia	S	1	+	.	+	
Sambucus nigra	S	2	+	1	.	
Betula pendula	S	+	+	.	.	
Sambucus racemosa	S	+	
Rubus fruticosus	1.2	2.2	3.4	2.2	
<u>Kraut-Gras-Schicht</u>																			
<u>DA des Luzulo-Fagetum</u>																			
Luzula luzuloides	2.2	1.2	2.2	1.2	2.3	2.2	2.2	2.2	1.2	.	3.3	1.2	.	1.2	
<u>Diff. der Farnausbildung des Luzulo-Fagetum</u>																			
Gymnocarpium dryopteris	3.3	2.2	3.3	2.4	1.2	2.3	1.2	2.3	.	.	
Athyrium filix-femina	.	.	+	.	+	.	.	+	2.1	2.2	+	.	
Dryopteris dilatata	.	.	+	.	+	+.2	.	.	2.2	+	+.2	
<u>Carpinion-VC</u>																			
Stellaria holostea	2.2	2.2	2.2	1.2	1.2	
Ranunculus auricomus	.	.	.	+	
<u>Alno-Ulmion-VC</u>																			
Carex brizoides	5.5	5.5	5.5	4.5	3.3	2.3	3.4	3.3	2.2	2.4	
Circaea lutetiana	.	2.2	1.2	2.2	
Impatiens noli-tangere	+	.	1.2	
Stachys sylvatica	.	2.2	+.2	+.2	
Festuca gigantea	.	.	.	1.2	2.2	
<u>AC des Carici remotae-Fraxinetum</u>																			
Carex remota	+	2.2	1.2	1.2	+.2	.	2.2	3.3	1.2	2.2	
<u>Fagetalia-OC</u>																			
Milium effusum	+	1.2	1.2	+.2		
Carex sylvatica	.	2.2	1.2	1.2	.	.	2.2	.	.	1.2	1.2	.	.	.	
Lamium galeobdolon	1.2	1.2	.	3.3	
Viola reichenbachiana	.	1.2	.	+.2	
Scrophularia nodosa	1.2	
Epilobium montanum	+.2	
Dryopteris filix-mas	+	
<u>Quercu-Fagetea-K1C</u>																			
Poa nemoralis	1.2	1.2	2.2	.	1.2	3.3	.	.	
Moehringia trinervia	1.2	+.2	2.2	1.2	1.2	
Brachypodium sylvaticum	1.2	1.2	1.2	+.2	1.2	
Mycelis muralis	+.2	.	1.2	1.2	.	.	1.2	
Hieracium sylvaticum	+.2	+	.	+	
Anemone nemorosa	+	+	.	1.2	
Melica nutans	.	.	+.2	
Ficaria verna	+.2	
<u>Epilobietea angustifolii-K1C</u>																			
Epilobium angustifolium	2.3	1.2	2.2	1.2	2.3	3.3	3.3	3.3	
Senecio sylvaticus	+.2	.	+	+.2	
<u>Begleiter</u>																			
<u>- feuchter bzw. wechselfeuchter Standorte</u>																			
Deschampsia cespitosa	2.2	2.2	1.2	1.2	1.2	+.2	

Fortsetzung

Aufnahme-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
<i>Primula elatior</i>	.	1.2	1.2	2.2	
<i>Scirpus sylvaticus</i>	.	.	+2	2.2	
<i>Juncus effusus</i>	
<i>Myosotis palustris</i>	1.2	
<i>Valeriana dioica</i>	.	.	.	+	
<i>Lysimachia nummularia</i>	.	+2	
<i>Cardamine nemorosa</i>	
- nährstoffreicher z.T. auch offener Standorte																			
<i>Galeopsis bifida</i>	.	+2	+2	1.2	.	.	.	+	
<i>Urtica dioica</i>	.	+2	2.3	
<i>Geranium robertianum</i>	.	+2	+	
<i>Geum urbanum</i>	.	.	+2	
<i>Glechoma hederacea</i>	.	1.2	2.2	
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	1.2	
- Verhagerungszeiger																			
<i>Oxalis acetosella</i>	+2	1.2	+	2.2	.	.	1.2	2.3	1.2	2.2	.	1.2	1.2	
<i>Veronica officinalis</i>	1.2	
<i>Avenella flexuosa</i>	2.2	.	.	.	
<i>Equisetum sylvaticum</i>	.	.	1.1	
Moosschicht																			
<i>Polytrichum formosum</i>	1.2	.	.	1.2	
<i>Pleurozium schreberi</i>	+2	
<i>Pontinalis antipyrretica</i> (im Bach)	1.2	

gelschmiele (*Avenella flexuosa*), Brombeere (*Rubus fruticosus*) und Himbeere (*Rubus idaeus*).

In der Kernzone ist das Luzulo-Fagetum dagegen gut ausgebildet. Es liegt in zwei verschiedenen Ausbildungen vor, die fließend ineinander übergehen:

- der farnreichen Subassoziation nach dem Eichenfarn *Luzulo-Fagetum dryopteridetosum* mit viel Eichenfarn (*Gymnocarpium dryopteris*), Frauenfarn (*Athyrium filix-femina*) und Dornigem Wurmfarn (*Dryopteris dilatata*)

- und einer Ausbildung in der die Zittergrassegge (*Carex brizoides*) faziesbildend auftritt *Luzulo-Fagetum, Variante von Carex brizoides*.

Diese Zittergrasseggen-Variante des Hainsimsen - Buchenwaldes leitet über zu einem im Südostteil gelegenen Schwarzerlen - Eschen - Auwald entlang eines Baches, in dem ebenfalls die Zittergrassegge faziesbildend auftritt; daneben kommt aber auch *Carex remota* stetig vor:

Carici remotae - *Fraxinetum* (Ausbildung von *Carex brizoides*).

b) Flora

Die während der Kartierung festgestellten Gefäßpflanzen sind der »Florenliste der Naturwaldreservate« zu entnehmen.

III. Beurteilung

Große Teile des Naturwaldreservates werden zur Zeit von Schlagflur eingenommen. Dagegen ist in der ca 11,5 ha großen Kernzone ein Buchenhochwald vorhanden, der im Südosten in einen Erlen - Eschenauwald übergeht. Vor allem der letztgenannte Bereich hat in Verbindung mit den Amphibientümpeln im Handthalgrund eine große Bedeutung für die Tierwelt dieses Gebietes. Deshalb sollten diese Tümpel bei einer evtl. Ausweisung des Naturwaldreservates als Naturschutzgebiet unbedingt mit in den Schutzbereich einbezogen werden.

NR 16 Holzkreuz

I. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Das 21,8 ha große Naturwaldreservat »Holzkreuz« liegt im nördlichen Teil des Steigerwaldes etwa 1,6 km nordnordöstlich Ebrach. Es gliedert sich in eine 9,6 ha große Kernzone und eine 12,2 ha große

Schutzzone. Der überwiegend südlich exponierte, mäßig steile Hangwald wird - wie auch das Naturwaldreservat Waldhaus - vom staatlichen Forstamt Ebrach betreut.

Geologisch gehört das Untersuchungsgebiet wohl in den Grenzbereich Sandsteinkeuper/Gipskeuper.

Die Böden sind Braunerden mittlerer, bisweilen auch geringer Entwicklungstiefe, zum Teil mit Pseudovergleitung.

Es wurden folgende Bodenprofile freigelegt.

(Die Messung der pH-Werte wurde mit einem elektrischen pH-Meter mit KCl/AgCl - Einstab - Glaselektrode durchgeführt):

Aufnahme Nr. 1

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0- 6 cm	graubrauner humoser lehmiger Sand	pH 5,1
B ₁	6-28 cm	rotbrauner lehmiger Sand	
	28 + cm	brauner sandiger Lehm	pH 5,6

Aufnahme Nr. 2

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0- 8 cm	grauer humoser Sand	pH 3,5
B _v	8-25 cm	Übergang zu gelbbraunem schwach lehmigem Sand	pH 4,0
	25 + cm	gelbbrauner schwach lehmiger Sand	pH 4,0

Aufnahme Nr. 3

A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0- 9 cm	dunkelgrauer lehmiger humoser Sand	pH 4,3
B _v	9-20 cm	Übergang zu hellgrauem lehmigen Sand	
	20 + cm	hellgrauer lehmiger Sand	pH 4,1

Aufnahme Nr. 4

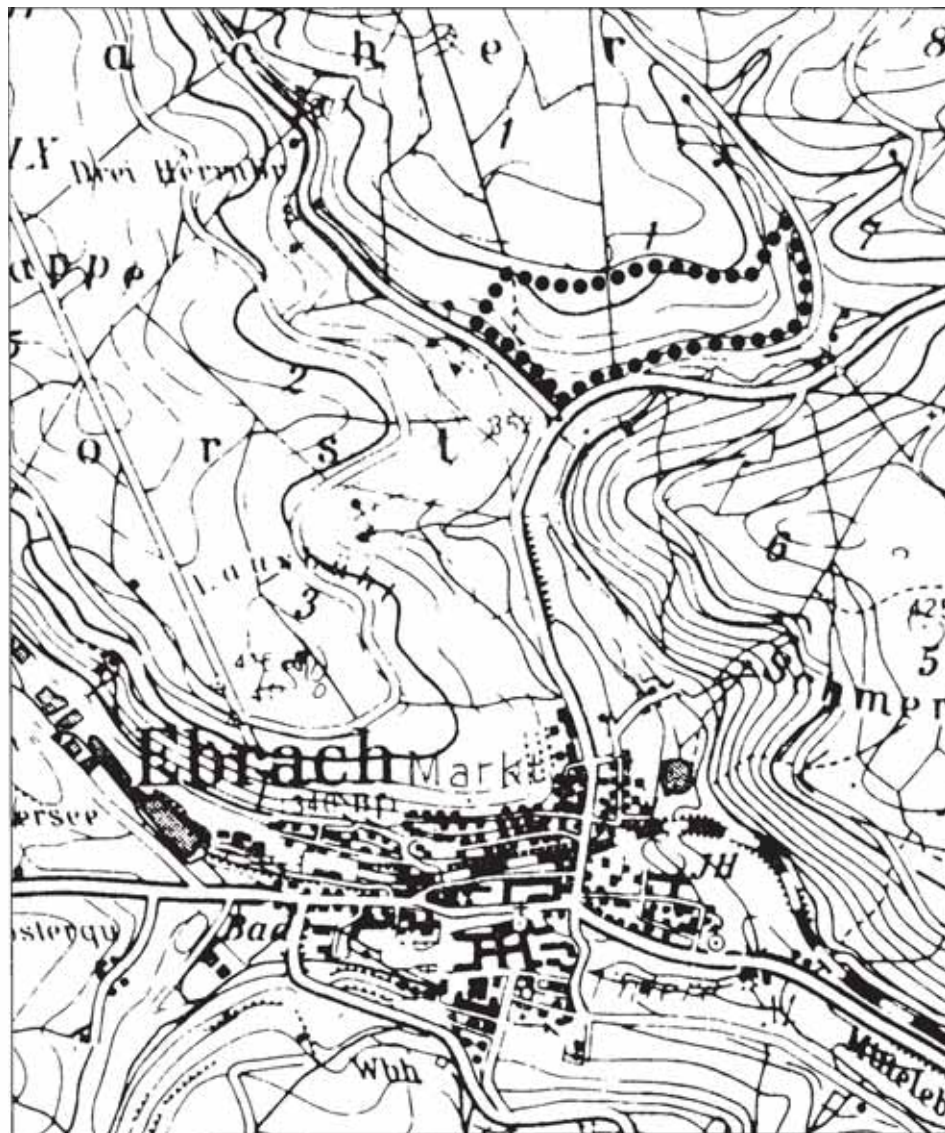
A ₀	2 cm	Laub	
A _b	0-12 cm	dunkelgrauer humoser Sand	pH 3,8
B _v	12-25 cm	Übergang zu hellgrauem Sand	
	25 + cm	hellgrauer Sand	pH 3,3

Aufnahme Nr. 6

A ₀	3 cm	Laub	
A _b	0- 9 cm	grauer humoser schwach lehmiger Sand	pH 3,8
B _v	9-15 cm	Übergang zu hellgrauem schwach lehmigem Sand	
	15-30 cm	hellgrauer schwach lehmiger Sand	pH 3,9

Aufnahme Nr. 7

A _b			pH 7,0
----------------	--	--	--------



II. Vegetation und Flora

Die pflanzensoziologischen Aufnahmen wurden am 11.5.1978 erstellt. Dabei wurde festgestellt, daß der größte Teil des Reservates zumindest potentiell natürlich von einem Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo-Fagetum*) eingenommen wird, der einerseits in einer farnreichen Ausbildung vorliegt als *Luzulo-Fagetum dryopteridetosum* andererseits in einer Zittergras-Seggen-Variante als *Luzulo-Fagetum/Variante von Carex brizoides* (in der Tabelle kurz als *Luzulo-Fagetum briz.* bezeichnet).

In der Baumschicht dominiert die Buche (*Fagus sylvatica*), zum Teil mit recht stattlichen Bäumen (bis zu 3,80 m Umfang in Schulterhöhe), während in der Krautschicht neben den Fagetalia-Ordnungscharakterarten und den *Querco-Fagetea*-Klassencharakterarten vor allem die Weiße Hainsimse (*Luzula luzuloides*) mit großer Stetigkeit vertreten ist. Während in der farnreichen Ausbildung besonders der Eichenfarn zahlreich anzutreffen ist, tritt in der Zittergras-Variante des Hainsimsen-Buchenwaldes *Carex brizoides* faziesbildend auf. Die beiden Ausbildungen gehen fließend ineinander über. Daneben tritt noch eine

»Nudum« – Fazies des *Luzulo-Fagetum* auf, in der Tabelle kurz *Luzulo-Fagetum »nudum«*

genannt. Auf größeren Flächen der potentiellen natürlichen *Luzulo-Fagetum* Standorte wird die Kraut-Schicht von einer Weidenröschen-Schlagflur eingenommen (*Senecioni-Epilobietum angustifolii*), z.T. finden sich auch Aufforstungen.

Lediglich im Südwestteil des Reservates weicht der Hainsimsen-Buchenwald einem Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwald (*Galio-Carpinetum*). Hier dominieren in der Baumschicht die Traubeneiche (*Quercus petraea*) und die Hainbuche (*Carpinus betulus*). Daneben sind noch folgende Gehölze erwähnenswert: Vogelkirsche (*Prunus avium*), Elsbeere (*Sorbus torminalis*), Feldahorn (*Acer campestre*), Eingriffeliger Weißdorn (*Crataegus monogyna*) und Zweigriffeliger Weißdorn (*Crataegus laevigata*). In der Kraut-Grasschicht sind vor allem die *Carpinion*-Verbandscharakterarten zahlreich vertreten: Große Sternmiere (*Stellaria holostea*), Waldlabkraut (*Galium sylvaticum*), Waldknäuelgras (*Dactylis polygama*) und Goldhahnenfuß (*Ranunculus auricomus*).

Erwähnenswert sind noch kleinere, quellflurartige Bereiche mit Waldschaumkraut (*Cardamine flexuosa*), Hexenkraut (*Circaea lutetiana*), Behaartes Johanniskraut (*Hypericum hirsutum*) und Zittergras-Segge (*Carex brizoides*).

b) Flora

Die während der Kartierung aufgefundenen Gefäßpflanzen sind der »Florenliste der Naturwaldreservate« zu entnehmen, darunter 1 Art der Roten Liste bedrohter Farn- und Blütenpflanzen in Bayern, *Gefährdungsstufe 3*
Lycopodium clavatum (Keulenbärlapp).

III. Beurteilung

Der überwiegende Teil des Naturwaldreservates Holzkreuz steht in der »Aufbauphase«: Unter Überhältern wird die Schlagflur langsam durch Wiederbewaldungsstadien abgelöst, zum Teil wurde auch aufgeforstet (u.a. mit Birke und Lärche).

Die Kernzone ist großenteils von einem Buchenhochwald mit zum Teil sehr stattlichen Bäumen bestanden; lediglich der südwestliche Teil ist mit einem Eichen – Hainbuchenwald bestockt. Die weitere Entwicklung des Buchenhallenwaldes, aber auch der Schlagflur in natürlicher Sukzession ist von großem wissenschaftlichem Interesse.

Zusammenfassung

In den Jahren 1977 bis 1980 wurden sämtliche oberfränkischen Naturwaldreservate – mit Ausnahme des Naturwaldreservates »Wasserberg« (bereits 1972 durch H. KÜNNE kartiert) – pflanzensoziologisch untersucht und kartiert. Hierzu wurden 291 pflanzensoziologische Aufnahmen gemacht und zu Tabellen verarbeitet.

Außerdem wurden für die Mehrzahl der Aufnahmeorte Bodenprofile freigelegt, vermessen und die pH-Werte der verschiedenen Bodenhorizonte mit einem elektrischen pH-Meter vermessen.

Neben einer Vegetationskarte wurden Beschreibungen der geologischen Verhältnisse, der Vegetation, Artenlisten u.a. erarbeitet. Die pflanzensoziologische Kartierung zeigt, daß bei der Auswahl der Naturwaldreservate sehr geschickt verfahren wurde. In den Reservaten und in den schon bestehenden Naturschutzgebieten konnten Beispiele für den größten Teil der in Oberfranken natürlich vorkommenden Waldgesellschaften gesichert werden. Hierbei wurden nicht nur weiter verbreitete Gesellschaften, sondern auch seltene bis sehr seltene Assoziationen erfaßt.

Um diese Wälder als Ganzes – also einschließlich der Kraut- Gras- bzw. Moos- Flechten- Schicht und der Fauna – optimal schützen zu können, wird für einen Teil der Naturwaldreservate eine zusätzliche Ausweisung als Naturschutzgebiet vorgeschlagen.

Es ist zu hoffen, daß so Beispiele naturnaher bzw. natürlicher Wälder für unsere Nachkommen erhalten werden können.

Quellennachweis

Kartengrundlage für die Übersichtskarten: Topographische Karten 1:25 000 Bl. Nr. 5631, 5632, 5633, 5635, 5735, 5835, 5837, 5839, 5931, 5932, 5937, 6032, 6128, 6129 und 6131.
 Wiedergabe mit Genehmigung des Bayer. Landesvermessungsamtes München, Nr. 8407/82.

Für die Vegetationskarten bzw. für die Karten der Standorte der Vegetationsaufnahmen wurden Ausschnitte aus den Nutzungskarten der Forstämter 1:10 000 verwendet. Für die Überlassung dieser Karten sei der Oberforstdirektion Bayreuth und dem Forstamt Ebrach herzlich gedankt.

Aus reproduktionstechnischen Gründen weichen die Karten geringfügig vom angegebenen Maßstab ab.

NR16	Galio-Carpin.	Luzulo -			Fagetum		"Quellflur"
		dryopter.	briz.	"rudum"			
Aufnahme-Nr.	1	2	3	4	5	6	7
Neigung (°)	1	3	3	3	3	3	3
Exposition	S	S	S	S	S	SSW	S
Geologie	S a n	d s t e i n			K e u p e r		
Boden	B r	a u n e r			d e		Pseudo gley 2
Areal (qm)	400	300	350	400	300	250	
Bedeckung (%)							
B1	35	85	95	90	70	.	.
B2	85	3	10	3	.	95	.
S	8	8	3	2	3	.	.
ZS	.	35	.	.	.	1	1
KG	60	40	80	40	95	2	40
MF	2
<u>Baum- und Strauchschicht</u>							
<u>Fagion-VC</u>							
Fagus sylvatica	B1	2	4	5	5	4	.
	B2	.	1	2	1	.	5
	S	+	2	1	+	1	.
	ZS	1	1				+
<u>Carpinion-VC</u>							
Carpinus betulus	B1	2
	B2	5
	S	1
	ZS	3
	+	1
	+	3
	ZS	+
	S	1
	S	+
	S	+
	S	+
<u>Begleiter</u>							
Sorbus aucuparia	S	.	1
Sambucus racemosa	S	.	1
Rubus fruticosus	S	.	1
<u>Kraut-Gras-Schicht</u>							
<u>DA des Luzulo-Fagetum</u>							
Luzula luzuloides	.	.	2.2	2.2	.	1.2	+2
Melampyrum pratense	1.2
<u>Diff. der Farn-Ausbildung des Luzulo-Fagetum</u>							
<u>(Luzulo-Fagetum dryopteridetosum)</u>							
Gymnocarpium dryopteris	.	.	2.3	3.3	2.3	.	.
Athyrium filix-femina	+	.	.
<u>Carpinion-VC</u>							
Stellaria holostea	2.2
Galium sylvaticum	1.2
Dactylis polygama	1.2
Ranunculus auricomus	+
Melica uniflora	1.2	.	.	2.3	.	.	.
<u>Alno-Ulmion-VC</u>							
Carex brizoides	2.2	.	2.4	1.2	2.4	5.5	2.3
Festuca gigantea	.	.	.	1.2	.	.	1.2
Circaea lutetiana	+	2.2
Stachys sylvatica	+2
<u>AC des Carici remotae-Fraxinetum</u>							
Carex remota	.	.	+2
<u>Fagetalia-OC</u>							
Lamium galeobdolon	2.2	.	2.2	1.2	2.4	1.2	.
Carex sylvatica	2.2	1.2
Milium effusum	1.2	.	.	.	+2	.	.
Phyteuma spicatum	2.1
Sanicula europaea	1.1
Viola reichenbachiana	+
Epipactis helleborina	+
Scrophularia nodosa	+	.	.
Dryopteris filix-mas
<u>Quercio-Fagetea-KIC</u>							
Brachypodium sylvaticum	1.2	1.2
Poa nemoralis	.	.	2.3	2.2	.	.	.
Mycelis muralis	.	.	+	+	.	.	.
Convallaria majalis	2.2
Anemone nemorosa	+
Hedera helix	+
<u>Epilobietea angustifolii-KIC</u>							
Epilobium angustifolium	.	.	1.2
Fragaria vesca	2.2
<u>Begleiter</u>							
Calamagrostis arundinacea	.	.	1.2	2.2	1.2	.	.
Oxalis acetosella	.	.	.	1.2	+2	.	.
Vicia sepium	+2	.	.	.	+	.	.
Geum urbanum	+2
Geranium robertianum	+2
Geleopsis bifida	.	.	1.2
Hypericum hirsutum	+2
Ranunculus repens	2.2
Lapsana communis	+
Cardamine flexuosa	1.2
<u>Moosschicht</u>							
Polytrichum formosum	+2

Anschrift des Verfassers:

Dr. Johannes Merkel
 Regierung von Oberfranken
 Ludwigstraße 20
 8580 Bayreuth

FLORENLISTE DER NATURWALDRESERVATE

x : während der Kartierung festgestellte Art
 (x) : randlich oder knapp außerhalb gelegenes Vorkommen
 s : synanthropes Vorkommen (Anpflanzung, Aussaat, Verschleppung mit Aufschüttungsmaterial)
 V : Literaturangabe bei VOLLRATH (Pflanzenwelt des Fichtelgebirges, 1955 - 1957)
 Kr : Literaturangabe bei KRONBERGER (Der Fichtelsee, 1940)

	NR 1	NR 2	NR 4	NR 6	NR 7	NR 8	NR 9	NR 10	NR 12	NR 13	NR 14	NR 15	NR 16
	Kitschen	Lohn-	Wolfs	Schweng	Küh-	Buchen	Schmidts	Ramsch	Hengst	Wald-	Fichtel	Wald-	Holz-
	-tal	-tal	-ruhe	-brunn	berg	-hänge	-berg	-leite	-berg	stein	-see-	haus	kreuz
	-rangen										moor		
Abies alba	x	.	.	.	x	x	x	x	x	x	x	.	.
Acer campestre	x	x	x	x	.	x	x
Acer platanoides	x	x	.	.	x	x	x	x	x
Acer pseudoplatanus	x	x	.	x	.	x	x	x	x	x	x	.	.
Achillea millefolium	(x)	s	x	x
Aconitum vulparia	.	x
Actaea spicata	x	.	.	x	x	x	x	x	x	x	.	.	.
Adonis aestivalis	(x)
Adonis aest.var.citrina	(x)
Adoxa moschatellina	x	.	.	.	x	x	.	.	.	x	.	.	.
Aegopodium podagraria	x	x	.	x	x	x	.	.	.	x	.	x	.
Agrimonia eupatoria	x	x	.	x	x
Agropyron caninum	.	.	x	x	.	.	.
Agropyron repens	x	.	.	.
Agrostis canina	x	.	.
Agrostis tenuis	(x)	.	x	.	x	x	.	.
Ajuga genevensis	x
Ajuga reptans	x	x	x	.	.	x	s	x	x
Alchemilla spec.	(x)	.	.	.	x	.	.	.
Alliaria petiolata	x	x	x	.
Allium ursinum	.	x	.	x	.	x	x
Alnus glutinosa	.	x	.	x	x	(x)	.	.	x	.	s	x	.
Alopecurus geniculatus	Kr	.	.
Anagallis arvensis	s	.	.
Andromeda polyfolia	x	.	.
Anemone nemorosa	x	x	x	x	x	x	x	.	x	x	.	x	x
Anemone ranunculoides	x	x	.	x	x
Angelica sylvestris	.	x	.	.	.	(x)
Anthemis tinctoria	x
Anthyllis vulneraria	x
Aquilegia vulgaris	x	x	.	x	x
Arabis hirsuta	.	x	.	.	x	x	x
Arnica montana	x	.	.
Arctium lappa	.	(x)
Artemisia vulgaris	(x)	s	.	.
Arum maculatum
ssp.immaculatum	x	x	.	.	.	x	x
ssp.msculatum	x	x
Aruncus dioicus	x	.	.	(x)
Asarum europaeum	x	.	.	x	x	x	x
Asplenium ruta-muraria	.	x	.	.	x	x	.	.	.
Asplenium trichomanes	x	x	.	.	x
Astragalus glycyphyllos	.	x	.	x	x	.	.	.	x
Athyrium filix-femina	x	x	.	.	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Atropa bella-donna	x	x	.	x	x	x	.
Avenella flexuosa	.	x	x	.	x	.	x	x	x	x	x	x	x
Bellis perennis	.	.	.	x
Betula pendula	.	x	x	.	.	(x)	x	x	x
Betula pubescens
Bidens cernua	Kr	.	.
Bidens tripartita	Kr	.	.
Elechnum spicant	x	.	.
Brachypodium pinnatum	x
Brachypodium sylvaticum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	.	.	x	x
Bromus ramosus	x	x	.	.	.	x	x
Calamagrostis arundinacea	.	.	x	x	.	.	x	x
Calamagrostis epigeios	x	x
Calamagrostis villosa	x	x	x	.	.
Calla palustris
Calluna vulgaris	.	x	x	x	.	.
Caltha palustris	.	x	.	.	x	x	.	x
Campanula persicifolia	x
Campanula rotundifolia	x	x	.	.	x	(x)	.	.	.	x	x	.	.
Campanula trachelium	x	x	x	.	x	x
Cardamine amara	x	x	x	x	x
Cardamine impatiens	x	.	.	.	x
Cardamine flexuosa	x	x	.	x	V	.	.	x
Cardamine nemorosa	x	.	x	x	x
Cardamine parviflora	x
Cardamine pratensis	.	x
Carex brizoides	.	.	x	x	.	.	x	x
Carex canescens	x	.	.
Carex digitata	x	x
Carex echinata	x	.	.
Carex elongata	x	.	.
Carex flacca	x	x	x
Carex hirta	x
Carex limosa	Kr	.	.
Carex montana	x	x	x	x
Carex nigra	x	.	.
Carex pauciflora	x	.	.
Carex pendula	.	x
Carex pulicaris	Kr	.	.
Carex remota	.	x	.	.	.	x	x	.	x	.	.	x	x
Carex rostrata
Carex sylvatica	x	x	x	x	.	x	.	.	.	V	.	x	x
Carlina acaulis	.	.	.	(x)
Carpinus betulus	x	x	x	x	x	x	x
Centaurea jacea	.	.	.	x
Centaurea scabiosa
Centaureum erythraea	.	.	x
Cephalanthera damasonium	x
Chaerophyllum aureum	x	.	.	.
Chaerophyllum hirsutum	.	x	.	x	x	.	.	.	x	x	.	.	.
Chelidonium majus	x	x
Chrysosplenium alternifolium	x	x	.	.	(x)
Chrysosplenium oppositifolium	x	x	x	x
Cichorium intybus	x
Circaea alpina	x	x	x	.	x	.	.	.
Circaea intermedia	x	x
Circaea lutetiana	x	x	.	.	.	x	x	x	.	x	.	x	x
Cirsium arvense	.	.	x	.	(x)	(x)

	NR 1	NR 2	NR 4	NR 6	NR 7	NR 8	NR 9	NR 10	NR 12	NR 13	NR 14	NR 15	NR 16
Cirsium eriophorum	.	X
Cirsium oleraceum	.	.	.	X	X
Cirsium palustre	(x)	X	.	.
Cirsium vulgare	.	X
Clesatis vitalba	X	.	.	X
Colchicum autumnale	X	X
Convallaria majalis	X	X	X	X	X	X	X
Cornus sanguinea	.	X	X	X	X
Corydalis cava	X	X	.	X	X	X	X	X	.
Corylus avellana	X	X	.	X	X	X	.	.	X
Cotoneaster integerrimus	X
Crataegus laevigata	.	X	X	X	X	X	X
Crataegus monogyna	X	X	X	X	X	X	X
Crepis paludosa	X	.	.	.	X
Cystopteris fragilis	X	.	.	.	X	X	.	.	.
Dactylis glomerata	.	X	X	.	.	.
Dactylis polygama	X	X	X	.	X	X	X	X
Dactylorhiza maculata	X	.	.
Daphne mezereum	X	X	X	X	X	X	X
Daucus carota	X
Dentaria bulbifera	X	.	X	.	X	X	X	X	X
Deschampsia cespitosa	.	X	X	.	X	(x)	X	.
Digitalis grandiflora	.	X	.	.	.	(x)	(x)	.	X
Digitalis purpurea	S	S	.	.	S	.	.
Doronicum pardalianches	X	.	.	.
Drosera rotundifolia	X	.	.
Dryopteris carthusiana	X	.	.
Dryopteris dilatata	X	X	X	X	X	X	X	X	.
Dryopteris filix-mas	X	.	.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Echium vulgare	(x)
Empetrum nigrum	X	.	.
Epilobium angustifolium	.	X	X	.	.	X	X	.	X	X	X	X	X
Epilobium collinum	X	.	.	.
Epilobium montanum	X	X	.	.	X	X	X	X	X
Epilobium palustre	X	.	.
Epilobium parviflorum	.	.	X
Epipactis atrorubens	.	X
Epipactis helleborine	X	X	.	X	X	.	X
Epipactis microphylla	X
Epipactis purpurata	X
Equisetum arvense	(x)	(x)
Equisetum fluviatile	X	.	.
Equisetum palustre	.	X	X	.
Equisetum sylvaticum	X	(x)	.	.	X	.	X	X	X
Erigeron acris	X
Eriophorum angustifolium	X	.	.
Eriophorum vaginatum	X	.	.
Euonymus europaea	.	X	.	X	X
Eupatorium cannabinum	X	X	X
Euphorbia cyparissias	X	X	.	X	X	(x)	S	.	.
Euphrasia rostkoviana	S	.	.
Fagus sylvatica	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Festuca altissima	X	.	.	.	X	X	X	X	.	.	X	.	.
Festuca gigantea	X	X	.	.	X	X	X	X	.	.	X	.	X
Festuca ovina	X
Filipendula ulmaria	.	(x)	.	.	(x)	X
Fragaria vesca	X	X	X	X	X	X	.	.	.	X	S	X	X
Frangula alnus	.	X	.	X	X	.	.
Fraxinus excelsior	X	X	.	X	X	X	X	.	X	X	.	X	.
Gagea lutea	.	.	.	X
Galeopsis bifida	(x)	X	X	X	X	.	X	X	X
Galeopsis speciosa	X	X	X	.	V	.	.	.
Galeopsis tetrahit	(x)	X	X	.	X	.	.	.
Galium aparine	.	.	(x)	.	(x)
Galium hircynicum	X	X	.	.
Galium mollugo	.	(x)	.	.	(x)	X	.	.	.
Galium odoratum	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Galium palustre	X	.	.
Galium pumilum	X
Galium sylvaticum	X	X	X	X	X	X	X	X
Galium uliginosum	X	.	.
Genista tinctoria	X
Geranium palustre	X	(x)
Geranium robertianum	X	X	.	.	X	X	X	.	X	X	.	X	X
Geum rivale	X	(x)
Geum urbanum	.	.	X	X	X	(x)	.	.	.	X	.	X	X
Glechoma hederacea	X	.	.	.	X
Gnaphalium sylvaticum	.	.	X	.	.	X	.	X	.	.	X	.	.
Gnaphalium uliginosum	X	.	.
Gymnocarpium dryopteris	X	.	.	.	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Hedera helix	X	X	X	X	X	X
Helianthemum ovatum	X	.	.	.	X
Hepatica nobilis	.	.	X	X	X
Heraclium sphondylium	.	X	.	.	X	X	.	X	.
Hesperis matronalis	(x)
Hieracium lachenalii	.	.	.	X
Hieracium laevigatum	.	X
Hieracium pilosella	(x)	.	.	.	X	.	.	.
Hieracium sabaudum	.	X
Hieracium sylvaticum	X	X	X	X	X	.	X	.	X	X	X	X	X
Hippocrepis comosa	X
Holcus lanatus	X
Holcus mollis	X
Hordelymus europaeus	X	X	X
Hypericum hirsutum	.	.	(x)	X	X	X
Hypericum maculatum	X	.	.
Hypericum perforatum	X	.	X	X	X	X	X	X	X
Impatiens noli-tangere	X	.	.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Inula coryza	X
Inula salicina	X
Juncus articulatus	Kr	.	.
Juncus bufonius	Kr	.	.
Juncus effusus	X	(x)	X	X	X	X	X	X	X
Juncus filiformis	X	.	.
Juncus inflexus	.	X
Juncus squarrosus	X	.	.
Knautia arvensis	X	X	.	.	.
Lamiaeastrum galeobdolon	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	.	X	X
Lamium maculatum	.	.	.	X	X	X	X	X	.	X	.	.	.
Lapsana communis	.	.	.	X	X	(x)	X	.	X
Larix decidua	S	S	.	.	.	S	.	.	S	S	.	S	S
Lathraea squamaria	.	.	.	X	.	.	X
Lathyrus linifolius	X	X	X	X	X
Lathyrus montanus
Lathyrus pratensis	(x)	(x)	.	.	.	X	.	X	.
Lathyrus vernus	X	X	X	X	X	.	X	.	X
Leucanthemum vulgare	S	.	.

	NR 1	NR 2	NR 4	NR 6	NR 7	NR 8	NR 9	NR 10	NR 12	NR 13	NR 14	NR 15	NR 16
Leucogon vernum	.	.	.	X
Lilium martagon	X	X	.	X	X	X
Linaria vulgaris	X	S	.	.
Listera cordata	X	.	.
Listera ovata	.	.	.	X
Lonicera nigra	.	.	.	X	X	.	.	.	X	X	.	.	.
Lonicera xylosteum	X	X	.	X	X
Lotus corniculatus	X	X	.
Lotus uliginosus	(X)	(X)
Lunaria rediviva	X	X	X
Lupinus polyphyllus	.	S	S	.	.
Lusula campestris	X	X	.	.
Lusula luzuloidea	X	X	X	X	X	.	.	X	X
Lusula multiflora	X	X
Lusula pilosa	.	.	X	X	X	X	.	.	X
Lusula sudetica	Kr	.	.
Lycopodiella inundata	Kr	.	.
Lycopodium annotinum	V	.	.	.
Lycopodium clavatum	X	.	X
Lysimachia nemorum	(X)	.	X	X	V	.	.	.
Lysimachia nummularia	.	.	X	X	.
Lysimachia vulgaris	X	.
Maianthemum bifolium	.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	.	.
Matricaria chamomilla	S	.	.
Matricaria discoidea	S	.	.
Medicago falcata	X	X
Medicago lupulina	.	X	.	.	X	(X)	S	.	.
Melampyrum pratense	X	X	X	X	X	.	X	X	X
Melampyrum prat. ssp. paludosum	X	.	.
Melampyrum sylvaticum	Kr	.	.
Melica nutans	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Melica uniflora	X	.	.	X	X	X	X	X
Mentha longifolia	.	(X)	.	X	.	.	X
Mercurialis perennis	X	X	X	X	X	X	X	X
Milium effusum	X	.	X	X	X	X	X	X	X	X	.	X	X
Moehringia trinervia	X	.	.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	.
Molinia caerulea	X	X	.	.
Monotropa hypopitys	X
Nyctelia muralis	.	X	.	.	X	X	X	X	.	X	.	X	X
Myosotis arvensis	X
Myosotis palustris	(X)	X	X
Myosotis sylvatica	.	.	X	.	X	X	.	.	.
Nardus stricta	X	.	.
Neottia nidus-avis	.	X	X	X
Onobrychis viciifolia	X	(X)
Ononis repens
Orchis mascula	(X)
Origanum vulgare	X
Orthilia secunda	X	.	.
Oxalis acetosella	X	.	.	X	X	X	.	X	X	X	X	X	X
Paris quadrifolia	X	.	X	X	X	X	X	X	.	V	.	.	.
Pedicularis palustris	Kr	.	.
Pedicularis sylvatica	X	X	(X)	.	.	Kr	.	.
Petasites albus	(X)
Petasites hybridus	X	.	.	(X)
Phalaris arundinacea	(X)	.
Phyteuma spicatum	X	.	X	X	X
Picea abies	S	S	S	S	S	S	S	S	S	X	X	.	.
Pimpinella major	.	.	.	X	X	.	.	.
Pimpinella saxifraga	X	X	.	.	.
Pinguicula vulgaris	Kr	.	.
Pinus rotundata var. arborea	X	.	.
Pinus sylvestris	S	X	S	S	.	S	S	S
Plantago lanceolata	X	X	.
Plantago major	.	X	S	X	.
Plantago media	X	X	.	X	X
Poa annua	X	X	X	X	X	X	X	.	X	X	.	.	.
Poa compressa	.	X
Poa nemoralis	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Poa trivialis	X
Polygala vulgaris	.	.	X
Polygonatum multiflorum	X	X	.	X	X	X
Polygonatum verticillatum	X	X	.	X
Polygonum bistorta	X
Polypodium vulgare	X
Polystichum aculeatum	X	X	X	.	.	X	.	.	.
Populus tremula	.	.	X	X	X	X	X	.	.
Potentilla anserina	.	X	X	X	.	.
Potentilla erecta	.	X	X	.	(X)	X	X	.
Potentilla palustris	X	.	.
Prenanthes purpurea	.	X	.	.	X	X
Prisula elatior	X	X	X	X	X	X	.
Prisula veris	X	X	.	.	X
Prunella vulgaris	.	X	X	X	X	X
Prunus avium	.	X	.	X	X	X	X
Prunus spinosa	X	X	X	X
Pseudotsuga menziesii	S	.	.	.
Pteridium aquilinum	.	X	X	.	.	X
Pulmonaria obscura	.	X	.	.	X	X	X	X	X
Pyrola minor	X	.	.
Pyrus pyraeaster	.	.	X
Quercus petraea	.	X	X	X	X	.	.	X	X
Quercus robur	.	.	X	X	X	X	.
Quercus robur x petraea	.	.	X
Ranunculus acris	.	.	.	X
Ranunculus auricomus	X	X	X	X	X	X	X
Ranunculus ficaria	X	.	X	X	X	.	.	X	X
Ranunculus flammula	Kr	.	.
Ranunculus lanuginosus	.	.	.	X
Ranunculus nemorosus	X	.	X	X
Ranunculus repens	(X)	X	X	.	.	X	X	.	.	.	S	X	X
Rhamnus catharticus	.	X
Ribes uva-crispa	X	X	.	.	X	X	.	.	.
Robinia pseudacacia	.	.	.	S
Rosa canina	X	X	X	X	X
Rubus caesius	.	.	.	X
Rubus fruticosus	X	X	.	.	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Rubus idaeus	X	.	X	X	X	X
Rumex acetosa	X	X	X	X
Rumex acetosella	X	X	X	X
Rumex conglomeratus	X	.
Rumex crispus	X	S	X	.
Rumex obtusifolius	X	S	.	.
Rumex sanguineus	.	.	.	X	.	.	X
Sagina procumbens	X	X	.	.

Der Einfluß des geologischen Untergrundes, der Hangneigung, der Feldgröße und der Flurbereinigung auf die Heckendichte in Oberfranken

Dr. Albert Reif, Prof. Dr. Ernst-Detlef Schulze und Katharina Zahner

Lehrstuhl Pflanzenökologie der Universität Bayreuth, Universitätsstraße 30, 8580 Bayreuth

Zusammenfassung

In Oberfranken und angrenzenden Teilen Mittelfrankens wurden ausgewählte landwirtschaftlich genutzte Gebiete, von denen geologische Karten vorlagen, auf ihr natürliches Heckenvorkommen untersucht. Die Heckendichte wird quantifiziert als laufende Meter pro Hektar (m/ha).

Die schwerpunktmäßige Verteilung und Häufigkeit von Hecken im oberfränkischen Raum liegt im Bereich des Muschelkalkrückens im Bruchschollenland und der Fränkischen Alb. Die Feldfluren auf Muschelkalk sind durch einen durchschnittlichen Heckenquotienten von 34 m/ha gekennzeichnet (Malm: 25 m/ha, Dogger 23 m/ha). Bedeutend niedriger liegt die Heckendichte in den flachen bzw. hügeligen Ackerlandschaften des Lias und Sandsteinkeupers (durchschnittliche Heckendichte unter 10 m/ha). Hecken sind in den Gebieten des Thüringisch-Fränkischen Mittelgebirges selten (2.8 m/ha, Diabas 3.5 m/ha und Amphibolit 6.5 m/ha).

Die Hangneigung ist neben dem geologischen Untergrund ein wesentlicher Faktor, der die Heckendichte eines Gebietes modifiziert. In Muschelkalk- und Sandsteinkeupergebieten zeigt sich bei einer Neigung von 4 bis 12 Grad eine direkte Abhängigkeit der Heckendichte von der Hangneigung.

Die Heckendichte eines Gebietes sinkt mit der Größe der Ackerparzellen. Besonders deutlich wird dies in Muschelkalkgebieten.

Seit 30 Jahren erfolgen im Rahmen von Flurbereinigungsmaßnahmen Eingriffe in den ursprünglichen Heckenbestand. Bei Betrachtung aller untersuchten Fälle ist eine Abnahme der Hecken um 44 % bis 64 % zu verzeichnen.

1. Einleitung

Das Landschaftsbild Mitteleuropas wird seit vielen Jahrhunderten geprägt durch intensive landwirtschaftliche Nutzung der kultivierbaren Bodenfläche. Die Acker/Wald-Verteilung ist seit der letzten Rodungsperiode im 13. Jahrhundert in den wesentlichen Zügen fast konstant geblieben. Auffälliger Bestandteil dieser durch den Mensch genutzten Landschaft sind neben Feldrainen auch die Hecken. Sie geben den Agrargebieten vielfach das landschaftliche Gepräge und werden oft zu physiognomisch dominanten Bestandteilen des Landschaftsbildes. In Oberfranken sind Hecken naturnahe Begleiter intensiven Ackerbaus, der Öldandstreifen, Geländeknicks, Lesesteinriegel und Terrassenkanten. Sie sind spontan durch natürliche Besiedelung dieser Standorte mit Holzgewächsen entstanden. Hecken sind somit das Resultat einer ursprünglich kleinparzelligen Landwirtschaft und wurden in früheren Zeiten entweder als Grenze geduldet oder

zur Nutzung, insbesondere von Brennholz, herangezogen.

Bislang wurden Hecken von Seiten der Landwirte wenig beachtet. Die Forderung der modernen Landwirtschaft nach größeren Flächeneinheiten, die von Maschinen bearbeitet werden können, veränderte die Agrarstruktur Oberfrankens jedoch in der Weise, daß die Betriebsflächen vergrößert und damit kleinflächige, naturnahe Elemente, so auch die Hecken und Raine, verloren gingen. Über das Ausmaß der Abnahme des Heckenetzes liegen bisher kaum genaue Angaben vor. Zwar wird das Verschwinden dieser Landschaftselemente allgemein wahrgenommen, doch wurde der Vorgang bislang nur in Ausnahmefällen dokumentiert. In der vorliegenden Arbeit wird daher die Dichte der Heckenvorkommen in Oberfranken in den geologisch unterschiedlichen naturräumlichen Einheiten mit einer weitgehend unberührten Besitzverteilung und Agrarstruktur und deren Abnahme in jüngster Zeit untersucht.

2. Das Untersuchungsgebiet

2.1 Naturräumliche Gliederung und Lage im Raum

Der Regierungsbezirk Oberfranken im nordöstlichen Bayern weist aufgrund seiner geologischen Voraussetzungen eine hohe landschaftliche Vielfalt auf. Man unterscheidet zwei Großräume von erheblicher Gegensätzlichkeit: Zum einen das mesozoische Fränkische Schichtstufenland und zum anderen das Thüringisch-Fränkische Mittelgebirge. In Tab. 1 ist die Gliederung des Untersuchungsgebietes in »Naturräumliche Einheiten« dargestellt.

2.2. Geologische Verhältnisse

2.2.1 Allgemeine Situation

Die untersuchten Gebiete Oberfrankens und der angrenzenden Teile Mittelfrankens zeichnen sich aus durch eine besondere Vielfalt der anstehenden geologischen Substrate aus dem Mesozoikum und dem Paläozoikum. Der westliche Teil Oberfrankens und die angrenzenden Bereiche Mittelfrankens, das Fränkische Keuper-Lias-Land, weisen einen einheitlichen geologischen Bau aus überwiegend sandigen und tonigen, wechsellagernden Keuper- und Schwarzjurasedimenten auf. Ebene Plateaulagen, flache Hänge und abgerundete Bergrücken prägen dieses Gebiet.

Daran anschließend hebt sich die Fränkische Alb als ein geschlossener, scharf begrenzter Naturraum heraus, der durch oftmals verkarstete Kalkgesteine des Malmes geprägt ist. Nur in größeren Tälern wird die Doggerunterlage an den gestuften Talhängen

freigelegt. Die unmittelbare Folge des Kalkuntergrundes ist trotz hoher jährlicher Niederschläge (600 mm – 800 mm) die Wasserarmut auf den Hochflächen. In weiten Teilen überlagern Sande und Lehme, Verwitterungsprodukte der Kreideauflage, die Alb. Auf der Hochfläche liegen daher oft flachgründige, steinige Böden direkt neben tiefgründigen und ertragreichen Feldern.

Zwischen der Fränkischen Alb und dem Thüringisch-Fränkischen Mittelgebirge erstreckt sich als schmaler Landschaftsstreifen das Oberpfälzisch-Obermainische Hügelland. In dieser Senke stehen Schollen aller geologischen Ablagerungen vom Buntsandstein bis zur Kreide an. Die mesozoischen Schichten reichen im Nordosten bis zum Frankenwald. An der Fränkischen Linie ist das Aneinanderstoßen von Deck- und Grundgebirgsschichten zu beobachten.

Der Frankenwald, der zur naturräumlichen Einheit des Thüringer Schiefergebirges gestellt wird, hebt sich mauerartig an der Fränkischen Linie um 200 m gegenüber dem mesozoischen Vorland heraus. Hier haben Schiefer, Grauwacken und Konglomerate des Unterkarbons die weitaus größte Verbreitung. In morphologischer Hinsicht ist der Frankenwald ein typisches Rumpfgebirge, das durch intensive Zertalung gekennzeichnet ist. Im Südosten vollzieht sich unmerklich der Übergang zur Münchberger Gneismasse. Im Gegensatz zum Frankenwald besitzt diese Hochfläche, die geologisch vor allem durch Gneise geprägt wird, ein ruhigeres Relief. Südlich dieses Naturraumes schließen sich das Hohe Fichtelgebirge und die Selb-Wunsiedler Hochfläche an, deren Untergrund aus Granit besteht. Der granitische Kern wird in wechselnder Breite und

Mächtigkeit von teils stark metamorphen altpaläozoischen Gesteinen wie Phylliten, Quarziten, Gneisen, Glimmerschiefern, selten Marmor und Kalksilikaten umgeben. Den nordöstlichen Teil Oberfrankens nimmt das Mittelvogtländische Kuppenland ein, in dem Diabas als geologischer Untergrund vorherrscht.

2.2.2 Spezielle Situation

Bei der Bestimmung der Heckendichte können nur geologische Formationen großflächiger Ausdehnung in die Untersuchung einbezogen werden (Abbildung 1). Weiterhin können nur Gebiete bearbeitet werden, die geologisch kartiert sind. Wegen der Notwendigkeit eines ausreichenden Stichprobenumfanges auf Bezugsflächen von entsprechender Größe beschränken sich die Untersuchungen auf folgende geologische Substrate:

- 1) Muschelkalk im Obermainischen Hügelland
- 2) Malm auf der Fränkischen Alb und im Obermainischen Hügelland
- 3) Dogger auf der Fränkischen Alb und im Obermainischen Hügelland
- 4) Lias im Vorland der Fränkischen Alb
- 5) Sandsteinkeuper im Fränkischen Keuper-Liasland und im Obermainischen Hügelland
- 6) Gesteine des Grundgebirges und Schiefer des Erdaltertums im Thüringisch-Fränkischen Mittelgebirge

Es handelt sich insgesamt um 140 Bearbeitungsgebiete.

2.3 Höhenverhältnisse

Die Höhenlage weist beträchtliche Schwankungen auf. Die tiefsten Bereiche liegen bei rund 240 m NN im Main- und Regnitztal bei Bamberg. Die Nördliche

Abbildung 1:

Lage der ausgewerteten Standorte



Frankenalb erreicht durchschnittliche Höhen von 400 m bis 500 m NN, während sich die Höhen des Thüringisch-Fränkischen Mittelgebirges bis zu 700 m NN im Frankenwald sowie bis 1051 m NN im Fichtelgebirge erheben.

2.4 Klima

Im oberfränkischen Raum begegnen sich kontinentale und ozeanische Klimaeinflüsse, wobei eine stetige Zunahme der Kontinentalität von Nordwesten nach Südosten zu verzeichnen ist (Tabelle 2). Starke Schwankungen der Jahrestemperatur, höhere Sommerniederschläge bei insgesamt geringen Niederschlagssummen sind die Anzeichen kontinental getönter Klimate. Diese für Franken großklimatisch gültigen Bedingungen werden durch die Topographie lokal stark abgewandelt. Erhalten die großen Beckenlagen um Nürnberg, Schweinfurt und Bayreuth infolge Kaltluftansammlungen und starker sommerlicher Erwärmung (Jahresmaxima von Erlangen 33,7 °C, Bayreuth 33,2 °C) ausgesprochen kontinentale Prägung, so ragen die Gebirge des Keupers sowie des Juras und insbesondere aber der Frankenwald und das Fichtelgebirge als »ozeanische Inseln« mit höheren Niederschlägen und milderem Temperaturgegensätzen heraus.

2.5 Agrarstruktur Oberfrankens

Für die oberfränkische Landwirtschaft ist ein beträchtlicher Anteil an Klein- und Mittelbetrieben bezeichnend. Überdurchschnittlich groß sind die Betriebe im Raum Hof, Wunsiedel und südöstlich von Bayreuth an der Grenze zur Oberpfalz. Vereinzelt sind auch Großbetriebe in den übrigen Landkreisen anzutreffen (vgl. Tab. 3). Die durchschnittliche Betriebsgröße liegt bei 9,4 ha. Bei einem hohen Anteil an Klein- und Mittelbetrieben ist die Agrarstruktur durch eine starke Zersplitterung des landwirtschaftlichen Grundbesitzes gekennzeichnet. Für spezielle Gebiete (Gruppenflurbereinigung Heiligenstadt) wurde eine durchschnittliche Größe der Bewirtschaftungsgrundstücke von 0,50 ha angegeben (WEIG A., 1979/80).

Die starke Besitzersplitterung und der ungünstige Zuschnitt der Besitzerparzellen gelten als besondere Hindernisse für eine rationelle Bewirtschaftung. Deshalb zeigten die Bauern bereits in den fünfziger Jahren Interesse für eine Neuordnung der landwirtschaftlichen Nutzflächen durch die Flurbereinigung. Landwirtschaftlich genutzte Flächen wurden zu größeren und für die Bewirtschaftung besser geformten Grundstücken zusammengelegt. In der Zeit von 1949 bis 1978 wurden ca. 40% der Gesamtfläche (124540 ha) durch die Flurbereinigung neu geordnet. Schwerpunktmäßig verteilt sich diese Fläche auf Fluren des Fränkischen Keuper-Lias-Landes, des Obermainischen Hügellandes, des Kreises Wunsiedel und der nordwestlichen Umgebung von Coburg. Vereinzelt sind auch Gemarkungen auf dem Jura, auf der Münchberger Hochfläche und im Mittelvogtländischen Kuppenland durch Flurbereinigungsmaßnahmen neu geordnet worden.

3. Methoden zur Bestimmung der Heckendichte

3.1 Begriffsbestimmung: Definition einer Hecke

Der Ausdruck *Hecke* leitet sich vom Wort *Hag* ab, das germanischen Ursprungs (*hagon*) ist. Die

vorgermanische Wurzel *gagh* (oder auch *kagh*) besagt ursprünglich (ein)-fassen mit der späteren Grundbedeutung von Flechtwerk, Hürde und erhielt im Alt- und Mittelhochdeutschen *hac* und *hages* die Bedeutung von Umzäunung, umzäuntes Grundstück, Hain, Dornenstrauch und bandförmiges Flurgehölz.

Unter einer Hecke versteht man auch heute eine lineare Anordnung von einer oder mehreren Straucharten (Strauchhecke). Werden zusätzlich zur Strauchschicht Bäume als Überhälter vom Hieb verschont, so spricht man von einer Baumhecke. Im Unterschied zur Hecke sind Gebüsche und Feldgehölze flächig entwickelt.

3.2 Methodik der Heckenerfassung

Die Untersuchungen basieren ausschließlich auf Luftbilddauswertungen. Bei Doppelbefliegungen können zeitlich auseinanderliegende Zustände verglichen und damit Aussagen über Veränderungen bestimmter Gebiete gemacht werden.

a) Identifizierung der Hecke auf dem Luftbild

Bei den Luftbildern handelt es sich um Senkrechtaufnahmen im Maßstab 1:10000 oder 1:2500. Die Luftbilder im Maßstab 1:10000 entsprechen einer quadratischen Fläche mit 2,3 km Seitenlänge. Hecken sind als lineare Gehölzstreifen mit geschlossenem Kronendach auf dem Luftbild sichtbar.

Bei der Auswertung werden nur Hecken ab einer Länge von 20 m (2 mm auf dem Luftbild) berücksichtigt. Die Breite einer Hecke kann nur bedingt festgestellt werden, da zum einen das die Hecke überragende Kronendach eine zu große Breite vortäuscht, zum anderen bei sehr schmalen Hecken der Meßfehler zu groß würde. Daher werden alle linearen Strauchformationen ab einer sichtbaren Mindestbreite als Hecke bezeichnet. Der Übergang zum (mehr flächig ausgebildeten) Feldgehölz wird ab einer Breite von umgerechnet 15 m (in Sonderfällen 20 m) festgesetzt. Im allgemeinen stellen Hecken als naturnahe Landschaftsbestandteile die Grenze zwischen zwei Feldern dar. Dieser Rain kann entweder als Steinriegel, als Terrassenböschung oder als beliebiger Ödlandstreifen ausgebildet sein. Des weiteren können spontan entstandene Hecken Böschungen von Hohlwegen begleiten. Als naturnahe Hecken werden außerdem mit Sträuchern bestandene Felldraine bezeichnet, die vereinzelt kleinere Lücken (bis zu 10 m) in ihrer Strauchschicht aufweisen. Zur Auswertung gelangen nur diese naturnahen Hecken. Einzelbäume und Einzelgebüsche, die entweder isoliert auf Felldrainen stocken oder ein Sukzessionsstadium auf Trockenrasen darstellen, sind im Rahmen dieser Arbeit nicht berücksichtigt worden. Obstbaumreihen, Alleen, Ufergebüsche und Heckenpflanzungen (vor allem Neupflanzungen in bereinigten Gebieten) weisen zwar einen linearen Charakter auf, doch unterscheiden sich diese meistens von den spontanen Hecken im Kulturland durch ihre Anordnung in der Landschaft. Obstbaumreihen sind häufig in Ortsnähe anzutreffen, sie sind auf dem Luftbild kenntlich durch ihr lückenhaftes Kronendach und durch ihre regelmäßige Anordnung auf den Feldern. Alleen konzentrieren sich auf die Straßenränder der Ortsverbindungsstraßen, die Ufergebüsche fallen auf dem Luftbild durch ihre dem mäandrierenden Flußlauf folgende Anordnung auf, die Heckenneupflanzungen in den bereinigten

Gebieten folgen meist dem Verlauf der nahezu geraden Feldwege. In einer von naturnahen Hecken durchsetzten Flur können schließlich noch als gepflanzte Hecken Schrebergartenhecken, Straßenböschungsanpflanzungen und Bahnstrecken begleitende Gehölzstreifen auftreten. Diese künstlich geschaffenen Hecken sind vegetationskundlich streng von den naturnahen Hecken zu trennen und werden daher bei der vorliegenden Auswertung nicht berücksichtigt.

b) Bestimmung der Heckendichte

Zur Ermittlung der »Heckendichte« wird ein bestimmtes Gebiet ausgewählt, von dem Befliegungen und geologische Karten vorhanden sind. Das Luftbild wird auf eine Folie, die der topographischen Karte im Maßstab 1:25 000 aufliegt, übertragen. Dabei werden neben den Hecken und deren Länge auch die Waldgrenzen, die Ortsgrenzen und die Einzelhöfe eingezeichnet. Das Straßen- und Wegenetz, die Waldränder und die Flußläufe ermöglichen eine der topographischen Karte entsprechende, maßstabgetreue Übertragung. Anschließend werden die auszuwertenden Gebiete in Flächen einheitlicher Geologie, Hangneigung, Feldgröße und jeweiligen Flurbereinigungsstand unterteilt. Dazu werden die geologischen Karten, die topographischen Karten und die Arbeitsstandkarte der Flurbereinigungsdirektion Bamberg vom 1.1.1981 zugrundegelegt. Planimetrisch wird die landwirtschaftliche Nutzfläche ermittelt. In dieser Bezugsfläche wird die Gesamtlänge der Hecken ausgemessen.

Als Maß für die Heckendichte wird ein Heckenquotient (HQ) definiert:

$$HQ = \frac{m \text{ (Hecke)}}{ha \text{ (Ackerflur)}}$$

Da sich die ermittelten Heckenquotienten (HQ) auf unterschiedlich große Flächen (F) beziehen, wird die durchschnittliche Heckendichte für das jeweilige Substrat (HQ(Substrat)) wie folgt berechnet:

$$\overline{HQ}_{(Substrat)} = \frac{\sum_{i=1}^n HQ_i \times F_i}{\sum_{i=1}^n F_i} \quad s = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (HQ_i - \overline{HQ})^2}{n - 1}}$$

(n = Stichprobenumfang)

Dadurch werden die verschiedenen Heckenquotienten je nach ihrer zugehörigen Fläche gewichtet. Die Breite der Hecken wird nicht berücksichtigt, da sie auf dem Luftbild schlecht erkennbar ist, im Vergleich größerer Gebiete nur wenig variiert, und da die Breite der Heckenkrone bei unterschiedlichen Lichtverhältnissen nicht identisch mit der eigentlichen Breite der Hecke sein muß (Schlagschattenwirkung auf dem Luftbild). Die Heckendichte wird für möglichst große Feldfluren gleichen geologischen Untergrunds ermittelt. Das Resultat mittelt über die häufig kleinräumigen Unterschiede dieser Gebiete. Kleinflächig sind daher z.T. erhebliche Abweichungen von der mittleren Heckendichte zu erwarten.

c) Bestimmung der durchschnittlichen Feldgröße

Für die Bestimmung der durchschnittlichen Feldgröße wird auf dem Luftbild eine Fläche annähernd gleich großer Flurstücke mit möglichst einheitlicher Orientierung ausgewählt. Für diese Fläche werden in mehrfacher Wiederholung die durchschnittliche Längen- und Breitenenerstreckung der Felder ausge-

messung; dabei werden die Schnittpunkte aller Feldgrenzen mit einer fiktiven Linie ausgezählt, die sich möglichst in Länge und Breite der Felder erstreckt. Bei der Ausmessung der Flurstücke wird besonders darauf geachtet, daß nur Flächen einheitlichen geologischen Untergrundes ausgewählt werden. Für dieses bezüglich der Feldgröße homogene Gebiet wird die Heckendichte getrennt ermittelt.

d) Bestimmung der Hangneigung

Es ist den Autoren bewußt, daß die Ermittlung der Hangneigung aus der topographischen Karte mit einem verhältnismäßig großen Fehler behaftet ist.

Die Bestimmung der Hangneigung erfolgt in ausgewählten, geeigneten Gebieten, die durch kein Flurbereinigungsverfahren beeinflusst sind. Die Flächen liegen auf dem Muschelkalkkrücken zwischen Weidenberg und Kronach und auf Sandsteinkeuper im Aischgrund, am Unterlauf der Itz und im oberen Maintal bei Burgkunstadt. Weitere Auswertungen sind infolge der ungenügenden Stichprobenzahl homogener Hangflächen in Oberfranken nur sehr begrenzt möglich. Anhand der in der topographischen Karte eingezeichneten Höhenlinien wird der Hang in Zonen gleichen Höhenlinienabstandes eingeteilt. Mittels des durchschnittlichen Abstandes der Höhenlinien im abgegrenzten Gebiet und der Kenntnis der Höhendifferenz errechnet sich der Anstiegswinkel der Hangzone. Für die Auswertungsfläche wird die Heckendichte ermittelt.

3.3 Statistische Auswertung der Meßwerte

Getrennt für die einzelnen geologischen Substrate liegen jeweils zwei voneinander unabhängige Stichproben über die Heckendichte vor; (1) eine Folge von Meßwerten aus unbereinigten Gebieten (»nFB«) und (2) eine Folge von Meßwerten aus bereinigten Gebieten (»FB«). Die Stichproben werden durch ihre Mittelwerte und ihre Varianzen charakterisiert. Diese beiden Größen ermöglichen eine statistische Kennzeichnung und sind erforderlich für einen Vergleich verschiedener Meßfolgen. Die Untersuchungen sind bezüglich der Auswahl der Probeflächen und der Stichprobenzahl für statistische Bearbeitung geeignet.

