

Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege

Laufen/Salzach

Berichte

ANL

8



Berichte der ANL

8 1984

Herausgeber:
Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege
Postfach 1261
8229 Laufen/Salzach
Telefon 086 82 / 7097 - 7098

Schriftleitung:
Helga Haxel ANL

Für die Einzelbeiträge
zeichnen die jeweiligen
Autoren verantwortlich.

ISSN 0344-6042
ISBN 3-924374-06-6

Inhalt

Geleitwort	Thallmair, Heribert	Seite 3
Emittentenbezogene Flechtenkartierung im Stadtgebiet von Laufen	Goppel, Christoph	Seite 4–21
Untersuchung zur Frage der Bestandsgefährdung des Igels (<i>Erinaceus europaeus</i>) in Bayern	B. 8/1984 Esser, Joachim	Seite 22–62
Zur Bedeutung der bayerischen Naturschutzgebiete für den zoologischen Artenschutz	Plachter, Harald	Seite 63–78
Der hydrochemische und zoogeographische Aspekt der Eisenstorfer Kiesgrube bei Plattling	Hebauer, Franz	Seite 79–103
Veränderung der Auenvegetation durch die Anhebung des Grundwasserspiegels im Bereich der Staustufe Ingolstadt	Kiener, Johann	Seite 104–129
Ökologische Untersuchungen in einem Phragmites-Bestand	Vogel, Michael	Seite 130–166
Zur Faunistik der Libellen, Wasserkäfer und wasserbewohnenden Weichtiere im Naturschutzgebiet »Osterseen« (Oberbayern) (Insecta: Odonata, Coleoptera, limnische Mollusca)	Burmeister, E.-G.	Seite 167–185
Die Chironomidenfauna (Diptera, Insecta) des Osterseengebietes in Oberbayern	Reiss, Friedrich	Seite 186–194
II. Die Köcherfliegen des Osterseengebietes Beiträge zur Köcherfliegenfauna Oberbayerns (Insecta, Trichoptera)	Burmeister, H. Burmeister, E.-G.	Seite 195–204
Auswertung der Beifänge aquatischer Wirbelloser (Macroinvertebrata), aquatischer Wirbeltiere (Vertebrata) und terrestrischer Wirbelloser (Macroinvertebrata) Ein Beitrag zur Kenntnis der Fauna Oberbayerns	Burmeister, E.-G.	Seite 205–212
Zum Gedenken an Prof. Dr. Otto Kraus	Karl, Helmut Kadner, Dieter	Seite 213–215
Veranstaltungsspiegel der ANL im Berichtszeitraum und Ergebnisse der Seminare Mitwirkung der ANL-Referenten bei anderen Veranstaltungen		Seite 216–222
Mitglieder des Präsidiums und ihre Stellvertreter		Seite 223
Mitglieder des Kuratoriums		Seite 223
Personal der ANL		Seite 223
Hinweise für Autoren		Seite 224
Publikationsliste		Seite 225–226

Geleitwort

Städte und Gemeinden zeigen in den vergangenen Jahren immer mehr Verständnis für die Anliegen des Natur- und Landschaftsschutzes.

Wenn man vor zehn Jahren von einer gesunden Kommune gesprochen hat, so verstand man darunter den finanziellen Aspekt. Heute verstehen viele unserer Bürger unter diesem Begriff den Zustand unserer Umwelt.

Die Akzentverschiebung zeigt das neue, vielleicht auch erstmalige Umweltbewußtsein bei unseren Bürgern. Auch wir Kommunalpolitiker legen bei unseren Entscheidungen ein immer größeres Gewicht auf die Anliegen der Natur. Dabei sei nur auf einige Zielkonflikte hingewiesen, die sich uns als kommunalen Entscheidungsträgern täglich stellen:

Wohnungsnot auf der einen Seite, Landschaftszerstörung auf der anderen; verstopfte Innenstädte einerseits, Umgehungsstraßen durch Grüngebiete andererseits; Arbeitsplatzbeschaffung durch Gewerbeansiedlung zum einen, Umweltbelastungen zum anderen. Je vielfältiger und informativer die Entscheidungshilfen sind, um so größer ist die Chance einer richtigen Entscheidung. Da es sich bei Kommunalpolitikern meist um Praktiker handelt, sind diese oft in der wichtigen Phase der Entscheidungsfindung auch auf Hinweise der Fachleute angewiesen. Dieses Zusammenspiel der Theorie und Praxis wächst im Bereich der Umweltfragen erst langsam.

Denn was nützen Theoretiker, die ihre wissenschaftlichen Ergebnisse nicht in die Praxis umsetzen können, und Praktiker, die kein theoretisches Hintergrundwissen besitzen? Gerade im Bereich der Umweltpolitik ist zwischen beiden Gruppen eine möglichst optimale Zusammenarbeit wünschenswert.

Unsere Bürger sind in der Umweltfrage äußerst sensibel geworden. Wo früher widerspruchslos ganze Wälder für Straßen abgeholzt wurden, wächst heute bereits massiver Widerstand bei der Fällung eines einzigen Baumes im Innenstadtbereich. Der Bürger als Souverän bezieht gerade bei Kommunalwahlen das Eintreten der Bürgermeister- und Gemeinderatskandidaten für die Belange der Umwelt in seine Wahlentscheidung mit ein. Dies spricht auf jeden Fall für unsere mündigen Bürger, die erkannt haben, daß Umweltschutz ein wichtiger Bestandteil der Kommunalpolitik ist. Wir alle sind jetzt aufgefordert, dieses überlebenswichtige Problem richtig zu lösen. Die Wissenschaftler sind aufgerufen, sich dieser Problematik intensiv zu stellen, die Politiker – insbesondere die Vertreter der Kommunen – sollten diese Ergebnisse bei ihren Entscheidungsfindungen mit einfließen lassen.

Als Forum und als Mittler hat die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege in Laufen seit ihrem Bestehen im Jahre 1976 eine wichtige Funktion für Theoretiker und Praktiker. Ein möglichst großer Besucherkreis garantiert einen weitverbreiteten und hohen Informationsstand.

Mit dem vorliegenden 8. Bericht stellt die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege wieder einmal ihre Funktion als Multiplikator wissenschaftlicher Forschungsergebnisse unter Beweis. Jetzt darf man diesem Bericht zahlreiche Leser wünschen, die, sofern sie als politische Entscheidungsträger fungieren, diese Ergebnisse künftig mit berücksichtigen mögen.



Heribert Thallmair
Erster Bürgermeister der Stadt Starnberg
Mitglied des Präsidiums der ANL

Emittentenbezogene Flechtenkartierung im Stadtgebiet von Laufen*

Christoph Goppel

Inhalt

1. Einleitung
2. Das Untersuchungsgebiet
3. Die Methodik der Flechtenkartierung
 - 3.1 Die Bäume
 - 3.1.1 Baumart
 - 3.1.2 Standortbedingungen
 - 3.1.3 Grundbedingungen für die Aufnahme-fläche
 - 3.2 Die Aufnahmemethode
 - 3.3 Die Stationen im Untersuchungsgebiet
 - 3.4 Die Darstellung der Kartierungsergebnisse
4. Ergebnisse:
 - 4.1 Verbreitung der Flechten
 - 4.1.1 Artenliste, Verbreitungskarten und Tabellen epiphytischer Flechten
 - 4.1.2 Vergleich der Flechtenvorkommen mit anderen Städten
 - 4.2 Die Flechtzonen
 - 4.2.1 Die Methodik der Kartenerstellung
 - 4.2.2 Die Zonencharakterisierung
 - 4.2.3 Die Beschreibung der Flechtzonen im Stadtgebiet von Laufen
 - 4.2.4 Interpretation der Flechtzonierung
 - 4.2.5 Flechtzonierung und Waldsterben
 - 4.2.6 Zonenvergleich Laufen-Salzburg
5. Zusammenfassung
6. Literatur

1. Einleitung

Die Flechten stellen eine eigene systematische Gruppe niederer Pflanzen dar, die sich dadurch auszeichnet, daß ein Pilz (meist Ascomycet) in Symbiose mit einer Grün- oder/und Blaualge einen gemeinsamen Vegetationskörper aufbaut. Die Eigenschaft, die beide Symbiosepartner in ihre »Ehe« mitbringen, versetzen die Pflanze in die Lage, nahezu alle Vegetationszonen der Erde besiedeln zu können. Vom Meer bis in das Hochgebirge trifft man sie auf Steinen, Pflanzen, Erde oder sogar im Wasser an.

Einige besonders widerstandsfähige Arten dringen selbst in die naturfeindlichen Städte vor, andere dagegen reagieren sehr sensibel auf Stadtklima und Umweltverschmutzung.

Ihre unterschiedliche Empfindlichkeit auf Verunreinigungen macht sie deshalb zu geeigneten Bioindikatoren der Luftqualität in Städten.

Ähnlich wie in vielen Städten Europas schon geschehen, will die vorliegende Arbeit im Auftrag der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege auch im Stadtgebiet von Laufen die Verbreitung von epiphytischen Flechten auf Rinden von Laub- (und Nadel)bäumen untersuchen und in Verbreitungskarten darstellen.

Aus eventuell sich ergebenden Unterschieden im Vorkommen der Epiphyten sollen Zonenkarten erarbeitet

werden, die eine Aussage über die Luftgüte und das Stadtklima in Laufen zulassen.

Schließlich werden die Ergebnisse mit einer ähnlichen Arbeit von TÜRK & ZIEGELBERGER in Salzburg (1982) verglichen.

2. Das Untersuchungsgebiet

In der Arbeit wurde das Stadtgebiet von Laufen erfaßt, wie es sich im Jahr 1983 darstellte. Darüber hinaus wurden im eigenen Ermessen auch noch Bereiche kartiert, die bereits zum Landkreis Berchtesgadener Land gehören, sofern es für eine Abrundung der Untersuchung sinnvoll erschienen ist (vgl. Abb. 1 + 2).

Dort, »wo die Salzach in etwa 15 km Entfernung von den Alpen einen vorgeschobenen Hartgesteinsriegel durchbrochen hat, liegt an einer schmalen Flußschleife die Stadt Laufen« (ANL-Informationen, 1983).

Seit der letzten Eingemeindung zählt sie ca. 5550 Einwohner. Die stark befahrene B 20 geht durch den industriearmen Ort. Im Norden und im Süden der Stadt befinden sich noch naturarme Auwaldrelikte der Salzach, die der Stadt die nötige Frischluft liefern. Im Westen schließt sich das »Salzach-Hügelland« an, in dem in erster Linie Grünlandwirtschaft betrieben wird. Bis in die Randgebiete der Stadt ist der Einfluß der Landwirtschaft spürbar. Die Weideflächen im Umland wechseln ab mit größeren und kleineren Waldflächen und ausgedehnten Feuchtgebieten (Haar- und Weidmoos, Schönrämer Filz, Abtsdorfer See). Dazwischen liegen vereinzelt kleine Ortschaften.

Ein besonderes Klimacharakteristikum des Untersuchungsgebietes sind die hohen Niederschläge. So fallen in Laufen (ähnlich wie in Salzburg) fast doppelt so viel Niederschläge im Jahr (nämlich 1144 mm) wie z. B. in Regensburg (mit 600 mm; GOPPEL, 1976). Die höchsten Regenmengen gehen im Juli nieder (»Salzburger Schnürlregen«).

Im Jahreschnitt dürften W/NW-Winde am häufigsten vorkommen. Der Temperaturverlauf im Jahresgang wird ähnlich wie in Salzburg atlantisch beeinflusst sein: relativ kühle Sommer und nicht zu kalte Winter (nach MAHRINGER, 1975, aus TÜRK et al., 1982; genaue Klimauntersuchungen liegen über Laufen nicht vor).

Auf Grund der Tallage des Stadtkerns und der hohen Niederschläge verbunden mit einer hohen Luftfeuchtigkeit kann angenommen werden, daß die Zahl der Nebeltage mit Inversionswetterlagen im Vergleich zum höher gelegenen Umland groß ist (ähnlich wie in Salzburg).

3. Die Methodik der Flechtenkartierung

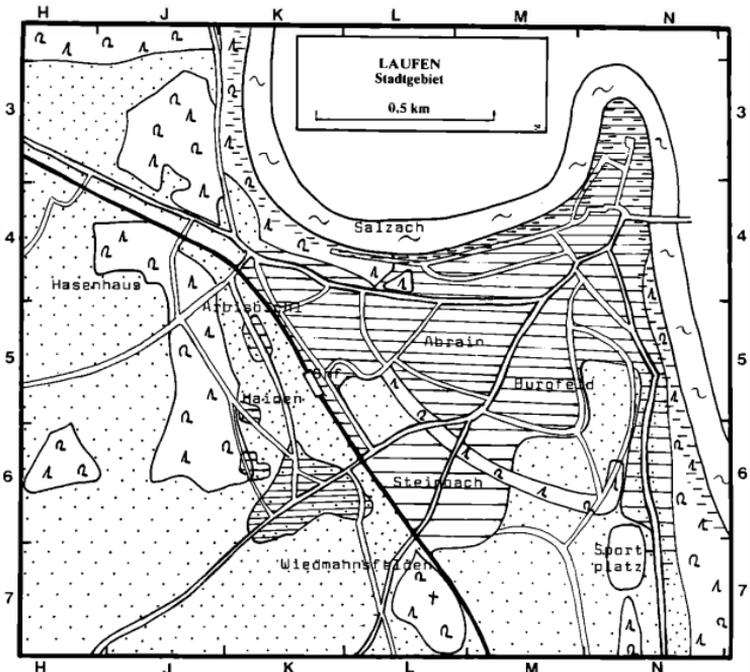
3.1 Bäume

Es wurden fast genau 500 Laubbäume für Flechtenaufnahmen herangezogen (vgl. 485 Bäume in Salzburg!).

Um vergleichbare Ergebnisse zu erhalten, mußten sie bestimmte Bedingungen erfüllen:

* bearbeitet im Auftrag der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen, vorgelegt im Dezember 1983.

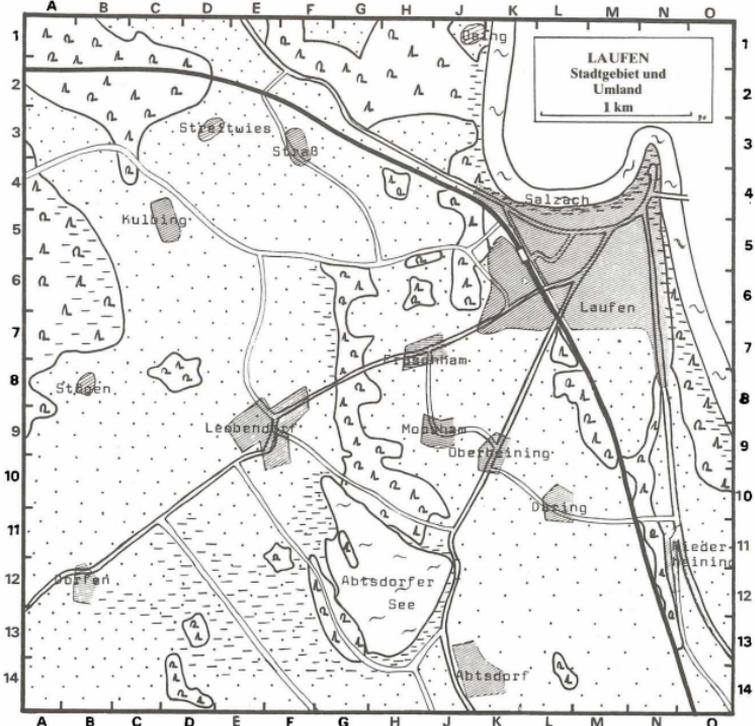
1



Legende Abbildung 1 und 2



2



Die Abbildungen 1 und 2: Laufen-Stadtgebiet und Umland wurden als Vorlage für die folgenden Flechtenverbreiterkarten verwendet

3.1.1 Baumart

Als Baumart kamen weitgehend nur solche Bäume in Frage, die auch gleichmäßig über das ganze Gebiet verteilt waren. Deshalb wurden in meiner Arbeit vorwiegend folgende Baumarten untersucht:

- Betula pendula* Roth (Hängebirke)
- Fraxinus excelsior* L. (Esche)
- Malus spec.* (Apfel)
- Pyrus spec.* (Birne)
- Populus spec.* (Pappel)
- Prunus avium* L. (Vogelkirsche)
- Prunus domestica* L. (Zwetschge)
- Quercus robur* L. (Stieleiche)

Nur in Einzelfällen, wenn z. B. keiner der o. g. Bäume zur Verfügung stand, wurden auch andere Baumarten zur Untersuchung herangezogen.

3.1.2 Standortbedingungen

Als Auswahlkriterien für einen idealen Standort galten: Mindestumfang: 30 cm, möglichst freistehend, gerader Wuchs, keine Rindenbeschädigungen (diese Bedingung war in Weidegebieten gar nicht so leicht zu erfüllen!), der Baum mußte gesund sein.

3.1.3 Grundbedingungen für die Aufnahme fläche

Zur Flechtenkartierung wurde die halbe Stammabwicklung in einer Höhe von ca. 100–180 cm untersucht. Auf Grund der gegebenen Witterungsverhältnisse war dies in der Regel die W-, NW-Seite des Baumes. Flechtenvorkommen ober- und unterhalb dieser Aufnahme fläche wurden zwar beachtet, aber nicht zu einer vergleichenden Kartierung herangezogen.

3.2 Die Aufnahmemethode

Für jede Station wurde ein eigens dafür angefertigtes Formblatt verwendet, das in folgende Punkte eingeteilt war:

Angaben zum Standort des Baumes, Fundort, Baumart, Alter und Zustand des Baumes, Stammneigung, Biotopverhältnisse, Anzahl der untersuchten Bäume in einer Station, Angaben zu den aufgefundenen Flechten: Es wurde jeweils die Häufigkeit des Vorkommens der Flechten an einer Station, d. h. seine Stetigkeit, die Häufigkeit des Vorkommens der Flechte an der Stammabwicklung des betreffenden Baumes, der Deckungsgrad der Flechte in % und ihre Vitalität abgeschätzt (Schädigungen, Tierfraß, Kümmerformen):

Stetigkeit (= Häufigkeit des Vorkommens auf der Untersuchungsfläche)

Die Flechte kommt sehr häufig	4
Die Flechte kommt häufig	3
Die Flechte kommt mäßig	2
Die Flechte kommt vereinzelt	1
Die Flechte kommt selten vor	+

Deckungsprozente (wurden grob abgeschätzt)

Die Flechte besitzt eine Deckung von	< 1 %
Die Flechte besitzt eine Deckung von	1 – 5 %
Die Flechte besitzt eine Deckung von	5 – 10 %
Die Flechte besitzt eine Deckung von	10 – 20 %
Die Flechte besitzt eine Deckung von	20 – 50 %
Die Flechte besitzt eine Deckung von	> 50 %

Vitalität

Die Flechte ist normal entwickelt	1
Die Flechte ist leicht geschädigt	2
Die Flechte ist stark geschädigt oder verkümmert	3
Die Flechte ist sehr stark geschädigt oder sehr verkümmert	4

Diese Angabe zum Schädigungsgrad soll eine Messung des Thallusdurchmessers ersetzen, wie sie TÜRK et al. (1982) zu diesem Zweck vorschlagen.

3.3 Die Stationen im Untersuchungsgebiet

Um eine gesicherte Statistik des Flechtenvorkommens zu erhalten, war es notwendig, an den einzelnen Fundorten stets mehrere Bäume zu einer sogenannten »Station« zusammenzufassen (vgl. Abb. 3 + 4). Ein Punkt auf den Verbreitungskarten der Flechten entspricht also einer Station und gibt das Untersuchungsergebnis von mehreren Bäumen wieder.

Zum leichteren Auffinden der Flechtenstandorte wurde die Karte in einzelne Quadranten unterteilt (300m x 300m). Jede Station bekam eine Signatur, die aus der zugehörigen Quadrantennummer und einem kleinen Buchstaben des Alphabets bestand (z. B. A 3b, vgl. Abb. 3 + 4).

Die Anzahl der Stationen in einem Quadranten richtete sich nach der ökologischen Vielfalt des Gebietes: Im weitgehend recht einformig strukturierten Umland von Laufen reichten für eine gut abgesicherte Untersuchung meist 2–4 Stationen, im stark heterogen genutzten Stadtzentrum dagegen 5–8 Stationen pro Quadranten aus. Oft mußte dieses Prinzip dadurch ad absurdum geführt werden, daß keine geeigneten Stationen zur Kartierung zur Verfügung standen (Löcher in der Stationenkarte).

3.4 Die Darstellung der Kartierungsergebnisse

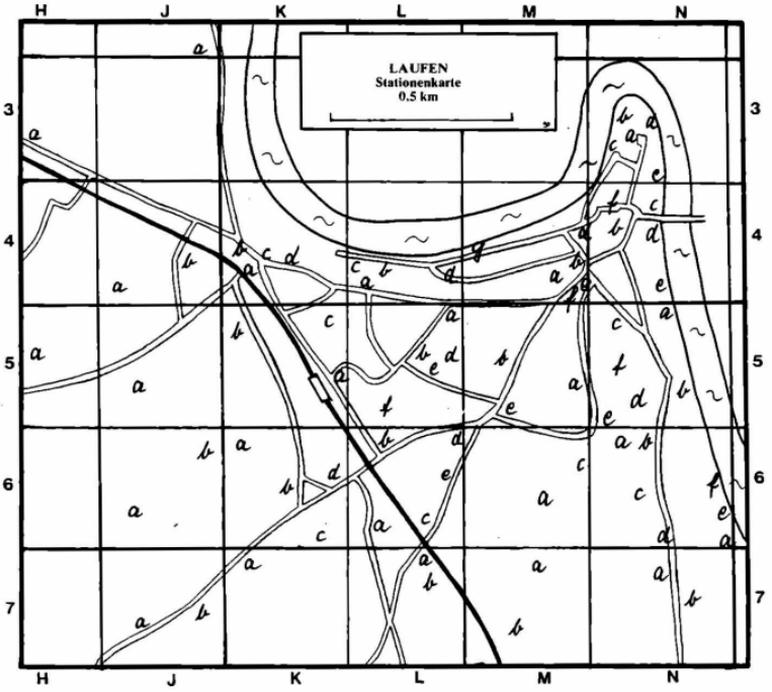
Um eine schnelle Ermittlung der Flechtenzonen zu ermöglichen, wurden die individuellen Funddaten über die Stetigkeit, Vitalität und Deckung einer Flechte zu einer einzigen geometrischen Größe (Kreis mit bestimmtem Durchmesser) zusammengefaßt. Als Maßstab für diesen »Fundwert« diente in erster Linie die Stetigkeit und die (meist damit korrelierende) Vitalität der Flechte am Standort.

(Flechtenvorkommen mit großer Stetigkeit besitzen in der Regel eine gute Vitalität; sie wurden mit einem großen Kreis ausgezeichnet; geringe Stetigkeit ist häufig mit schlechter Vitalität verknüpft: kleiner Kreis; s. u.). Kam die Flechte an mehreren Bäumen einer Station vor, war eine Mittelung der einzelnen Funddaten notwendig.

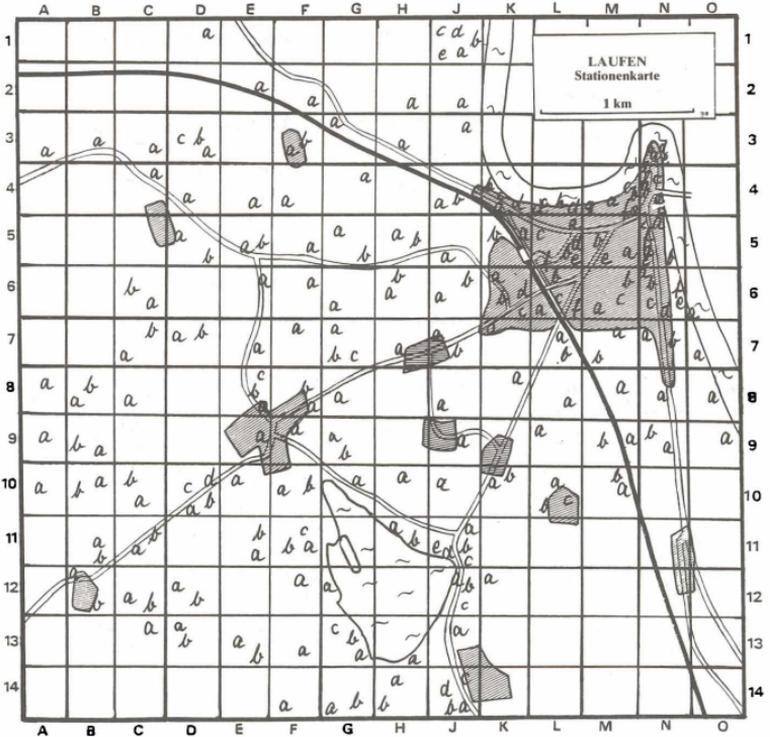
Bei Abweichung von den normal zu beobachtenden Zusammenhängen zwischen Vitalität und Stetigkeit erfuhr der Fundwert (Kreis) eine entsprechende Auf- oder Abwertung (meist um eine Stufe). War die Flechte z. B. stärker verkümmert, als bei ihrer festgestellten Stetigkeit zu erwarten gewesen wäre, bekam ihr Standort einen kleineren Kreis zugeordnet, als ihr normalerweise zugestanden worden wäre. Umgekehrt wurde der Fundwert auch gelegentlich aufgrund einer ungewöhnlich guten Vitalität der Flechte heraufgesetzt.

Die Deckungsprozente eines Flechtenvorkommens gingen dagegen nicht direkt in die Größe des Fundwertes mit ein, sondern dienten lediglich als Kontrolle.

3



4



7

Mit diesem Verfahren wurden also dieselben Kriterien berücksichtigt wie sie TÜRK et al. (1982) in seiner Arbeit vorschlägt. Auch wenn die Methodik der Kartendarstellung und Kartierungsauswertung in den beiden zu vergleichenden Arbeiten verschiedene Wege zu beschreiben scheint, so sind doch die Ergebnisse aus o. g. Gründen m. E. vergleichbar.

Im Gegensatz zu TÜRK gehen diese Funddaten in der vorliegenden Arbeit aber auch in die Verbreitungskarten der einzelnen Flechten ein. Anhand der verschiedenen großen Kreise in den Karten sind also Aussagen zu den o. g. Kriterien eines Flechtenvorkommens möglich (vgl. GOPPEL, 1976):

Legende zu den Flechtenkarten

- nur Einzelexemplare; Flechte sehr stark geschädigt; Deckung unter 1 %.
- Flechte kommt vereinzelt vor; stark geschädigt oder in Pionierstadien vorkommend; Deckung: 1–10 %.
- Flechte kommt mäßig vor; Thalli leicht geschädigt oder nicht voll entwickelt; Deckung: 10–20 %.
- Flechte kommt häufig vor; Thalli leicht oder nicht geschädigt; Deckung: 20–50 %.
- Flechte kommt sehr häufig vor; Thalli ungeschädigt; Deckung > 50 %; meist eutrophierte Standorte oder mit hohem Feuchtigkeitsgehalt.

Da sich bestimmte Flechten im Stadtzentrum von Laufen häufen, wurden für diese gesonderte Verbreitungskarten vom engeren Stadtgebiet von Laufen angefertigt (vgl. *Parmelia sulcata*, *Candelaria concolor* u.v.a.).

4. Ergebnisse

4.1 Verbreitung der Flechten

4.1.1 Artenliste, Verbreitungskarten und Tabellen epiphytischer Flechten

Die Bestimmung und Nomenklatur der Flechtenarten richtete sich vorwiegend nach WIRTH, 1980.

Anaptychia ciliaris (L.) Koerber: sehr selten; wurde in stark verkümmelter Form nur an zwei Stellen im Weidmoos gefunden.

Bryoria spec. (syn. *Alectoria p.p.*): Die Exemplare waren meist so verkümmert, daß eine zuverlässige Bestimmung nicht möglich war. Ich traf sie bis in das Stadtgebiet hinein in Zone II an. Die Fundorte lagen meist in guter Witterungsexposition; s. Abb. 5.

Buelia punctata (Hoffm.) Massal.: Man findet die Flechte sehr häufig an staubimprägnierten Rinden im gesamten Stadtgebiet. Da sie vor Ort leicht übersehen werden oder mit ähnlichen Lecidea-Arten verwechselt werden konnte, wurde auf eine genaue Kartierung verzichtet.

Candelaria concolor (Dickson) Stein: Sie zählt mit zu den häufigsten Flechten im Stadtgebiet und dringt bis in Zone IV vor. Man findet sie vorwiegend an mineralreichen Rinden mit hohen Deckungsgraden (Staubindikator); vgl. Abb. 7.

Candelariella aurella (Hoffm.) Zahlbr. var. *aurella*: nur einmal auf Populus.

Candelariella xanthostigma (Ach.) Lettau: zeigt eine ähnliche Verbreitung wie *Candelaria coc.*; dürfte gelegentlich mit Kümmerformen dieser Flechte verwechselt worden sein; Abb. 6.

Cetraria chlorophylla (Willd.) Vainio: wurde nur einmal in Zone II an witterungsexponierter Stelle gefunden (Salzachnähe).

Cetraria pinastri (Scop.) Gray: Diese auffällige Flechte wuchs in Kümmerform auf *Fraxinus* (Esche) in Zone I am Salzachufer.

Cetrelia olivetorum (Nyl.) Culb. & Culb. var. *cetreliales*: sehr selten auf eutrophierte Rinde mit mäßiger Deckung. Var. *olivetorum* war vier Mal in Zone I anzutreffen.

Cladonia coniocrea (Flörke) Sprengel: In Zone I zwei Mal auf einer stark geneigten Eiche.

Cladonia digitata (L.) Hoffm.: wurde im Haarmoos auf einer Birke gefunden.

Cladonia spec.: Die meisten Cladonien, die an Rinden vorkamen, besaßen eine solch schlechte Vitalität, daß eine genaue Artbestimmung nicht möglich war. Stets traf man sie an feuchten Standorten in Zone I und II an.

Evernia prunastri (L.) Ach.: Diese Strauchflechte trat besonders dort mit hohen Deckungsgraden auf, wo die Witterung freien Zugang hatte. An stadfernen Standorten zeigten die Exemplare eine gute Vitalität. Je näher die Bäume zum bebauten Stadtgebiet hin wuchsen, um so kümmerlicher waren die Thalli der Strauchflechte. Sie drang bis in Zone III vor; s. Abb. 10.

Hypogymnia physodes (L.) Nyl.: Für staubarme, waldrreiche Gegenden mit hoher Luftfeuchtigkeit (Wälder, Moore) ist diese Flechte Charakterart. Eutrophierte Rinden meiden sie. Ihr stärkstes Vorkommen besitzt sie deshalb entlang der Salzach, im Haarmoos und in den Wäldern nördlich von Laufen. Infolge ihrer hohen Toxizität findet man sie in Kümmerstadien selbst noch in Zone IV. Sie zählt mit zu den häufigsten Flechten des Stadtgebietes; s. Abb. 8 + 9.

Hypogymnia tubulosa (Schaerer) Havaas: wurde nur einmal auf *Betula*, an einem Bachlauf wachsend, angetroffen (Zone II).

Lecanora allophana (Ach.) Nyl.: nur zwei Vorkommen in Zone III (mäßiges Staubaufkommen) auf *Quercus* (Eiche) und *Malus* (Apfel).

Lecanora carpinea (L.) Vainio: kommt mit mäßigen Deckungsgraden über das ganze Stadtgebiet hin verstreut vor und dringt bis in die Zone III; s. Abb. 11.

Lecanora chlorotera Nyl.: Diese mit Abstand häufigste *Lecanora*-Art findet man besonders gut entwickelt auf staubimprägnierter Rinde in Zone III (Straßenbäume); s. Abb. 12.

Lecanora hageni (Ach.) Ach.: Als neutrophytische Krustenflechte bevorzugt sie Standorte mit (Kalk-) Stäuben (vgl. GOPPEL, 1976). Nachdem diese im Stadtgebiet von Laufen nur mäßig vertreten sind, besitzt die Flechte dort auch nur sehr wenige Standorte.

Lecanora pulicaris (Pers.) Ach.: scheint staubige Bereiche zu meiden; selten.

Lecanora subfuscata Magnusson: Auch diese seltene Krustenflechte bevorzugt staubarme Gebiete (Zone I und II).

Lecanora umbrina (Ehrh.) Massal.: Aus ähnlichen Gründen wie bei *L. hageni* war sie nur vereinzelt an Bäumen stark frequentierter Straßen anzutreffen.

Lecanora varia (Hoffm.) Ach.: meist auf *Betula* (Birke) und *Fraxinus* (Esche) (vgl. WIRTH, 1980), gedeiht wohl nur in emissionsarmer Luft und kommt

vielleicht deshalb so selten im Untersuchungsgebiet vor (vgl. TÜRK et al., 1982).

Lecidea und *Lecidella*-Arten sind überall (weit) verbreitet; man fand die beiden Gattungen vorwiegend auf staubimprägnierter Rinde über das ganze Stadtgebiet verstreut. Die Bestimmung dieser beiden Flechtengattungen erwies sich jedoch als so zeitaufwendig und schwierig, daß vorläufig noch von einer genauen Artzuweisung abgesehen wurde. Eine Verwechslung mit sehr ähnlich aussehenden *Buelia*-Arten war zudem im Gelände nie ausgeschlossen.

Lepraria incana (L.) Ach. (syn. *L. aeroginosa*): findet man bevorzugt an schattigen Standorten im gesamten Stadtgebiet, meist vergesellschaftet mit *Pertusaria*-Arten.

Parmelia acetabulum (Necker) Duby: kommt als neutrophytische Flechte vorwiegend an Standorten mit mäßigem Staubaufkommen vor; man traf sie jedoch nur selten im Untersuchungsgebiet an.

Parmelia caperata (L.) Ach.: An vielen Standorten des Gebietes weist diese auffällige Flechte Schädigungen auf. Nur an ganz wenigen Stellen zeigte sie ihren idealen Habitus. Sie besiedelt praktisch nur unbebaute Zonen (Zone I und II) (vgl. TÜRK et al., 1982). Stark geschädigt fand ich sie gelegentlich noch in Zone III; s. Abb. 13.

Parmelia elegantula (Zahlbr.) Szat. meidet weitgehend das innere Stadtgebiet; sie besiedelt hin und wieder die Bäume in Zone II und III (vgl. Abb. Nr. 14).

Parmelia exasperatula Nyl.: kommt gelegentlich in Zone III vor; ihr Wachstum scheint durch Staubaufkommen begünstigt zu werden.

Parmelia flaventior Stirton: Ähnlich wie in Salzburg (TÜRK, et al. 1982) dringt die Flechte weiter in das Stadtgebiet vor als *P. caperata*; in schadstoffarmen Gebieten (Zone I und II) sind beide jedoch häufig miteinander vergesellschaftet und gut entwickelt; vgl. Abb. 15.

Parmelia glabratula (Lamy) Nyl.: Da die systematische Abgrenzung der beiden Varietäten *var. fuliginosa* und *var. glabratula* m. E. noch nicht voll befriedigt wurde, weitgehend auf eine Unterscheidung dieser beiden Varietäten verzichtet.

Sie tritt verstreut über Stadt und Land auf, meidet jedoch stärkeres Staubaufkommen; vgl. Abb. 16.

Parmelia saxatilis (L.) Ach.: nur vereinzelte Exemplare, selten.

Parmelia subargentifera Nyl.: Das Vorkommen dieser neutrophytischen Flechte scheint durch Straßenstaub begünstigt zu sein; relativ selten.

Parmelia subaurifera Nyl.: Als azidophytische Flechte meidet sie vor allem staubreiche Gegenden (Straßenbäume, Innenstadt); vgl. Abb. 17.

Parmelia subrudecta Nyl.: kann als Charakterart landwirtschaftlich genutzter Gebiete gelten, ist sehr häufig mit *P. tiliacea*, *P. caperata* und *P. flaventior* assoziiert und dringt von den vier Flechtenarten am weitesten in das Stadtzentrum vor; vgl. Abb. 18.

Parmelia sulcata Taylor ist eine euryoke Flechtenart; man findet sie sowohl in Zone I als auch in der relativ staubreichen Zone III und IV. Eine besonders gute Entwicklung erfährt sie in Gebieten mit hoher Luftfeuchtigkeit, so z. B. am Salzachufer oder an den Waldrändern des Gebietes; vgl. Abb. 19+20.

Parmelia tiliacea (Hoffm.) Ach. (syn. *P. scortea* Ach.): Ebenso wie *P. sulcata* ist diese Blattflechte an fast allen Stationen des Untersuchungsgebietes anzutreffen; ihr

Wachstum wird jedoch durch mäßigen Staubeinfluß noch weit stärker begünstigt als das von *P. sulcata*. Charakterart landwirtschaftlich genutzter Gebiete; vor allem auf Eichen besitzt sie hohe Deckungsgrade, im innerstädtischen Bereich nimmt ihre Vitalität jedoch merklich ab.

Auffallend ist, daß diese euryoke Flechte im nordbayerischen Raum (im Gegensatz zu Südbayern) selten vorkommt. Offensichtlich findet sie im Voralpenland ideale Wachstumsbedingungen vor (höhere Niederschläge?) (GOPPEL, 1976; JÜRGING, 1975; KILIAS, 1974 usw.); vgl. Abb. 21.

Parmeliopsis aleurites (Ach) Nyl.: wurde nur einmal auf Betula im Haarmoos gefunden. (Zone I).

Pertusaria albescens (Hudson) Choisy & Werner: Ähnlich wie bei *Parmelia glabratula* ist auch hier die systematische Abgrenzung der beiden Varietäten m. E. noch nicht befriedigend gelöst (*var. globulifera* und *var. albescens*). Die beiden Unterarten wurden deshalb in einer Verbreitungskarte zusammengefaßt. Kennzeichnend für diese häufig vorkommende Krustenflechte ist, daß sie vorwiegend an schattigen Standorten anzutreffen ist und den innerstädtischen Häuserbereich meidet. Häufigster Phorophyt ist *Quercus* (Eiche) (vgl. *Lepraia incana*), vgl. Abb. 22.

Pertusaria albescens var. *corallina* (Zahlbr.) Laundon: im Vergleich zu den ersten beiden Varietäten sehr selten in Zone II.

Pertusaria coccodes (Ach.) Nyl.: zweimal auf *Quercus* in landwirtschaftlich genutztem Gebiet.

Pertusaria leprarioides Erichsen: die zweithäufigste *Pertusaria*-art des Gebietes; vorwiegend auf *Quercus*, durch mäßigen Staubeinfluß gelegentlich stark entwickelt.

Phlyctis argena (Ach) Flotow: Möglicherweise tritt diese unscheinbare Krustenflechte häufiger im Untersuchungsgebiet auf, als aus den Kartierungsergebnissen hervorgeht, (vor allem Zone II und III). Sie meidet weitgehend den inneren Stadtbereich. Eine Verwechslung mit *Pertusaria*-Arten kann nicht ausgeschlossen werden; vgl. Abb. 23.

Physcia aipolia (Humb.) Fűrnrroh: stellt ähnliche ökologische Ansprüche wie *Ph. stellaris*, kommt trotzdem weit seltener aus diese vor (vorwiegend Zone III, meist auf *Populus* (Pappel) oder *Salix* (Weide).