4. Ergebnisse

4.1 Heckendichte in Abhängigkeit vom geologischen Untergrund

Die Heckendichte nicht bereinigter Flächen wird maßgeblich beeinflusst durch den geologischen Untergrund der Standorte. Die Auswirkungen anderer Faktoren (z.B. Hangneigung) bleiben bei der nachfolgenden Untersuchung zunächst unberücksichtigt, obgleich sie das Ergebnis indirekt mit beeinflussen.

a) Muschelkalk

Hecken in vom Muschelkalk geprägten Fluren stellen nach TROLL (1952) den Prototyp der Gäulandhecken dar. Sie stocken auf Lesesteinriegeln, die im Laufe der Zeit an den Parzellengrenzen durch Ablagerung von Lesesteinen entstanden sind, welche beim Pflügen des flachgründigen und skelettreichen Bodens immer wieder anfielen. Aufgrund dieser natürlichen Voraussetzungen finden sich in den Ackerlandschaften des Muschelkalkes (vgl. Abb. 2) zahlreiche Hecken, was sich auch im Namen Heckenoder Schlehengäu ausdrückt (RUTTE 1957). Diese Situation findet sich auf dem Muschelkalkkrücken im

Bruchschollenland, der sich von Kronach im Nordwesten bis nach Weidenberg im Südosten erstreckt. Das Gebiet zeichnet sich durch einen Heckenreichtum (Mittlerer HQ = 34,28 m/ha, $s = 6,58$ m/ha) aus. Die Meßwerte (Tabelle 4) variieren von 24,42 m/ha (Himmelkron, MTB 5935 Marktschorgast) bis 42,83 m/ha (Unterrodach, MTB 5734 Wallenfels). Ein besonders hoher Heckendichtewert (71 m/ha) charakterisiert die Ködnitzer Weinleite. In diesem Fall handelt es sich um senkrecht zum Hang angeordnete Gehölzstreifen, sogenannte Radiärhecken, die nicht mit Ackerland verknüpft sind, sondern das Resultat früheren Weinbaus darstellen (vgl. STÖTZER 1981). Daher wird die Heckendichte des Ködnitzer Weinberges bei der Berechnung der mittleren Heckendichte auf Muschelkalk nicht berücksichtigt.

b) Malm

Ackerlandschaften auf den Kalkgesteinen des Weißjuras sind nur im Bereich der Fränkischen Alb und bei Kirchleus im Obermainischen Hügelland anzutreffen. Das Gebiet zeigt bezüglich der Heckenstandorte eine gewisse Ähnlichkeit mit dem Muschelkalkzug: Hecken besiedeln hier ebenfalls die Steinwälle zwischen den Parzellen. Für die Juralandschaft ist eine stark mit Feldgehölzen und Hecken durchsetzte Flur typisch, verdeutlicht wird dies durch einen verhältnismäßig hohen mittleren Heckendichtewert von 25,03 m/ha (Tabelle 5), der aber auf gleichen Standorten um 27 % niedriger liegt als auf Muschelkalk. Die Meßwerte (insgesamt 25) stammen aus dem nordwestlichen Teil der Fränkischen Alb. Unterschiedliche natürliche Gegebenheiten (z.B. Hangneigung) sind eine Erklärung für die beträchtlichen Streuungen innerhalb der Heckendichte ($s = 11,23$ m/ha).

c) Sandsteine des Dogger

Auf den Doggersandsteinflächen kommen als potentielle Heckenstandorte die Feldraine in Betracht, die durch Materialumlagerung bei der Bestellung hängiger Felder entstehen. Die Hecken sind vornehmlich an diese Terrassenböschungen sowie an die Böschungen der Hohlwege gebunden. Lesesteine fallen infolge stärkerer Verwitterung des Sandsteins kaum an. Gebiete mittlerer Heckendichte sind die landwirtschaftlich genutzten Doggerflächen der Fränkischen Alb, die sich vor allem auf die Hanglagen in den Tälern und auf den östlichen Teil der Fränkischen Alb beschränken. Aufgrund der Hanglage der untersuchten Doggerflächen können die Ergebnisse (Tabelle 6) nur bedingt mit den Werten anderer Substrate verglichen werden, deren Ergebnisse nicht ausschließlich auf geneigten Flächen ermittelt werden. Es errechnet sich eine mittlere Heckendichte von 23,15 m Hecke je Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche. Besonders hohe Heckendichtewerte (31,63 m/ha und 43,14 m/ha) weisen die Gebiete mit oftmals erheblicher Hangneigung (Neigung bis zu 8 Grad) auf. Die Fluren mit nahezu ebenen Flächen und anstehendem Doggersandstein sind gekennzeichnet durch eine geringe Heckendichte (11,01 m/ha und 15,32 m/ha).

d) Lias

Im vom Lias geprägten, ackerbaulich genutzten Albvorland treten Hecken weniger in Erscheinung. Das Liasgebiet mit seinen Tonen und Mergeln ist fruchtbares, meist ebenes oder wenig geneigtes Ackerland. Daher treten Ödlandstreifen seltener auf. Die

Hecken beschränken sich im wesentlichen auf die bisweilen sehr tiefen, meist ortsnahen Hohlwege und auf die Feldraine, die durch künstliche Terrassierung der Hänge entstanden sind; sie fehlen an flachen Feld- und Wegrainen. Aus 30 Meßwerten, die vorwiegend im nordwestlichen Albvorland ermittelt wurden, ergibt sich eine mittlere Heckendichte von 7,45 m/ha (Tabelle 7). Die Dichtewerte liegen zwischen minimal 3,50 m/ha (Hummelgau, MTB 6034 Mistelgau) und maximal 17,36 m/ha (Döringstadt, MTB 5931 Ebensfeld). Diese Schwankung ($s = 3,87$ m/ha) ist auf die unterschiedliche geomorphologische Ausprägung des untersuchten Gebietes zurückzuführen. So wird der hohe Heckendichtewert im Gebiet um Döringstadt bedingt durch die Steillage der landwirtschaftlichen Nutzflächen. Die nachfolgende Abbildung (Abb. 2) deutet die Stellung der Hecken im Ackerland auf Lias an. Das Luftbild zeigt einen Ausschnitt des Hummelgaus zwischen Mistelbach (MTB 6035 Bayreuth) und Mistelgau (MTB 6034 Mistelgau). Für diese fast ebene Gegend sind viele Einzelbäume und -büsche charakteristisch, der Anteil an Hecken in der Flur ist wegen der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung gering. Neben den naturnahen Hecken, die vorwiegend auf den Böschungen der Hohlwege stocken, hebt sich besonders der Gehölzstreifen hervor, der die Bahnstrecke Bayreuth-Plankenfels begleitet.

e) Sandsteinkeuper (Blasen-, Burg-, Schilf- und Coburger Sandstein)

Im Ackerland auf Sandsteinkeuper konzentrieren sich die Hecken vorwiegend auf die Talkanten, die durch Einsenkung der Flüsse in die plateauartig anstehenden Keupersandsteinschichten entstanden sind. In der ebenen Flur dagegen sind nur vereinzelt Hecken zu finden. Für die Ausbildung von Hecken ist vor allem die Hangneigung eine entscheidende Größe, die den Einfluß des Substrates stark zu modifizieren vermag. Eine Heckendichte in der Größenordnung ähnlich derer auf Lias (Tabelle 8) liegt aus den Sandsteinkeupergebieten des Mittelfränkischen Beckens, des Steigerwaldes, des Itz-Baunach-Hügellandes und des Bruchschollenlandes vor. Die mittlere Heckendichte liegt bei 9,78 m/ha. Die an mehr oder minder steilen Hängen gelegenen Fluren sind gekennzeichnet durch eine Heckendichte von über 21 m/ha, wohingegen auf ebenen Flächen nur 4 m/ha bis 5 m/ha gefunden werden.

f) Gesteine des Grundgebirges, Schiefer des Erdaltertums

Im Thüringisch-Fränkischen Mittelgebirge, das durch ausgedehnte Fichtenforste gekennzeichnet ist, kommen in den Feldfluren nur die Ackerterrassenböschungen als potentielle Heckenstandorte in Betracht. Eine Ausnahme bilden die landwirtschaftlich genutzten Flächen auf Granit (Hohes Fichtelgebirge): Hier finden sich Hecken auf Lesesteinriegeln. Im Vergleich zu den übrigen Gebieten Oberfrankens ist das Alte Gebirge äußerst heckenarm. Auf der Grundlage von 27 Meßwerten (Tabelle 9) ergibt sich eine mittlere Heckendichte von nur 2,77 m/ha. Der Mittelwert scheint jedoch für eine Vielzahl von Standorten im Grundgebirge zu hoch zu liegen, so z.B. für die Fluren auf Granit (1,78 m/ha), auf Gneis (2,27 m/ha) und auf karbonischen Schiefnern (1,68 m/ha). Nicht bezeichnend ist er für die Situation der landwirtschaftlich genutzten Flächen auf Diabas (3,50 m/ha) und Amphibolit (6,50 m/ha), die als

Abbildung 2:

Luftbildausschnitt (Maßstab 1:14 000) aus dem Hummelgau: Hecken in der Flur auf Lias zwischen Mistelbach (MTB 6035 Bayreuth) und Mistelgau (MTB 6034 Mistelgau)

Tag der Aufnahme: 18.9.1970, Freig. unter Nr. G7/87784 durch Reg. v. Obb.



relativ heckenreich im Alten Gebirge gelten. Trotz dieser großen Variationsbreite ist all diesen Substraten die Heckenarmut gemeinsam. Daher werden alle Meßwerte in einer Tabelle zusammengefaßt (Tabelle 9). Eine weitere Aufschlüsselung der Werte erscheint nicht sinnvoll, da von den jeweiligen Substraten relativ wenige Flächen ausgewertet werden konnten. Der Grund liegt teils in der Kleinflächigkeit des betreffenden Substrates, teils im Fehlen von Luftbildern nicht bereinigter Fluren. Der geschätzte tatsächliche Heckenquotient des Alten Gebirges dürfte bei unter 1 m/ha liegen. »Bei Dichtewerten unter 1 m/ha verschwinden die Hecken aus dem Landschaftsbild« (Steiner-Haremaker, 1960).

g) Die Heckendichte im Vorderen Bayerischen Wald (Granit)

Die Heckendichte liegt innerhalb des gesamten untersuchten Gebietes (also im Bereich des geplanten Naturparks und im Raum der Meßtischblätter 7043, 7044, 7143, 7144) bei etwa 25 m bis 70 m Hecke pro Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche. In ausgesprochenen Schwerpunktgebieten kann die Heckendichte jedoch kleinflächig sehr stark ansteigen bis hin zu 76 m Hecke pro ha landwirtschaftlicher

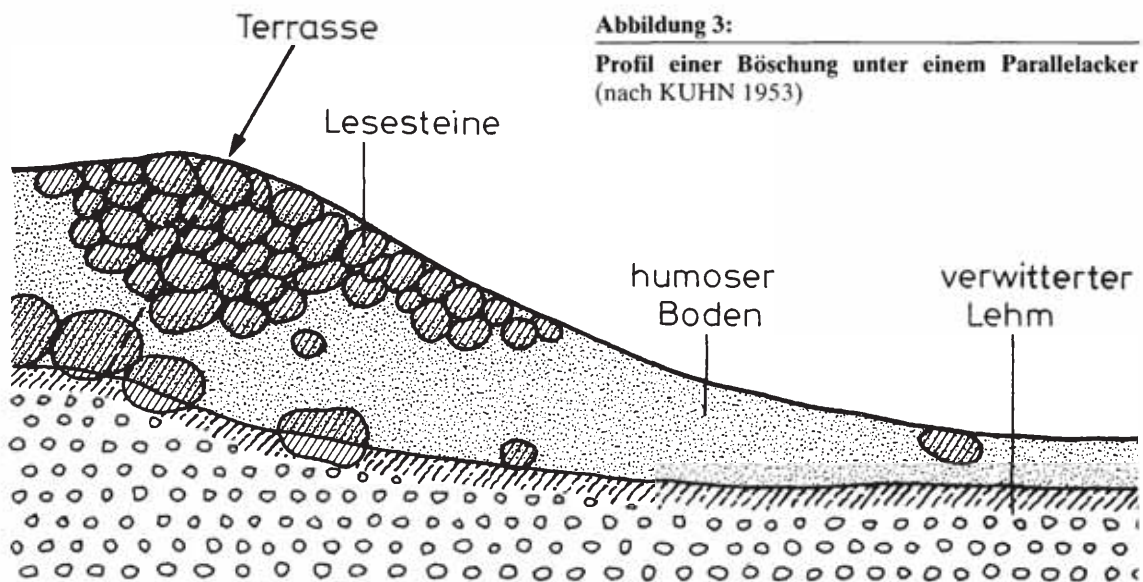
Nutzfläche (nördlich von Rieth im Winkel). Die durchschnittliche Heckendichte (Tabelle 10) ist mit 47,30 m Hecke pro ha landwirtschaftliche Nutzfläche – gemessen an süddeutschen Verhältnissen – sehr hoch. Sie liegt höher als auf den heckenreichen Malm- und Muschelkalkflächen Nordbayerns, wo nur 20 m bis 30 m/ha gefunden werden. Die Heckendichte reicht an die der schleswig-holsteinischen Knicklandschaft (10 und 100 m/ha, MARQUARD 1950).

h) Hecken auf Basalt (Rhön)

Aus der Umgebung von Bischofsheim (Rhön) liegt ein Dichtewert von ca. 120 m/ha vor, der kleinflächig in der Flur um den Bauersberg anzutreffen ist. Es handelt sich um Radiärhecken auf Basaltlesesteinriegeln. In unmittelbarer Umgebung, am Himmel-dunkberg, steigt die Heckendichte lokal bis zu 200 m/ha an.

4.2 Heckendichte in Abhängigkeit von der Hangneigung

Neben dem geologischen Untergrund beeinflusst die Hangneigung die Heckendichte. Hecken stocken insbesondere an Böschungen zwischen hangparal-



lelen Ackerterrassen. Durch die Entstehung von Ackerterrassen, die der Abflachung des Hanges dienen, ist unbewußt die Voraussetzung für die Entstehung von Hecken geschaffen. Allgemein zeigt sich, daß je steiler ein Hang ist, desto höher auch die Heckendichte ist.

Nach KUHN (1953, S. 38) entstehen Ackerterrassen im Ackerland folgendermaßen: »Sobald der Boden durch den Pflug gelockert wird, setzt trotz höhenlinienparallelen Pflügens die Bodenerosion ein. Sie bewirkt unter ständiger Verringerung der Mutterboden-Mächtigkeit am oberen und Erhöhung am unteren Ackerende eine mehr und mehr fortschreitende Verebnung der Parzelle. An den Feldrainen bilden sich Geländestufen (Abbildung 3) aus, die

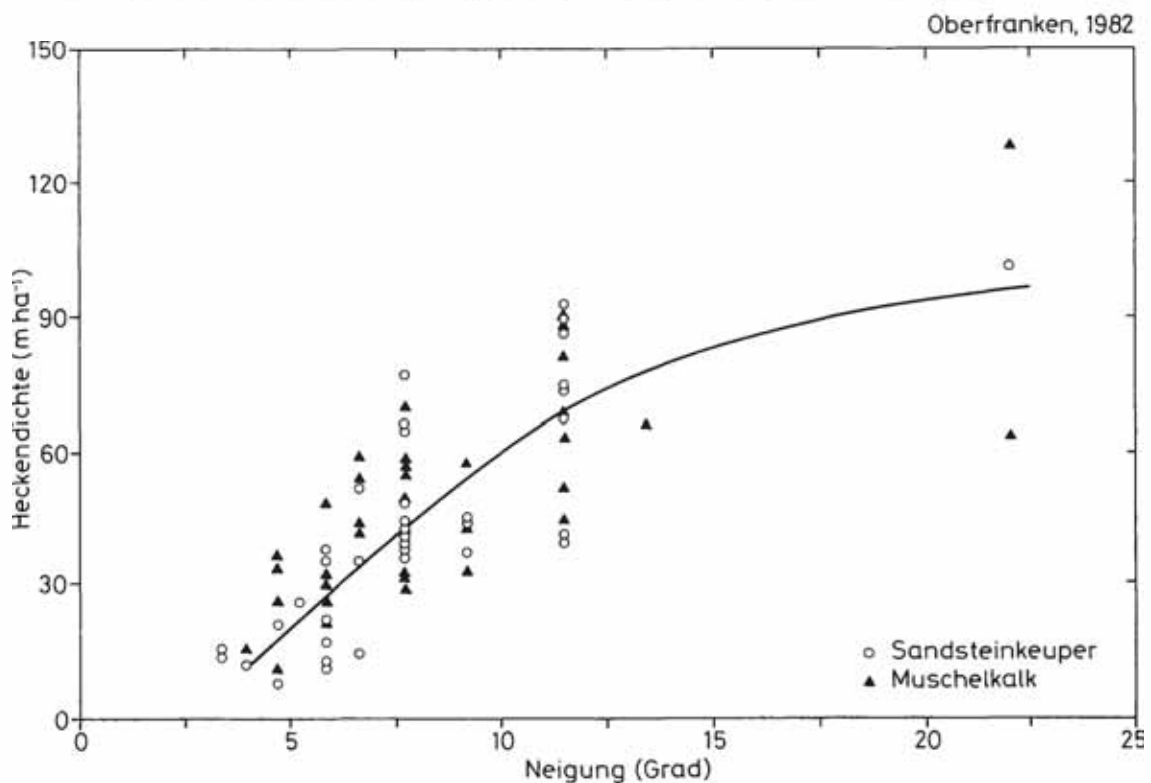
durch Ablagerung der ausgepflügten Steine ständig wachsen.«

a) Sandsteinkeuper (Tabelle 11)

Abbildung 4 zeigt, daß sich im ebenen Gelände (Neigung bis 4 Grad) nahezu kein Einfluß des Reliefs auf das Heckennetz zeigt, während in Lagen von 4 bis 12 Grad die Heckendichte mit dem Neigungsgrad der Nutzfläche proportional ansteigt. Auf steilen Äckern entsteht bei hangparalleler Bewirtschaftung und bei jahrhundertlangem Aufsammeln von Lesesteinen in Verbindung mit der Wassererosion eine mehr oder weniger hohe Geländestufe, die zwangsläufig unbewirtschaftet bleibt, aber Voraussetzung für eine fast ebene Flurlage ist. Der treppen-

Abbildung 4:

Abhängigkeit der Heckendichte von der Hangneigung auf Sandsteinkeuper und Muschelkalk



förmige Aufbau der Felder wird um so enger, je steiler der Hang ist. Bei sehr großer Hangneigung (> 12 Grad) sind Felder selten. Die Heckendichte nimmt nicht mehr proportional zu, da eine allzugroße Heckendichte die Felder zu schmal werden ließe und damit die Bewirtschaftung behindern würde.

b) Muschelkalk (Tabelle 12)

Eine dem Sandsteinkeuper entsprechende Abhängigkeit der Heckendichte von der Hangneigung zeigt Abbildung 4 für Muschelkalk (gleiche Steigung zwischen 4 und 12 Grad Neigung). Ab einer Neigung von 4 Grad (durchschnittliche Neigung der Hanglage bei Stadtsteinach 6 Grad) zeichnet sich ein Einfluß des Reliefs auf die mittlere Heckendichte ab, was in Muschelkalk insbesondere durch den größeren Anfall an Lesesteinen und herabgeschwemmten Bodenbestandteilen bedingt ist. Bei Hanglagen, deren Neigungsgrad mehr als 12 beträgt, besteht kein unmittelbarer Zusammenhang zwischen Heckendichte und Hangneigung. Dieses Gelände wird

bei entsprechender Exposition und Lage auf Muschelkalkflächen wenn überhaupt, dann vornehmlich als Weinbaugebiet genutzt (Ködnitzer Weinleite, Neigung ca. 25 Grad).

4.3 Die Heckendichte in Abhängigkeit von der Feldgröße

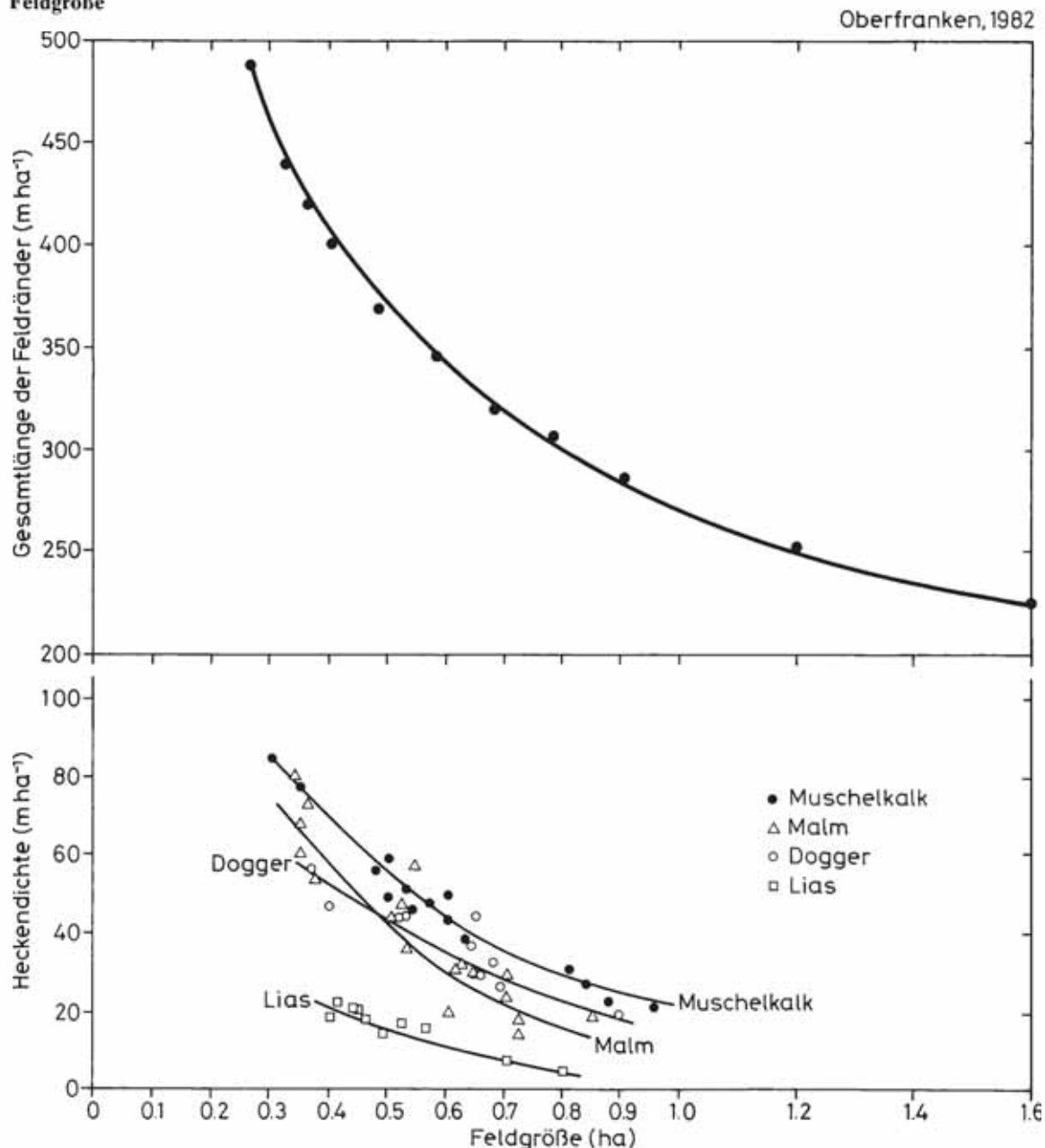
Ein Wirtschaftsfaktor, der die Heckendichte in hohem Maße beeinflusst, ist die Feldgröße. Die Agrarlandschaft Oberfrankens ist durch eine starke Besitzzersplitterung mit kleinen Betriebsflächen gekennzeichnet. Die Größe der Ackerparzellen wird durch das Relief, die Hangneigung, den geologischen Untergrund und die Erbteilung bedingt. In einer kleinparzelligen Flur ist relativ zur Ackerfläche eine größere Anzahl von Feldrainen und somit potentiellen Heckenstandorten vorhanden. Diese grundsätzliche Beziehung wird deutlich aus Abbildung 5 oben, in der die Heckendichte für ein ca. 20 ha großes Flurstück mit einem Längen-Breiten-Verhältnis von

Abbildung 5 oben:

Theoretische Beziehung zwischen Heckendichte und Feldgröße

Abbildung 5 unten:

Abhängigkeit der Heckendichte von der Feldgröße



2:1 berechnet wird. Diese Fläche wird jeweils von Parzellen mit einheitlicher Größe und konstantem Längen-Breiten-Verhältnis von 5:2 eingenommen, was den durchschnittlichen Gegebenheiten in Oberfranken nahekommt. Dabei sollen sämtliche Acker-raine als potentielle Heckenstandorte gelten (Raine bei Nachbarfeldern zählen einfach). Unter diesen Voraussetzungen besteht eine hyperbolische Abhängigkeit.

Die Beziehung zwischen Heckendichte und Feldgröße wird auf Muschelkalk, Malm, Dogger und Lias untersucht (Tabelle 13, Abbildung 5 unten). Für diese Fragestellung ergibt sich auf den Muschelkalk- und Malmflächen eine Abhängigkeit zwischen Heckendichte und Feldgröße, die der theoretischen Funktion in Abbildung 5 entspricht und durch den Einfluß der Hangneigung auf Muschelkalk und des Substrates auf Malm zu erklären ist (vgl. Abbildung 5 unten). Bei einer Feldgröße von 0,30 ha errechnet sich in den Muschelkalkfluren eine Dichte von 80 m/ha, während bei Grundstücken von 0,80 ha Werte von knapp über 30 m/ha erreicht werden (Tabelle 13 a). Die tatsächliche Heckendichte beträgt ca. 15% der theoretisch maximalen. Eine ähnliche Situation findet sich in den Malmfluren. Die Meßwerte auf den Dogger- und Liasflächen deuten nur bedingt die Abhängigkeit zwischen Heckendichte und Feldgröße an, die bei den anderen beiden Substraten klar ersichtlich ist.

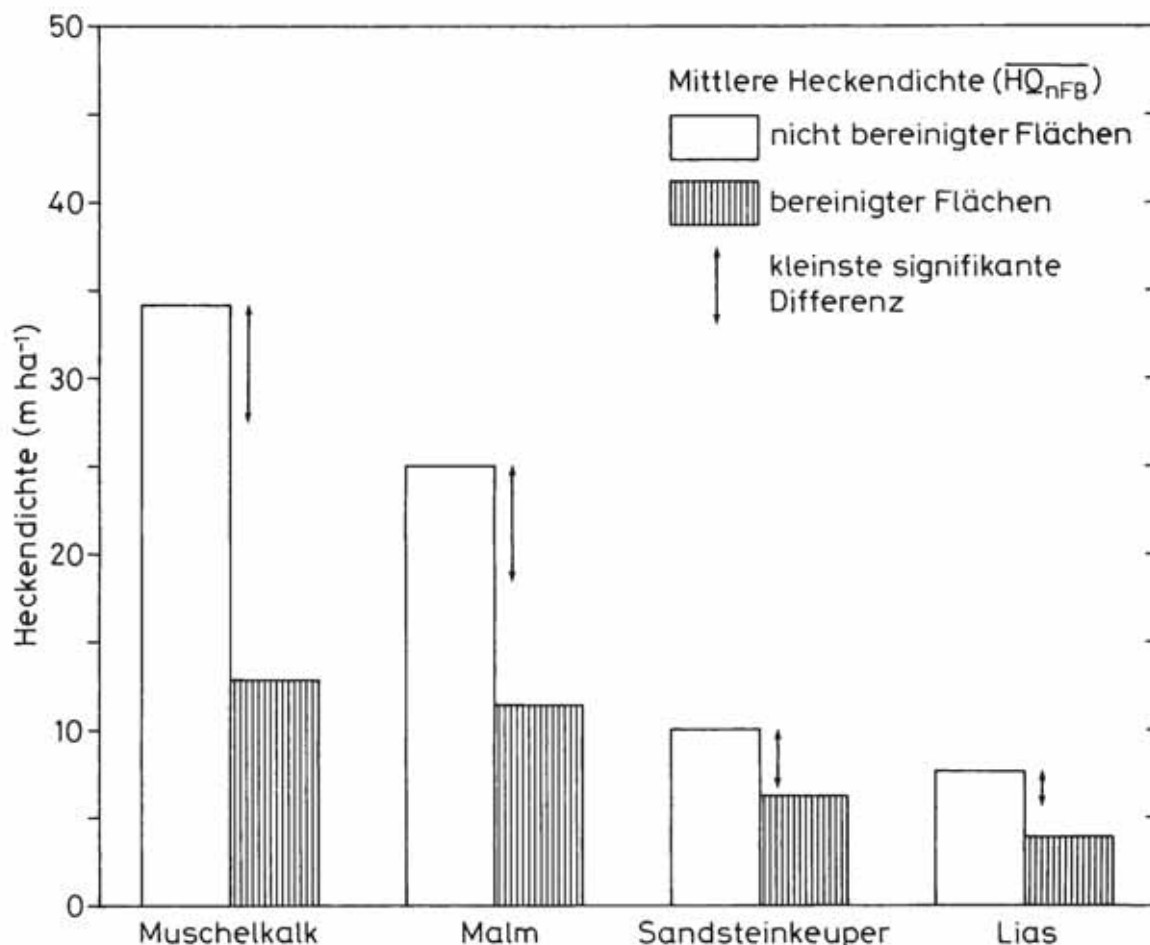
4.4 Der Einfluß der Flurbereinigung auf die Heckendichte

Jahrhundertlang wurde das Heckennetz nur in geringem Maße verändert. In neuester Zeit werden jedoch die Eingriffe auf das Heckennetz verstärkt insbesondere durch die Flurbereinigung, deren Hauptaufgabe die Verbesserung der Agrarstruktur ist.

Die Bestimmung der Heckendichte erfolgte in Gebieten auf Muschelkalk, Malm, Lias und Sandsteinkeuper, in denen eine Flurbereinigung durchgeführt worden war (Tabelle 15, 16, 17, 18). Bei allen hierbei berücksichtigten Gebieten war die Flurbereinigung bereits abgeschlossen. Die Flurbereinigungsverfahren wurden in der Regel in den fünfziger und sechziger Jahren angeordnet. Aufschluß über den Stand der Verfahren jeweiliger Gemeinden gibt die Arbeitsstandkarte (Maßstab 1:200 000) der Flurbereinigungsdirektion Bamberg vom 1.1.1981.

Durch die Einwirkung der Flurbereinigung wurde das Heckennetz in den untersuchten Gebieten entscheidend reduziert (Abbildung 6, Tabelle 14). Dennoch bedingt auch nach der Durchführung der Flurbereinigung unterschiedlicher Untergrund eine unterschiedliche Heckendichte. In den Muschelkalkgebieten ist eine Abnahme des Heckenbestandes um 64 % zu verzeichnen, in den Malmgebieten beträgt die Abnahme 55 %. Die Heckendichte in beiden

Abbildung 6:
Einfluß der Flurbereinigung auf die Heckendichte



Gebieten liegt nach der Flurbereinigung bei 10 m/ha. Bedeutsam ist die Abnahme des Heckennetzes in den Lias- und Sandsteinkeupergebieten, da in diesen Fluren von Natur aus wenig Hecken vorhanden sind. Der Verlust an Hecken beträgt im Liasgebiet 49 %. Bei einer Dichte von 3,80 m/ha verschwinden die Hecken beinahe völlig aus dem Landschaftsbild. Im Sandsteinkeupergebiet ist der Heckenbestand im Rahmen von Flurbereinigungsmaßnahmen um 41 % zurückgegangen.

Beim unmittelbaren Vergleich der gleichen Flächen vor und nach der Flurbereinigung (nFB, FB) liegt die Abnahme des Heckenbestandes nur für die landwirtschaftlich genutzten Flächen auf Lias unter 50 %, für die Fluren anderer Substrate zwischen 53 % und 58 %.

Abbildung 6 zeigt den Einfluß der Flurbereinigung auf die Heckendichte bei unterschiedlichem geologischen Untergrund. Diesem Vergleich liegen die durchschnittlichen Dichtewerte der zwei unabhängigen Stichproben zugrunde.

Deutlich werden Maßnahmen zur Vergrößerung der Betriebsfläche aus Abbildung 7 aus dem Raum

Stadtsteinach. In diesem speziellen Falle erfolgte die Veränderung des Landschaftsbildes nicht allein durch die Flurbereinigung. Allein die Felder südlich und westlich des Großbetriebs wurden im Rahmen der Flurbereinigung im Jahre 1959 umgestaltet. Im Gegensatz zu der Feldflur Untersteinach – Gumpersdorf stellt die Flur um Stadtsteinach eine typische Heckenlandschaft auf Muschelkalk dar, die sich durch einen hohen Heckenreichtum auszeichnet. Im Hinblick auf die erodierende Wirkung des Wassers scheint es beachtenswert zu sein, daß die großen Felder eines Gutshofes nicht mehr hangparallel, sondern in Hangrichtung bewirtschaftet werden.

5. Diskussion

a) Oberfranken

Die Ergebnisse der Luftbildauswertung bezüglich des Heckenvorkommens in Oberfranken entsprechen grundsätzlich den Befunden der Vegetationskartierung nach REICHEL (1977). Demnach sind Hecken in Oberfranken vielerorts verbreitet, fehlen jedoch von Natur aus in weiten Teilen des Franken-

Abbildung 7:

Luftbildausschnitt (Maßstab 1:10 000) aus der Umgebung von Stadtsteinach-Untersteinach-Gumpersdorf: Typische Heckenlandschaft auf Muschelkalk

Datum: Sommer 1980, Freig. unter Nr. 2008/80 durch Reg.-Präs. Darmstadt



waldes, im Fichtelgebirge und in anderen großen zusammenhängenden Waldgebieten.

Die schwerpunktmäßige Verteilung der Hecken in Oberfranken liegt im Bereich des Fränkischen Juras und des Muschelkalkrückens im Obermainischen Hügelland. Lokal findet man die größten Heckendichten in den Fluren um Unterrodach, Stadtsteinach, Trebgast, Lanzendorf und Döhlau. Auch die westliche Fränkische Alb, besonders die Meßtischblätter 6132 Buttenheim und 6032 Scheßlitz, zeichnen sich durch großen Heckenreichtum aus. Dagegen sind Heckenstandorte in den Gebieten des Fränkischen Keuper-Lias-Landes weniger häufig.

Als Faktoren, die diese unterschiedliche Verteilung und Häufigkeit der Hecken in der Agrarlandschaft Oberfrankens beeinflussen, konnten der geologische Untergrund und das Geländere relief angeführt werden.

Die Übersichtskarte von REICHEL zeigt Gebiete an, in denen trotz günstiger Standortbedingungen fast keine Hecken vorzufinden sind, beispielsweise das Umland der Fränkischen Alb, insbesondere das Fränkische Keuper-Lias-Land, die nordwestliche Umgebung von Coburg (Grabfeldgau), die Umgebung von Bayreuth und die Umgebung von Hof.

Während die Verteilung der Hecken mit den Kartierungen von REICHEL (1979) übereinstimmt, unterscheidet sich jedoch die quantitative Angabe über das Hecken vorkommen (bei REICHEL: 1 ha Hecke / 100 ha Ackerland) von den hier ermittelten Heckendichtewerten. Die Größe »Heckendichte« mit der Dimension (m Hecke/ha Nutzfläche) bringt die Form der Hecken als lineare Flurelemente deutlicher zum Ausdruck. Bei einer durchschnittlichen Heckenbreite von 3 m kann die Heckendichte (m/ha) in Hecken vorkommen (ha/100 ha) mit dem Faktor 33,3 umgerechnet werden. REICHEL trennt Gebiete mit einer Heckendichte von über 33,3 m/ha von denen unter dem angegebenen Wert ab. Eine Heckendichte von 33,3 m/ha weisen nach der kartographischen Darstellung weite Teile der Alb und des Muschelkalkrückens im Bruchschollenland auf. Zwar wird dieser Wert in einzelnen Fluren erreicht, doch ist er im Durchschnitt zu hoch für diese Gebiete angesetzt.

Die durchschnittliche Heckendichte für die Malm- und Muschelkalkgebiete beträgt etwa 30 m/ha, auf den nahezu ebenen Flächen des Sandsteinkeupers und Lias beträgt die durchschnittliche Heckendichte etwa 10 m/ha. Diese Werte geben den Durchschnitt einer Gemarkung wieder und können kleinflächig innerhalb dieser Gemarkung nach Feldgröße und Relief erheblich schwanken. So zeigen Untersuchungen von ZWÖLFER et al. (1981), daß die Heckendichte im Raum Stadtsteinach (durchschnittliche Heckendichte 34 m/ha) kleinflächig auf 80 m/ha ansteigen kann (Bezugsfläche: 0,25 ha).

b) Die Verteilung der Hecken in Bayern

Hecken als Biotope, die den landwirtschaftlichen Nutzungsformen Acker oder Grünland räumlich wie funktional direkt zugeordnet sind, sind in ganz Bayern verbreitet (vgl. KAULE, SCHALLER und SCHÖBER 1979). Deutliche Schwerpunkte bilden der Bayerische und Oberpfälzer Wald, die nordwest-

lichen Naturräume Mainfränkische Platten (Muschelkalkgebiet), Odenwald, Spessart und Südrhön sowie die Fränkische Alb, deren nördlicher Teil nur in einigen Gebieten durch zahlreiche Hecken gekennzeichnet ist. Weiterhin sind Hecken (vorwiegend Grünlandhecken) in einigen Tälern des voralpinen Moränengebietes stark verbreitet. Gegenden, in denen Hecken weitgehend fehlen, sind vor allem die Schotterebenen Oberbayerns, die Donauebene und das Fränkische Lias-Keuper-Land. Ebenso sind Hecken im voralpinen Hügel- und Moorland von untergeordneter Bedeutung und fehlen im Frankenwald, Fichtelgebirge und auf Plateaulagen weitgehend.

Danksagung

Besonderer Dank gebührt dem Bayerischen Landesamt für Umweltschutz (LfU) für die Bereitstellung finanzieller Mittel und die Zustimmung zur Veröffentlichung der Ergebnisse. Weiterhin danken wir der Flurbereinigungsdirektion Bamberg sowie der Regierung von Oberfranken für die Möglichkeit der Einsichtnahme in die Bildmittelübersichtskarte und die leihweise Bereitstellung und die Zustimmung zur Veröffentlichung von Luftbildern.

Literatur

ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1980):

Forstliche Standortsaufnahme 1980, New York, Heidelberg.

BAULE, H. (1956):

Untersuchungen über Hecken im oberen Vogelsberg unter besonderer Berücksichtigung ihrer floristischen Zusammensetzung. – Lauterbacher Sammlungen 12. Lauterbach.

BEDALL, J. L. (1950):

Hedges for Farm and Garden, London.

BORCHERT, J. (1980):

Bibliographie über Hecken und Feldgehölze. – Natur und Landschaft 10, S. 388–389. Bonn-Bad Godesberg.

BORCHERT, J. (1980):

Landwirtschaftliches Wegenetz und Gehölzbesatz in ausgewählten Gebieten der rheinischen Agrarlandschaft. – Natur und Landschaft 10, S. 380–384. Bund Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg.

CHEVRON, R. B. (1976):

Les Bocages. – I.N.R.A., E.N.S.A. et Université de Rennes 5, 6 S. 43–48. Rennes.

EWALD, C. K. (1980):

Landschaftsveränderungen an einem Beispiel in der Schweiz. – Natur und Landschaft 3, S. 97–99. Bund Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg.

EWALD, C. K. (1978):

Der Landschaftswandel. – Zur Veränderung schweizerischer Kulturlandschaften im 20. Jhrt. Eidg. Anst. forstl. Versuchswes., Ber. 191.

FLURBEREINIGUNGSDIREKTION BAMBERG (1979/80):

Ländliche Neuordnung durch die Flurbereinigung in Bayern. Bamberg.

FLURBEREINIGUNGSDIREKTION BAMBERG (1981):

Arbeitsstand 1.1.1981 (Karte). Bamberg.

- HAHN-HERSE, G. UND BÄUERLE, M. (1979): Landschaftswandel durch Agrarstrukturwandel, Teil II: Wie kann die Dezimierung der schleswig-holsteinischen Wallhecken aufgehalten werden? – Garten und Landschaft 10, S. 772–780.
- KAULE, G., SCHALLER, J. UND SCHOBER, H. M. (1979): Gebüsch, Hecken und Feldgehölze. Schutzwürdige Biotope in Bayern 1, S. 53–56, 126–127. München – Wien.
- KRAUSE, W. (1968): Die Heckenlandschaften der Westbaar. – Schriften d. Ver. für Geschichte der Baar. 27, 82–100. Donaueschingen.
- KUHN, W. (1953): Hecken, Terrassen und Bodenzerstörung im hohen Vogelsberg. Rheinische-Mainische Forschungen 39. 545. – Frankfurt am Main.
- LEISCHNER, O. (1955): Vergeßt die Hecken nicht! – Allgemeine Forstzeitschrift 16/17, S. 212–213. München.
- LIPPERT, W. (1978): Zur Gliederung und Verbreitung der Gattung *Crataegus* in Bayern. – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 49, 165–198. München.
- MARQUARD, G. (1950): Die Schleswig-Holsteinische Knicklandschaft. Schriften des Geographischen Instituts der Universität Kiel XIII, Heft 13, 1–100. Kiel.
- MEHL, U. (1975/76): Die Hecke im Landkreis Rhön. – Grabfeld in Abhängigkeit von der Landnutzung. Diplomarbeit (n.p.) München, Weihenstephan.
- MILBRAD J. (1977): Hecken in unserer Landschaft. – Nutzlose Geländestreifen oder wertvolle ökonomisch-ökologische Ausgleichsflächen? – Jahresmitteilungen »Natur und Mensch« der Naturhistorischen Gesellschaft Nürnberg S. 43–47. Nürnberg.
- MILBRAD, J. (1980): Auswirkungen von Flurbereinigungsmaßnahmen im Landschaftshaushalt. – Cour. Forsch. Inst. Senckenberg, 41 S. 221–235. Frankfurt.
- MÜLLER-HOHENSTEIN, K. (1971): Die natürlichen Grundlagen der Landschaften Nordost-Bayerns. Exkursionen in Franken und Oberpfalz. Erlangen.
- PFLUG, W. (1953): Der »aufgelöste Wald« – Forst und Holz 23+24, S. 344–360. Hannover.
- PFLUG, W. (1955): Das Feldgehölz – Allgemeine Forstzeitschrift 10, S. 445–451. München.
- POLLARD, E. (1973): Heges. *Journal of Ecology* 61, S. 343–352, Huntingdon.
- POLLARD, E. H., M. D. und MOORE, N. W. (1974): Hedges. London.
- RAUSCHERT, S. (1968): Die xerothermen Gebüschgesellschaften Mitteldeutschlands. Dissertation (n.p.). Halle/Saale.
- REGIERUNG VON OBERFRANKEN, ABT. LANDWIRTSCHAFT (1978): Die Landwirtschaft des Regierungsbezirks Oberfranken in Zahlen. Bayreuth.
- REIF, A. (1982): Die vegetationskundliche Gliederung und standörtliche Kennzeichnung nordbayerischer Heckengesellschaften. Dissertation. Bayreuth.
- RICHTER, H. (1960): Hecken, Feldraine und Feldhecken im Erzgebirge. – Wissenschaftliche Veröffentlichungen des deutschen Institutes für Länderkunde N. F. 17/18, S. 283–321. Leipzig
- RUTTE, E. (1957): Einführung in die Geologie von Unterfranken. Würzburg.
- SACHS, L. (1973): Angewandte Statistik. Berlin.
- SCHERZER, C. (1962): Franken. Nürnberg.
- SCHUSTER, H. J. (1980): Analyse und Bewertung von Pflanzengesellschaften im Nördlichen Frankenjura. – *Dissertationes Botanicae* 53. Vaduz.
- SCHUTZGEMEINSCHAFT DEUTSCHER WALD (1977): Merkblatt über den Schutz der Hecken und Feldgehölze. Bund Naturschutz.
- STEINER-HAREMAKER, I. und D. STEINER (1960): Zur Verbreitung und geographischen Bedeutung der Grünhecken in der Schweiz. *Geographica helvetica* 16, S. 61–76. Bern.
- STÖTZER, U. (1981): Der Ködnitzer Weinberg. – Zulassungsarbeit (n.p.). Bayreuth.
- TRAUTMANN, W. (1978): Vegetation als lebender Bau- und Gestaltungsstoff an Verkehrswegen. Straße und Autobahn 8, S. 348–355.
- TROLL, C. (1952): Heckenlandschaften im maritimen und Grünlandgürtel und im Gäuland Mitteleuropas. – *Erdkunde* V, S. 152–156. Bonn.
- UNGER, H.-J. (1981): Verpflanzung von Hecken und Feldrainen im Rahmen der Flurbereinigung. – erste Erfahrungen aus Bayern. – *Natur und Landschaft* 56 (9), 295–302. Bonn – Bad Godesberg.
- WEBER, E. H. (1967): Über die Vegetation der Knicks in Schleswig-Holstein. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft für Floristik in Schleswig-Holstein und Hamburg*. Heft 15. – Kiel.
- WEIG A. (1979/80): Gruppenflurbereinigung Heiligenstadt – Flurbereinigungsdirektion Bamberg. Bamberg.
- WÖRLE, K. und MÜHLBAUER, P. (1975): Mathematisches Tafelwerk. München.
- ZWÖLFER, H., BAUER, G., HEUSINGER, G. (1981): Ökologische Funktionsanalyse von Feldhecken – Tierökologische Untersuchungen über Struktur und Funktion biozönotischer Komplexe. Schlußbericht Landesamt für Umweltschutz, München.

Anhang (Tabellen 1–18)

Tabelle 1:

Die Naturräumliche Gliederung Oberfrankens

(Die Nummern bezeichnen die naturräumlichen Haupteinheiten nach MEYNEN und SCHMITHÜSEN 1962)

<p>Fränkisches Keuper-Lias-Land Vorland der nördlichen Frankenalb (112) Mittelfränkisches Becken (113) Steigerwald (115) Haßberge (116) Itz-Baunach-Hügelland (117)</p> <p>Frankenalb Nördliche Frankenalb (080)</p> <p>Oberpfälzisch-Obermainisches Hügelland Oberpfälzisches Hügelland (070) Obermainisches Hügelland (071)</p>	<p>Thüringisch-Fränkisches Mittelgebirge Südliches Vorland des Thüringerwaldes (390) Nordwestlicher Frankenwald (Thüringisches Schiefergebirge) (392) Münchberger Hochfläche (393) Hohes Fichtelgebirge (394) Selb-Wunsiedler Hochfläche (395)</p> <p>Vogtland Mittelvogtländisches Kuppenland (410)</p>
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Tabelle 2:

Klimadaten des Untersuchungsgebietes sowie angrenzender Gebiete nach MÜLLER-HOHENSTEIN (1971)

Landschaften	a	b	c	d
Schweinfurter Becken und Steigerwaldvorland	160	–	550	35
Mittelfränkisches Becken, oberes Maintal bis Bayreuth	150	30	600	35–40
Keuperberglandschaft und Fränkische Alb	140	40–60	800–1000	–
Fichtelgebirge	120	120	1400	–

a) Dauer der Vegetationszeit
 (= Tage mit einer Mitteltemperatur von über 10 °C)
 b) Dauer der Schneebedeckung in Tagen

c) durchschnittliche jährliche Niederschlagsmenge
 d) Trockenheitsindex (nach Arbeitskreis Standortskartierung in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung)

Tabelle 3:

Die Agrarstruktur Oberfrankens im Jahr 1977

(Die Landwirtschaft des Regierungsbezirks Oberfranken in Zahlen (1. 10. 1979))

Betriebsgrößen	landwirtschaftliche Betriebe		landwirtschaftliche Nutzfläche	
	ha	Anzahl	ha	% Anteil
0–10	23 315	63,7	80 617	24
10–20	8 554	23,4	122 254	36
> 20	4 708	12,9	139 734	40
Summe	36 577		342 605	

Tabelle 4:

Die Verteilung von Hecken in landwirtschaftlich genutzten Fluren auf Muschelkalk

MTB Ort	Jahr der LB-Aufnahme	Stand d. FB 1981	Fläche (ha)	Heckenlänge (m)	Heckendichte (m/ha)
6036 Döhlau	1980	nFB	380	10750	28,29
5734 Seibelsdorf	1980	nFB	793	25075	31,62
5834 Stadtsteinach	1980	nFB	1239	42000	33,90
5935 Trebgast	1980	nFB	125	4475	35,80
5935 Altenreuth	1980	nFB	155	6250	40,32
5935 Lanzendorf	1980	nFB	271	11525	42,52
5734 Unterrodach	1980	nFB	571	24475	42,83
5732 Wellmersdorf	1966	FB	33	800	24,24
5935 Himmelkron	1959	FB	171	4175	24,42
5732 Rothenhof	1966	FB	56	1575	28,13
5835 Kauernsdorf	1959	FB	175	5425	31,14
5835 Untersteinach	1959	FB	166	5225	31,47
Gesamt			4135	141750	34,28 ± 6,58

Tabelle 5:

Die Verteilung von Hecken in landwirtschaftlich genutzten Fluren auf Malm

MTB Ort	Jahr der LB-Aufnahme	Stand d. FB 1981	Fläche (ha)	Heckenlänge (m)	Heckendichte (m/ha)
5932 Ützing	1977	nFB	681	7220	10,60
6033 Weiher	1976	nFB	241	2675	11,10
6034 Pilgerndorf	1980	nFB	82	1500	12,80
5834 Wildenberg	1980	nFB	221	3650	16,52
6034 Truppach, Schönfeld, Wohnsdorf	1980	nFB	206	3725	18,08
6034 Busbach	1980	nFB	159	2950	18,55
6132 Oberngrub	1980	nFB	230	4425	19,40
6132 Teuchatz	1980	nFB	162	3225	19,90
5932 Krögelhof	1980	nFB	110	2450	22,27
6034 Fernreuth	1980	nFB	231	5900	22,94
Großenhüll					
5834 Kirchleus	1980	nFB	339	8800	25,95
6034 Tannfeld	1980	nFB	110	3175	28,86
6132 Tiefenhöchst	1980	nFB	335	9925	29,63
5932 Kümmerreuth	1980	nFB	125	3650	29,20
6132 Kalteneggolfsfeld	1980	nFB	333	9925	29,80
6032 Neudorf	1980	nFB	114	4450	39,04
6134 Hannberg	1980	nFB	62	2750	44,33
6132 Tiefenpözl	1980	nFB	240	14025	58,44
Lindach					
6032 Hohenpözl	1965	FB	200	3475	17,12
6032 Königsfeld	1975	FB	292	5925	20,29
6032 Poxdorf	1975	FB	627	15400	24,56
6132 Oberleinleiter	1965	FB	218	6050	27,75
6132 Traindorf	1965	FB	122	4025	32,99
6034 Alladorf	1954	FB	502	17500	34,82
6132 Zoggendorf	1965	FB	131	5200	39,70
Gesamt			6073	151995	25,03 ± 11,23

Tabelle 6:

Die Verteilung von Hecken in landwirtschaftlich genutzten Fluren auf den Sandsteinen des Doggers

MTB Ort	Jahr d. LB-Aufnahme	Stand d. FB 1981	Fläche (ha)	Heckenlänge (m)	Heckendichte (m/ha)
6135 Lindenhardt	1980	nFB	227	2500	11,01
6134 Wohnsgehaig	1980	nFB	279	4150	13,97
6032 Peulendorf	1980	nFB	41	575	14,02
6134 Hannberg	1980	nFB	138	1950	14,13
6235 Buchau	1980	nFB	158	2375	15,03
6135 Leups	1980	nFB	155	2375	15,32
6135 Büchenbach	1980	nFB	127	2300	18,11
6134 Püttlach	1980	nFB	149	2700	18,12
6034 Mengersdorf	1980	nFB	130	2450	18,85
Frankenhag					
6134 Hinterkleebach	1980	nFB	206	3975	19,30
Muthmannsreuth					
6235 Büchenbach	1980	nFB	175	3450	19,71
6032 Lohndorf	1980	nFB	105	2650	25,24
6034 Schönfeld	1980	nFB	127	3275	25,71
6034 Truppach	1980	nFB	200	6325	31,63
6132 Zeegendorf	1980	nFB	100	3200	32,00
6034 Obernsees	1980	nFB	77	2625	33,91
6132 Gunzendorf	1980	nFB	30	1050	35,00
Stackendorf					
6034 Obernsees	1980	nFB	408	14625	35,80
6034 Busbach	1980	nFB	136	5850	43,14
5932 Schweisdorf	1965	FB	65	1675	25,76
Roschlaub					
Pausdorf					
5932 Oberleiterbach, Peusenhof, Kleukheim	1963	FB	43	1120	26,16
Gesamt			3076	71195	23,15 ± 8,98

Tabelle 7:

Die Verteilung von Hecken in landwirtschaftlich genutzten Fluren auf Lias

MTB Ort	Jahr d. LB-Auf- nahme	Stand d. FB 1981	Fläche (ha)	Hecken- länge (m)	Hecken- dichte (m/ha)
5833 Küps Tiefenklein	1977	nFB	477	1700	3,56
6034 Mengersdorf Franken Haag	1980	nFB	300	1100	3,67
6034 Mistelgau	1980	nFB	946	3525	3,73
6032 Peulendorf	1980	nFB	119	700	5,80
6034 Eschen	1980	nFB	434	2875	6,62
5833 Hochstadt	1974	nFB	127	875	6,89
6231 Schnaid	1980	nFB	804	5700	7,09
6032 Lohndorf	1980	nFB	365	2675	7,33
5833 Burkersdorf	1977	nFB	492	3775	7,68
6231 Rothensand	1980	nFB	351	2825	8,04
5732 Oberfüllbach Stackendorf	1980	nFB	133	1100	8,27
5732 Zedersdorf	1966	nFB	302	2750	9,11
5834 Gärtenroth	1980	nFB	397	3975	10,01
6032 Burgellern	1980	nFB	565	6650	11,77
5932 Ehrl	1980	nFB	137	1675	12,33
5833 Pfaffendorf Kirchlein	1960	nFB	210	2850	13,56
6034 Neustädtlein	1980	nFB	243	4100	14,74
6132 Gunzendorf	1980	nFB	232	3675	15,84
5932 Schweisdorf Roschlaub	1965	FB	364	1300	3,43
5932 Oberleiterbach Peusenhof Kleukheim	1963	FB	490	1700	3,47
5732 Unterwasung Mittelwasung	1966	FB	1083	4925	4,55
5732 Großgarnstadt	1966	FB	536	2925	5,46
5732 Bieberbach	1966	FB	259	1600	6,18
5833 Zeublitz Wolfsdorf	1974	FB	342	2275	6,65
5831 Herreth Rossach	1957	FB	682	4925	7,22
6132 Amlingstadt Seigendorf	1963	FB	578	4325	7,48
6135 Haag	1964	FB	283	2300	8,13
6135 Gottsfeld	1964	FB	325	2625	8,15
5833 Burkheim	1974	FB	342	4850	14,18
5931 Döringstadt	1959	FB	252	4375	17,36
Gesamt			12170	90650	7,45 ± 3,87

Tabelle 8:**Die Verteilung von Hecken in landwirtschaftlich genutzten Fluren auf Sandsteinkeuper**

MTB Ort	Jahr d. LB-Aufnahme	Stand d. FB 1981	Fläche (ha)	Heckenlänge (m)	Heckendichte (m/ha)
6231 Willersdorf	1980	nFB	239	950	3,97
5833 Maineck	1980	nFB	515	2550	4,95
5732 Altenkunstadt					
Grub	1980	nFB	692	3875	5,60
Friesenhof					
6035 Cottenbach	1980	nFB	194	1100	5,67
Neuenplos					
5935 Unterbrücklein	1980	nFB	558	3925	7,03
5732 Frohnlach	1980	nFB	447	3250	7,27
Ebersdorf					
5834 Schmeilsdorf	1980	nFB	231	1800	7,79
Rothwind					
5833 Burgkunstadt	1980	nFB	224	1775	7,92
Theisau					
6131 Abtsdorf	1980	nFB	421	3650	8,67
5833 Mainroth	1980	nFB	120	1150	9,58
6231 Herrnsdorf	1980	nFB	176	1825	10,37
6131 Dellern	1980	nFB	227	2375	10,46
Debring					
5831 Weißenbrunn	1980	nFB	300	3200	10,66
6131 Sand	1980	nFB	182	2000	10,99
6131 Reundorf	1980	nFB	161	1900	11,80
Obergereuth					
6131 Frensdorf	1980	nFB	305	3675	12,05
5833 Marktgraitz	1980	nFB	356	4425	12,43
5833 Weidnitz	1980	nFB	204	3825	18,75
Horb					
6230 Wachenroth	1969	FB	364	3275	9,00
5732 Rohrbach	1960	FB	246	2225	9,04
6230 Elsendorf	1969	FB	510	4675	9,17
6230 Steppach	1960	FB	925	9500	10,27
6229 Schlüsselfeld	1980	FB	1031	11300	10,96
Aschbach					
6229 Thüingfeld	1969	FB	653	7650	11,72
6229 Niedern	1969	FB	170	2100	12,35
6137 Kemnath	1958	FB	1112	13875	13,71
6229 Burghaßlach	1969	FB	55	775	14,09
5931 Busendorf	1967	FB	261	5700	21,84
Medlitz					
Gesamt			10879	108325	9,96 ± 3,86

Tabelle 9:

Die Verteilung von Ackerfluren und Hecken im Alten Gebirge

a) Granit

MTB Ort	Jahr d. LB-Aufnahme	Stand d. FB 1981	Fläche (ha)	Heckenlänge (m)	Heckendichte (m/ha)
5937 Röslau	1980	nFB	195	300	1,54
5837 Marktleuthen	1959	FB	339	500	1,47
5936 Weißenstadt	1961	FB	181	475	2,62
Gesamt			715	1275	1,78

b) Gneis

MTB Ort	Jahr d. LB-Aufnahme	Stand d. FB 1981	Fläche (ha)	Heckenlänge (m)	Heckendichte (m/ha)
5836 Sparneck	1975	nFB	70	000	0,00
5737 Martinlamitz	1975	nFB	380	175	0,46
5738 Pilgramsreuth	1980	nFB	337	350	1,04
5737 Martinlamitz	1975	nFB	100	150	1,50
5835 Guttenberg	1980	nFB	290	850	2,93
5835 Kupferberg	1980	nFB	133	400	3,01
5836 Stammbach	1980	nFB	684	2400	3,51
5835 Kupferberg	1980	nFB	63	250	3,97
6038 Rodenzenreuth	1977	nFB	77	350	4,55
5837 Reichholdsgrün	1959	FB	36	000	0,00
Gesamt			2170	4925	2,27

c) Schiefer des Karbons

MTB Ort	Jahr d. LB-Aufnahme	Stand d. FB 1981	Fläche (ha)	Heckenlänge (m)	Heckendichte (m/ha)
5735 Frankenwald	1980	nFB	1695	1675	0,99
5735 Schwand	1980	nFB	415	1400	3,37
5835 Kupferberg	1980	nFB	136	700	5,15
Gesamt			2246	3775	1,68

d) Amphibolit

MTB Ort	Jahr d. LB-Aufnahme	Stand d. FB 1981	Fläche (ha)	Heckenlänge (m)	Heckendichte (m/ha)
5936 Lützenreuth	1980	nFB	200	750	3,75
5835 Kupferberg	1980	nFB	108	825	7,64
5737 Oberkotzau	1980	nFB	79	950	12,03
Gesamt			387	2525	6,52

e) Diabas

MTB Ort	Jahr d. LB-Aufnahme	Stand d. FB 1981	Fläche (ha)	Heckenlänge (m)	Heckendichte (m/ha)
5636 Berg	1980	nFB	852	1575	1,85
5637 Leimitz	1980	nFB	1181	2225	1,88
5635 Steinbach	1980	nFB	424	875	2,06
5835 Vogtenberg	1980	nFB	302	1350	4,47
5635 Langenbach	1980	nFB	286	1425	4,98
5734 Wartenfels	1980	nFB	315	2150	6,83
5936 Bad Berneck	1980	nFB	170	1625	9,56
5835 Kupferberg	1980	nFB	106	1600	15,09
Gesamt			3636	12825	3,53
Summe insgesamt			9154	25325	2,77 ± 3,81

Tabelle 10:**Die Verteilung von Hecken im Bereich des geplanten Naturparkes im Vorderen Bayerischen Wald**

Flurkarte Nr.	Ort	Fläche (ha)	Hecken- länge (m)	Hecken- dichte (m/ha)
XXXVIII/44	westlich Oberhirschberg	26,70	1135	42,50
	nördlich Schocha	27,20	855	31,40
	Untershirschberg	12,20	870	71,60
	westlich Endbogen	37,00	1750	47,30
	westlich Oberhirschberg	11,50	770	67,00
XXXVIII/43	Kracklwies	19,00	1175	61,80
	Hauptmannsgrub	12,50	650	52,00
	Einberghaus	20,30	725	35,70
	Graben-Kracklwies	9,60	375	38,90
XXXVIII/42	Oberkager	39,80	1425	44,80
	westlich Bernried	20,50	1180	57,60
	Bernried-Unterkanetsberg	57,20	2120	31,70
XXXIX/42	nördlich Rieth im Winkel	11,60	880	75,90
	im Winkel	7,40	350	44,90
	westlich Böbrach	47,20	2475	52,40
XXXIX/41	Grünasberg	22,00	800	36,40
	Hohenberg	9,20	350	38,00
	südöstlich Krin	48,50	1690	34,80
XXXVI/44	Alberting-Wühn	47,50	1185	24,90
	Alberting-Wühn	17,20	525	30,40
	Alberting-Wühn	27,60	1790	64,90
	Alberting-Wühn	21,80	800	36,80
Gesamt		525,50	24875	47,30 ± 14,52

Tabelle 11:

Die Abhängigkeit der Heckendichte von der Neigung des Hanges auf nicht bereinigten Sandsteinkeruperflächen

MTB Ort	Jahr d. LB-Auf- nahme	Nei- gung Grad	Fläche (ha)	Hecken- länge (m)	Hecken- dichte (m/ha)
6229 Niedern	1969	5,71	11	225	20,45
6229 Niedern	1969	7,59	20	1250	62,50
		7,59	15	700	46,66
6229 Burghaßlach	1969	5,10	13	325	25,00
		5,71	29	275	9,48
6229 Thüngfeld	1969	4,59	11	75	6,81
		4,59	9	225	25,00
		4,59	14	275	19,78
		5,71	13	275	21,15
		5,71	20	225	11,25
		5,71	11	400	36,35
		5,71	16	250	15,56
		6,51	6	300	50,00
		7,59	5	375	75,00
		7,59	7	450	64,28
		7,59	17	700	41,18
		11,30	11	425	38,33
		21,80	5	700	134,60
		21,80	16	1550	98,87
5931 Busendorf Medlitz	1967	6,51	6	300	50,00
		11,30	10	725	72,50
		7,59	64	2425	37,89
		7,59	8	350	47,50
		7,59	20	700	35,00
		11,30	5	450	90,00
5833 Marktgraitz	1980	9,09	47	2050	43,62
		9,09	21	750	35,71
5833 Mainroth	1980	11,30	17	675	39,70
		14,90	5	350	70,00
5833 Burgkunstadt	1980	14,90	9	675	75,00
		9,09	10	425	42,50
		6,51	88	1200	13,64
5833 Weidnitz Horb	1980	11,30	9	775	86,90
		7,59	7	300	42,85
		11,30	9	600	71,80
5732 Frohnlach Ebersdorf	1980	21,80	5	425	85,00
		11,30	10	650	65,00
		11,30	7	500	71,42
		7,59	14	550	39,29
		3,27	46	650	14,13
5732 Grub Einberg Friesenhof Waldsachsen	1980	6,51	11	375	34,09
		5,71	47	750	15,96
		3,81	30	325	10,83
		3,27	16	200	12,50
		5,71	11	200	34,09
		7,59	20	725	36,25
		7,59	9	425	47,22
		11,30	39	3275	83,97

Tabelle 12:

Die Abhängigkeit der Heckendichte von der Neigung des Hanges auf nicht bereinigten Muschelkalkflächen

MTB Ort	Jahr d. LB-Aufnahme	Neigung Grad	Fläche (ha)	Heckenlänge (m)	Heckendichte (m/ha)
5935 Himmelkron	1959	4,57	50	475	9,70
		5,71	31	900	29,03
		7,59	15	475	31,66
		7,59	37	1025	27,70
		21,80	12	750	62,50
5935 Lanzendorf	1980	7,59	93	3925	42,20
5935 Lanzendorf	1980	11,30	115	9200	80,00
		11,30	10	875	87,50
5935 Trebgast	1980	9,09	33	1375	41,66
		9,09	14	450	32,14
		11,30	32	1400	43,75
		21,80	15	1875	125,00
5835 Kauerndorf	1959	11,30	55	2800	50,90
		11,30	30	2025	67,50
5734 Seibelsdorf	1980	4,57	35	1250	35,71
		4,57	23	750	32,60
		5,71	66	3125	47,34
		7,59	48	2750	57,29
		7,59	16	1100	68,75
		11,30	13	1125	86,54
5734 Unterrodach	1980	3,81	120	1675	13,95
5734 Unterrodach	1980	6,50	36	1450	40,27
		6,50	65	2770	42,67
		7,59	25	1200	48,00
		7,59	25	1400	56,00
5835 Untersteinach	1959	7,59	50	2675	53,50
		5,71	32	800	25,00
		6,50	62	3250	52,70
5834 Stadtsteinach	1980	7,59	120	4975	41,56
		9,09	53	2975	56,13
		4,57	37	925	25,00
		5,71	97	3050	31,44
		5,71	16	325	20,30
		6,50	206	11800	57,28
		7,59	27	825	30,55
		11,30	20	1225	61,25
		13,30	41	2650	64,63

Tabelle 13:

Heckendichte in Abhängigkeit von der Feldgröße

a) Muschelkalk

MTB Ort	Jahr d. LB-Auf- nahme	Feld- größe (ha)	Fläche (ha)	Hecken- länge (m)	Hecken- dichte (m/ha)
5935 Himmelkron	1959	0,50	22	1050	47,70
5935 Lanzendorf	1980	0,35	51	3875	75,98
		0,60	56	2700	48,21
5734 Unterrodach	1980	0,30	119	10000	83,33
5734 Unterrodach	1980	0,57	162	7475	46,03
		0,81	111	3250	29,28
5835 Untersteinach	1959	0,48	39	2125	54,49
5835 Untersteinach		0,50	41	2350	57,32
5835 Stadtsteinach	1980	0,48	45	2450	54,20
		0,53	56	2775	49,55
		0,60	83	3500	42,17
		0,63	72	2675	37,15
		0,84	130	3375	25,96
		0,88	104	2250	21,63
		0,96	194	3900	20,10
6036 Döhlau	1980	0,54	111	4950	44,59

b) Sandsteine des Doggers

5932 Stübig	1980	0,37	28	1550	55,36
5932 Stübig	1980	0,52	80	3450	43,12
6132 Zeegendorf	1980	0,53	38	1650	43,42
6034 Obernsees	1980	0,63	408	14625	35,80
6034 Busbach	1980	0,65	136	5850	43,14
5834 Wildenberg	1980	0,66	273	7725	28,30
6034 Truppach	1980	0,68	200	6325	31,63
5932 Sträublingshof	1980	0,69	68	1725	25,37
	1980	0,40	122	5575	45,70
6034 Frankenhaag	1980	0,90	130	2450	18,85

c) Malm

6034 Alladorf	1954	0,35	22	1300	59,09
		0,35	15	1000	66,60
		0,36	13	930	71,54
		0,62	26	800	30,76
		0,70	24	650	27,70
6132 Lindach	1980	0,34	28	2200	78,57
6032 Neudorf	1980	0,37	41	2150	52,44
5932 Stübig	1980	0,50	88	3750	42,61
6132 Teuchatz	1980	0,52	40	1825	45,63
6132 Oberleinleiter	1965	0,53	53	1850	34,90
5932 Dörnwasserlos	1980	0,54	177	9825	55,51
6034 Busbach	1980	0,60	159	2950	18,55
5932 Kümmersreuth	1980	0,61	125	3650	29,20
6034 Tannfeld	1980	0,64	110	3175	28,86
6132 Tiefenpözl	1980	0,65	21	600	28,57
5932 Krögelhof	1980	0,70	110	2450	22,27
5834 Wildenberg	1980	0,72	221	3650	16,52
6034 Pilgerndorf	1980	0,72	82	1050	12,80
6034 Truppach	1980	0,85	206	3725	18,08

d) Lias

5932 Oberküps	1980	0,40	50	900	18,00
6032 Ehrl	1980	0,45	98	1950	19,90
6032 Peulendorf	1980	0,46	40	700	17,50
5833 Pfaffendorf	1960	0,49	210	2850	13,56
6034 Neustädtlein	1980	0,56	243	4100	14,74
6034 Eschen	1980	0,70	434	2875	6,62
6034 Frankenhaag	1980	0,80	300	1100	3,67
6231 Rothensand	1980	0,41	85	1825	21,47
		0,52	42	675	16,07
		0,44	62	1250	20,16