Physcia adscendens (Fr.) H. Olivier: Diese neutrophytische Blattflechte vergesellschaftet sich gern mit *Ph. tenella*. Beide bevorzugen Gebiete mit hohem Staubaufkommen (Staubindikatoren); *Ph. adsc.* ist jedoch weiter verbreitet als *Ph. tenella*. Man findet beide Flechten besonders an den Ausfallstraßen der Stadt und den Gebieten mit hoher landwirtschaftlicher Nutzung (Haarmoos, Leobendorf, Abtsdorf). vgl. Abb. 24.

Physcia orbicularis (Necker) Poetsch: stellt ähnliche Standortansprüche wie *Ph. adsc.* und *Ph. ten.*, ist jedoch erheblich toxischer und besitzt gut entwickelte Thalli selbst noch in Zone IV (vgl. TÜRK, 1982; GOPPEL, 1976.). Auch bei stärkstem Staub versteht diese Flechte noch zu leben (Staubindikator, Zone III); vgl. Abb. 25.

Physcia stellaris (L.) Nyl.: siehe *Ph. aipolia*.

Physcia tenella (Scop) DC.: s. *Ph. adscendens!* vgl. Abb. 26.

Physcia tribacia (Ach.) Nyl.: vereinzelt in staubreicher Gegend.

Physconia enteroxantha (Nyl.) Poelt: nur ein einziger Fund auf *Acer* (Zone II) in Salzachnähe.

Physconia grisea (Lam.) Poelt: kam viermal an staubimprägnierten Rinden in Zone III vor.

Physconia muscigena (Ach) Poelt: wurde einmal auf staubiger Rinde von *Fraxinus* (Esche) in Zone III gefunden.

Physconia perisidiosa (Erichsen) Moberg: liebt offensichtlich relativ staubarme Gebiete (drei Vorkommen in Zone I).

Physconia pulverulacea Moberg (syn. *Ph. pulverulenta*): kann als die häufigste aller *Physconia*-Arten des Untersuchungsgebietes betrachtet werden.

Charakteristisch für viele ihrer Standorte ist der hohe Verkehrstaub. Die Blattflechte dringt bis ins Stadtzentrum (Zone III) vor und zeigt ihre schönste Ausprägung in Zone II (Salzachufer); vgl. Abb. 28.

Physciopsis adglutinata (Flörke) Choisy: einmal am Salzachufer in Zone I.

Platismatia glauca (L.) Culb. & Culb.: hat ihr Hauptverbreitungsgebiet in der montanen Stufe der Alpen. Die vergleichsweise niedrigeren Niederschläge im Vor-alpenland sind wohl der Grund dafür, daß diese schöne Blattflechte dort nur sehr selten vorkommt (viermal im Untersuchungsgebiet in Kümmerform: Salzachau und Waldgebiet bei Streitwies; alles Gebiete mit hoher Feuchtigkeit und reiner Luft; Zone I).

Pseudevernia furfuracea (L.) Zopf: Die in den Alpen in »Massenvegetation auftretende« azidophytische Blattflechte (POELT, 1969) war auch im Untersuchungsgebiet relativ häufig vertreten. Besonders gut entwickelte Exemplare fand ich auf querliegenden Ästen von *Malus* (Apfel) und *Prunus* (Kirsche) in Zone II. Die Tatsache, daß diese doch recht SO₂-empfindliche »Zeigerflechte« (TÜRK, et al. 1982; BESCHEL, 1958; HAWKSWORTH und ROSE, 1970 aus MUDD und KOLZOWSKI, 1975) im ganzen inneren Stadtgebiet von Laufen noch vorkommt (als Kümmerform zumindest), weist daraufhin, daß das Stadtzentrum noch relativ SO₂-unbelastet ist; vgl. Abb. 27.

Ramalina farinacea (L.) Ach.: vereinzelt an witterungsexponierten Stellen in Zone II als extreme Kümmerformen.

Ramalina pollinaria (Westr.) Ach.: Im Gegensatz zu Salzburg (TÜRK et al. 1982) trifft man diese hygrophytische Flechte im Untersuchungsgebiet von Laufen noch relativ häufig an (zahlreiche windoffene, witterungsexponierte Standorte im Umland, besonders an *Quercus* (Eiche); meidet fast vollständig den witterungsgeschützten Innenstadtbereich; vgl. Abb. 29).

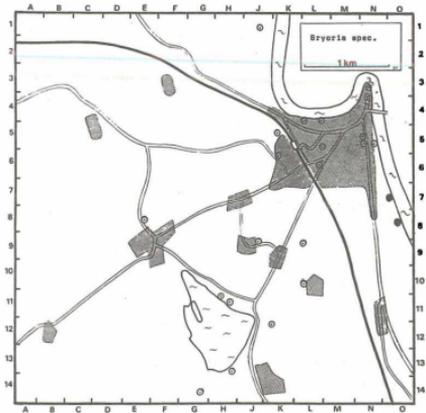
Rhinodina c. f. exigua (Ach) S. Gray: ist sehr schwer zu bestimmen (nur anhand der Sporenmerkmale); wurde einmal gefunden und aufgrund seiner Kleinheit sicherlich des öfteren übersehen.

Usnea filipendula Stirton: Nur an wenigen Exemplaren gelang eine einigermaßen gesicherte Bestimmung der an sich sehr schwierigen Gattung (WIRTH, 1980). Meistens waren die spärlich vorkommenden Thalli jedoch so verkümmert, daß eine genaue Bestimmung bis zur Art nicht mehr möglich war; sie wurden alle unter der Bezeichnung *Usnea c. f. filipendula* geführt. Das weite Vordringen der Gattung bis ins Zentrum der Stadt weist auf eine hohe Luftfeuchte in diesem Gebiet hin (Salzachnähe); vgl. Abb. 30.

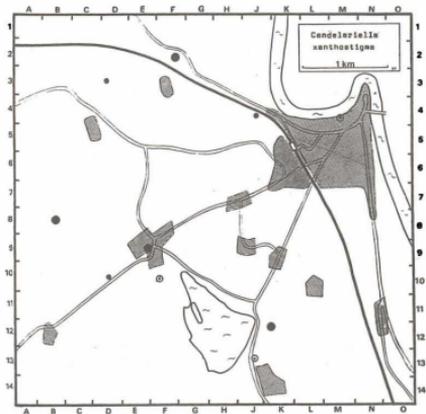
Usnea hirta (L.) Wigg. em. Mot.: zwei typische Exemplare, sehr selten, nur Kümmerformen.

Xanthoria candelaria (L.) Th. Fr.: Der starke Stickstoffreichtum der landwirtschaftlichen Gebiete im Untersuchungsgebiet macht es erklärlich, daß im Gegen-

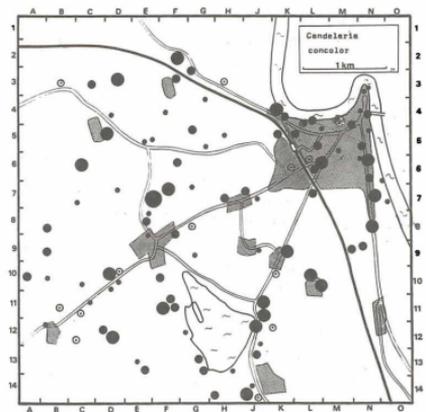
5 Bryoria spec.



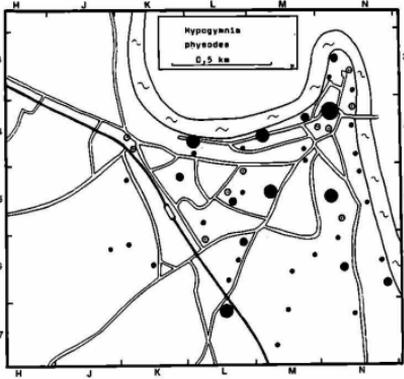
6 Candelariella xanthostigma



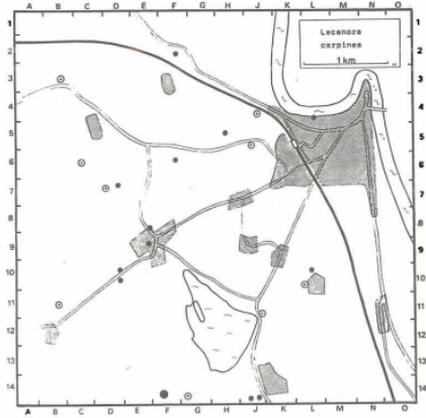
7 Candelaria concolor



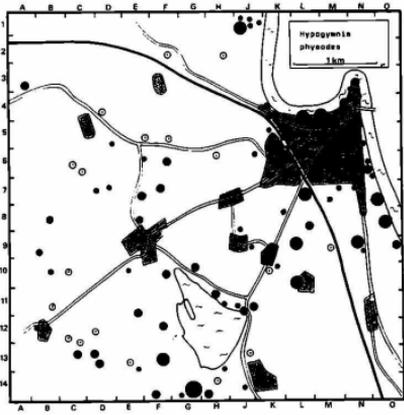
8 Hypogymnia physodes



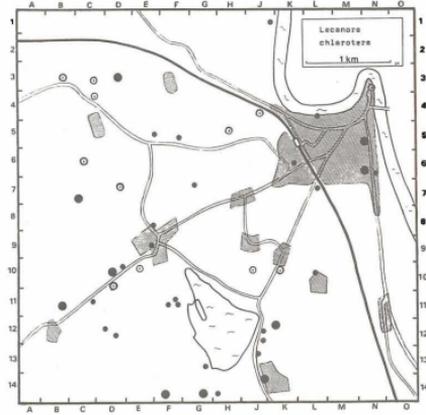
11 Lecanora carpinia



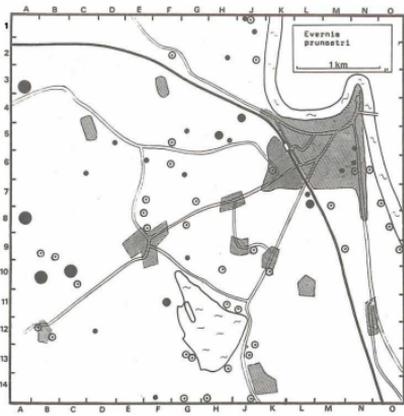
9 Hypogymnia physodes



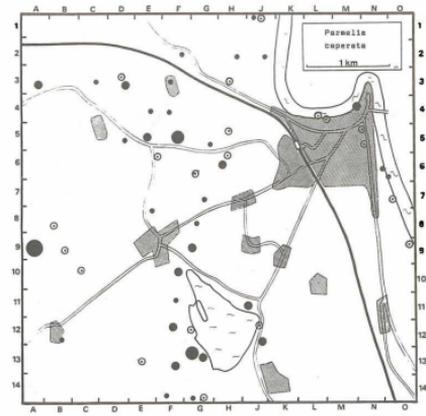
12 Lecanora chlorotera



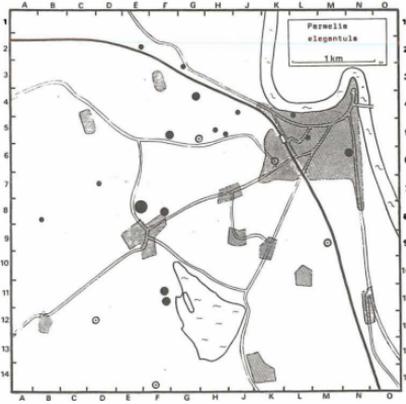
10 Evernia prunastri



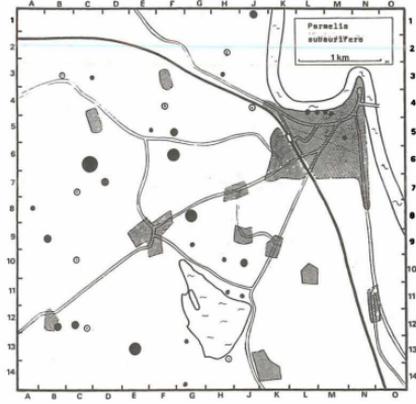
13 Parmelia caperata



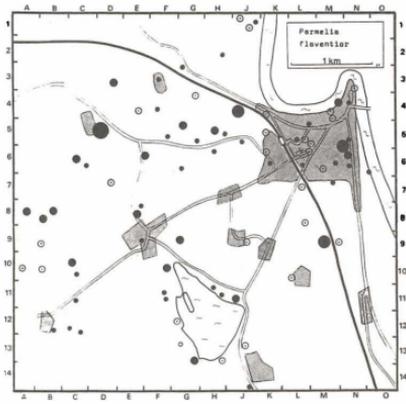
14 *Parmelia elegantula*



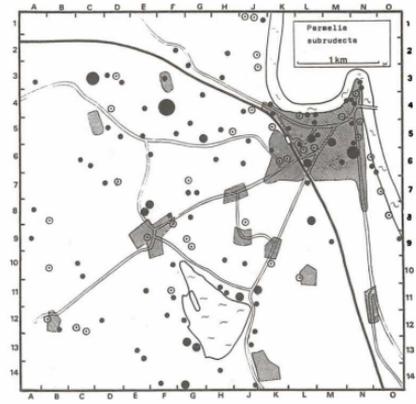
17 *Parmelia subaurifera*



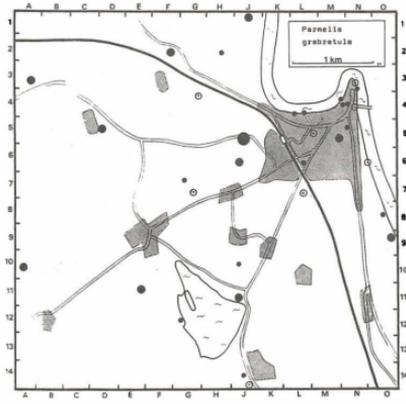
15 *Parmelia flaventior*



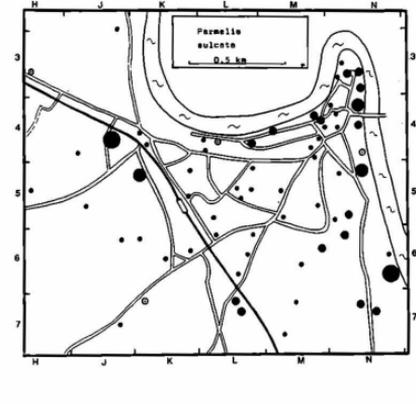
18 *Parmelia subrudecta*



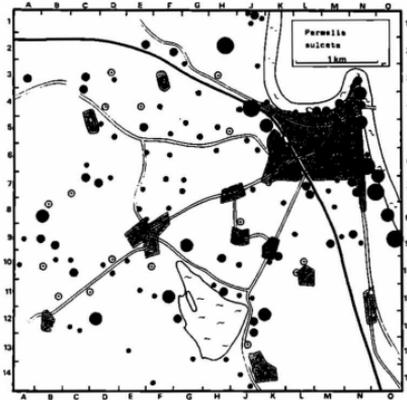
16 *Parmelia grabrattula*



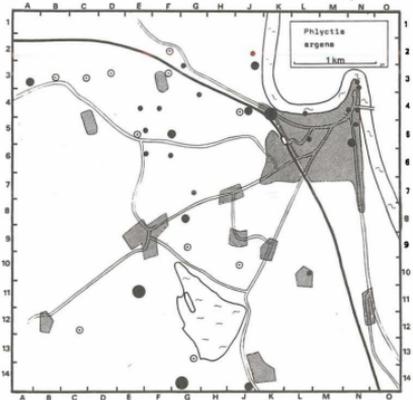
19 *Parmelia sulcata*



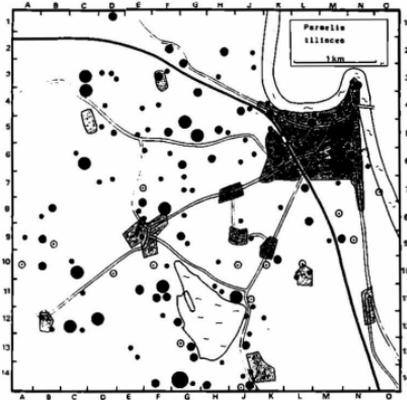
20 *Parmelia sulcata*



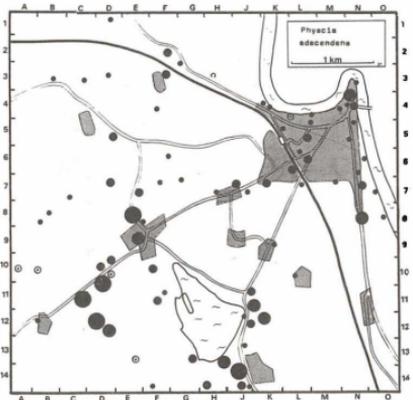
23 *Phycitis argena*



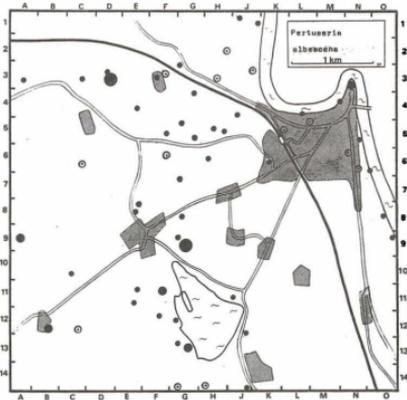
21 *Parmelia tiliacea*



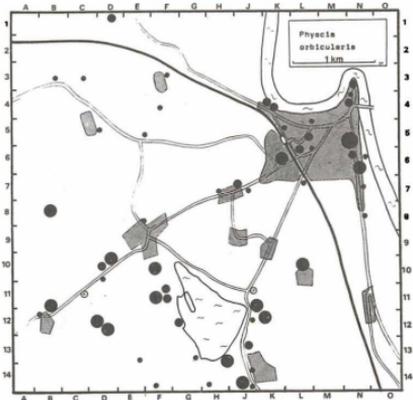
24 *Physcia ascendens*



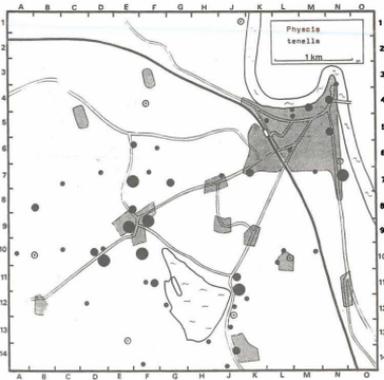
22 *Pertusaria albescens*



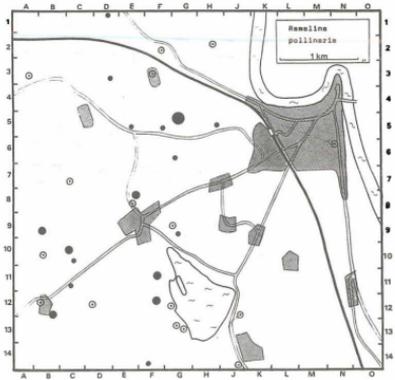
25 *Physcia orbicularis*



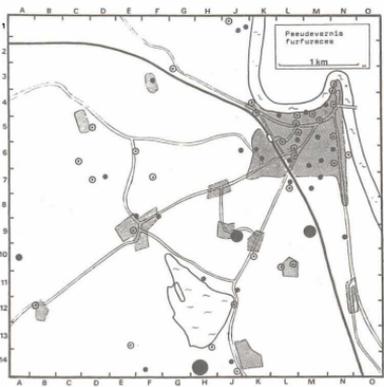
26 Physcia tenella



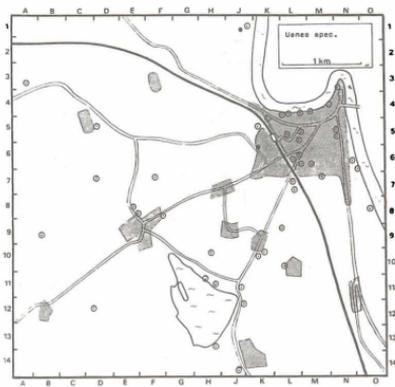
29 Ramalina pollinaria



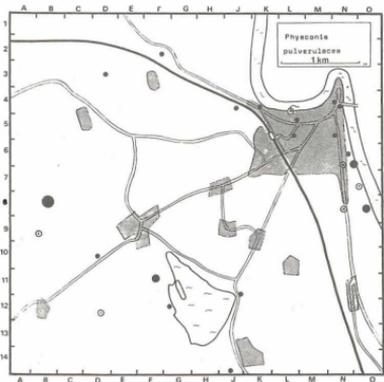
27 Pseudevernia furfuracea



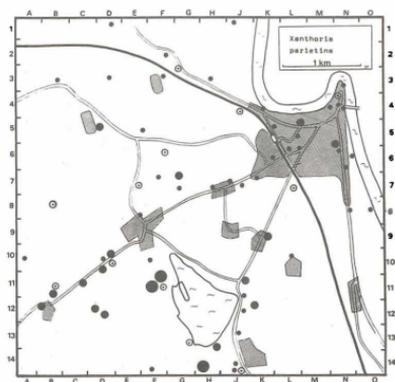
30 Usnea spec.



28 Physconia pulverulacea



31 Xanthoria parietina



satz zu Salzburg in Laufen mehrere *Xanthoria*-Arten vorkommen: *X. cand.* ebenso wie alle anderen Arten sind vor allem an staubimprägnierten Rinden der Straßbäume anzutreffen.

Xanthoria lobulata (Flörke) B. de Lesd.: Für die zwei Standorte dieser Flechte gilt dasselbe wie das für *X. cand.* Gesagte.

Xanthoria parietina (L.) Th. Fr. ist die häufigste *X.*-Art der Gegend; (Kalk-) Stickstoffzeiger. Man findet sie deshalb überall dort, wo starker landwirtschaftlicher Verkehr vorherrscht (insbes. im Gebiet um Leobendorf); vgl. Abb. 31.

Xanthoria polycarpa (Hoffm.) Rieber: kleine unscheinbare Blattflechte; meist vergesellschaftet mit *X. par.*; vereinzelt Vorkommen in staubreicher Gegend; häufig auf *Populus* (Pappel) oder *Fraxinus* (Esche) (Zone III).

4.1.2 Vergleich der Flechtenvorkommen in Laufen mit denen anderer Gebiete (Salzburg und Nordbayern)

Betrachtet man das Artenspektrum im Salzburger Stadtgebiet (TÜRK et al. 1982), so läßt sich feststellen, daß die Flechtenliste dort weitgehend identisch ist mit der von Laufen: 67 Flechtenarten (vgl. Salzburg: 75 Flechtenarten). Nur wenige Arten variieren nennenswert in den beiden Gebieten.

Ein kleines Übergewicht haben in Laufen gegenüber Salzburg die neutrophytischen Flechtenarten (insbes. die *Physconia*- und *Xanthoria*-Arten). Dies mag wohl damit zusammenhängen, daß das Gebiet um Laufen herum vergleichsweise dünn besiedelt ist und weitgehend landwirtschaftlich genutzt wird (vgl. Abb. 1 und 2.) Rindeneutrophierung durch Feld- und Verkehrsstäube. In Salzburg dagegen überwiegen geringfügig die azidophytischen Flechtenarten, was wiederum auf den Großstadtcharakter von Salzburg hinweist: Rindenansäuerung durch saure Emissionen aus Hausbrand und Industrie. *Lecanora conizaeoides*, *Scoliciosporum chlorococcum*, *Cetraria pinastri*, *Parmelia saxatilis* u. a. kommen deshalb dort häufiger vor als in Laufen.

Die sehr starken Unterschiede im Vorkommen der Altweltflechten *Candelaria concolor* und *Candelariella xanthostigma* in Laufen gegenüber Salzburg sind wohl darauf zurückzuführen, daß beide Flechtenarten häufig in Kümmerform auftreten und dann nur mehr mit einer starken Lupe unterschieden werden können. Eine gegenseitige leichte Verwechslung der beiden Arten ist deshalb vom Verfasser in einigen Fällen nicht auszuschließen.

Aus dem ähnlichen Artenspektrum der beiden Städte trotz ihrer unterschiedlichen Größe und Emissionslage kann gefolgert werden, daß die Artenvielfalt dieses Gebietes weitgehend klimatisch-geologisch bedingt ist. Dies wird auch durch einen Vergleich mit anderen Gebieten Bayerns bestätigt: Flechten wie z. B. *Parmelia ti-liacea*, *P. caperata*, *P. flaventior* oder *P. subrudecta* finden hier im Voralpenland offensichtlich ideale Standortbedingungen vor und sind deshalb im allgemeinen in diesen Gebieten erheblich häufiger anzutreffen als in Nordbayern (vgl. BESCHEL, 1958; DJALALI et al., 1974; GOPPEL, 1976; KILIAS, 1974; JÜRGING, 1975; RITSCHER, 1977).

In Nordbayern, z. B. in Erlangen oder Regensburg herrschen ähnliche, durchaus vergleichbare Immissionsverhältnisse vor wie in Salzburg (vgl. DITTMANN, 1982;

GOPPEL, 1976; KILIAS, 1974; von Laufen liegen bisher keine vergleichbaren Meßwerte vor). Dennoch fehlt die sehr toxisch-tolerante Krustenflechte *Lecanora conizaeoides* im innerstädtischen Bereich von Laufen und Salzburg fast oder nahezu vollständig, während sie in den Stadtbereichen der zuvor genannten Städte sehr häufig vorkommt. Die Ursache für ihr Ausbleiben kann also möglicherweise nicht, wie TÜRK (1982) vermutet, vor allem die fehlende Industrialisierung und damit verbundene geringere Luftverschmutzung gegenüber anderen Städten sein, sondern ist wahrscheinlich ebenfalls, wie o. ges., in geographisch-klimatisch bedingten Verbreitungsgrenzen zu suchen.

Lediglich für das Ausbleiben von *Anapychia ciliaris*, *Ramalina fraxinea*, *Usnea florida*, *Xanthoria candelaria* in Salzburg könnten aber tatsächlich veränderte Luftverhältnisse seit der Untersuchung von BESCHEL (zunehmender Rückgang der landwirtschaftlichen Nutzung der Randgebiete um Salzburg durch Ausweitung der Stadtbebauung auf diese Flächen, mit allen Folgen, die sich daraus ergeben) der Grund sein. Bis auf *Usnea florida*(?) kommen nämlich die oben genannten Flechten im landwirtschaftlich genutzten und unverbauten Umland von Laufen vereinzelt (zumindest!) noch vor.

Die eindeutigen Unterschiede in der Luftqualität zwischen dem inneren Stadtgebiet und dem locker oder unverbauten Umland einer Stadt scheinen sich also, insgesamt gesehen, weniger auf das typische Artenspektrum als auf die Stetigkeit, Vitalität und Deckung von Flechten auszuwirken (Ausnahmen bestätigen die Regel!). Dieser Zusammenhang wird deshalb bei der Ausweisung von Flechtenzonen – und dem Vergleich der beiden Städte Salzburg und Laufen in diesem Punkt – im folgenden Abschnitt eine besondere Berücksichtigung erfahren müssen.

4.2 Die Flechtenzonen in Stadt und Umland von Laufen

4.2.1 Methodik der Kartenerstellung

Zur übersichtlichen Darstellung des Flechtenvorkommens wurden Zonenkarten erstellt:

Die im Untersuchungsgebiet auftretenden Flechten wurden in die Gruppe der *Azidophyten*, *Mesophyten* und *Neutrophyten* aufgeteilt. Diese Untergliederung gibt eine vereinfachte Übersicht ihrer ökologischen Ansprüche wieder (vereinfacht nach WIRTH, 1980).

In dieser Arbeit sind zu verstehen unter

Azidophyten: Flechten, die einen sauren Borken- und/oder sauren Regenwasser-pH-Wert bevorzugen; sie meiden den alkalischen pH-Bereich (=nach WIRTH, 1980: »e. bis m. azidophytische Fl.«; pH 3,0–5,6).

Mesophyten: Flechten, die im Bereich um den Neutralpunkt (pH 7) bevorzugt wachsen (»m. azidoph. bis m. basiph.«).

Neutrophyten: Flechten, die auf basischer Rinde oder bei starkem Staubaufkommen wachsen (»neutroph. bis basiph.«; pH = 8). Sie meiden staubarme Gegenden. Nach dem unterschiedlichen Vorkommen der drei Flechtengruppen im Untersuchungsgebiet wurden die einzelnen Zonen ermittelt.

Als Maß ihres Vorkommens diente die Stetigkeits-Vitalitätszahl der Flechteneinzelkarten (vgl. Abschn. 3.4).

Jede Zone ist nach den Untersuchungen des Verfassers durch ein bestimmtes Verhältnis der drei Flechtengruppierungen zueinander charakterisiert.

4.2.2 Die Zonencharakterisierung

Zone I (»Normalzone«; BESCHEL, 1958): hohe Deckungsgrade der azidophytischen Flechten; ungeschädigte Thalli; Stetigkeit 3 und 4; mittlere Stetigkeitswerte der Mesophyten; ebenfalls ungeschädigte Thalli; Neutrophyten fehlen hier fast vollständig.

Zone II (»äußere Kampfzone«; BESCHEL, 1958): abnehmende Deckungsgrade der Azidophyten; Thalli gering oder nicht geschädigt; Stetigkeit 2 und 3. Die Mesophyten finden hier optimale Wachstumsbedingungen vor; Stetigkeit 2–3; kaum geschädigte Thalli; Die Neutrophyten findet man nur vereinzelt; typische Zone des unbebauten, waldarmen Umlandes.

Zone III (»mittlere Kampfzone«): Hier sind die Azidophyten stark im Abnehmen begriffen, da in diesen Gebieten aufgrund des (hohen) Staubaufkommens die Wachstumsbedingungen für sie ungünstig werden. Stetigkeit 1–2; Thalli deutlich verkümmert oder geschädigt; Deckung unter 10 %. Die Azidophyten fehlen oft vollständig. Auch die Mesophyten fühlen sich häufig in dieser Zone nicht mehr so wohl wie in Zone II; abnehmende Deckungsprozente (ca. 10–15 %); Thalli wenig geschädigt. Die Neutrophyten sind hier dagegen besonders gut entwickelt: Sie bedecken oft in dieser Zone die Rinde bis weit über 50 %; ihre Vitalität ist sehr gut. In Gebieten mit besonders starker Staubeentwicklung (z. B. an stark befahrenen Straßen oder in der Nähe von Kalkwerken) bedecken sie gelegentlich die Rinde bis zu 90 %.

Zone IV: Alle drei Flechtengruppen stehen hier im »Kampf« mit den in dieser Zone schon recht ungünstigen Umweltbedingungen (»innere Kampfzone«; BESCHEL, 1958). Am vitalsten sind hier noch die Neutrophyten (Vitalität 2); viele Azidophyten treten nur mehr in extremen Kümmerformen auf: Vitalität 4; Deckung 1–2 % oder geringer; Stetigkeit + oder 1. Lediglich Krustenflechten finden in dieser Zone noch gute Lebensbedingungen (z. B. *Lecanora conizaeoides*).

Zone V: Diese Zone ist nahezu blatt- und krustenflechtenfrei. (»Flechtenwüste«; BESCHEL, 1958; epiphytenfreie Zone). Es sind dies meist klimatisch ungünstige Standorte mit hoher saurer Schadstoffbelastung. Im Stadtgebiet von Laufen kommt diese Zone nicht vor.

4.2.3 Beschreibung der Flechtenzonen im Stadtgebiet von Laufen

Die vorliegenden Zonenkarten beschreiben in erster Linie lediglich die Unterschiede in der Stetigkeit, Deckung und Vitalität verschiedener Flechtengruppen. Inwieweit sie darüber hinaus auch Aussagen zur Luftqualität dieses Gebietes zulassen, wird in der Diskussion der Ergebnisse zu prüfen sein (vgl. Abb. 32 und 33).

Die **Zone I** findet man im Umland von Laufen noch recht häufig. Sie erstreckt sich vorwiegend auf die bewaldeten Flächen und auf die Feuchtgebiete abseits von Verkehr und Ortschaften: der Staatsforst Wiedmais, das Lebenaholz, Teile des Lebenauforstgartens, ebenso Teile des Haar- und Wiedmooses und das Waldstück östlich des Abtsdorfer Sees. Kleine Waldareale der **Zone I** dringen bis an den Stadtrand von Laufen vor: die Waldfläche bei Hasenhaus im Norden und der Friedhof bei Wiedmannsfelden im Süden von Laufen sowie kleinere angrenzende Waldgebiete. Auch entlang der Salzach zieht sich eine schmale Normalzone, vom Süden her kommend, in das Stadtgebiet von Laufen hinein (Salzachau).

Die Flechtenvegetation ist in dieser Zone besonders üp-

pig: Als Charakterart kommt hier *Hypogymnia physodes* vor. Gut entwickelt, d. h. mit arttypischem Habitus und starker Deckung ausgezeichnet, treten z. B. auch *Evernia prunastri*, *Pseudevernia furfuracea*, *Parmelia caperata*, *Parmelia flaviventris*, *Parmelia sulcata* oder *Ramalina pollinaria* auf.

Nur vereinzelt und mit kleinen Thalli ausgestattet sind hier auch die seltenen Flechten, z. B. *Cetraria pinastri*, *Cetrelia olivetorum*, *Parmeliopsis aleurites*, *Physcomopsis adglutinata* u. v. a. vertreten.

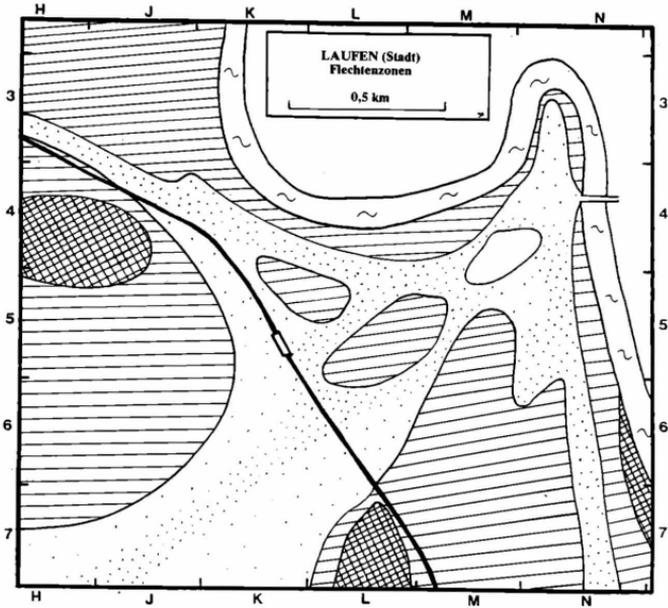
Im fließenden Übergang schließt sich daran die **Zone II** an: Der Flechtenbewuchs ist in der Artenzusammensetzung weitgehend der Zone I ähnlich. Der Unterschied besteht gegenüber dieser im wesentlichen in der abnehmenden Stetigkeit, Vitalität und Deckung der betreffenden Flechten. Außerdem machen sich die Mesophyten wie z. B. *Parmelia sulcata* stärker bemerkbar. Die seltene Flechte *Anaptychia ciliaris* wurde hier ebenfalls in mehreren Einzelexemplaren gefunden. Auch *Usnea*- und *Bryoria*-Arten treten an witterungsexponierten Stellen in beachtlichen Exemplaren auf. Ihren arttypischen Habitus, der sie eindeutig bestimmbar machen würde, erreichen sie jedoch nur selten. An verschiedenen großflächigen Blatflechten wie z. B. an *Parmelia caperata* sind bereits häufig umweltbedingte (?) Schädigungen feststellbar.

Die **Zone II** umgeben gewissermaßen schützend die oben genannten Gebiete der **Zone I**. Oft ist der Gürtel recht schmal, wie z. B. im Westen das Gebiet um den Staatsforst Wiedmais herum, gelegentlich erfährt er größere Gebiete, z. B. größere Teile des Haarmoses und das Waldrandgebiet südöstlich von Leobendorf, aber auch kleinere Waldgebiete bei Stögen und Biburg. Entlang der Salzach umgibt die **Zone II** von Osten her das gesamte Stadtzentrum von Laufen. Kleinere Teile dieser **Zone** dringen von Westen her ins Innere der bebauten Stadtgebiete vor. Die Stadtteile Abraun, Burgfeld und Arbisbichl gehören z. B. teilweise zu dieser **Zone**. Auch die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege liegt in **Zone II**!

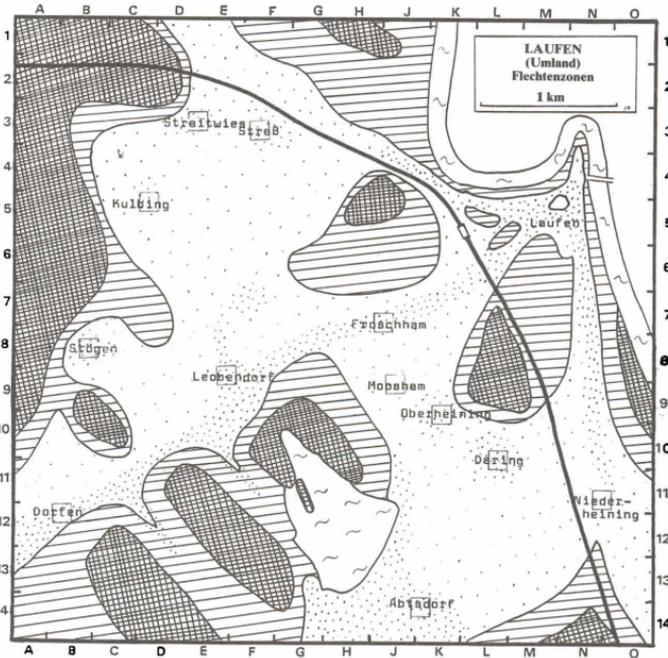
Allgemeines Kennzeichen dieser genannten **Zone** ist, daß sie nur mehr teilweise mit Bäumen bewachsen ist. Sie erstreckt sich häufig auf Waldränder, Gärten und Alleen. Meist besteht direkter Kontakt zu benachbarten Viehweiden oder Äckern. Feuchtgebiete (Moos, Bäche, Weiher) sind in diesem Bereich noch häufig (vgl. Abb. 1 und 2).

Die **Zone III** nimmt die Hauptfläche des Stadtgebietes von Laufen ein. Sie erfährt alle Flächen, die intensiv landwirtschaftlich genutzt werden (häufig Viehweiden), die meisten kleineren Ortschaften um Laufen mit viel landwirtschaftlichem Verkehr, die stark frequentierten Ausfallstraßen (die B 20 und die beiden Straßen zum Abtsdorfer See und nach Leobendorf) sowie die verkehrsreichen Stadtteile von Laufen selbst (insbesondere die Häuserzeilen um den Schloßplatz und entlang der Tittmoninger und Freilassingener Straße). Auch die Wohngebiete vom Stadtteil Burgfeld sind davon betroffen.