Tabelle 14:**Zusammenfassung der Meßergebnisse****Vergleich der beiden unabhängigen Meßreihen
(1 = nFB, 2 = FB)****unmittelbarer Vergleich (das gleiche Gebiet
betreffend) 1 = nFB, 2 = FB**

Substrat	n	HQ m/ha	s m/ha	n	HQ m/ha	s m/ha	% Ab- nahme	n	HQ m/ha	s m/ha	HQ m/ha	s m/ha	% Ab- nahme
Muschelkalk	12	34,3	6,6	8	12,5	4,1	64	4	28,7	4,2	12,3	3,3	57
Malm	25	25	11,2	10	11,2	5,2	55	7	27,5	8,2	11,5	6,1	58
Sandsteinkeuper	28	10	3,9	9	5,9	3,3	41	6	11,2	5,1	5,2	3,3	53
Lias	30	7,5	3,9	18	3,8	2,0	49	12	7,4	4,4	4,0	2,2	44

Tabelle 15:**Meßwerte aus bereinigten Gebieten auf Muschelkalk (Zum Vergleich werden die nFB-Werte derselben Gebiete, falls vorhanden, angefügt)**

MTB Ort	Jahr d. LB-Auf- nahme	Fläche (ha)	Hecken- länge (m)	Hecken- dichte FB (m/ha)	Hecken- dichte nFB (m/ha)
5834 Rugendorf	1980	125	725	6,20	
5935 Himmelkron	1980	171	1625	9,50	24,42
5835 Untersteinach	1980	166	1700	10,24	31,47
6035 Bindlach Seulbitz	1980	690	8025	11,63	
5835 Fölschnitz	1980	90	1175	13,06	
5732 Kipfenberg	1980	33	500	15,15	24,24
5835 Kauerndorf	1980	204	3225	15,81	31,14
5935 Ködnitz	1980	224	4275	19,08	
Gesamt		1703	21250	12,50 ± 4,07	

Tabelle 16:**Meßwerte aus bereinigten Gebieten auf Malm (Zum Vergleich werden die nFB-Werte derselben Gebiete, falls vorhanden, angefügt)**

MTB Ort	Jahr d. LB-Auf- nahme	Fläche (ha)	Hecken- länge (m)	Hecken- dichte FB (m/ha)	Hecken- dichte nFB (m/ha)
6033 Königsfeld	1980	292	2100	7,19	20,29
6032 Herzogenreuth	1980	218	1625	7,45	
6032 Hohenpözl	1980	204	1625	7,97	17,12
6032 Poxdorf	1980	627	5250	8,37	24,56
6032 Herzogenreuth	1980	102	1225	12,01	
5932 Roschlaub	1980	65	820	12,62	
6132 Oberleinleiter	1980	218	2975	13,64	27,75
6034 Alladorf	1980	502	7275	14,48	34,82
6132 Traindorf	1980	110	1650	15,00	32,99
6132 Zogendorf	1980	131	3150	24,06	39,70
Gesamt		2469	27695	11,22 ± 5,24	

Tabelle 17:

Meßwerte aus bereinigten Gebieten auf Sandsteinkeuper (Zum Vergleich werden die nFB-Werte derselben Gebiete, falls vorhanden, angefügt)

MTB Ort	Jahr d. LB-Auf- nahme	Fläche (ha)	Hecken- länge (m)	Hecken- dichte FB (m/ha)	Hecken- dichte nFB (m/ha)
6230 Elsendorf	1980	510	1625	3,19	9,17
5732 Rohrbach	1980	246	950	3,86	9,04
6230 Wachenroth	1980	364	1750	4,81	9,00
6230 Steppach	1980	925	4500	4,86	10,27
Unterköst					
Oberköst					
Stolzenreuth					
6229 Thüngfeld	1980	653	3450	5,28	11,72
Schlüsselfeld					
6231 Sambach	1980	322	2525	7,84	
6230 Oberndorf	1980	252	2075	8,23	
5833 Neuses/Main	1980	179	1925	10,75	
5931 Medlitz	1980	261	3175	12,16	21,84
Busendorf					
Gesamt		3712	21975	5,92 ± 3,27	

Tabelle 18:

Meßwerte aus bereinigten Gebieten auf Lias (Zum Vergleich werden die nFB-Werte derselben Gebiete, falls vorhanden, angefügt)

MTB Ort	Jahr d. LB-Auf- nahme	Fläche (ha)	Hecken- länge (m)	Hecken- dichte FB (m/ha)	Hecken- dichte nFB (m/ha)
5932 Kleukheim	1980	622	975	1,57	
5932 Oberleiterbach	1980	490	950	1,94	3,47
Peusenhof					
Kleukheim					
5732 Unterwasung	1980	1107	3125	2,82	4,55
Mittelwasung					
Fechheim					
Blumenrod					
6132 Buttenheim	1980	234	675	2,90	
5833 Zeublitz	1980	342	1050	3,07	6,65
Wolfsdorf					
6135 Haag	1980	283	950	3,36	8,13
5732 Bieberbach	1980	259	900	3,47	6,18
6132 Amlingstadt	1980	556	1950	3,51	7,48
Seigendorf					
Friesen					
5732 Großgarnstadt	1980	536	1900	3,54	5,46
6132 Wernsdorf	1980	219	825	3,77	
6032 Kremmeldorf	1980	216	850	3,94	
Schammelsdorf					
Schweisdorf					
5831 Herreth	1980	682	2700	3,96	7,22
5732 Kleingarnstadt	1980	469	2100	4,48	
Aicha					
5834 Danndorf	1980	100	450	4,50	
6135 Gottsfeld	1980	315	1650	5,24	8,15
5833 Pfaffendorf	1977	234	1525	6,53	13,56
5833 Burkheim	1980	342	2700	7,89	14,18
5933 Döringstadt	1980	252	2300	9,13	17,36
Rossach					
Stadel					
Gesamt		7258	27575	3,80 ± 1,98	

Die Vegetation auf Feldrainen Nordost- und Ostbayerns – natürliche und anthropogene Einflüsse, Schutzwürdigkeit

H. Christoph Knop und Albert Reif

Gliederung	Seite
1. Zusammenfassung	255
2. Einleitung	255
3. Das Untersuchungsgebiet	255
3.1 Geographie und Geologie .	255
3.2 Klima	255
3.3 Landschaftliche Nutzung, Feldraindichte	256
4. Methodik, Nomenklatur	264
5. Die Pflanzengesellschaften der Feldraine Nordostbayerns und des Vorderen Bayerischen Waldes	264
5.1 Systematische Übersicht	264
5.2 Vegetations- und standortkundliche Charakterisierung	264
5.2.1 Pioniergesellschaften	265
5.2.1.1 Epilobium angustifolium-Rubus idaeus-Epilobion-Gesellschaft	265
5.2.1.2 Holco-Galeopsietum tetrahit HILB. 65	265
5.2.1.3 Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis FELF. 43	266
5.2.1.4 Sambucetum ebuli FELF. 42 .	266
5.2.2 Dauergesellschaften	266
5.2.2.1 Nitrophile Saumgesellschaften: Urtico-Aegopodietum TX. 63 Chaerophylletum aurei OBERD. 57	267
5.2.2.2 Trifolio-Agrimonietum eupat. Th. MÜLL. 62	267
5.2.2.3 Wiesen- und trockenrasenähnliche Gesellschaften .	267
5.2.2.3.1 Polytrichum piliferum-Scleranthus perennis-Sedo-Scleranthetea-Gesellschaft	267
5.2.2.3.2 Alchemillo-Arrhenatheretum SOUG. et LIMB. 63	268
5.2.2.3.3 Festuca rubra-Agrostis capillaris-Arrhenatherion-Gesellschaft	268
5.2.2.3.4 Carex brizoides-Molinion-Gesellschaft	269
5.2.2.4 Borstgrasrasen und Heiden	269
5.2.2.4.1 Polygalo-Nardetum OBERD. 57 em.	269
5.2.2.4.2 Deschampsia flexuosa-Potentilla erecta-Violion caninae-Gesellschaft	269
5.3 Floristische Abgrenzung	270
5.4 Fragmente und Übergangsgesellschaften	270
5.5 Standortvergleich der Feldraingellschaften Nordostbayerns	270
5.5.1 Höhenverbreitung von Wiesen- und Heidegesellschaften	270
5.5.2 Standortvergleich mit Hilfe von mittleren Ellenberg'schen Zeigerwerten	271
5.5.3 Anthropogene Einflüsse	272
5.5.3.1 Beeinflussung durch angrenzenden Ackerbau	272
5.5.3.2 Ablagerung von Schutt und Lesesteinen	273
5.5.3.3 Die Wirkung des Abflämmens	273
5.5.3.4 Mahd	275
6. Diskussion .	275
7. Schlußfolgerungen .	277
8. Literatur	277

1. Zusammenfassung

Bei starker anthropogener Belastung sind auf Feldrainen in Nordost- und Ostbayern als Pioniergesellschaften das CONVULVULO ARVENSIS-AGROPYRETUM REPENTIS Felf. 43, das HOLCO-GALEOPSISIETUM TETRAHIT Hilbig 65, die EPILOBIUM ANGUSTIFOLIUM-RUBUS IDAEUS-EPILOBION-GESELLSCHAFT und das SAMBUCETUM EBULI Felf. 42 ausgebildet. Bei Nachlassen der anthropogenen Störeinflüsse werden diese von saumähnlichen bzw. Heide-Gesellschaften, unter dem Einfluß von Mahd von Wiesen- und Trockenrasengesellschaften abgelöst. Als nitrophile Saumgesellschaften treten das CHAEROPHYLLETUM AUREI Oberd. 57 und das URTICO-AEGOPDIETUM Tx. 63 auf. Die mesophile Saumgesellschaft auf Feldrainen ist das TRIFOLIO-AGRIMONIETUM EUPATORII Th. Müll. 62 in der Rasse von *Brachypodium pinnatum*. Heide- und Borstgrasgesellschaften auf Feldrainen sind die DESCHAMPISIA FLEXUOSA-POTENTILLA ERECTA-VIOLION-GESELLSCHAFT und das POLYGALO-NARDETUM. Wiesen- und trockenrasenähnliche Rain-Gesellschaften sind die seltene POLYTRICHUM PILIFERUM-SCLERANTHUS PERENNIS-SEDOSCLERANTHETEA-GESELLSCHAFT, die FESTUCA RUBRA-AGROSTIS CAPILLARIS-ARRHENATHERION-GESELLSCHAFT, die CAREX BRIZOIDES - MOLINION GESELLSCHAFT und das ALCHEMILLO-ARRHENATHERETUM Sougnez et Limb. 63.

Wesentliche anthropogene Faktoren für die Vegetationsausbildung von Feldrainen sind Düngung, Umbruch, Herbizidanwendung, Mahd und Feuer. Allgemein sind Stufenraine erhaltenswert aufgrund ihrer erosionshemmenden Wirkungen. Anthropogen wenig belastete Raine können aufgrund ihrer Artenvielfalt aus pflanzen- und aus tierökologischer Sicht zusätzlich schutzwürdig sein. Anthropogen stark belastete Raine sind dagegen in ihrem aktuellen Zustand aufgrund ihrer Artenarmut zumindest aus botanischer Sicht nicht schützenswert. Durch Mahd sowie die Verringerung der Eutrophierung, Herbizidbelastung und mechanischen Störungen könnten aber der floristische Wert derartiger Feldraine erhöht, und Unkrautherde zurückgedrängt werden.

2. Einleitung

Der Begriff »Rain« bezeichnet in seiner ursprünglichen Bedeutung eine Ackergrenze. Mit der Zeit leiteten sich differenziertere Begriffe wie Feld- oder Ackerrain, Heckenrain, Wegrain und Straßenrain ab. Der Begriff »Feld-« oder »Ackerrain« bezeichnet einerseits ebene Grenzstreifen, die Gewende (Bild 1), andererseits mehr oder weniger stark geneigte Terrassenstufen (Bild 2) zwischen landwirtschaftlich genutzten Flächen. Echte Feldraine sind im Gegensatz zu Heckenrainen gehölzfrei bzw. gehölzarm. Während die Ackerraine Gegenstand einer Anzahl tierökologischer Arbeiten sind (z. B. DESEÖ 1959, DAMBACH 1948), werden sie in der Vegetationskunde bislang vernachlässigt. Angesichts des Rückgangs von Feldrainbeständen im Zuge landwirtschaftlicher Intensivierungsmaßnahmen ist es an der Zeit, Feldraine auf ihre floristisch-vegetationskundliche Bedeutung hin zu untersuchen. Über eine grundlegende vegetationskundliche Bestandsaufnahme hinaus ist zu klären, inwieweit die Nutzungs-

weise von Landwirtschaftsflächen die Vegetation auf den angrenzenden Feldrainen beeinflusst.

In der vorliegenden Arbeit werden die Pflanzengesellschaften auf Feldrainen Nordost- und Ostbayerns pflanzensoziologisch gekennzeichnet. Es wird die Beeinflussung der Feldrainvegetation durch natürliche und anthropogene Faktoren untersucht. Die Bedeutung von Feldrainen für den Artenschutz und für die Artenvielfalt der Agrarlandschaft wird aus botanischer Sicht beurteilt. Daneben wird auf Funktionen von Feldrainen aus der Sicht der Tierökologie, der Landschaftsästhetik sowie der Landwirtschaft hingewiesen.

3. Das Untersuchungsgebiet

3.1 Geographie und Geologie

Der untersuchte Raum umfaßt einen Großteil von Oberfranken, einen Teil der nordwestlichen Oberpfalz sowie Teile des Vorderen Bayerischen Waldes. Die Verbreitungsangaben zu den aufgeführten Pflanzengesellschaften beziehen sich auf die Schmithüsen'sche naturräumliche Gliederung (SCHMITHÜSEN 1953–1962).

Das Untersuchungsgebiet zeichnet sich u. a. durch die Vielfalt der anstehenden geologischen Substrate aus. So bildet das Oberpfälzisch-Obermainische Hügelland eine Senke, in der Bruchschollen unterschiedlichen geologischen Alters anstehen. Schichten vom Buntsandstein bis zur Kreide sind am Aufbau des »Bruchschollenlandes« beteiligt (Geologische Karte von Bayern 1:500000, 1964). Die naturräumliche Eigenständigkeit der Nördlichen Frankenalb wird u. a. charakterisiert durch die Fähigkeit ihrer Kalk- und Dolomitgesteine zur Verkarstung, verbunden mit großer Wasserarmut auf der Hochfläche. In weiten Teilen wird die Alb von sandiger oder lehmiger Albüberdeckung überlagert. Von Südosten her stoßen die mesozoischen Schichten an die Frankenwaldverwerfung, wo sie um ca. 200 Meter vom Urgestein überragt werden. Im Frankenwald herrschen karbonische Schiefer und andere kaum metamorphe paläozoische Sedimentgesteine vom mittleren Kambrium bis zum Oberdevon vor.

Südlich an die Münchberger Hochfläche, die vorwiegend aus hochmetamorphen Gneisen gebildet wird, schließen sich die Selb-Wunsiedler Hochfläche und weiter östlich das hohe Fichtelgebirge, in dem vorwiegend Granit ansteht, an.

Im Nordostzipfel des Untersuchungsgebiets, dem Mittelvogtländischen Kuppenvogtland, herrscht als geologischer Untergrund Diabas vor.

Die dominierenden geologischen Substrate des Vorderen Bayerischen Waldes sind die silikatreichen Gesteine Granit und Gneis.

3.2. Klima

Die Temperatur- und Niederschlagsdaten (Tab. 1) aus dem Untersuchungsgebiet basieren auf zahlreichen Messungen an wenigen Klimastationen. Sie lassen einen großklimatischen Vergleich zwischen Räumen des Untersuchungsgebiets zu. Das Großklima wird im Untersuchungsgebiet hauptsächlich von westlichen Luftmassen bestimmt, deren Wirkung von Nordwesten nach Südosten allmählich zurückgeht (MÜLLER-HOHENSTEIN 1971).

Es zeigt sich deutlich, wie im Bereich der Bergländer der Jahresniederschlag zunimmt: Von 750–800 mm

	Mittl. Lufttemperatur / Jahr (°C)	Mittl. Dauer eines Tagesmittels der L.temperatur v. mind. 10°C	Mittl. Zahl d. Frosttage Tiefsttemp. unter 0°C. (in 2 m Höhe)	Mittl. Dauer der frostfreien Zeit (Tage/Jahr)	Mittl. Zahl d. Tage / Jahr mit Schneedecke höher 1cm	Mittl. Niederschlags-summe/Jahr (mm)	Höhenlage der Meßstation (m ü.n.N.)
Fleckl	4-5	110	160		120-150	1200-1400	1019
Klein-Tettau	5-6	120-130	140-160	ca. 150	80-100	1000-1100	700
Wunsiedel	5-6	120-130	140-160	ca. 145	80-100	800-850	527
Münchberg	5-6	120-130	140		60-80	950-1000	545
Hof	6-7	130-140	120-150	123	40-60	650-700	474
Naila	6-7	130-140	120-140		80-100	950-1000	525
Kulmbach	7-8	150-160	100-120		40-60	700-750	330
Nördl. Fr.alb	7-8	140-150	120-140		60-80	750-800	ca. 550
Bayreuth	7-8	150-160	100-120	154	40-60	650-700	330
Stadtsteinach	7-8	140-150	100-120		40-60	800-850	350
Kronach	7-8	140-150	100-120		30-40	750-800	315
Eschenbach	7-8	140-150	120-140		40-60	650-700	460

Tabelle 1: Klimadaten aus Nordostbayern (entnommen dem »Klimaatlas von Bayern«, Bad Kissingen 1952) – Bei den Daten für die Frankenalb handelt es sich nicht um Meßwerte, sondern um Extrapolationen.

in der Frankenalb auf über 1000 mm in Frankenwald und Fichtelgebirge und auf über 1100 mm in montanen Lagen des Vorderen Bayerischen Waldes. Im Lee der Gebirge sinken dagegen die Jahresniederschlagssummen teilweise auf unter 700 mm ab (Tab. 1: mittlere Jahresniederschlagssumme von Hof = 650–700 mm).

Die mittlere Dauer eines Tagesmittels der Lufttemperatur von mindestens 10° C beträgt im Oberpfälzisch-Obermainischen Hügelland 140–160 Tage, für die nordostbayerischen Mittelgebirge dagegen unter 130 Tage, in hohen Lagen des Fichtelgebirges (Tab. 1: Wert von Fleckl) 110 Tage im Jahr.

Die Beckenlage der im Lee der Gebirge gelegenen Gebiete verstärkt die dort durch vergleichsweise geringe Jahresniederschlagssummen (s. o.) bereits angedeutete Kontinentalität durch Kaltluftansammlung (Tab. 1: Mittlere Dauer der frostfreien Zeit in Hof von 123 Tagen/Jahr bei einer Höhenlage von nur 474 m). Die tief eingeschnittenen Frankenwaldtäler stehen ebenfalls unter dem Einfluß von Kaltluftseen.

Das Makroklima des untersuchten Raumes wird, wie die Klimadaten zeigen, durch die orographischen Verhältnisse deutlich abgeändert. Aufgrund der starken Gegensätze in der Geländemorphologie des Untersuchungsgebiets ist zusätzlich mit für die Vegetation bedeutsamen kleinklimatischen Unterschieden zu rechnen.

3.3 Landwirtschaftliche Nutzung, Feldraindichte

Die Agrarflächen des Untersuchungsgebiets werden aufgrund der Verschiedenheit des geologischen Untergrunds, der Bodenausbildung, der Geländeausformung und der klimatischen Verhältnisse recht unterschiedlich genutzt. Im mesozoischen Schichtstufenland überwiegt, besonders auf kalkreichem Substrat wie Muschelkalk, meist Ackerbau über Grünlandnutzung. In ein- oder zweijährigem Turnus werden die Hackfrüchte Rüben und Kartoffeln sowie

Mais und Roggen, Weizen und Gerste angebaut. Mit zunehmender Höhenlage geht im Ackerbau der Weizen-Mais-Anteil verglichen mit den Feldfrüchten Roggen und Gerste sowie Kartoffeln zurück. In jüngster Zeit verstärkt sich die Tendenz, steiles Gelände mit Fichten aufzuforsten. Die obere Grenze des wirtschaftlichen Ackerbaus liegt im »sehr kühlen« Wuchsklima (REICHEL 1979). Sie wird vielfach im nordöstlichen Oberfranken, teilweise bereits auf der Fränkischen Alb, überschritten.

Im größten Teil des nordostbayerischen Grundgebirges und dem Bayerischen Wald ist neben dem vergleichsweise rauhen Klima die Nährstoffarmut der Böden ein wichtiger, den wirtschaftlichen Ackerbau begrenzender Faktor. Mit zunehmender Höhenlage geht in diesen Gebieten der Anteil ackerbaulich genutzter Flächen gegenüber dem Grünlandanteil deutlich zurück. So tragen landwirtschaftlich genutzte Hochlagen von Frankenwald, Fichtelgebirge und Bayerischem Wald zum weitaus überwiegenden Teil Grünland. In weiten Teilen des Untersuchungsgebiets wird die Rentabilität der Landwirtschaft durch die Zonengrenzlage und durch teilweise sehr ungünstige Flurverhältnisse (weite Hofentfernung, schlechte Erschließung) beeinträchtigt.

Das Untersuchungsgebiet weist beträchtliche Unterschiede in der Dichte des Vorkommens von Feldrainen auf. Naturgemäß ist die Dichte der Feldrainvorkommen am größten in kleinräumig strukturierten (oft nicht flurbereinigten) landwirtschaftlich genutzten Gebieten. Innerhalb des Obermainischen Hügellands treten Feldraine besonders zahlreich als Lesesteinrücken im Stadtsteinacher Raum und in der Umgebung der Ortschaften Unterrodach, Zeyern und Friesen auf. Geologisches Substrat dieser Gebiete ist vorwiegend Muschelkalk. Auch im Vorderen Bayerischen Wald weisen nicht-flurbereinigte Gebiete teilweise hohe Feldraindichten auf. Ackerraine liegen hier häufig in Form von Granit-Lesesteinriegeln vor. In landwirtschaftlich genutzten Hochlagen des Frankenwalds und im Fichtelgebirge ist die Dichte der Feldrainvorkommen vergleichsweise niedrig.

Tabelle 2: Pioniergesellschaften und nitrophile Saumgesellschaften auf Feldrainen in Nordost- und Ostbayern

Spalten-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8
Zahl der Aufnahmen	4	30	8	6	30	4	4	12
Mittlere Artenzahl	9	16	13	12	18	15	18	20
Mittlere Feuchtezahl	4.9	4.8	5.0	5.3	4.7	5.0	5.0	5.1
Mittlere Reaktionszahl	3.5	3.2	3.8	3.4	5.9	6.8	6.7	6.9
Mittlere Stickstoffzahl	6.2	4.3	4.6	4.4	5.8	6.6	6.1	6.3
Anteil Ackeranlieger (%)	25	70	50	100	100	75	75	75
Mittl. Breite d. Ackeranlieg.	4	2.7	2.1	3.1	2	4.5	3.5	2.8
Ch:K1								
Epilobium angustifolium	4	I						
Rubus idaeus	3					1		
Calamagrostis epigeios	1							
Ch:A2,3,4								
Holcus mollis	3	V	V	V	II	1		
Galeopsis tetrahit	1	III	IV	IV	II	2	1	III
D:A2,3,4								
Stellaria graminea		IV	II	III	I	2		II
Rumex acetosella		I	I	I				
d4								
Pteridium aquilinum				V				
Ch:V5								
Agropyron repens	1	III	II	II	V	4	2	IV
Ch:05, D:G6-8								
Galium aparine	1			I	II	3		III
Convolvulus arvensis					III	2	2	IV
Poa angustifolia					III	1	2	III
Ch:A6								
Sambucus ebulus						4		
Ch:A8								
Chaerophyllum aureum		I	II		II	1	1	V
Ch:V7,8								
Aegopodium podagraria		I	IV	I	II		4	III
Ch:K6,7,8, D:G5								
Cirsium arvense		I		I	II		2	IV
Urtica dioica					I	3	2	III
Weitere Ruderale und Nährstoffzeiger								
Phleum pratense		I	I	I	II	1		I
Sedum telephium		II	I	I	I			I
Linaria vulgaris		I	I	I	I	1		
Equisetum arvense		I			I		1	II
Rubus caesius		I		I	I	2		
Chenopodium album		I	I		I			I
Vicia hirsuta		I			I		1	I
Vicia nigra		I	I		I			
Ranunculus repens		I	II		I			
Cerastium arvense		I		II	I			
Apera spica-venti		I			I			I

Fortsetzung der Tabelle 2:

Lamium album		I		I	I			
Polygonum persicaria		I			I			I
Tanacetum vulgare		I			I			I
Myosotis arvensis		I			I			I
Potentilla reptans					I		1	I
Papaver rhoeas					I		I	I
Rumex obtusifolius			II		I			
Polygonum lapathifolium		I	I					
Lapsana communis		I			I			
Matricaria perforata		I			I			
Spergula arvensis		I			I			
Verbascum nigrum		I			I			
Poa trivialis		I			I			
Viola arvensis		I			I			
Sonchus oleraceus		I						I
Athusa cynapium					I			I
Artemisa vulgaris					I			I
Cichorium intybus					I			I
M.-A.								
Dactylis glomerata	1	II	I	I	II	2	3	IV
Galium album		III	II	II	III	2	3	III
Arrhenatherum elatius	1	I		I	III	3	3	V
Vicia cracca	1	I	III		II	2	3	III
Heracleum sphondylium		I	II	I	III	2	3	III
Knautia arvensis		III	II	II	III		3	IV
Poa pratensis		I		II	II	1	1	II
Rumex acetosa		III	II	I	I			III
Taraxacum officinalis		I	I	II	II			I
Lathyrus pratensis		I			II		1	III
Alopecurus pratensis	1	I			I			III
Festuca rubra	1	II	II		I			I
Lotus corniculatus		I			I		1	I
Centaurea jacea		I			I			II
Crepis biennis		I			I			I
Leucanthemum vulgare		I			I			I
Ranunculus acris		I	I					II
Trisetum flavescens		I			I			I
Campanula patula		I	I		I			I
Avena pubescens				I	I			I
Trifolium pratense		I	I					
Plantago lanceolata		I			I			
Trifolium repens		I			I			
Alchemilla monticola		I						I
Leontodon hispidus		I						I
N.-C.								
Hypericum maculatum	1	II	III		I			
Potentilla erecta		II	III		I			
Hieracium laevigatum	1	I			I			
Dianthus deltoides		I	I					
Viola canina		I	I					
Weitere Säure- u. Magerkeitszeiger								
Agrostis capillaris	3	IV	III	I	II	1		
Meum athamanticum	2	II		II				
Deschampsia flexuosa	1	I						
Kalk- und Trockenheits- zeiger (D:G5-8)								
Clinopodium vulgare			I		I	1	1	I
Agrimonia eupatoria					I	1	1	I
Centaurea scabiosa					I	1		I
Primula veris					I		1	I
Veronica teucrium					I		1	I
Brachypodium pinnatum							1	III
Campanula rapunculoides					I			I
Astragalus glycyphyllos							1	I
Salvia pratensis							1	I

Weitere Magerkeitszeiger								
Campanula rotundifolia		III	I	III	II		1	I
Trifolium medium		I	I	I	II		1	II
Euphorbia cyparissias		I	II	I	I	1		
Pimpinella saxifraga		II	I	I	II			
Hypochoeris radicata		I			I			I
Silene vulgaris		I			I			
Galium pumilum		I			I			
,Begleiter								
Holzpfl.- Juw.								
Sambucus nigra	1	I		II	I			II
Rubus mollis				I	I	1		I
Prunus spinosa					I	2	1	I
Rosa subcanina		I			I	1		
Rosa canina		I		I				
Quercus robur			I	I				
Sorbus aucuparia	2							I
Rubus corylifolius					I			I
Krautige								
Achillea millefolium	2	IV	IV	II	III		3	I
Hypericum perforatum		II	I		I	1	1	
Solidago virgaurea	1	I			I	1	2	
Veronica chamaedrys		II	II	I	II			
Vicia sepium		I			I	1		II
Sedum maximum	1				I	1		
Allium vineale				I			1	I
Stachys palustris					I		1	I
Agrostis stolonifera		II			I			
Phyteuma spicatum		I			I			
Campanula trachelium		I						I
Stachys officinalis			I					I
Carex spicata				I	I			
Scrophularia nodosa				I	I			
Medicago lupulina					I			I
Tragopogon pratensis					I			I

Außerden traten auf mit Stetigkeit I (bzw. 1):

- in Spalte 1: *Tussilago farfara*, *Fagus sylvatica*
in 2: *Raphanus raphanistrum*, *Bromus inermis*, *Euphorbia esula*, *Genista tinctoria*, *Galium hircynicum*, *Carex leporina*, *Vaccinium myrtillus*, *Hieracium pilosella*, *Holcus lanatus*, *Thymus pulegioides*, *Festuca ovina*, *Lychnis viscaria*, *Galium verum*, *Dryopteris filix-mas*, *Allium schoenophrasum*, *Hieracium lachenalii*, *Stellaria media*, *Chamomilla suaveolens*, *Trifolium aureum*, *Pimpinella major*, *Rubus plicatus*, *Convallaria majalis*, *Capsella bursa-pastoris*, *Plantago major*, *Deschampsia cespitosa*, *Cirsium palustre*, *Cirsium oleraceum*
in 3: *Nardus stricta*, *Rubus bifrons*, *Hieracium lachenalii*, *M. Rhytidiadelphus squarrosus*, *Betula pendula*
in 4: *Frangula alnus*
in 5: *Fragaria viridis*, *Pastinaca sativa*, *Saxifraga granulata*, *Malva moschata*, *Lolium perenne*, *Sinapis alba*, *Scleranthus annuus*, *Vicia sativa*, *Veronica persica*, *Cruciata laevipes*, *Avena sativa*, *Glechoma hederacea*, *Euphorbia helioscopia*, *Geranium dissectum*, *Atriplex patula*, *Anthemis arvensis*, *Silvaum silaus*, *Rumex crispus*
in 6: *Cornus sanguinea*, *Prunus avium*, *Corylus avellana*
in 7: *Digitalis grandiflora*
in 8: *Avena sativa*, *Hypericum hirsutum*, *Cuscuta europaea*, *Secale cereale*, *Viola hirta*, *Hordeum vulgare*, *Sherardia arvensis*, *Oxalis europaea*, *Valeriana officinalis* ssp. *collina*, *Onobrychis viciifolia*, *Filipendula ulmaria*, *Echinops sphaerocephalus*, *Medicago falcata*.

fette Umrandungen: Charakterarten der betreffenden Spalten;
 dünne Umrandungen: Differentialarten einer Gesellschaft bzw.
 einer Ausbildungsform;
 unterbrochene Umrandungen: Differentialartengruppen, über-
 greifende Charakterarten;

- Spalte 1: (NOB) Epilobium angustifolium-Rubus idaeus-Epi-
 lobion-Gesellschaft
 2: (NOB) Holco-Galeopsietum tetrahit HILBIG 65
 3: (OB) Holco-Galeopsietum tetrahit HILBIG 65
 4: (NOB) Holco-Galeopsietum tetrahit, Ausbildungsform
 von Pteridium aquilinum
 5: (NOB, OB) Convolvulo arvensis-Agroproyretum repentis
 FELF.
 6: (NOB, OB) Sambucetum ebuli FELF. 42
 7: (NOB, OB) Urtico-Aegopodietum TX. 63
 8: (NOB) Chaerophylletum aurei OBERD. 57

Bedeutung der verwendeten Abkürzungen:

- Ch Charakterart
 d Differentialart einer Ausbildungsform
 D Differentialart einer Assoziation oder einer höheren synsystematischen Einheit

- G Gesellschaft
 A Assoziation
 V Verband
 O Ordnung
 K Klasse

(Die den Symbolen nachgestellten Zahlen stehen für die zu kenn-
 zeichnenden Spalten)
 M.-A. Arten der Molinio-Arrhenatheretea
 N.-C. Arten der Nardo-Callunetea
 NOB Nordostbayern
 OB Ostbayern (Vorderer Bayerischer Wald)

Stetigkeitsklassen:

- I in 1- 20 %
 II in 21- 40 %
 III in 41- 60 %
 IV in 61- 80 %
 V in 81-100 % der Aufnahmen

für Spalten, in denen weniger als 5 Aufnahmen verarbeitet sind, gibt
 die arabische Ziffer die Anzahl der Aufnahmen an, in denen die
 betreffende Art vorkommt.

Tabelle 3: Mesophiler Saum, Sandtrockenrasen, Wiesen- und Heidegesellschaften auf Feldrainen Nordost- und Ostbayerns

Spalte-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Zahl der Aufnahmen	26	3	10	21	17	9	5	5	12	24
Mittlere Artenzahl	30	35	27	23	15	18	11	14	18	14
Mittlere Peuchtezahl	4.2	3.8	4.6	4.6	4.6	4.8	5.9	5.6	4.6	4.6
Mittlere Reaktionszahl	7.3	5.6	5.6	4.3	3.7	3.8	3.9	3.3	3.0	2.5
Mittlere Stickstoffzahl	3.9	3.3	4.4	4.1	3.7	3.9	3.4	3.0	3.4	3.1
Anteil d. Ackeranlieger (%)	20	0	0	41	29	0	0	0	33	17
Mittl. Breite d. Ack.anl.(m)	3.2			2.7	2.4				3.1	2.9
Ch:A, V1										
Agrimonia eupatoria	IV									
Trifolium medium	II	1	I	II					II	I
d1										
Brachypodium pinnatum	V									
Viola hirta	II	1								
G.-S., d1										
Veronica teucrium	III									
Bupleurum falcatum	III									
Fragaria viridis	II	1								
Campanula rapunculoides	I									
Ch:O, K1										
Clinopodium vulgare	II	1		I						
Astragalus glycyphyllos	II									
Medicago falcata	II									
Valeriana off. ssp. collina	I									
F.-B.										
Sanguisorba minor	III	3	I							
Briza media	III		I	I						
Centaurea scabiosa	IV									
Cirsium acaule	II		I	I						I
Ononis repens	II	1		I						
Primula veris	II								I	
Salvia pratensis	II									
Pulsatilla vulgaris	I									
Ajuga genevensis	I									
Trifolium montanum	I									
Scabiosa columberia	I									
Polygala comosa	I									
Koeleria pyramidata	I									
Anthyllis vulneraria	I									
Carex flacca	I									
Gentiana ciliata	I									
Dianthus carthusianorum	I									
Carlina acaulis	I									
Erigeron acris	I									
Carlina vulgaris	I									
Stachys recta	II									
Coronilla varia	I									
Poa compressa	I									

Fortsetzung der Tabelle 3:

Ch:K2									
Polytrichum piliferum		3							
Scleranthus perennis		3							
Petrorhagia prolifera		2							
Sedum acre	I	2							
Jasione montana		2							
Potentilla argentea		2							
Trifolium arvense		1							
Medicago minima		1							
Weitere Trockenheitszeiger									
Euphorbia cyparissias	IV	2	I	I	II			I	
Lychnis viscaria		1	I	I				I	I
Potentilla tabernae-montani		2	I	I				I	I
Ranunculus bulbosus	I		I	I					
M. Hypnum cupressiforme		3							
Anthemis tinctoria	I	3							
Echium vulgare	I	2							
Sedum maximum		2		I					
Turritis glabra		1		I					
Erysimum odoratum	I								
Trifolium campestre	I								
D:A3									
Alchemilla monticola			V	II	I	II		I	I
Ch:V3-6									
Arrhenatherum elatius	V	1	V	II	I	III	I	I	II
Galium album	IV	1	V	II	I	II	I	I	II
Knautia arvensis	V	3	IV	IV	IV	II		II	IV
Dactylis glomerata	III		II	II	I				
Campanula patula			II	I	I				I
Ch:O3-6									
Trisetum flavescens	IV	1	III	II	II	IV		I	I
Heracleum sphondylium	II		IV	I	III	III	I	I	I
Avena pubescens	III	3	II	I	I	III		I	I
Leucanthemum vulgare	II	1	II	I	II	II			I
Trifolium repens	II	2	II	II				I	I
Lotus corniculatus	III		III	I	I			I	
Pimpinella major					I	I			
Ch:K3-7									
Vicia cracca	III	1	IV	II	I	II	I	I	III
Pestuca rubra	I	2	III	V	V	V		II	V
Rumex acetosa			V	II	II	III	III	II	III
Plantago lanceolata	II	3	III	III	III	IV		I	I
Leontodon hispidus	II		II	II	II	V	I	II	I
Ranunculus acris			I	III	III		I	II	I
Poa pratensis		3	II	I	I		I	I	I
Holcus lanatus			III	I	I			I	
Centaurea jacea	II	3	II	I					I
Euphrasia rostkoviana			I	I	I				I
Alopecurus pratensis			I	I					
Taraxacum officinale			I			III			
Lathyrus pratensis	II		I			II			
Trifolium pratense					II	III		I	
Prunella vulgaris					I				
D:G4,5,6									
Agrostis capillaris	I	2	IV	V	V	V	II		V
D:G2-10									
Holcus mollis		1		IV	II	III	III	II	IV
Stellaria graminea			II	III	I	II	I	III	III
Rumex acetosella		1	I	II	II	I		II	III
Veronica officinalis					I			II	II
Lathyrus montanus			I	I					I
Meum athamanticum				I					I
Hieracium lachenalii					I				III
Luzula campestris			I	I				II	I
Alchemilla glaucescens			II		I			I	
Genista tinctoria		2							
Carex ovalis			I						
Melampyrum pratense									I

Fortsetzung der Tabelle 3:

D:G7										
Carex brizoides							I	V	IV	
Ch,D:V,07										
Molinia caerulea							I	III	II	
Succisa pratensis							II	I	III	
Cirsium palustre								II	II	
Equisetum sylvaticum								I		
Juncus effusus								I		
D:G6-8										
Sanguisorba officinalis							I	III	III	
M. Acrocladium cuspidatum								IV	IV	
D:G9,10										
Deschampsia flexuosa							I	III		II
d10										V
Vaccinium myrtillus										
Calluna vulgaris										I
Sorbus aucuparia										
Vaccinium vitis-idaea										IV
Ch:V8,9,10										III
										II
										I
Hypericum maculatum										
Dianthus deltoides		2					I	II	II	II
Viola canina							I	II	I	I
Polygala vulgaris							I	I	I	
Polygala oxyptera										I
Ch:08,9,10										
Nardus stricta										IV
Galium hircynicum							I	I		I
Hieracium laevigatum								I		II
Arnica montana										II
Ch:K8,9,10										I
Potentilla erecta							II	II	III	II
Danthonia decumbens							I			V
Magerkeitszeiger										IV
Campanula rotundifolia	II	1					III	IV	III	IV
Thymus pulegioides	I	3					IV	II	II	I
Festuca ovina	II	3					I	II	I	I
Pimpinella saxifraga	II	1					III	III	II	III
Hieracium pilosella	I	2					II	I	I	II
Hypochoeris radicata	I						II	II		I
Galium pumilum	I	1					II	I		II
Silene vulgaris	I	3					I	I		I
M. Rhytidadelphus squarros.							I	III	II	I
Galium verum	I						I	I		I
Anthoxanthum odoratum	I									II
Linum catharticum	II									II
Ruderales und Nährstoffzeiger										
Aegopodium podagraria	I						I	II	III	II
Chaerophyllum aureum	II	1					I	II	I	I
Agropyron repens	II						I	II	I	I
Galeopsis tetrahit	I						I	I		I
Ranunculus repens							II	II	I	II
Poa angustifolia	IV	1					I	II		I
Potentilla reptans	II	3					II	II		I
Cerastium arvense		1					III	II		I
Linaria vulgaris	II	1					I	I		I
Sedum telephium							II	I	I	III
Convolvulus arvensis	III						I	I		I
Phleum pratense	I						I	I		I
Lamium album	I						I	I		I
Equisetum arvense	I						I	I		I
Aethusa cynapium	I						I	I		I
Vicia nigra	I						I	I		I

Fortsetzung der Tabelle 3:

Begleiter										
Holzpfl.-Juw.										
Rosa canina	I		I	I	I	I		I	I	I
Quercus robur				I	I	I		I		I
Prunus spinosa	III	I		I						
Acer pseudoplatanus				I					I	I
Betula pubescens					I			I		
Sambucus nigra				I						I
Rubus idaeus				I				I		
Rubus bifrons				I				I		
Betula pendula								I		I
Pinus sylvestris									I	I
Krautige										
Achillea millefolium	IV	1	IV	V	IV	IV	I	II	III	I
Hypericum perforatum	III	2	III	II	I		I		I	I
Veronica chamaedrys		1	III	III	III				II	II
Vicia sepium	II		I	I	I					
Leontodon autumnalis		1			II				I	I
Fragaria vesca	I							I	I	I
Epilobium angustifolium				I			I		I	I
Solidago virgaurea	I			I	I					
Dryopteris filix-mas				I			I			I
Phyteuma spicatum				I					I	I
Senecio jacobaea	II			I						
Apera spica-venti	I			I						
Euphorbia esula				I						I
Daucus carota	II									
Plantago media	II									
Senecio erucifolius	I									

Außerdem traten auf mit Stetigkeit I (bzw. 1):

- In Spalte 1: *Helianthemum nummularium*, *Campanula trachelium*, *Sonchus arvensis*, *Cirsium arvense*, *Melilotus officinalis*, *Myosotis arvensis*, *Medicago lupulina*, *Tussilago farfara*, *Sinapis arvensis*, *Epilobium parviflorum*, *Sonchus oleraceus*, *Veronica persica*, *Vicia hirsuta*, *Rosa subcanina*, *Cornus sanguinea*, *Acer campestre*, *Crataegus X macrocarpa*, *Rubus caesius*, *Hieracium lachenalii*, *Ranunculus nemorosus*, *Centaurium erythraea*, *Geranium robertianum*, *M. Brachythecium rutabulum*, *Melampyrum arvense*, *Avena sativa*, *Erigeron acer*, *Ballota nigra*, *Echinops sphaerocephalus*, *Stellaria holostea*, *Carex spicata*, *Solidago virgaurea*, *Fragaria vesca*, *Hieracium sabaudum*
- in 2: *Trifolium aureum*
- in 3: *Euphrasia stricta*
- in 4: *Bromus inermis*, *Brassica oleracea*, *Poa trivialis*, *Verbascum nigrum*, *Papaver argemone*, *Alchemilla acutiloba*, *Alchemilla xanthochlora*, *M. Scleoropodium purum*, *Allium vineale*, *Dryopteris filix-mas*, *Polygonum dumetorum*
- in 5: *Corylus avellana*, *M. Polytrichum commune*, *Cerastium triviale*, *Aruncus sylvestris*, *Galeopsis speciosa*
- in 6: *Agrostis stolonifera*, *Spergula arvensis*, *Tanacetum vulgare*, *Gnaphalium sylvaticum*, *Athyrium filix-femina*, *Digitalis grandiflora*
- in 7: *Frangula alnus*, *Senecio fuchsii*
- in 8: *M. Polytrichum formosum*, *M. Mnium cuspidatum*
- in 9: *Anemone nemorosa*, *Campanula glomerata*
- in 10: *Centaurea pseudophrygia*.

fette Umrandung: Charakterarten der betreffenden Spalten;
dünne Umrandungen: Differentialarten einer Gesellschaft bzw. einer Ausbildungsform;
unterbrochene Umrandungen: Differentialartengruppen oder übergreifende Charakterarten;

- Spalte 1: (NOB) *Trifolio-Argrimonietum eupatorii* Th. MÜLL. 62
- 2: (NOB) *Polytrichum piliferum-Scleranthus perennis-Sedo-Sclerantheta*-Gesellschaft
- 3: (NOB) *Alchemillo-Arrhenatheretum* SOUGNEZ et LIMB. 63
- 4: (NOB) *Festuca rubra-Agrostis capillaris-Arrhenatherion*-Gesellschaft
- 5: (OB) *Festuca rubra-Agrostis capillaris-Arrhenatherion*-Gesellschaft
- 6: (OB) *Festuca rubra-Agrostis capillaris-Arrhenatherion*-Gesellschaft, feuchte Ausbildungsform
- 7: (OB) *Carex brizoides-Molinion*-Gesellschaft
- 8: (OB) *Polygalo-Nardetum* OBERD. 57 em.
- 9: (NOB) *Deschampsia flexuosa-Potentilla erecta-Violon caninae*-Gesellschaft, zwergstrauchlose Ausbildungsform
- 10: (NOB) *Deschampsia flexuosa-Potentilla erecta-Violon caninae*-Gesellschaft, Zwergstrauch-Ausbildungsform

Bedeutung der verwendeten Abkürzungen:

- Ch Charakterart
d Differentialart einer Ausbildungsform
D Differentialart einer Assoziation oder einer höheren synsystematischen Einheit
G Gesellschaft
A Assoziation
V Verband
O Ordnung
K Klasse
(Die den Symbolen nachgestellten Zahlen stehen für die zu kennzeichnenden Spalten)
F.-B. Arten der *Festuco-Brometea*
G.-S. Arten des *Geranium sanguineum*
NOB Nordostbayern
OB Ostbayern (Vorderer Bayerischer Wald)

Stetigkeitsklassen:

- I in 1- 20 %
II in 21- 40 %
III in 41- 60 %
IV in 61- 80 %
V in 81-100 % der Aufnahmen
für Spalten, in denen weniger als 5 Aufnahmen verarbeitet sind, gibt die arabische Ziffer die Anzahl der Aufnahmen an, in denen die betreffende Art vorkommt.

4. Methodik, Nomenklatur

Die Aufnahmemethode folgt im wesentlichen BRAUN-BLANQUET (1964). Die Größe der gewählten, floristisch homogenen Probestellen liegt zwischen 15 und 40 Quadratmetern. Sie ist bei den einzelnen Vegetationsaufnahmen bestimmt durch die im voraus zu ermittelnde Größe des Minimumareals.

Die Roh Tabelle der erstellten Vegetationsaufnahmen wurde mit Hilfe eines EDV-Programms nach STRENG u. SCHÖNFELDER (1978), welches in einer vorgenommenen Abänderung eine schnelle Umstellung von beliebig großen Tabellen nach Vorgabe der gewünschten Spaltenanordnung ermöglicht, bis zur größtmöglichen Ähnlichkeit benachbarter Spalten umsortiert.

Die in den vorliegenden Ausführungen als Assoziationen ausgewiesenen Gesellschaften weisen eine Mindestzahl von Kenn- und Trennarten auf. Vielfach erweist sich die Braun-Blanquet'sche Arbeitsweise zur Systematisierung der Vegetation auf Feldrainen, der häufig assoziationspezifische Kennarten fehlen, als unzureichend. Die Benennung und systematische Einordnung von Gesellschaften ohne Assoziationsrang erfolgt daher in Anlehnung an mitteldeutsche und tschechische Autoren durch Kombination der Namen von einer oder zwei Klassen-Kenn- oder Trennarten, die mit größter Stetigkeit und Dominanz in der Gesellschaft vorkommen, mit dem Namen der nächsthöheren syntaxonomischen Einheit, der die Gesellschaft zugehört (z. B.: *Deschampsia flexuosa*-*Potentilla erecta*-*Violion caninae*-Gesellschaft).

Die Pflanzengesellschaften auf Feldrainen sind in den Tabellen 2 und 3 dargestellt. Im Kopf der Stetigkeitstabellen sind die Art und Weise der Nutzung der an die Raine angrenzenden Flächen angegeben. Die Aufnahmeflächen werden mit Hilfe von Zeigerwerten auftretender Gefäßpflanzen (ELLENBERG 1974) ökologisch charakterisiert; es werden zu jeder der für Feldraine des Untersuchungsgebiets beschriebenen Pflanzengesellschaften die mittlere Feuchte- (FG), Reaktions- (RG) und Stickstoffzahl (NG) berechnet.

Die Benennung der gefundenen Gefäßpflanzenarten richtet sich nach »Flora europaea« (TUTIN et al. 1964–1980). Die Nomenklatur der Alchemillen folgt LIPPERT (1974–1979), welcher dankenswerterweise deren Bestimmung vornahm. Zur Bestimmung und Nomenklatur der Moose wurde die »Kleine Kryptogamenflora Bd. 4« (GAMS 1973) herangezogen.

Der Vegetationsgliederung liegt weitgehend das »System der westdeutschen Phanerogamen- und Gefäßkryptogamengesellschaften« (OBERDORFER et al. 1967, OBERDORFER 1979) zugrunde. Die Angabe der Charakterarten richtet sich ebenfalls meist nach OBERDORFER (1979).

5. Die Pflanzengesellschaften der Feldraine Nordostbayerns und des Vorderen Bayerischen Waldes

5.1 Systematische Übersicht

Klasse: CHENOPODIETEA Br.-Bl. 51

Ordnung: POLYGONO-CHENOPODIETALIA J. Tx. 61

Verband: SPERGULO-OXALIDION Görs in Oberd. et al. 67

HOLCO-GALEOPSISIMUM TETRAHIT Hilbig 65

Klasse: ARTEMISIETEA Lohm., Prsg. et Tx. in Tx. 50

Ordnung: CONVULVULETALIA Tx. 50 em. Oberd. in Oberd. et al. 67

Verband: AEGOPODION Tx. 67

CHAEROPHYLLETUM AUREI Oberd. 57
URTICO-AEGOPODIETUM Tx. 63

Ordnung: ONOPORDETALIA Br.-Bl. et Tx. 43

Verband: ARCTION LAPPAE Tx. 37 em. 50
SAMBUCETUM EBULI Felf. 42

Klasse: AGROPYRETEA INTERMEDI-REPENTIS (Oberd. et al. 67) Müll. et Görs 69

Ordnung: AGROPYRETALIA INTERMEDI-REPENTIS (Oberd. et al. 67) Müll. et Görs 69

Verband: CONVULVULO-AGROPYRION Görs 66

CONVOLVULO ARVENSIS-AGROPYRETUM REPENTIS Felf. 43

Klasse: MOLINIO-ARRHENATHERETEA Tx. 37

Ordnung: MOLINIETALIA W. Koch 26

Verband: MOLINION CAERULEAE W. Koch 26

Carex brizoides-*Molinion*-Gesellschaft

Ordnung: ARRHENATHERETALIA Pawl. 28

Verband: ARRHENATHERION ELATIORIS W. Koch 26

ALCHEMILLO-ARRHENATHERETUM Sougnez et Limb. 63

Festuca rubra-Agrostis capillaris-Arrhenatherion-Gesellschaft

Klasse: SEDO-SCLERANTHETEA Br.-Bl. 55 em. Th. Müll. 61

Polytrichum piliferum-Scleranthus perennis-Sedo-Sedo-Scleranthetea-Gesellschaft

Klasse: NARDO-CALLUNETEA Prsg. 49

Ordnung: NARDETALIA Oberd. em. Prsg. 49

Verband: VIOLION CANINAE Schwick. 44
Deschampsia flexuosa-Potentilla erecta-Violion caninae-Gesellschaft

POLYGALO-NARDETUM Oberd. 57

Klasse: TRIFOLIO-GERANIETEA SANGUINEI Th. Müll. 61

Ordnung: ORIGANETALIA VULGARIS Th. Müll. 61

Verband: TRIFOLION MEDII Th. Müll. 61
TRIFOLIO-AGRIMONIETUM EUPATORII Th. Müll. 62

Klasse: EPILOBIETEA ANGUSTIFOLII Tx. et Prsg. in Tx. 50

Ordnung: ATROPETALIA Vlieg. 37

Verband: EPILOBION ANGUSTIFOLII (Rüb. 33) Soó 33

Epilobium ang. f.-Rubus id.-Epilobion-Gesellsch.

5.2 Vegetations- und standortkundliche Charakterisierung

Die Feldrainvegetation gliedert sich in Abhängigkeit von verschiedenen anthropogenen Stör-Einflüssen in zwei große Gruppen synanthroper Pflanzengesellschaften:

1: Unter starken anthropogenen Störeinflüssen entstehen Pioniergesellschaften.

2: Bei nachlassender anthropogener Störung bilden sich Dauergesellschaften. Dies sind auf Feldrainen Magerwiesen, Heiden und saumartige Gesellschaften.

5.2.1 Pioniergesellschaften

Die Ausbildung von Pioniergesellschaften auf Feldrainen resultiert vor allem aus der ackerbaulichen Nutzung der benachbarten Feldflächen durch Eutrophierung und mechanische Störung (vgl. 5.5.3). Insbesondere zwischen dem Zeitpunkt der Ernte und der Ausbringung der Saat unterliegt die ungeschützte Ackerkrume einem intensiven Auswaschungsprozeß. In geneigtem Gelände werden Nährstoffe von den Feldern auf angrenzende Raine verfrachtet. Zusätzlich eutrophiert werden Feldraine vielfach durch Ablagerung von organischen Agrarabfällen wie Kartoffelkraut oder Queckenrhizomen. Darüberhinaus werden insbesondere schmale Feldraine sowie Randpartien von Feldrainen sporadisch zusammen mit angrenzenden Feldern umgepflügt. Mechanische Störungen entstehen auch durch die Lagerung von Bauschutt oder Lesesteinen. Weiterhin ergeben sich Störungen der Pflanzendecke aus der Verfrachtung von Herbiziden sowie der gezielten Herbizidbehandlung von Rainen. Ein weiterer Eingriff in die Vegetation ergibt sich durch das früher weit verbreitete und bis heute feststellbare Abflämmen von Feldrainen. Die Folge der genannten anthropogenen Belastungen ist eine Ausbildung von Pioniervegetation, die aufgrund der kleinräumigen klimatischen und geologischen Unterschiede in verschiedene syntaxonomische Einheiten differenziert ist.

5.2.1.1 *Epilobium angustifolium*-*Rubus idaeus*-*Epilobion*-Gesellschaft

Vorkommen der Weideröschen-Himbeer-Gesellschaft auf Feldrainen werden innerhalb des Untersuchungsgebiets aus Frankenwald und Fichtelgebirge in 600–700 m Meereshöhe belegt. Die Ausgangsgesteine sind stets basenarm, so im Frankenwald Tonschiefer des Silur, bzw. karbonische Borden-, Dach- und Tonschiefer, Quarzite und Grauwacken, im Fichtelgebirge Kerngranit. Jahresniederschlagssummen von 1000 mm und mehr kennzeichnen das Klima in Einklang mit dem montanen Verbreitungsschwerpunkt der Gesellschaft auf Feldrainen als ausgesprochen humid (Tab. 1: Klimadaten von Fleckl bzw. Klein-Tettau).

Die mittleren Zeigerwerte nach Ellenberg kennzeichnen den Standort als frisch, sauer und stickstoffreich (FG = 4.9, RG = 3.5, NG = 6.2).

Vorwald- und Schlaggesellschaften besiedeln in der »waldfernen Kulturlandschaft«, vor allem in humiden Klimaten (s. o.), gern rohe oder gestörte Böden (OBERDORFER 1978). Eine weitere Voraussetzung für das Aufkommen der nitrophilen Schlagflurgesellschaft ist eine zumindest kurzzeitig günstige Versorgung mit Nährstoffen (ANDEL van, NELISSEN 1979), beispielsweise infolge Ablagerung von landwirtschaftlichen Abfällen. Bei den Anliegern handelt es sich teilweise um extensiv bewirtschaftetes Grünland, von dem kein effektiver Nährstoffeintrag zu erwarten ist. In keinem Fall finden sich Anzeichen, daß es sich bei den aufgenommenen *Epilobium angustifolium*-Rainen um vor

kurzer Zeit abgeholzte Heckenraine handelt. Eine Mahd findet auf den Schlagflurrainen nicht statt.

Die artenarme Gesellschaft (mittlere Artenzahl = 9) ist gekennzeichnet durch teilweise aspektbestimmendes Auftreten der Schlagflurart *Epilobium angustifolium* (Tab. 2, Sp. 1). Aufgrund des Fehlens von eigenen Assoziationskennarten muß dieser Feldraintyp als ranglose Gesellschaft mit *Holcus mollis* als Verbandstrennart des *Epilobium angustifolium* den bodensauren Schlagfluren zugeordnet werden (OBERDORFER 1978).

Die Artenzusammensetzung der *Epilobium angustifolium*-*Rubus idaeus*-Gesellschaft ähnelt der des *Senecio sylvatici*-*Epilobium angustifolium* Tx. 50 (in OBERDORFER 1978). Besonders in humiden Gebieten, also auch im Verbreitungsraum der *Epilobium angustifolium*-Gesellschaft, treten *Epilobium angustifolium*-Bestände ohne *Senecio sylvaticus* auf (OBERDORFER 1978).

5.2.1.2 *Holco-Galeopsietum tetrahit* HILB. 65

Das *Holco-Galeopsietum* ist die bei weitem vorherrschende Ackerunkrautgesellschaft der ostbayerischen Grenzgebirge (NEZADAL 1975). Die Gesellschaft ist auf Feldrainen des Untersuchungsgebiets weitverbreitet; ihr Vorkommen konzentriert sich auf die submontane bis montane Stufe (über 500 m Meereshöhe), ist aber auch für tiefere Lagen belegt.

Die Gesellschaft siedelt über silikatischen, basenarmen Ausgangsgesteinen, so im Frankenwald über Tonschiefern des Silur, karbonischen Bordschiefern, Tonschiefern und Quarziten, im Vorderen Bayerischen Wald, im Fichtelgebirge bzw. auf der Münchberger Gneismasse auf Granit und Gneis. Im mesozoischen Schichtstufenland werden vorwiegend Böden über nährstoffarmem, sandigem Ausgangsmaterial wie Buntsandstein, Burgsandstein und der Kreidefazies des Auerbacher Keller-sandsteins besiedelt.

Das Klima im vorwiegend submontanen bis montanen Verbreitungsschwerpunkt der Gesellschaft in Nordostbayern ist mit Jahresniederschlägen bis 1000 mm und mehr (Tab. 1) ozeanisch getönt.

Die mittleren Ellenberg'schen Zeigerwerte der typischen Gesellschaftsbildung für Nordostbayern kennzeichnen ihren Standort als frisch (FG=4.8), mäßig bis stark sauer (RG=3.2) und mager (NG=4.3). Die Stickstoffzahlen der einzelnen Gesellschaftsaufnahmen zeigen im Mittel einen mageren Standort an (NG=4.3).

Die Pioniergesellschaft siedelt sowohl auf gestörten Rainen ackerbaulich genutzter Flächen als auch auf anthropogen stark beeinträchtigten Grünlandrainen. Pflügen und Flämmen scheint die Ausbildung des *Holco-Galeopsietums* zu begünstigen (vgl. 5.5.3.3.). Mahd findet nicht statt.

Schwache Kennarten der Assoziation (Tab. 2, Sp. 2–4) sind der wurzelkriechende, Pionier *Holcus mollis* (Bild 3) und als Höhenzeiger in Ackerunkrautgesellschaften *Galeopsis tetrahit*. Trennarten gegenüber anderen Ackerunkrautgesellschaften sind die Verhagerungszeiger *Rumex acetosella* und *Stellaria graminea*. Magerkeitszeiger und Arten des Wirtschaftsgrünlandes greifen regelmäßig auf die Gesellschaft über. Von den auftretenden Säure- und Magerkeitszeigern kommt im untersuchten Raum *Meum athamanticum* nur in Nordostbayern vor (Tab. 2, Sp. 2, 4).

Gegen die »typische Ausbildungsform« des Holco-Galeopsietums (Tab. 2, Sp. 2, 3) wird die Ausbildungsform von *Pteridium aquilinum* (Sp. 4) durch den aspektbestimmenden Adlerfarn abgegrenzt. Den einjährigen Arten der Secalinetea, von denen in der gleichnamigen Ackerunkrautgesellschaft in Ostbayern z. B. *Lapsana communis*, *Viola arvensis* und *Bilderdykia convolvulus* hochstet sind, kommt auf den Holco-Galeopsietum-Rainen kaum Bedeutung zu. Auch das häufige Auftreten von Arten der Nardo-Callunetea (s. o.) sowie von Arten des Wirtschaftsgrünlands grenzen die »Feldraingesellschaft« gegen die entsprechende Ackerunkrautgesellschaft ab.

Die Ausbildungsform der Gesellschaft von *Pteridium aquilinum* scheint ebenso wie die typische Ausbildung der Gesellschaft durch Brände gefördert zu sein (vgl. 5.5.3.3.). Ferner schwächt das sich stark verzweigende Rhizom des Adlerfarns sowie die dichte Bodenbedeckung andere Arten durch Entzug von Wasser, Licht und Nährstoffen (vgl. WILMANN et al. 1979). GLIESSMANN u. MÜLLER (1972) diskutieren die Konkurrenzkraft des Adlerfarns zusätzlich durch die allelopathischen Wirkungen seiner Streu.

5.2.1.3 Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis FELF. 43

Das Convolvulo-Agropyretum ist im Untersuchungsgebiet vor allem auf Feldrainen der tieferen Lagen weitverbreitet. In den montanen Regionen des Fichtelgebirges und des Vorderen Bayerischen Waldes klingt die Gesellschaft aus.

Die zum Convolvulo-Agropyretum gestellten Raine stocken in Nordostbayern vorwiegend auf den kalkreichen Substraten Muschelkalk und Malm. Seltener findet sich die Gesellschaft auch auf Böden über silikatreichen und basenarmen Ausgangsgesteinen des Frankenwalds, Fichtelgebirges sowie des Vorderen Bayerischen Waldes. Die montanen Regionen des Untersuchungsgebiets werden von der Gesellschaft gemieden.

Die mittleren Zeigerwerte nach ELLENBERG ($F = 4.1 - 5.3$, $R = 3.8 - 7.2$ und $N = 4.2 - 7.5$) zeigen eine gute Wasserversorgung des Standorts und einen mäßig hohen Gehalt der Böden an pflanzenverfügbarem Stickstoff an. Die Böden sind ferner mäßig sauer bis schwach basisch.

Sämtliche Raine der Pioniergesellschaft sind zumindest auf einer Seite in Kontakt zu einem Feld (vgl. 5.5.3.1.). Analog ergibt eine Kartierung von Heckensäumen im Stadtsteinacher Gebiet (SCHULZE et al. 1980), daß das Convolvulo-Agropyretum als Heckensaum ausschließlich Flächen besiedelt, die Kontakt zu Ackerfluren aufweisen. Die meist hohen Stickstoffwerte der Gesellschaftsaufnahmen dürften auf Nährstoffeintrag von benachbarten Äckern zurückzuführen sein.

Die Pioniergesellschaft ist in den Ackerflächen häufig latent als »Schleiergesellschaft« vorhanden und kann sich bei Brache sofort entfalten.

Das Convolvulo-Agropyretum ist u. a. gekennzeichnet durch reichliches, stetes Auftreten der Quecke (Tab. 2, Sp. 5); besonders auf umgebrochenen Rainpartien kommt es vielfach zum Massenaufreten des Rhizomkriechers (Bild 4). Zum Grundstock der Gesellschaft gehören weiterhin *Galium aparine*, *Poa angustifolia* und *Convolvulus arvensis*. Weitere rudere Arten und Nährstoffzeiger sind *Cirsium*

arvense, *Chenopodium album* und *Vicia hirsuta*. Ferner greifen ruderal auftretende Arten der Arrhenatheretalia auf die Gesellschaft über.

Das Convolvulo-Agropyretum stellt die Rumpf-Assoziation des Verbandes Agropyrion dar (MÜLLER, GÖRS 69). Die Gesellschaft ist durch PASSESARGE (1964) mit umfangreichem Material aus trockenen und kalkreichen Lehmgeländen Mecklenburgs, Brandenburgs und der Altmark belegt. Für Feldraine des Untersuchungsgebiets wird das Convolvulo-Agropyretum nicht nur für trockene Gebiete kalkreichen Untergrunds sondern auch für saure Substrate belegt.

5.2.1.4 Sambucetum ebuli FELF. 42

Das Sambucetum ebuli wird auf wenigen Feldrainen Nordostbayerns und des Vorderen Bayerischen Waldes auf kalkreichen (Muschelkalk bzw. Malm), aber auch auf sauer reagierenden Substraten (Sedimenten des Rotliegenden bzw. Granit) der submontanen Stufe vorgefunden.

Die mittleren Ellenberg'schen Zeigerwerte der Gesellschaft kennzeichnen ihren Standort als im Durchschnitt gut mit Wasser versorgt ($FG = 5.0$), basisch ($RG = 6.8$) sowie nährstoffreich ($NG = 6.6$). Teils findet Nährstoffeintrag von den benachbarten Feldern, teils Ablagerung von landwirtschaftlichen Abfällen auf den Rainen statt.

Die aspektbestimmende Kennart der Assoziation ist der stickstoffliebende *Sambucus ebulus* (Tab. 2, Sp. 6). Der wurzelkriechende Pionier siedelt u. a. an Schuttstellen (OBERDORFER 1979). Nach der Erstbesiedelung eines solchen offenen Standorts vermag er großflächige, sehr dichte Herden zu bilden.

Zu *Sambucus ebulus* treten weitere Stickstoffzeiger wie *Urtica dioica*, *Galium aparine*, *Agropyron repens*, *Convolvulus arvensis* und *Galeopsis tetrahit*.