Die Baumbepflanzung ist in diesen Gebieten oft nur mehr spärlich; sie beschränkt sich weitgehend auf die Verschönerung von Straßen und Plätzen; zusammenhängende Baumflächen sind hier nicht mehr zu finden. Auf den Weiden westlich von Leobendorf, die auch zu dieser **Zone III** gehören, findet man jedoch noch eine erstaunlich hohe Anzahl von einzeln stehenden stattlichen Eichen. Große Wiesen- und Ackerflächen östlich von Leobendorf sind dagegen meist völlig baumlos (Löcher in der Stationenkarte). Nur aus einem Vergleich mit an-



Legende Abbildung 32 und 33



deren Gebieten ähnlicher Nutzung kann man hier manchmal auf die Zone III rückschließen. Auffälligerweise fehlen hier Feuchtflächen, die einen günstigen Einfluß auf die Luftqualität haben könnten, fast vollständig. Industrielle Staubemittenten kommen nicht vor.

Sowohl in der Stetigkeit als auch in ihrer Vitalität und Deckung übertreffen die Neutrophyten in dieser Zone III alle anderen Flechtengesellschaften bei weitem.

Besonders häufig trifft man hier an: *Candelaria concolor*, *Candelariella xanthostigma*, *Lecanora carpinea*, *Lecanora chlorotera*, *Parmelia caperata*, *Parmelia subrudecta*, *Parmelia sulcata* oder *Parmelia tiliacea*. Am häufigsten sind jedoch in Zone III die Flechten *Physcia tenella*, *Physcia adscendens*, *Physcia orbicularis*, *Physcia stellaris*, *Physconia pulverulacea*, *Lecanora hageni* und *Lecanora umbrina* sowie verschiedene *Xanthoria*-Arten, insbesondere *Xanthoria parietina*.

Eine Spezialform der Zone III findet man an Straßen mit starkem landwirtschaftlichen Verkehr: Dort sind die zuletzt genannten Neutrophyten in »Reinkultur« anzutreffen. Azidophyten und auch viele Mesophyten fehlen dort völlig. Diese besondere Ausprägung der Zone III bezeichne ich deshalb im folgenden Text als »Neutrophytenzone«. In der Zonenkarte ist sie durch eine dichtere Punktierung des Gebietes als dies im übrigen Bereich der Zone III der Fall ist ausgewiesen. Auch seltener Neutrophyten wie z. B. *Xanthoria candelaria*, *Xanthoria lobulata* und *Xanthoria polycarpa*, *Physcia aipolia*, *Physcia tribacia* oder *Physconia muscigena* u. ä. wurden nur in dieser Neutrophytenzone gefunden.

In ihrer Zusammensetzung erinnert diese Zone stark an die Flechtenvegetation in der Nähe von Kalkwerken (vgl. JÜRGING, 1975; »Kalkwerkzone«; GOPPEL, 1976).

Nur an einer kleinen Stelle des Stadtkerns scheint sich nach Ansicht des Verfassers eine Zone IV ausgebildet zu haben (allerdings ist diese Zone nur durch sehr wenige Stationen abgesichert). Sie umfaßt das Gebiet, in dem sich die Post, Stadtparkasse und Landpolizeistation der Stadt Laufen befinden.

Kennzeichnend für diese Zone ist, daß sie an der tiefsten Stelle der Stadt auftritt. Die Westwitterung wird durch eng zusammengebaute Häuserreihen abgehalten. Die wenigen Bäume, die sich in diesem Stadtteil befinden, können die Luftfeuchtigkeit dieses Gebietes kaum erhöhen, da ihr Wurzelwerk häufig von einer Teerdecke weitgehend abgedeckt ist (z. B. an der Post). Die Luftfeuchtigkeitswerte sind in diesem Gebiet also vermutlich vergleichsweise niedrig.

Gleichzeitig ist in dieser Zone aber ein hohes Verkehrs- und Staubaufkommen zu verzeichnen. Als Emissionsquelle für SO₂ ist dort in erster Linie der Hausbrand zu nennen. Aufgrund der dichteren Bebauung dürften die Immissionswerte hier höher liegen als in den locker bebauten Stadtrandgebieten. Industrielle SO₂-Emittenten kommen in Laufen nicht vor.

Die Flechten besitzen in dieser Zone IV deutlich niedrigere Deckungs-, Vitalitäts- und Stetigkeitswerte als in Zone III oder II. Die Azidophyten wie z. B. *Hypogymnia physodes* kümmern in diesem Gebiet ebenso dahin wie die Mesophyten *Parmelia tiliacea* oder *Parmelia sulcata*. Viele der empfindlicheren Flechten kommen überhaupt nicht mehr vor. Nur die relativ toxtoleranten Neutrophyten (hohe Pufferkapazität) genießen noch ein besseres Dasein. So findet man z. B. noch recht gut entwickelt *Physcia orbicularis*; *Xanthoria parietina* und *Physcia adscendens* zeigen dagegen auch schon deutliche

Wachstumseinbußen durch ungünstigere Umweltbedingungen.

Eine flechtenfreie Zone V, wie sie in Salzburg vorkommt, gibt es in Laufen offensichtlich nicht.

4.2.4 Interpretation der Flechtenzonierung Diskussion der Ergebnisse

Das Flechtenvorkommen in einem Stadtgebiet ist von zahlreichen Standortfaktoren biotischer und abiotischer Natur abhängig (vgl. BARKMANN, 1958). Um eine möglichst eindeutige Aussage über die Bedeutung der Flechtenzonen in Laufen machen zu können, wurden nur solche Stationen für eine Flechtenuntersuchung zugelassen, die bestimmte, vorher festgelegte Standortbedingungen erfüllen konnten. Auf diese Weise wurden viele Ökofaktoren, die eine Interpretation nur zusätzlich erschwert hätten, von vornherein weitgehend ausgeschlossen. Andere Ökofaktoren wiederum, die nur eine lokale Veränderung des Flechtenwachstums hervorrufen konnten, fielen bei einer großflächigen Betrachtungsweise des Flechtenvorkommens heraus.

Bei der Bewertung der Flechtenzonen werden nur folgende Faktoren zu berücksichtigen sein:

1. die Flächennutzung und das damit verbundene Stadtklima (Mikroklima);
2. das Großraumklima (Makro- und Mesoklima);
3. die geographische Lage und edaphischen Verhältnisse;
4. die Immissionsverhältnisse aus Hausbrand, Verkehr und Industrie.

Eine einigermaßen befriedigende Aussage über die Ursachen des Flechtenvorkommens gelang natürlich nur dort, wo auch genügend geeignete Bäume für eine Untersuchung zur Verfügung standen (bes. Zone I und II). Betrachtet man die Stationenkarte (Abb. 3/4), so läßt sich leicht feststellen, daß dies nicht immer der Fall war. War schon die Abgrenzung der einzelnen Zonen deshalb sehr schwierig, (z. B. bei der Zone IV oder an vielen Stellen der baumarmen Zone III), so kann sich erst recht eine Aussage über die Luftqualität in diesem Raum oft nur auf Spekulationen stützen, die einer physikalischen Nachmessung oder Überprüfung durch Flechtenexplantate bedürften (vgl. SCHÖNBECK, 1969).

In der vorliegenden Arbeit wurde eine geographische Karte ausgearbeitet, die die vorwiegende Flächennutzung des Untersuchungsgebietes ausweist (vgl. Abb. 1+2). Vergleicht man damit die Zonenkarte (Abb. 32+33), so läßt sich feststellen, daß die Zonen I und II weitgehend durch das Meso- und Makroklima, diese wiederum durch die geographische Lage und Flächennutzung beeinflusst werden. Wie schon ausführlich dargestellt, liegen alle Zonen I deckungsgleich mit zusammenhängenden Wald- oder Moorflächen. Die hohe Luftfeuchtigkeit in Verbindung mit den hohen Niederschlägen des Salzburger und Berchtesgadener Landes mögen also wohl die Ursache der starken Zonenausprägung sein. Eventuell auch hier auftretende Luftverunreinigungen, z. B. aus Richtung Burghausen, könnten dadurch in ihrer Wirkung auf das Flechtenwachstum aufgehoben worden sein, so daß sie mit dieser Untersuchungsmethode nicht meßbar sind. Auch die Zone II entlang der Salzach ist wohl eindeutig auf den Feuchtigkeitseinfluß des Flusses und den freien Witterungszug von Westen zurückzuführen. Ohne die sich daraus ergebende hohe Luftfeuchtigkeit wäre dieses Gebiet sicherlich mancherorts der Zone III zuzurechnen. Es ist also durchaus möglich, daß die Zonen I und II bessere Luftverhältnisse vortäuschen als dies tatsächlich der Fall ist. Ähnliche Feststellungen macht auch TÜRK in Salz-

burg. Allerdings würde es sich in diesem Fall in aller Regel nur um eine tatsächliche Verschlechterung von einer Zonenstufe handeln.

Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Emissionslage und Flechtenvorkommen besteht dagegen bei Zone III. Die Ausprägung dieser Zone läßt z. B. klare Aussagen über den Grad der landwirtschaftlichen Nutzung und die Verkehrsdichte in einem Gebiet zu: So erkennt man z. B. deutlich, daß das Haarmos trotz seiner Schutzwürdigkeit häufig von landwirtschaftlichen Fahrzeugen durchfahren wird (häufiger vielleicht, als es dieses Gebiet verkraften kann). Andernfalls wäre sonst seine ausgeprägte Neutrophytenflora an verschiedenen Stellen nicht erklärlich.

Weiter wird durch die Zonenkarte erkennbar, daß Abtsdorf, Leobendorf und andere Ortschaften Oberzentren landwirtschaftlicher Tätigkeit darstellen.

Außerdem läßt sich ableiten, daß sich die Verkehrsdichte im Zentrum von Laufen auf die drei Ausfallstraßen, die Bahnhofstraße und den Schloßplatz konzentriert.

Flechtenuntersuchungen in der Nähe des Sportplatzes an der Freilassing Straße lassen außerdem den Schluß zu, daß sich der Verkehrstaub in einer baumarmen Gegend noch 30 m von der Straße entfernt am veränderten Flechtenwachstum feststellen läßt. Der Sportplatz liegt also zu 2/3 in der Neutrophytenzone; die gasförmigen Autoabgase dürften sich noch weiter ausbreiten.

Die Ausprägung der Zone IV dagegen ist wohl, sofern sie überhaupt als statistisch abgesichert betrachtet werden kann, weitgehend kleinklimatisch bedingt. Das Areal ist zu klein, als daß hier andere Luftverhältnisse vorliegen könnten als in Zone III. Die geringe Luftfeuchtigkeit, bedingt durch die oben dargestellte Bebauungssituation, dürfte vorwiegend die Ursache des verminderten Flechtenwachstums sein.

Welche Luftverhältnisse im Altstadtkern vorliegen, kann nicht festgestellt werden, da sich dort nur sehr wenige Bäume befinden.

Schlußfolgerung

1. Erfreulicherweise liegen noch weite Teile des Umlandes und die höher gelegenen Wohngebiete (Abtain, Burgfeld, Steinbach, Arbsbichl) in Zonen mit relativ geringer Luftbelastung. Auch die Wanderwege in der Salzach-Au zählen dazu.

2. Die Luft im Stadtgebiet von Laufen wird hauptsächlich durch Feld- und Verkehrstäube belastet. Als Ursache ist die Lage an der B 20 und die intensive landwirtschaftliche Nutzung des Umlandes anzusehen. Ein oft nur mäßiger Baumbestand in diesen betroffenen Gebieten kann die Situation nicht verbessern. Es ist vielmehr zu befürchten, daß durch Straßenbau und intensive Feldnutzung weitere Bäume weichen müssen.

Nach Messungen des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz in Regensburg und einem Vergleich der Zonierungen mit denen in Laufen zu schließen, dürfte die Staubbelastung an verkehrsreichen Straßen in Laufen ebenfalls zwischen 0,1 – 0,2 mg Staub/m³ liegen (vgl. DITTMANN, 1982; GOPPEL, 1976).

3. Aufgrund einer fehlenden Zone V und der Existenz einer sehr wenig aussagefähigen Zone IV kann man den Schluß ziehen, daß das Stadtgebiet von Laufen nur eine geringe Schadstoffbelastung durch SO₂ und andere saure Abgase besitzen muß, denn selbst an ungünstigsten Standorten findet man noch Flechten. Die Luftsituation sieht sicherlich etwas schlechter aus als die Flechtenzonierung es vortäuscht (begünstigender Ein-

fluß der Salzach auf das Flechtenwachstum). Luftverhältnisse wie sie in Zone V einer Großstadt wie Salzburg vorkommen, liegen jedoch sicherlich nicht vor.

Aufgrund physikalisch-chemischer Messungen in einer Großstadt konnten HAWKSWORTH und ROSE, 1970 den einzelnen Flechtenzonen verschiedene SO₂-Werte zuordnen (aus MUDD und KOZLOWSKI, 1975):

Zone I	<0,01 ppm SO ₂
Zone II	0,01 – 0,02 ppm SO ₂
Zone III	0,02 – 0,03 ppm SO ₂
Zone IV	0,03 – 0,06 ppm SO ₂
Zone V	>0,06 ppm SO ₂

Dementsprechend dürfte die SO₂-Belastung im Jahresmittel in Laufen zwischen 0,01 und 0,03 ppm maximal 2 liegen.

4. Die Salzachnähe und die reichliche Bewaldung des Umlandes wirken sich günstig auf das Stadtklima aus (höhere Luftfeuchtigkeit, Staubbindung, »Staubsaugereffekt«). Überall dort, wo es an Bäumen und Feuchtigkeit mangelt, verschlechtert sich dagegen das Stadtklima offensichtlich. Dies hat sicherlich auch Folgen für die Gesundheit der Menschen, die dort leben.

5. Ein Einfluß der Chemiewerke in Burghausen auf die Luftqualität in Laufen ist mittels einer Flechtenkartierung nicht feststellbar.

4.2.5 Flechtenzonierung und Waldsterben im Stadtgebiet von Laufen

Im Lebenau-Forstgarten und in dem Waldstück nordöstlich des Abtsdorfer Sees wurde auch stichprobenartig der Gesundheitszustand der Fichten und Tannen untersucht. Es wurden Stellen ausgesucht, an denen die Nadelbäume idealen Flechtenbewuchs von Hypogymnia physodes zeigten, mit bis zu 60 % Deckung und Vitalität 1; dies entspricht der Zone I. Die untersuchten Tannen in diesen Gebieten waren durchschnittlich bis zu 80 % geschädigt (Schädigungsstufe 2); die Fichten durchschnittlich zu 50 % erkrankt (Schädigungsstufe 1-2).

Geht man davon aus, daß die Flechtenzonen ein Spiegel der Luftqualität sind, dann ist die Normalzone ein Gebiet mit vergleichsweise guter Luft. Selbst wenn man annimmt, daß die Feuchtigkeit das Wachstum der Flechten in der Zone stärker fördert als man anhand der Luftqualität erwarten könnte, kann die Luftsituation in der Regel nicht schlechter sein als in Zone II.

Nach HAWKSWORTH und ROSE, 1970, entspricht dies einer SO₂-Konzentration im Jahresmittel von höchstens 0,01 – 0,02 ppm.

Unter obiger Annahme liegt die Vermutung nahe, daß das Waldsterben in erster Linie **nicht** auf eine überstarke SO₂-Belastung (»saurer Regen«) zurückzuführen sei. Zumindest wäre demnach eine monokausale Wirkbeziehung von SO₂ auszuschließen. Andernfalls wären auch die Flechten deutlich geschädigt, was aber nicht der Fall ist.

Zu einem ähnlichen Ergebnis kommen mittlerweile auch viele andere Biologen, die bereits entsprechende Beobachtungen gemacht haben (pers. Gespräche mit O. LANGE, Würzburg, im Jan. 1984 sowie Kurzmittteilung der LANDESANSTALT f. IMMISSIONSSCHUTZ d. Landes Nordrhein-Westfalen; Info 20; 1983).

Genauere Untersuchungen müßten jedoch diesem Zusammenhang noch weiter auf den Grund gehen.

4.2.6 Zonenvergleich Laufen – Salzburg

Die Zonierung in beiden Städten ist durchaus miteinander vergleichbar, da den dortigen Arbeiten m. E. ähnliche Methoden zugrunde liegen. Man kann deshalb folgendes feststellen:

Im Gegensatz zu Laufen findet man in Salzburg eine deutliche Zone IV und V. Dies liegt nahe, da es sich bei Salzburg bekanntlich um eine erheblich größere Stadt handelt (mit mehr Industrie, Hausbrand und Verkehr und häufigeren Inversionslagen als in Laufen (?)).

Laufen ist eine Stadt, die noch stark von der Landwirtschaft geprägt ist. Dementsprechend stark vertreten ist auch die »Neutrophytenzone«. In Salzburg wurde zwar auch eine deutliche Zone III ausgewiesen, doch der Artenreichtum in diesem Gebiet ist nicht so hoch, die Deckung der Flechten häufig niedriger als in Laufen (sieht man einmal von den Bäumen ab, die von Natur aus eine Neutrophytenflora begünstigen: *Salix* (Weide), *Populus* (Pappel) und *Aesculus* (Kastanie)).

Zur Frage der Staubbelastung im Stadtgebiet von Salzburg nimmt die Arbeit von TÜRK nicht Stellung, so daß damit in diesem Punkt ein Vergleich mit Laufen nur schwer möglich ist.

Der positive Einfluß der Salzach und der Bäume auf das Stadtklima macht sich offensichtlich in beiden Städten deutlich bemerkbar. Auch in Salzburg dringt eine Zone II, von Süden her kommend entlang der Salzach, weit in das Stadtgebiet vor.

Eine Zone I findet man in der Umgebung von Salzburg im Gegensatz zu Laufen nicht. Dies mag wohl damit zusammenhängen, daß die Umgebung von Salzburg stärker bebaut und waldärmer ist als das Umland von Laufen. Auch eine stärkere Industrialisierung kann die Ursache für das Ausbleiben sein.

Insgesamt gesehen dürfte wohl die Stadt Laufen im Vergleich mit Salzburg die günstigere Luftsituation aufweisen.

5. Zusammenfassung

1. In der vorliegenden Arbeit wird das Vorkommen von 67 Flechtenarten auf Rinde im Stadtgebiet von Laufen beschrieben, in Verbreitungskarten dargestellt und mit den Ergebnissen aus einer ähnlichen Arbeit in Salzburg (TÜRK et al. 1982) verglichen: Aufgrund des stärkeren Einflusses der Landwirtschaft überwiegen in Laufen etwas die Neutrophyten in Anzahl und Deckung, während die Großstadt Salzburg eher das Wachstum der Azidophyten begünstigt. Im allgemeinen entsprechen sich aber die Artenlisten weitgehend. Dies legt den Schluß nahe, daß die Artencharakteristik in einem Gebiet vorwiegend klimatisch-geographisch bestimmt ist, während Stadtklima und Luftverschmutzung eher die Vitalität, Stetigkeit und Deckung der Flechten beeinflussen dürfte.

2. Im zweiten Teil der Arbeit wird das gesamte Flechtenvorkommen von Laufen in einer Flechtenzonenkarte zusammengefaßt: Insgesamt findet man im Stadtgebiet von Laufen vier verschiedene Zonen:

Zone I und II sind im Umland von Laufen noch weit verbreitet; ihre Ausprägung ist wahrscheinlich in erster Linie auf das Klima, die zahlreichen Wälder und Feuchtgebiete in einer industriearmen Gegend zurückzuführen.

Das allgemeine Verkehrsaufkommen und die Landwirtschaft sind als Verursacher der Zone III anzusehen.

Nicht nur weite Teile des Grünlandes gehören dazu, sondern auch die Kerngebiete der Stadt Laufen selbst (z. B. Altstadt, Schloßplatz usw.). Die besonders starke Neutrophytenvegetation entlang der stark befahrenen Ausfallstraßen und in größeren Ortschaften veranlaßt den Verfasser, diese Gebiete als »Neutrophytenzone« zu bezeichnen. Sie stellt eine Spezialzone der Zone III dar. Als Ursache für das massierte Auftreten dieser speziellen Flechtenarten wird der dort häufig auftretende Straßenaufstaub angesehen.

Eine kleine Zone IV im Stadtkern ist weniger auf schlechte Luftverhältnisse sondern eher auf ein ungünstiges Mikroklima zurückzuführen.

Im Gegensatz zu Salzburg tritt eine Zone V in Laufen nicht auf.

3. Aus physikalischen Messungen in Flechtenzonen anderer Städte kann geschlossen werden, daß die SO₂-Belastung in Laufen im Jahresmittel vermutlich zwischen 0,01 und 0,03 ppm maximal liegen muß. Die Staubbelastung in der »Neutrophytenzone« dürfte sich nach groben Schätzungen auf 0,1–0,2 mg/m³ belaufen.

4. Ein Einfluß der Chemiewerke/Burghausen auf die Luftqualität in Laufen ist mit dem beschriebenen Verfahren nicht feststellbar.

5. Bei der Auswertung der Flechtenzonen wird auch die besondere Rolle der Bäume als Luftfilter und Feuchtigkeitsspender in einem Stadtgebiet erkennbar.

Ebenso wird in der besonderen Ausprägung der Zonen auch der positive Einfluß der Salzach auf das Stadtklima deutlich.

6. Bei einer stichprobenartigen Untersuchung des Waldsterbens in der Umgebung von Laufen wird festgestellt, daß sich diese kranken Bäume in Zone I (= Normalzone, Zone mit relativ unbelasteter Luft) befinden. Vermutungen, daß SO₂ nicht der Hauptverursacher des Waldsterbens sein könnte, werden angestellt.

7. Aus einem Vergleich der Flechtenzonen in Laufen mit jenen in Salzburg ergibt sich, daß die Stadt Laufen erfreulicherweise die günstigere Luftsituation aufzuweisen hat.

Summary

1. This paper sets out to describe the presence of 67 lichen species that exist on tree bark in the urban area of Laufen. This is illustrated on distribution maps and compared with the results of a similar study conducted in Salzburg (TÜRK et al. 1982): owing to the greater influence exercised by agriculture in Laufen, the neutrophyte species predominate as regards numbers and spread, whereas the city character of Salzburg tends more to favour the growth of acidophytes. By and large, however, the records kept of the species in both environments reveal general conformity. This would appear to suggest that the characteristics of the species in a rural area are chiefly determined by local climate, where as urban climate and air pollution tend to affect aspects of vitality, consistency and spread of lichen.

2. The second part of the study summarizes the overall presence of lichen recorded on a zonal map. In all, the urban area of Laufen may be divided up into four different zones as follows: *Zones I and II* are still widespread in the area surrounding Laufen; their predominance is probably attributed in the main to the climate, the numerous woodland and water stretches and the nigh absence of industry.

The general rise in traffic density combined with the effects of agriculture may be looked upon as being the determinants of *Zone III*. This not only comprises expansive areas of pasture ground, but also the town centre of Laufen itself (e. g. old part of the town, the castle square etc.). The predominance of neutrophyt vegetation along the much-frequented arterial roads and more sizable localities has led to the writer referring to these areas as forming a »neutrophyte zone«, this representing a special segment of *Zone III*. The reason for the overwhelming abundance of this specific lichen species may be ascribed to the road dust that frequently accumulates in that zone. The existence of a small *Zone IV* in the town centre may be attributed more to the unfavourable micro climate than to the effects of air pollution.

Unlike Salzburg, no *Zone V* is present in Laufen.

3. From physical measurements conducted in lichen zones of other towns it may be concluded that the SO₂ pollution in Laufen amounts to somewhere in the region of .01 to a maximum of .03 ppm. Dust pollution within the »neutrophyte zone« may be roughly estimated at .1 – .2 mg/cbm.

4. Applying the method described it cannot be ascertained as to whether the chemical plant situated in Burghausen exercises an influence on the quality of the air in Laufen.

5. Evaluation of the lichen zones also focuses on the special function of trees as air filters and moisturizers in an urban area.

The positive influence of the Salzach River on the urban climate likewise becomes apparent in the characteristic make-up of the zones.

6. Random investigation of decaying forest and woodland stretches in the area surrounding Laufen has shown that the trees thus effected are to be found located in *Zone I* (= normal zone in which the air reveals a relatively low degree of air pollution). There are assumptions of SO₂ not possibly being the principal cause of forest decay.

7. A comparison involving the lichen zones in Laufen with those in Salzburg indicates that Laufen is able to lay claim to possessing the more favourable air status.

6. Literatur

AKADEMIE f. NATURSCHUTZ u. LANDESPFLEGE (1983):

Informationen 1; Laufen

BARKMANN, J. J. (1958):

Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. 628 S.; Assen

BESCHEL, R. V. (1958):

Flechtenvereine der Städte; Stadtflechten und ihr Wachstum. Ber. nat. med. Ver. Innsbruck. 52: 1 – 158; Innsbruck

DITTMANN, Ch. (1982):

Regensburg, Stadtklima und Luftverschmutzung. Acta Albert. Ratisbon. 41: 1 – 336; Regensburg

DJALALI, B. et. al. (1974):

Flechtenkartierung und Transplantatuntersuchungen im Stadtgebiet von Stuttgart. Verh. Ges. Ökologie: 41 3 – 41 9; Saarbrücken

GOPPEL, Ch. (1976):

Verbreitung und Ökologie von Rindenflechten im Stadtgebiet von Regensburg – Ihr Zeigerwert für Stadtklima und Luftverschmutzung. Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. 35: 5 – 102; Regensburg

HAWKSWORTH, D. L. and ROSE, F. (1970):

Qualitative scale for estimating sulfur dioxide pollution in England and Wales using epiphytic lichens. Nature London. 227: 148 S., London

JÜRGING, P. (1975):

Epiphytische Flechten als Bioindikatoren der Luftverunreinigung. Bibliotheca Lichenologica. 4: 1 – 174; Lehre

KILIAS, H. (1974):

Die epiphytische Flechtenvegetation im Stadtgebiet von Erlangen. Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. 33: 99 – 170; Regensburg

LANDESAMT f. UMWELTSCHUTZ, Bayer. (1975):

Lufthygienischer Jahresberichte. Schriftenreihe Luftreinhaltung; München

LANDESANSTALT f. IMMISSIONSSCHUTZ d. L.

NORDRHEIN-WESTFALEN (1982):

Waldschäden durch Ozon? Kurzinfor Nr. 20; Essen

LANDESVERMESSUNGSAMT, Bayer. (1979):

Topographische Karte von Laufen. L 8142. München

MUDD, J. B. and KOLZLOWSKI (1975):

Responses of Plants to Airpollution. Academic Press; New York – San Francisco – London

RITSCHEL, G. (1977):

Verbreitung und Soziologie epiphytischer Flechten in Nordwestbayern. Bibliotheca Lichenologica. 7: 1 – 191; Vaduz

RUDOLF, E. (1982):

Erfassung der Immissionsbelastung ländlicher Ökosysteme, Laufener Seminarbeiträge 2/82: 54 – 61, Laufen

SCHÖNBECK, H. (1969):

Eine Methode zur Erfassung der biolog. Wirkung von Luftverunreinigungen durch transplantierte Flechten. Staub- und Reinhaltung der Luft. 29: 14 – 18

TÜRK, R. und ZIEGELBERGER, G. (1982):

Die Luftqualität im Stadtgebiet von Salzburg – dargestellt anhand der Verbreitung epiphytischer Flechten. Amt der Salzburger Landesr. Schriftenreihe Luftgüteuntersuchung: 78 – 141; Salzburg

WETTERAMT MÜNCHEN (o. J.):

Niederschlagswerte Bayern. Darin ehemaliger Lkr. Laufen, München

WIRTH, V. (1980):

Flechtenflora. Ökolog. Kennz. u. Best. d. Flechten Südwestdeutschlands und angrenzender Gebiete. UTB 1062: 1 – 552; Stuttgart

Anschrift des Verfassers:

Christoph Goppel, Akad. Rat
Institut für Didaktik d. Biologie
Universität Regensburg
Universitätsstraße 31
8400 Regensburg

Untersuchung zur Frage der Bestandsgefährdung des Igels (*Erinaceus europaeus*) in Bayern

Ber. ANL | 8 | 22—6
Dez. 1984

Abschlußbericht

Joachim Esser

Inhaltsverzeichnis

1. Problemtier Igel
2. Entwicklung der Kenntnisse und Stand der Literatur über den Igel
3. Systematik und Verbreitung der Gattung *Erinaceus* in Europa
4. Untersuchungsmethoden
 - 4.1. Markierung
 - 4.1.1. Farbe
 - 4.1.2. Ringe
 - 4.1.3. Numerierte Kunstharzblöcke
 - 4.1.4. Abschneiden von Stacheln
 - 4.1.5. Ohrmarken
 4. 2. Telemetrie
 4. 3. Fang
 4. 4. Biotopwahl
 4. 5. Wohngebiete
 4. 6. Ermittlung des Nahrungsangebots
 4. 7. Straßensterblichkeit
 4. 8. Fragebogen
 4. 9. Ausgesetzte Igel
 - 4.10. Parasiten
5. Untersuchungsgebiete
6. Ergebnisse
 - 6.1. Die Population
 - 6.1.1. Geschlechterverhältnis
 - 6.1.2. Fortpflanzung
 - 6.1.2.1. Jahreszeit
 - 6.1.2.2. Wurfgröße, Wurfzahl und Selbständigwerden der Jungen
 - 6.1.2.3. Gewichtsentwicklung
 - 6.1.2.4. Sterblichkeit
 - 6.1.2.4.1. Juvenile Igel
 - 6.1.2.4.2. Adulte Igel
 - 6.1.2.5. Verteilung und Abwanderung
 - 6.1.2.6. Dichte
 - 6.2. Wohngebiete
 - 6.2.1. Größe
 - 6.2.2. Standorttreue
 - 6.2.3. Territorialität
 - 6.3. Lebensraumnutzung
 - 6.4. Lebensraumnutzung und Nahrungsangebot
 - 6.5. Winterschlaf
 - 6.6. Aktivität
 - 6.7. Potentielle Gefährdungsursachen
 - 6.7.1. Umweltgifte
 - 6.7.2. Biotopzerstörung
 - 6.7.3. Straßenverkehr
 - 6.7.4. Parasiten
 - 6.7.5. Natürliche Feinde
 - 6.8. Problem der Überwinterung von Igel in Menschenobhut
 - 6.9. Status des Igels in Bayern

7. Schutzmaßnahmen

- 7.1. Direkte Schutzmaßnahmen
- 7.2. Indirekte Schutzmaßnahmen

8. Schlußfolgerungen für den Igelschutz

9. Zusammenfassung

10. Literaturverzeichnis

Um eine Überprüfung des gegenwärtigen Status des Igels zu ermöglichen, erhielt die Generaldirektion der Staatlichen Naturwissenschaftlichen Sammlungen Bayerns vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen den Auftrag, eine ökologische Studie mit dem Titel »Untersuchung zur Frage der Bestandsgefährdung des Igels in Bayern« durchzuführen. Die Generaldirektion hat dem Autor dieses Berichtes die Forschungsarbeit übertragen. Die Arbeit wurde in der Zeit vom 1. Mai 1979 bis 31. März 1983 durchgeführt.

Danksagungen

Diese Arbeit hätte in der vorliegenden Form ohne die Mithilfe folgender Personen nicht durchgeführt werden können:

Prof. Dr. W. Engelhardt, Generaldirektor der Staatlichen Naturwissenschaftlichen Sammlungen, sei für den Arbeitsauftrag sowie für die laufende fachliche Unterstützung gedankt. Dr. E. J. Fittkau, Direktor der Zoologischen Staatssammlung München, hat mir in seinem ohnehin schon »überbelegtem« Haus einen Arbeitsplatz geschaffen sowie mir sämtliche dortigen Einrichtungen zur Verfügung gestellt. Ihm sei an dieser Stelle herzlich gedankt.

Dr. J. Reichholf, Zoologische Staatssammlung München, hat mir in vielen Diskussionen wertvolle Hinweise und Ratschläge gegeben. Besonders wertvoll sind seine Daten über die Straßensterblichkeit des Igels, die er für die Arbeit zur Verfügung gestellt hat und die teilweise bereits veröffentlicht sind. Dr. J. Bauchhens, Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau München sowie seine Mitarbeiterinnen sind bei den bodenzoologischen Untersuchungen und deren Auswertung immer mit Rat und Tat zur Verfügung gestanden. Dies trifft in ganz besonderem Maße für die Analyse der Regenwurmproben zu, die von Frl. S. Herr durchgeführt wurden. Weiterer Dank sei an die Direktoren des Botanischen Gartens sowie des Nymphenburger Parkes gerichtet, die die Durchführung eines Großteils der Arbeiten auf ihrem Gelände ermöglichten. Herr H. Köppel hat wesentlich zum Gelingen der telemetrischen Arbeiten beigetragen. Dies gilt besonders für 1981, als in zwei verschiedenen Gebieten bis zu 18 verschiedene Igel telemetriert worden sind.

Den Herren H. N. Dirscherl und G. Hunold danke ich für Ihre Mitarbeit bei der Fangaktion.

Die Kreisgruppen Mühldorf und Altötting des Bundes Naturschutz in Bayern e. V. unter der Leitung von Herrn S. Steinberger und Herrn Dr. Fenske sowie die Jugendgruppe des Technischen Hilfswerks Mühldorf haben entscheidend beim Aufbau der Igel-schutzzäune in Mühldorf/Inn und Teising mitge-wirkt.

Allen anderen Personen, die an der Durchführung dieser Arbeit beteiligt gewesen sind, sei an dieser Stelle ebenfalls Dank gesagt.

1. Problemtier Igel

Der Igel (*Erinaceus europaeus*) gehört sicher zu den bekanntesten heimischen Säugetieren. Das be-ruht auf seiner engen Bindung an die Wohngebiete des Menschen und auf seinem ungewöhnlichen Stachelkleid. Dieser Jahrmillionen alten Tierart genü-gten die Stacheln bis in die allerjüngste Zeit als wirksamer Schutz vor Feinden. Igel laufen daher auch vor dem Menschen nicht davon, sondern rollen sich bei vermeintlicher Gefahr zur Stachelkugel zusammen. Dieses Verhalten wenden sie dann beim Herannahen eines Autos an, wenn sie Straßen überqueren oder zur Nahrungsaufnahme aufsuchen. Gegen die Räder des Fahrzeugs ist es natürlich nutzlos. Eine sehr hohe Straßenverlustquote ergibt sich daraus und wirft zu-sammen mit anderen Veränderungen im Lebens-raum des Igels die Frage auf, ob diese hohen Verluste die Bestände gefährden.

Die Gefährdung halten verschiedene, im Tierschutz aktive Personenkreise als durchaus wahrscheinlich oder bereits für gegeben. Sie führen dazu folgende Argumente an:

- die Straßenverluste an Igeln hätten in den letzten Jahren ständig zugenommen;
- die großflächige Zerstörung von Igel-Lebensräu-men habe die Verbreitung dieser Art stark einge-engt und inselartig aufgesplittert;
- der Parasitenbefall sei in den letzten Jahrzehnten erheblich angestiegen und bedrohe allein schon den Fortbestand der Art;
- Umweltgifte würden die Nahrungsgrundlage des Igels schädigen oder vergiften.

Es ist die Aufgabe der hier vorgelegten Studie, die damit zusammenhängenden Fragen zu untersuchen und im gegebenen Rahmen von Zeit und Mitteln so weit wie möglich zu klären. Hierzu wurden schwer-punktmäßig folgende Aspekte der Biologie des Igels mit feldbiologischen Methoden untersucht:

- das Raum-Zeit-Verhalten;
- die Struktur und die Dynamik der Igelbestände unter unterschiedlichen Lebensbedingungen;
- die Verlustursachen, die zu einer Bestandsgefä-hrdung führen können; insbesondere die Verluste durch den Straßenverkehr, die Belastung der Be-stände durch Umweltgifte und Lebensraumver-lust;
- das Verhalten von Igeln, die nach Überwinterung in Obhut des Menschen wieder in Freiheit entlas-sen wurden und ihr Schicksal;
- die allgemeine Bestandssituation des Igels in Bay-ern.

Aus diesen Untersuchungen wird eine Bilanz der ge-genwärtigen Lage des Igels in Bayern zu ziehen ver-sucht. Sie bildet die Grundlage für die Vorschläge zum Schutz dieser Art und für die Beurteilung bishe-riger Anstrengungen zur Erhaltung des Igels.

2. Entwicklung der Kenntnisse und Stand der Lite-ratur über den Igel

Bereits aus dem Altertum liegen Beschreibungen von morphologischen und physiologischen Eigen-schaften des Igels von Plinius und Plutach vor. Die ei-gentliche biologische Fachliteratur über den Igel be-ginnt jedoch gegen Ende des 19. und zu Anfang des 20. Jahrhunderts. Es handelt sich hier fast ausschließ-lich um morphologische Beschreibungen, Ausführ-ungen zur Verbreitung, Systematik und um Beob-achtungen an Igeln in Gefangenschaft. Auffallend häufig wird die Frage erörtert, meistens an Einzelfäl-len, ob der Igel als Schädling anzusehen sei oder nicht.

Ab etwa 1925 beschäftigen sich einige Autoren in-tensiver mit dem Problem des Winterschlafes sowie allgemeinen und speziellen physiologischen Fragen (DEANESLY, 1934; ALLANSON, 1934; ZON-DECK, 1924; GOEBBELS, 1926; HERTER, 1932). Davon ausgehend unternahm der Finne SUOMALAINEN zusammen mit seinen Schülern bis in die 70er-Jahre intensive Untersuchungen über zahlreiche Aspekte der Physiologie des Igels. Weite-re physiologisch orientierte Arbeiten publizierten z. B. WERNER et al., 1980; WENZEL et al., 1977; MERKER et al., 1976; SABOUREAU et al., 1979; FAURE, 1975; SMITS-VIS, 1962). Eine Vielzahl von wichtigen Arbeiten über den Igel schrieb der deutsche Zoologe Prof. K. HERTER. An dieser Stel-le sei besonders seine 1938 erschienene Igel-Mono-graphie genannt.

Ab etwa 1950 befassen sich detailliertere Arbeiten auch mit dem Verhalten von Igeln. Sie wurden je-doch an in Gefangenschaft gehaltenen Igeln durchge-führt (LINDEMANN, 1951; PODUSCHKA, 1969). Am Anfang der Veröffentlichungen über freielebende Igel standen Untersuchungen zur Verkehrs-oppferate (DAVIES, 1957; BROCKIE, 1959; HODSON, 1966; HANSEN, 1969; etc.). Diese zo-gen dann mehr oder weniger intensive Untersuch-ungen des Verhaltens im Freiland nach sich, von denen einige auch an den in Neuseeland eingebürgerten eu-ropeäischen Igeln (WODZICKI, 1950) durchgeführt wurden (BROCKIE, 1975; PARKES, 1975; PAR-KES et al., 1977; CAMPBELL, 1973; GOERANS-SON et al., 1976, KRISTIANSSON et al., 1977; MORRIS, 1973, 1977).

Gegenwärtig laufen in mehreren europäischen Län-dern feldbiologische Untersuchungen über den Igel. Veröffentlichte Ergebnisse liegen jedoch erst wenige vor (z. B. REEVE, 1982). In England hatten die Un-tersuchungen das Ziel, das Raum-Zeit-System des Igels näher zu untersuchen (REEVE, 1982). Eine weitere Untersuchung beschäftigt sich mit Nahrungs-ökologie und Energieverbrauch. Diese Arbeit ist je-doch noch nicht abgeschlossen. In Schweden laufen seit längerer Zeit Untersuchungen über popula-tionsdynamische Fragen. Sie sind noch nicht abgesc-hlossen. In der Schweiz wurde 1981 eine umfassende ökologische Studie beendet, von der leider erst we-nige Teile veröffentlicht sind (BERTHOUD, 1978, 1980).