Die Gesellschaft des Attichs ist syntaxonomisch unterschiedlich eingeordnet worden. GUTTE u. HILBIG (1974) stellen das Sambucetum ebuli Felf. 42 innerhalb der Klasse der Artemisietea und der Ordnung der Onopordetalia zum Verband Arction lappae. Dem schließt sich ELIAS (1978) an. Die von BRAUN-BLANQUET (1952) mit »Urtico-Sambucetum ebuli« benannte Assoziation stellt dagegen OBERDORFER (1979) innerhalb der Ordnung der Convolvuletalia zum Verband Aegopodion Tx. 67. Der Gesellschaft des Attichs auf den entsprechenden Feldrainen fehlen sowohl die Charakterarten des Arctions, als auch des Aegopodions. Eine sichere Einstufung der Feldraingesellschaft in eine der beiden oben genannten Ordnungen bzw. Verbände ist also nicht möglich. Aufgrund der deutlichen Ähnlichkeit in der Begleitflora (rudere Arten wie *Agropyron repens*, *Convolvulus arvensis*, *Rubus caesius* u. a.) mit dem Sambucetum ebuli Felf. 42 (in ELIAS 1978) wird die Feldrain-Gesellschaft dem genannten Autorsowie GUTTE u. HILBIG (1974) entsprechend dem Verband Arction in der Ordnung Onopordetalia unterstellt.

5.2.2 Dauergesellschaften

Bei den Dauergesellschaften handelt es sich im Vergleich zu den Pioniergesellschaften um stabilere, in der Sukzession weiter entwickelte Vegetationseinheiten. Die anthropogenen Störeinflüsse, vor allem mechanische Störungen und Herbizideinwirkung, treten hier deutlich zurück.

5.2.2.1 Nitrophile Saumgesellschaften: Urtico-Aegopodietum TX. 63 Chaerophylletum aurei OBERD. 57

Der Goldkälberkropf-Saum (Tab. 2, Sp. 8) und das Urtico-Aegopodietum (Sp. 7) stocken auf Feldrainen Nordostbayerns vorzugsweise auf basenhaltigem, lehmigem Substrat. Ausgangsgestein von 75 % der die Gesellschaften auf Feldrainen in Nordostbayern belegenden Aufnahmen ist Muschelkalk des Obermainischen Hügellandes. Sonstige Substrate der Gesellschaften sind Malm der Frankenalb, unterer Gipskeuper sowie Ton- und Sandsteine des Dogger Beta. Die Aufnahmen der beiden Gesellschaften liegen im collinen bis submontanen Bereich des Untersuchungsgebiets.

Die Böden sind ausreichend mit Wasser versorgt (FG=5.1), im Einklang mit dem Basenreichtum des Substrats steht die mittlere Reaktionszahl RG=6.9. Die mittlere Stickstoffzahl der Gesellschaft (NG=6.3) charakterisiert die entsprechenden Böden als mäßig stickstoffreich bis stickstoffreich. 80 % der entsprechenden Gesellschaftsaufnahmen liegen im direkten Kontakt zu Ackerflächen; Nährstoffeintrag von diesen angrenzenden Flächen ist anzunehmen. Die Ausbildung der nitrophilen Gesellschaften auf Grünlandrainen kann auf Überdüngung der anliegenden Wiesen zurückgeführt werden. Die Eutrophierung der entsprechenden Raine durch abgelagerte landwirtschaftliche Abfälle kann punktuell von Bedeutung sein. Die Feldraine der nitrophilen Säume werden in der Regel nicht gemäht.

Aegopodium podagraria, *Cirsium arvense* und *Urtica dioica* bilden den Grundstock der beiden Assoziationen, wobei *Aegopodium* teilweise höchstet auch in anderen Gesellschaften auftritt (z. B. Tab. 2, Sp. 3). Assoziationskennart des Chaerophylletum aurei ist der Goldkälberkropf, *Chaerophyllum aureum* (Bild 5); das Urtico-Aegopodietum weist als Rumpfassoziation keine eigenen Assoziationskennarten auf. Kennzeichnende Begleiter nitrophiler Säume auf Feldrainen sind Ruderales und Stickstoffzeiger sowie Arten der Arrhenatheretalia. Das Chaerophylletum aurei und das Urtico-Aegopodietum sind nicht widerspruchlos als eigenständige Assoziationen anerkannt. So wird den Gesellschaften im Gegensatz zu OBERDORFER (1957) von TÜXEN (1967) nur der Rang von Subassoziationen innerhalb eines »Agropyron repentis-Aegopodietum podagrariae« zugebilligt. TÜXEN stuft hierbei das Urtico-Aegopodietum zur typischen Subassoziation tiefer Lagen Mitteleuropas zurück. In der vorliegenden Arbeit werden mit OBERDORFER (1979) das erstbenannte Urtico-Aegopodietum Tx. 63 und das Chaerophylletum aurei als Assoziationen angesprochen. Als entscheidend wird gewertet, daß *Agropyron repens* in den Pioniergesellschaften den Schwerpunkt hat, somit die Benennung eines »Agropyron repentis-Aegopodietum podagrariae« (s. o.) nicht gerechtfertigt ist.

5.2.2.2 Trifolio-Agrimonietum eupat. Th. MÜLL. 62

Der Mittelklee-Odermennig-Saum kommt auf Feldrainen des Untersuchungsgebiets im Obermainischen Hügelland bzw. auf der Frankenalb in 300–540 m Meereshöhe über kalkreichem Ausgangsgestein vor. Die Substrate der Trifolio-Agrimonietum-Raine werden gebildet von Muschelkalk, dolomitisch gebundenem Sandsteinkeuper, ebenfalls karbo-

natisch gebundenem mittlerem Burgsandstein und Basisletten, auf der Fränkischen Alb vom Malm. Das Großklima im Verbreitungsgebiet der Gesellschaft auf Feldrainen charakterisieren die Klimadaten von Stadtsteinach und der Frankenalb (Tab. 1).

Die Böden sind relativ trocken (FG=4.2), schwach basisch (RG=7.3) sowie stickstoffarm (NG=3.9). 30 % der mesophilen Säume auf Rainen stehen in Kontakt zu ackerbaulich genutzten Flächen, 70 % sind dagegen Gründlandraine. Eine Anzahl der mesophilen Säume befindet sich auf flachgründigen Lesesteinwällen, wo Nährstoffeintrag von den angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen unterbunden ist. Die mittlere Stickstoffzahl dieser »Lesesteinraine« (N=3.6) liegt entsprechend etwas niedriger als der Durchschnittswert sonstiger auf Rainen aufgenommener mesophiler Säume (N=4.0). Befragungen von einzelnen Landwirten ergeben, daß die Mahd der entsprechenden Raine teilweise wohl mehr als fünf Jahre zurückliegt.

Die Rumpfassoziation des Trifolio-Agrimonietum (Tab. 3, Sp. 1) wird aufgebaut durch *Agrimonia eupatoria* (Bild 6), *Trifolium medium*, *Clinopodium vulgare*, *Astragalus glycyphyllos* und andere. Das reichliche, stete Auftreten der Fiederzwenke, häufig mit *Euphorbia cyparissias* und *Viola hirta*, differenziert die mesophilen Säume auf untersuchten Feldrainen als Rasse des Trifolio-Agrimonietums von *Brachypodium pinnatum* (MÜLLER 1962). Ausgesprochen wärmeliebende Arten sind *Veronica teucrium*, *Bupleurum falcatum*, *Fragaria viridis* und *Campanula rapunculoides*. Weitere Trockenheitszeiger in der artenreichen Gesellschaft (mittlere Artenzahl = 30) sind Arten der Festuco-Brometea. Arten des Wirtschaftsgrünlands, die innerhalb der untersuchten mesophilen Säume auf Feldrainen teilweise mit hoher Stetigkeit auftreten, grenzen den Trifolium-medii-Verband vom Geranium sanguinei ab.

Das Trifolio-Agrimonietum der Rasse von *Brachypodium pinnatum* zeigt floristisch große Ähnlichkeit mit den mesophilen Säumen von Cephalanthero-Fagion-Gesellschaften und von Prunetalia-Gesellschaften in Kalkgebieten (vgl. MÜLLER 1962, STÖTZER 1981, SCHULZE et al. 1980 u. a.).

Das zahlreiche Auftreten von Arten der Halbtrockenrasen und des Wirtschaftsgrünlandes erschwert die Abgrenzung des Trifolio-Agrimonietums. Bei der Abgrenzung der Trifolio-Geranietea gegenüber Fettwiesen und Halbtrockenrasen kommt dem Auftreten von Holzpflanzenjungwuchs (vor allem *Prunus spinosa*) als Anzeichen mangelnder Bewirtschaftung große Bedeutung zu (DIERSCHKE 1974).

5.2.2.3 Wiesen- und trockenrasenähnliche Gesellschaften

Wiesen- und trockenrasenähnliche Gesellschaften befinden sich vor allem auf Rainen zwischen Grünlandflächen. Sie werden im Gegensatz zu den Pionier- und Saumgesellschaften mehr oder weniger regelmäßig gemäht.

5.2.2.3.1 Polytrichum piliferum-Scleranthus perennis-Sedo-Scleranthetea- Gesellschaft

Die Gesellschaft tritt im Untersuchungsgebiet lokal auf Feldrainen im Grenzbereich zwischen Obermainischem Hügelland und Münchberger Gneismasse auf. Ausgangsgestein des flachgründigen Bodens ist ordovizischer Quarzkeratophyrtuff. Die in

450 m Meereshöhe gelegenen Raine sind klimatisch noch zum Obermainischen Hügelland zu stellen (Tab. 1: Klimadaten von Stadtsteinach). Der Boden erweist sich als trocken (FG=3.8), sowie schwach sauer (RG=5.6).

Die Raine sind beidseitig in Kontakt zu extensiv bewirtschaftetem Grünland. Der Nährstoffeintrag von diesen Flächen auf die Raine ist, wie die niedrige mittlere Stickstoffzahl der Sandtrockenrasen-Gesellschaft zeigt (NG=3.3), nur gering. Die Feldraine der *Polytrichum piliferum*-*Scleranthus perennis*-Gesellschaft werden sporadisch abgemäht.

Die Gesellschaft ist sehr artenreich (mittlere Artenzahl = 35); neben Kennarten der Sedo-Scleranthetea Br.-Bl. 55 em. Th. Müll. 61 wie *Polytrichum piliferum*, *Scleranthus perennis*, *Petrorhagia prolifera* und *Sedum acre* treten relativ anspruchslose Arten des Wirtschaftsgrünlandes wie *Avena pubescens*, *Poa pratensis* und *Centaurea jacea* (Tab. 3, Sp. 2) auf. Trennarten gegen die Fettwiesen sind neben den Arten der Sandtrockenrasen (s. o.) weitere Trockenheits- und Magerkeitszeiger. Der Gesellschaft fehlen eigene Assoziations- sowie Verbands- und Ordnungskennarten. Sie wird als ranglose Gesellschaft zur Klasse Sedo-Scleranthetea gestellt.

MORAVEC (1967) beschreibt aus Südwestböhmen auf sauren Silikatgesteinen ein »Polytricho (pilifero)-Scleranthetum perennis«. Die Gesellschaft hat floristisch große Ähnlichkeit mit der Sandtrockenrasen-Gesellschaft von Feldrainen des Untersuchungsgebiets. Der genannte Autor gliedert nach der Methode der charakteristischen Artengruppenkombination, einer Darstellungsweise, die die Benennung von synsystematischen Einheiten wie Assoziationen im Sinne der Braun-Blanquet'schen Charakterartenlehre (vgl. 4.) nicht zuläßt.

5.2.2.3.2 Alchemillo-Arrhenatheretum SOUG. et LIMB. 63

Entsprechend der Gesellschaft des Wirtschaftsgrünlands tritt das Alchemillo-Arrhenatheretum auf Feldrainen innerhalb des Untersuchungsgebiets im Frankenwald, im Fichtelgebirge und im Obermainischen Hügelland zwischen 430 und 570 m Meereshöhe, also mit submontanem Verbreitungsschwerpunkt, auf. Das geologische Substrat ist vorwiegend sauer und nährstoffarm, im Fichtelgebirge kambrischer Muscovit-Biotit-Glimmerschiefer sowie periglazialer Wanderschutt des alten Gebirges, im Frankenwald karbonische Grauwacken, Borden-, Ton- bzw. Tuffschiefer sowie Quarzite, im Obermainischen Hügelland Oberer Plattensandstein (Buntsandstein).

Die Berechnung der mittleren Ellenberg'schen Zeigerwerte zeigt, daß die Gesellschaft auf ausreichend mit Wasser versorgten (FG=4.6), schwach sauren (RG=5.6) und stickstoffarmen bis mäßig stickstoffreichen (NG=4.4) Böden zu finden ist.

Die Alchemillo-Arrhenatheretum-Raine haben beidseitig Kontakt zu intensiv bewirtschafteten Grünlandflächen, von denen mäßiger Nährstoffeintrag möglich ist. Nach Auskunft von Landwirten werden die Raine vom Typ des Alchemillo-Arrhenatheretum mindestens einmal im Jahr, teilweise zweimal jährlich gleichzeitig mit den angrenzenden Wiesen gemäht.

Rumex acetosa (V), *Heracleum sphondylium* (IV) und *Achillea millefolium* (IV) sowie *Trisetum*

flavescens (III) u.a. bauen den Bestand auf (Tab. 3, Sp. 3). Aufgrund des höchsteten Auftretens von *Arrhenatherum elatius* (V), *Galium album* (V) u. a. ist die Bergglatthaferwiese zum Arrhenatherion zu stellen. Die Verbandskenarten werden gleichzeitig als Assoziationskenarten der »Rumpfgesellschaft« aufgefaßt. Der Höhenzeiger *Alchemilla monticola* grenzt die vorliegende Gesellschaft gegen die Tal-Glatthaferwiese (*Dauco-Arrhenatheretum* GÖRS 66) ab. Hinzu treten Säure- und Magerkeitszeiger wie *Agrostis capillaris*, *Anthoxanthum odoratum*, *Viola canina*, *Potentilla erecta* u. a., die dem *Dauco-Arrhenatheretum* in der Regel fehlen.

OBERDORFER (1952) beschreibt ein »Arrhenatheretum montanum« aus Schwarzwald und Vogesen mit *Centaurea nigra* sowie Kleinarten von *Alchemilla vulgaris* als Assoziationstrennarten.

Nach KLAPP (1965) dominieren in der typischen Berg-Glatthaferwiese meist noch Glatthaferwiesen-Kennarten. Mit den auftretenden Höhenzeigern und Borstgrasbegleitern vermittelt das Alchemillo-Arrhenatheretum zwischen den Glatthaferwiesen der tiefen Lagen und den Goldhaferwiesen der hohen Mittelgebirge.

5.2.2.3.3 Festuca rubra-Agrostis capillaris-Arrhenatherion-Gesellschaft

Die Rotschwengel-Rotstraußgraswiese kommt auf untersuchten Feldrainen über saurem Substrat von der collinen Stufe bis in die montane Stufe hinein vor. Auf den sauren Substraten des Vorderen Bayerischen Walds stellt sie die auf Feldrainen am häufigsten auftretende Pflanzengesellschaft dar.

Die Berechnung der mittleren Ellenberg'schen Zeigerwerte für die Gesellschaft zeigt, daß die untersuchten Raine des Rotschwengel-Rotstraußgras-Typs auf ausreichend mit Wasser versorgten, nicht trockenen, aber auch nicht zu nassen Böden zu finden sind (F=4.2–5.2). Die Böden sind mäßig sauer bis sauer (R=2.7–5.3) und stickstoffarm bis mäßig stickstoffreich (N=3.3–5.0).

Aus der Befragung von einzelnen Landwirten im Vorderen Bayerischen Wald geht hervor, daß die Rotschwengel-Rotstraußgras-Raine dort etwa alle ein bis zwei Jahre gemäht werden.

Der Gesellschaftsaspekt wird von den anspruchslosen Gräsern *Festuca rubra* und *Agrostis capillaris* bestimmt (Tab. 3, Sp. 4–6). Aufgrund des Hervortretens von Kennarten des Arrhenatherions W Koch 26 wie *Knautia arvensis* (IV), *Arrhenatherum elatius* (III) und *Galium album* (III) muß der Rotschwengel-Rotstraußgras-Typ zu dem damit nur schwach charakterisierten Verband des Arrhenatherion (=Tal-Fettwiesen) gestellt werden. Die Rotschwengel-Rotstraußgraswiese besitzt keine eigenen Assoziationskenarten und wird als ranglose Gesellschaft behandelt. Häufige Begleiter sind Säure- und Magerkeitszeiger wie *Deschampsia flexuosa*, *Anthoxanthum odoratum*, *Viola canina* und *Dianthus deltoides*.

Im Vorderen Bayerischen Wald wird von der frischen Ausbildungsform der Gesellschaft (Tab. 3, Sp. 5) eine feuchte Ausbildungsform mit *Succisa pratensis*, *Sanguisorba officinalis* und *Acrocladium cuspidatum* unterschieden (Sp. 6).

Die Rotschwengel-Rotstraußgraswiese auf untersuchten Rainen, vor allem an Äckern, ist, im Gegensatz zur typischen Gesellschaft des Wirtschaftsgrünlandes, häufig mit ruderalen Pionierarten wie

Agropyron repens, *Cerastium arvense* und *Holcus mollis* vergesellschaftet.

Als Besonderheit tritt im nordbayerischen Raum die Bärwurz auf (Tab. 3, Sp. 4). Das Areal der subatlantischen Art *Meum athamanticum* im submontanen Bereich der deutschen Mittelgebirge auf saurem Substrat ist disjunkt. So fehlt die Art im gesamten Bayerischen Wald (KLAPP 1965). Im nordbayerischen Untersuchungsgebiet ist das Auftreten der Bärwurz lokal begrenzt. Der Schwerpunkt der Bärwurz auf Feldrainen des Untersuchungsgebiets liegt in der Zwergstrauch-Ausbildungsform der *Deschampsia flexuosa*-*Potentilla erecta*-Gesellschaft (vgl. 5.2.2.4.2.). Nach LEICHT (1973) findet sich *Meum athamanticum* in der Umgebung von Tschirn (Frankenwald) in Goldhaferwiesen, in Rotschwengel-Rotstraußgraswiesen und dominierend – neben *Cirsium heterophyllum* – in »hochstaudenähnlichen Pflanzenbeständen auf Brachen«. Demzufolge ist die Bärwurz gesellschaftsvag, ihr Vorkommen sehr zerstreut, und sie kann nicht – wie durch verschiedene Autoren (s. u.) – in befriedigender Weise zur lokalen Abgrenzung der Rotschwengelwiesen gegen Grünlandgesellschaften ähnlichen Verbreitungsschwerpunkts herangezogen werden.

Auf die besondere Stellung der Rotschwengel-Rotstraußgraswiese in der Landwirtschaft der Mittelgebirge weisen unter anderem ELLENBERG (1952), APITZSCH (1963) und PASSARGE (1977) hin. Die Gesellschaft wird mehrfach als Assoziation geführt, obwohl sie weder die Rumpfassoziation einer übergeordneten Einheit darstellt, noch eigene Assoziationskennarten aufweist. So beschreibt ISSLER (1942) aus den Vogesen ein »Festuceto-Agrostido-Meetum vogesiacum«. Zuvor wurde bereits von BARTSCH (1940) für Schwarzwald und Vogesen ein »Meo-Festucetum rubrae« mit der Assoziations-trennart *Meum athamanticum* beschrieben. OBERDORFER (1957) stellt das Meo-Festucetum in die Assoziationsgruppe silikatholder Bergfettwiesen (Polygono-Trisetion).

5.2.2.3.4 *Carex brizoides*-Molinion-Gesellschaft

Die *Carex brizoides*-Gesellschaft siedelt auf Grünlandrainen submontaner-montaner Lagen des Vorderen Bayerischen Waldes über quelligem, wasserzügigem Untergrund. Die errechneten mittleren Zeigerwerte kennzeichnen die Böden als frisch bis feucht (FG=5.9), mäßig sauer (RG=3.9) sowie nährstoffarm (NG=3.4).

Ordnungs- und Verbandskennarten der Gesellschaft sind *Molinia caerulea*, *Sanguisorba officinalis*, *Cirsium palustre* und *Succisa pratensis* (Tab. 3, Sp. 7). Als differenzierendes Merkmal der Gesellschaft gegen andere Molinion-Gesellschaften wird das meist aspektbestimmende Auftreten der Zittergrassegge, *Carex brizoides* gewertet. Diese Seggenart vermag, wo ihre Ansprüche an oberflächlichen Wasserhaushalt und Oberflächenverschlammung des Bodens erfüllt sind, sehr dichte Bestände zu bilden. Dabei nimmt *Carex brizoides* infolge ihres immensen Wasserverbrauchs weiteren aufkommenden Arten die Existenzmöglichkeit (KRÜDENER u. BECKER 1941). Die entsprechend artenarme *Carex brizoides*-Gesellschaft ist innerhalb der Molinietalia nur negativ charakterisiert und abgegrenzt.

Die *Carex brizoides*-Raine werden unregelmäßig abgemäht. Teilweise liegen sie, wie ein angetroffener

Landwirt berichtete, über Jahre brach. Eine schnelle Verbuschung findet infolge des hohen Wasserverbrauchs und der Wurzelkonkurrenz von *Carex brizoides* nicht statt (KRÜDENER u. BECKER 1941).

5.2.2.4 Borstgrasrasen und Heiden

5.2.2.4.1 Polygalo-Nardetum OBERD. 57 em.

Die Gesellschaft wurde innerhalb des Untersuchungsgebiets auf Feldrainen des Vorderen Bayerischen Waldes in der submontan-montanen Stufe nachgewiesen. Bei den entsprechenden Aufnahmeflächen handelt es sich ausschließlich um Raine zwischen Extensivgrünland bzw. Borstgrasrasen. Den mittleren Ellenberg'schen Zeigerwerten zufolge sind die Böden mäßig bis stark sauer und nährstoffarm (RG=3.3, NG=3.0) sowie gut mit Wasser versorgt (FG=5.6). Die Polygalo-Nardetum-Raine werden nach Auskunft einiger Landwirte ab und zu gemäht und wohl auch sporadisch beweidet. *Nardus stricta*, *Potentilla erecta* und *Hypericum maculatum* sind Kennarten der Nardo-Callunetea sowie der Nardetalia (Tab. 3, Sp. 8). Alpine und präalpine Arten fehlen völlig. Daher wird die Gesellschaft zum Verband *Violion caninae* gestellt, der innerhalb der Nardetalia vor allem negativ charakterisiert und abgegrenzt ist (OBERDORFER 1978). Innerhalb der Gesellschaft tritt eine Anzahl von Feuchtezeigern auf, darunter *Carex brizoides* (vgl. 5.2.2.3.4.), *Molinia caerulea* und *Sanguisorba officinalis*.

Nach OBERDORFER (1978) ist das Polygalo-Nardetum im Bayerischen Wald außerhalb des Verbreitungsareals von *Genista sagittalis* die Assoziation, die alle bodensauren Magerrasen der kollinen und montanen Stufe bildet. Als »wechselfeuchte Subassoziation« mit *Molinia* nennt OBERDORFER das Polygalo-Nardetum molinietosum.

5.2.2.4.2 *Deschampsia flexuosa*-*Potentilla erecta*-*Violion caninae*-Gesellschaft

Die Gesellschaft ist innerhalb des Untersuchungsgebiets auf Feldrainen in Frankenwald und Fichtelgebirge ab 490 m Meereshöhe bis in die montane Stufe verbreitet. Geologische Substrate im Frankenwald sind devonische bzw. karbonische Grauwacken, Borden-, Ton-, Tuff- und Glimmerschiefer oder Quarzite, im Fichtelgebirge Granit und Gneis, in hohen Lagen jungdiluviale Fließberden. Im Oberpfälzisch-Obermainischen Hügelland stockt die Gesellschaft auf groben, geröllführenden Sandsteinen des unteren Bursandsteins (Keuper).

Die Böden sind im Durchschnitt frisch (FG=4.6), mäßig bis stark sauer (RG=2.7) und stickstoffarm (NG=3.2).

Die Nährstoffarmut und die (damit verbundene) Azidität des Ausgangsgesteins der *Deschampsia flexuosa*-*Potentilla erecta*-Raine werden in ihrer Wirkung durch den deutlichen Anstieg der Niederschlagssummen und damit verbundener verstärkter Auswaschung von Nährstoffen von der kollinen zur montanen Stufe gesteigert. Mit Zunahme der Höhenlage geht im Mittel die Bewirtschaftungsintensität auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen (vgl. 3.3.), und damit auch der Nährstoffeintrag auf Feldraine zurück.

Die Gesellschaft (Tab. 3, Sp. 9, 10) wird beherrscht von Säure- und Magerkeitszeigern, von denen die physiologisch acidophile *Deschampsia flexuosa*

(SEBALD 1956) höchstet und oft dominierend auftritt (Bild 7). *Potentilla erecta* (IV) sowie *Galium harynicum*, *Hieracium laevigatum* und *Arnica montana* (mit geringerer Stetigkeit) sind kennzeichnende Arten, erlauben jedoch nur eine Zuordnung zu den Nardetalia Oberd. em. Prsg. 49. Die Gesellschaft wird zum somit nur negativ charakterisierten Violion-Verband gestellt (s. o.). Von der typischen Ausbildungsform der Gesellschaft (Sp. 9) wird eine Zwergstrauch-Ausbildungsform mit *Calluna vulgaris*, *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idaea* (seltener) sowie Jungwuchs von *Sorbus aucuparia* (Sp. 10) abgegrenzt.

Die der Drahtschmielen-Gesellschaft auf extensiv bewirtschafteten Rainen bei vergleichbaren Standortbedingungen entsprechende Gesellschaft ist das Polygalo-Nardetum (vgl. 5.2.2.4.1.). Wenn Borstgrasrasen über längere Zeit brachliegen, werden sie zu *Deschampsia flexuosa*-Stadien abgebaut (KNAPP 1969). Nach ISSLER (1942) und ELLENBERG (1978) hat *Nardus stricta* vor allem durch Biß und Tritt von Weidevieh gegenüber anderen Weidegräsern und auch gegenüber Zwergsträuchern Konkurrenzvorteile. Auf den kaum durch Beweidung, Tritt oder Mahd beeinflussten *Deschampsia flexuosa*-*Potentilla erecta*-Rainen spielt *Nardus stricta* dagegen eine sehr untergeordnete Rolle.

ISSLER (1942) schlägt für die Bestände der geschlängelten Schmiele in den Vogesen den Assoziationsnamen »*Deschampsietum flexuosae*« vor. Diesem Vorschlag von ISSLER kann in den vorliegenden Ausführungen nicht gefolgt werden, da die Drahtschmiele auch in anderen Gesellschaften häufig vorhanden ist.

Je unregelmäßiger und extensiver die Nutzung erfolgt, umso stärker treten Zwergsträucher innerhalb der *Deschampsia flexuosa*-Bestände hervor (PREISING 1953, LEICHT 1973). Infolge fehlender Mahd leitet innerhalb der Ausbildungsform der Zwergsträucher auf Feldrainen Jungwuchs von *Sorbus aucuparia* die Wiederbewaldungsphase ein. Innerhalb der ab und zu gemähten zwergstrauchlosen Ausbildungsform der Gesellschaft tritt Ebereschung Jungwuchs dagegen nur ausnahmsweise auf.

5.3 Floristische Abgrenzung

In den Stetigkeitstabellen (Tab 2. u. 3) sind die zur Abgrenzung der einzelnen Gesellschaften relevanten Arten dargestellt.

Die Trennung schwach charakterisierter Gesellschaften, wie der Rotschwengel-Rotstraußgraswiese von der zwergstrauchlosen Ausbildungsform der *Deschampsia flexuosa*-*Potentilla erecta*-Gesellschaft und die Abgrenzung des *Convolvulo-Agropyretum* gegen das *Holco-Galeopsietum* sind problematisch, da hier ein lückenloser Übergang zwischen den Gesellschaften vorliegt. Das *Convolvulo-Agropyretum* wird durch das Auftreten der wärmeliebenden Arten *Convolvulus arvensis* und *Poa angustifolia* vom *Holco-Galeopsietum* unterschieden. Der Rotschwengel-Rotstraußgras-Typ weist im Gegensatz zur *Deschampsia flexuosa*-*Potentilla erecta*-Gesellschaft anspruchsvolle Vertreter des Wirtschaftsgrünlands wie *Trisetum flavescens*, *Alchemilla monticola* und *Leontodon autumnalis* auf. Die kennzeichnenden Arten der *Deschampsia flexuosa*-*Potentilla erecta*-Gesellschaft kommen in der *Festuca rubra*-*Agrostis capillaris*-Gesellschaft sporadisch und untergeordnet vor. Daneben

differenziert in der *Deschampsia flexuosa*-*Potentilla erecta*-Gesellschaft auftretender *Sorbus aucuparia*-Jungwuchs die Drahtschmielen-Gesellschaft gegen die intensiver genutzte Rotschwengel-Rotstraußgras-Gesellschaft.

5.4 Fragmente und Übergangsgesellschaften

Etwa 25 % der in Nordbayern auf Feldrainen aufgenommenen Vegetationseinheiten sind synsystematisch nicht eindeutig zuzuordnen. Sie vermitteln als Fragment- bzw. Übergangsgesellschaften zwischen den dargestellten, voneinander abgrenzbaren Pflanzengesellschaften. Häufig kommen Übergänge von Pioniergesellschaften zu stabileren Grünlandgesellschaften vor. Weiterhin treten Übergänge zwischen den Pioniergesellschaften *Holco-Galeopsietum* und *Convolvulo-Agropyretum* sowie vom *Convolvulo-Agropyretum* zum *Chaerophylletum aurei* auf. Schließlich können Übergangsgesellschaften floristisch vermitteln zwischen *Convolvulo-Agropyretum* und *Trifolio-Agrimonetum*, zwischen *Holco-Galeopsietum* und *Deschampsia flexuosa*-*Potentilla erecta*-Gesellschaft bzw. *Festuca rubra*-*Agrostis capillaris*-Gesellschaft sowie zwischen *Festuca rubra*-*Agrostis capillaris*-Gesellschaft und *Deschampsia flexuosa*-*Potentilla erecta*-Gesellschaft.

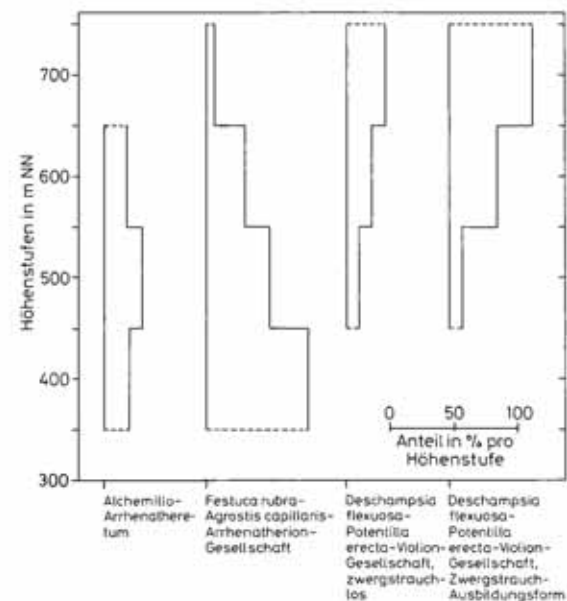
5.5 Standortvergleich der Feldraingellschaften Nordostbayerns

5.5.1 Höhenverbreitung von Wiesen- und Heidegesellschaften

Die Darstellung der Höhenverbreitung von Wiesen- und Heidegesellschaften auf Feldrainen sauren Substrats läßt eine Reihe aufsteigenden Verbreitungsschwerpunkts erkennen (Abb. 1): *Alchemilla-Arrhenatheretum*, *Festuca rubra*-*Agrostis capillaris*-Gesellschaft, *Deschampsia flexuosa*-*Potentilla erecta*-Gesellschaft. Von diesen Gesellschaften ist die Rotschwengel-Rotstraußgraswiese von den tiefen bis in die hohen Lagen des Untersuchungsgebiets verbreitet.

Abbildung 1

Höhenverbreitung der Wiesen- und Heidegesellschaften auf Feldrainen Nordostbayerns sauren Substrats (bezogen auf das Gesamt-vorkommen (= 100 %) von Wiesen- und Heidegesellschaften der jeweiligen Höhenstufe)



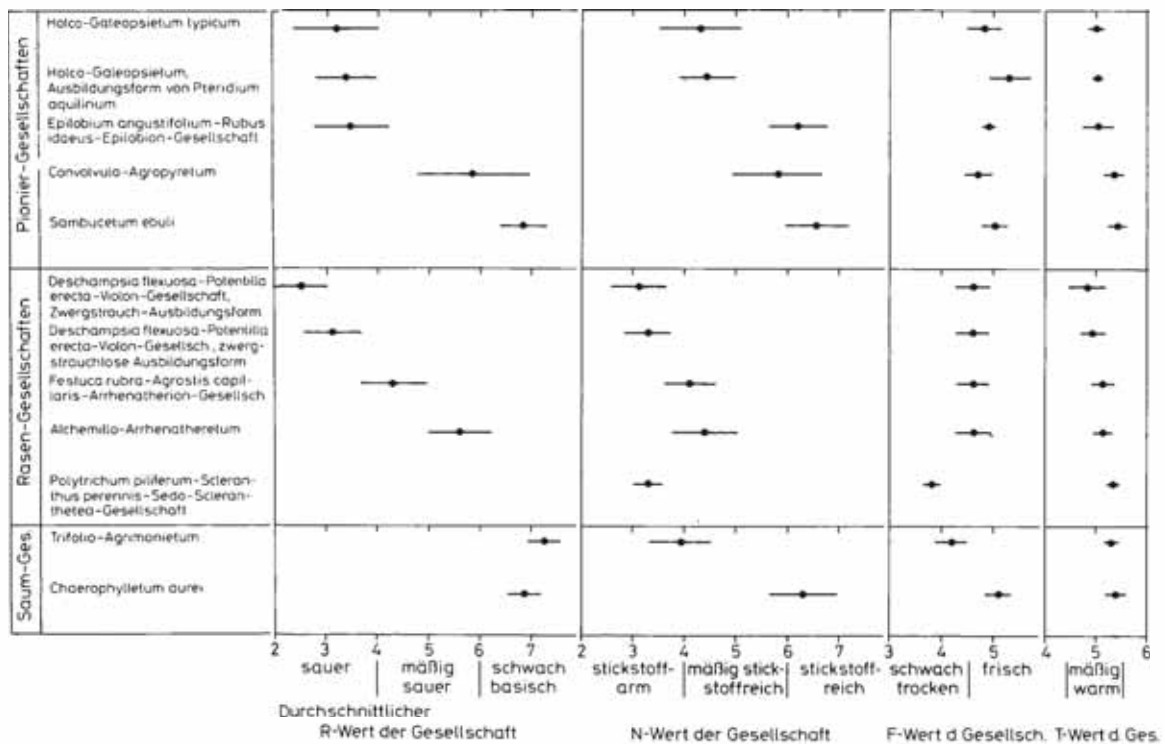


Abbildung 2

Übersicht der mittleren Ellenberg'schen Zeigerwerte sowie ihrer Standardabweichungen (= Querbalken) der Feldraingellschaften in Nordostbayern

5.5.2 Standortvergleich mit Hilfe von mittleren Ellenberg'schen Zeigerwerten

Aus den mittleren Ellenberg'schen Zeigerwerten der einzelnen Gesellschaftsaufnahmen werden die mittleren Zeigerwerte der Gesellschaften (TG, FG, RG, NG – vgl. 4.) und deren Standardabweichungen berechnet. Im Vergleich der ökologischen Amplituden (Abb. 2) lassen die mittleren Reaktionszahlen und Stickstoffzahlen der Gesellschaften teilweise deutliche Unterschiede erkennen.

Von den erfaßten Pioniergesellschaften sind das Holco-Galeopsietum und die Epilobium angustifolium-Rubus idaeus-Gesellschaft im mäßig sauren Bereich angesiedelt. Die Vorkommen des Convolvulo-Agropyretum liegen im schwach sauren bis schwach basischen Bereich, während das Sambucetum ebuli auf den schwach basischen Bereich beschränkt ist. Von den Wiesen-, Trockenrasen- und Heidegesellschaften auf Feldrainen des Untersuchungsgebiets ist im sauren bis mäßig sauren Bereich die Deschampsia flexuosa-Potentilla erecta-Gesellschaft mit ihren beiden Ausbildungsformen vertreten. Die Rotschwengel-Rotstraußgras-Wiese leitet zum schwach sauren Bereich über, in dem das Alchemillo-Arrhenatheretum sowie die Polytrichum pil.-Scleranthus per.-Gesellschaft auftreten. Die saumähnlichen Gesellschaften des Trifolio-Agrimonietaum und Chaerophylletum aurei finden sich im schwach basischen Bereich.

Die errechneten mittleren Stickstoffzeigerwerte der Gesellschaften und ihre Standardabweichungen lassen bezüglich der Pioniergesellschaften erkennen, daß das Holco-Galeopsietum stickstoffarme bis mäßig stickstoffreiche Böden besiedelt. Die ökologische Amplitude des Convolvulo-Agropyretum erstreckt sich von mäßig stickstoffreichen bis stickstoffreichen Standorten. Das Sambucetum ebuli und

die Epilobium angustifolium-Rubus idaeus-Gesellschaft zeigen Stickstoffreichtum an. Von den Wiesen-, Trockenrasen- und Heidegesellschaften auf Feldrainen des Untersuchungsgebiets zeigen die Deschampsia flexuosa-Potentilla erecta-Gesellschaft und die Polytrichum piliferum-Scleranthus perennis-Gesellschaft einen stickstoffarmen Standort an. Stickstoffarme bis mäßig stickstoffreiche Böden besiedeln die Festuca rubra-Agrostis capillaris-Gesellschaft und das Alchemillo-Arrhenatheretum. Deutlich in ihren Stickstoffansprüchen unterscheiden sich aufgrund der mittleren Ellenberg'schen Zeigerwerte die mesophilen von den nitrophilen Säumen. Das Trifolio-Agrimonietaum besiedelt stickstoffarme bis mäßig stickstoffreiche Böden, während das Chaerophylletum aurei auf stickstoffreiche Standorte beschränkt ist.

Das Verhalten der häufigsten Feldrain-Gesellschaften gegenüber den edaphischen Standortfaktoren Stickstoffverfügbarkeit und Azidität wird in Ökogrammen zusammenfassend dargestellt (Abb. 3). Das unterschiedliche Verhalten der Wiesengesellschaften bezüglich der dargestellten edaphischen Faktoren steht in Einklang mit ihrer Höhenverbreitung (Abb. 1): Mit steigender Höhenlage nimmt im Mittel die Bewirtschaftungsintensität auf landwirtschaftlich genutzten Flächen und somit auch die Eutrophierung der angrenzenden Feldraine ab. Zunehmende Höhenlage bedingt im allgemeinen ebenfalls ein Ansteigen der Niederschlagssummen und eine aus der Auswaschung von Nährstoffen resultierende zunehmende Bodenverarmung und -versauerung. Mit ansteigender Höhenlage nehmen die mittleren Tagestemperaturen ab. Ebenso nimmt mit zunehmender Höhenlage die Bewirtschaftungsintensität auf landwirtschaftlichen Flächen und der Nährstoffeintrag auf angrenzende Raine ab (vgl. 3.3). Entsprechend zeigt die in montanen Regionen

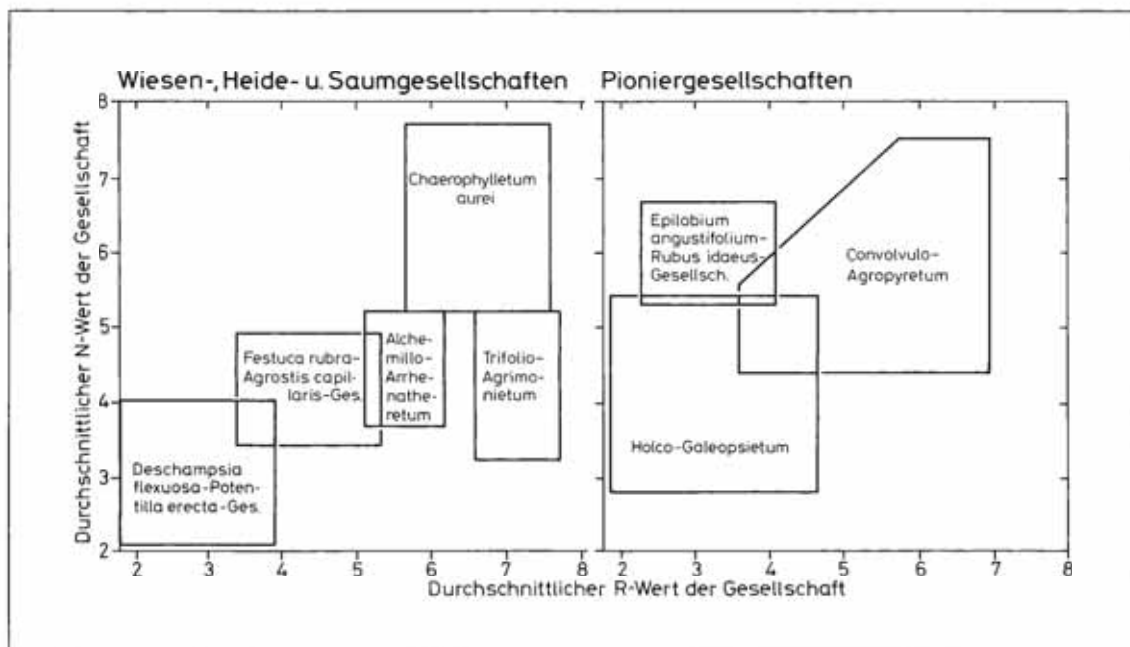


Abbildung 3

Ökogramm der mittleren Zeigerwerte nach ELLENBERG für Stickstoff und Azidität von häufigen Feldraingesellschaften Nordostbayerns

des Untersuchungsgebiets auf Feldrainen verbreitete Zwergstrauch-Ausbildungsform der *Deschampsia flex.-Potentilla er.*-Gesellschaft ausgesprochen saure, nährstoffarme Böden an.

Das Ökogramm der Pioniergesellschaften (Abb. 3) verdeutlicht die Verbreitung des *Holco-Galeopsietums* auf stickstoffarmen bis mäßig stickstoffreichen, sauren Böden. Das *Convolvulo-Agropyretum* ist auf mäßig stickstoffreichen bis stickstoffreichen sowie mäßig sauren bis schwach basischen Böden verbreitet. Die *Epilobium angustifolium-Rubus idaeus*-Gesellschaft siedelt auf saurem Substrat und zeigt (als Ausnahmefall unter den Feldrain-Gesellschaften) gleichzeitig Nährstoffreichtum an.

Im Vergleich ihrer mittleren Feuchtezahlen zeigen die untersuchten Pflanzengesellschaften auf Feldrainen Nordostbayerns kaum Unterschiede (Abb. 2). Lediglich die *Polytrichum piliferum-Scleranthus perennis*-Gesellschaft und das *Trifolio-Agrimonietaum* haben ihren Schwerpunkt im trockenen bzw. schwach trockenen Bereich (FG=3.8 bzw. 4.2). Die übrigen Gesellschaften siedeln auf als frisch (mittelfeucht) charakterisierten Böden.

Die errechneten mittleren Temperaturzahlen der einzelnen Gesellschaften weichen allgemein wenig vom mittleren Bereich (=5) ab. Die Ellenberg'sche Temperaturzahl 5 bezeichnet mit ELLENBERG (1978) den gesamten untersuchten Raum (von tiefen bis zu submontan-montanen Lagen). Die Differenzierung der Pflanzengesellschaften des Untersuchungsgebiets bezüglich ihrer temperaturklimatischen Ansprüche ist mit den mittleren Temperaturzahlen nicht möglich, da deren Trennschärfe zu gering ist.

5.5.3 Anthropogene Einflüsse

Feldraine sind in besonderem Maße äußeren Beeinflussungen unterworfen, vor allem durch die Art und Weise der Nutzung der angrenzenden Flächen, die indirekt den Vegetationstyp des Feldrains bestimmt. Erst in weiterer Linie sind direkte anthropogene Eingriffe (z. B. Brand) von Bedeutung.

5.5.3.1 Beeinflussung durch angrenzenden Ackerbau

Von besonderem Einfluß auf die Vegetation der Feldraine sind die indirekten Wirkungen menschlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen:

- Nährstoffzufuhr
- mechanische Störungen
- Herbizideintrag

Zwischen Erntezeit und dem Zeitpunkt der Ausbringung der Saat (bzw. Setzlinge) unterliegt auf Äckern die Krume einem mehr oder weniger intensiven Auswaschungsprozeß. In geneigtem Gelände werden Nährstoffe durch die Einwirkung von Niederschlägen verfrachtet und können auf angrenzende Raine gelangen. Von intensiv bewirtschaftetem Grünland kann ebenfalls Nährstoffeintrag auf die angrenzenden Raine stattfinden. Daneben können Feldraine zusätzlich eutrophiert werden durch Ablagerung von landwirtschaftlichem Abfall (z. B. Kartoffelkraut, Queckenrhizome). Die durchschnittlich stärkere Eutrophierung von Rainen an ackerbaulich genutzten Flächen gegenüber Grünlandrainen äußert sich in den vorzugsweise auf Ackerrainen auftretenden nitrophilen Vegetationseinheiten (Abb. 4).

Schmale Feldraine sowie Randpartien von breiteren Rainen kommen beim Umbruch der angrenzenden Äcker oft mit unter den Pflug. Auf gepflügten Rainabschnitten ist häufig ein Massenaufreten von annualen Ackerunkräutern oder von neu austreibenden Rhizompionieren wie *Holcus mollis* oder *Agropyron repens* (Bild 4) zu beobachten. Nach BACHTHALER (1968, 1970) ist ein enger Zusammenhang zwischen der von Feldbesitzern beklagten Zunahme von *Agropyron repens* auf den Äckern und den heute üblichen Bodenbearbeitungsverfahren, welche die regenerationsfähigen Rhizome der Quecke verstärkt zerteilen und von Wegrändern und Feldrainen verschleppen, zu erkennen.

Neben der Beeinflussung durch Eutrophierung und Umbruch ist auf Feldrainen ein Herbizideinfluß zu erwarten. Werden Felder mit Unkrautvernichtungs-

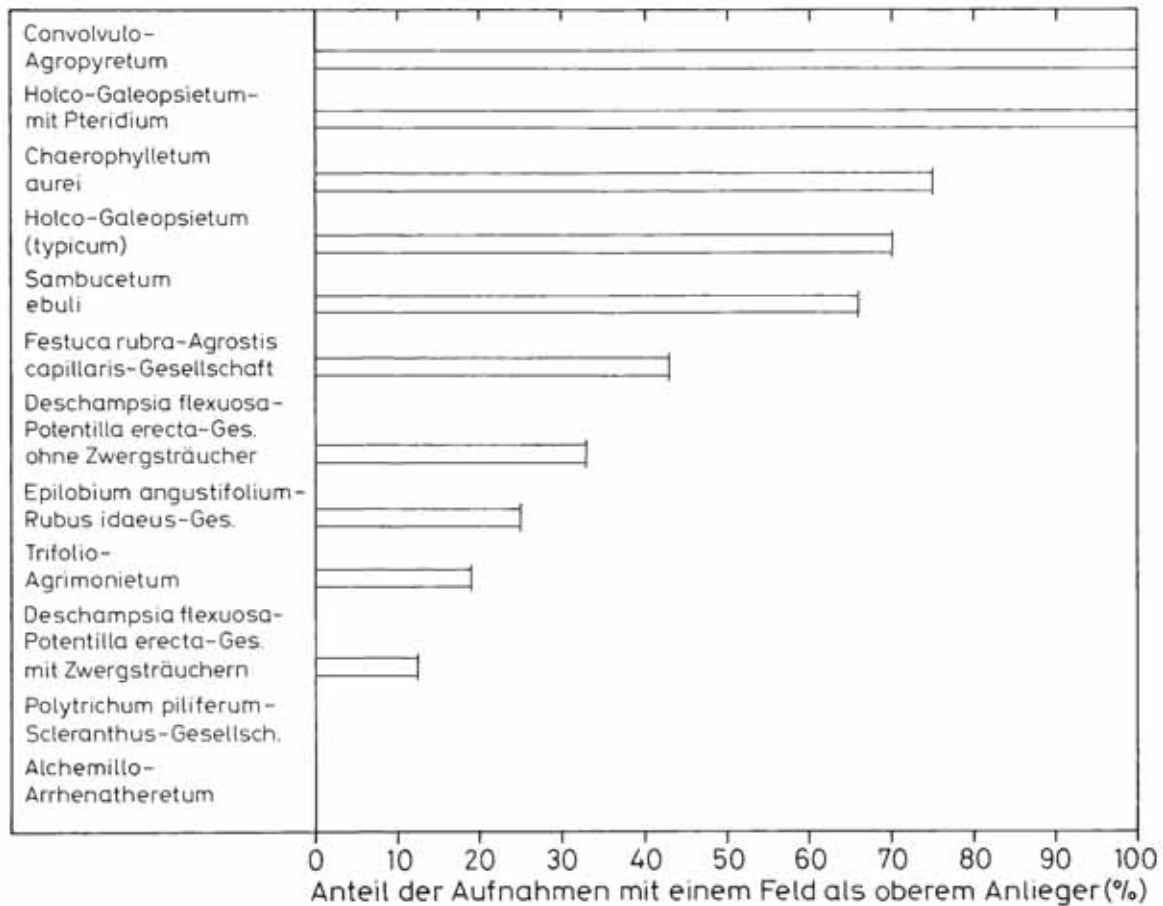


Abbildung 4

Die Beeinflussung der Ausbildung der Feldraingellschaften Nordostbayerns durch die Nutzungsweise des oberen Anliegers

mitteln behandelt, so können angrenzende Raine vom Herbizid-Sprühregen erfaßt werden. Verfrachtungen von Herbiziden über das Bodenwasser auf Feldraine sind ebenfalls in Betracht zu ziehen. Darüberhinaus werden auf Feldrainen bewußt Herbizide angewendet. Nach BACHTHALER (1970) begünstigt die Herbizidanwendung die Selektion hartnäckiger »Wurzelunkräuter«, z. B. *Agropyron repens* und *Convolvulus arvensis*.

Zur Erfassung der summarischen Wirkung der Nutzung von landwirtschaftlichen Flächen auf das Artgefüge der angrenzenden Feldraine wird für die einzelnen Pflanzengesellschaften untersucht, wie groß der Anteil der Raine mit Feld als oberem Anlieger an den ausgewerteten Gesellschaftsaufnahmen ist. Radikale Störungen des Standorts von Rainen an Äckern begünstigen die Ausbildung von Pioniergesellschaften. So werden vom Convolvulo-Agropyretum und vom Holco-Galeopsietum in der Ausbildung von *Pteridium aquilinum* ausschließlich Raine mit Ackerland als oberem Anlieger besiedelt (Abb. 4). Die Pioniergesellschaften Holco-Galeopsietum (typicum) und *Sambucetum ebuli* besiedeln entsprechend zum überwiegenden Teil (zu 70 bzw. 67 %) Raine, deren höher gelegene Seiten an Äcker grenzen. Auch das nitrophile *Chaerophylletum aurei* konzentriert sich in seinen Vorkommen auf Raine an Feldern. Vor allem auf den wenig gestörten Rainen zwischen Grünland treten wiesenähnliche Gesellschaften sowie die mesophile Saumgesellschaft auf.

5.5.3.2 Ablagerung von Schutt und Lesesteinen

Größere mechanische Störungen von Feldrainen erfolgen neben dem Pflügen (vgl. 5.5.3.1.) durch die Ablagerung von Schutt (meist Bauschutt) oder größeren Mengen von Lesesteinen. Dies führt zunächst zum Aufkommen von Pionierpflanzen, insbesondere auf eutrophierten Rainen zur Ausbildung meist langlebiger Ruderalvegetation. Auf Feldrainen des Untersuchungsgebiets werden als langlebige ruderal Pioniergesellschaften das *Sambucetum ebuli* und die *Epilobium angustifolium-Rubus idaeus*-Gesellschaft angetroffen.

5.5.3.3 Die Wirkung des Abflämmens

Zur Untersuchung der Wirkung von Feuer auf die Feldrainvegetation wurden Probeflächen aufgenommen, die im Spätherbst 1979 (ca. 1/2 Jahr vor Beginn der vegetationskundlichen Untersuchungen) von Landwirten einmalig abgeflämmt worden waren.

Die auf abgebrannten Grünlandrainen basenreichen Substrats erstellten Vegetationsaufnahmen (Tab. 4, Aufn.-Nr. 1–6) werden dem *Trifolio-Agrimonetum* (vgl. 5.2.2.2.) zugeordnet. *Agrimonia eupatoria*, der Kennart des *Trifolium medii*, kommt auf den geblämmten Rainen keine Bedeutung zu. Häufiger tritt als schwache Verbandskennart des *Trifolium medii* der Tiefwurzler *Trifolium medium* auf. Auf den entsprechenden Rainen kommen im Unterschied zu der

Tabelle 4: Die Vegetation geflämmter Feldraine

Aufnahme-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Aufnahme­fläche (qm)	50	50	24	50	50	75	30	36	70	50	12
Meereshöhe (m ü.N.N.)	490	360	350	360	490	410	550	550	460	490	350
Neigung (Grad)	10	25	20	30	0	40	45	40	15	25	20
Exposition	SW	SW	S	SW	.	NW	SO	SW	SW	SW	S
oberer Anrainer	W	W	W	W	W	W	F	F	F	F	W
Feldrainbreite (m)	2.5	5	3	5	2.5	5.5	3	3.5	3.5	5	3
Vegetationsbedeckung (%)	90	100	100	100	90	90	100	90	95	75	75
Arten der mesophilen Süme und der Halbtrockenrasen											
<i>Brachypodium pinnatum</i>	4	2	1	4	4	1					
<i>Trifolium medium</i>	2	2	2	.							
<i>Veronica teucrium</i>	+		+	2	.						
<i>Bupleurum falcatum</i>				+	1						
<i>Clinopodium vulgare</i>									1		
<i>Centaurea scabiosa</i>											
kalkanzeigende Pioniere											
<i>Aegopodium podagraria</i>	.		2		2	1					
<i>Echinops sphaerocephalus</i>	3		+			.		.			
<i>Rubus caesius</i>						3		1			
<i>Atropa belladonna</i>						1					
Arten des Holco-Galeopsietum											
<i>Galeopsis tetrahit</i>			1			1	1		r	.	
<i>Holcus mollis</i>							4	2	2	1	
<i>Rumex acetosella</i>								3	1	+	
säureanzeigende Pioniere											
<i>Agrostis capillaris</i>		1					2	2			
<i>Epilobium angustifolium</i>							+				
weitere Pioniere											
<i>Hypericum perforatum</i>				2				1	+		
<i>Euphorbia cyparissias</i>					.		.	.	1	3	
<i>Agropyron repens</i>					1		1	.	+		
<i>Silene vulgaris</i>		.					1	1	+		
<i>Equisetum arvense</i>		2									
<i>Verbascum nigrum</i>		1							.		
<i>Tanacetum vulgare</i>									2		
Arten des Grünlandes											
<i>Knautia arvensis</i>			+	+	.	1			+		
<i>Arrhenatherum elatius</i>		.	2	2	3	2	+		3		
<i>Galium album</i>		2	2		+	1	2				
<i>Dactylis glomerata</i>	+	2	2	+	1	2					
<i>Vicia cracca</i>	+			1	1						
<i>Achilles millefolium</i>	1	+			2						
<i>Trisetum flavescens</i>	+	2			1						
<i>Lotus corniculatus</i>	1		.		1						
<i>Festuca pratensis</i>	1		1								
<i>Rumex acetosa</i>	r	.	r								
<i>Avena pubescens</i>	+	1			.						
<i>Silaum silaus</i>					1						
<i>Heraclium sphondylium</i>			1								
<i>Alopecurus pratensis</i>			+				.				
<i>Poa pratensis</i>							1				
<i>Taraxacum officinale</i>							+				
weitere Nährstoffzeiger											
<i>Chaerophyllum aureum</i>			1			.	1				
<i>Galium aparine</i>						1					
<i>Vicia angustifolia</i>											
Holzgewächse											
<i>Prunus spinosa</i>							.				
<i>Rosa canina</i>							1				
<i>Quercus robur</i>									1		
Sonstige											
<i>Festuca ovina</i>										1	2
<i>Campanula rotundifolia</i>			+								
<i>Vicia sepium</i>			+								
<i>Poa angustifolia</i>			1	.							
<i>Veronica chamaedrys</i>				1							
<i>Pimpinella saxifraga</i>											

Ergänzungen

Sp. 1- 6 Trifolio-Agrimoni­etum eupatoriae
 7-10 Holco-Galeopsietum tetrahit
 11 Euphorbia cyparissias-Stadium
 WF = oberer Anlieger Wiese, unterer Anlieger Feld
 W = beiderseits Wiese
 FW = oben Feld, unten Wiese
 F = beiderseits Feld

Ferner kamen je einmal vor:
 in 1: Ranunculus bulbosus (1), in 2: Rosa rubiginosa (+),
 Galeopsis tetrahit (+), in 3: Aethusa cynapium (+), Polygala
 vulgaris (+), Luzula campestris (+), Vicia sepium (+), Euphrasia
 stricta (+), in 4: Rubus corylifolius agg. (2), in 6: Danthonia decum-
 bens (1), Cirsium acaule (r), in 9: Sanguisorba officinalis (r),
 in 10: Phleum pratense (1), Carex leporina (+), Galium hircynicum (+).

stabilisierten Gesellschaft zahlreiche krautige Pioniere wie *Hypericum perforatum*, *Galeopsis tetrahit*, *Equisetum arvense*, *Echinops sphaerocephalus* und *Atropa belladonna* vor. Die allen Aufnahmen von geflammten Rainen auf kalkreichem Substrat gemeinsame Fiederzwenke ist aufgrund ihrer tiefreichenden, regenerationsfähigen Ausläufer und Rhizome durch Brand konkurrenzbegünstigt (OBERDORFER 1979, ZIMMERMANN 1975). Weitere tiefwurzelnde Wurzelkriechpioniere auf Feldrainen, darunter *Equisetum arvense* und *Aegopodium podagraria* überstehen ebenfalls das Flammen im Boden sehr gut (RUNGE 1969). Nach dem Flammen besitzen diese Arten einen deutlichen Konkurrenzvorteil und breiten sich aus, weil ihre Sprosse im Frühjahr schnell emporstehen und dabei kaum konkurrierende Arten antreffen. Auf einigen der geflammten Raine treibt die Schlehe, ebenfalls Wurzelkriechpionier, Wurzelschößlinge nach.

Die Aufnahmen von geflammten Rainen an Äckern silikatreichen Substrats Nr. 7–10 (Tab. 4) werden zum Holco-Galeopsietum (vgl. 5.2.1.2.) gestellt. Neben den Charakter- bzw. Differentialarten des Holco-Galeopsietums treten weitere Pioniere auf wie *Euphorbia cyparissias*, *Silene vulgaris*, *Epilobium angustifolium* und *Verbascum nigrum*. *Tanacetum vulgare* wird von TÜXEN (in RUNGE 1969) als ausgesprochene »Brandpflanze« bezeichnet.

Das Pionierstadium von *Euphorbia cyparissias* (Tab. 4, Aufn.-Nr. 11) auf einem Grünlandrain wird syntaxonomisch nicht klassifiziert. Nach ZIMMERMANN (1975) wird die ausläufertreibende Zypressen-Wolfsmilch in ihrer Biomasseproduktion »zunächst durch Brände deutlich gefördert«.

Die Ausbildungsform des Holco-Galeopsietums von *Pteridium aquilinum* (vgl. 5.2.1.2.) scheint durch Brand ebenfalls gefördert zu werden. Nach CONWAY (1949, zit. nach WILMANN et al. 1979) werden die Rhizome des Adlerfarns durch Feuer nicht geschädigt, wogegen die Begleitflora, sofern sie nicht ebenfalls feuerresistent ist, weitgehend vernichtet wird.

Raine werden abgeflammt zur Bekämpfung von Unkräutern und Sträuchern. Das Abbrennen von Rainen und Böschungen, so ein häufig von Landwirten angeführtes Argument, fördert den Graswuchs, die Asche düngt den Boden, das Abbrennen erspart das Mähen und erleichtert die Pflege der Raine. Wie die Vegetationszusammensetzung der geflammten Raine aber zeigt, verschiebt das Abbrennen die floristische Zusammensetzung der Poaceen zugunsten harter Gräser geringen Futterwertes (*Brachypodium pinnatum* bzw. *Holcus mollis*). Abbrennen der Vegetation führt zur Zerstörung humusbildender Substanzen. Besonders ungünstig wird der Stickstoffhaushalt beeinflusst. Bei plötzlichem Abflammen der Vegetation verflüchtigt sich organisch gebundener Stickstoff und geht der Vegetation somit verloren. Die gleichzeitig entstehenden geringen Mengen anorganischer düngender Asche werden schneller vom Regen ausgewaschen oder aeolisch verfrachtet als sie für die Pflanzen wirksam werden könnten (STÖCKER 1966). Abbrennen führt zur »negativen Auslese«, d. h. es werden widerstandsfähige tiefwurzelnde »Unkräuter« gefördert. Zudem erweist sich der Unkrautsamen an der Bodenoberfläche gegenüber Hitze in der Regel als widerstandsfähiger, als der der gewünschten Gräser oder Kräuter – die dazu an Wurzeln und Sprossen

geschädigt werden – (STÖCKER 1966). Ebenso wenig wird, wie die Untersuchungen auf den geflammten Rainen zeigen, Strauchwuchs durch Brand unterdrückt. Tiefwurzelnde Sträucher wie Schlehen und Wildrosen werden zwar vorübergehend an ihren oberirdischen Teilen geschädigt, gleichzeitig aber zur Bildung von Erneuerungssprossen angeregt. Keimlinge der Sträucher finden aufgrund fehlender Konkurrenz des Bodenbewuchses günstige Entwicklungsbedingungen vor. Mit STÖCKER (1966) können Schlehen und Wildrosen auf Rainen eine Folge des Abbrennens sein.

5.5.3.4 Mahd

Raine werden gemäht in erster Linie zur Vermeidung ihrer Verbuschung und der Produktion von Unkrautsamen. Die Bedeutung von Feldrainen als Grünfütterlieferanten für Kleintierhalter geht, im untersuchten Raum vor allem in Nordbayern, deutlich zurück. Nicht (bzw. sehr selten) gemäht werden die Pioniergesellschaften, die nitrophilen bzw. mesophilen Säume und die Zwergstrauch-Ausbildungsform der *Deschampsia flexuosa*-*Potentilla erecta*-Gesellschaft. Die zwergstrauchfreie Ausbildungsform der *Deschampsia flex.*-*Potentilla er.*-Gesellschaft wird sehr selten geschnitten. Der Rotschwengel-Rotstraußgras-Feldraintyp wird im Mittel höchstens alle zwei Jahre gemäht. Ähnliches gilt für die *Carex brizoides*-Gesellschaft, die *Polytrichum piliferum*-*Scleranthus perennis*-Gesellschaft und das *Polygalo-Nardetum*, wobei letzteres zusätzlich sporadisch beweidet wird. Der intensivsten Nutzung unterliegt von den beschriebenen Vegetationstypen auf untersuchten Feldrainen die mindestens jährlich geschnittene Berg-Glatthaferwiese.

Das Ausbleiben der Mahd führt über mehrere Jahre zur Ansiedelung und Ausbreitung von Holzpflanzen. Die Länge des Zeitraums zwischen Beendigung der Mahd und dem Einsetzen der Verbuschung auf anthropogen unbeeinflussten Feldrainen ist in erster Linie abhängig von der jeweiligen räumlichen Entfernung der nächsten Holzpflanzen. Erstbesiedler von Rainen sind unter den Holzpflanzen einerseits anemochore Arten wie z. B. *Betula pendula*, andererseits Polykormonbildner (z. B. *Prunus spinosa*), welche von Hecken oder Waldrändern ausgehend auf angrenzende Raine vordringen können. Wie aus Arbeiten über die Veränderung der Vegetation auf Sozialbrachen hervorgeht, können im Einzelfall Zeiträume von mehr als zehn Jahren zwischen der Beendigung der Bewirtschaftung und dem Aufkommen von Holzpflanzen-Jungwuchs auf anthropogen unbeeinflussten Flächen liegen.

6. Diskussion: Schutzwürdigkeit und Bedeutung von Feldrainen

Die ausgewerteten Feldrain-Vegetationsaufnahmen zeigen bezüglich ihrer Artenzahl teilweise große Unterschiede. Vor allem die meist unter intensivem Herbizid- und Düngereinfluss stehenden Raine der Ackerfluren lassen die Existenz nur weniger harter, euhemerobere Arten (Kulturfolger), die teilweise auch innerhalb der Felder zu finden sind, zu. Die Artenzahlen entsprechender Vegetationsaufnahmen liegen teilweise unter 10. Solche anthropogen stark beeinträchtigten Raine können die Artenvielfalt der Kulturlandschaft nur unwesentlich erhöhen.

Insbesondere Raine des Grünlands, daneben die geringe Zahl anthropogen wenig beeinflusster Raine von Äckern, können Lebensräume für eine Vielzahl von Pflanzenarten darstellen, in erster Linie für ausgesprochene Magerkeitszeiger wie *Thymus pulegioides* und *Dianthus deltooides*, die der agrarischen Intensivlandschaft fehlen. Die Artenzahl entsprechender Vegetationsaufnahmen liegt vielfach über 25.

Auf einigen Feldrainen des untersuchten Raumes treten Pflanzenarten auf, die im untersuchten Raum selten sind und teilweise auf der ROTEN LISTE bedrohter Farn- und Blütenpflanzen von Bayern stehen. Nachfolgend sind Arten von Feldrainen, die im Untersuchungsgebiet selten bzw. nach der Roten Liste bedrohter Farn- und Blütenpflanzen in Bayern gefährdet sind, aufgeführt – letztere sind mit "!" gekennzeichnet. Angegeben sind ferner die Artenzahl (Z) sowie die Nutzungsweise der jeweils höher gelegenen Anlieger (W=Wiese, F=Feld).

Art	Z	Anlieger
! <i>Arnica montana</i>	27	W
! <i>Arnica montana</i>	22	W
! <i>Arnica montana</i>	21	W
! <i>Arnica montana</i>	21	W
! <i>Arnica montana</i>	13	W
! <i>Aruncus sylvestris</i>	22	W
! <i>Carlina acaulis</i>	26	W
! <i>Carlina acaulis</i>	22	F
! <i>Centaurium erythraea</i>	45	F
! <i>Digitalis grandiflora</i>	24	W
! <i>Gentiana ciliata</i>	34	W
! <i>Gentiana ciliata</i>	26	W
! <i>Gentiana ciliata</i>	29	W
! <i>Gentiana ciliata</i>	31	W
<i>Lathyrus tuberosus</i>	13	F
<i>Neslia paniculata</i>	18	F
<i>Petrorhagia prolifera</i>	31	W
<i>Petrorhagia prolifera</i>	30	W
! <i>Pulsatilla vulgaris</i>	33	W
<i>Thesium linophyllum</i>	45	W

Bei den Feldrainen, die seltene Arten aufweisen, handelt es sich meist um wenig gestörte nährstoffarme, artenreiche Raine des Grünlandes. Auf zwei Rainen an Äckern wurden jeweils ein seltenes Ackerunkraut (*Neslia paniculata* und *Lathyrus tuberosus*) gefunden. *Gentiana ciliata*, *Carlina acaulis*, *Pulsatilla vulgaris*, *Centaurium erythraea* und *Thesium linophyllum* kommen in Vegetationsaufnahmen vor, die syntaxonomisch zu den mesophilen Säumen (bzw. Saumfragmenten) gestellt werden. Diese Arten treten – kalkreiches Substrat vorausgesetzt – außer auf nährstoffarmen Feldrainen vereinzelt an Waldrändern und in Säumen von Hecken sowie in Magerasen des Untersuchungsgebiets auf. Ähnliches gilt für *Arnica montana*, die (auf saurem Substrat) außer auf Feldrainen an Waldrändern und auf Waldverlichtungen des Untersuchungsgebiets zu finden ist. Eine im Untersuchungsgebiet mangels geeigneten Substrats selten auftretende Pflanzengesellschaft ist der auf drei Grünland-Rainen angetroffene *Polytrichum piliferum*-*Scleranthus perennis*-Sandtrockenrasen. Die wenigen Fundorte der Gesellschaft auf Feldrainen liegen in nicht-flurbereinigtem Gebiet (1,5 km südlich von Wirsberg, Krs. Kulmbach). Es zeigt sich, daß nährstoffarmen, anthropogen wenig belasteten Feldrainen (meist Rainen zwischen

Grünland) eine gewisse Bedeutung als Refugien seltener und bedrohter Arten zukommt. Derartige naturnahe Feldraine sowie Grabenränder, Bachufer, sonstige »Ödflächen« wie Waldränder und Wegränder können im Idealfall ein Gitternetz von hoher Variantenbreite darstellen (BÄUMER 1981).

Zusammenfassend ist festzustellen, daß die Artenvielfalt und auch das Auftreten seltener Arten auf einem Großteil der untersuchten Feldraine sehr gering ist. So erweist sich der weitaus überwiegende Teil der untersuchten Feldraine aufgrund starker anthropogener Belastung als artenarm und trägt kaum zur Erhöhung der Diversität der Agrarlandschaft bei. Die Annahme, gepflügte Rainpartien könnten Refugien für durch Überdüngung, Herbizidanwendung und Saatgutreinigung bedrohte Ackerunkräuter wie *Adonis aestivalis* oder *Legousia speculum-veneris* darstellen, bestätigte sich aufgrund der vorherrschend starken anthropogenen Belastungen und der Dominanz von streßtoleranten und konkurrenzstarken Arten wie *Agropyron repens* nicht. Die durch Übergriffe von angrenzendem Ackerbau, vor allem durch Eutrophierung, Herbizidanwendung und Umbruch extrem gestörten Feldraine sind aus botanischer Sicht in ihrem aktuellen Zustand nahezu wertlos. Auf Seiten der Landwirte stellen solche Stadien flächendeckender rhizomkriechender Pioniere lästige Unkrautherde dar. Es ist aber zu betonen, daß es sich hier um eine sekundäre Verarmung, meist als Auswirkung der Bewirtschaftung angrenzender Äcker, handelt.

Neben den dargestellten Untersuchungsergebnissen sind zur Beurteilung der Schutzwürdigkeit von Feldrainen weitere Aspekte zu berücksichtigen. Nach WALZ (1978) können Feldraine bedeutsame Refugien und Äsungsquellen für Hasen und Rebhühner sein. Ebenso beherbergen naturnahe Feldraine eine Reihe von Insektenarten. Dies sind neben teilweise bedrohten Schmetterlingsarten zum Teil ausgesprochene »Nützlinge«, z. B. Schlupfwespen sowie Marienkäfer, Schwebfliegen und andere Blattlausvertilger. TISCHLER (1980) weist auf den Wert von Feldrainen als »Biotope von eigenen Lebensgemeinschaften« und als »ökologische Stabilisatoren in der störungsanfällig gewordenen Produktionslandschaft« hin.

Feldrainen kann eine ästhetisch-gestalterische Funktion zugeordnet werden. Sie gliedern das Gelände, geben Hängen eine plastische Wirkung und können einer Landschaft ein charakteristisches Gepräge verleihen. Anzunehmen ist, daß ein Großteil der Erholungssuchenden zumindest aus ästhetischen Gründen eine kleinräumig gegliederte Feldflur mit Gehölzgruppen, Hecken und Feldrainen der »gesäuberten« agrarischen Intensivlandschaft vorzieht.

Von Seiten der Landwirtschaft werden Feldraine (wie auch Hecken) oft als unnütze, produktionshemmende Flächen (Landverlust, unökonomische Zergliederung von Produktionsflächen, Unkrautherde) gesehen. Nach RICHTER (1965) verbirgt sich unter Stufenrainen häufig eine meterstarke Stufe anstehenden Gesteins. Zur Nutzbarmachung von Rainen sind also teilweise aufwendige Entsteinungs- und Aufschüttungsmaßnahmen notwendig. Stufenraine bewirken durch Zerstreuung des Tagwasserabflusses sowie Minderung der Hangneigung eine meßbare Erniedrigung der Erosionsintensität (RICHTER 1965, KUHN 1953, SCHWERTMANN et al. 1981). Die Herabsetzung der Hangneigung durch Stufen-

raine bringt auch eine Erleichterung der höhenlinienparallelen Bearbeitung mit sich.

7. Schlußfolgerungen

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, daß naturnahe, anthropogen kaum belastete Feldraine, meist an Grünland grenzend, aus Gründen der Artenvielfalt und des Auftretens seltener Arten aus botanischer Sicht für den Naturschutz von Bedeutung sein können. Im Gegensatz dazu sind die Ackerraine in der Feldflur im Augenblick so stark eutrophiert, daß sie vielfach nicht schutzwürdig, aber regenerationsfähig sind. Es ist anzustreben, daß der vegetationskundliche Wert anthropogen stark belasteter Raine an Äckern durch eine Verringerung ackerbaulicher Einflüsse, vor allem der Eutrophierung, erhöht wird. Dies könnte durch Belassung eines ungenutzten Streifens zwischen Acker und Rain mit Pufferfunktion zu erreichen sein, obgleich die Möglichkeiten zur Realisierung einer derartigen Maßnahme vermutlich gering sind. Eine Erhöhung der Artenvielfalt und eine Zurückdrängung strebtoleranter Unkräuter wäre auch durch eine Mahd der Raine möglich.

Erhaltenswert sind im Untersuchungsgebiet beispielsweise die teilweise noch ausgeprägten Feldrain- und Heckenlandschaften auf dem Muschelkalkzug zwischen Weidenberg und Friesen (b. Kronach), bei Wunsiedel auf der »Vorderen Leite«, im Raume Oberkotzau (b. Hof) sowie im Vorderen Bayerischen Wald bei Zachenberg.

Anschrift der Verfasser:

Dipl.-Biologe Hans-Christoph Knop
Leibersberg 8
8641 Marktrodach

Dr. Albert Reif
Lehrstuhl für Pflanzenökologie
der Universität Bayreuth
Am Birkengut
8580 Bayreuth

8. Literatur

ANDEL VAN, J. u. NELISSEN, H. (1979): Mineralstoffkreislauf in Populationen von Kahl-schlagarten in Beziehung zur Sukzession. Verh. d. Gesellsch. f. Ökologie, Bd. 7. Münster.

APITZSCH, M. (1963): Die Rotschwengel-Rotstraußgraswiesen des Altenberger Gebietes und ihre Entwicklungstendenzen. Ber. Arb.gem. sächs. Bot. N.F. 5/6: 183–214.

BACHTHALER, G. (1968): Die Entwicklung der Ackerunkrautflora in Abhängigkeit von veränderten Feldbaumethoden II: Untersuchungen über die Ausbreitung grasartiger Unkräuter und ihrer Bekämpfung. Freising, Weihenstephan.

BACHTHALER, G. (1970): Ackerunkräuter und Feldbautechnik. Umschau, H. 10.

BARTSCH, J. u. M. (1940): Vegetationskunde des Schwarzwaldes. Jena.

BÄUMER, H. O. (1981): Artenschutz erfordert Sicherung von Biotopen. Mitteil. Land. anst. Ökol. Landsch.entwickl. u. Forstplan. N.W VI/14.

BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDES-AMT (1964):

Geologische Karte von Bayern 1:500000. München.

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Allgemeine Pflanzensoziologie. Wien. u. New York.

DAMBACH, Ch. (1948): A study of the ecology and economic value of crop field borders. Ohio state Univ. Press. Columbus Ohio.

DESEÖ, K. V 1959: Untersuchungen über die Wirkung des menschlichen Einflusses auf die Insektenfauna einer Ruderalphytozönose bei Gödöllo. Acta Zool. Academ. Scient. Hung. Bd. 4: 289–316.

DIERSCHKE, H. (1974): Zur Syntaxonomie der Klasse Trifolio-Geranieta. Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 17

ELIÁŠ, P. (1978): Sambucetum ebuli and other ruderal communities in Trnava town. Preslia 50: 225–252.

ELLENBERG, H. (1952): Wiesen und Weiden und ihre standörtliche Bewertung. Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie II. Stuttgart.

ELLENBERG, H. (1974): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobot. 9.

ELLENBERG, H. (1978): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Stuttgart.

GAMS, H. (1973): Kleine Kryptogamenflora, Bd. 4: Die Moos- und Farnpflanzen. Stuttgart.

GLIESSMANN, S. R. u. MULLER, C. H. (1972): The phytotoxic potential of bracken (*Pteridium aquilinum*). Madrono 21: 299–304.

GUTTE, P., HILBIG, W. (1974): Die Ruderalvegetation. Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teiles der DDR. Hercynia N.F. 12: 1–39. Leipzig.

ISSLER, E. (1942): Vegetationskunde der Vogesen. Jena.

KLAPP, E. (1951): Pflanzengesellschaften des Wirtschaftsgrünlandes. Braunschweig/Völkenrode.

KLAPP, E. (1965): Grünlandvegetation und Standort. Berlin u. Hamburg.

KNAPP, R. (1969): Änderungen in der Vegetation hessischer Gebirge in den letzten Jahrzehnten. Mitt. flor. soz. Arbeitsgem. N.F. 14: 274–286.

KNOCH, K. (Edit.) (1952): Klimaatlas von Bayern. Bad Kissingen.

KRÜDENER, A. u. BECKER, A. (1941): Atlas standortkennzeichnender Pflanzen. Berlin.

KUHN, W. (1953): Untersuchungen über die Bodenzerstörung im Rhein-Main-Gebiet IV: Hecken, Terrassen und Bodenzerstörung im hohen Vogelsberg, Rhein-Mainische Forsch. 39.

- LEICHT, H. (1973):
Die geplanten Naturschutzgebiete in den Wiesen-
tälern des Frankenwaldes. n. veröff. Dipl. arb. Frei-
sing.
- LIPPERT, W. (1974-1979):
Untersuchungen zur Morphologie und Verbreitung
der bayerischen Alchemillen, I-IV Ber. Bayer. Bot.
Gesell. 45: 37-70, 46: 5-46, 47: 5-19, 50: 29-65.
- MORAVEC, J. (1967): Zu den azidophilen Trocken-
rasengesellschaften Südwestböhmens und Be-
merkungen zur Syntaxonomie der Klasse Sedo-
Scleranthetea. Folia Geobot. Phytotax. 2: 137-177
- MÜLLER, T. u. GÖRS, S. (1969):
Halbruderale Trocken- und Halbtrockenrasen. Ve-
getatio 18: 341-361.
- MÜLLER, T. (1962):
Die Saumgesellschaften der Klasse Trifolio-Ge-
ranietea sanguinei. Mitt. flor. soz. Arbeitsgem.,
N.F. 9: 95-140.
- MÜLLER-HOHENSTEIN, K. (1971):
Die natürlichen Grundlagen der Landschaften Nord-
ostbayerns. In HELLER, H: Exkursionen in Franken
und Oberpfalz. Selbstverl. Geograph. Inst. d. Univ.
Erl.-Nbg.
- NEZADAL, W. (1975):
Ackerunkrautgesellschaften Nordostbayerns. Hop-
pea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. 34: 17-149.
- OBERDORFER, E. (1952):
Die Wiesen des Oberrheingebietes. Beitr. naturk.
Forsch. SW-Deutschlands 11: 75-88.
- OBERDORFER, E. (1957):
Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Pflanzensoziol.
10: 564 S.
- OBERDORFER, E. (1977):
Süddeutsche Pflanzengesellschaften. I. Stuttgart,
New York.
- OBERDORFER, E. (1978):
Süddeutsche Pflanzengesellschaften. II. Stuttgart,
New York.
- OBERDORFER, E. (1979):
Pflanzensoziologische Exkursionsflora. Stuttgart.
- OBERDORFER, E. et al. (1967):
Systematische Übersicht der westdeutschen Phano-
gamien- und Gefäßkryptogamengesellschaften.
Schriftenr. Vegetationskunde 2: 7-62.
- PASSARGE, G. u. H. (1977):
Pflanzengesellschaften der Wiesen und Äcker im
Brambacher Zipfel/Oberes Vogtland. Ber. Arb. gem.
sächs. Bot. N.F. 11: 35-56.
- PASSARGE, H. (1964): Pflanzengesellschaften des
nordostdeutschen Flachlandes I. Pflanzensoz. 13.
- PREISING, E. (1953):
Süddeutsche Borstgras- und Zwergstrauchheiden
(Nardo-Callunetea). Mitt. flor.-soz. Arb.gem. N.F. 4:
112-123.
- REICHEL, D. (1979):
Wuchsklima-Gliederung von Oberfranken. Ber. d.
Akad. f. Nat.schutz u. Landsch.pflege. Laufen/Salz-
ach 3: 73-75.
- RICHTER, G. (1965):
Bodenerosion. Schäden und gefährdete Gebiete
in der Bundesrepublik Deutschland. Gutachten
i. A. d. BUNDESMINISTERIUMS FÜR ERNÄH-
RUNG, LANDWIRTSCHAFT U. FORSTEN. Bad
Godesberg.
- ROTHMALER, W. (1976):
Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der
BRD – Kritischer Band. Berlin.
- RUNGE, F. (1969):
Über die Wirkung des Abflämmens von Wegrainen;
in TÜXEN, R. (Edit.): Experimentelle Pflanzen-
soziologie. Ber. int. Symp. Rinteln: 213-224. Den
Haag.
- SCHMITHÜSEN, J. (1953-62):
Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutsch-
lands 1,2. Bonn, Bad Godesberg.
- SCHULZE, E.-D., KÜPPERS, M. u. REIF, A.
(1980):
Ökologische Funktionsanalyse von Flurgehölzen.
4. Zwischenbericht des LS Pflanzenökologie der
UBT an das Bayer. Landesamt für Umweltschutz.
Bayreuth – Oktober 1980 (n. veröff.).
- SCHWERTMANN, U. et al. (1981):
Die Vorausschätzung des Bodenabtrags durch
Wasser in Bayern. Freising, Weihenstephan.
- SEBALD, O. (1956):
Über Wachstum und Mineralstoffgehalt von Wald-
pflanzen in Wasser- und Sandkulturen bei abge-
stufte Azidität. Mitt. der Württemb. Forstl. Versuchs-
anstalt 13: 3-83.
- STÖCKER, G. (1966):
Über den Wert des Abbrennens von Rainen. Natur-
schutz u. naturkundliche Heimatforschung in den
Bez. Halle u. Magdebg. 3 (1).
- STÖTZER, U. (1981):
Der Ködnitzer Weinberg. Zulassungsarb. Universität
Bayreuth (n. veröff.).
- STRENG, R. u. SCHÖNFELDER, P. (1978):
Ein heuristisches Computerprogramm zur Ordnung
pflanzensoziologischer Tabellen. Hoppea, Denk-
schr. Regensb. Bot. Ges. 37: 407-433.
- TISCHLER, W. (1980):
Biologie der Kulturlandschaft. Stuttgart, New York.
- TÜXEN, R. (1967):
Ausdauernde nitrophile Saumgesellschaften Mittel-
europas. Contrib. Botanic., Jg. 1967: 431-453.
- TUTIN, T.G. et al. (1964-1980):
Flora Europaea I-V Cambridge.
- WALZ, K. (1978):
Unkrautherd oder Äsungsquelle. Der Wert von
Feldrainen und Böschungen. Die Pirsch 1978/30.
- WILMANN, O. et al. (1979):
Struktur und Dynamik der Pflanzengesellschaften im
Reuthwaldgebiet des mittleren Schwarzwaldes.
Documents phytosociologiques N.S. 4: 983-1024.
Lille.
- ZIMMERMANN, R. (1975):
Einfluß des Flämmens auf einen Halbtrockenrasen
im Kaiserstuhl. Natur und Landschaft 50 (7):
183-187.



1



4



2



5



3



6

Bild 1 Gewende

Bild 2 Stufenraine

Bild 3 Holco-Galeopsietum, dominierend: *Holcus mollis*

Bild 4 Convolvulo-Agropyretum, dominierend: *Agropyron repens*

Bild 5 Chaerophylletum aurei auf Feldrain
weißblühend: *Chaerophyllum aureum*

Bild 6 Trifolio-Agrimonietum, gelbblühend: *Agrimonia eupatoria*

Bild 7 *Deschampsia flexuosa*-*Potentilla erecta*-Gesellschaft; beherrschendes Gras: *Deschampsia flexuosa*; gelbblühend: *Potentilla erecta*



7

Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen

(verabschiedet durch das ANL/BFANL¹⁾-Kolloquium in Bad Windsheim am 24. Oktober 1980)

Vorbemerkung

Die nachfolgenden »Leitlinien« sind als Ergebnis des Windsheimer Kolloquiums von den Teilnehmern einvernehmlich verabschiedet worden. Die zugehörigen Erläuterungen wurden im Anschluß an die Tagung formuliert, nachdem ausführliche Diskussionen zwischen dem Institut für Ökologie – Ökosystemforschung und Vegetationskunde – und dem Institut für Vegetationskunde der BFANL vorangegangen waren. Auch die »Erläuterungen« haben allen Teilnehmern vorgelegen; jedoch sind für die abschließenden Formulierungen die Herren SUKOPP und TRAUTMANN verantwortlich.

Die »Leitlinien mit Erläuterungen« wenden sich vor allem an private Organisationen und Personen, die sich mit der Ausbringung von Pflanzen befassen, erst in zweiter Linie an den behördlichen Naturschutz und die Naturschutzforschung. Mit der Aufstellung bestimmter Regeln sollen unqualifizierte Ausbringungsaktionen, die den Zielen des Arten- und Biotopschutzes zuwiderlaufen, verhindert oder wenigstens verringert werden.

Es sei betont, daß die »Leitlinien« die Probleme der Ausbringung nicht erschöpfend behandeln, genauso wenig, wie das Windsheimer Kolloquium als erste Veranstaltung zu diesem Thema alle Gesichtspunkte ansprechen konnte. Dies gilt besonders für Fragen der Notwendigkeit des Ausbringens als Mittel des Artenschutzes und ähnliche Probleme, zu denen die Fachleute gegensätzliche Meinungen vertreten.

Trotz dieser Einschränkung sind die »Leitlinien« eine wichtige Orientierungshilfe für alle, die durch Ausbringen von Pflanzen die Artenvielfalt erhalten oder wiederherstellen wollen.

Empfehlungen der Teilnehmer des Kolloquiums

Der Schutz gefährdeter heimischer Wildpflanzen ist vorrangig durch die Erhaltung ihrer Lebensräume zu gewährleisten.

Das Ausbringen (Aussäen, Anpflanzen) heimischer Wildpflanzen kann als Mittel ihrer Erhaltung lediglich eine Notmaßnahme sein. Es dient nur unter folgenden Voraussetzungen dem Artenschutz:

1. Die Art wird innerhalb ihres (jetzigen oder historischen) Verbreitungsgebietes ausgebracht.
2. Das Saat- oder Pflanzgut stammt von einem nahegelegenen Vorkommen derselben Art, ohne daß dieses geschädigt wird.
3. Der Ausbringungsort entspricht den Standortansprüchen der Art.
4. Jede Ausbringung wird wissenschaftlich betreut und dokumentiert.
5. Die notwendige Pflege des neuen Wuchsortes ist gesichert.

Die Ausbringung soll vorzugsweise auf künstlich geschaffenen Standorten (Rekultivierungsflächen, Ränder von Verkehrswegen usw.) und nicht mehr bewirtschafteten Flächen (Brache usw.) vorgenommen werden, nur in Ausnahmefällen in naturnahen bzw. halbnatürlichen Beständen oder gar in Naturschutzgebieten.

Alle Ausbringungsaktivitäten sind mit den zuständi-

gen Landesstellen (Landesanstalten, Landesämtern) abzustimmen.

Die Bestimmungen der Naturschutzgesetze und Artenschutzverordnungen des Bundes und der Länder sind zu beachten.

Erläuterungen zu den »Leitlinien«

Hauptziel des Schutzes heimischer Wildpflanzen ist die Erhaltung der Vielfalt der Arten in ihren natürlichen und menschlich bedingten Lebensräumen (Biotope) und Lebensgemeinschaften (Biozönotosen). Zur Erreichung dieses Ziels ist die Sicherung möglichst mannigfaltiger Lebensräume in allen Regionen erforderlich. Es wird mit Nachdruck betont, daß diese Biotopsicherung durch keine andere Maßnahme des Artenschutzes zu ersetzen ist, seien es Erhaltungskulturen in botanischen Gärten, Konservierung in Samenbanken oder Ausbringung von Wildpflanzen durch Aussäen und Anpflanzen. Nur in Notfällen sind solche Maßnahmen angebracht, wenn z. B. die Ausrottung eines gefährdeten Pflanzenbestandes oder gar einer Art bedroht sind. Die Ausbringung kann dann unter bestimmten Voraussetzungen erfolgen:

1. »Die Art wird innerhalb ihres (jetzigen oder historischen) Verbreitungsgebietes ausgebracht«.

Im Laufe ihrer Einwanderung nach der letzten Eiszeit haben die Pflanzenarten in Mitteleuropa ein Verbreitungsgebiet (Areal) erreicht, das für jede Art charakteristisch ist und das Ergebnis einer langen und wechselvollen Florengeschichte, z. B. auch unter dem Einfluß des Klimawandels in der Nacheiszeit, darstellt. Die meisten Arten, und hier besonders die vom Aussterben bedrohten, sind nicht gleichmäßig über das ganze Bundesgebiet verbreitet, sondern wachsen nur in bestimmten Räumen, wogegen sie in anderen fehlen.

Es ist ein Ziel des Artenschutzes und daher eine Forderung der Leitlinien, dieses typische Verbreitungsbild der Arten zu erhalten und nicht durch unregelmäßiges Ausbringen beliebig zu verändern und damit zu verfälschen. Eine solche Florenverfälschung wäre z. B. das Anpflanzen des Leberblümchens (*Hepatica nobilis*) in der Eifel, wo es ursprünglich nicht vorkommt.

Natürlich hat der Mensch im Verlauf seiner Landnahme die Pflanzenareale stark beeinflusst, häufig verkleinert und zerstückelt, Teilareale vernichtet, aber auch Grenzen ausgeweitet. Außerdem gibt es eine große Gruppe von Arten, darunter auch gefährdete und schutzwürdige, die erst im Gefolge des Menschen nach Mitteleuropa gelangt sind und hier Fuß gefaßt haben.

Sie sind heute als Archäophyten Bestandteil unserer Flora und haben ebenso ihr typisches Verbreitungsmuster wie die ohne Zutun des Menschen eingewanderten Arten. Die indirekte Beeinflussung und Veränderung der Pflanzenareale durch historische Landbewirtschaftung kann nicht als Florenverfälschung angesehen werden.

¹⁾ Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege/Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie

2. »Das Saat- oder Pflanzgut stammt von einem nahegelegenen Vorkommen derselben Art, ohne daß dieses geschädigt wird«.

Viele Arten sind formenreich und haben geographische Rassen oder Kleinsippen entwickelt, die häufig in getrennten Verbreitungsgebieten leben. Dazu gehören zum Beispiel der Sanddorn (*Hippophaë rhamnoides*) und die Küchenschelle (*Pulsatilla vulgaris*). Erhaltung der Artenvielfalt bedeutet auch Erhaltung des Formenreichtums und der genetischen Eigenart der Kleinsippen. Gegebene Sippendifferenzierungen können aber durch genetisches Material fremder Herkunft verwischt werden, z. B. durch Salzpflanzen der Nordseeküste auf Salzstellen des Binnenlandes. Da über die Ausbildung von Kleinsippen und ihre geographische Verteilung bei vielen Arten noch keine ausreichenden Kenntnisse vorliegen, sollte das Saat- und Pflanzgut stets einem dem Ausbringungsort möglichst nahegelegenen Vorkommen entnommen werden.

Damit wird die Gefahr der Bastardierung verschiedener Kleinsippen gering gehalten.

Mit Absicht ist nicht auf das nächst gelegene Vorkommen verwiesen worden. Denn diese Population könnte sowohl genetisch nicht entsprechen als auch so klein sein, daß sie geschädigt würde, wollte man ihr ausreichende Mengen von Saat- oder Pflanzgut entnehmen.

Es gibt kaum Erfahrungswerte, welche Samenmenge einer Population ohne Schädigung entnommen werden kann. Englische Experten schlagen vor, niemals mehr als 20 % der Samen zu sammeln, die die Population in jedem Jahr produziert.

Wenn möglich, sollte man zur Klärung dieser Frage Kenner der örtlichen Verhältnisse hinzuziehen. Bei geschützten Arten ist eine Entnahme von Samen oder Pflanzen verboten.

Die Ausbringung von Saat- oder Pflanzgut aus botanischen Gärten, Freilandmuseen u. a. sollte nur dann erfolgen, wenn die Herkunft des Materials genau bekannt und eine Bastardierung verschiedener Herkünfte während der Vermehrung ausgeschlossen ist.

3. »Der Ausbringungsort entspricht den Standortansprüchen der Art«.

Diese Forderung ist eigentlich selbstverständlich, soll nicht die Ausbringung von vornherein zum Scheitern verurteilt sein. Trotzdem ist sie nicht leicht zu erfüllen, weil die ökologischen Ansprüche vieler Arten – und das gilt besonders für seltene Pflanzen – nicht ausreichend bekannt sind. Zudem erfordert die Beurteilung der Standortqualität und -eignung Fachkenntnis und gründliche Erfahrung.

4. »Die notwendige Pflege des Wuchsortes ist gesichert«.

Die Entwicklung einer lebensfähigen Population ist in vielen Fällen nur dann gewährleistet, wenn die ausgebrachte Art bzw. die Pflanzengesellschaft, in der die ausgebrachte Art wächst, regelmäßig gepflegt wird. Unter »Pflege« werden hier alle Einwirkungen verstanden, die ein optimales Gedeihen der Art ermöglichen. Sämtliche Arten, die in sogenannten Ersatzgesellschaften, d. h. menschlich bedingten Pflanzengesellschaften, vorkommen, bedürfen zu ihrer Erhaltung bestimmter Wirtschaftsweisen, zumindest aber wiederholter (regelmäßiger) menschlicher Eingriffe. Das gilt z. B. für Arten der Heiden, Magerrasen, Streuwiesen, Ruderalflächen, Waldsäume, Waldmäntel und Gebüsche.

Eingriff und Pflege zugunsten einer bestimmten aus-

gebrachten Art sollten nicht zu Lasten anderer ebenso erhaltenswerter Arten oder intakter Pflanzengesellschaften gehen. So kann die Anpflanzung von Orchideen in einem geschlossenen Kalkmagerasen dazu führen, daß sich um das Pflanzbeet herum auf offenen Flächen Störungszeiger und Gehölze, die ursprünglich dem Magerrasen fehlten, einstellen. Damit hat die Pflanzengesellschaft wichtige Merkmale verloren, sie ist nunmehr in einem gewissen Grade gestört, wenigstens zeitweise. Womöglich bleibt die Störung durch fremde Elemente aber auch ein Dauerzustand. Es sollten deshalb nicht nur einzelne (Liebhaber-)Arten oder Artengruppen gefördert werden; stets ist die gesamte Artenkombination (= Pflanzengesellschaft) und ihre durch Ausbringungsmaßnahmen mögliche Beeinträchtigung im Auge zu behalten.

5. »Jede Ausbringung wird wissenschaftlich betreut und dokumentiert«.

Die Forderung erscheint überspitzt, denn selbst bei gutem Willen der Fachleute wird sich nicht jegliche Ausbringungsaktivität wissenschaftlich betreuen lassen. Doch sollten wenigstens alle Projekte der Ausbringung von Arten Roter Listen unter fachkundiger Leitung stattfinden, um sicherzustellen, daß die notwendigen Voraussetzungen erfüllt sind und mit dem Erfolg des Experiments ein Beitrag zum Artenschutz geleistet wird.

Die Dokumentation dient der Erfolgskontrolle und ermöglicht den Erfahrungsaustausch. Es sollte zentral dokumentiert werden, also auf Länderebene, und nicht nur auf Bezirks- oder Kreisebene. Ein Anschluß an die in der Planung befindlichen Artenschutzdateien bietet sich an. Erwünscht ist auch die Meldung solcher Aktivitäten, die nicht wissenschaftlich betreut werden. Was im einzelnen zu dokumentieren ist, sollte einheitlich für das Bundesgebiet festgelegt werden, damit die Daten vergleichbar und austauschbar sind.

Die Möglichkeit der Schädigung intakter Pflanzengesellschaften durch Ausbringungsaktivitäten gibt Anlaß, als Ausbringungsorte vorzugsweise künstlich geschaffene Standorte und nicht mehr bewirtschaftete Flächen, auf denen sich keine wertvollen Pflanzengesellschaften erhalten oder entwickelt haben, vorzuschlagen. Im Zuge der Rohstoffgewinnung im Tagebau (Braunkohle, Steine, Kies, Sand, Torf) und von Baumaßnahmen (z. B. Damm- und Einschnittböschungen der Verkehrswege) fallen riesige Flächen an, die z. T. rekultiviert oder wenigstens begrünt werden. Ein Teil dieser Flächen könnte für Naturschutz-, speziell Artenschutzzwecke, verwendet werden. Im einzelnen ist die Eignung der Standorte und ihre besondere Herrichtung für bestimmte Arten zu prüfen. Dies wird notwendig sein, um den Pflegeaufwand auf längere Sicht gering zu halten.

Als Ausbringungsorte bieten sich auch Flächen an, die aus der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung ausgeschieden sind, z. B. solche Flächen, auf denen früher einmal wertvolle Pflanzengesellschaften mit zahlreichen gefährdeten Arten gewachsen sind.

Schließlich kommt auch der Siedlungsbereich mit seinen zahlreichen ungenutzten Flächen als Ausbringungsort in Betracht. Bauerwartungsland, sogenanntes Ödland, vernachlässigte Parks, extensiv bewirtschaftete Grünanlagen sind nur Stichworte für geeignete Plätze im Stadtgebiet zur Ausbringung und Vermehrung von Pflanzenarten. Dort kann sich auch der interessierte Bürger betätigen, wo nicht die

Gefahr der Zerstörung erhaltenswerter Pflanzengesellschaften besteht. Die Städte könnten entsprechende Flächen für diese Verwendung ausweisen. Die Ausbringung von Arten in Naturschutzgebieten ist besonders problematisch, vor allem dann, wenn in den Schutzgebieten Biotop wie Hochmoore und Gewässer oder Pflanzenformationen wie Wälder erhalten werden sollen, die keiner Pflege bedürfen und am besten sich selbst überlassen bleiben. Ähnliches gilt für Halbkulturgesellschaften extensiver Bewirtschaftungsformen wie Halbtrockenrasen u. a.. Hier kann Aussäen oder Anpflanzen

einen Eingriff bedeuten, der dem Schutzzweck zuwiderläuft.

Wenn auch die bestehenden rechtlichen Grundlagen die Ausbringung von Pflanzenarten noch keineswegs befriedigend regeln, so enthalten sie doch eine Reihe von Bestimmungen, die zu beachten sind. Das gilt besonders für die Entnahme von Material der durch die Bundesartenschutzverordnung vom 25. 8. 1980 geschützten Pflanzen, aber auch für andere Vorschriften, die das willkürliche Aussäen und Anpflanzen von Wildpflanzen in der freien Natur beschränken oder unter Verbot stellen.

Empfehlungen für die Wiedereinbürgerung gefährdeter Tiere

(verabschiedet durch das ANL/BFANL¹⁾-Kolloquium in Augsburg am 9. Dezember 1981)

Die Teilnehmer des Kolloquiums »Wiedereinbürgerung gefährdeter Tierarten« sind nach eingehender Erörterung dieser Thematik der Auffassung, daß Ansiedlungen einheimischer Tierarten (Wiederansiedlungen, Bestandsstützungen und Umsiedlungen) in begrenztem Maße als Teil des Artenschutzes anzuerkennen sind. Die Ansiedlung nichteinheimischer Arten und Unterarten oder die Aussetzung von Tieren in nicht artgerechte Biotope sind als Faunenverfälschung grundsätzlich abzulehnen.

Das Ziel einer artenschutzgerechten Ansiedlung ist die Bildung eines freilebenden Bestandes, der alle wichtigen ökologischen, ethologischen und taxonomischen Eigenschaften der heimischen Wildpopulation aufweist. Er soll in die Lage versetzt werden, sich ohne weitere Aussetzungen oder ständige Zusatzmaßnahmen des Menschen (wie z. B. Fütterung, Verminderung von natürlichen Feinden) langfristig im Gebiet zu halten.

Aufgrund der kritischen Wertung der bisherigen Erfahrungen bei Ansiedlungen von Tierarten in Mitteleuropa wird betont, daß künftige Vorhaben sich in stärkerem Maße als bisher auf die Biotopvorbereitung (Pflege, Wiederherstellung, Entwicklung) bzw. auf gezielte Suche nach geeigneten Aussetzungsplätzen konzentrieren müssen. Dabei sollten in erster Linie die schon laufenden Ansiedlungsprojekte in verbesserter Form fortgesetzt werden; neue Vorhaben dürfen erst nach einer gründlichen Vorbereitung und Prüfung begonnen werden.

Insbesondere müssen bei jedem Ansiedlungsvorhaben folgende fachliche Kriterien beachtet werden:

1. Ansiedlungen kommen nur bei den Arten in Frage, die trotz aktiven und intensiven Schutzes ihrer Restbestände nicht in der Lage sind (in absehbarer Zeit), auf natürliche Weise ihre früheren Vorkommensgebiete wieder zu besiedeln.
2. Der Aussetzung soll eine Untersuchung der Ursachen des Erlöschens bzw. des Rückgangs der betreffenden Art vorausgehen.
3. Die Aussetzungen müssen innerhalb des gegenwärtigen oder historischen Verbreitungsgebietes und in geeigneten Lebensstätten (Biotopen) durchgeführt werden.
4. Eine sorgfältige Auswahl optimaler Aussetzungsplätze einschließlich der Beseitigung der Gefährdungsursachen und der Durchführung gezielter

Pflege- oder Gestaltungsmaßnahmen muß noch vor der Aussetzung der Tiere erfolgen.

5. Erstellung einer Erfolgsprognose nach wissenschaftlichen Methoden und vergleichbaren Erfahrungen für das geplante Aussetzungsprojekt, in der u. a. alle möglichen Folgen der Aussetzung analysiert werden (wirtschaftliche, epizootische, ökologische).

6. Informationen der örtlichen Bevölkerung und aller Interessengruppen über Ziele und Ablauf der geplanten Vorhaben, um deren Zustimmung oder Unterstützung zu sichern.

7. Verzicht auf Maßnahmen, die anderen Zielen des Naturschutzes widersprechen wie z. B. eine Reduktion oder Ausrottung anderer Arten.

8. Beschaffung und Aussetzung müssen in Übereinstimmung mit den geltenden Rechtsbestimmungen erfolgen (Fangerlaubnis, Washingtoner-Artenschutzübereinkommen, Import-Export-Vorschriften, Tierschutzrecht, evtl. Aussetzungserlaubnis etc.).

9. Zur Aussetzung sollen nur Tiere gelangen, die taxonomisch und ökologisch der ehemaligen Population identisch oder möglichst ähnlich sind.

10. Die Entnahme von Tieren für Aussetzungszwecke darf nicht aus Populationen erfolgen, die dadurch gefährdet würden.

11. Bei der Durchführung der Aussetzungsaktionen muß dafür Sorge getragen werden, daß:

a) durch entsprechende Vorbereitung die Einpassung der Tiere in den neuen Lebensraum erleichtert wird,

b) seine natürlichen Verhaltensweisen zur Entfaltung kommen können,

c) eine rasche Vermehrung erfolgen kann.

12. Eine fortlaufende Betreuung und Überwachung der ausgesetzten Tiere bis zum Zeitpunkt ihrer Integration in die örtliche Biozönose muß gewährleistet sein.

13. Eine angemessene zeitliche Begrenzung der Projekte ist erforderlich, um zu verhindern, daß ohne Chancen echter Ansiedlung permanent ausgesetzt wird.

¹⁾ Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege/Bundforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie

14. Unerlässlich ist das Führen einer Dokumentation. Sie soll für eine wissenschaftliche Auswertung zugänglich sein.

15. Die Aussetzung soll in zwei Etappen erfolgen:

a) zunächst in einem eng begrenzten Raum, bis feststeht, ob eine echte Ansiedlung möglich ist und

falls ja,

b) bei Vorhandensein zusagender Biotope an mehreren Punkten des früheren Areals.

Soweit es notwendig und möglich ist, sollten Ansiedlungen auch international abgestimmt bzw. koordiniert werden.

Leitsätze zum zoologischen Artenschutz

(verabschiedet durch das ANL/LfU¹⁾-Kolloquium in Augsburg am 14. Oktober 1981)

In Anbetracht des bedrohlichen Artenrückganges und im Hinblick auf seine gesetzliche und ethische Verpflichtung kommt dem zoologischen Artenschutz innerhalb des Naturschutzes eine wesentliche Bedeutung zu.

Es wurden deshalb folgende Leitsätze als Ergebnis des Kolloquiums vom 12. – 14. Oktober 1981 der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege und des Bayer. Landesamtes für Umweltschutz in Augsburg aufgestellt:

1. Zoologischer Artenschutz wird im Augenblick noch nicht nach einer einheitlichen und umfassenden Konzeption verwirklicht.

2. Es liegen erst Ansätze für ein umfassendes Artenschutzkonzept vor. Für bestimmte Tiergruppen (z. B. Vogelfauna, Amphibienfauna) sind längerfristige und räumlich umfassendere Einzelprogramme entwickelt und deren Verwirklichung eingeleitet.

3. Als wesentlicher Mangel ist der noch bruchstückhafte Kenntnisstand über Bestand und Entwicklung der Fauna – ausgenommen die Ornithologie – zu sehen. Dies hat Rückwirkung auf: Erstellung der Roten Listen, Flächen- und Biotopschutz (Unterschutzstellung, Erwerb), Vertretung der Artenschutzbelange gegenüber Eingriffsdisziplinen, Konzeption biotechnischer Maßnahmen.

4. Das vorhandene Wissen könnte schon jetzt wirkungsvoller umgesetzt werden, wenn die Naturschutzbehörden personell und finanziell entsprechend ausgestattet wären.

5. Folgerung: Die Aufstellung eines Artenschutzkonzeptes und dessen Umsetzung in die Wirklichkeit können nicht zurückgestellt werden, bis eine ausreichende Grundlagenermittlung vorliegt. Dies

lassen die bedrohlichen Rückgangstendenzen in der Fauna nicht zu. Es ist deshalb notwendig, gleichzeitig eine grundlagenorientierte und längerfristig ausgerichtete Zustandserfassung, Zustandsbewertung und deren Umsetzung in ein Artenschutzprogramm zu beginnen bzw. voranzutreiben, Sofortmaßnahmen durch Hilfsprogramme für einzelne Tierarten oder -gruppen einzuleiten, Biotopschutz durch Flächensicherung konsequenter zu verfolgen, Artenschutzbelangen verstärkt im Rahmen von Verwaltungsverfahren nach dem vorhandenen Kenntnisstand Geltung zu verschaffen, wobei bei Bedarf im Rahmen von Umweltverträglichkeitsprüfungen entsprechende Ermittlungen zu erfolgen hätten.

Hierzu ist es notwendig

a) die Kapazität der grundlagenorientierten Forschung erheblich zu erweitern.

Hierzu zählen:

Erweiterung der artenschutzorientierten Forschung bei den Hochschulen, anderen Forschungseinrichtungen und Einzelpersonen. Es müssen entsprechende Impulse von den Naturschutzbehörden, u. a. durch Vergabe von Forschungsaufträgen, ausgehen; Verbesserung des Personalstandes bei den Naturschutzbehörden aller Verwaltungsstufen; Erweiterung des Sachmittelhaushaltes; Gewinnung von Naturschutz- und Fachverbänden sowie von fachlich kompetenten Einzelpersonen zur Mitarbeit

b) die Flächensicherung zu verstärken u. a. mit Hilfe einer entsprechenden finanziellen Ausstattung des geplanten Naturschutzfonds und

c) die Kapazität für landschaftspflegerische und arterhaltende Maßnahmen zu erweitern und entsprechende Organisationsformen hierfür zu schaffen.

¹⁾ Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege/Bayerisches Landesamt für Umweltschutz

Veranstaltungsspiegel der ANL im Berichtszeitraum und Ergebnisse der Seminare

21.-25. September 1981 Zangberg

Fortbildungslehrgang A

»Ökologische und rechtliche Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege.«

In Zusammenarbeit mit der Akademie für Lehrerfortbildung Dillingen, für Lehrer an Realschulen.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Organisation und Aufgaben der Naturschutzbehörden; Rechtsgrundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege: Bayerisches Naturschutzgesetz, Bundesnaturschutzgesetz, weitere einschlägige Gesetze und Verordnungen; die ökologische Bedeutung naturnaher Landschaftsbestandteile: Boden, Wald, Hecken und Gebüsch sowie Wildgrasfluren und Zwergstrauchheiden, Moore und Streuwiesen, Gewässer und Gewässerränder; geschützte und gefährdete Pflanzen und ihre Biotope; geschützte und gefährdete Tiere und ihre Biotope in der Wirtschaftslandschaft; Schutz und Pflege des Landschaftsbildes; Landschaftspflege im ländlichen Raum. Dazu eine Tagesexkursion zur Thematik.

23.-24. September 1981 Dießen

Fortbildungslehrgang D

»Rechtsgrundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Naturschutzbeiräte, Kommunalpolitiker, Journalisten, Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände und Angehörige der bayer. öffentl. Verwaltung.

12.-14. Oktober 1981 Augsburg

Kolloquium

»Zoologischer Artenschutz« für Wissenschaftler und Fachleute auf gesonderte Einladung. Siehe Seite 282.

20.-22. Oktober 1981 Bad Windsheim

Fachseminar

»Naturschutz und Landwirtschaft« für Angehörige der Landwirtschaftsverwaltung, Vertreter des Bayer. Bauernverbandes, Fachleute der Naturschutzbehörden und Vertreter der Naturschutzverbände.

Seminarergebnis

Das mittelfränkische Bad Windsheim beherbergte im ausgehenden Oktober dieses Jahres nicht nur Heilung suchende Kurgäste, sondern auch bildungshungrige Fachleute der Landwirtschaft und des Naturschutzes aus dem In- und Ausland. Etwa 60 Vertreter von Landwirtschafts- und Umweltministerien, der Landwirtschaftsverwaltung, der Flurbereinigungsbehörden, Bezirksregierungsrepräsentanten, Wissenschaftler, freie Landschaftsarchitekten, Lehrkräfte landwirtschaftlicher Fachhochschulen und Führungsakademien, Naturschutz- wie Bauernverbandsfunktionäre bevölkerten den Pavillon des Kurzentrums Bad Windsheim, um über die neuesten Entwicklungen auf dem bedeutsamen Beziehungsfeld Naturschutz und

Landwirtschaft zu diskutieren. Das Gesprächsklima des Seminars war durch eine genau so sachliche wie spannungsreiche »Wetterlage« gekennzeichnet, so daß zu keiner Zeit das Seminar, das wörtlich übersetzt nichts anderes heißt als »Pflanzgarten« (für neue Ideen) zu einer müden Bildungsroutine-Tour absank. Schließlich bewegt die teils konfliktreiche Beziehung Naturschutz und Landwirtschaft nicht nur die »Praktiker vor Ort«, sondern auch die Theoretiker an Schreibtisch oder Lehrstuhl. Die Sorge um eine gedeihliche Landschaftsentwicklung war ein tragfähiger Nenner, der wie ein roter Faden alle Referate und Diskussionsbeiträge durchzog – im wesentlichen wurden folgende Feststellungen getroffen und Forderungen aufgestellt:

– Die historische Landwirtschaft war keineswegs ein Musterbeispiel pfleglicher Landnutzung. Es ist unbestrittener Erfolg der derzeitigen Landbewirtschaftungsform, daß zahlreiche Landschaftsbestandteile, z. B. die Wälder, vom belastenden Druck agrarischer Mitnutzung befreit wurden. Andererseits hat die Verselbständigung von zunächst richtigen Rationalisierungszielen zu Entwicklungen geführt, die dem Gesamtgefüge der Landschaft nicht mehr gerecht werden. So meinte der Agrarhistoriker Dr. DIETMAR STUTZER u. a., daß sogenannte »Komfortziele«, z. B. die Maxime der Pflegeleichtigkeit der Flur hinter der Toleranz vor dem Feldgehölz, dem Einzelbaum, Kleintümpel zurückzutreten habe. Schließlich sei der heute übliche Traktor mit einem Lenkrad ausgestattet. Der Wandel der Landwirtschafts-sinnung wie der Methodik sei von jeher mehr von außen, als vom Bauern selbst ausgegangen. Dichter, Philosophen, Wissenschaftler selbst fachfremder Berufe hätten von jeher einen maßgeblichen Einfluß auf die Art und Weise der Natursicht, wie der daraus resultierenden Landwirtschaft gehabt. Es sei an der Zeit, daß sich eine neue Agrarethik bilde, deren Zustandekommen Aufgabe »führender Geister« sei.

– Der im Grundgesetz fixierte Freiraum des Bürgers, somit auch der des Landwirts, ist in der zu erwartenden Neufassung des Bayerischen Naturschutzgesetzes nach wie vor gesichert. Dies schließe jedoch Bindungen des Eigentumsgebrauches nicht aus, was vor allem für Schutzgebiete gelte. Die sogenannte Landwirtschaftsklausel gewähre nach Meinung des Referenten Ministerialrat WALTER BRENNER jedoch in allen anderen Gebieten ausreichende landwirtschaftliche Handlungsfreiheit. Von einer Rückkehr zu Flurzwangverhältnissen könne nicht gesprochen werden. Im übrigen habe das zu erwartende neugefaßte Naturschutzgesetz nicht nur restriktiven, sondern auch fördernden Charakter, indem z. B. vermehrt Entschädigungs- und Härteausgleichsmöglichkeiten gegeben sein werden.

– Der zunehmende Druck auf die Landwirtschaft führte zu Nervosität seitens der Landbevölkerung und teils zu »Entladungen« über den Blitzableiter Naturschutzmeinte der Vorsitzende des Landtagsausschusses für Landesentwicklung und Umweltfragen ALOIS GLÜCK. Dies erschwere das gegenseitige Verstehen und führe zu einer unnötigen Konfrontation. Die künftige bayerische Naturschutzpolitik könne aus prinzipiellen Überlegungen Nutzungsentgang nicht finanziell entschädigen, wohl aber strebe sie an, arbeitsmäßigen Mehraufwand aus Landschaftspflegegründen zu vergüten. Für die etwa 15000 ha pflanzebedürftigen Streuwiesenflächen Bayerns bedeute dies einen jährlichen Aufwand von 3-4 Millionen DM, was auch in finanzschwächeren Zeiten für den Staat wohl tragbar sei. Über die Rolle und Bedeutung von Schutzgebieten ist nach Auffassung GLÜCKs leichter eine Einigung zu erzielen als über die sogenannten »Pufferflächen« wie Auwiesen, Streuwiesen, parkähnlichen Viehweiden, Buckelfluren und Magerrasen. Eine Unterschutzstellung von »allem und jedem« diene niemand und schwäche die durchaus noch vorhandene und entwicklungsfähige Bereitschaft des Landwirts, mit seinem Eigentum verantwortlich umzugehen.

– Die Erosion ist so alt wie der Ackerbau selbst und nicht erst ein Problem der Gegenwart. Allerdings treffe zu, daß sie erst in den letzten Jahren als Problem gewissermaßen neu entdeckt wurde. 40 - 60-(80)t/Jahr und ha Bodenabtrag, wie dies teils in hügeligen Ackerbaugebieten der Fall ist, sind beängstigend und führen zu schwerwiegenden ökologischen Konsequenzen. Durch Konturbearbeitung, Terrassierung, Humusanreicherung, Zwischensaaten läßt sich nach Meinung von Dr. THEODOR DIEZ vom Bayer. Landamt für Bodenkultur und Pflanzenbau, die Erosion auf ein tolerables Maß von 5-10 t/Jahr und ha reduzieren. Die ohnehin starke Erosionsneigung von Maiskulturen dürfe durch Folienabdeckung nicht in eine neue Gefahrdimension gehoben werden.

– Sachzwänge sind nach Dr. H. STEINER von der Landesanstalt für Pflanzenschutz in Stuttgart nur solange solche, solange man sie akzeptiert. Die Rahmenbedingungen der Landwirtschaft waren und sind auch in Zukunft wandelbar. Deshalb ist es notwendig, neue Anbaumethoden zu erproben. Versuche im integrierten Pflanzenschutz, der vor allem mit Unterstützung von vielfach als lästig empfundenen ökologischen Strukturen wie Feldgehölzen und Hecken arbeitet, erwiesen sich bisher als vielversprechend.

Hecken als Dauerstützpunkt für zahlreiche Nutzinsekten wie Schlupfwespen, Schwebfliegen, Hautflügler usw. helfen die Schädlinge auch ohne chemische Bekämpfung unter der Schadensschwelle zu halten. Nicht gegen, sondern mit der Natur zu arbeiten, erweist sich als Gebot der Stunde.

Eine Mindestausstattung der Flur mit Hecken, Feldgehölzen und Feldrainen ist die Voraussetzung für einen kostensparenden Pflanzenschutz, mithin für die Ertragsicherheit.

– Das Referat von Dipl. Biol. ALFRED RINGLER – Alpeninstitut München – über die Feuchtgebiete Bayerns begann mit einer Bilanz der Verluste in den letzten Jahrzehnten. Im Bereich Wasserburg am Inn z. B. fielen bis 1975 etwa 70 % der Toteiskessel (kleine eiszeitliche Feuchtbiotope in der Flur) der Verfüllung zum Opfer. Im Ostallgäu wurden von 1945-1974 etwa 90 % aller enzyanreichen Streuwiesen kultiviert, die Grettstädter Feuchtwiesen bei Schweinfurt verschwanden völlig.

Sowohl aus dem landwirtschaftlichen als auch dem ökologischen Teilnehmerkreis wurde übereinstimmend eine möglichst exakte Bestandsaufnahme der Feuchtgebiets- und Biotopverluste in den wichtigsten Naturräumen Bayerns gefordert. Hieraus wäre die Dringlichkeit von Erhaltungsmaßnahmen in den einzelnen Gebieten abzulesen.

Mit den Flächenverlusten können auch die besonderen, für den Naturhaushalt unersetzlichen Aufgaben der Feuchtgebiete nicht mehr erfüllt werden: Speicherung der Niederschläge in den Moosschichten (Hochmoore), hohe Verdunstung zum Ausgleich von Trockenperioden, Bremsung hochwasserbildender Abflüsse, Ausgleich überhöhter Nährstoffbelastungen, Anzeige des chemischen Grundwasserzustandes, Sicherung der Gewässergüte in den Bachursprungsbereichen, Sicherung der Qualität von Trinkwasserreservoirs, hohes Bindevermögen für Schadstoffe (z. B. Biozide, radioaktive Spaltprodukte). Referat und Diskussion ergaben, daß nur ausreichend große Flächenanteile diese Funktionen in spürbarer Weise gewährleisten.

In einem weiteren Abschnitt wurden die besonderen landwirtschaftlichen Probleme und Rückschläge bei der Intensivierung von Feuchtgebieten angesprochen. Durch raschen Humusschwund (auf Niedermoor 1-2 cm pro Jahr), Wiedervernässung durch Moorsackung, geringe Düngerbevorzugungsmöglichkeiten (Phosphor auf Hochmoor, Kalium auf Niedermoor) und somit hohen Auswaschungsverlusten, tritt eine für die Betroffenen oftmals unerwartete Ertragsdepression ein. Konsequenz: Meliorationen sollen sich auf vernäbte, aber bereits intensiv bewirtschaftete Mineralböden beschränken.

Wesentliche Forderungen zum Feuchtgebietsschutz sind u. a.:

1. Sicherung aller repräsentativen Typen in den Naturräumen
2. Erhaltung so großer Flächenanteile, daß die landschaftsökologischen Funktionen gewährleistet bleiben
3. Differenzierung des Feuchtgebietsbestandes nach Pflege (z. B. floristisch herausragende Streuwiesen, Talnaßwiesen

in durchgängigen Tälern) und Sukzession (z. B. Streuwiesen, auf denen sich neue Hochmoore bilden).

– Über die Bedeutung von Kleingewässern, Altwässern, Teichen und Weihern sprach Dipl. Ing. O. ASSMANN vom Lehrstuhl für Landschaftsökologie in Weihenstephan.

Auch sie sind durch Verfüllung, Ablassen und Kultivierung stark bedroht, wie umgekehrt viele Feuchtwiesen Nordbayerns durch Neuanlage von Teichen. ASSMANN stellte die Unerstetzlichkeit der kleinen Stillgewässer für den Amphibienschutz in den Mittelpunkt seiner Ausführungen. Die Qualität als Laichplatz steht und fällt mit einem vielfältigen Uferbewuchs, einer unregelmäßigen Uferausformung und dem Fehlen amphibienfressender Fische.

Durch ihren Aktionsradius (Erdkröte 2,2 km) überstreichen viele Amphibien die landwirtschaftlichen Nutzflächen und tragen dort zum integrierten Pflanzenschutz durch Schädlingsvertilgung bei. Um ihre Populationen lebensfähig zu halten, ist eine gewisse Gruppierung und Zuordnung von Laichhabitaten erwünscht (Verbindungssystem). Als besonders gut überschaubare Lehrobjekte besitzen Kleingewässer eine traditionelle Bedeutung für das Studium des Naturhaushaltes. Viele Ökologen haben als »Tümpel« begonnen.

– Nach Dr. WOLFGANG ZIELONKOWSKI finden sich 38 % der gefährdeten Pflanzenarten Bayerns, das sind ca. 126 Arten der Roten Liste auf den etwa 18000 ha Trockenrasenflächen unseres Landes. Trotzdem schwinden diese wertvollen Magerstandorte auf 0,26 % der Landesfläche rapide. Besonderer Schutz ist für die letzten Magerrasengebiete am Alpenrand z. B. für die Buckelwiesen geboten. Inschutznahme und Landschaftspflegeprämien können jedoch nicht als Allheilmittel allein angesehen werden. Ein Rest von Selbstverständlichkeit sollte die floristischen Schmuckstücke, die Standorte von Enzianen und Orchideen als unverzichtbar erachten und pflegen.

– Präsident Dr. ANDREAS KRAUS von der Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau führte aus, daß nachhaltiger Ertrag im Pflanzenbau nur möglich seien, wenn »die Rechnung nicht ohne den Wirt« gemacht wird. Sorgfältige Standortpflege, größere Sortenvielfalt sowie der Verzicht auf »Bestandskosmetik«, verbunden mit integriertem Pflanzenschutz, vermögen die Landbewirtschaftung auf Dauer besser zu sichern, als eine technisch-chemische Intensivnutzung. Besondere Aufmerksamkeit schenkte der Redner dem Problem der Pflanzenzüchtung. Fragwürdige Selektion bei Prüfverfahren, das Erreichen wollen von Totalzielen führe in die Sackgasse. Die Möglichkeiten der Resistenzzüchtung seien indessen noch nicht ausgeschöpft, wiewohl sie von größter wirtschaftlicher Bedeutung für die

Landwirtschaft seien. Ein neues Pflanzenschutzmittel habe Entwicklungskosten zwischen 40-70 Mio DM, eine Neuzüchtung indes etwa nur 1/10 dieses Aufwandes. Durch neue Zuchtbearbeitungen alter Kultursorten z. B. Ackerbohnen sollte der zunehmenden Tendenz zur Monokultur begegnet werden. 242000 ha Mais, in Bayern zu 65 % auf erosionsgefährdeten Böden, würden auf immense Probleme hindeuten.

Dr. J. Heringer

26. Oktober 1981 Wasserburg

Fachseminar
eintägig – »Der Landschaftsplan in der Gemeinde« für Vertreter von Fachbehörden, Landschaftsplaner, Kommunalpolitiker.

Seminarergebnis

Rund 90 Teilnehmer, die sich aus Bürgermeistern, Gemeinderäten und weiteren Kommunalpolitikern, aus Behördenfachleuten und Landschaftsplanern zusammensetzten, diskutierten die Probleme und Erfahrungen mit der Landschaftsplanung.

An dem nunmehr vor 6 Jahren abgeschlossenen Landschaftsplan der Stadt Wasserburg, die sich mit den Umlandgemeinden zu einer Planungsgemeinschaft zusammengeschlossen hatte, wurden beispielhaft Aufgaben und Ziele von Landschaftsplänen dargelegt.

Unter Landschaftsplanung versteht man die Erarbeitung eines längerfristigen Konzepts von Zielen und Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege einschließlich der Erholungsvorsorge. Da Ziele und Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege letztlich die menschliche Existenz auch in der Zukunft garantieren sollen, will die Landschaftsplanung

– den Naturhaushalt als Lebensgrundlage des Menschen nachhaltig sichern und entwickeln,

– die Vielfalt, Eigenart und Schönheit der Landschaft erhalten,

– die mannigfachen Nutzungsansprüche an die Landschaft und den Naturhaushalt gegeneinander abwägen und Leitlinien für eine pflegliche Flächennutzung einschließlich der Erholungsnutzung aufstellen,

– die notwendigen Maßnahmen zum Schutz, zur Pflege, zur Sanierung und Gestaltung der Landschaft aufzeigen.

In den Gemeinden mit entsprechendem landschaftlichem Kapital, aber auch bei besonderer Problemstellung der Gemeindeentwicklung soll der Landschaftsplan daher zunehmend zur Grundlage der gemeindlichen Bauleitplanung gemacht werden.

Der Landschaftsplan soll mithelfen, aufbauend auf der jeweiligen landschaftlichen Eigenart des Gebietes und der unterschiedlichen Tragfähigkeit des Naturhaus-

halts, die notwendige Gesamtschau in der Gemeindeentwicklung wiederherzustellen. Zu lange hat die Hauptzielrichtung unserer Siedlungsentwicklung nur in der Ausweisung möglichst vieler und umfangreicher Baugebiete gelegen. Landschaftspläne sollten daher von den Gemeinden nicht als behördlich verordnete Pflichtplanung, sondern als auf die jeweilige Gemeindestruktur abgestimmte individuelle Planungs- und Entwicklungsvorschläge verstanden werden.

Besonders wertvoll waren die Hinweise der beiden Bürgermeister aus Gemeinden des Planungsgebietes, die ihre bisherigen Erfahrungen im Vollzug der Landschaftsplanung vortrugen.

Für die Stadt Wasserburg erklärte Bürgermeister Dr. GEIGER, daß das durch die Planung gewonnene Bewußtsein der gegenseitigen Abhängigkeit und Zusammengehörigkeit von Stadt und Stadtumlandgemeinden zu einer stärkeren Koordinierung bei der Lösung gemeinsamer Aufgaben auf dem landschaftsplanerischen Sektor geführt habe.

Eine entsprechend klare und verständliche Zielartikulation des Landschaftsplanes würde die Problematik so bewußt machen, daß der hieraus entstehende Lösungsvorschlag von der Stadt oder Gemeinde getragen werden könne. So gesehen stelle der Landschaftsplan nicht – wie von vielen Gemeinden ständig befürchtet – ein starres und unabänderliches Planungskonzept dar, sondern biete vielmehr für die Kommunalpolitiker bei notwendigen Maßnahmen eine ganz wichtige Entscheidungshilfe, um aus der jeweiligen Situation das Optimale herauszuholen zu können. Als Beispiel wurde die Inn-Aue angeführt, welche trotz des technischen Zwanges zur Hochwassersicherung in ihrem Auecharakter erhalten werden konnte.

Für die ländlich strukturierten Gemeinden unterstrich Bürgermeister MAYERHOFER von der Gemeinde Babensham die positive Einstellung zum Landschaftsplan, wo insbesondere das Gefühl für die Verantwortung um die Erhaltung der Kulturlandschaft auch stärker im Bewußtsein der einzelnen Bürger, insbesondere der Landwirte verankert werden konnte.

Eine entsprechend klare und verständliche Zielformulierung helfe darüber hinaus mit, anstehende Probleme der gesamten Bevölkerung bewußt zu machen, die sich dadurch entsprechend leichter mit der Landschaft und den gemeindlichen Problemen identifizieren könne.

So wurde ein neu angesiedelter Gewerbebetrieb, der in einer nach landschaftsplanerischen Zielen landschaftlich bedeutsamen und grundsätzlich von Bebauung freizuhaltenen Lage errichtet wurde entsprechend vorsichtig und behutsam in das Ortsbild integriert. In vergleichbaren Situationen, ohne die kritischen Hinweise eines Landschaftsplanes, führen solche rein zweckorientierten Baukörper häufig zu

einer erheblichen Beeinträchtigung des Landschafts- und Ortsbildes.

Die Ausführungen der Behördenvertreter und Planfertiger bestätigten die Argumente der Kommunalpolitiker. Von den Referenten und Teilnehmern wurden folgende Faktoren als besonders wichtig für die künftige Bearbeitung von Landschaftsplänen hervorgehoben:

– Verständliche Zielformulierungen, auch für Laien, die nachvollziehbar auf den Grundlagenerhebungen aufbauen und damit vom Bürger und Kommunalpolitiker besser vertretbar sind.

In Landschaftsplänen sollten nicht nur planerische Funktionszuweisungen erfolgen. (z. B. Ausweisung von Wander-, Wirtschafts-, Fahrradwegen, Schutzgebieten, Flächen für Bebauung, Freizeit und Erholung usw.). Wichtiger ist auch hier das Bewußtmachen von Problemen, das verantwortungsbewußte Kommunalpolitiker in die Lage versetzt, eigenständig solche Funktionen im Gemeindegebiet festzusetzen. Ein Eigenengagement aus der Gemeinde heraus führt letztlich auch zu einer besseren Umsetzung der landschaftsplanerischen Ziele.

– Dies bedingt einen möglichst frühzeitigen Kontakt des Planers mit allen Beteiligten, sowohl mit den anderen Planungsträgern als auch den einzelnen Bürgern, um ein möglichst homogenes, realisierbares Konzept vorlegen zu können.

Insbesondere die Bürger sollten sinnvollerweise nicht erst im Auslegungsverfahren, sondern bereits in der Planungsphase immer wieder an der Planung beteiligt werden, damit bei der Umsetzung der Ziele auch ein möglichst breiter Rückhalt in der Bevölkerung gewährleistet ist.

Nachdem ein Landschaftsplan in der Regel das gesamte Gemeindegebiet zum Planungsinhalt hat und in der Regel der überwiegende Teil landwirtschaftliche Nutzfläche darstellt, sind frühzeitige Kontakte insbesondere auch mit den Landwirtschaftsvertretern zu suchen. Gerade in diesen Bereichen besteht häufig die Gefahr, daß weniger realisierbare, sondern oft landschaftsplanerische Idealziele formuliert werden, die bei den betroffenen Landwirten auf krasses Unverständnis stoßen.

– Die Bestrebungen, nur Teilbereiche einer Gemeinde in Landschaftsplänen zu bearbeiten, ist kritisch anzusehen, da Probleme, die eine Bearbeitung des gesamten Planungsgebietes notwendig machen, häufig erst nach Arbeitsbeginn sichtbar werden.