ESER (1982) beschäftigte sich mit dem Fang von Igeln in Fallen sowie der Nutzung unterschiedlicher Biotopie durch den Igel.

Aus dieser kurzen übersichtsmäßigen Darstellung der bisherigen Literatur über den Igel geht eindeutig hervor, daß mehrjährige feldbiologische Untersu-

chungen bisher nicht im notwendigen Umfang vorliegen. Die Frage nach der Gefährdung des Igels wird immer wieder aufgeworfen, doch liegen praktisch keine Untersuchungen mit detaillierten Analysen vor, wie sich die verschiedenen Gefährdungsursachen auf die Igelpopulationen auswirken.

3. Systematik und Verbreitung der Gattung *Erinaceus* in Europa

Der europäische Igel gehört der Familie *Erinaceidae* an, die mit sieben weiteren Familien zu der Ordnung der Insektenfresser (*Insectivora*) gestellt wird. Die Familie *Erinaceidae* wird in zwei Unterfamilien aufgeteilt:

die Rattenigel (*Echinosoricinae*) und die echten Igel (*Erinaceinae*), zu der auch die Gattung *Erinaceus* gehört. Neben der Gattung *Erinaceus* werden in diese Unterfamilie noch vier weitere Gattungen gestellt, (*Aethechinus*, *Hemiechinus*, *Paraechinus*, *Atlerix*), die in Europa, Asien und/oder Afrika verbreitet sind. Die Verbreitung und Systematik der Gattung *Erinaceus* im Mitteleuropa ist lange Gegenstand von Diskussionen gewesen. Durch die Arbeit von WOLF (1976) ist die Frage der Systematik geklärt. Die Autorin konnte nachweisen, daß sich die beiden Arten *E. europaeus* (West- oder Braunbrustigel) und *E. concolor* = *E. roumanicus* (Ost- oder Weißbrustigel) exakt mit Hilfe von Unterscheidungsmerkmalen am Unterkiefer trennen lassen.

Die Verbreitung beider Arten scheint auch weitgehend geklärt zu sein. Problematisch wird die Frage, wenn es sich um Funde handelt, die aus dem Überschneidungsbereich beider Arten stammen, d. h. aus dem Gebiet, in dem sie sympatrisch vorkommen. Beide Arten dehnen ihr gegenwärtiges Verbreitungsgebiet aus, d. h., das sympatrische Vorkommen wird größer (KRATOCHVIL, 1975). Da eine genaue Artbestimmung an lebenden Igel nicht gewährleistet ist, ist das Verbreitungsgebiet innerhalb des Überschneidungsbereichs nicht genau bekannt (HRABE, 1975, 1976). Bastarde kommen nach KRATOCHVIL (1975) nur zufällig vor und verschwinden schnell wieder aus der freien Natur.

- *E. europaeus*
- *E. concolor*
- ▨ wahrscheinliches sympatrisches Vorkommen

— — — Nordgrenze von *E. e.*
 - - - - - Nordgrenze von *E. c.*



Verbreitung von *Erinaceus europaeus* und *Erinaceus concolor* in Europa. Verändert nach HERTER (1938).

Der gegenwärtige Überschneidungsbereich beider Arten läuft durch Niederösterreich (PFITZNER, 1980), die westliche CSSR (KRATOCHVIL, 1975), das westliche Polen (RUPRECHT, 1973) bis zur Ostsee. Eventuell hat sich das Verbreitungsgebiet des Ostigels (*E. concolor*) bereits bis nach Niederbayern und Oberbayern vorgeschoben (NOWAK, 1975). Eindeutig bestätigt ist dies jedoch nicht, da eine Artbestimmung nur an lebenden Individuen vorgenommen wurde.

Westlich des 14. Längengrades kommt in Europa wohl ausschließlich *E. europaeus* vor, während östlich des 18. Längengrades nur *E. concolor* verbreitet ist.

In Skandinavien kommt ausschließlich der Westigel vor. In Finnland und Schweden reicht die Verbreitung des Igels heute bis an das nördliche Ende des Bottnischen Meerbusens; auf der schwedischen Seite jedoch etwa ab Mittelschweden in einem nur sehr schmalen Streifen. KRISTIANSSON (1981) geht davon aus, daß der Mensch durch Aussetzungen mit zur gegenwärtigen Verbreitung in Schweden und Finnland beigetragen hat. Der gleiche Autor geht auch davon aus, daß die gegenwärtige nördliche Verbreitungsgrenze des Igels sich aus klimatischen, verhaltensphysiologischen und fortpflanzungsphysiologischen Gründen nicht wesentlich nach Norden verschieben kann.

Über die Höhenverbreitung des Westigels liegen sehr unterschiedliche Meinungen vor. PFITZNER (1980) gibt 3000 m an, nach HERTER (1938) ist der Igel in den Alpen bis zu 2000 m zu finden. Nach BERTHOUD (1981) ist ein Vorkommen über 1200 m außergewöhnlich.

Neben den beiden *Erinaceus*-Arten kommt in Westeuropa auch noch der Wanderigel (*Aethechinus algirus*) vor, der sein Hauptverbreitungsgebiet in Nordafrika hat. Diese Art ist auf dem europäischen Festland durch Vorkommen an der französischen sowie spanischen Mittelmeerküste vertreten. Auf den Balearen und Malta kommt der Wanderigel ebenfalls vor.

4. Untersuchungsmethoden

Die Beschreibung der bei dieser Arbeit angewandten Methoden soll zumindest teilweise detailliert vorgenommen werden, da zu deren Entwicklung und Durchführung ein ganz erheblicher Zeitaufwand, oft mit Rückschlägen verbunden, erforderlich war.

4.1. Markierung

Im Verlauf der Arbeit wurden mehrere Markierungsmethoden ausprobiert, die teilweise auch schon in der Literatur angegeben sind (REEVE, 1982; HERTER, 1938; CAMPBELL, 1973; BERTHOUD, 1981; KRISTIANSSON und ERLINGE, 1977).

4.1.1. Farbe

Markierungsversuche mit verschiedenen Autolackfarben verliefen unbefriedigend, da die Farben bereits nach kurzer Zeit durch Abrieb verschwunden bzw. unkenntlich waren. Auch nach Entfetten der Stacheln wurden keine Verbesserungen erzielt.

4.1.2. Ringe

Selbstgefertigte nummerierte Ringe aus Aluminiumrohr erwiesen sich für Markierungszwecke als ungeeignet. Die Ringe konnten nur unter großen Schwierigkeiten

rigkeiten angebracht werden und das Wiedererkennen der Ringnummern an zusammengerollten Igel war zu aufwendig.

4.1.3. Numerierte Kunstharzblöcke

Eine weitere Methode zum Markieren bestand darin, daß den Igel ein 1,5 x 1,5 x 0,5 cm großer durchsichtiger Gießharzblock, in den eine Nummer eingegossen war, in die Stacheln geklebt wurde. Ein 0,5 mm starkes 1 x 1 cm großes Aluminiumplättchen wurde mit einer Zahl versehen. Als Einbettmasse wurde ein im Handel erhältliches Gießharz verwendet. Dieser Gießharzblock wurde mit einem Zweikomponenten-Kunstharz in die Stacheln der Igel geklebt. Vorher wurden an entsprechender Stelle die Stacheln etwa einen halben Zentimeter abgeschnitten, so daß die Markierung in etwa auf der gleichen Höhe mit den nicht abgeschnittenen Stacheln zu liegen kam. Das verwendete Kunstharz ist unter dem Namen Araldit samt Härter im Handel erhältlich. Da sich die Stacheln samt Kunstharzblock jedoch nach etwa 3 Monaten abzulösen begannen, wurde auch diese Markierungsmethode wieder verworfen.

4.1.4. Abschneiden von Stacheln

Durch das Abschneiden von Stacheln an verschiedenen Stellen der Oberseite des Igels entsteht ein typisches Muster, das sich gut zu Markierungszwecken eignet. Die Schnittstellen sind mit einer Taschenlampe nachts jedoch oft nur schwer erkennbar. Durch die sehr bewegliche Haut des Igels ist ein eindeutiges Wiedererkennen bestimmter Schnittstellen erschwert, was besonders für zusammengerollte Igel gilt. Aus diesen Gründen wurde diese Form der Markierung immer nur zusammen mit einer anderen verwendet.

4.1.5. Ohrmarken

Die einfachste und schnellste Art der Markierung (trotz anfänglicher Schwierigkeiten) war die Verwendung von nummerierten Ohrmarken, die mit einer Spezialzange angebracht wurden. Da es gelegentlich vorkam, daß die Ohrmarken aus den dünnen Ohrmuscheln aussprangen, wurden beide Ohren mit Marken versehen. Wurde ein Tier wieder gefangen, bei dem eine Ohrmarke fehlte, ist diese sofort durch eine neue ersetzt worden.

Zusammen mit dem Abschneiden von Stacheln stellte das Markieren der Ohrmuscheln eine den Umständen entsprechend gute Methode dar. Optimal ist sie sicher beim Vergleich mit der Markierungsmöglichkeit an anderen Säugern (Halsbänder etc.) nicht. Aufgrund der äußeren Form des Igels, z. B. kein »Hals«, kleine Ohrmuschel, praktisch keine verwertbaren natürlichen äußeren individuellen Merkmale, haben beide während dieser Arbeit gemeinsam benutzten Methoden ihre deutlichen Schwachstellen. Folgende, für felddbiologische Untersuchungen wichtige Kriterien wurden von beiden Methoden jedoch für die Bedingungen, unter denen diese Arbeit gemacht wurde, erfüllt: einfache Handhabung, sofortiges Anbringen am Fangort, leichtes Wiedererkennen und Haltbarkeit.

4.2. Telemetrie

Wichtigstes Hilfsmittel bei der Durchführung dieser Arbeit war eine Telemetrieanlage. Nach reiflicher Prüfung der im Augenblick im Handel befindlichen Geräte wurde ein Empfänger der amerikanischen Firma Wildlife Materials gekauft. Dieser »Falcon Fi-

ve« genannte Empfänger war für eine Frequenz von 150-151 MHz ausgelegt. Der Empfänger wurde mit Lautsprecher geliefert. Er arbeitete 1979 (September bis Oktober) zufriedenstellend. 1980 stellten sich jedoch erhebliche Probleme ein. Das Gerät war nicht wasserdicht! Versuche mit einer Abschirmung schlugen fehl, da diese besonders während des Umherstreifens im dichten Gebüsch immer wieder beschädigt wurde, so daß es praktisch nicht möglich war, das Gerät wasserdicht zu bekommen. Aus diesem Grund mußte der Empfänger 1980 zweimal für mehrere Tage zur Reparatur weggegeben werden. Weitere Probleme traten 1980 mit dem Antennenanschluß auf. Aus diesen genannten Gründen wurden 1981 zwei neue Empfänger einer deutschen Firma in Freiburg gekauft. Diese Empfänger wurden von dem Ingenieur-Büro Burchardt in Ebringen bei Freiburg entwickelt und von der Firma Reichenbach in Freiburg hergestellt. Im Gegensatz zu dem amerikanischen Gerät waren diese mit einem einfachen Kopfhörer ausgerüstet. Sie haben voll zufriedenstellend gearbeitet. Ihre Handhabung war funktioneller und sie waren bei richtiger Handhabung absolut wasserdicht.

Als Antenne wurde eine zusammenlegbare Yagi-Antenne, bestehend aus drei Elementen, benutzt, die ebenfalls von Wildlife Materials geliefert wurde. Im Vergleich zu anderen Antennen wurden mit dieser Richtantenne gute Arbeitsergebnisse erzielt. Um einen besseren und weiteren Empfang der Sendesignale zu erlangen, wurde die Antenne an einem etwa 2 m langen Stock befestigt, so daß sie bei Bedarf mit ausgestrecktem Arm sich etwa 4 m über dem Boden befand. Bei der praktischen Arbeit bedeutete dies oft eine Erschwernis, da es sich z. B. im dichten Gebüsch und Wald mit einer derartigen unhandlichen Vorrichtung oft nur schwierig arbeiten ließ. Diese Nachteile wurden jedoch durch die größere Reichweite sowie die Möglichkeit des exakten Peilens mehr als wettgemacht.

Die bei dieser Arbeit verwendeten Sender wurden von Wildlife Materials geliefert. Es wurden drei verschiedene Sendertypen ausprobiert, die sich in Gewicht, Reichweite und Lebensdauer unterschieden. Die Sender MP-1130-LD und MPC-1110-LD (Bezeichnung nach Wildlife Materials Katalog Nr. 77) erwiesen sich als gut verwendbar. Beide Sendertypen wurden mit 350 mah Quecksilberbatterien versehen. Die Antenne dieser Sender war etwa 20 cm lang. Die Sender wogen 10 und 14 Gramm. Der MP-1130-LD-Sender hatte eine Reichweite von 500-800 m und eine Nenn-Lebensdauer von ungefähr 120 Tagen, der MPC-1110-LD-Sender eine Nenn-Reichweite von 650-1100 m und eine Lebensdauer von ungefähr 100 Tagen. Die Reichweite der Sender lag unter den vorherrschenden Arbeitsbedingungen jedoch wesentlich unter den angegebenen Richtwerten. Ortungen von mehr als 400 m waren äußerst selten. Der Arbeitsbereich lag etwa zwischen 100-200 m. Diese Verringerung der Reichweite ist in erster Linie damit zu erklären, daß die Igel sich ausschließlich direkt auf der Bodenoberfläche bzw. knapp darunter (Nester) aufhalten. Die Nenn-Reichweite wird jedoch mit einem 1 m über der Erdoberfläche befindlichen Sender gemessen. Eine Peilung dauerte etwa 15-20 Minuten. Die Tiere wurden so lange gesucht, bis man sie sehen und falls erforderlich auch untersuchen konnte. Die Peilungen konnten jedoch auch wesentlich länger dauern. Dies war oft im Nymphenburger Park der Fall, wo größere Entfernungen zwischen den

Wohngebieten der einzelnen Igel lagen und, wenn es sich um männliche Tiere handelte, diese oft erheblich längere Strecken zurückgelegt hatten. Unter diesen Umständen konnte eine Peilung bis zu 2 Stunden dauern. Soweit möglich wurde jeder Igel mindestens einmal aufgesucht, da sie in dieser Zeit aktiver sind als in der verbleibenden Zeit des Jahres. 1980 und 1981 wurden in zwei verschiedenen Gebieten Igel telemetriert: 1980 im Botanischen Garten/Nymphenburger Park und Mauern. Die Arbeit in Grafrath wurde jedoch nach etwa 3 Wochen aufgegeben, da eine sinnvolle Arbeit in einem ausgesprochenen Wohngebiet mit Einfamilienhäusern nicht möglich war. Durch meterhohe Zäune, Hecken und sonstige Hindernisse wurde ein einigermaßen kontinuierliches Telemetrieren unmöglich gemacht.

Die telemetrischen Untersuchungen sind sehr arbeitsintensiv und zeitaufwendig gewesen. Diese Zeit mußte jedoch in diese Arbeit investiert werden, damit die Möglichkeiten auch ausgeschöpft werden konnten. 1982 wurde nur noch in einem Gebiet mit telemetrierten Igel gearbeitet, um mehr Zeit für andere Arbeiten, z. B. Fallenfang, zu haben.

Die Sender wurden auf den Igel mit dem oben bereits erwähnten Zweikomponentenkunstharz befestigt. Hierzu wurden die Stacheln auf einer der Größe des Senders entsprechenden Fläche auf etwa halber Länge abgeschnitten. Härter und Harz wurden dann miteinander vermischt. Da diese Mischung sehr dünnflüssig wird, wurde sie mit einem Verdickungsmittel, im Handel unter dem Namen Aerosil erhältlich, soweit eingedickt, daß sie eben noch streichfähig war. Dieses Verfahren wurde notwendig, um zu verhindern, daß das bei der Härtung sehr heiß werdende Harz auf die Haut der Tiere fließt und dort Verletzungen hervorruft.

Besonders in der ersten Zeit kam es trotz aller Vorsichtsmaßnahmen doch vor, daß sich unter dem Sender Entzündungen bildeten. In diesem Falle wurde ein flüssiges Wundheilmittel aufgebracht. Half dies nichts, mußte der Sender abgenommen werden, was mit einer scharfen, spitzen Schere ohne Schwierigkeiten gelang, indem die Stacheln unter dem Sender abgeschnitten wurden.

Nach 1-2 Monaten begannen sich einzelne den Sender tragende Stacheln aus der Hautpapille zu lösen und nach spätestens 3-4 Monaten, meistens jedoch früher, wurden die Sender ganz abgestoßen. Auf diese Weise hat kein Sender länger als 3 1/2 Monate auf einem Igel gesessen. Die Sender wurden jedoch meistens vorher abgenommen und, falls erforderlich, an anderer Stelle auf dem Igel befestigt.

4.3. Fang

Lebendfangmethoden werden in der Literatur für den Igel bisher nicht beschrieben. Für diese Arbeit war es jedoch erforderlich, eine Fangmethode zur Verfügung zu haben, mit der z. B. Populationsdichten bestimmt werden können. Im ersten Jahr wurden Versuche mit Fallen gemacht, die jedoch keine zufriedenstellenden Ergebnisse erbrachten. Einfaches systematisches Absuchen des Geländes während der Nacht mit Hilfe einer Taschenlampe war für lange Zeit die einzige Möglichkeit, Igel zu fangen. Dies war jedoch nur in einem relativ übersichtlichen Lebens-

raum wie dem Botanischen Garten sinnvoll. 1980 wurden zusammenlegbare Gitterfallen der Firma Woodstream Corporation in den USA gekauft. Von diesen Fallen wurden 20 Stück nachgebaut. 1982 wurden an sechs verschiedenen Orten in Bayern Igel gefangen, um relative Igeldichten feststellen zu können. Gefangen wurde im Nymphenburger Park (5), Botanischen Garten (15), Pleitmannswang (10), Aigen (5), Treffelstein/Pfalz (10) und Mauern (5) (s. 6. Beobachtungsgebiete). Die in Klammern stehenden Zahlen geben die Fangnächte pro Gebiet an. 21 Fallen wurden auf einer Fläche von jeweils 2 ha aufgestellt, um die Fangergebnisse vergleichen zu können. Altersbestimmungen an Igel, die einmal überwintert haben, können exakt nur an toten Tieren vorgenommen werden (MORRIS, 1970; KRISTOFFERSSON, 1971). Aus diesem Grunde wurde nur zwischen Jungtieren und adulten Tieren unterschieden, die mindestens einmal überwintert hatten.

4.4. Biotopwahl

Gleich zu Beginn der Arbeit mit telemetrierten Igel fiel auf, daß die Tiere im Botanischen Garten am häufigsten auf Rasenflächen während der nächtlichen Aktivität anzutreffen waren. Aus diesem Grund wurden die beiden Hauptuntersuchungsgebiete (Botanischer Garten/Nymphenburger Park, Mauern) in verschiedene Biotoptypen unterteilt, um später Aussagen über Biotoppräferenzen machen zu können. Der Botanische Garten wurde in 5 Biotoptypen eingeteilt (Rasen, Rabatten, Wald, Heide/Alpinum und Sonstiges). Im Nymphenburger Park wurde zwischen Wiese, Wald, Heide/Alpinum, Rabatten und Sonstiges und in Mauern zwischen Wiese, Wald, Hecke, Ödland, landwirtschaftlicher Nutzfläche und Sonstiges unterschieden. Aufgrund dieser Einteilung konnte jede Beobachtung einem bestimmten Biotop zugeordnet werden. Bei der Analyse der Biotopwahl wurden ausschließlich Daten von telemetrierten Igel verwendet.