Dies gilt besonders auch für die sogenannten »Landschaftspläne« der Flurbereinigung. Diese Pläne können auf keinen Fall den gemeindlichen Landschaftsplan ersetzen oder seine Grundlage darstellen. Richtig wäre auch hier der umgekehrte Weg, daß die im Landschaftsplan der Gemeinde aufgestellten Ziele über weitere

Planungen (z. B. im Rahmen der Flurbereinigung) in die Realität umgesetzt werden.

– Das vom Umweltministerium ausgearbeitete Gliederungsschema ist nicht als strenges Planungskonzept aufzufassen, sondern als Hilfestellung bei der Ausarbeitung der Pläne zu verstehen.

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, daß ein richtig ausgearbeiteter Landschaftsplan keine nach Vorschrift verordnete Konfektionsplanung sein soll, sondern jeweils für die Gemeinde einen individuell angepaßten Maßanzug darstellen sollte. Bei entsprechend früher und verantwortungsbewußter Beteiligung sollte eine Gemeinde im Sinne ihrer Planungshoheit das Planungsinstrument der Landschaftsplanung selbständig bedienen können. Sie hat es dann selbst in der Hand, in der Verantwortung für's »Ganze« das überlieferte Gut, die Landschaft, als Grundlage ihrer Gemeindeentwicklung zu bewahren und weiterzuentwickeln.

H. Krauss

2.-6. November 1981 Selb/Silberbach Ofr.

Fortbildungslehrgang C

»Planung und Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege in der freien Landschaft« für Angehörige der Fachbehörden, der im Naturschutz tätigen Verbände, Landschaftsplaner, Städteplaner.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Erhaltung und Neuschaffung von Biotopen; Planungen und Maßnahmen zur Sanierung, Rekultivierung und Erhaltung in den Bereichen Wasserwirtschaft, Straßenbau, Land- und Forstwirtschaft, Flurbereinigung.

Planungen und Maßnahmen zur Erhaltung schützenswerter Landschaftsbestandteile; Beurteilung und Behandlung von Brachflächen; Naturschutz und Erholung; Erholungsplanung, Planung und Einrichtung von Naturparks und Erholungsgebieten; Grundzüge der Landschaftsplanung; Einbindung der Planungen und Maßnahmen in die übergeordneten Ziele der Landesentwicklung. Dazu eine eintägige Exkursion zur Thematik.

4. November 1981 Eching

Fachseminar

eintägig – »Naturschutz im Zeichen knapper Staatshaushalte« für Umweltpolitiker, Vertreter der Fachbehörden aus den Bereichen Finanzen, Naturschutz, Hoch- und Tiefbau, Wasser- und Straßenbau, Flurbereinigung und Forsten auf gesonderte Einladung.

Seminarergebnis

Kein Geld im Staatssäckel – kein Schutz der Natur?

Läßt sich die gegenwärtig angespannte Finanzlage im Hinblick auf Naturschutz

und Landschaftspflege auf diese einfache Formel bringen?

Nach dem Einführungsreferat von Umweltminister DICK über »Naturschutz und Landschaftspflege – positive und negative Aspekte knapper Staatsfinanzen« referierten auf Einladung der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege Finanzexperten, Naturschutzfachleute und Vertreter der staatlichen Verwaltung zu dieser Frage auf einem Fachseminar in Eching bei München.

Ziel des Seminars war es, zu prüfen, ob durch die Finanzknappheit Schutz- und Pflegemaßnahmen für die ebenfalls aus finanziellen Gründen reduzierten, Natur und Landschaft beeinträchtigenden Eingriffe naturschutzpositive Wirkung zeigen. Neben den Großprojekten wie Flughafen-, Kanal- und Autobahnbau, die als folgenschwere Eingriffe in die Natur jedermann augenfällig und deshalb in der Öffentlichkeit stark umstritten sind, wurden die Diskussionsschwerpunkte dem Schutz der noch verbleibenden, für den Artenschutz äußerst bedeutsamen Feuchtgebiete, den Ausgleichsmaßnahmen nach Eingriffen und der Sicherung wertvoller Flächen gewidmet.

Die Erhaltung der Feuchtgebiete wird weitgehend von der Zusage staatlicher Ausgleichszahlungen an die Landwirte abhängen, die vorerst nur so Bereitschaft zeigen, auf eine weitere Intensivierung der Landwirtschaft zu verzichten.

Die Diktatur der leeren Kassen zwingt den Staat zur Aufgabe oder zum Hinausschieben geplanter Maßnahmen und zur Schwerpunktsetzung in seinen Verpflichtungen. Naturschutz ist eine Verpflichtung für jedermann, niemals eine Fehlinvestition und vor allem eine unabschätzbar hohe Verzinsung.

Auf welche Seite jedoch das Pendel des bei dem Seminar gewagten Bilanzierungsversuchs ausschlagen wird, ob die eingangs gestellte Frage vielleicht umgekehrt mit der Aussage »Weniger Geld – mehr Naturschutz« beantwortet werden kann, bleibt abzuwarten.

Dr. W. Zielonkowski

7.-8. November 1981 Selb/Silberbach Ofr.

Fortbildungslehrgang A I

Wochenendveranstaltung – »Ökologische und rechtliche Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Bewerber der Naturschutzwacht und Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Organisation und Aufgaben der Naturschutzbehörden; Rechtsgrundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege; Bayerisches Naturschutzgesetz, Bundesnaturschutzgesetz, weitere einschlägige Gesetze und Verordnungen; die ökologische Bedeutung naturnaher Landschafts-

bestandteile: Boden, Wald, Hecken und Gebüsche.

9.-11. November 1981 Bad Kissingen

Jahrestagung Bayerischer Naturschutzreferenten

Neuere Entwicklung im Naturschutz und in der Landschaftspflege

Information: Die Jahrestagung Bayer. Naturschutzreferenten war eine kombinierte Dienstbesprechung und Fachtagung. Aus diesem Grund war die Teilnahme ausschließlich Vertretern des behördlichen Naturschutzes vorbehalten. Die diesjährige Fachtagung befaßte sich mit dem Themenbereich Landwirtschaft – Naturschutz. In Zusammenarbeit mit dem Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, für Referenten und Sachbearbeiter für Naturschutz und Landschaftspflege an den Regierungen, hauptamtliche Fachkräfte für Naturschutz und Landschaftspflege der Landkreise und kreisfreien Städte.

16.-17. November 1981 Laufen

Fachseminar

»Die Zukunft der Salzach« für Wissenschaftler, Fachleute, Politiker auf gesonderte Einladung.

Seminarergebnis

Die Salzach, jener einzige durch Stau-stufen noch unverbaute Fluß des bayerischen Alpenvorlandes, stand im Mittelpunkt eines Fachseminars, welches die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege vom 16.-17. November 1981 in Laufen, dem Sitz der ANL, veranstaltete. Rund 90 Wissenschaftler, Fachleute, Kommunalpolitiker, aber auch an den Problemen der Salzach interessierte Laien, nahmen die Gelegenheit wahr, ihre Meinungen in den teilweise recht engagiert geführten Diskussionen kundzutun.

Zu Beginn des Seminars vermittelte Dr. Josef ZIEGLER vom Bayer. Geologischen Landesamt München den Seminarteilnehmern die geologisch-landschaftsgeschichtlichen Hintergrundinformationen, welche zum Verstehen des heute existierenden und für jedermann sinnlich wahrnehmbaren Talraumes der Salzach erforderlich und förderlich sind. Die Geschichte der Salzach beginnt vor etwa 15000 Jahren, nachdem der würmezeitliche Salzach-Vorland-Gletscher sein Maximum erreicht hatte und der Eiskuchen nach und nach zerfiel. Die vom Eisstrom abfließenden Schmelzwässer vereinigten sich an dessen Nordrand und bildeten die Vorläufer der heutigen Salzach, welche nach dem Eisrückzug auch die spätglazialen Seen entwässerten und ihren Lauf mehrmals änderten. Nach den Durchbrüchen bei Raitenhaslach und Laufen behielt die Salzach dann mehr oder weniger in groben Zügen den Verlauf, der auf alten Flußkarten, z. B. aus dem Jahre 1817, noch recht gut ersichtlich ist.

Daß die heutige Salzach keinesfalls mehr einen natürlichen Flußlauf darstellt, wie es für manchen Betrachter den Anschein haben mag, betonte Dipl.-Ing. Fritz-Heinz WEISS vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft. Durch die im Staatsvertrag vom 24.12.1820 zwischen Bayern und Österreich beschlossene Korrektur wurde der ursprünglich in mehrere Einzelgerinne aufgespaltene und sich bei jedem Hochwasser verlagernde Fluß in ein Kanalbett gezwängt, wodurch der hydrologische Kontakt zur Aue unterbunden wurde. Im Gefolge dieser erheblich in den Naturhaushalt eingreifenden wasserbaulichen Maßnahme kam es dann aber auch noch an verschiedenen Stellen zu Eintiefungen der Flußsohle, die teilweise bis in den unter dem Kiespolster liegenden weichen Gesteinsuntergrund reichten. Derartige Flußbetteintiefungen werden noch verstärkt durch Eingriffe in den Geschiebehaushalt infolge von Kiesentnahmen in den oberen Flußabschnitten. Der Fluß ist dadurch gezwungen, das Geschiebedefizit durch Entnahme aus der Sohle zu decken, was dann häufig zu dem gefürchteten Sohlendurchschlag führen kann. Aus wasserbaulicher Sicht wurde deshalb empfohlen, durch Einbau hydraulisch wirksamer Sohlschweller der fortschreitenden Eintiefung Einhalt zu gebieten. Um die Gewässergütesituation des Salzachstromes ging es im Vortrag von Dr. Wolfgang NÄHER von der Regierung von Oberbayern. Er führte aus, daß diffuse Belastungen bereits im Oberlauf der Salzach auftreten, vor allem aus Fremdenverkehrsarten, welche ihre Abwässer oft ungereinigt einleiten. Einen besonders harten »Genickschlag« erhält der Fluß jedoch bei Hallein, wo durch die Zellstoffproduktion Abwässer eingeleitet werden, die ca. 1 Million Einwohnergleichwerten entsprechen. Sauerstoffdefizite bis zu 50 % sind in diesem Flußabschnitt keine Seltenheit. Die vom Salzbergwerk durch eingeleitete Sole bewirkte Aufsatzung ist demgegenüber als weniger gravierend einzustufen. Eine weitere Hauptbelastung, v. a. durch organische Abwässer, geht von der Stadt Salzburg aus, wo derzeit nicht einmal die Hälfte der Abwässer mechanisch, geschweige denn biologisch gereinigt wird. Die Gewässergütestufe liegt unterhalb von Salzburg zwischen 3 und 4. Auf der ca. 70 km langen Flußstrecke zwischen Hallein und Burghausen verbessert sich die Gewässergüte nur von 4 auf 3, was vor allem daran liegt, daß die industriellen Abwässer sehr langsam und schwer abbaubar sind. Seit 1976, als die Gewässergütekarte entstanden ist, hat sich an der Gewässergütesituation nichts geändert. Eine Sanierung ist nur möglich durch einen forcierten Bau von Kläranlagen, die neben einer mechanischen auch unbedingt eine biologische Stufe haben sollten. Dadurch wäre zumindest längerfristig gewährleistet, daß der Fluß im

Sauerstoffhaushalt eine Verbesserung erfahren würde, daß die Eigenproduktion eingeschränkt und der Abwassersammler Salzach von naturfremden Biozöten befreit würde. Trotz einer derartigen dringend notwendigen Sanierung gelangen aber nach wie vor Nährsalze, wie Nitrate und Phosphate, in den Fluß und tragen zur Eutrophierung bei.

Nicht nur der Fluß alleine war Diskussionsgegenstand innerhalb des Seminars, sondern auch die flußbegleitenden Bereiche mit ihren mannigfaltigen Lebensräumen, über die Dipl.-Ing. Wolfgang WEINMEISTER vom Amt der Salzburger Landesregierung referierte. Seinen Ausführungen war zu entnehmen, daß allein die Waldgesellschaften der Salzachauen 276 verschiedene Pflanzenarten aufweisen, was sogar etwas über den Artenzahlen der Donauauen liegt. Neben dieser ausgesprochen hohen Artenvielfalt ist auch die enorme Produktionskraft und Biotopvielfalt ein Kennzeichen dieser ökologisch bedeutsamen Lebensräume in der Au. Wie die Salzach selbst, so sind jedoch auch die Auenbiotope durch anthropogene Einflüsse sehr stark verändert worden und heute noch gefährdet, wie z. B. durch Auwaldrodungen mit anschließender Umwandlung in intensiv genutztes Ackerland, durch Siedlungen, Gewerbe- und Industriegebiete, Verkehrsbauten und Energiefreileitungen sowie durch massive Kiesentnahmen. Auch der Waldumbau in monotone Fichtenmonokulturen mit durchschnittlich nur 10 Pflanzenarten sowie in Pappelplantagen führt in der Folge zu einer ökologischen Verarmung der Auenlandschaft und kann seitens des Naturschutzes nicht hingenommen werden. Den gravierendsten Eingriff würden nach den Worten von Dipl.-Ing. WEINMEISTER jedoch Kraftwerksbauten bringen. Da die vorhandenen flußbegleitenden Biotope trotz der aufgezeigten Einflüsse noch einen weiten Grad an Natürlichkeit aufweisen, sollten diese auch im öffentlichen Interesse unbedingt erhalten werden.

Als Vertreter der Österreichisch-Bayerischen Kraftwerke AG berichtete Dipl.-Ing. Hans-Dieter MUHR über das Staustufenprojekt der ÖBK an der Salzach. Nach einer kurzen Erläuterung der Vorgeschichte der Rahmenplanung an der unteren Salzach ging der Referent auf den letzten von der ÖBK vorgelegten Rahmenplan aus dem Jahre 1977 ein. Dieser Projektplan hat die optimale Wasserkraftnutzung, d. h. die Errichtung einer geschlossenen Stufenkette, zum Ziel. Die beste Lösung aus der Sicht der ÖBK ist dabei die Einteilung der Flußstrecke in drei Abschnitte mit vier Stufen, und zwar bei Burghausen, Tittmoning, Eching und Laufen. Bei den Kraftwerken Laufen und Burghausen ist eine Fallhöhe von 11,50 m, bei den Stufen Eching und Tittmoning vom 10 m vorgesehen. Durch diese in etwa gleichen Fallhöhen sind Turbinen derselben Modell-

reihe verwendbar. Die Leistung aller vier Stufen zusammen würde 160 Megawatt erreichen. Als Bauzeit sind drei Jahre pro Stufe angesetzt. An Gesamtkosten würden sich ca. 135 Mio. DM pro Stufe ergeben.

Am Ende der Vortragsreihe befaßte sich Ltd. Ministerialrat Robert DEHNER vom Bayer. Staatsministerium für Wirtschaft und Verkehr mit der heutigen energiepolitischen Situation der Wasserkraft. Er führte unter anderem aus, daß in der energiepolitischen Diskussion der letzten Jahre immer wieder gefordert wurde, die regenerativen Energiequellen, wie Luft und Wasser, verstärkt zu nutzen. Die Nutzung dieser Energien sei so alt wie die Zivilisation. Vor allem die Wasserkraft hat durch die Möglichkeit der Erzeugung von Elektrizität bis heute ihre Bedeutung erhalten, speziell im südbayerischen Raum. Er stellte die Vorteile der Wasserkraft gegenüber anderen Energiequellen heraus:

- Geringe Störanfälligkeit und meist höhere Lebensdauer gegenüber Wärmekraftwerken
- Versorgungssicherheit im Vergleich zu Erdgas und Erdöl
- Nach Erschöpfung der Braunkohlevorkommen und des einheimischen Erdöls und Erdgases einzige heimische Energiequelle
- Schonung nicht regenerierbarer fossiler Rohstoffe
- Aufgrund der Verteuerung von Heizöl und Erdgas ist der Ausbau von Wasserkraftanlagen auch wirtschaftlich wieder interessanter
- Die Strompreise sind mit den aus fossil befeuerten Wärmekraftwerken konkurrenzfähig
- Wasserkraftwerke sind nach § 4 a des Investitionszulagengesetzes begünstigt.

Zum Abschluß des Seminars fand eine von Frau Maria von WELSER vom Bayerischen Rundfunk moderierte Podiumsdiskussion statt, an der als Gesprächspartner Dr. Gerhard HÖDLMOSER vom Amt der Salzburger Landesregierung, Ltd. Ministerialrat Robert DEHNER vom Bayerischen Staatsministerium für Wirtschaft und Verkehr, Direktor Dipl.-Ing. Josef KOBILKA von der Österreichisch-Bayerischen Kraftwerke AG, Professor Dr. Robert KRISAI vom Österreichischen Naturschutzbund, Dr. Paul KASTNER vom Bund Naturschutz in Bayern sowie der Direktor der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Dr. Wolfgang ZIELONKOWSKI teilnahmen. Hierbei wurden nochmals die Argumente pro und contra Staustufenbau vorgebracht und eingehend diskutiert.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die Zukunft der Salzach und ihrer flußbegleitenden Lebensräume auch weiterhin ungewiß ist und daß sicher noch viel Wasser die Salzach hinunterfließt, bis sich die Situation zugunsten der Natur verbessert hat.

Dr. R. Schumacher

19. November 1981 Augsburg

Fachseminar
eintägig – »Fließgewässer im Siedlungsbereich« für Wissenschaftler und Fachleute sowie Kommunalpolitiker auf gesonderte Einladung.

Seminarergebnis

Im Rahmen eines Fachseminars, das die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege am 19. November 1981 in Augsburg veranstaltete, diskutierten rund 70 Wissenschaftler und Fachleute die Probleme um die Erhaltung und Wiederbelebung der kleinen Stadt- und Dorfbäche.

Vor allem in den letzten 40-50 Jahren ist hier durch Siedlungs- und Verkehrsentwicklung sowie durch entsprechende wasserwirtschaftliche Behandlung ein Ausverkauf festzustellen, der im Gegensatz zu den großen Flußausbauten fast unbemerkt vorstatten ging, wie am Beispiel der Münchner Stadtbäche, die bis 1935 relativ ungestörte und gut funktionierende Bachsysteme waren, zu beobachten ist. Dipl.-Biologe Stephan SCHMIDT vom Bund Naturschutz zeigte auf, wie unter dem Schlagwort »Bachaufassung« in dieser Zeit allein im Stadtgebiet München mit rd. 15 Millionen DM Kostenaufwand ca. 70 % der Bäche verrohrt und zubetoniert wurden.

Reg.-Direktor Dr. Erik MAUCH von der Regierung von Schwaben machte in seinen Ausführungen deutlich, daß nicht nur siedlungswirtschaftliche, sondern genauso fragwürdige Intensivierungsbestrebungen in der Feldflur – vor allem im Oberlauf der Bäche – nicht viel Gewässernatur übrig gelassen haben. Fließgewässersysteme, die seit jeher siedlungsgeographische Leitlinien darstellen, wie an vielen Ortsnamen noch abzulesen ist, ließen zwar schon immer Natur und menschliche Nutzungsansprüche aufeinanderprallen, jedoch konnte der wirtschaftende Mensch bis vor wenigen Jahrzehnten noch nicht so drastisch in die Lebensräume der Bäche eingreifen.

Mit Hilfe der Technik und wachsenden Versorgungsansprüchen wandelten sich unsere ländlichen Siedlungen jedoch derart rapide, daß allein in den letzten 50 Jahren der tägliche Wasserverbrauch von weniger als 30 l auf rund 150 l je Einwohner angestiegen ist. Der Referent machte deutlich, daß dies zusammen mit dem noch immer anhaltenden Trend der innerörtlichen Bodenversiegelung durch Hof- und Straßenbefestigungen und den anfallenden Abflußerhöhungen aus »gewässerbaulich sanierten« Quellbereichen zu erheblichen Problemen bezüglich Gewässergüte und Hochwasserschutz führt. Immer aufwendigere technische Verbaumaßnahmen und eine drastische Einschränkung der Lebensräume in und an den Gewässern, was teilweise bis zur totalen Zerstörung von ortsbildprägenden

Bachläufen führte, waren die Folge.

Zwar hätten die um das Jahr 1970 auftretenden Höhepunkte bzgl. der Gewässerverschmutzung umfangreiche Sanierungsmaßnahmen anlaufen lassen, vorsätzliches oder fahrlässiges Fehlverhalten bei der Klärung der Abwässer ließen die Gewässergüte nach wie vor kritisch erscheinen. Wie Dr. Erik MAUCH ausführte, können wir heute zwar mit teilweise recht empfindlichen Bioindikatoren die Belastung unserer Gewässer messen und in teilweise mühevoller Kleinarbeit ungenehmigte Abwassereinleitungen unterbinden, insgesamt sei jedoch eine Änderung der derzeitigen Schutzstrategie anzustreben, die sich häufig noch auf die nachträgliche Mängelbeseitigung beschränke: »Besser man tut etwas für die Gesundheit als gegen die Krankheit!« Dipl.-Biologe Stephan SCHMIDT stellte die Bedeutung der Fließgewässer als Lebensraum vor. Er machte deutlich, daß das vordergründig sichtbare Element des Baches, der Wasserkörper, eine der geringsten Aufgaben im Lebensraum Bach besitzt. Entscheidend sind die am wenigsten wahrnehmbaren Kleinlebewesen, die mit die wichtigste Funktion bei der gesamten Stoffwechselproduktion der Gewässer haben.

Neben der Wasserqualität besitzt die Oberflächenstruktur des Untergrundes und der Porenraum der Sedimente eine ganz hohe Bedeutung. So sind z. B. die meisten Arten der Eintagsfliegen, aber auch andere Larven, in ihrer Entwicklung substratabhängig. Fehlt für die Larven dieser Kleinlebewesen der Lebensraum, so ist damit die Nahrungskette in diesem Gewässer bereits an der Basis unterbrochen.

Nicht nur für bestimmte Tier- und Pflanzenarten, auch für den Menschen stellt das fließende Wasser in seinem nächsten Wohnumfeld eine elementare Lebensgrundlage dar. Wie Prof. Dr. Dieter BOEMINGHAUS von der Fachhochschule Aachen darlegte, wurde man sich in vielen Städten und Gemeinden der Bedeutung des Wassers erst dann bewußt, als es nicht mehr da war und man mit aufwendigen Wasserspielen den verrohrten Stadtbach zu ersetzen versuchte: »Solange das Wasser noch ein positives Wertbild für einen jeden Menschen darstellt, müssen wir uns wieder stärker auf die Sanierung und Sicherung noch bestehender Bäche besinnen.« Einmal verrohrte und verbaute Abschnitte sind entweder überhaupt nicht mehr oder nur mit enormem Kostenaufwand zu renaturieren.

Daß bei der Sanierung und Renaturierung heute nicht ausschließlich natürliche Kriterien ausschlaggebend sein können und insbesondere in Siedlungen alle die technischen Fachdisziplinen, die zur Vernichtung des »Lebensraumes Bach« beigetragen haben, wieder gefordert sind, zeigte Bau-Dir. Wolfgang RANGE vom

Wasserwirtschaftsamt Aschaffenburg. Anschaulich wurden Vor- und Nachteile der verschiedenen Sanierungssysteme gegenübergestellt, die vom technischen Vollausbau über die Eindeichung bis zur Räumung und Freihaltung des Gewässerumgriffes reichten. Gewässerpflege und Bemühungen zur Steigerung der Selbstreinigungskraft erfordern ständige Kontrolle und Pflege, um die Bäche sowohl funktionalen als auch ästhetischen und ökologischen Kriterien entsprechen zu lassen. Wasserbauliche Eingriffe im Oberlauf und Quellbereich der Bäche können nicht ad hoc im Siedlungsbereich ungeschehen gemacht werden.

Stadtgartendirektor Kurt SCHMIDT aus Augsburg, Dipl.-Ing. Norbert MÜLLER und Baudirektor Hermann EBNER vom Tiefbauamt der Stadt zeigten abschließend am Beispiel der Stadt Augsburg die notwendige Zusammenarbeit aller Fachdisziplinen bei der Sanierung innerörtlicher Fließgewässer auf.

Neben den beiden Flüssen Wertach und Lech durchziehen insgesamt rund 54 Kanäle und Seitenbäche mit zusammen ca. 135 km Länge das Stadtgebiet. Mit über 1,5 Millionen DM wurde inmitten der Augsburger Altstadt unter dem Stichwort »Bachaufdeckung« im Jahre 1980 ein etwa 300 m langer, über Jahrzehnte hinweg verrohrter Bach, wieder aufgedeckt und in das Stadtbild integriert.

Die Hauptprobleme bei der Renaturierung weiterer Bäche sah Stadtgartendirektor SCHMIDT in folgenden Punkten:

- Sanierung abgedeckter und verrohrter Bäche in der Altstadt (verstecktes Wasser, teilweise überbaut)
- Bachaufdeckung: Probleme bei Planung und Durchführung
- Verengung der Bachprofile durch Bäume: Eisstau- und Hochwassergefahr
- Art und Weise der Uferbefestigung: Holz, Beton, Grün?
- Ergänzung fehlender Uferbegleitvegetation: Bäume, Sträucher, Kräuter, Gräser
- Sanierung trockenengefallener Bäche (Siebenbrunnenbach in Lechhausen)
- Steigende Pflege- und Unterhaltungskosten
- Möglichkeiten eines Herbizideinsatz – chemische Sense? u.a.

Trotz mancher Probleme und unterschiedlicher Beurteilung von fachspezifischen Sachverhalten zwischen den einzelnen Fachstellen, zeigt Augsburg manch positiven Lösungsansatz. Bei entsprechender Motivation aller Beteiligten, so Baudirektor Hermann EBNER, kann durch persönlichen Einsatz in Zweifelsfällen oft zu Gunsten einer naturnahen Verbauung entschieden werden.

Dipl.-Ing. Norbert MÜLLER stellte das vom Stadtgartenamt Augsburg entwickelte Sanierungs- und Pflegekonzept vor und machte deutlich, daß das Ziel von Pflege- und Renaturierungsprogrammen in der Stadt nicht die Wildflußlandschaft sein

kann, vielmehr sollen die Lebensbedingungen solcher Pflanzen und Tiere gefördert werden, die unter großstädtischen Bedingungen lebensfähig sind und somit zur biologischen Aktivierung in der Stadt beitragen.

H. Krauss

21.-22. November 1981 Selb/Silberbach Ofr.

Fortbildungslehrgang A 2
Wochenendveranstaltung – »Ökologische und rechtliche Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Bewerber der Naturschutzwacht und Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Die ökologische Bedeutung naturnaher Landschaftsbestandteile: Wildgrasfluren und Zwergstrauchheiden, Moore und Streuwiesen, Gewässer und Gewässerränder; geschützte und gefährdete Pflanzen und ihre Biotope; geschützte und gefährdete Tiere und ihre Biotope in der Wirtschaftslandschaft; Schutz und Pflege des Landschaftsbildes; Landschaftspflege im ländlichen Raum.

7.-9. Dezember 1981 Augsburg

Fachseminar
»Wiedereinbürgerung gefährdeter Tierarten in der Bundesrepublik Deutschland unter Naturschutzgesichtspunkten« für Wissenschaftler und Fachleute auf gesonderte Einladung. Siehe Seite 281.

7.-11. Dezember 1981 Hohenbrunn

Fortbildungslehrgang A
»Ökologische und rechtliche Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Angehörige der Landwirtschaftsverwaltung und der landwirtschaftlichen Verbände.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

siehe Veranstaltung vom 21.-25. September 1981 in Zangberg.

14.-16. Dezember 1981 Tutzing

Fachseminar
»Naturschutz in der Erwachsenenbildung« für Leiter und Referenten in der Erwachsenenbildung.

Seminarergebnis

Die Frage »Wie sag ichs meinem Kinde« ist bereits kompliziert genug, das Problem »Wie sag ichs den Erwachsenen« ist noch um ein Stück schwieriger. Vielfachem Wunsch entsprechend tat sich deshalb die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege mit einigen der Hauptträger der Erwachsenenbildung in Bayern, dem Bayerischen Volkshochschulverband und der Akademie für politische Bildung Tutzing zusammen, um Neues über die Möglichkeiten der Behandlung des Naturschutzes

in der Erwachsenenbildung zu erfahren. Die Teilnehmer des Seminars, überwiegend aus dem südbayerischen Raum, setzten sich sowohl aus erfahrenen Leitern von Bildungseinrichtungen, geübten Referenten, als auch aus Neulingen und Anwärtern der Erwachsenenbildungsarbeit zusammen. Diese bunte Mischung von Interessenten wie Meinungen war eine gute Voraussetzung für das Gelingen des Seminars.

Zur Behandlung kamen fachlich-naturwissenschaftliche wie fachdidaktische Themen. Im einzelnen ergaben sich folgende Feststellungen, Anregungen und Vorschläge:

– Forstdirektor Hubert RÖSSNER, dessen Amtsbereich in einem der großen Forsten liegt, die München umgeben, legte überzeugend dar, daß beim gegenwärtigen Mangel des städtischen Menschen an direkter Naturbegegnung die naturkundliche Lehrwanderung außerordentliche Chancen besitze. Es gehe dabei weniger um das Beibringen von Detailwissen, sondern vielmehr um das Näherbringen von Natur in ihrer mit unseren Sinnen erlebbaren Gesamtheit. Sehen, Hören, Riechen, Begreifen müsse wieder gelernt werden. Deshalb seien z. B. in einem Wald nicht nur die Bäume, sondern auch die Bodenaufschlüsse, die Vögel, der Aufwuchs auf Kahlflächen, die Bäche und Quellen interessant. Ein Waldlehrpfad könne die geführte Lehrwanderung nicht ersetzen.

– Ministerialrat Dr. Georg DIGNÖS vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München, berichtete über die Bemühungen seines Ressorts, das Wissen um die Belange von Natur und Umwelt zu verbreitern. Stärker denn je sei es Aufgabe des Staatsbürgers, Globalverantwortung zu entwickeln. Der »Blick über den Zaun« müsse auch »über den Kirchturm« und über Ländergrenzen hinausgehen. Die Wiedergewinnung des Wahrnehmungsvermögens sei Voraussetzung dafür, daß mit der Kulturlandschaft auch die globale Umwelt wieder in Ordnung komme. Das Ministerium leiste Hilfestellung hierfür durch sich ständig verbesserndes Informationsmaterial, durch Förderung der Produktion von Bildungsmaterialien.

– Der Garten- und Landschaftsarchitekt Heinrich KRAUSS, ANL Laufen, leuchtete das Thema »Naturschutz im Hausgarten« aus, indem er auf die vielfältigen Möglichkeiten, auf kleinem Raum Naturschutz zu betreiben, einging. Der Bejahung des natürlichen Reliefs, der Versickerungsfähigkeit der Bodenoberfläche, gelte die erste Aufmerksamkeit. Trockensteinmauern, weitgefugte Pflaster, kleine Wasseraufschlüsse vermögen zu teils wertvollen Biotopen aus zweiter Hand zu werden. Der Spalierbaum, die Kletterpflanze am Haus, rücken die Natur in unmittelbare Nähe. Nur wer den Haus-Garten und seine Natürlich-

keit verstehe, könne den großen »Garten der Landschaft« verstehen. Naturschutz im Garten bedeute genausowenig Brennessel-Wildnis vom Eingang bis zum Komposthaufen wie langweilige Zierrasenflächen mit Exotengehölzen. Spielerisches Gewährenlassen der Natur selbst braucht der Vielfalt gärtnerischer Eingriffsmöglichkeiten nicht im Wege zu stehen. Natur muß neben der Kultur Platz haben, denn sonst ist letztere in Frage gestellt.

– »Naturschutz im Dorf« war ein Thema, das der Erlanger Botaniker Dr. Peter TITZE, abhandelte. Nicht nur die Reste der »Urnatur« bedürfen des Schutzes, sondern auch die Zeugnisse jahrhundertelangen Schaffens bäuerlicher Gartenkultur. Im Bauerngärtlein hielten sich vereinzelt noch Pflanzen, die mit dem Volksbrauch verbunden bis in die Vorgeschichte, zumindest bis zur Verfügung »Capitulare de Villis« Karls des Großen zurückreichten. Nicht weniger bemerkenswert seien manche dörflichen Ruderalgesellschaften mit der Eselsdistel, dem Bilsenkraut, der Mäusegerste, Wegmalve usw.. Die Dorfplätze und Wegränder gelte es vor der völligen »Verasphaltierung« zu schützen und die alten Kultursorten der Bauerngärten vor der Flut modischen Katalog-Grüns in Acht zu nehmen. Der richtigen Durchführung des Wettbewerbs »Unser Dorf soll schöner werden« komme außerordentliche erwachsenen-didaktische Bedeutung zu.

– Der Leiter des Augsburgs Stadtgartenamtes Kurt SCHMIDT stellte heraus, daß eine menschenfreundliche Stadt ein hohes Maß an vielfältiger Natur voraussetze. Leider sei »Natur in der Stadt« aufgrund von überholten Vorstellungen nicht mehr das, was sie trotz städtischem Milieu nicht zu sein bräuchte: ein durch falsche und überzogene Pflege verbildeter Naturersatz. Auf der Grundlage von Stadtbiotopkartierungen versuche man nun in einigen Städten, vor allem in Augsburg, Teile der städtischen Grünanlagen zu »renaturieren«. In ausgewählten Teilen gelte es Rasen in Blumenwiesen, ausgefegte Parkabschnitte wieder in artenreiche Dickichte umzugestalten. Das so verbesserte Naturpotential der Stadt diene dabei nicht nur den stadtoökologischen Belangen, sondern vor allem auch dem Menschen, der sich an artenreichen Wiesen und Gebüsch inmitten seiner Stadt freue. Dieses modifizierte Pflegeprogramm könne auch beispielhaft bis in Privatgärten hineinwirken. Die Kommunen sollten mehr selbst mit gutem Beispiel vorangehen.

– Herr Robert DAX von der Arbeitsgemeinschaft für Bodenfruchtbarkeit und Qualitätserzeugung berichtete anhand mehrerer überzeugender Beispiele, wie teils als »naturentfremdet« geltende Stäcker in München und Umkreis im Zuge von Volkshochschulprogrammen sog. Ökogärten angelegt haben. Auf den von den Gemeinden zur Verfügung gestellten

Grundstücken sei ein wohl durchdachtes Nebeneinander von Nutzgarten- und Biotopflächen entstanden, das schon bei der Anlage viel Freude mache. »Lernen durch Tun«, das sei für die Naturschutzarbeit in der Stadt die beste Erfolgslosung. Selbst Kinder und Jugendliche hätten sich bei diesen Ökogarten-Aktionen zahlreich beteiligt. Auf bestehende Kleingartensiedlungen versuche man durch praktische Beispielsarbeit Einfluß in Richtung Naturschutz zu nehmen.

– Prof. Dr. Heinz HAUSHOFER referierte über das »geschichtliche Verhältnis von Natur – Mensch«. Er stellte heraus, daß die räumliche und geschichtliche Vielfalt Europas eigentlich eine gute Ausgangsbasis für eine ausgewogene Naturnutzung sei. Das englische Wort »landart« beinhalte im wesentlichen die Kunst des Umganges mit der Landschaft. Diese müsse wieder verstärkt gelernt werden. Die Bewältigung der Einflüsse, die vor allem von den großen Monostruktur- und Monokulturgebieten der westlichen und östlichen Führungsstaaten ausgehen, ist nicht nur eine Frage des europäischen Selbstverständnisses, sondern eine notwendige Rückbesinnung auf die physisch-biologischen Grundbedingungen unseres Kontinents.

– Prof. Dr. Werner FABER vom Lehrstuhl für Erwachsenenbildung der Universität Bamberg gab bekannt, daß laut Umfrageergebnis eines Berliner Forschungsinstituts nur 0,5 % der Themen im Erwachsenenbildungsangebot »umweltbezogen« seien. Davon wiederum bezögen sich nur etwa 1/10 der Themen auf Naturschutz und Ökologie. Dies ist um so verwunderlicher, als nach anderen Befragungsquellen etwa 70 % der Bürger mehr über den Umweltschutz wissen wollen. Gemäß den Erkenntnissen der modernen Erwachsenen-Didaktik gelte als Zielgruppe der »gut informierte Bürger«. Mangelware sei heute weniger Experten- sondern Integrationswissen (zusammenschauende Erkenntnis von Zusammenhängen). Schließlich formulierte er folgende Prinzipien zeitgemäßer Umweltdidaktik:

– Prinzip des Vermittels von ökologischen Zusammenhängen im Sinne einer Theorie, die das Verhältnis zur Natur neu zu gestalten vermag,

– Prinzip der Erzeugung von Betroffenheit, Mitleidenschaft, Nutzung der affektiven Dimension,

– Prinzip des lokalen, regionalen Einstieges in ein Problem, Vorgehensweise vom bekannten Nahen zum entfernten Unbekannten,

– Prinzip der aktiven Solidarisierung, Erzielung einer Breitenwirkung, Organisieren von erlebbaren Erfolgen (Aktion saubere Landschaft z. B.),

– Prinzip der affektiven Beteiligung: Aufklärung allein genügt nicht, aus Einsicht muß Handeln werden, der Schock – die konstruktive Angst kann sehr wohl als Ferment wirken,

– Prinzip des konstruktiven Kompromisses: Ausschließlich »alternativ« denken ist ungenügend, die Realität ist zur Kenntnis zu nehmen, um sie positiv verändern zu können.

Daraus resultiere als Schlußfolgerung: Mehr interdisziplinäres Arbeiten, bessere Information und Argumentation, Arbeit vor Ort, Schaffen von Gruppenerlebnis, Erlernen von Kooperation.

Dr. J. Heringer

7. Januar 1982 Freising

Fachseminar eintägig – »Der Mensch und seine städtische Umwelt – Humanökologische Aspekte« für Wissenschaftler und Fachleute auf gesonderte Einladung.

Seminarergebnis

Mit dieser Veranstaltung setzte die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege den Gedanken- und Erfahrungsaustausch zum Thema Stadtökologie fort. Nachdem bereits in einigen Fachseminaren der vergangenen Jahre besonders pflanzenökologische und tierökologische Aspekte im Vordergrund standen, wurde diesmal das Hauptaugenmerk auf den Menschen in seiner städtischen Umwelt gelegt. Rund 60 Wissenschaftler und Fachleute folgten der Einladung der Akademie und diskutierten über diesen den Menschen unmittelbar betreffenden Themenkomplex.

Aus kriminalwissenschaftlicher Sicht ging Prof. Dr. Klaus ROLINSKI von der Juristischen Fakultät der Universität Regensburg (Lehrstuhl für Strafrecht und Kriminologie) auf die Frage ein, ob ein Zusammenhang zwischen der Wohnhausarchitektur und der Kriminalität besteht. Auf Grund seiner im Auftrag des Bundeskriminalamtes durchgeführten empirischen Untersuchungen in Regensburg und München kommt er zu dem verblüffenden Ergebnis, daß die Baustruktur unmittelbar keinen Einfluß auf die Kriminalität hat, sondern daß andere Variable, wie familiäre Interaktionsmuster, wohnungsbedingte Erziehungsstile oder verschiedene Formen von Sozialisationsdefiziten dabei eine Rolle spielen.

Die Wohnhausarchitektur hat – so haben andere Untersuchungen ergeben – insbesondere auf die Entwicklung von Kindern, Jugendlichen und Heranwachsenden einen entscheidenden Einfluß. So können beispielweise Punkthochhäuser so angelegt sein, daß der kindliche Lernprozeß zu einem eigenständigen und sozial integrierten Menschen nachhaltig gestört wird und zwar durch

– Anonymität mit der Folge des Aufwachsens im sozialen Vakuum

– Trennung von Wohnung und Spielplatz

– fehlende Territorialität

– fehlende unkontrollierte Erfahrungsräume.

Es wurde deshalb appelliert, daß im Wohnungsbau die Wohnareale nicht abgeschottet und verbarrikadiert werden, sondern daß auf jeden Fall so gebaut werden sollte, daß Sozialisationsprozesse in Gang kommen und möglichst optimal verlaufen können, denn diese sind die beste Prävention gegen das Aufkommen strafbaren Verhaltens.

– Die Geographin Professor Dr. Liesa NESTMANN von der Pädagogischen Hochschule in Flensburg betonte in ihrem Vortrag über »Streß in Großstädten«, daß der Streß allgemein ein Phänomen des Lebens und der Anpassung an die wechselnde Umwelt sei. Er begleite alle Evolution, auch die zivilisatorische. Streß kann einerseits als Eustreß positive, zum anderen als Distreß negative Wirkungen haben. Der Streß in der Stadt wird meist durch Stressoren, wie Dichte, Lärm und chemische Belastungen ausgeübt, häufig mit der Folge von Herz-Kreislaufkrankungen oder psychischen Störungen, welche letztere wiederum als sekundäre Stressoren auf andere wirksam werden können, d. h. ein gestreßter Mensch wirkt selbst als Stressor.

Diesen Teufelskreis aufzubrechen ist schwierig. Eine Lösungsmöglichkeit besteht darin, sog. Antistressorelemente zu vermehren, was beispielsweise durch die Anlage von Grün- und Wasserflächen, bessere Architektur, Erziehung, politische Maßnahmen und Verringerung der Mobilität erzielt werden kann.

– Gerhard GEISLER vom Institut für Umweltwissenschaften und Naturschutz der Österreichischen Akademie der Wissenschaften Wien legte neben einer Diagnose über die gebaute Umwelt alternative Konzepte zur Verbesserung der oft trostlosen Situation in unseren Großstädten vor. Unter anderem wurde festgestellt, daß

– die meisten Hochhäuser nicht menschengerecht gebaut sind, sondern reine »Nutzmenschenbatterien« darstellen,

– durch den Bau von Hochhäusern keinerlei Fläche gespart wird,

– Kinder die Opfer der hektischen Zwangsmobilität und des »Benzinnomadismus« sind,

– Kinder viel zu wenig Erlebnisräume finden,

– der Verkehrslärm in Großstädten zur Seuche geworden ist,

– die Dauervergiftung durch den Autoverkehr zu einer Zunahme chronischer Atemwegserkrankungen geführt hat.

Aufgrund dieser und weiterer Tatsachen wurde gefordert:

– eine Stadtgestaltung für den Menschen und gegen das Auto vorzunehmen

– den Individualverkehr als eines der Hauptübel zu vermindern

– dem öffentlichen Verkehr Vorrang zu geben

– alternative Verkehrsnetze einzurichten

– dem Fahrrad eine urbane Chance

einzuräumen

– anstelle von Hochhäusern den dreistöckigen verdichteten Flachbau mit kommunikativem Zentrum zu errichten

– Erlebnisräume und ökologische Zellen zum »Begreifen« der Natur für Kinder zu schaffen u. v. a. m.

– Nach den Worten von Wulf-Dietrich ROSE vom Institut für Baubiologie in Rosenheim sollten Mensch und Haus bzw. Wohnung, als dritte Haut gewissermaßen, eine Einheit bilden. Um dies wirksam erreichen zu können, sollten aus baubiologischer Sicht u. a. die folgenden Forderungen erfüllt sein:

– der Bauplatz sollte geobiologisch ungestört sein

– Wohnhäuser sollten abseits von Industriezonen und Hauptverkehrswegen gebaut werden

– Baustoffe sollten natürlich, unverfälscht und ohne radioaktive Eigenstrahlung sein

– raumschließende Flächen sollen diffusionsfähig sein

– die Raumluftfeuchte sollte bei 50 % liegen

– Wärmespeicherung, Wärmedämmung und Wärmedämmung sollten harmonisch aufeinander abgestimmt sein

– Verwendung angenehm riechender oder geruchsneutraler Materialien ohne Abgabe toxischer Dämpfe

– naturgemäße Licht-, Beleuchtungs- und Farbverhältnisse

– Erhaltung des natürlichen luftelektrischen Feldes

– Anwendung der physiologischen Erkenntnisse zur Raumgestaltung und Einrichtung

– Berücksichtigung harmonischer Maße, Proportionen und Formen.

– Über den Einfluß der städtischen Umwelt auf das Immunsystem des Menschen referierte der Leiter der Bayerischen Landesimpfanstalt München, Prof. Dr. Helmut STICKL. Seinen Ausführungen war zu entnehmen, daß das Immunsystem von seiner Größe und seiner Zellzahl her zu den größten Organen unseres Körpers gehört und als Kontrollorgan über unsere Identität an allen Lebensvorgängen beteiligt ist, z. B. an Wachstum, hormoneller Regelung, Abwehr von Fremdstoffen.

Durch schädigende Einflüsse aus der Umwelt, wie beispielsweise durch die Atmungsgifte Kohlenmonoxid, Schwefeldioxid und Schwermetalldämpfe kann das Immunsystem erheblich belastet und trotz seines Zellreichtums vorzeitig aufgebraucht werden. Als Folgeerscheinungen können dadurch bereits in jungen Jahren chronische Infektionen, bösartige Tumoren und andere Krankheiten verstärkt auftreten,

Dr. R. Schumacher

11.-15. Januar 1982 Zangberg

Fortbildungslehrgang A

»Ökologische und rechtliche Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Angehörige des gehobenen Dienstes in der Forstverwaltung, Angehörige von forstwirtschaftlichen Verbänden.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

siehe Veranstaltung vom 21.-25. September 1981 in Zangberg.

2. Februar 1982 Kochel a. See

Naturschutzwachtlehrgang

für Bewerber in der Naturschutzwacht an vier Abenden, siehe dazu auch 16. Februar, 9. und 16. März 1982.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Die ökologische Bedeutung naturnaher Landschaftsbestandteile im Landkreis Bad Tölz-Wolfratshausen

– Wald, Hecken, Gebüsche

– Wildgrasfluren und Zwergstrauchheiden

– Moore und Streuwiesen

– Gewässer und Gewässerränder.

6.-7. Februar 1982 Pleystein

Fortbildungslehrgang C 1

Wochenendveranstaltung – »Planungen und Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege in der freien Landschaft« für Angehörige der Fachbehörden, der im Naturschutz tätigen Verbände, Landschaftsplaner, Städteplaner.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Erhaltung und Neuschaffung von Biotopen; Planungen und Maßnahmen zur Sanierung, Rekultivierung und Erhaltung in den Bereichen Wasserwirtschaft, Straßenbau, Land- und Forstwirtschaft, Flurbereinigung.

16. Februar 1982 Kochel a. See

Naturschutzwachtlehrgang

für Bewerber in der Naturschutzwacht. Abendveranstaltung.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

siehe Veranstaltung vom 2. Februar 1982 in Kochel a. See.

20.-21. Februar 1982 Pleystein

Fortbildungslehrgang C 2

Wochenendveranstaltung – »Planungen und Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege in der freien Landschaft« für Angehörige der Fachbehörden, der im Naturschutz tätigen Verbände, Landschaftsplaner, Städteplaner.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Planungen und Maßnahmen zur Erhaltung schützenswerter Landschaftsbestandteile; Beurteilung und Behandlung von Brachflächen; Naturschutz und Erholung; Erholungsplanung, Planung und Einrichtung von Naturparks und Erholungsgebieten; Grundzüge der Landschaftsplanung; Ein-

bindung der Planung und Maßnahmen in die übergeordneten Ziele der Landesentwicklung.

25.-26. Februar 1982 Hohenbrunn

Fortbildungslehrgang D

»Rechtsgrundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Naturschutzbeiräte, Kommunalpolitiker, Journalisten, Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände und Angehörige der bayer. öffentl. Verwaltung.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

siehe Veranstaltung vom 23.-24. September 1981 in Dießen.

27.-28. Februar 1982 Selb/Silberbach

Fortbildungslehrgang B 1

Wochenendveranstaltung – »Planungen und Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege im Siedlungsbereich« für Angehörige der bayer. Verwaltung, Landschaftsplaner, Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Der Siedlungsbereich als Lebensraum; Flächennutzungs- und Landschaftsplan – ökologische Aspekte; Bebauungs- und Grünordnungsplanung – ökologische Zielsetzung; Naturschutz in städtischen Grünkonzepten – Sicherung und Neuschaffung von Biotopen; Erholungsgebiete im Siedlungsbereich; rechtliche Aspekte des Naturschutzes im Siedlungsbereich.

1.-3. März 1982 Bad Boll

Fachseminar

»Naturschutz und Recht«. Gemeinschaftsveranstaltung mit dem Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten von Baden-Württemberg in Stuttgart.

3.-5. März 1982 Würzburg

Wissenschaftliches Seminar

»Terminologie/Ökologie – Begriffsklärungen in den ökologischen Wissenschaften« für Wissenschaftler und Fachleute auf gesonderte Einladung.

Inhalt: Mit der Durchführung dieses 3. Seminars zum Thema Terminologie/Ökologie wurden die Bemühungen fortgesetzt, die bisher sehr unterschiedlich gebrauchten Begriffe und Inhalte ökologischer Termini für den deutschen Sprachraum einem verbindlichen Gebrauch näher zu bringen.

Der Dachverband wissenschaftlicher Gesellschaften der Agrar-, Forst-, Ernährungs-, Veterinär- und Umweltforschung e. V. mit seinen Mitgliedsgesellschaften und die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege als Veranstalter möchten die breite fachliche Basis für einen allgemein anerkannten Sprachgebrauch in den ökologischen Wissenschaften geben.

8.-12. März 1982 Zangberg

Fortbildungslehrgang B

»Planungen und Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege im Siedlungsbereich« für Angehörige der Fachbehörden, Landschaftsplaner und Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Der Siedlungsbereich als Lebensraum; Flächennutzungs- und Landschaftsplan – ökologische Aspekte; Bebauungs- und Grünordnungsplanung – ökologische Zielsetzung; Naturschutz in städtischen Grünkonzepten – Sicherung und Neuschaffung von Biotopen; Erholungsräume im Siedlungsbereich; rechtliche Aspekte des Naturschutzes im Siedlungsbereich.

Garten als Lebensraum; Bedeutung von Kleingärten; Tiere im Siedlungsbereich; Grundsätze zur Planung und Anlage von Gärten; Chemie, Abfall und Recycling. Dazu eine eintägige Exkursion zur Thematik.

9. März 1982 Bad Tölz

Naturschutzwachtlehrgang

für Bewerber in der Naturschutzwacht. Abendveranstaltung.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

siehe Veranstaltung vom 2. Februar 1982 in Kochel a. See.

16. März 1982 Bad Tölz

Naturschutzwachtlehrgang

für Bewerber in der Naturschutzwacht. Abendveranstaltung.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

siehe Veranstaltung vom 2. Februar 1982 in Kochel a. See.

16.-18. März 1982 Hohenbrunn

Fachseminar

»Immissionsbelastungen ländlicher Ökosysteme« für Wissenschaftler und Fachleute der Land- und Forstwirtschaft, Landschaftsökologie, Industrie, Umwelttechnik und der einschlägigen Behörden.

Seminarergebnis

Die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege hatte im Wissen um diese »luftigen Probleme« auf einem Seminar in München-Hohenbrunn mit der Behandlung der »Immissionsbelastung ländlicher Ökosysteme« ein hochaktuelles Thema aufgegriffen. Weniger den Menschen mit weniger sensibler Nase, wohl aber der Vegetation – vor allem unseren Wäldern – scheint da einiges nicht bekömmlich, was aus Schloten, Auspuffrohren und Kaminen kommt.

– So erläuterte Professor Dr. Bernhard ULRICH, Göttingen, dessen Spezialität die langfristigen Untersuchungen über die Ernährungsgrundlage der Wälder ist, daß zunächst die Luftverunreinigungen über Jahrzehnte hinweg die Wälder größtenteils über die Düngerwirkung gefördert hätten.

Ab 1950 sei jedoch aus dem Vorteil zunehmend ein Nachteil geworden, denn ca. 100 kg Schwefeleintrag pro Jahr und Hektar sind neben beträchtlichen Stickoxiden, Chlor- und Fluorgasen und Schwermetallen weit über dem Maß des Zuträglichen. Wasserabflüsse an Buchen im Solling-Waldgebiet erreichten pH-Werte von 2,5. Der Wald reagiert auf diese Zumutung »sauber« im wahrsten Sinn des Wortes.

– Auch nach Meinung des Münchener Forstbotanikers Prof. Dr. Peter SCHÜTT steht das seit 1 1/2 Jahren feststellbare Fichtensterben damit in ursächlichem Zusammenhang und ist die Folge eines jahrzehntelangen Dauerstresses durch Luftverunreinigungen. Die Bäume werden in ihrer natürlichen Widerstandskraft geschwächt. Nach einer sich anbahnenden Totalschädigung der Tannen, ist nach der Fichte und Kiefer nun auch die Buche betroffen. Mit aller Kraft müsse in aller kürzester Zeit dem Wald wieder eine Chance gegeben werden, und dies sei nur durch Emissionsverminderung zu ermöglichen. Man könne nicht warten, bis in jahrelangen Untersuchungen der Nachweis für die letzten Detailursachen des Waldsterbens geführt ist. »Wir haben keine Zeit mehr zum Schwätzen«, appellierte er eindringlich.

– Von einem ganz anderen Forschungsansatz, jedoch zu einem gleichen Ergebnis, kam Dr. Ernst RUDOLPH vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz. Ausgehend davon, daß die Fichte nicht nur ein außerordentlich empfindlicher, sondern auch häufiger Baum bis in die städtischen Vorgärten hinein ist, eigne sie sich besonders gut als Anzeiger für die Schwefelbelastung. Durch Nadelanalysen und Nadeljahrgangszählungen ließe sich eine frappierende Übereinstimmung von Schwefelwerten in der Luft und entsprechenden Fichtenschäden feststellen. Wenn sich die Blaufichte vor der Haustüre zur »Rot- oder Braunfichte« wandle oder diese ihr Nadelkleid ausdünnende und schütter werde, dann wisse man, wie Emissionen landesweit wirksam sein können. Im übrigen sei diese nicht überall gleich, sondern aufgrund von Windrichtungen, Oberflächengestalt und Exposition oftmals besonders konzentriert, so besonders im Fichtelgebirge, Oberpfälzer- und Bayerischer Wald.

– Prof. Dr. Manfred RUF von der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung München referierte über die Belastung der Gewässer durch Immissionen. 2500 Kläranlagen in Bayern, die zu 90 % auch biologisch klären, hätten die Gewässersituation wesentlich verbessert. Die Hauptnährstoffbelastungen stammten zu 60 % aus Waschmitteln. Am Chiemsee z. B. müsse mit einem Phosphateintrag von jährlich 200 t gerechnet werden, etwa 1/3 davon komme aus diffusen Quellen, u. a. auch der Landwirtschaft; Ringkanalisationen können wesentlich zur Seengesun-

derung beitragen, wie die Beispiele Tegernsee und Starnberger See zeigen. Klärschlämme sind im übrigen keine nutzlosen Abfälle, sondern Düngerreserven. Während die Münchener Abwasserklärprodukte noch vor einigen Jahren stark schwermetallbelastet waren, sind sie aufgrund wirksamer Gegenmaßnahmen und Kontrollen wieder in Landwirtschaft und Gartenbau verwendbar. Daß neben Recycling von Düngestoffen auch jene von Schwer-, Bunt- und Edelmetallen zunehmend lohnend seien, wird deutlich, wenn man erfährt, daß aus den Abwässern der Landeshauptstadt im Jahr 3 t Silber zu gewinnen wären. Deutlich trat der Redner für eine Revision der Trinkwasserverordnung aus dem Jahre 1975 ein, da z. B. Reststoffe der Pflanzenschutzmittel, die gesundheitsgefährdenden Hexachlorbenzole (HCB), dort noch gar nicht aufgeführt seien. Mittlerweile wisse man, daß sich verschiedene Stoffe, z. B. die Reste von Dieldrin, im Fett von Fischen um das 10000fache gegenüber dem Lösungsmittel Wasser konzentrieren können.

– Dr. Heinz SCHÜTTELKOPF vom Kernforschungszentrum in Karlsruhe informierte über die radiologische Belastung der freien Landschaft. Er wies nach, daß die als natürlich geltende Erd- und Himmelsstrahlung, an welche die Lebewesen seit Jahrmillionen genetisch angepaßt sind, um ein vielfaches stärker sei, als die partielle Belastung aus kerntechnischen Anlagen und der Medizin. In der Sensibilität rangierten bemerkenswerterweise Mensch und Schwein einerseits und Nadelhölzer andererseits an erster Stelle. Von Natur aus herrscht in bestimmten Gebieten des Fichtelgebirges oder des Schwarzwaldes eine so hohe Strahlung, daß beim Verzehr von 4 kg dort gesammelter Pilze eine Strahlenbelastung aufträte, die deutlich über den vom Menschen gesetzten zulässigen Dosisgrenzwerten liege.

– Prof. Dr. Walter GRÄF vom Institut für Umwelthygiene der Universität Erlangen ging in seinem Vortrag auf immissionsbedingte Schadstoffe in der menschlichen Nahrung ein. Ausführlich behandelte er das Auftreten krebserregender Stoffe, zu denen ein Teil der aromatischen Kohlenwasserstoffe gehört, und für die es praktisch keine Höchstmengenbegrenzung geben könne. Der Wissenschaftler forderte, daß »aus der Nahrung all das auszuschließen sei, dessen Unschädlichkeit nicht zweifelsfrei nachgewiesen werden könne«. Fluorgaben in das Trinkwasser zur Kariesvorbeugung lehnte er ab, weil hier der Nutzen allzu leicht in Schaden umschlagen könne. Die zunehmende Oberflächenversiegelung durch Betonieren und Asphaltieren unserer Städte führe zu einer Anhäufung gefährlicher Stäube, weil sie nicht mehr im Boden unschädlich gebunden werden könnten. Abschließend forderte der Redner eine Abkehr von der Chemisierung unserer Nahrung und ein

Neubesinnen auf biologisch-ökologische Methoden. Er zitierte den Begründer der modernen Gesundheitslehre von Pettenkofer: »Es können Sünden wider die Hygiene mit dem Tode bestraft werden«.

– Dipl.-Ing. Gerhard HIRM vom Öko-Institut Freiburg befaßte sich mit der Umweltbelastung durch Blei. Infolge von Kfz-Abgasen, metallverarbeitenden Betrieben und Verbrennungsanlagen, liegt heute die Bleibelastung des Menschen 100-400fach höher als in der vorindustriellen Zeit. Die stärksten Bleiemissionen finden sich, abgesehen von bleiverarbeitenden Industrien und deren Umgriff, entlang der Straßen. Es sei an der Zeit, meinte er, das Blei im Benzin durch Methanol zu ersetzen, auf Blei in Kunststoffen und Halbzeug zu verzichten und ein besseres Recycling von bleihaltigen Abfällen anzustreben. Blei sei das Muster eines ökologischen Giftes, da es in biologischen Systemen Enzymvorgänge störe und aus dem Stoffkreislauf nicht ausscheide, sondern allenfalls im Boden bedingt festgehalten werden könne.

– Prof. Dr. KLOKE von der Biologischen Bundesanstalt in Berlin rechnete damit, daß etwa 7 % der Fläche der Bundesrepublik Deutschland, das sind ca. 1750000 ha, verstärktem Schadstoffeintrag ausgesetzt seien. Eine Ausbreitung dieser Flächen durch Emissionen, höhere Schornsteine und Verkehrszunahme sei feststellbar.

Wenn die Bundesrepublik Deutschland mit etwa 1 % der Weltbevölkerung 10 % der Welt-Cadmiumproduktion verbräuche, dann bliebe dies nicht ohne Wirkung. Ein Großteil des Cadmiums komme neben Emissionen über Klärschlämme und Phosphatdünger in ländliche Ökosysteme. Blattgemüse sei in der Regel schwermetallreicher als Wurzelgemüse und Früchte. Er trat auch dem weitverbreiteten Irrtum entgegen, daß ozonreiche Luft eine atmosphärische Wohltat für den Menschen sei. Sie entstehe bei gewissen Smoglagen durch den Einfluß von Sonnenlicht und könne an Bäumen erhebliche Blattschäden hervorrufen. Abschließend forderte der Redner, daß alles getan werden müsse, um die Schadstoffanreicherung im Boden zu vermeiden. Denn: »Luft und Wasser können wir reinigen oder reinigen sich selbst, einen mit Schwermetallen und anderen persistenten Schadstoffen angereicherten Boden jedoch können wir nach dem heutigen Stand der Technik nicht reinigen«. Allenfalls könne durch Kalkung der Schwermetallaufnahme aus dem Boden entgegengewirkt werden.

– In der Abschlußdiskussion kam das Gespräch wieder auf das offensichtlich zentrale Problem der emissionsgeschädigten Wälder zurück. Hier war die Betroffenheit der Seminarteilnehmer am größten. Die Ursache, warum der Bürger, der sich vielfach für den Einzelbaumschutz engagiere, das beginnende Sterben des

Waldes übersehe, liege wohl darin, daß das Siechtum unserer Wälder nicht so laut und spektakulär wie eine Sturm- oder Brandkatastrophe sei. Wenn im Ruhrgebiet etwa 30000 ha rauchzerstörte Waldfläche nicht mehr aufforstbar seien, wenn mittlerweile kaum eine bayerische Waldung mehr schadfrei gelten könne und im benachbarten Österreich bereits ca. 100000 ha Bergwald geschädigt seien, dann ist die Zeit für unverzügliches Handeln von Gesellschaft und Politik gekommen. An einer drastischen Senkung nicht nur der Emissionskonzentration, sondern auch -mengen führt kein Weg vorbei, denn auf funktionstüchtige ländliche Ökosysteme kann heute so wenig wie künftig verzichtet werden. Um höchstens 1,5 Pfennig teurer wird nach Aussagen von Prof. SCHÜTT das KW/h Strom für den Verbraucher zu stehen kommen, wenn die Waldluft wieder einigermaßen in Ordnung sein soll. Dies müßten uns eigentlich Bayerns Wälder und Fluren, nicht zuletzt ein ungetrübter Himmel, wert sein.

Dr. J. Heringer

17.-18. März 1982 Würzburg

Fachseminar »Bodennutzung und Naturschutz« für Wissenschaftler und Fachleute auf gesonderte Einladung.

Seminarergebnis

Das Thema »Bodennutzung und Naturschutz« stand im Mittelpunkt eines Fachseminars, welches die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege am 17. und 18. März 1982 in Würzburg veranstaltete. Rund 60 Wissenschaftler, Fachleute und Praktiker diskutierten über einige naturschutzrelevante Fragenkomplexe, die sich aus den unterschiedlichen Formen der Bodennutzung ergeben. Im einzelnen lassen sich nachstehende Schwerpunkte festhalten:

– Prof. Dr. Karl E. REHFUESS führte in seinem Referat »Die Veränderung von Waldböden durch forstwirtschaftliche Maßnahmen« aus, daß beispielsweise nach Kahlschlägen auf der Freifläche je nach Substrat, Humusform und -menge, Meliorationsverfahren und je nach der Dauer der Wiederbegrünung Humusverluste zwischen etwa 15 und 40 % auftreten können. Verbunden mit diesem erheblichen Humusschwund sind zwangsläufig Stickstoffverluste, die – so haben Untersuchungen in unterschiedlichsten Waldgebieten ergeben – in der Regel Raten zwischen 250 und 900 kg/ha erreichen. Als Folge davon gelangen häufig Nitrate ins Grundwasser, welche die Wasserqualität beeinträchtigen. Aufgrund der steigenden Belastung des Landschaftshaushaltes wurde deshalb unter anderem empfohlen, weitestgehend auf Kahlschläge zu verzichten, Herbizide nur eingeschränkt zu verwenden, bei unbedingt erforderlichen Bestandesdüngungen nur

mit homöopathischen Dosierungen zu arbeiten, längs von Bachläufen Waldstreifen als Filter gegen eine laterale Stoffzufuhr in die Vorfluter und als Fallen für abgeschwemmtes Bodenmaterial zu erhalten sowie die Bemühungen zu verstärken, gefährliche Schadstoffemissionen so weit wie möglich zu begrenzen.

– Auf Ackerflächen stellt vor allem die Bodenerosion eine besondere Gefahr für den Boden dar. So gelangen nach den Worten von Prof. Dr. Udo SCHWERTMANN vom Institut für Bodenkunde der Technischen Universität München in der Bundesrepublik Deutschland allein durch Bodenerosion jährlich 6000 Tonnen Phosphat in die Vorfluter. Derartige Nährstoffausträge und Krumenverluste haben in einigen agrarisch genutzten Gebieten bereits zu beträchtlichen Ertrageinbußen geführt. Die Erosionsgefahr wird – so war zu hören – durch das Entfernen von Rainen und Ackerterrassen bei Flurbereinigungsmaßnahmen verstärkt. Es sollte deshalb bereits im Planungsstadium mit Hilfe des kürzlich erschienenen Bodenerosionshandbuchs des Bayer. Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, eine quantitative Vorausschätzung des Bodenabtrages erfolgen, um eventuell schon vorab erosionsverhindernde Maßnahmen wie Konturnutzung, Anlage von Vegetationsstreifen quer zum Hang und dergleichen vorzusehen.

– Der Humus, der sowohl für die Sorption von Nährstoffen als auch von Schadstoffen sowie für die Wasserspeicherung von außerordentlicher Bedeutung ist, ist auch in Gebirgslagen sehr stark gefährdet. Dr. Berndt-Michael WILKE vom Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie der Universität Bayreuth wies in seinem Vortrag darauf hin, daß z. B. an manchen Standorten im Nationalpark Berchtesgaden nach Waldrodung Humusschwunde von 30 %, im Kampenwandgebiet sogar bis zu 50 % auftraten.

– Einen Einblick in die Möglichkeiten, den Boden und seine Fruchtbarkeit zu erhalten und zu verbessern, gab Dr. Theodor DIEZ von der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau. Es war zu erfahren, daß der Humusspiegel der Böden langfristig – wie langjährige Versuche gezeigt haben – durch organische Düngung mit Stallmist, Stroh oder Grünmasse auf einem gleichbleibenden Spiegel gehalten werden kann. Eine Aktivierung des Bodenlebens läßt sich je nach Standort durch Belüftung, Düngung oder Bewässerung erzielen. Der Befall von Böden durch Schaderreger kann durch vernünftige Fruchtfolgen eingedämmt oder sogar verhindert werden.

– Der Hohenheimer Bodenbiologe Prof. Dr. Ulrich BABEL erinnerte daran, daß der Boden ein wichtiger Lebensraum für Hunderte von nützlichen Tierarten ist. Die Bodentiere werden jedoch häufig durch mangelnde organische Düngung, Boden-

bearbeitung, Pestizide und Monokulturen in ihrer Ökologie eingeschränkt. Ätzeffekte auf Bodentiere sind aber äußerst selten und nur bei extrem hoher Düngung gefunden worden. Es wurde gefordert, stärker als bisher auf dem Acker die Natur nachahmende Bedingungen zu schaffen, um dadurch die Grundbedürfnisse der Bodentiere wie ausreichende Nahrung, genügend Hohlräume und Feuchtigkeit befriedigen zu können.

– Insgesamt betrachtet waren sich die Seminarteilnehmer am Schluß der Veranstaltung darüber einig, daß dem Prinzip der Nachhaltigkeit in der Bodenbewirtschaftung in Zukunft wieder eine größere Rolle zugesprochen werden muß als dies bislang der Fall war und daß Pflege und Schutz der elementaren Lebensgrundlage Boden eine vordringliche Aufgabe unserer Zeit ist.

Dr. R. Schumacher

29. März-2. April 1982 Zangberg

Fortbildungslehrgang A
»Ökologische und rechtliche Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege«. In Zusammenarbeit mit der Akademie für Lehrerfortbildung Dillingen, für Lehrer an Hauptschulen.

30. März-1. April 1982 Seehausen a. Staffelsee

Fachseminar/Fallstudie
»Walderschließungsplanung« für Forstleute und Naturschutzreferenten auf gesonderte Einladung.

Seminarergebnis

Konfliktsituationen zwischen Waldbesitzern und Naturschutz entstehen zwangsläufig dort in besonderem Maße, wo der Waldwegebau ökologisch wertvolle, schützenswerte Biotope oder das Landschaftsbild zu beeinträchtigen droht.

Vom 30. März bis 1. April 1982 veranstaltete die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege unter Mitwirkung der Lehrstühle für Landschaftstechnik sowie für forstliche Arbeitswissenschaften und Verfahrenstechnik der Universität München in Seehausen bei Murnau ein Fachseminar zur Walderschließungsplanung. Es nahmen rund 40 Vertreter des Naturschutzes und der Forstwirtschaft teil. Im Rahmen dieser Tagung wurde am Beispiel des Tiefenbachtals, einem stark parzellierten bäuerlichen Privatwaldgebiet im südlichen Teil des Landkreises Weilheim-Schongau, eine aktuelle Erschließungsproblematik aufgezeigt. Grundlage für eine den Belangen des Naturschutzes und der Waldbesitzer gleichermaßen Rechnung tragende Lösung bilden eine ökonomisch-technische Durchleuchtung verschiedener Erschließungsvarianten und eine auch vom Nichtfachmann nachvollziehbare ökologische Bewertung des Gebietes.

– Die Notwendigkeit einer maßvollen Walderschließung wurde von Dipl. Forstwirt Hubert WEIGER, Bund Naturschutz, in seinem einführenden Referat anerkannt. Hauptanliegen des Bundes Naturschutz sei es jedoch, hierbei ökologisch wertvolle Flächen zu erhalten und landschaftsästhetisch negative Auswirkungen zu vermeiden. Der Referent stellte aus dem 10-Punkte-Programm der »Stellungnahme zur Erschließung des Körperschafts- und des Privatwaldes mit Waldstraßen außerhalb des Alpenraumes« des Bundes Naturschutz nachstehende Forderungen hervor:

– Die jeweils erforderliche Erschließungsdichte ist, abhängig von den gegebenen Bedingungen der Größe und Ausbildung des Waldkomplexes, des Reliefs und des Bodens und des Artenschutzes, örtlich zu ermitteln. Forststraßen sollen nur bei einem ständigen größeren Holzaufkommen gebaut werden, ansonsten Förderung und Bau von Schlepperwegen, wenn dadurch keine erheblichen landschaftsökologischen Nachteile (Erosion etc.) entstehen.

– Die Erschließungsprojekte haben auf die Schonung wertvoller Biotope und für das Landschaftsbild wichtiger Waldareale (Wälder mit Sonderfunktionen nach der Waldfunktionskartierung) Rücksicht zu nehmen. In besonders schutzwürdigen Landschaftsbereichen (z. B. Naturschutzgebiete) sind keine Wegbaumaßnahmen durchzuführen.

– Forststraßen sollen grundsätzlich nicht mit Schwarzdecken versehen werden. Die zuletzt genannte Forderung basiert auf den Untersuchungsergebnissen von MADER, Bonn, über den Nachweis des Barriere-Effektes von verkehrsarmen Straßen und Forstwegen auf Kleinsäuger der Waldbiozönose durch Markierungs- und Umsetzungsversuche. Die Trennwirkung einer asphaltierten Straße ist nach MADER weitgehend unabhängig von deren Verkehrsaufkommen, denn die Aktivitätsspitzen der Versuchstiere lagen ohnehin in den verkehrsschwachen Nachtstunden. Die geschilderten Isolationseffekte treten bereits bei einem nur 3 m breiten Forstweg auf.

– Prof. Dr. Hans-Dieter LÖFFLER forderte, der Suche nach der vorteilhaftesten Erschließung künftig mehr Aufmerksamkeit in allen Belangen zu schenken als bisher. Dies setzt voraus, daß jeweils mehrere Erschließungsvarianten auf ihre technischen, ökonomischen und ökologischen Auswirkungen untersucht werden.

– Wie eine solche ökologische Beurteilung aussehen kann, zeigte Prof. Dr. Ulrich AMMER anhand der Modellstudie Tiefenbachtal. Die Schwierigkeiten sieht der Referent in der ökologischen Beurteilung von Erschließungsmaßnahmen, da monetäre Bewertungen subjektiven Einschätzungen gegenübergestellt werden müssen. Das Ablaufschema für eine Umweltverträglichkeitsprüfung von Wegebauten sieht sowohl

die ökologische als auch die erschließungstechnische Beurteilung vor.

Ökologische Kriterien waren Vegetation, Fauna und Gewässer, da das Untersuchungsgebiet durch seinen Charakter als Feuchtbiotop gekennzeichnet ist, bei dem einerseits ökologisch empfindliche Lebensräume nicht zerstört werden sollen, sich andererseits wegebau technische Schwierigkeiten bei der Überwindung von Weichböden ergeben. Die ökologische Bewertung beruht auf einer Schätzung, in die als Maßstab wesentliche Indikatoren wie die Kriterien Naturnähe, Struktur (Vielfalt) und Seltenheit einfließen, die in ihrer Gesamtheit die ökologische Bedeutung des Gebietes charakterisieren.

Da nach Prof. AMMER ein Zusammenführen dieser Informationen anhand von absoluten Werten nicht möglich ist, müssen vor Ort erhobene Daten über Bewertungsfunktionen in relative Werte umgesetzt werden. Die Bewertungsergebnisse der Einzelbereiche, ihre Zusammenführung (Verknüpfung) zum ökologischen Gesamtwert und der Abgleich mit der wegebau technischen Beurteilung der verschiedenen Erschließungsvarianten ergeben die ökologische Bewertung der Wegealternativen. Ein weiterer Abstimmungsprozeß unter ökologischen und erschließungstechnischen Gesichtspunkten legt die Wegetrassen fest.

– In der anschließenden Diskussion waren sich die Vertreter des Naturschutzes und der Forstverwaltung darüber einig, daß auch bei künftigen Walderschließungen jenes von Prof. Dr. Hans Dietrich LÖFFLER und Prof. Dr. Ulrich AMMER vorgestellte Ablaufschema für Umweltverträglichkeitsprüfung von Wegebauten berücksichtigt werden müsse, da die Kriterien zur Untersuchung des ökologischen Gesamtwertes auch auf andere Gebiete übertragbar sind.

Als weiteres, unmittelbar verwertbares Ergebnis des Seminars wurde für das umstrittene Projekt Tiefenbachtal eine für Naturschutz und Forstwirtschaft akzeptable Lösung vorgestellt, die die ökologisch empfindlichen Waldböden des Tiefenbachtals meidet.

Auch Forstdirektor Dr. Reinhold EDER vom Landesamt für Umweltschutz hob in dem Abschlußreferat den ökologischen Wert des Tiefenbachtals hervor, lehnte ebenfalls kategorisch den Ausbau des bisherigen Talziehweges in Eigenregie der Waldbauern ab und sah den Vorteil der Erschließung des Tiefenbachtals parallel zu den Hängen als Chance, die Fichtenreinbestände im Laufe der Zeit in stabilere naturnähere Waldformen umwandeln zu können. Dies bedürfe jedoch der Bereitschaft der Waldeigentümer.

H. Haxel

3. April 1982 Unterjoch

eintägige Veranstaltung für Naturschutzreferenten der Bereitschaften der Bergwacht, Abschnitt Allgäu.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Geschützte und gefährdete Pflanzen und Tiere. Biotopschutz als Grundlage für den Artenschutz, eine Aufgabe der Bergwacht.

17.-18. April 1982 Pleystein

Fortbildungslehrgang A 1

Wochenendveranstaltung – »Ökologische und rechtliche Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

siehe Veranstaltung vom 7.-8. November 1981 in Selb/Silberbach.

17.-18. April 1982 Selb/Silberbach Ofr.

Fortbildungslehrgang B 2

Wochenendveranstaltung – »Planungen und Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege im Siedlungsbereich« für Angehörige der bayer. Verwaltung, Landschaftsplaner, Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Der Garten als Lebensraum; Bedeutung von Kleingärten; Tiere im Siedlungsbereich; Pflanzen im Siedlungsbereich; Grundsätze zur Planung und Anlage von Gärten; Chemie, Abfall und Recycling.

27.-29. April 1982 Erlangen

Fachseminar

»Naturschutz in öffentlichen Grünkonzepten« für Landschaftsarchitekten, Kommunalpolitiker, Orts-, Regional- und Städteplaner.

Seminarergebnis

Der Veranstaltungssommer »Grün in Erlangen 82« bot der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege den geeigneten Hintergrund, um vom 27. 29.04.82 ein Fachseminar zum Thema »Naturschutz in öffentlichen Grünkonzepten« abzuhalten.

Städteplaner, Landschaftsarchitekten, Vertreter von Fachbehörden, Kommunen und Verbänden diskutierten die Probleme, die sich bei der Umsetzung von Naturschutzfragen in die städtebauliche Praxis ergeben. Oberbürgermeister Dr. Dietmar HAHLEWEG, Erlangen, machte bereits in seinem Einführungsreferat deutlich, daß Naturschutz weder eine alleinige Aufgabe engagierter Naturfreunde ist noch als ausschließlich ästhetisch-gestalterische Grünplanung gesehen werden darf.

Die gesetzlich verankerte Eigenständigkeit der Gemeinden in Sachen Planung beinhaltet nicht nur das Recht auf eine eigenständige, sondern vielmehr auch die Pflicht zu

einer bewahrenden Planung. Eine verantwortungsbewußte Kommunalpolitik müsse daher den Belangen der Erhaltung unserer Umwelt mindestens denselben Stellenwert einräumen, wie den wirtschaftlichen Zielen. Viele Probleme unserer Umweltsituation schlechthin erwachsen, so der Oberbürgermeister, aus dem derzeitigen Trend unserer Gesellschaft, ständig von allem etwas mehr zu fordern. Wir hätten verlernt zu erkennen, daß dieses Konsumverhalten zwangsläufig zu Lasten unserer teilweise bereits überbeanspruchten, natürlichen Lebensgrundlagen führen müsse. Die von der Gesellschaft ständig geforderte Kompromißbereitschaft zu Lasten der Umwelt höre dort auf, wo der Gesamtorganismus Natur, oder der einer Stadt in seinen elementaren Lebensgrundlagen gefährdet sei.

Auf städtische Verkehrskonzepte bezogen, ließ Dr. HAHLEWEG keinen Zweifel daran, daß die Fragestellung nach neuen oder zu erweiternden Verkehrswegen sich nicht an den Bedürfnissen des Verkehrs, sondern an dem für den Stadtorganismus zuträglichen Maß orientieren müsse.

Wohin eine einseitig ausgerichtete Entwicklung führen kann, zeigte der Münchener Architekt Karl KLÜHSPIESS an drastischen Bildbeispielen aus aller Welt. In einigen amerikanischen Großstädten übersteigen die Aufwendungen für Verkehr die Summe aller übrigen Haushaltsmittel der Kommune. Teilweise wurden dadurch bereits ganze Städte unbewohnbar gemacht. Profitgier und Eigennutz hätten Monotonie und Gigantomanie zum obersten Gestaltungsprinzip der Städte erhoben. Die zunehmende Flucht der Bürger vor der Realität dieser überdimensionierten Maßstäbe in Scheinwelten beweise, daß Überschaubarkeit und Bodenverbundenheit grundlegende Bestandteile menschlicher Lebensbedürfnisse seien. Gleichförmigkeit der Baustrukturen bedinge gleichermaßen Verluste an Kreativität und Zunahme sozialer und psychologischer Probleme unserer Gesellschaft. KLÜHSPIESS vertrat die Ansicht, daß zur Änderung bzw. Vorbeugung solcher Situationen ein Umdenken und entsprechendes Handeln dringend notwendig sei. Dies insbesondere auch deshalb, da auch einige Städte der Bundesrepublik Deutschland von dieser Entwicklung nicht verschont geblieben seien und dies zu einem Zeitpunkt, wo die katastrophalen Folgen im Ausgangsland Amerika längst offenkundig geworden waren. Die städtebaulichen Zielsetzungen müßten sich nach einer primär am Menschen und nicht an der Wirtschaft orientierten Lebensphilosophie ableiten und die Stadt wieder stärker als ökologisches und nicht nur als ökonomisches System ansehen.

Eine verständliche Reaktion der Bevölkerung auf solche Fehlstrukturen ist u. a. die verstärkte Hinwendung zu überschaubaren und menschlichen Größenordnungen. Deshalb sollte auch, so Dipl.-Chemiker Robert

DAX aus München, das derzeitige Natur- und Ökogarteninteresse nicht vorschnell als Modetrend abgetan werden, da sich hier ein Umdenkungsprozeß gegenüber unseren bisherigen Handlungs- und Wirtschaftsweisen abzeichne. Der Hintergrund dieser »Ökobewegung« sei weniger in rein ästhetischen oder wirtschaftlichen Gesichtspunkten, als vielmehr in der Zunahme einer gesamtverantwortlichen Haltung einzelner Bürger zu sehen.

Dies unterstrichen auch die Ausführungen von Werner KRUSPE, Leiter des Hamburger Naturschutzamtes und des Leiters des Essener Stadtplanungsamtes Dipl.-Ing. Jörn ROHDE. KRUSPE konnte am Beispiel des Stadtstaates besonders deutlich aufzeigen, wie Belange des Naturschutzes seit nunmehr rund 10 Jahren zunehmende Berücksichtigung in der Stadtplanung gefunden haben und mittlerweile als gleichwertige Kriterien zu anderen Belangen angesehen werden. Die Essener Stadtplanung kommt dem steigenden Bürgerinteresse an der Stadtentwicklung insofern entgegen, indem sie bereits im Vorgriff und wiederholt während der Planaufstellung eine sehr differenzierte, auf einzelne Stadtbereiche aufgeteilte Bürgerbeteiligung durchführt, die weit über das gesetzlich vorgeschriebene Maß hinausgeht.

Parallel zu dieser planerischen Gesamtschau sind jedoch auch exakte Grundlagen-erhebungen notwendig, wie am Beispiel bestimmter Grünstrukturen und deren Einflüsse auf das Stadtklima dargestellt wurde. Dipl.-Ing. Günter JURKSCH vom Deutschen Wetterdienst in Offenbach zeigte an verschiedenen Fallstudien und anhand von Daten aus Feldmessungen auf, daß es praktisch kaum möglich ist, generalisierende Angaben zur klimatischen Funktion einzelner innerstädtischer Grünflächen zu machen, sondern jede Freifläche stadtklimatisch ein Individuum darstelle.

Die Diskussion des Themas machte jedoch deutlich, daß für die Berücksichtigung innerstädtischer Frei- und Grünflächen nicht nur die direkt meßbaren klimatologischen oder gestalterischen Kriterien ausschlaggebend sein können, sondern die »Aufgaben« solcher Flächen nur dann vollständig erfaßt werden können, wenn auch die nicht meßbaren subjektiven Einflüsse auf die menschliche Psyche Berücksichtigung fänden.

Umwelthygieniker Prof. Dr. Walter GRÄF von der Universität Erlangen stellte in diesem Zusammenhang fest, daß sowohl in der Medizin als auch im Städtebau fachlich zu spezialisierte Betrachtungsweisen dazu geführt haben, daß über die Symptomkurierung einzelner Krankheitsbilder die Möglichkeiten einer vorbeugenden Gesamtbehandlung vernachlässigt wurden.

Wie eine allen Interessen gerecht werdende Stadt- und Bauleitplanung im Gesamtbild wirken kann, veranschaulichte Landschaftsarchitekt Prof. Reinhard GREBE

aus Nürnberg in seinem Referat und während der Fahrrad-Exkursion durch die Stadt Erlangen. So vermerkten einige Teilnehmer auf der Exkursion sehr positiv, daß man sich in einigen Innenstadtbereichen Erlangens in die Zeit der 50er Jahre zurückversetzt fühle. Das Auto ist zwar auch in Wohnstraßen als Partner zugelassen, tritt jedoch nie als dominierendes Element in den Vordergrund. Hier zeigte sich, wie durch eine bloße Zurückdrängung des Durchgangsverkehrs wieder eine menschen- und wohnwürdige städtische Atmosphäre geschaffen werden kann.

Ein stures »Dienst nach Vorschrift«-Verhalten, zitieren von Verordnungen und Haftungsrichtlinien hätten mit Sicherheit auch in Erlangen nicht viel in diese Richtung bewirken können. Nur durch die Mitarbeit und das Verständnis jedes Beteiligten, eine langjährige Zusammenarbeit von Architekten, engagierten Kommunalpolitikern und aufgeschlossenen Bürgern konnte hier eine umfassende, nicht ausschließlich den Funktionen, sondern auch dem Menschen gerecht werdende Städteplanung erfolgreich in die Praxis umgesetzt werden.

H. Krauss

5.-7. Mai 1982 Benediktbeuern

Fachseminar
»Feuchtbiotope in der Agrarlandschaft«
für Teilnehmer auf gesonderte Einladung.

Seminarergebnis

Das Bayerische Naturschutzgesetz wurde in diesem Jahr novelliert und tritt in neuer Fassung am 01.09.82 in Kraft. Dabei wird ein eigener Artikel »Schutz der Feuchtflächen« neu aufgenommen. Vor diesem Hintergrund trafen sich auf Einladung der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) rund 40 Fachleute aus den Bereichen Landwirtschaft, Wasserwirtschaft, Ökologie und Naturschutz sowie Landschaftsarchitekten und erörterten die Situation der Feuchtgebiete in Bayern.

In seinen einführenden Worten wies der Direktor der ANL, Dr. Wolfgang ZIELONKOWSKI, auf die besondere Gefährdung der Trocken- und Feuchtbiotope durch Nivellierung zu Produktivstandorten hin.

Diese Feststellung untermauerte im Folgenden Ministerialdirektor Dr. Werner BUCHNER vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München, mit Zahlen. Seit Beginn der Flußregulierungen vor etwa 150 Jahren seien 75 bis 80 % der Auwälder zerstört worden. Allein in den letzten beiden Jahrhunderten seien 80-90 % der bayerischen Hoch- und Übergangsmoore, Niedermoore und Streuwiesen verschwunden. Ein weiterer Rückgang sei hier nicht mehr vertretbar.

Auf den gesellschaftspolitischen Bereich eingehend, bedauerte er, daß viele Zeitgenossen noch nicht erkannt hätten, daß der Kampf des Menschen gegen die Bedrohung durch die Natur seinen Wendepunkt bereits hinter sich habe. Er wies auf die Diskrepanz hin, daß wir heute im Naturschutz zwar ein rechtliches, fachliches und organisatorisches Instrumentarium hätten, wie es bisher nicht vorhanden war, die Umsetzung allgemein aber noch im Argen liege. Einer der Gründe hierfür liege in der Politik, in der die notwendigen Augenblickserfolge am ehesten durch massive Interessenvertretung zu erzielen seien. Dies gelte auch für die Verbände, die ihre eigenen Interessen dem Gemeinwohl oft voranstellen. Er appellierte an die gesamtgesellschaftliche Verantwortung sowohl jedes einzelnen Bürgers als auch der Staatsverwaltung und wehrte sich gegen eine überzogene individuelle Interessensvertretung.

Dr. BUCHNER schloß mit der Feststellung, daß Feuchtgebiete im Sinne des Entwurfes der Novelle des Bayerischen Naturschutzgesetzes nur noch 2 % der Landesfläche umfaßten, hingegen die Summe der Gebäude-, Betriebs- und Verkehrsflächen 6,6 % erreicht habe. »Versündigen wir uns nicht an diesen letzten Resten der Natur!« war dann auch seine abschließende Aufforderung.

Die Diskussion einzelner Aspekte des Feuchtgebietsschutzes eröffnete Dipl.-Biologe Willy ZAHLHEIMER, Rosenheim, mit seinem Überblick über die Vegetation in bayerischen Talauen. Er zeigte dabei, daß bei einer Flußauwe als Lebensraum die zeitlichen Veränderungen der Wasserführung eine Schlüsselrolle spielen. Sowohl Hochwässer als auch Niedrigwasserstände seien wesentliche Biotopfaktoren und somit für die Existenz von bestimmten Pflanzengesellschaften im Auenbereich entscheidend.

Solche autotypischen Pflanzenformationen seien Pioniergesellschaften auf Flußbänken, die krautige Pioniervegetation an Flußufern, die Vegetation der Wechselwasserbereiche in Stillgewässern, Auwälder, Uferstaudenfluren und das Auengrünland. Gerade letzteres würde eine Doppelfunktion erfüllen. Es stelle nicht nur einen wertvollen Biotop dar, sondern sei ebenso bedeutend für die landwirtschaftliche Nutzung. Hieraus ergebe sich auch die Gefährdung dieses wertvollen Lebensraumes durch Umwandlung in Intensivgrünland und sogar in Äcker.

Darüber hinaus seien auch die anderen Pflanzenformationen naturnaher Flußlandschaften gefährdet. Viele der darin enthaltenen Arten würden landesweit einen bedrohlichen Bestandsrückgang aufweisen. Neben der bereits genannten Nutzungsintensivierung im Auenbereich seien hierfür folgende Maßnahmen im besonderen verantwortlich: Uferbefestigungen, Flußkorrekturen, Wasserableitun-

gen, Hochwasserfreilegungen, Kanalisierungen sowie die Errichtung von Stauhaltungen mit der Folge der Abdichtung des Flusses gegen die Aue im gesamten Staubeereich und der Einrichtung eines Binnenentwässerungssystems. Mit einer Liste von 60 bedrohten Gefäßpflanzenarten mit Schwerpunkt vorkommen in bayerischen Flußauen beschloß ZAHLHEIMER sein Referat.

Einen zoologischen Schwerpunkt setzte das Referat von Dipl.-Biologe Axel BEUTLER vom Lehrstuhl für Landschaftsökologie. Er informierte über die Tierwelt der Kleingewässer. Sie würden einer Vielzahl von Tiergruppen, die von Libellen, Eintagsfliegen, Köcherfliegen, Zweiflüglern und Schnecken bis zu den Muscheln reichten, Lebensraum bieten. Am Beispiel der Amphibien verdeutlichte er dann die Artenschutzproblematik im Zusammenhang mit Kleingewässern. Grundlage jeder Beurteilung von Lebensräumen sei zunächst einmal eine Kartierung der vorkommenden Arten. Man müsse erst einmal wissen, was (noch) da sei. Bei Kleingewässern nützten großräumige und entsprechend grobe Verbreitungskarten für Naturschutzzwecke sehr wenig.

Noch relativ gute Bestände weise der Grasfrosch als überwiegend terrestrische Art auf. Da Bayern am Rande des Verbreitungsgebietes liege, seien Geburtshelferkröte und Fadenmolch hier natürlicherweise selten. Stark gefährdet sei der Kammolch, von dem im Schnitt jeder Landkreis nur mehr ein Vorkommen aufweise. Hauptproblem sei hier (und allgemein bei einer bestimmten Ausdünnung der Vorkommen von an Kleingewässer gebundenen Tierarten), daß die Vorkommen in keinen Kontakt mehr zueinander treten könnten und damit langfristig zum Aussterben verurteilt wären. In Bayern akut gefährdet seien Springfrosch und Moorfrosch.

Hauptursache für den Rückgang der an Kleingewässer gebundenen Tierarten sei die Zerstörung ihrer Lebensräume. Für die Amphibien bedeute dies den Verlust der lebensnotwendigen Laichgewässer. Den größten Ursachenanteil hätte dabei im weitesten Sinn die Landwirtschaft. Auch komme die Umwandlung von Kleingewässern in Fischteiche einer Zerstörung nahezu gleich. Es stimme nachdenklich, wenn man heute einen Truppenübungsplatz, wie den bei Landshut, als Amphibienbiotop nationaler Bedeutung bezeichnen müsse.

Herr SCHREINER, Biologe der ANL, unterstrich durch konkrete Beispiele die Bedeutung der feuchten und wechselfeuchten Wirtschaftswiesen als wertvolle Biotope für die Tierwelt. Diese bisher sehr wenig geschätzten Lebensräume beherbergen je nach Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung bis zu 3500 Tierarten. Die überwiegende Zahl ist dabei den Wirbellosen zuzurechnen. Besonders auffallend

sind darunter die Schmetterlinge, Laubheuschrecken und Käfer. Im Zusammenhang mit der Bedeutung dieses Biotops für den Artenschutz wird jedoch vor allem die hierfür typische Vogelwelt genannt. Es sind dies Graumammer, Wiesenpieper, Großer Brachvogel, Wachtelkönig, Rotschenkel, Bekassine, Wiesenweihe, Sumpfohreule und der Weißstorch.

Am Beispiel des Großen Brachvogels wurden dann die Lebensraumsprüche dieser Vogelart, die die meisten der anderen Wiesenvögel mit umfassen, dargestellt. Der Große Brachvogel braucht Flächen,

- die weit und eben sind
- deren Wiesenanteil großräumig über 40-50 % liegt
- die dauerfeucht sind oder (meistens im Frühjahr) periodisch stark durchfeuchtet werden und
- die wenig Sichthindernisse aufweisen.

Stark bestandsfördernd haben sich ein reiches Mikrorelief sowie eine geringe Halmdichte erwiesen.

Aus den Lebensraumsprüchen resultiert auch die Gefährdung der wiesenbrütenden Vogelarten vor allem durch

- eine zunehmende Umwandlung von Grünland in Acker
- eine Vergleichmäßigung des Wasserabflusses im Gewässer bzw. der Schwankungen der Grundwasserstände
- eine immer früher einsetzende Wiesenmahd und
- zunehmende Erholungsaktivitäten in Wiesenvogelbrutgebieten.

Die Folge ist, daß nach Untersuchungen von RANFTL ein Brutpaar des Großen Brachvogels im Durchschnitt nur mehr alle 3 Jahre ein flüggel Junges hat, zu wenig, um den Bestand erhalten zu können. 33 Brutvorkommen des Großen Brachvogels in Bayern sind seit 1970 erloschen!

In seinem anschließenden Vortrag befaßte sich Alfred RINGLER, Biologe am Alpeninstitut München, mit den Kleingewässern und Streuwiesen im Alpenvorland. Er stellte fest, daß hier, wie überall, Kleingewässer auf den Menschen einen Schlüsselreiz zum Verfüllen ausüben würden. Da ihr Rückgang durch entsprechende Neuanlage ausgeglichen werden könne, sollte diese baldmöglichst in Angriff genommen werden.

Seit jeher unumstritten sei der Schutz der Streuwiesen und doch halte hier der Rückgang bis heute unvermindert an. Streuwiesen seien Ökosysteme mit extrem langer Tradition. Einmal meliorierte Streuwiesen könnten deshalb auch nicht mit teuren Mitteln jemals wieder hergestellt werden. Da aber die Streu heute vielfach überflüssig sei, ergebe sich hier das Problem der weiteren Nutzung, um eine Entwicklung dieser Lebensräume zu Bruchwäldern zu verhindern. Hier werde man mit gezielter Förderung von seiten des Staates versuchen müssen, die Streuwiesennutzung wieder attraktiv zu machen.

Die Situation der Landwirtschaft verdeutlichte anschließend Landwirtschaftsoberrat Johann GRAF von der Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, München. Er legte die Zwänge dar, die, wie er sagte, die »Tendenz zur inneren Aufstockung« und damit die Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung verursachten.

Innerhalb der Landwirtschaftsverwaltung würde dem Feuchtgebietschutz seit jeher ein großer Stellenwert beigemessen. So existiere bereits seit 12 Jahren eine Dienstverfügung der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, die Gutachten zu Meliorationsbedürftigkeit und -würdigkeit durch die Abt. B 1 der Ämter für Landwirtschaft und Bodenkultur betreffend, nach der Ödlandkultivierungen zu unterbleiben haben. Entsprechende Vorschriften seien auch in den Finanzierungsrichtlinien der Flurbereinigung sowie im Teil C des Alpen- und Mittelgebirgsprogrammes enthalten. Außerdem würden langjährige Großversuche zum Abflußgeschehen in Mooren durchgeführt. Bodenverbesserungen im Rahmen staatlicher Aktivitäten dürften sich seit über einem Jahrzehnt nicht mehr auf naturnahe Flächen erstrecken!

Maßnahmen zur Bodenverbesserung würden unter folgenden Zielsetzungen erfolgen:

- Bewahrung der Standort- und Artenvielfalt
- Sicherung der »ökologischen Stabilität«
- Pflege der Kultur- und Erholungslandschaft
- Erhaltung des bäuerlichen Wirtschaftsraumes.

Über den Schutz von Feuchtgebieten in der Novellierung des Bayerischen Naturschutzgesetzes berichtete abschließend Ministerialrat Walter BRENNER vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (BStMLU), München. Er charakterisierte die Ausgangslage dahingehend, daß der von allen Referenten dieses Seminars dokumentierte Rückgang der Feuchtgebiete zeige, daß die derzeitige gesetzliche Situation wenig befriedigend sei. Das BStMLU habe deshalb im Entwurf des Gesetzes für die »klassischen Feuchtgebiete« eine Erlaubnispflicht und bei den feuchten und wechselfeuchten Wirtschaftswiesen eine Anzeigepflicht für Veränderungen vorsehen.

In der parlamentarischen Beratung habe sich ergeben, daß der Schutz der ersten Kategorie große Chancen habe, Gesetzeskraft zu erlangen. Im Zusammenhang damit solle ein Erschwernisausgleich neu eingeführt werden, der dem Landwirt die Beibehaltung der bisherigen Bewirtschaftungsart finanziell ausgleichen soll. Der Schutz der Feuchtwiesen stoße aber auf große Schwierigkeiten, da deren Abgrenzung sowohl aus vegetationskundlicher Sicht als auch wegen der erforderlichen

Parzellenschärfe große Schwierigkeiten bereite. Es sei deshalb die Aufnahme eines Programmsatzes im Gesetz vorgesehen, wonach die Sicherung dieser Flächen in geeigneter Weise, insbesondere durch privatrechtliche Vereinbarungen, angestrebt werden soll. Gleichzeitig sollten 3 Millionen DM für ein sogenanntes »Wiesenbrüterprogramm« in den Doppelhaushalt 1983/84 aufgenommen werden, mit denen Maßnahmen zur Sicherung und Verbesserung von Wiesenvogelbrutbiotopen gefördert werden sollten.

In der Abschlußdiskussion zeigten sich die Teilnehmer des Seminars einig, daß die Situation der Feuchtgebiete heute außerordentlich bedrohlich ist und die noch vorhandenen Reste deshalb besonders schutzwürdig seien. Hierzu müßten von staatlicher Seite alle rechtlichen und finanziellen Möglichkeiten ausgeschöpft werden. Gleichzeitig müsse auch ein Umdenkungsprozeß bei jedem einzelnen Bürger stattfinden, damit der Wert dieser Gebiete für Mensch, Tier und Pflanze von allen entsprechend gewürdigt werde. Alle gesellschaftlichen Gruppierungen müßten wieder zu einer Gemeinsamkeit des Handelns finden. Es sei auf keinen Fall vertretbar, weiterhin Entwässerungen, Drainagen, Auffüllungen u. a. zerstörende Maßnahmen in wertvollen Feuchtgebieten vorzunehmen.

J. Schreiner

11.-13. Mai 1982 Selb/Silberbach Ofr.

6. wissenschaftliches Seminar zur Landschaftskunde Bayerns

»Die Region 5 – Oberfranken-Ost« für Wissenschaftler und Fachleute auf gesonderte Einladung.

Seminarergebnis

Die Region Ostoberfranken (Region 5) ist – so war bei dem von der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege vom 11.-13. Mai 1982 in Selb/Silberbach veranstalteten sechsten Seminar zur Landschaftskunde Bayerns zu erfahren – durch Immissionen stark belastet. So wurden nach den Worten von Dr.-Ing. Rolf FREDERKING von der Regierung von Oberfranken in diesem Problemgebiet des Umweltschutzes beispielsweise Schwefeldioxid-Konzentrationen festgestellt, die weit über den im industriellen Ballungsraum Ingolstadt-Kelheim gemessenen Werten liegen. Darüber hinaus sind die als »Katzendreckgestank« bekannten Geruchsbelästigungen ebenso wie die aus der heimischen Keramik-, Metall- und Glasindustrie stammenden Fluor- und Spurenmetall-Immissionen eine weitere erhebliche Belastung für die Region.

Die am Seminar teilnehmenden Vertreter aus den Bereichen Wissenschaft, Praxis und von verschiedenen Fachbehörden diskutierten unter anderem auch über die landschaftsgeschichtliche Entwicklung, die

Vegetationsausstattung der Region, über Probleme der Land-, Forst- und Wasserwirtschaft, über Fremdenverkehr und Erholung sowie aktuelle Fragen des Naturschutzes und der Landschaftspflege.

Die in den einzelnen Referaten und Diskussionsbeiträgen angesprochenen Themenkomplexe lassen sich in nachstehenden Forderungen und Feststellungen zusammenfassen:

– Das Gebiet der Region 5 hat früher eine zentrale Lage innerhalb Deutschlands eingenommen. Ostoberfranken befindet sich heute jedoch in einer extremen Grenzlage und ist, wie fast alle Grenzregionen, mit den bekannten Nachteilen, wie Infrastrukturschwäche, Bevölkerungsrückgang etc., behaftet. Aufgrund dieser Situation forderte der stellvertretende Vorsitzende des Regionalverbandes, der Nailaer Bürgermeister Robert STROBEL, eine stärkere Förderung der strukturschwachen Gebiete und die Schaffung neuer Arbeitsplätze, um der Abwanderungstendenz in Grenznähe entgegenzuwirken. Auch sollten keine Stilllegungen von Bahnstrecken erfolgen, sondern eine Elektrifizierung der Hauptstrecken und IC-Anschluß erscheinen ebenso dringend erforderlich wie der Bau einer neuen B 303 für den Schwerlastverkehr. Auf dem Dienstleistungssektor hat sich in den letzten Jahren erfreulicherweise einiges getan. Die Universität Bayreuth, mit Schwerpunkt Naturwissenschaften, begann mit dem Lehrbetrieb, die Beamtenfachhochschule für den gehobenen nichttechnischen Dienst in Hof wurde 1975 fertiggestellt und die Abteilung Münchberg der Fachhochschule Coburg mit Ausbildungsmöglichkeiten im Textilbereich, sind als echtes Positivum innerhalb der Region anzusehen.

– Betrachtet man die Naturausstattung Ostoberfrankens, so kann festgestellt werden, daß es sich hier um ein Terrain handelt, welches außerordentlich reich an unterschiedlichsten Gesteinsserien und Bodenschätzen ist. Den Ausführungen von Reg.-Dir. Dr. Gerhard STETTNER vom Bayerischen Geologischen Landesamt war unter anderem zu entnehmen, daß in diesem Gebiet eine Milliarde Jahre Erdgeschichte dokumentiert sind, was für die Geowissenschaften natürlich ein besonderes »Schmankerl« darstellt.

– Die Gewässer der Region besitzen nach den Worten von Dr. PONGRATZ vom Wasserwirtschaftsamt Bayreuth insgesamt betrachtet ein relativ gutes Selbstreinigungsvermögen, was sich natürlich günstig auf die Gewässergüte auswirkt. Zur Zeit dominieren in Ostoberfranken die Güteklassen II und II-III. Infolge der unterschiedlichen anthropogenen Nutzungen der Gewässer, wie Abwasserbeseitigung, Brauchwasserentnahmen, Nutzungen für Kühlzwecke, Fischerei, Wasserkraftnutzung, Naherholung und Fremdenverkehr treten jedoch auch hier – wie in anderen Regionen – gewässergüte-spezifische Pro-

bleme auf, zu deren Lösung folgende Maßnahmen genannt wurden: Verbesserung der innerbetrieblichen Vorreinigung in Industriebetrieben, Ersatz potentiell giftiger Chemikalien durch unbedenkliche Stoffe, weiterer Ausbau von Kläranlagen und Behebung von Mängeln bei bestehenden Kläranlagen, Ersatz der Phosphate in den Waschmitteln durch andere Wasserenthärter, wie Zeolithe oder Zitronensäure, Verzicht auf Mineräldünger in der unmittelbaren Nähe der schützenswerten Perlmuschelbäche.

– Bezüglich der Verbesserung der schlechten lufthygienischen Situation in der Region wurde gefordert, auf internationaler Ebene Luftreinhaltepläne zu erstellen sowie Abgasentschwefelungsanlagen bei allen Emittenten obligatorisch vorzuschreiben. Nach dem heutigen Stand der Technik können ca. 90 % des Schwefels durch derartige Filteranlagen zurückgehalten werden.

– Nach den Aussagen von Forstpräsident Alois MOSER von der Oberforstdirektion Bayreuth, sind 39,4 % der Regionsfläche bewaldet (Bayern 33,5 %, BRD 29 %). Der Waldbesitz ist aufgegliedert in Privatwald (53,2 %), Körperschaftswald (5,6 %), Bundeswald (0,1 %) und Staatswald (41,1 %). Nach Dr. Albert REIF vom Institut für Pflanzenökologie der Universität Bayreuth war das Gebiet der Region einst vorwiegend von einem Buchen-Tannen-Mischwald bestockt. Noch im 16. Jahrhundert betrug der Tannenanteil etwa 40 %. Heute jedoch dominiert die Fichte, der Anteil der Tanne ging auf 1-2 %, der der Buche auf 2 % zurück. Oberstes Ziel der Waldwirtschaft in Ostoberfranken – so der Forstpräsident – ist es, das derzeitige Baumartenverhältnis von 87 % Nadelbäumen und 13 % Laubbäumen langfristig zugunsten der Laubbäume zu verbessern. Daneben ist man seitens der Forstverwaltung bemüht, die Wälder naturnah zu verjüngen, auf Kahlschläge zu verzichten, den Einsatz von Pestiziden und Herbiziden erheblich zu reduzieren, keine Aufforstungen in den landschaftlich reizvollen Frankenwaldtälern zuzulassen sowie standortgemäße, stabile Wälder zu erhalten und gegebenenfalls neu zu schaffen.

– In der Region 5 werden 169400 ha landwirtschaftlich genutzt, davon 63 % ackerbaulich und 37 % mit Grünland. Bei der Ackerfläche entfallen 69 % auf Getreide, 16 % auf Hackfrüchte und 15 % auf Futterpflanzen. Die durchschnittliche Größe der Betriebe liegt bei 10,7 ha (Ofr.). Aufgrund der insgesamt betrachteten ungünstigen Produktionsbedingungen und der natürlichen Ertragsvoraussetzungen betragen die Betriebseinkommen in der Planungsregion nur 75-50 % der Einkommen vergleichbarer Betriebe des Tertiärhügellandes oder in den Gäugebieten. Zur Verbesserung der Situation der Landwirtschaft in Ostoberfranken sind laut Land-

wirtschaftsdirektor Heinrich BRAUN von der Regierung von Oberfranken die folgenden Hilfen notwendig: Verbesserung der Infrastruktur, Erhaltung bzw. Schaffung von Arbeitsplätzen für Nebenerwerbs- und Zuerwerbsbetriebe, bevorzugte Förderung der Flurbereinigung, Dorferneuerung in allen Verfahren, Förderung der überbetrieblichen Zusammenarbeit nach dem Landwirtschaftsförderungsgesetz (Maschinen- und Betriebshilfsring, Erzeugergemeinschaften), bevorzugte Förderung einzelbetrieblicher Anpassungsmaßnahmen und mehr Verständnis der breiten Bevölkerung für die Probleme der Landwirtschaft.

– Die Region 5 ist mit den Naturparks Frankenwald, Fichtelgebirge, Fränkischer Schweiz und Veldensteiner Forst sowie Steinwald ein traditionelles Fremdenverkehrsgebiet. Neben diesen vier Naturparks ist ein reichhaltiges Angebot an wasserorientierten Freizeiteinrichtungen an den vielen künstlich angelegten Weihern und Seen vorhanden. Ein weiterer Ausbau des Fremdenverkehrs in Ostoberfranken ist geplant. Oberregierungsrat Dr. BLANKENBURG von der Regierung von Oberfranken nannte verschiedene Ziele, welche in den nächsten Jahren verwirklicht werden sollen: Verbesserung der gastronomischen Einrichtungen, Erhöhung der Verweildauer der Gäste, Qualitätsverbesserung der bestehenden Einrichtungen, Stärkung der Wintersaison, Ausbau des Staatsbades Bad Steben.

– Im Interesse der Erhaltung von Natur und Landschaft sollten nach Ansicht von Reg.-Dir. Dr. Dietmar REICHEL von der Regierung von Oberfranken verstärkt Maßnahmen ergriffen werden, die eine Sicherung der Lebensräume schützenswerter Pflanzen- und Tierarten bewirken können.

So sind nach Aussage des Referenten die in einigen Fließgewässern der Region vorkommenden Flußperlmuscheln zu erhalten und die Standorte der seltenen Schachblume vor den Menschen besser zu schützen. Die in der Region noch vorhandenen artenreichen Feuchtwiesen sollten auf keinen Fall weiter drainiert und aufgelassene Sandgruben einer natürlichen Sukzession überlassen werden.

Bei der Anlage von Wanderwegen in der Fränkischen Schweiz ist darauf zu achten, daß Standorte der Küchenschelle nicht beeinträchtigt und Ausbaggerungen und Uferveränderungen an Teichen und Fließgewässern möglichst vermieden werden. Einer Möblierung der Landschaft durch Zweitwohnungen ist entgegenzuwirken, an den zahlreichen künstlichen Stauseen der Region sind Zonen zu schaffen bzw. zu sichern, an denen sich Flora und Fauna frei entwickeln können. Weitere Wege- und Straßenbauten sollten auf ein Mindestmaß reduziert sowie notwendige Bepflanzungen nicht mit exotischen Gewächsen, sondern mit heimischen Gehölzen vorgenommen werden. Dr. R. Schumacher

13. Mai 1982 München

Informationsfahrt
für politische Mandatsträger und Journalisten – eintägig
»Naturschutz aktuell«

Inhalt: Naturschutz ändert mit der Zeit sein Gesicht.

Die Aufgaben jedoch bleiben gleich, Naturschutz wird dann auf Verständnis stoßen, wenn er lebensnah und gemeinverständlich erläutert wird. Nur die sachliche Problemauseinandersetzung unter Kenntnis aller einfließenden Belange kann letztlich zu Entscheidungen führen, die allen dienlich sind. Ziel der Informationsfahrt war es, politischen Mandatsträgern und Journalisten vor Ort Störungen des Naturhaushaltes zu erläutern, Biotopschaffung aus zweiter Hand zu demonstrieren und jüngst ausgewiesene Schutzgebiete mit deren vielfältiger Problematik in unserer Kulturlandschaft zu diskutieren.

15. Mai 1982 Raum Oberfranken

Exkursionsfahrt für die Themenbereiche der Lehrgänge A-C

eintägig – Die angebotenen Wochenendlehrgänge beinhalten aus Zeitgründen keine Exkursion. Anhand einer eigenen Tagesfahrt wurde den bisherigen Teilnehmern der Wochenendlehrgänge A, B und C die Möglichkeit gegeben, den vermittelten Stoff am dargestellten Objekt nochmals zu vertiefen. Für Teilnehmer der bisherigen Wochenendlehrgänge A, B und C unter Angabe des Lehrgangstyps und des Veranstaltungsortes.

17.-19. Mai 1982 Bayreuth

Fachseminar
»Feldhecken und Feldgehölze« für Wissenschaftler und Fachleute.

Seminarergebnis:

Die weitgehend abgeschlossenen Untersuchungen über die »ökologische Struktur- und Funktionsanalyse von Feldgehölzen«, die unter der Leitung von Prof. Dr. Ernst-Detlef SCHULZE und Prof. Dr. Helmut ZWÖLFER an den Lehrstühlen für Pflanzen- und Tierökologie der Universität Bayreuth durchgeführt wurden, waren für die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege Anlaß, ein gemeinsames Symposium zu veranstalten. Dabei wurden nicht nur die neuesten pflanzen- und tierökologischen Erkenntnisse einem breiten Kreis vorgestellt, sondern es kamen auch die verschiedenen standörtlichen Ausbildungen von Hecken in der Bundesrepublik ebenso zur Sprache wie ihre Bedeutung für den biologischen Pflanzenschutz und als erosionsmindernde Landschaftselemente. Probleme, die sich mit der Erhaltung von Hecken aus der Sicht der Landwirtschaft, der Flurbereinigungs- und der Naturschutzbehörden ergeben und Kriterien, die für eine ökologische Bewertung von Hecken herangezogen werden können, rundeten zusammen mit zwei

Exkursionen das »Hecken-Symposium« ab, an dem rund 200 Teilnehmer aus der Bundesrepublik Deutschland, aus Österreich, den Niederlanden und der Schweiz anwesend waren.

Am ersten Veranstaltungstag kamen vegetationskundliche Themen zur Sprache. Einleitend hob der Direktor der Akademie, Dr. Wolfgang ZIELONKOWSKI, die hohe Bedeutung hervor, die den Hecken als Elementen unserer Kulturlandschaft zukommt, waren sie doch in der ursprünglichen, vom Wald beherrschten Kulturlandschaft kaum vorhanden.

Prof. Dr. Ernst-Detlef SCHULZE erläuterte kurz das an den beiden Lehrstühlen durchgeführte Projekt, das im Auftrag des Bayer. Landesamts für Umweltschutz erstellt wurde und dessen Finanzierung das Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen übernommen hatte. Im ersten Referat stellte Prof. Dr. Dr. Heinrich E. WEBER von der Universität Osnabrück mit Schleswig-Holstein eine der heckenreichsten Landschaften Europas vor. Ohne die dort fast überall anzutreffenden und »Knicks« genannten Wallhecken wäre das nördlichste Bundesland mit seiner nur etwa 8 % ausmachenden Waldbedeckung in weiten Bereichen eine baum- und strauchlose Agrarsteppe. In den allermeisten Fällen vor etwa 300 Jahren entstanden, hatten diese Knicks ursprünglich die Funktion, das Weidevieh von den gemeinschaftlich genutzten Ackerfluren *aus*-zuschließen. Nach der Aufteilung dieser Marken in Privatparzellen vor rund 150-200 Jahren dienten diese (neben neuangelegten) Wallhecken nunmehr dem Zweck, das auf den Parzellen weidende Vieh *ein*-zuschließen. In ökologischer Hinsicht stellen die Knicks extreme Standorte dar, da die Pflanzen sich auf den leicht austrocknenden Wällen neben dem Kampf ums Wasser auch gegen Wind und Frost behaupten müssen und zudem in regelmäßigen Abständen kahlgeschlagen (geknickt) werden. Demzufolge haben sie oft ganz eng umrissene Standortansprüche, was vor allem bei der Bepflanzung von Hecken und Gehölzstreifen berücksichtigt werden muß. Insgesamt 113 Knicktypen unterschied der Referent in Schleswig-Holstein, die sehr genau die entsprechenden Boden- und Klimabedingungen widerspiegeln und engstens mit der natürlichen Vegetation korreliert sind, für die sie in der Kulturlandschaft die wichtigste Zeigergesellschaft darstellen. Doch wird das Bild des heckenreichen Schleswig-Holstein heute durch umfangreiche Rodungen im Zuge der Flurbereinigung bedroht. Bereits über 25000 km Knicks (= 1/3 aller Hecken) sind auf diese Weise verschwunden. Da für diese Hecken kein Ersatz aus Baumschulpflanzungen möglich ist, die auch nach 150-200 Jahren noch deutlich artenärmer als die »bunten« Knicks sind, ist es auf jeden Fall besser, »störende« Hecken in

ihrer Gesamtheit mit dem dazugehörigen Erdreich umzusetzen.

Auf die sprachliche Herkunft des Wortes Hecke vom altdeutschen »Hag«, das ungefähr »Einzäunung mit Sträuchern« bedeutet und sich im oberdeutschen Sprachraum noch in den Begriffen »Hagebutten« und »Hag-Dorn« erhalten hat, wies Prof. Dr. Theo MÜLLER von der Fachhochschule Nürtingen hin. Der Mensch, inmitten seines »umhегten« Bezirks, fühlt sich »bebaglich«. Der Referent zeichnete ein Bild der vielfältigen vegetationskundlichen und standörtlichen Ausprägungen der Hecken im südwestdeutschen Raum, wobei er insbesondere auf die Vielzahl der Brombeeren, Wildrosen und Weißdorne hinwies, die in den Hecken ihren Verbreitungsschwerpunkt besitzen und deren Kenntnis meist noch völlig unbefriedigend ist. Hier ist ein beachtliches genetisches Potential vorhanden, das bei der Entfernung von Hecken auf alle Fälle verloren geht und durch Neupflanzung nicht ersetzt, sondern allenfalls durch Versetzen von Hecken erhalten werden kann.

Dr. Albert REIF von der Universität Bayreuth führte in die große Mannigfaltigkeit der Hecken Nordbayerns ein. Diese ist bedingt durch die enorme Vielfalt des geologischen Substrats, die von Gesteinen aus dem Erdaltertum (Devon, Karbon) über Ablagerungen des Erdmittelalters bis zu tertiären Basalten reicht, durch den klimatischen Gradienten von West nach Ost, von den Wärmegebieten Unterfrankens bis in den Montanbereich des Vorderen Bayerischen Waldes, die unterschiedliche Höhenlage, die von West nach Ost zu einer Verkürzung der Vegetationszeit führt, und nicht zuletzt durch die menschliche Bewirtschaftung.

Daß der äußerste Süden Deutschlands auch in Bezug auf die Hecken eine Sonderstellung einnimmt, machte Frau Gabriela SCHNEIDER vom Landesmuseum für Naturkunde in Karlsruhe in ihrem Vortrag deutlich, der sich mit den Baumhecken des bayerischen Alpenvorlandes beschäftigte. Diese, bereits 1636 als »lebende Zäune« beschrieben, die der Abgrenzung von Weide- und Ackerland dienten, sind langgestreckte, dichte Reihen bildende Vegetationsstreifen aus hohen Edellaubhölzern, Sträuchern und Kräutern. Sie sind heute noch in manchen Gegenden des Alpenvorlandes landschaftsprägend und wurden beispielsweise um Miesbach als »Egarten-Landschaft« unter Schutz gestellt.

Über bislang wenig beachtete Strukturen sprach Dipl. Biol. Christian KNOP von der Universität Bayreuth in seinem Vortrag »Vegetation und Schutzwürdigkeit von Feldrainen«. Die von ihm im Rahmen des Heckenprojekts untersuchten Raine gliedern sich in zwei große Gruppen: eine unter starker menschlicher Störung (vor allem mechanisch, durch Eutrophierung oder Herbizideinsatz) entstandene Gruppe von Pioniergesellschaften und eine, die bei

nachlassender anthropogener Beeinflussung Dauergesellschaften wie Magerwiesen, Heiden und saumartige Einheiten umfaßt. Der überwiegende Teil der untersuchten Feldraine erwies sich demzufolge als recht artenarm. Es wurde jedoch die große Bedeutung zur Herabsetzung der Erosionsintensität in geneigtem Ackerland ebenso hervorgehoben wie die Funktion, die die Raine als Nahrungs- und Rückzugsräume für das Niederwild besitzen. Die anschließende Diskussion ergab aus tierökologischer Sicht auch eine wichtige Rolle als Kleinökosysteme und als Tierwanderwege, so daß es durchaus ein Anliegen des Naturschutzes sein muß, solche Feldraine, unter Verringerung von Eutrophierung und Herbizideinsatz, zu erhalten.

Inwieweit Waldrandstrukturen, also Gebüschmäntel und die ihnen vorgelagerten Staudensäume, Vorbilder für die Gestaltung von Hecken und Kleinstgehölzen sein können, erläuterte Frau Dr. Angelika SCHWABE-BRAUN (Universität Freiburg). Aus der genauen Kenntnis dieser Randstrukturen lassen sich konkrete Vorschläge für die Gestaltung von Hecken und Böschungspflanzungen entwickeln, die die Referentin anhand von Beispieldias vorstellte. So wurden für die flurbereinigten, z.T. bis über 20 m hohen Löß-Großböschungen im Kaiserstuhl Richtlinien für die Gestaltung und Bepflanzung auf vegetationskundlicher Grundlage erarbeitet, wobei Teile des Strauch-Altbestandes als biologische »Impfzellen« dienen, die auch mit ihrer Durchwurzelung sog. Tapetenrutschungen verhindern können.

Modischen Trends zu folgen, wahllos Material aus Baumschulen zu entnehmen und beispielsweise Sitzbänke damit »einzuhegen«, erweist sich als ökologisch weitgehend nutzloses Chaos, das zudem noch teuer ist. Da Biotopvielfalt nicht durch bloße Addition der Einzelteile zustandekommt (das Ganze ist mehr als die Summe der Teile), ist der Erhaltung von Hecken unbedingter Vorrang vor der Neuanpflanzung zu geben. Bei solchen Pflanzungen sollte aber auf jeden Fall ein 1-2 m breiter Streifen belassen werden, auf dem sich eine krautige Saumgesellschaft bilden kann, sei es durch Einwanderung aus der Umgebung (soweit noch möglich) oder durch gezielte Sameneinbringung.

In den Themenkreis des zweiten Tages, der zoologische Aspekte behandelte, führte Prof. Dr. Helmut ZWÖLFER ein. Er wies bei seinem Überblick über die ökologische Bedeutung von Hecken für die Tierwelt insbesondere darauf hin, daß es in Mitteleuropa keine andere Landvegetationsform gibt, die auf kleinstem Raum ein derart reichhaltiges Sortiment an Nahrungsressourcen anbietet, wobei dieser »Tante-Emma-Laden« im Gegensatz zu Agrarökosystemen das ganze Jahr über geöffnet ist. Die reichhaltige Struktur und das Mosaik an mikroklimatischen Bedingungen

erlauben auf engem Raum eine sehr verschiedenartige Nutzung durch die Tierwelt. Dies hat eine außerordentlich hohe Artenzahl zur Folge. Ein weiteres wichtiges Ergebnis der Untersuchungen war, daß Hecken auch in hohem Maße zur zeitlichen Kontinuität ökologischer Prozesse beitragen (als sog. »Impuls-gesteuerte« Ökosysteme), indem das Austreiben der Gehölze im Frühjahr und Frühsommer einen Wachstumsimpuls gibt, der entscheidend ist für die Biomasseentwicklung zunächst der phytophagen (als Primärproduzenten) und in der Folge der entomophagen Arthropodengruppe (als Sekundärproduzenten). Weitere Produktionsimpulse finden im Spätsommer und Herbst mit dem Hervorbringen von Samen und Früchten statt.

Wie eingehende Untersuchungen über das Ausmaß und den jahreszeitlichen Verlauf des Blattkonsums durch Insekten an verschiedenen Straucharten der Heckenvegetation ergeben haben, weisen Hecken nicht nur eine sehr hohe pflanzliche Primärproduktion auf, sondern auch die höchsten bisher in natürlichen Landökosystemen außerhalb der Tropen festgestellten Nutzungsraten der Blattbiomasse durch phyllophage Insekten. Nur auf von Monokulturen beherrschten Agrarflächen (wie Kartoffeläckern) treten ungefähr gleich hohe Nutzungsraten durch spezialisierte Insekten auf, höhere nur in von Nutztieren (Schafen) beweideten Grasländern oder von Wiederkäuern befressenen Savannen.

Durch ihren hohen Konsum erschließen die blattfressenden Insekten die pflanzliche Biomasse damit für die übrigen Partner im Nahrungsnetz. Da diese wiederum z.T. nicht ständig in Hecken leben, trägt diese »exportierte« Biomasse auch zur Belebung der umliegenden Landschaft bei. Hecken und Flurgehölze übernehmen deshalb auch wichtige, ins Umland übergreifende Produktions-, Verteiler- und Austauschfunktionen.

Für den Naturschutz so wichtige Fragen wie Größe des Mindestareals, Minimalpopulationen oder Ausbreitungsvermögen von Arten waren u.a. Ziele der Untersuchungen, die Dipl. Biol. Gerhard HEUSINGER am Lehrstuhl von Prof. Dr. Zwölfer über die Ökologie der Gespinnstmotte *Yponomeuta padellus* L. vornahm, der wichtigsten der über 70 phytophagen Insektenarten auf der Schlehe. Es zeigte sich dabei, daß in Heckenarealen für die Tierwelt ähnliche Probleme auftreten wie bei der Besiedelung von Inseln. Die Überwindung der trennenden Zwischenbereiche wird mit zunehmendem Abstand energieaufwendiger und risikoreicher. Wenn also Hecken die Funktion von Ausgleichs- und Regenerationsflächen für die Kleintierfauna übernehmen sollen, ist darauf zu achten, daß nur durch partielle Nutzungsformen und nicht durch Kahlschläge – wegen der Probleme der Wiederbesiedelung – die Störung in Heckensystemen be-

schränkt werden kann. Insbesondere gilt dies natürlich für Einzelhecken oder in Gebieten mit größeren Heckenabständen. Daß diese Fragen der Mindestgröße von Arealen und der Mindestdistanz zwischen Inselbiotopen von eminenter Bedeutung für den zoologischen Artenschutz ganz allgemein sind und in der nahen Zukunft gelöst werden müssen, wenn es nicht für viele Tierarten zu spät sein soll, machte Prof. Dr. Gerhard KNEITZ von der Universität Bonn deutlich.

In natürlichen Ökosystemen haben im Zuge der Co-Evolution die einzelnen Organismengruppen während langer Zeiträume ihre Wechselbeziehungen aufeinander abgestimmt, und es entstanden so zur Selbstregulation befähigte Artensysteme. Daß diese hochentwickelten Wechselwirkungen und die Fähigkeit zur Selbstregulation auch im relativ jungen, vom Menschen geschaffenen Ökosystem Hecke funktionieren, ergaben die Untersuchungen von Dipl. Biol. Gerhard BAUER über die Regulation phytophager Insektenpopulationen in Hecken. Ein angewandter Aspekt hieraus ist die mögliche Produktion von Nutzinsekten für die biologische Schädlingsbekämpfung, da nur Ökosysteme mit hoher Stabilität, wozu eben auch die Hecken zählen, keine unvorhersehbaren Dichteschwankungen aufkommen lassen. Daß in anderen Ländern Maßnahmen der biologischen Schädlingsbekämpfung und des integrierten Pflanzenschutzes weit stärker als hierzulande berücksichtigt und angewandt werden, zeigte Prof. Dr. Jost M. FRANZ, langjähriger Direktor des Institutes für biologische Schädlingsbekämpfung an der Biologischen Bundesanstalt in Darmstadt, in seinem Filmvortrag über den biologischen und integrierten Pflanzenschutz in der Volksrepublik China. Er kann heute als vorbildlich für die Entwicklung der Dritten Welt gelten, indem er der landwirtschaftlichen Produktion eine vorrangige Stellung einräumt.

Den sog. Edge-Effekt, also die Tatsache, daß im Grenzbereich zwischen verschiedenen Landschaftsteilen (wie sie beispielsweise eine Saumbiocoenose zwischen Wald und Feld darstellt), höhere Artenmannigfaltigkeit und Siedlungsdichten auftreten als in der einförmigen Nachbarschaft, wies Dr. Dieter HEUBLEIN von der Universität Freiburg mit seinen Untersuchungen über am Boden lebende Spinnen nach. Durch solche Grenzlinieneffekte werden die hohen Artenzahlen und Besiedlungsdichten von Hecken und Flurgehölzen verständlich, da diese ja nichts anderes als Sonderformen der erwähnten Saumbiocoenosen darstellen (Reduktion des Waldes auf seine beiden Ränder).

Die Reihe der Vorträge, die sich am letzten Tag mit der angewandten-praktischen Seite der Heckenbetrachtung befaßten, leitete Ltd. Reg. Dir. Dr. Otto WITTMANN vom Geologischen Landesamt in München ein, der die Hecken als bedeutendes Element

der Erosionsminderung in ackerbaulich genutzten Landschaften vorstellte. So beginnt in reinen Lößgebieten, wie sie in Nordbayern vielfach anzutreffen sind, die Erosionsgefährdung schon bei 3-4 % Hangneigung. Das gute Gespür, das die Bauern früher dafür entwickelt hatten, wo Erosionsschutz nötig war – das beweisen die von Flurbereinigungen noch unberührten Heckenlandschaften Mitteleuropas –, scheint demnach heutzutage weitgehend verloren gegangen zu sein.

Daß jedoch für die Erhaltung von Hecken durchaus auch ökonomische Gründe sprechen, machte Landwirtsch. Rat Helmut SCHELHORN vom Amt für Landwirtschaft und Bodenkultur in Bayreuth deutlich. Verbesserung des Kleinklimas, des Bodenwasserhaushalts und der Wachstumsbedingungen der angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen sind ebenso Argumente dafür wie der Bodenschutz gegenüber der Erosion durch Wasser und Wind sowie die Funktion der Hecken als Reservate für die biologische Schädlingsbekämpfung. Daß trotzdem immer mehr Hecken aus dem Landschaftsbild verschwinden, begründete der Referent mit Zielkonflikten, die im wesentlichen durch von außen bedingte Veränderungen (Strukturwandel, Zwang zur Rationalisierung und Mechanisierung) in die Landwirtschaft hineingetragen werden und die den durch Hecken verursachten Landverlust nicht mehr tolerierbar machen bzw. den zeitraubenden Pflegeaufwand nicht mehr aufbringen lassen.

Daß demgegenüber auch Effektivität und Durchsetzungsmöglichkeiten der Naturschutzbehörden bei der Sicherung und Erhaltung von Hecken begrenzt sind, erläuterte Reg. Rat Manfred FUCHS vom Bayer. Landesamt für Umweltschutz in München in seinem Referat »Probleme der Unterschutzstellung von Hecken und Kleinstrukturen«. Da die ursprünglichen betriebstechnisch notwendigen Aufgaben der Hecken (Markierung des Eigentums, Zaun- und Nutzungsfunktionen) heute aufgegeben und durch Ersatzfunktionen (Landschaftsästhetik, Ressourcenschutz und Naturschutzfunktionen) nicht völlig ausgeglichen werden können, werden letztere vom Eigentümer der Hecke nicht als eigenes Anliegen akzeptiert, zumal sie ja überwiegend Sozialfunktionen für die Allgemeinheit darstellen. Hier müssen Bemühungen ansetzen, die Wohlfahrtswirkungen der Hecken als akzeptiertes Allgemeingut auch bei den Nutzern zu verankern. In diesem Rahmen kommt den Hochschulen die Aufgabe zu, ihre Forschungsergebnisse in konkrete Hinweise zum Naturschutzwert, zur Pflege und Neuanlage von Hecken umzusetzen. Des weiteren sind wohl neue Formen des Besitzrechts zu entwickeln, wobei die Allgemeinheit anstelle des Einzeleigentümers treten und ihn damit von den Folgekosten entlasten könnte. Hier sind insbesondere

die Flurbereinigungsbehörden gefordert. Bei diesen habe sich durchaus seit den 70er Jahren eine gewandelte Einstellung zu Hecken und Feldgehölzen durchgesetzt, erklärte Baudir. Dipl. Ing. Bruno RAHN von der Flurbereinigungsdirektion Bamberg. War in den 50er Jahren die Steigerung der landwirtschaftlichen Produktion oberste agrarpolitische Zielsetzung, so waren die 60er Jahre von einer Steigerung der Produktivität bei zunehmendem Umweltbewußtsein geprägt. Heutzutage habe die Erhaltung vorhandener Landschaftsbestandteile eindeutig Vorrang vor dem früheren Prinzip der Beseitigung und Ersatzpflanzung. Die Lebendverpflanzung von Hecken sei ein Beispiel dafür. Die Mittlerrolle der Flurbereinigungsbehörden zwischen ökonomischen Notwendigkeiten und ökologischen Erfordernissen bringe es aber mit sich, daß es keinen absoluten Vorrang für Naturschutz und Landschaftspflege geben könne.

Als praktischer Ausfluß der wissenschaftlichen Erforschung von Hecken wurden zum Abschluß der Tagung verschiedene Methoden der Bewertung von Hecken vorgestellt.

Dr. Jürgen EIGNER vom Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege in Kiel stellte den in Schleswig-Holstein seit 1978 bei Eingriffen in die Landschaft (Flurbereinigungsverfahren, Wirtschaftswegebau, Straßenbau u.a.) zur Anwendung kommenden »ökologischen Knickbewertungsrahmen« vor. Mit ihm wurde eine allgemein verständliche Richtlinie geschaffen, die es jedem Kartierer erlaubt, ohne ökologische Vorkenntnisse die qualitative Wertigkeit von Knicks anzusprechen. Ein wesentlicher Effekt dieses Bewertungsverfahrens liegt auch darin, daß bei Flurbereinigungssachbearbeitern das Bewußtsein für die ökologische Wertigkeit der Knicks gestiegen ist. So liegen heute nach Abschluß der Verfahren die Knickdichten bei ca. 70-80 laufende Meter pro ha, was nach Meinung der Wissenschaftler noch ausreichend für die Erhaltung der biologischen Vielfalt ist.

Wie in Bayern Hecken im Rahmen der Kartierung von Kleinstrukturen bewertet werden, stellte Reg. Rat Fritz AUWECK von der Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau in München vor. Dieses Verfahren wird seit 1977 landeseinheitlich in zunehmendem Maße bei Flurbereinigungsverfahren angewandt. Überlegungen zur Weiterentwicklung der Heckenbewertung werden derzeit im Rahmen des Forschungsauftrags »Ökologische Bilanz in der Flurbereinigung« durchgeführt, der vom Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München und der Bayer. Landesanstalt bearbeitet wird.

Zum Abschluß des Symposiums stellten Prof. Dr. Ernst-Detlef SCHULZE und Prof. Dr. Helmut ZWÖLFER die auf Grund ihrer ökologischen Untersuchungen

erarbeiteten Bewertungen für nordbayerische Hecken vor. Das aus pflanzenökologischer Sicht erstellte Bewertungsverfahren folgt dabei grundsätzlich dem in Schleswig-Holstein angewandten, mit möglichst einfachen Kriterien arbeitenden Modell. Im Unterschied dazu mußte aber in Nordbayern berücksichtigt werden, daß die Dichte der Hecken je nach Naturraum stark differiert, da ihre Verbreitung mit dem geologischen Untergrund korreliert. So sollte nach Meinung der Wissenschaftler die durchschnittliche Heckendichte im Muschelkalk 30-35 m/ha betragen, während beispielsweise im Dogger 20-25 m/ha oder im Sandsteinkeuper 10-15 m/ha ausreichend sind.

Auf Grund der Vegetationsuntersuchungen können konkrete regional bezogene Empfehlungen für naturnahe Heckenpflanzungen in Oberfranken gegeben werden; daß aber bei Eingriffen nur ein Versetzen von Hecken die Struktur- und Artenvielfalt wirksam erhalten kann, wurde von beiden Lehrstuhlinhabern deutlich zum Ausdruck gebracht. Nach dem von Prof. Dr. ZWÖLFER und seinen Mitarbeitern aus tierökologischer Sicht erarbeiteten Bewertungssystem für die am häufigsten vorkommenden Hecken Nordbayerns (Rhamno-Cornetum, *Prunus spinosa*-*Prunetalia*-Gesellschaft) sind hohe Tierartenvielfalt und ausgeglichene Nahrungsnetzstrukturen maßgebend für die Einstufung einer Hecke. In diesem Sinne tierökologisch »optimale« Hecken zeichnen sich durch folgende Merkmale aus: Die Hauptgehölzarten Weißdorn, Schlehe und Wildrose sind vorhanden, darüber hinaus möglichst viele weitere Holzarten. Durch abschnittweises Zurückschneiden wird eine partielle Verjüngung und so eine maximale Durchmischung an Altersklassen erreicht. Bei hoher mittlerer Flächendichte (mehr als 80 m/ha) liegen statt langgestreckter Großhecken zahlreiche, 10-15 m lange Kleinhecken vor.

In seinem Schlußwort sprach der Direktor der Laufener Akademie, Dr. Wolfgang ZIELONKOWSKI, den Wunsch aus, daß diese bisher auf Nordbayern beschränkte ökologische Typisierung der Hecken erweitert werden und daraus eine brauchbare Methode zur Bewertung von Hecken in ganz Bayern resultieren solle. Auf diese Weise ließe sich ein Leitfaden erstellen, der es beispielsweise auch im Siedlungsbereich ermögliche, durch richtige Wahl der Gehölzarten eine nach ökologischen Gesichtspunkten ausgerichtete Hecke anzulegen.

Damit entließ er die Teilnehmer des Symposiums, das im Falle der Hecken- und Flurgehölze beispielhaft aufgezeigt hatte, wie ökologische Forschung ihren Ausfluß in praktischer Nutzenanwendung finden und der Naturschutzarbeit vor Ort wertvolle Grundlageninformationen liefern kann.

H. Preiß

24.-28. Mai 1982 Dießen

Fortbildungslehrgang E
»Ökologie« für Angehörige der Fachbehörden, Vertreter der im Naturschutz tätigen Verbände, Landschaftsplaner.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Ornitho-Ökologie am Beispiel des Donautales; Artenschutz bei Insekten; botanisch-ökologische Probleme des Artenschutzes in der CSSR unter Berücksichtigung der praktischen Naturschutzarbeit; zur Charakterisierung von Stadtbiotopen; Probleme des Naturschutzes in einer Großstadt; ökologische Bedeutung und Indikatorfunktion von Vegetationsdecken im Landschaftshaushalt; Ökosystem Stadt, Auwald, See; Möglichkeiten und Erfolgsaussichten der Seenrestaurierung; Forstschäden durch Immissionen; Umweltchemikalien und ihre Wirkung auf Mensch, Pflanze und Tier. Dazu eine eintägige Exkursion zur Thematik.

24.-28. Mai 1982 Weltenburg

Einführungspraktikum zur Artenkenntnis für Angehörige der Fachbehörden, der im Naturschutz tätigen Verbände.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Einführung in die botanische und zoologische Systematik am Beispiel ausgewählter Arten; Einführung in die floristischen und zoologischen Bestimmungskriterien mit Beispielen anhand von Bestimmungsbüchern; ökologische Charakterisierung der Exkursionsziele: Wald, Altwasser und Trockenrasen; Exkursionsfahrt »Lebensgemeinschaft Wald und Trockenrasen«; Bestimmung des gesammelten Materials.

19.-20. Juni 1982 Pleystein

Fortbildungslehrgang A 2
Wochenendveranstaltung – »Ökologische und rechtliche Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände.

Referate und Diskussionen zu den Themen:
siehe Veranstaltung vom 21.-22. November 1981 in Selb/Silberbach.

21.-25. Juni 1982 Weltenburg

Vegetationskundliches Praktikum
»Einführungslehrgang zur Vegetation Bayerns, bezogen auf den Raum Mittleres Donautal« für Absolventen der Studiengänge Landespflege, Forst- und Landwirtschaft in der bayer. Verwaltung, Landschaftsplaner.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Methodik der Pflanzensoziologie, Technik der Vegetationsaufnahme; – ganztägige Exkursionsfahrten – Übung vegetationskundlicher Aufnahmen von Wald- und Waldrandgesellschaften; von Trocken- und Halbtrockenrasen im Gelände, einschließ-

lich ökologischer Bedeutung; Technik der Auswertung von Vegetationsaufnahmen (Tabellenarbeit in Gruppen); Interpretation von Vegetationstabellen zur Beurteilung schutzwürdiger Biotope und Gebiete; Übersicht südbayerischer Vegetationseinheiten und deren ökologische Bedeutung; Einsatzmöglichkeiten der Pflanzensoziologie im Naturschutz.

5.-7. Juli 1982 Landvolkshochschule Wies bei Steingaden

Seminarreihe: »Schutz von Trockenbiotopen – 1. Buckelfluren«

für Wissenschaftler und Fachleute der Land- und Forstwirtschaft, der Landschaftspflege, der Naturschutzbehörden sowie der landwirtschaftlichen Berufsverbände.

Seminarergebnis

Buckelfluren gehören zu den bewegtesten geomorphologischen Kleinformen, die auf Schotter oder Schutt im Bereich der wärmezeitlichen Alpenrandvergletscherung weite Beriche des alpennahen Seen- und Moränenlandes geprägt haben. Größtenteils wurden sie im Zuge der jahrtausendelangen Landnutzung eingeebnet. Nur mehr in Resten treten sie in manchen Waldgebieten auf. Ihre attraktivste Ausprägung erfahren sie als sogenannte Buckelwiesen, das sind einmündige Magerwiesen mit besonders hohem Vegetationsreichtum. Das Seminar, an dem etwa 30 Fachleute der Geowissenschaft, der Verwaltung, der Land-, Forstwirtschafts- und der staatlichen Naturschutzbehörden teilgenommen hatten, war notwendig geworden, um Maßnahmen gegen das völlige Verschwinden dieser außerordentlich wertvollen Landschaftsteile zu erörtern. Die Einzelvorträge brachten aufschlußreiche Erkenntnisse, die sich in folgenden Feststellungen und Forderungen zusammenfassen lassen:

– Der Geograph Dr. Josef GAREIS stellte – ausgehend von der geologischen Entwicklung Südbayerns – den Wert jenes letzten vom Menschen nicht überformten Mikroreliefs, der Buckelfluren heraus. Diese spät- bis postglazialen Bildungen besitzen Denkmals-Charakter bezüglich der »Stilepochen« unserer Landschaftsgenese, die noch viele Geheimnisse ihrer Entstehung in sich birgt. »Eine Erforschung der Formungsmechanismen an formal ähnlichen Buckeln und an deren Periglazialphänomenen in den Zentralalpen und im Polargebiet wird stetig auf die Reste der voralpinen Buckelfluren zurückgreifen müssen.«

– Der Geograph Dr. Willi ENGEL-SCHALK referierte über die Entstehung der Buckelfluren. Sie lasse sich nicht auf eine Ursache alleine zurückführen. Vielmehr seien Bodenvorgänge im Zusammenhang mit Frosthebung und -senkung, Bodenlösungsvorgänge (Karsttheorie) sowie auch Windwurf von größeren

Waldarealen für die Bodenbuckelung ursächlich. Bemerkenswerterweise fallen die größten Buckelflurgebiete mit den Zonen heftigster alpiner Fallwinde zusammen (Föhnstore). Je Hektar lassen sich 170 bis 900 Buckel, je nach der Beschaffenheit des Lockergesteins und der Geländeneigung, feststellen. Bei einem Buckeldurchmesser von 100 bis 700 cm ergeben sich zwischen Buckelgipfel und Muldentiefstem 25 bis 150 cm Vertikalabstände. Als Gegenstand der Forschung sind Buckelfluren an unterschiedlichen Standorten von unersetzbarem Wert.

– Der Biologe Alfred RINGLER erläuterte umfassend die vegetationskundlichen Besonderheiten und geographische Verbreitung der Buckelfluren. Die außerordentlich hohe Pflanzenartenzahl von maximal 311 Arten ist eine Folge des hohen dealpinen Artenanteils (ca. 100) und der hohen bodenkundlichen, mikroklimatischen und hydrologischen Standort-Diversität. Der »Inseleffekt«, der mit der Buckelung verbunden ist, führt in bezug auf die Entwicklung verschiedener Pflanzenspezies zu ausgesprochenen Lokalrassen, die noch weitgehend unerforscht sind. Schon aus der Sicht des Schutzes einer einmaligen genetischen Reserve sind extensiv bewirtschaftete Buckelwiesen unverzichtbare Landschaftsbestandteile, ebenso aus dem Blickwinkel der Touristik, für die die floristische Pracht neben der reizvollen Geländewellung von speziellem Wert ist. Zumindest für die drei Buckelflurschwerpunktgebiete des bayerischen Alpenraumes Mittenwald, Berchtesgaden und Pfrontner Gebiet muß der Schutz vor weiterer Einebnung und Aufdüngung sowie die Mahd der wertvollsten Flächen angestrebt werden. Bayern trifft hierbei eine besondere Sorgspflicht, da es seinerseits die buckelflurenreichste Region des Alpenraumes ist.

– Dipl.-Ing. Michael SCHOBER, der im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz wesentlich an der Biotopkartierung des Alpenraumes mitarbeitete, gab in seinem Referat Aufschluß über die Lage und Beschaffenheit der Buckelfluren im Alpenbereich. Soweit sie von Bergwäldern bedeckt sind, und das ist flächenmäßig der größte Anteil, können sie auch für die Zukunft als gesichert gelten. Problematischer ist die Lage auf den Almen, wo bereits die ersten Einebnungsbemühungen, ähnlich wie in den Tallagen, feststellbar sind. Von den 1118,2 ha der im Alpenraum kartierten Buckelfluren genießen bisher nur 31,5 ha im Höfatsgebiet einen besonderen Gesetzesschutz.

– Wie die Landschaftsarchitektin Dipl.-Ing. Giselheid HAUPT in ihren Ausführungen über die Situation im Berchtesgadener Land berichtete, erfahren Buckelwiesen, die den Feriengästen die Pracht der Bergflora ins Tal zaubern, noch nicht die Aufmerksamkeit, die sie verdienen, obwohl sie im unmittelbaren Vorfeld des

Nationalparkes liegen. Zwar ist es in letzter Zeit zu keiner weiteren Planierung mehr gekommen, doch wird die beschwerliche Arbeit der Handmäh – die Voraussetzung für den Erhalt der wertvollsten Vegetationsbestände – immer seltener auf freiwilliger Basis erbracht. Um zu verhindern, daß die auf 4 Hauptstandorte verteilten 17 ha Buckelwiesenfläche langfristig in intensiver genutzte und artenärmere Viehweiden umgewandelt werden, ist umgehend ein Pflegeprogramm erforderlich.

– Der Präsident der Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau Dr. Andreas KRAUS berichtete über den Wandel der Mittenwalder Buckelfluren, die auch derzeit noch das größte Areal im bayerischen Alpenland darstellen. Die anfangs aus Gründen der unmittelbaren bäuerlichen Existenzsicherung mehr oder weniger sporadisch betriebene Kultivierung und Einebnung der Buckelwiesen wurde in den 30er Jahren vom Reichsarbeitsdienst verstärkt und systematisiert. Scheiterte früher eine Ausweitung des Acker- und Intensivgrünlandes an der Nichtverfügbarkeit von entsprechendem Dünger, so fiel dieses Hemmnis zusehends weg. Der Heuertrag steigerte sich von 10 dz/ha (ungedüngt-gebuckelt) auf 60-70 dz/ha (stark aufgedüngt/planiert). Die Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau genehmigt und fördert als zuständige Fachbehörde heute keine Buckelwiesenmelioration mehr, vielmehr ist sie daran interessiert, daß die Restflächen in der traditionellen Bewirtschaftung gehalten werden. Wenn von den etwa 2000 ha Buckelwiesen der 30er Jahre heute noch etwa 300 ha verblieben sind, von denen wiederum nur noch ca. 30-40 ha gemäht werden, dann muß Schutz und Pflege dieser höchst bescheidenen Restflächen von öffentlichem Interesse sein.

– Landwirtschaftsdirektor Heinz KRAUS vom Amt für Landwirtschaft und Bodenkultur Rosenheim ging auf die Schwierigkeiten ein, die mit der Mäh der Buckelwiesen verbunden sind. Die Handmäh dieser Flächen, die ein besonderes Geschick erfordert, erlischt vielfach, wenn die Austragsbauern mit ihrer Kenntnis und Erfahrung wegsterben. Eine Mechanisierung des Mähens auf extrem gebuckelten Flächen ist kaum möglich, die zu geringe Stückzahl an benötigten Mähern reizt auch keinen Konstrukteur. Spezialmaschinen zu bauen.

Der tiergesundheitliche Wert des Buckelwiesenheues wird speziell von den Schafhaltern des Mittenwalder Raumes besonders geschätzt. Ohne Schafhaltung, die im Karwendelgebirge wiederum z. T. zu erheblichen Schäden am Bergwald führt, wäre die Buckelwiesenpflege sicherlich schon ganz zum Erliegen gekommen. Nach landwirtschaftlich-betriebswirtschaftlicher Kalkulation muß bei einem Stundenlohn von 20-25 DM mit einem Pflegekostenaufwand von ca. 1000.— DM/ha Buckelflur

gerechnet werden.

– Ministerialrat Horst SIMONS vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen erläuterte die Problematik der rechtlichen Unterschutzstellung von Buckelfluren. Wo sie noch gemäht werden, geschieht dies heute ausschließlich durch die Hand von Nebenerwerbslandwirten, die vielfach die Mäh während ihrer Urlaubstage erledigen.

Wenn solche freiwilligen Leistungen durch gesetzliche Verordnungen in Verpflichtungen umgewandelt werden sollen, ist mit heftigem Widerstand der Betroffenen zu rechnen. Ein längerer Mahdausfall führt überdies zu einer Verfilzung des Aufwuchses und macht eine spätere erneute Mähwiesennutzung außerordentlich schwierig. Eine Umwandlung der Buckelwiesen in Viehweiden sichert zwar die geologische Sonderform der Buckelung, vermindert jedoch das floristische Artengefüge erheblich. Der beste Schutz ist demzufolge die Sicherung und Neuintiierung von Pflegemaßnahmen, die eine mindestens zweijährige Mäh der Flächen beinhalten sollten. Die Schaffung eines finanziellen Anreizes in Form von Pflegeprämien wird dabei unumgänglich sein. Pro Hektar sind etwa 300-500 DM zu veranschlagen. Bei einer Fläche von ca. 450 ha, die sich auf die drei Schwerpunktbereiche von Mittenwald, Pfrontner Raum und Berchtesgaden verteilt, sind dies keine unrealistisch hohen Pflegeaufwandssummen.

Der Seminarleiter Dr. Josef HERINGER von der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege faßte das Seminarergebnis mit den Worten zusammen: »Bayerns blumen- und formenreichste Gärten sind nicht die übertrieben gepflegten Kuranlagen, sondern seine Buckelwiesen. Nicht nur Rokoko-Kirchen, sondern auch Rokoko-Landschaften bedürfen der besonderen Aufmerksamkeit des Kulturstaates Bayern.«

Dr. J. Heringer

7.-8. Juli 1982 Kloster Irsee/Kaufbeuren

Fachseminar »Waldweide und Naturschutz« für Wissenschaftler und Fachleute auf gesonderte Einladung.

Seminarergebnis

Probleme der Waldweide im Forstrecht standen im Mittelpunkt des Fachseminars über »Waldweide und Naturschutz«, an dem rund 40 Repräsentanten verschiedener Fachdisziplinen aus Land- und Forstwirtschaft, des Hochschulbereichs, des Wasserbaus und des Naturschutzes aus Bayern und Österreich teilnahmen.

Die Waldweide zählt zu den ältesten landwirtschaftlichen Betriebsformen. Sie trug seit Jahrtausenden zur Ernährung des Weideviehs bei und stellte insbesondere für die bergbäuerliche Bevölkerung eine wich-

tige Lebensgrundlage dar. Diese Nutzung erschien früher für die Almwirtschaft durchaus sinnvoll, da großflächige Kahlhiebe immer wieder geeignete Futterflächen (»MaiBalmen«) entstehen ließen. Der heute angewandte verfeinerte Waldbau bietet solche Freiflächen nicht mehr, der intensive Weidegang in den Waldbeständen führt deswegen zu Beeinträchtigungen des Ökosystems Wald. Welche gravierenden Schädigungen an Laubbälzern und Tannenjungwuchs durch die Mäuler und Hufe des Weideviehs auftreten, wurde von Forstmeister Dipl.-Ing. PaulSCHWAB, Forstamt Achenkirch, anhand von Lichtbildern aus dem Tiroler Karwendel eindrucksvoll belegt.

Um eine genaue Kenntnis der Auswirkung der Viehweide auf das Ökosystem Wald zu erlangen, wurden bei der Forstverwaltung Achenkirch im Rahmen des Forschungs- und Versuchsprojekts Achenkirch Untersuchungen durchgeführt. Es zeigte sich dabei, daß bei ungekoppeltem Weidebetrieb mit Verknappung des Weidegrases die Schädigungen v. a. an Laubbälzern bis zum Totalverbiß führen. Da die Fichte gegen den Viehverbiß am widerstandsfähigsten ist, kommt es zu einer aus waldbaulicher Sicht unerwünschten Holzartenverarmung. Daneben fügt auch der Tritt des Weideviehs der Bodennarbe schwere Schädigungen zu, wodurch Ansatzpunkte für die Erosion durch Wasser, Frost und Wind entstehen. Dipl.-Ing. SCHWAB machte außerdem deutlich, daß die Trennung von Wald und Weide durch Ablösen der Waldweiderechte in Grund und Boden und seine Umwandlung in Dauerweideflächen die seiner Meinung nach erfolgversprechendste Lösung der Waldweideprobleme für Österreich darstelle. Die Trennung von Wald und Weide ermögliche bei den Wirtschaftspartnern eine unabhängige, intensive und fachgerechte Nutzung und liege außerdem im öffentlichen Interesse der Landschaftspflege und des Naturschutzes. Ministerialrat Dr. Ernst JOBST vom Bayer. Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten erläuterte die Stellung der Waldweide im Forstrecht und in der Agrarpolitik wobei er unterstrich, daß der Art. 17 des Bayer. Forstrechtgesetzes von 1958, der die Umwandlung von Waldweiderechten durch Bereitstellung von zu rodenden Flächen regelt, bisher nur in einem einzigen Fall zur Anwendung gekommen ist. Nach diesem Artikel darf kein Eingriff in Grundstücke mit Schutzwaldeigenschaften erfolgen, ohne die es aber in der Praxis fast nie geht.

So sind auch nahezu alle bisherigen Erfolge auf dem Gebiet der Trennung von Wald und Weide nicht nach den gesetzlichen Bestimmungen, sondern auf dem Wege der freiwilligen Vereinbarungen durch entsprechende Verträge erreicht worden. Diese wurden von der seit 1960 bestehenden Weiderechtskommission durchgeführt, die paritätisch mit einem Forstmann und

einem Landwirt besetzt ist und durch die seitdem in Bayern ca. 14000 ha mit Waldweiderechten belastete Gebiete abgelöst werden konnten. Diese Individuallösungen auf vertraglicher, freiwilliger Grundlage dürften wohl auch für die Zukunft die einzigen denkbaren Lösungen sein, da weiterweisenden gesetzlichen Regelungen enge Grenzen gesetzt sind.

Aus der Sicht der Almbauernschaft und als Mitglied der Weiderechtskommission, der er seit ihrer Gründung angehört, wies Landwirtschaftsdirektor Helmut SILBERNAGEL vom Amt für Landwirtschaft in Miesbach darauf hin, daß der Umwandlungsprozeß, der in den letzten Jahrzehnten die Landwirtschaft erfaßt hat, auch vor den Almen nicht haltgemacht habe und im Interesse einer geregelten und nachhaltigen Bewirtschaftung die Bereinerung der Waldweiderechte erfordere.

Eine Beschränkung der Weideviehhaltung auf die vorhandenen Lichtweideflächen bringe meist zwangsläufig eine Intensivierung dieser Bereiche mit sich. Nachdem dies aus ökologischer Sicht bedenklich sein kann, seien weideverbessernde Maßnahmen nur sehr behutsam anzuwenden.

Wie sehr geänderte forstliche Bewirtschaftungsmethoden (von der herkömmlichen Kahlschlagführung zu pfleglichen waldbaulichen Methoden) die Futtergrundlage im Wald verändert haben, machen Untersuchungen deutlich, die am Lehrstuhl für Grünlandlehre der Technischen Universität München-Weihenstephan durchgeführt wurden und die Prof. Dr. Günter SPATZ vortrug. Es zeigte sich dabei, daß die Pflanzengesellschaften auf Waldweideflächen nicht nur wenig produktiv sind (der Ertrag beträgt höchstens 20 % der Lichtweideflächen), sondern auch minderwertiges Futter liefern. Zudem werden Zeit- und Energieaufwand, die das Vieh auf der Suche nach wertvollen Pflanzen aufbringt, immer höher, so daß eine vollwertige Ernährung nicht sehr gewährleistet ist.

Zusätzlich zu den Weidebelastungen kommt heute noch das Problem der hohen Schalenwildbestände in unseren Wäldern. Den Einfluß von Rot-, Reh- und Gamswild auf das Waldökosystem legte Dr. Thomas SCHAUER vom Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft in München dar. Ein je nach Wildart unterschiedlich hoher Bedarf an sog. »zäher Äsung« wird durch Aufnahme von verholzten Pflanzenteilen wie Zweigen und Trieben von jungen Bäumen und Sträuchern oder von verholzten Stauden und Zwergsträuchern gedeckt. Zahlreiche vergleichende Untersuchungen der Vegetation innerhalb und außerhalb von wilddichten Zäunen belegen die starken Verbißschäden außerhalb des Zaunschutzes, die zu verminderten Individuenzahlen der Baum- und Straucharten und zu stark verminderten Zuwachsraten führen sowie die selektive Auswahl an Kräutern durch das Schalenwild fördern. Kritisiert wurde, daß bei Festlegung der

Wilddichte die Landfläche als Bezugsgröße gewählt wird, wohingegen es sinnvoller wäre, den ökologisch tragbaren Schalenwildanteil nach dem Nahrungsangebot des Waldes an zäher Äsung zu berechnen, wie es über eine Kartierung der Äsungskapazität möglich wäre.

Aus der Sicht der Naturschutzbehörden stellte Ministerialrat Horst SIMONS vom Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen die Schutzfunktionen der Bergwälder in den Vordergrund. Um diese weiterhin zu gewährleisten bzw. wiederherzustellen, muß die Waldweidenutzung beschränkt und die Schalenwilddichte reduziert werden. Bei der Trennung von Wald und Weide lassen sich die – ohnehin geringen – verlorenen Futtererträge durch Almverbesserungen und, wo möglich, begrenzte Almerweiterungen sowie eine bessere Weideführung ausgleichen. Konflikte entstehen hierbei dadurch, daß die in der Agrarleitplanung ausgewiesenen beweidbaren Flächen sich vielfach mit den Schonflächen (Stufe C) der Alpenbiotopkartierung überlagern. Hier muß im Einzelfall jeweils eine Abstimmung zwischen Almwirtschaft und Naturschutz herbeigeführt werden, um für den Landschaftshaushalt eine tragbare Kompromißlösung zu finden.

Die zeitgemäße Berücksichtigung der Schutzfunktion der Bergwälder durch die Forstwirtschaft einerseits und die Intensivierung der Weideflächen durch die Almwirtschaft andererseits unterstreichen die Notwendigkeit einer Trennung von Wald und Weide.

Folgende Ziele und Möglichkeiten zur Konfliktbewältigung der Waldweide-Problematik wurden im Forum diskutiert:

– Die »Kommission zur Bereinerung von Waldweiderechten im oberbayerischen Hochgebirge« sollte personell verstärkt werden, um intensiver – unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Alpenbiotopkartierung und unter rechtzeitiger Einschaltung der zuständigen unteren Naturschutzbehörden – tätig werden zu können.
– Dies wird für umso notwendiger erachtet, als nach den Ausführungen von Ministerialrat Dr. Ernst JOBST die Trennung von Wald und Weide nach Art. 17 des Forstrechtgesetzes in der Praxis kaum anwendbar ist.

– Die generelle Subventionierung der Almwirtschaft sollte durch gezielte Maßnahmen abgelöst werden, die ggf. auch die Gewährung von Prämien für die Nichtausnutzung von Weideberechtigungen (z. B. Waldweide) mit einschließen, zumal ja, wie Prof. Dr. Günther SPATZ betonte, der Futterertrag der Waldweide höchstens ein Fünftel des Lichtweide-Ertrages ausmache.

– Weidevieh und Schalenwild können in ihren schädlichen Auswirkungen auf das Wald-Ökosystem nur gemeinsam gesehen werden. Hand in Hand mit der Trennung von Wald und Weide sollte deshalb eine für den Wald tragbare Wilddichte durch

verstärkte Abschlußquoten herbeigeführt werden.

– Seltene und schutzwürdige Biotope sowie ökologisch labile Schonflächen, wie sie die Alpenbiotopkartierung ausweist, sind von der Beweidung auszuschließen. Soweit mit Waldweiderechten belastete Gebiete solche Biotope enthalten, sollten diese anhand einer zu erstellenden Dringlichkeitsliste erfaßt und der vorrangigen Trennung von Wald und Weide zugeführt werden.

– Diese Maßnahmen würden, wie Ministerialrat Horst SIMONS in seinem abschließenden Referat unterstrich, sowohl den Belangen der Forst- und Weidewirtschaft entgegenkommen als auch mithelfen, schützenswerte Lebensräume auf unseren Almen zu erhalten.

H. Preiß/ H. Haxel

Mitwirkung der ANL-Referenten bei anderen Veranstaltungen

4. Juli 1981

»Führung: Abtsdorfer See – Haarmoos«
Volkshochschule Laufen
(SCHUMACHER)

8. Juli 1981

»Schutzmaßnahmen für die Pupplinger Au«
Kreistag Bad Tölz – Wolfratshausen
(ZIELONKOWSKI)

18. September 1981

»Siedlung – Umwelt des Menschen«
Hanns-Seidel-Stiftung e. V., in St. Englmar
(ZIELONKOWSKI)

19. September 1981

»Der Wert landschaftlicher Schönheit«
Hans-Seidel-Stiftung e. V., in St. Englmar
(HERINGER)

22. September 1981

»Ökologie und Naturschutz im Siedlungsbereich«
Stadt Mühldorf
(KRAUSS)

23.-24. September 1981

»Denkmalpflege – Kulturlandschaftspflege«
Akademie für Lehrerfortbildung Dillingen
(HERINGER)

24.-25. September 1981

»Podiumsdiskussion und Exkursion im Nationalpark-Vorfeld«
CIPRA (Commission internationale pour les régions alpines)
(ZIELONKOWSKI)

25. September 1981

»Vorfeld Nationalpark Berchtesgaden (Führung)«
CIPRA-Alpenschutzkommission Berchtesgaden
(HERINGER)

26. September 1981

»Ökologische Bedeutung des Kleingartens«
Hanns-Seidel-Stiftung e. V., in Deggendorf
(ZIELONKOWSKI)

30. September 1981

»Schwerpunkte der Naturschutzarbeit«
Fortbildungsinstitut der bayerischen Polizei Airing
(HERINGER)

1. Oktober 1981

»Naturschutz in Haus- und Kleingarten«
Gartenbauverein Inzell
(HERINGER)

3. Oktober 1981

»Schönramer Filz, Besprechung zur Problematik des Torfabbaus«
CSU-Kreisverband
(KRAUSS)

3. Oktober 1981

»Ökologische Bedeutung des Kleingartens«
Hanns-Seidel-Stiftung e. V., in Eching
(ZIELONKOWSKI)

6. Oktober 1981

»Siedlung – Lebensraum des Menschen«
Bayer. Kleingärtner-Verband Bad Reichenhall
(ZIELONKOWSKI)

6. Oktober 1981

»Landschaftsschlußverkauf?«
Kath. Arbeitnehmerbewegung Neubeuern
(HERINGER)

10. Oktober 1981

»Exkursionsleitung durch das Kulbinger Filz«
VAA – Verband angestellter Akademiker und leitender Angestellter der chemischen Industrie e. V., Werksgruppe Gendorf
(HERZOG/KRAUSS)

11. Oktober 1981

»Ökologische Fragen aus dem Nationalpark Berchtesgaden«
Landesfachausschuß für Umweltfragen der FDP
(ZIELONKOWSKI)

15. Oktober 1981

»Podiumsdiskussion zum Thema Fichte und Naturschutz«
Bayer. Forstvereinstagung Augsburg
(ZIELONKOWSKI)

22. Oktober 1981

»Diskussion zur Fremdenverkehrsstudie Tourprojekt für die Stadt Laufen«
Stadt Laufen
(KRAUSS)

23.-24. Oktober 1981

Podiumsdiskussion zum Thema »Schutz der Alpenregion – ökologische Fragen des Alpenraumes«
Europäische Akademie Rottach-Egern
(ZIELONKOWSKI)

28. Oktober 1981

»Naturschutz – Hindernis oder Verpflichtung?«
Forum Breitbrunn im Bildungswerk Rosenheim
(HERINGER)

3. November 1981

»Ökologie im Alltag und Haushalt«
Kath. Kreisbildungswerk Berchtesgadener Land, in Freilassing
(HERINGER)

10. November 1981

»Vermittlung von Naturschutzproblemen im Rahmen von Jugendherbergsaufenthalten – Fragen der Umgriffsgestaltung von Jugendherbergen«
Seminar für Jugendherbergseltern
Jugendherberge Berchtesgaden
(HERINGER/KRAUSS)

12. November 1981

»Eingriffe des Menschen in den Naturhaushalt«
Akademie für Lehrerfortbildung Dillingen
(HERINGER)

12. November 1981

»Luftverschmutzung: Situation – Aus-

wirkungen – Verbesserungsansätze«
Akademie für Politische Bildung Tutzing
(PREISS)

15. November 1981

»Der Wert landschaftlicher Schönheit«
Arbeitsgemeinschaft Biologischer Landbau Baden, in Offenburg
(HERINGER)

16. November 1981

»Gebrauchsgegenstand Umwelt«
Forum Schloßberg im Bildungswerk Rosenheim
(HERINGER)

19. November 1981

»Naturschutz und Landschaftspflege im ländlichen Raum«
Kreisbildungswerk Mühldorf, in Neumarkt – St. Veit
(HERINGER)

20. November 1981

»Naturschutz und Landschaftspflege im Landkreis Cham«
Veranstalter: Staatssekretär Dr. Max Fischer, Sattelbogen/Cham
(ZIELONKOWSKI)

21.-22. November 1981

»Naturschutz und Landschaftspflege im Rupertiwinkel«
Kath. Kreisbildungswerk Berchtesgadener Land, in Schign
(HERINGER)

24. November 1981

»Geomorphologie und Geologie der Umgebung von Laufen – Probleme des Naturschutzes und der Landschaftspflege«
Exkursion mit Schülern der 11. Klasse des Gymnasiums Laufen
(SCHUMACHER)

26. November 1981

»Heimische Flora im Wald und an Wald-rändern«
Bildungszentrum des Deutschen Gartenbaus Grünberg
(ZIELONKOWSKI)

28. November 1981

»Der Bauer lebt nicht nur vom Brot allein«
Kath. Landjugendbewegung Josefstal/Schliersee
(HERINGER)

30. November und 1. Dezember 1981

»Naturschutz im Schulunterricht«
Institut für Schulpädagogik München
(HERINGER)

2. Dezember 1981

»Wir schaffen und erhalten Biotop«
Regierung von Niederbayern, in Niederaltich
(HERINGER)

2. Dezember 1981

»Naturschutz und Kulturlandschaft«
Volkshochschule Traunstein (Forum Ökologie), in Traunstein
(KRAUSS)

2. Dezember 1981
»Landwirtschaft und Naturschutz«
Landvolkshochschule Niederalteich
(HERINGER)
3. Dezember 1981
»Schönheit und Eigenart der Landschaft«
Regierung von Niederbayern, Landshut
(HERINGER)
3. Dezember 1981
»Geomorphologie und Geologie der Umgebung von Laufen – Probleme des Naturschutzes und der Landschaftspflege«
Exkursion mit Schülern der 11. Klasse des Gymnasiums Laufen
(SCHUMACHER)
- 7.-8. Dezember 1981
»Diskussion zu Fragen der Novellierung des Bayerischen Naturschutzgesetzes«
Umweltausschuß der bayerischen SPD in Kochel am See
(KRAUSS)
7. Januar 1982
»Was will der Naturschutz von der Landwirtschaft?«
Grüner Kreis Freutsmoos
(HERINGER)
7. Januar 1982
»Der Gärtner und sein Einfluß auf den Naturhaushalt«
Jahresversammlung des Österreichischen Junggärtnerverbandes, in Hof bei Salzburg
(KRAUSS)
8. Januar 1982
»Landschafts- und Ortsgestaltung«
Jahresversammlung des Österreichischen Junggärtnerverbandes, in Hof bei Salzburg
(HERINGER)
11. Januar 1982
»Zivilisations- und Kulturlandschaft«
Akademie für Lehrerfortbildung Dillingen
(HERINGER)
12. Januar 1982
»Landwirtschaft und Naturschutz – Partner oder Gegner?«
Akademie für Lehrerfortbildung Dillingen
(HERINGER)
13. Januar 1982
»Landwirtschaft und Naturschutz – Partner oder Gegner?«
Regierung von Niederbayern, in Niederalteich
(HERINGER)
28. Januar 1982
»Ökologie – was ist das?«
Landwirtschaftliche Berufsschule Laufen
(HERINGER)
2. Februar 1982
»Fischerei und Naturschutz«
Fortbildungsinstitut der bayer. Polizei Aining
(SCHREINER)
11. Februar 1982
»Ökologische Bedeutung von Hecken und Feldgehölzen«
Landwirtschaftliche Berufsschule Laufen
(KRAUSS)
24. Februar 1982
»Natur- und Biotopschutz«
Fortbildungsinstitut der bayer. Polizei Aining
(HERINGER/SCHREINER)
25. Februar 1982
»Artenschutz im Almbereich«
Fortbildungsveranstaltung des Almwirtschaftsvereins Oberbayern
(ZIELONKOWSKI)
1. März 1982
»Bewertung landschaftlicher Schönheit«
Regierung von Baden-Württemberg, in Bad Boll
(HERINGER)
2. März 1982
»Straßenbau und Naturschutz«
Bayer. Staatsministerium des Innern, Oberste Baubehörde München
(ZIELONKOWSKI)
3. März 1982
»Arten- und Biotopschutz«
Fortbildungsinstitut der bayer. Polizei Aining
(KRAUSS/PREISS)
4. März 1982
»Eingriffe des Menschen in die Natur«
Akademie für Lehrerfortbildung Dillingen
(HERINGER)
11. März 1982
»Persische Landschaften«
Volkshochschule Laufen
(SCHUMACHER)
11. März 1982
»Stadtökologie«
Ortsverband der CSU Freilassing
(ZIELONKOWSKI)
18. März 1982
»Der maßstabgerechte Garten«
Volkshochschule Laufen, in Kirchanschöring
(HERZOG)
20. März 1982
»Erholung am Wasser«
Arbeitskreis d. Umweltg. d. CSU
(ZIELONKOWSKI)
26. März 1982
»Naturschutz – Hindernis oder Verpflichtung?«
Kath. Bildungswerk Rosenheim, Forum Söchtenau
(HERINGER)
26. März 1982
»Naturschutz und Landschaftspflege im ländlichen Raum«
Kath. Arbeitnehmerbewegung (KAB) Schnaittach-Germersberg/Mfr.
(SCHUMACHER)
30. März 1982
»Landschaftspflege im ländlichen Raum«
Kath. Kreisbildungswerk Mühldorf, in Weng
(KRAUSS)
31. März 1982
»Naturschutz – Hindernis oder Verpflichtung?«
Kath. Bildungswerk Rosenheim, Forum Eggstätt
(HERINGER)
31. März 1982
»Natur- und Biotopschutz«
Fortbildungsinstitut der bayer. Polizei Aining
(HERZOG/SCHREINER)
1. April 1982
»Naturschutz im Hausgarten«
Volksbildungswerk Mitterfels/Lkr. Straubing-Bogen
(SCHREINER)
2. April 1982
»Naturschutz im Haus- und Kleingarten«
Obst- und Gartenbauverein Vagen
(HERINGER)
3. April 1982
»Geschützte und gefährdete Pflanzen – Biotopschutz als Grundlage für den Artenschutz, eine Aufgabe der Bergwacht«
Bergwacht – Abschnitt Allgäu, in Unterjoch
(PREISS)
3. April 1982
»Die Biotopkartierung – Geschützte und gefährdete Tiere«
Bergwacht – Abschnitt Allgäu, in Unterjoch
(PREISS/SCHREINER)
18. April 1982
»Naturschutz – Hindernis oder Verpflichtung?«
Kath. Bildungswerk Rosenheim, Forum Brannenburg
(HERINGER)
24. April 1982
»Arten- und Biotopschutz«
Hanns-Seidel-Stiftung e. V. Eching
(SCHREINER/ZIELONKOWSKI)
25. April 1982
»Naturschutz als Gesellschaftsaufgabe«
Hanns-Seidel-Stiftung e. V. Eching
(SCHREINER/ZIELONKOWSKI)
6. Mai 1982
»Landschaftsschlußverkauf«
Kath. Bildungswerk Rosenheim, Forum Großkarolinenfeld
(HERINGER)
- 14.-15. Mai 1982
»Die Siedlung als Lebensraum«
Kontaktstudium für Lehrer
Universität Augsburg
(KRAUSS/SCHREINER)
15. Mai 1982
»Naturschutz und Ethik«
Junge Union Bad Füssing
(HERINGER)

15. Mai 1982
»Naturschutz in Niederbayern«
Landesbund für Vogelschutz, in Nieder-
alteich
(SCHREINER)
16. Mai 1982
»Naturkundliche Lehrwanderung«
Kath. Kreisbildungswerk Traunstein, in
Kay
(HERINGER)
16. Mai 1982
»Aus der Arbeit der Akademie für
Naturschutz und Landschaftspflege«
Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Ost-
bayern, in Velburg/Lkr. Neumarkt i.
d. Opf.
(SCHREINER)
20. Mai 1982
»Naturkundliche Lehrwanderung«
Volkshochschule Laufen
(HERINGER)
2. Juni 1982
Erarbeitung eines »Aktionsprogramms
Wiesenbrüter«
Landesbund für Vogelschutz Hilpoltstein
(SCHREINER)
2. Juni 1982
»Ökonomie – Ökologie« (Podiumsdis-
kussion)
Grüner Kreis Freutsmoos
(HERINGER)
3. Juni 1982
»Neue Tendenzen bei der Naturparkent-
wicklung«
Verein Naturpark Bayerischer Wald e. V
(HERINGER)
12. Juni 1982
»Naturschutz an Gewässern«
Fischereiverband Oberbayern, i. Neuburg
(HERINGER)
17. Juni 1982
»Naturkundliche Lehrwanderung«
Volkshochschule Laufen
(HERINGER)
18. Juni 1982
»Naturkundliche Lehrwanderung«
Obst- und Gartenbauverein Fridolfing
(HERINGER)
19. Juni 1982
»Naturschutz an der Saalach«
Fischereiverein Berchtesgaden, in
Schneitzreuth
(HERINGER)
22. Juni 1982
»Die Siedlung als Lebensraum«
Kath. Kreisbildungswerk Mühldorf, in
Garching a. d. Alz
(KRAUSS)
22. Juni 1982
»Tierwelt im Garten«
Landesverband Bayer. Kleingärtner e. V
Münsterschwarzach
(SCHREINER)
24. Juni 1982
»Grundlagen des Natur- und Umwelt-
schutzes«
Staatl. Führungsakademie für Ernährung,
Landwirtschaft und Forsten München
(KRAUSS)
29. Juni 1982
»Der Garten als Lebensraum«
Kath. Kreisbildungswerk Mühldorf, in
Garching a. d. Alz
(HERZOG)
30. Juni 1982
»Natur- und Biotopschutz«
Fortbildungsinstitut der bayer. Polizei Ain-
ring
(HAXEL/SCHREINER)
- 7.-9. Juli 1982
»Rechtsgrundlagen der Falknerei und des
Greifvogelschutzes«
Falknerprüfung für Südbayern
Regierung von Niederbayern
(SCHREINER)
8. Juli 1982
»Naturschutz und Landwirtschaft«
Akademie für Lehrerfortbildung Dillingen
(HERINGER)
11. Juli 1982
»Pflanzenkundliche Lehrwanderung«
Kath. Kreisbildungswerk Berchtesgadener
Land
(HERINGER)
12. Juli 1982
»Das Dorf aus ökologischer Sicht«
Akademie für Lehrerfortbildung Dillingen,
in Gars am Inn
(HERINGER)
15. Juli 1982
»Exkursionsleitung im Bereich Sur- und
Salzachauen bei Triebenbach, Schönramer
Fitz, Haarmoos und Abtsdorfer See«
im Rahmen des Geographieunterrichts;
11. Klasse des Karls-Gymnasium Bad
Reichenhall
(KRAUSS)
- 22.-23. Juli 1982
»Einsatz von Düngemittel und Aspekte des
Naturschutzes«
Arbeitskreis der Düngemittelindustrie,
Eichstätt
(ZIELONKOWSKI)

**Mitglieder des Präsidiums
und ihre Stellvertreter**

Stand 15. September 1982

Vorsitzender:

Staatsminister Alfred Dick
Bayer. Staatsministerium für
Landesentwicklung und Umweltfragen
Rosenkavalierplatz 2
8000 München 81

Landrat Dr. Joachim Gillessen
Landratsamt München
Maria-Hilf-Platz 17a
8000 München 90

Prof. Reinhard Grebe
Landschaftsarchitekt
Lange Zeile 8
8500 Nürnberg

Prof. Dr. Wolfgang Haber
Prantlstr. 37
8050 Freising

Erwin Seitz, MdL
Präsident des Bezirksverbandes
Schwaben des Bayer. Bauernverbandes
Westendorfer Str. 1
8951 Germaringen

Dipl.-Forstwirt Hubert Weinzierl
Parkstraße 6
8070 Ingolstadt

Stellvertreter:

Staatssekretär Dr. Max Fischer
Staatsministerium für Landes-
entwicklung und Umweltfragen
Rosenkavalierplatz 2
8000 München 81

Senator Karl Groenen
Bündhof
8744 Mellrichstadt

Prof. Dr. Gerhard Kneitz
Kaspar-Schmetter-Str. 34
8702 Rimpfing

Direktor Dr. Manfred Kraus
Am Tiergarten 30
8500 Nürnberg

Prof. Dr. Ernst-Detlev Schulze
Am Birkengut
8580 Bayreuth

1. Bürgermeister Heribert Thallmair
Rathaus
8130 Starnberg

Schriftführer:

Ministerialdirigent
Dr. Dieter Engelhardt
Staatsministerium für Landes-
entwicklung und Umweltfragen
Rosenkavalierplatz 2
8000 München 81

**Mitglieder des
Kuratoriums**

Stand 15. September 1982

Prof. Dr. Andreas Bresinsky
Waldstr. 46
8411 Sinzing

Ministerialdirigent
Leo Büttner
Oberste Baubehörde im Bayer.
Staatsministerium des Innern
Karl-Scharnagl-Ring 60
8000 München 22

Prof. Dr. Dr. Walter Gräf
Savanstr. 11
8520 Erlangen

Prof. Reinhard Grebe
Landschaftsarchitekt
Lange Zeile 8
8500 Nürnberg

Prof. Dr. Wolfgang Haber
Prantlstr. 37
8050 Freising

Dr. Martin Haushofer
Landesverband für Gartenbau
und Landschaftspflege
Herzog-Heinrich-Str. 21
8000 München 2

Prof. Dr. Adalbert Hohenester
Kath. Kirchenplatz 5
8520 Erlangen

Direktor Dr. Manfred Kraus
Am Tiergarten 30
8500 Nürnberg

Prof. Dr. Otto Ludwig Lange
Schneewittchenweg 10
8700 Würzburg

Prof. Kurt Martini
Fachhochschule Weihenstephan
8050 Freising-Weihenstephan

Prof. Dr. Karl Ruppert
Wirtschaftsgeographisches Institut
der Universität München
Ludwigstr. 28
8000 München 22

Prof. Dr. Ernst-Detlev Schulze
Universität Bayreuth
Am Birkengut
8580 Bayreuth

Erwin Seitz, MdL
Präsident des Bezirksverbandes
Schwaben des Bayer. Bauernverbandes
Westendorfer Str. 1
8951 Germaringen

Dipl.-Ing. Franz Speer
Beauftragter für Natur- und Umwelt-
schutz im Deutschen Alpenverein e.V.
Praterinsel 5
8000 München 2

Prof. Dr. Rupprecht Zapf
Am Hochrain 1
8050 Hohenbachern

Josef Ottmar Zöllner
Rundfunkplatz 2
8000 München 2

**Personal der Akademie für
Naturschutz- und Landschaftspflege**

Stand 15. September 1982

Direktor:

Dr. Zielonkowski Wolfgang
Diplom-Biologe

Brandner Willi, VA
Ehinger Josef, VA
Hartenboden Ute, Reg.-Ass.
Haxel Helga, Dipl.-Forstwirt, wAe
Dr. Heringer Josef, Dipl.-Gärtner, Reg.-Rat
Herzog Reinhard, Ing.-grad.
Landespflege, GOI
Höhne Margaretha, VAe, tz
Hogger Sigrun, VAe
Krauss Heinrich, Dipl.-Ing.
Landespflege, Oberreg.-Rat
Kroiß Annemarie, VAe
Dr. Mallach Notker, Dipl.-Forstwirt,
Dipl.-Volkswirt, Forstrat z.A.
Mayr Anna, VAe, tz
Mühlfeldner Elisabeth, VAe
Preiß Herbert, Biologe, wA
Rainer Rita, VAe
Schreiner Johann, Zoologe, Reg.-Rat z.A.
Dr. Schumacher Reinhold,
Dipl.-Geograph, Reg.-Rat z.A.
Urban Irmgard, LE

Verwaltung:

Zehnter Gerwald, Reg.-Amtsrat
Verw. Dipl. Inh.

Hinweise für künftige Einsendungen von Manuskripten

1. Themenbereiche

In den Berichten der ANL können Originalarbeiten, wissenschaftliche Kurzmitteilungen und Bekanntmachungen zu zentralen Naturschutzproblemen und damit in Zusammenhang stehenden Fachgebieten veröffentlicht werden.

2. Einsendungen von Manuskripten

Manuskripte sind an die Schriftleitung der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Postfach 1261, 8229 Laufen, zu senden.

Es wird um Beachtung der folgenden Manuskript-Richtlinien gebeten. Die Schriftleitung behält sich vor, zugeschickte Manuskripte dem Kuratorium zur Beurteilung vorzulegen.

3. Richtlinien für die Manuskripte

Es wird um Manuskripte gebeten, die nach Inhalt und Form für die Drucklegung zu verwenden sind. Am Kopf des Manuskriptes ist der Name des Verfassers, ggf. auch die offizielle Bezeichnung der Forschungsstätte, Institution o. ä., in der die Arbeit entstanden ist, zu schreiben.

Wünschenswert ist eine Zusammenfassung in deutscher Sprache, die dem jeweiligen Beitrag vorangestellt wird.

Am Schluß des Manuskriptes ist die genaue Anschrift des Verfassers anzuführen.

Die Manuskripte sind mit Schreibmaschine auf DIN-A-4-Bogen einseitig in 2-zeiligem Abstand mit einem linken Heftrand von 4 cm Breite zu schreiben; durch entsprechende Hinweise können Petit zu druckende Absätze am Rand gekennzeichnet werden.

Die Verwendung von Abkürzungen ist nur dann zulässig, wenn diese normiert sind oder im Text erläutert werden.

Autorennamen im Zusammenhang mit Literaturangaben sind im Text mit Großbuchstaben zu schreiben und im Anschluß daran ist die entsprechende Jahreszahl der Veröffentlichung zu setzen. Den fachlichen Ausführungen sollte ein Literaturverzeichnis über die im Text zitierten und verwendeten Veröffentlichungen folgen. Sie sind in alphabetischer Folge nach Verfasser chronologisch aufzuführen.

Mehrere Arbeiten eines Verfassers aus einem Erscheinungsjahr sind mit Kleinbuchstaben (a, b, c, etc.) hinter der Jahreszahl zu kennzeichnen.

Die Quellenangabe enthält jeweils die Namen sowie den oder die abgekürzten Vornamen des Verfassers, das Erscheinungsjahr sowie den vollständigen Titel der Arbeit:

a) bei Büchern: ferner den Erscheinungsort, den Verlag, die Seitenzahlen der zitierten Beiträge und ggf. die Auflage.

Beispiel:

OBERDORFER, E., 1970: Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Süddeutschland und die angrenzenden Gebiete. 3. Aufl.

Stuttgart: Ulmer, 987 S.

b) bei Zeitschriften: den abgekürzten Zeitschriftentitel, die Nummer des Bandes bzw. Heftes und die Seitenzahl.

Beispiel:

SCHERZINGER, W., 1976: Wirtschaftswald aus der Vogelperspektive. Nationalpark 1, 28–31.

Abbildungen

Es ist wünschenswert, die Abbildungen nach Anzahl und Größe auf ein Mindestmaß zu beschränken, wobei als Vorlage nur scharfe und kontrastreiche reproduktionsfähige Vorlagen Verwendung finden können. Halbtöne sind als Strichzeichnungen einzulegen oder bei einer Graufäche auf einem Decker (Transparentpapier) zu kennzeichnen. Über den Reproduktionsmaßstab entscheidet die Druckerei unter weitgehender Berücksichtigung der Vorschläge des Verfassers. Auf der Rückseite der Abbildungen ist die Anschrift des Verfassers anzugeben, bei Diapositiven auf einer Anlage festzuhalten.

Jede Abbildung ist mit einer Abbildungsunterschrift zu versehen. Bildunterschriften sowie dazugehörige Legenden sind auf einem gesonderten Blatt zu vermerken.

Bei Verwendung von Abbildungen aus anderen Veröffentlichungen ist die genaue Quellenangabe erforderlich.

Tabellen

Bei der Verwendung von Tabellen gilt ebenfalls eine Beschränkung auf ein Mindestmaß nach Anzahl und Größe. Erwünscht ist eine durchgehende Numerierung, die Erstellung einer Tabellenübersicht sowie die genaue Quellenangabe bei Tabellen aus anderen Veröffentlichungen. Von der Darstellung des gleichen Sachverhalts in Text und Abbildungen bzw. Tabellen ist abzusehen.

Korrekturhinweise

Die Autoren erhalten die Korrekturfahnen ihrer Arbeit zugesandt, mit der Bitte, sie auf Setzfehler durchzusehen und dann der Schriftleitung zurückzusenden. Die Korrektur durch den Autor in diesem Stadium der Drucklegung sollte sich lediglich auf Rechtschreibfehler beziehen. Weiterführende Berichtigungen, die nicht innerhalb einer Druckzeile durchzuführen sind, können nicht mehr vorgenommen werden. Sollte der Verfasser nach Ablauf der Korrekturfrist die Druckfahnen nicht zurückgesandt haben, gilt dies als Einverständnis zur Veröffentlichung.

Sonderdrucke

Die ANL stellt jedem Autor 30 Sonderdrucke zur Verfügung.

Erscheinungsweise

Die »Berichte der ANL« erscheinen jährlich und beinhalten neben den Fachbeiträgen einen Rückblick mit Ergebniszusammenfassungen der Seminarveranstaltungen und die Tätigkeitsübersicht der Akademie.

BERICHTE DER ANL

Berichte der ANL

Die seit 1977 jährlich erscheinenden Berichte der ANL enthalten Originalarbeiten, wissenschaftliche Kurzmitteilungen und Bekanntmachungen zu zentralen Naturschutzproblemen und damit in Zusammenhang stehenden Fachgebieten.

Heft 1–3/1977–1979 (*vergriffen*)

Heft 4/1980 DM 23,—

Heft 5/1981 DM 23,—

Heft 6/1982

Inhalt aus Heft 4/1980

- Geökologie und Landschaft. Ziegler, Josef H.
Eine Zwischenbilanz 6 S., 2 Abb.
- Ökologische Bewertung von homogenen Landschaftsteilen, Ökosystemen und Pflanzengesellschaften. 14 S. Scibert, Paul
- Artenschutzstrategien aus Naturraumanalysen. Ringler, Alfred
26 S., 16 Abb. und 10 Farbfotos
- Wert und Bewertung landschaftlicher Eigenart. 16 S., 2 Abb. und 20 Fotos Heringer, Josef K.
- Sanierung bei baulichen Anlagen, die das sog. Landschaftsbild stören. 5 S. Jodl, Otto
- Entwicklungstendenzen der Alm/Alpwirtschaft in Bayern im Hinblick auf Naturhaushalt und Landschaftsbild. 5 S. Engelmaier, Alois
- Feuchtgebiete – von Menschen geschaffen. 1 S. Remmert, Hermann
- Lebensraum Niedermoor: Zustand und geplante Entwicklung. 6 S. Droste, Michael
Nentwig, Wolfgang
Vogel, Michael
- Die Edertalsperre – schutzwürdiger Naturraum von Menschenhand. 6 S., 2 Abb. und 4 Farbfotos Tamm, Jochen
- Die Höhe der Igelverluste auf bayerischen Straßen. 3 S. Esser, Joachim
Reichholf, Josef
- Die Situation der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) in der Oberpfalz u. Niederbayern 3 S., 2 Abb. Bauer, Gerhard
- Die Siedlung als klimatisch differenzierter Lebensraum. 7 S., 7 Abb. Enders, Gerhard
- Der Saatkrähenbestand in Bayern in den Jahren 1950–1979. 8 S. Magerl, Christian
- Beobachtungen zur Nutzung von Kleinstrukturen durch Vögel. 7 S., 6 Abb. Bezzel, Einhard
- Veranstaltungsspiegel der ANL 16 S.

BERICHTE DER ANL · SONDERDRUCKE

Inhalt aus Heft 5/1981

- Die Alpenmoore Bayerns – Landschaftsökologische Grundlagen, Gefährdung, Schutzkonzept. 95 S., 26 Abb. und 14 Farbfotos Ringler, Alfred
- Überlegungen zur Erfassung der Schutzwürdigkeit von Auebiotopen im Voralpenraum. 38 S., 20 Abb. Ammer, Ulrich
Sauter, Ulrich
- Pflanzensoziologische Untersuchung der Hag – Gesellschaften in der montanen Egarten-Landschaft des Alpenvorlandes zwischen Isar und Inn. 18 S., 6 Abb. Schneider, Gabriela
- Gedanken zur Neuauflage der Roten Liste der Gefäßpflanzen in Bayern. 20 S., 12 Rasterkarten Krach, J. Ernst
- Schutz den Schneeglöckchen. 7 S., 4 Abb. und 5 Farbfotos Reichholf, Josef
- Die Helmorchis (*Orchis militaris* L.) an den Dämmen der Innstauseen. 3 S. Reichholf, Josef
- Rasterkartierung von Amphibienarten in Oberfranken. 3 S., 10 Rasterkarten DIN A 3 Reichel, Dietmar
- Akustische Ökologie. 10 S. Heringer, Josef K.
- Rechtliche Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege in Verwaltungspraxis und Rechtsprechung. 6 S. Hofmann, Karl
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 23 S.

Sonderdrucke aus den Berichten der ANL *kostenfrei*

TEROFAL, F.: Das Artenspektrum der Fische Bayerns in den letzten 50 Jahren.
Aus: H. 1/1977.

ESSER, J. u. REICHHOLF, J.: Die Höhe der Igelverluste auf bayerischen Straßen.

BEZZEL, E.: Beobachtungen zur Nutzung von Kleinstrukturen durch Vögel.
Aus: H. 4/1980.

REICHHOLF, J.: Schutz den Schneeglöckchen.
Aus: H. 5/1981.

LEITLINIEN zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen.
EMPFEHLUNGEN zur Wiedereinbürgerung gefährdeter Tierarten.

LEITSÄTZE zum zoologischen Artenschutz.
Aus: H. 6/1982, *vergriffen*, Nachdruck geplant.

* Die Preise für Berichte, Beihefte und Tagungsberichte verstehen sich als Selbstkosten zuzüglich Versandgebühren.

BEIHEFTE · TAGUNGSBERICHTE

□ Beihefte zu den Berichten

Beihefte erscheinen in unregelmäßiger Folge und beinhalten die Bearbeitung eines Themenbereiches.

HERINGER, J. K.: Die Eigenart der Berchtesgadener Landschaft – ihre Sicherung und Pflege aus landschaftsökologischer Sicht, unter besonderer Berücksichtigung des Siedlungswesens und Fremdenverkehrs. 1981. 128 S. mit 129 Fotos.
= Beiheft 1 zu den Berichten der ANL. DM 17,—

□ Tagungsberichte

Zu ausgewählten Seminaren werden Tagungsberichte erstellt. In den jeweiligen Tagungsberichten sind die gekürzten Vorträge eines Fach- bzw. wissenschaftlichen Seminars abgedruckt.

Die Tagungsberichte wurden ab 1/82 in »Laufener Seminarbeiträge« umbenannt.

	DM
2/78 Begrünungsmaßnahmen im Gebirge.	6,—
3/79 Seenforschung in Bayern.	9,—
4/79 Chance für den Artenschutz in Freilichtmuseen.	4,—
5/79 Ist Pflege der Landschaft erforderlich?	10,—
6/79 Weinberg-Flurbereinigung und Naturschutz.	8,—
7/79 Wildtierhaltung in Gehegen.	6,—
1/80 Tierökologische Aspekte im Siedlungsbereich.	5,—
2/80 Landschaftsplanung in der Stadtentwicklung; <i>in dt. u. engl. Ausgabe.</i>	9,—/11,—
3/80 Die Region Untermain – Region 1 – Die Region Würzburg – Region 2 –	12,—
4/80 Naturschutz und Recht.	8,—
5/80 Ausbringung von Wildpflanzen.	12,—
6/80 Baggerseen und Naturschutz.	21,—
7/80 Geoökologie und Landschaft.	13,—
8/80 Freileitungsbau und Belastung der Landschaft.	9,—
9/80 Ökologie und Umwelthygiene	15,—
1/81 Stadtökologie.	8,—
2/81 Theologie und Naturschutz.	5,—
3/81 Greifvögel und Jagd.	7,—
4/81 Fischerei und Naturschutz.	11,—
5/81 Fließgewässer in Bayern.	10,—
7/81 Beurteilung des Landschaftsbildes.	7,—
8/81 Naturschutz im Zeichen knapper Staatshaushalte.	—
9/81 Zoologischer Artenschutz, <i>im Druck.</i>	—
10/81 Naturschutz und Landwirtschaft, <i>im Druck.</i>	—
12/81 Wiedereinbürgerung gefährdeter Tierarten.	12,—
2/82 Immissionsbelastungen ländlicher Ökosysteme, <i>im Druck.</i>	—

Vorschau

- 6/81 Aspekte der Moornutzung.
- 11/81 Die Zukunft der Salzach.
- 1/82 Der Mensch und seine städtische Umwelt – humanökologische Aspekte.
- 3/82 Bodennutzung und Naturschutz.
- 4/82 Walderschließungsplanung.
- 5/82 Feldhecken und Feldgehölze.
- 6/82 Schutz von Buckelfluren.

KURZINFORMATIONEN

□ Zusammenstellung der Kurzinformationen 1976-81

DM 10,—

Die Zusammenstellung der Kurzinformationen enthält die seit 1976 bis Sommer 1981 auf den Seminaren der ANL erzielten Ergebnisse in gebundener Form zu folgenden Themen:

Ökologische Forschungsstationen Planung und Einrichtung naturkundlicher Lehrpfade Sicherung und Erhaltung wertvoller Biotope – Kriterien zur Ausweisung von Naturschutzgebieten Region Südostbayern – Region 18 Biotop- und Floristische Kartierung, Stand – Zielsetzung – Maßnahmen Landschafts- und Bauleitplanung in der Gemeinde Fremdenverkehr und Naherholung – Probleme und Lösungen aus der Sicht der Landschaftspflege Flurbereinigung – Naturschutz und Landschaftspflege Forschung im Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden Waldbau und Naturschutz Rechts- und Fachfragen der Abfallbeseitigung und des Gewässerschutzes Wasserwirtschaft – Naturschutz und Landschaftspflege Region Donau-Wald – Region 12 Straßenbau – Naturschutz und Landschaftspflege Begrünungsmaßnahmen im Gebirge Schutz und Erforschung alpiner Ökosysteme Camping – Naturschutz und Landschaftspflege Zukünftig lebenswertere Städte Kleingartenanlagen im Siedlungsbereich Seenforschung in Bayern Region Regensburg – Region 11 Naherholung – Naturschutz und Landschaftspflege Freilandmuseen – Chance für die Erhaltung gefährdeter Arten Ist Pflege der Landschaft erforderlich? Weinberg-Flurbereinigung und Naturschutz Wildtierhaltung in Gehegen Tierökologische Aspekte im Siedlungsbereich Landschaftsentwicklung in der Stadt Region Untermain – Region 1, Region Würzburg – Region 2 Naturschutz und Recht · Ausbringung von Wildpflanzen Baggerseen und Naturschutz Geoökologie und Landschaft Freileitungsbau und Belastung der Landschaft Stadtökologie · Theologie und Naturschutz · Greifvögel und Jagd Naturschutz, viele Wege – ein Ziel Der Garten als Lebensraum Städtische Grünkonzepte aus ökologischer Sicht Fischerei und Naturschutz Die Region Donau-Ilter – Region 15 Fließgewässer in Bayern Aspekte der Moornutzung Beurteilung des Landschaftsbildes.

□ Kurzinformationen ungebunden/kostenfrei

- 12/81 Nationalparke in den Alpen.
- 13/81 Naturschutz im Zeichen knapper Staatshaushalte.
- 14/81 Zoologischer Artenschutz.
- 15/81 Naturschutz und Landwirtschaft.
- 16/81 Der Landschaftsplan in der Gemeinde.
- 17/81 Die Zukunft der Salzach.
- 18/81 Fließgewässer im Siedlungsbereich.
- 19/81 Wieder- und Neueinbürgerung von Tierarten.
- 20/81 Naturschutz in der Bildungspolitik.
- 1/82 Der Mensch und seine städtische Umwelt – humanökologische Aspekte.
- 2/82 Immissionsbelastungen ländlicher Ökosysteme.

- Nr. 3/82 Bodennutzung und Naturschutz.
- Nr. 4/82 Walderschließungsplanung/Fallstudie.
- Nr. 5/82 Naturschutz in öffentlichen Grünkonzepten.
- Nr. 6/82 Feuchtbiotope in der Agrarlandschaft.
- Nr. 7/82 Feldhecken und Feldgehölze.
- Nr. 8/82 Landeskunde Bayern – Region 5 Oberfranken – Ost.
- Nr. 9/82 Schutz von Buckelfluren.
- Nr. 10/82 Waldweide und Naturschutz.