Bei der Analyse der Daten wurde zwischen Befund und Erwartung unterschieden. Unter Befund sind hier die tatsächlich ermittelten Daten zu verstehen, während unter Erwartung der Wert verstanden wird, der zu erwarten wäre, wenn die Igel gleichmäßig die verschiedenen Biotoptypen entsprechend ihren Flächenanteilen nutzen würden. Bei der Analyse der Biotopwahl im Münchner Untersuchungsgebiet wurden die Igel in zwei Gruppen unterteilt.

Zur ersten Gruppe wurden alle Igel gezählt, deren Wohngebiet sich ausschließlich oder nahezu auf den Botanischen Garten beschränkte. Zu der zweiten Gruppe wurden jene Igel gestellt, deren Wohngebiet sich sowohl über den Botanischen Garten als auch Nymphenburger Park erstreckte. Diese Unterteilung wurde deswegen notwendig, da beide Gebiete unterschiedlich strukturiert sind. Auf diese Weise war es möglich, zumindest bei den Igel im Botanischen Gärten, im Hinblick auf die Biotopwahl genauer zu differenzieren.

4.5. Wohngebiete

Zur Berechnung der Wohngebietsgrößen wurde für beide Untersuchungsgebiete ein Gittersystem angelegt, in dem bei einem Maßstab von 1:5000 jedes Quadrat bei einer Seitenlänge von 1 cm einer Größe von 0,25 ha in der Natur entsprach. Auf vordruckten Karten wurden die Wiederfunde als Punkte eingetragen. Die äußersten Punkte wurden miteinander

verbunden, so daß ein Vieleck entstand. Anschließend wurden alle innerhalb dieses Vielecks liegenden Quadrate, sowie die von der Verbindungslinie berührten, gezählt und mit 0,25 ha multipliziert. Dies ergab die Wohngebietsgröße. Unberücksichtigt blieben bei dieser Methode jene Beobachtungspunkte, die weit außerhalb des gewöhnlich genutzten Wohngebietes lagen. Dies war mit einer Ausnahme nur kurz vor Beginn des Winterschlafes der Fall (s. 6.2.2. Standorttreue).

4.6. Ermittlung des Nahrungsangebots

Wie bereits erwähnt, wurden die Igel am häufigsten auf Rasenflächen beobachtet. Eine mögliche Erklärung für diesen Befund war die Annahme, daß Igel in diesem Biotoypen mehr Beutetiere fangen können als in anderen Biotopen. Um diese Hypothese zu klären, wurden bodenzoologische Untersuchungen in den Gebieten gemacht, in denen mit telemetrierten Igel gearbeitet wurde (Botanischer Garten, Nymphenburger Park und Mauern).

Durch nahrungsökologische Untersuchungen sind ausreichende Informationen über die Nahrungswahl des Igels vorhanden (YALDEN, 1976; GROSSHANS, 1978; OTWAY, 1965; DIMELow, 1963). Anhand dieser Untersuchungen kommen Regenwürmer, Bodenarthropoden und Schnecken im weitesten Sinne als Beutetiere für den Igel in Betracht. Die tatsächlich aufgenommene Nahrung kann jedoch sehr stark variieren und zwar sowohl im Jahresablauf als auch zwischen verschiedenen Untersuchungsgebieten. Die quantitative Bedeutung einzelner taxonomischer Gruppen wie z. B. der Regenwürmer und Schnecken läßt sich nur sehr schwer feststellen, da ein exakt quantitativer Nachweis dieser Tiere kaum möglich ist.

Fast alle Autoren weisen jedoch darauf hin, daß zumindest Regenwürmer einen bedeutenden Anteil an der Nahrung darstellen. Dies wird durch direkte eigene Beobachtungen bestätigt. Weiter fiel bei den Analysen der Kotproben auf Parasiten der hohe Anteil an Erde auf, was auf die Bedeutung der Regenwürmer rückschließen läßt (SAUPE, schriftl. Mittl.).

Um die Beutetiere möglichst in ihrer Gesamtheit zu erfassen, wurden zwei Fangmethoden angewendet. Regenwürmer wurden mit einer 2 % Formalinlösung aus dem Boden getrieben, aufgesammelt und in Alkohol konserviert (BAUCHENSS, 1982). Die einzelnen Probestellen waren mit einem 50 x 50 cm großen Metallrahmen gekennzeichnet. Insgesamt wurden 142 Regenwurmproben genommen, davon 56 im Nymphenburger Park, 30 in Mauern und 56 im Botanischen Garten. Die Regenwürmer wurden anschließend nach Arten bestimmt und das Gewicht in Trockenmasse ermittelt. Für den Fang von Bodenarthropoden wie Käfern, Spinnen, Tausendfüßlern sowie Schnecken wurden Bodenfallen aufgestellt, die zu etwa einem Viertel mit Äthylenglykol gefüllt waren (BAUCHENSS, 1980). Später wurden diese Probeinhalte in Alkohol überführt. 1981 wurden im Juni und September im Nymphenburger Park in transektähnlicher Form Bodenfallen aufgestellt (BAUCHENSS, 1980), um einen eventuell bestehenden Gradienten potentieller Beutetiere für den Igel zwischen Wald, Waldrand und Wiese feststellen zu können. Dieser Transekt bestand aus 14 paarig angeordneten Fallen, also insgesamt 28 Einzelfallen. Diese wurden über je sieben Tage täglich zweimal, morgens und abends, geleert. In Mauern wurden die

Fallen vierzehn Tage stehen gelassen, dann geleert und der Inhalt in Alkohol überführt. Die Fallen wurden auf einer Wiese, in einer Hecke und auf einem herkömmlich bewirtschafteten Acker aufgestellt.

Die Ergebnisse dieser Fänge wurden in Trockengewicht und/oder Biomasse angegeben. Die statistische Signifikanzprüfung erfolgte mit dem zweiseitigen t-Test.

4.7. Straßensterblichkeit

Die Auswirkungen der Straßenmortalität auf Igelpopulationen sind weitgehend unbekannt. Dies ist im wesentlichen auf methodische Schwierigkeiten sowie auf das Fehlen von langfristigen Untersuchungen zurückzuführen. Zum einen sagt die Verkehrsopferrate des Igels nur dann Wesentliches aus, wenn sie in Beziehung zur jeweiligen Bestandsdichte gesetzt werden kann. Zum anderen fehlen bis heute Untersuchungen, die über einen längerfristigen Zeitraum die Straßenmortalität des Igels untersuchen. Nur anhand derartiger detaillierter Untersuchungen ist es möglich, auch Rückschlüsse auf populationsdynamische Wirkungen der Straßenmortalität zu ziehen.

Freundlicherweise hat Herr Dr. J. Reichholf die Ergebnisse seiner 7jährigen Untersuchung über die Straßenmortalität des Igels zur Verfügung gestellt. Ein Teil dieser Untersuchung ist bereits veröffentlicht worden (REICHHOLF et al., 1981; ESSER et al., 1980). Von 1976 – 1982 wurden auf einer Strecke von etwa 150 km, entlang der B 12 zwischen München und Passau, überfahrene Igel registriert. Die Fundorte der Igel wurden drei verschiedenen Biotoypen zugeordnet: offene Feldflur (Wiesen bzw. Acker), Wald und Siedlungen, um auf diese Weise Angaben über die räumliche Verteilung der Funde machen zu können.

4.8. Fragebogen

Im Sommer 1979 wurde eine Fragebogenaktion durchgeführt mit dem Ziel, Auskünfte über Verbreitung, Bestandsentwicklung und Status des Igels in Bayern zu ermitteln. Der Fragebogen wurde in den Zeitschriften »Wild und Hund«, »Mitteilungsblatt des BJV«, »Vogelschutz« und im »Jahrbuch zum Schutz der Bergwelt« veröffentlicht. Das Landwirtschaftliche Wochenblatt lehnte eine Veröffentlichung ab. Die Reaktion auf diesen Fragebogen war dürftig und ergab keine wesentlichen Informationen, so daß auf eine Darstellung in dieser Arbeit verzichtet werden kann.

4.9. Ausgesetzte Igel

Um das Verhalten von in Menschenobhut überwinterten Igel, die im Frühjahr wieder ausgesetzt wurden, zu untersuchen, wurden 1981 acht Igel (6 ♀♀, 2 ♂♂) und 1982 vier Igel (1 ♂♂, 3 ♀♀) mit Sendern versehen und ausgesetzt.

1981 wurden 6 Igel (5 ♀♀, 1 ♂♂) im Botanischen Garten und 2 (1 ♀, 1 ♂) in Mauern, 1982 wurden alle Tiere in Mauern ausgesetzt. Alle Igel hatten den vergangenen Winter in einem Tierheim verbracht. Durch Behandlung mit entsprechenden Medikamenten waren alle Igel frei von Ekto- und Entoparasiten. Bei den ausgesetzten Igel wurden mit Absicht mehr ♀♀ als ♂♂ ausgewählt, da ♀♀ im Falle des Igels auf Grund der Sozialstruktur populationsdynamisch wichtiger sind als ♂♂. In Zusammenarbeit mit einer privaten Igelstation (Frau Pietsch, Übersee/Chiemsee) wurden dort im Frühjahr 1980 etwa 80 Igel vor dem Aussetzen sichtmarkiert. Ziel dieser Aktion war, mit Wiederfunden Aufschlüsse über

Mobilität, Überlebensraten etc. zu erhalten. Die Igel wurden in Übersee und verschiedenen anderen Orten der Umgebung selbst ausgesetzt. Der Erfolg dieser Aktion war sehr begrenzt. Es wurden nur zwei Wiederfunde gemeldet, die aus Übersee stammten.

4.10. Parasiten

Von Igelpliegern wird in letzten Jahren besonders über steigende Verparasitierungsraten von Igeln berichtet. Alle bisher vorliegenden Untersuchungen über die Verparasitierung des Igels sind fast ausnahmslos an im Herbst eingesammelten Igeln gemacht. Untersuchungen an natürlichen Populationen mit zufälligen Stichproben liegen bisher m. W. nicht vor. Aus diesem Grunde wurde versucht, in unregelmäßigen Abständen von Igeln aus den untersuchten Populationen Kotproben zu erhalten, die auf Entoparasiten untersucht wurden. Die Kotanalysen wurden von den Veterinären Dr. E. Saupé, Würzburg, und Dr. J. Heine, München, vorgenommen. Die Kotproben wurden in der Zeit von Mitte April bis Anfang Oktober gesammelt.

Die gefangenen Igel wurden in eine Gitterfalle gesetzt. Nach etwa einer halben Stunde hatten sie in der Regel einen Kotballen abgegeben, der für die Analyse ausreichte. Die in Fallen gefangenen Igel hatten in der Regel auch Kot abgegeben, mit dem in gleicher Weise verfahren wurde. Die Kotproben wurden noch in der gleichen Nacht per Post verschickt, so daß am nächsten oder spätestens am übernächsten Tag die Kotproben zur Analyse zur Verfügung standen. Neben der Intensität des Befalls wurde auf Parasiten des Darmtraktes und der Atemwege untersucht. Die Intensität wurde wie folgt bewertet:

- ohne Parasit
- + vereinzelt
- ++ in mäßiger Zahl
- +++ in großer Zahl
- ++++ massenhaft.

Die Analyse beschränkte sich auf folgende Parasiten:

- Lungenwurm (*Crenosoma striatum*)
- Lungenhaarwurm (*Capillaria aerophila*)
- Darmhaarwurm (*Capillaria spec.*)
- Igelbandwurm (*Hymenolepis erinacei*)
- Igelsgaugwurm (*Brachylemus erinacei*)
- Coccidien

5. Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungen zu dieser Arbeit wurden in mehreren Gebieten durchgeführt. In den beiden Hauptbeobachtungsgebieten, dem Botanischen Garten/Nymphenburger Park und der Ortschaft Mauern wurde sowohl mit telemetrierten Igelgeln gearbeitet als auch Fallenfänge durchgeführt. In den anderen Untersuchungsgebieten wurden ausschließlich Fallenfänge durchgeführt. Hierbei handelt es sich um die Ortschaften Aigen/Inn, Treffelstein/Oberpfalz und Pleitmannswang nördlich von Eching am Ammersee.

Der Botanische Garten/Nymphenburger Park wird hier als ein Beobachtungsgebiet behandelt, da ein steter Austausch von Igelgeln zwischen beiden Gebieten stattfindet. Diese beiden Gebiete sind jedoch unterschiedlich strukturiert, sowohl in Bezug auf die Zusammensetzung der Vegetation als auch auf deren Verteilung. Der Nymphenburger Park besteht im wesentlichen aus Glatthaferwiesen, die 1–2 mal im Jahr gemäht werden und eine mineralische Ausgleichsdüngung erhalten. Diese Wiesenflächen grenzen direkt an den Eichen-Hainbuchenwald, der außer diesen beiden Arten im wesentlichen

noch Bergahorn, Esche und Winterlinde enthält. Besonders an den Waldrändern sind Haselnuß, Weißdorn, roter Hartriegel, Pfaffenhütchen, rote Heckenkirsche und der wollige Schneeball häufig. Die Krautschicht besteht in erster Linie aus Waldzwenke, Einbeere, Maiwurz, Waldveilchen, Perlgras und Buschwindröschen. Der Wald wird plenterartig bewirtschaftet, so daß inselartig verstreut immer relativ viel Unterwuchs vorhanden ist. Wald und Wiese bilden keine größeren Flächen, so daß z. B. im östlichen Teil des Parkes kein Punkt im Wald mehr als etwa 200 m von der nächsten Wiese entfernt ist. Der ganze Park ist von einem Netz von Fußwegen und einigen natürlichen und künstlichen Wasserläufen und »Seen« durchzogen. Die direkt am Schloß Nymphenburg gelegenen Parkwiesen, die regelmäßig gemäht werden, sind von ihrer Fläche her unbedeutend.

Der Botanische Garten ist im Gegensatz zum Nymphenburger Park wesentlich vielfältiger strukturiert. Die parkähnlichen Rasenflächen werden fast alle von großen Bäumen (z. B. Eichen, Ulmen, Platanen, Koniferen) beschattet. Tiefhängende Zweige von Büschen, Buschgruppen und Hecken bieten gute Nestbaumöglichkeiten und Unterschlupf für den Igel.

Das gleiche gilt für das mitten im Garten liegende, einen kleinen Hügel bildende Alpium, wo zahlreiche Hohlräume, Löcher, Überhänge etc. geeigneten Unterschlupf bieten. Die östliche, nördliche und westliche Begrenzung des parkähnlichen nördlichen Teils des Botanischen Gartens bildet ein waldähnlicher Streifen mit teilweise dichtem Unterwuchs. Der westliche Teil dieses waldähnlichen Streifens besteht hauptsächlich aus Rhododendronbüschen. An den parkähnlichen Teil des Gartens schließt sich nach Süden ein Rabatten-, Stauden- und Strauchgarten an, der teilweise intensiv bearbeitet wird (Nutzpflanzen und systematische Abteilung). Dieser Teil ist von einzelnen kleinen Grasflächen durchsetzt. Nach Osten schließen sich an diesen Teil die Gewächshäuser und Wirtschaftsgebäude an. Der ganze Botanische Garten ist von einem dichten Netz von Wegen durchzogen.

Das zweite Hauptuntersuchungsgebiet, die Ortschaft Mauern, liegt etwa 2 km nördlich der B 12 München-Lindau zwischen Ettersschlag und Grafath. Dieses etwa 10 ha große, an einem Südhang liegende Dorf ist vollständig von landwirtschaftlichen Nutzflächen (Acker, Wiese, Weide) umgeben. Alle Häuser sind durch Gartenstücke, Hecken oder Gebüschgruppen voneinander getrennt. In westlicher Richtung schließen sich an die Äcker- und Wiesenflächen ausgedehnte Mischwald- und Nadelgebiete an. Am direkten nördlichen, westlichen und südlichen Dorfrand befinden sich längere Hecken und Gebüschgruppen sowie nicht genutzte Böschungen und Ödland. Die das Dorf umgebenden Ackerflächen werden mit Getreide sowie Kartoffeln und Mais bebaut. Die Grünlandflächen werden in erster Linie durch Milchvieh abgeweidet und erst nachrangig zur Heugewinnung genutzt. Durch das Dorf führt eine wenig befahrene Straße.

Bei den drei Gebieten, in denen ausschließlich Fallenfänge durchgeführt wurden, handelt es sich um ländliche Ortschaften von unterschiedlicher Größe, die ganz von landwirtschaftlichen Nutzflächen (Acker, Grünland) umgeben sind. Ähnlich wie in Mauern stehen fast alle Bauten in größeren Grundstücken, die zudem noch durch Obstgärten, kleine Wäldchen, angepflanzte Hecken und Gebüschgruppen getrennt sind. Ein Teil von Treffelstein hat jedoch schon den Charakter einer reinen Wohnsiedlung mit regelmäßig gemähten kurzen Rasen-

flächen und herkömmlich gepflegten Blumen- und Strauchrabatten. Ein Teil dieser Grundstücke ist ebenso wie in Aigen durch Zäune, Grundfundamente oder Mauern dicht nach außen abgeriegelt, so daß Igel sicherlich nur durch fehlerhafte Stellen auf diese Grundstücke gelangen können.

6. Ergebnisse

6.1. Die Population

Die Ergebnisse, die in diesem Kapitel dargestellt werden, stammen zum größten Teil von den Populationen im Botanischen Garten/Nymphenburger Park und Mauern. Ergänzt werden diese Ergebnisse vor allem durch Informationen, die während der Fangaktionen gesammelt wurden. Dies gilt besonders für die Dichtebestimmungen in verschiedenen Biotopen.

6.1.1. Geschlechterverhältnisse

Außer den äußeren Geschlechtsorganen besitzt der Igel keine äußerlichen Merkmale, nach denen ♂ + ♀ eindeutig unterschieden werden können. Gewichte und Maße sind hier ebenso untauglich wie bei der Altersbestimmung.

In Tab. I ist das Geschlechterverhältnis der Igel aus den beiden Hauptbeobachtungsgebieten dargestellt. Hieraus geht hervor, daß bei den adulten und juvenilen Tieren die ♂♂ etwa im Verhältnis von 1,2 : 1 in der Population überwiegen. Die Schwankungen in den einzelnen

Jahren sind unerheblich. Betrachtet man jedoch die Situation im Jahresablauf auf die einzelnen Monate bezogen (Tab. II), so ergibt sich bei den adulten Tieren ein erheblich anderes Bild. In den Monaten Juni/Juli/August ist das Verhältnis ♂ : ♀ auffallend zugunsten der ♂♂ verschoben. Diese Tendenz wird auch durch die Ergebnisse des Fanges mit Fallen bestätigt. In den Monaten Mai, September und Oktober gleicht sich das Geschlechterverhältnis wieder dem Jahresdurchschnitt an. Das in Tab I dargestellte Verhältnis von adulten zu juvenilen Igel entspricht sicherlich nicht den tatsächlichen Verhältnissen. Geht man davon aus, daß unter normalen Bedingungen etwa 75 % der ♀♀ pro Jahr einen Wurf mit im Durchschnitt 4,5 Jungen großziehen (s. 6.1.2.), so wäre ein Verhältnis von adulten ♀♀ zu Jungtieren von etwa 1 : 3 zu erwarten. Die relativ geringe Anzahl beobachteter Jungtiere ist wohl im Wesentlichen auf deren geringere Mobilität zurückzuführen, wodurch ihre Beobachtbarkeit wesentlich verringert wird. Dies wurde ganz deutlich während des Fangens mit Fallen, da hier immer nur dieselben jungen Igel in den Fallen gefangen wurden, und diese meistens auch in der gleichen Falle, was bei adulten Tieren in den insgesamt 40 Fangnächten nur einmal beobachtet wurde (s. 6.1.2.5.).

Die Angaben in der Literatur über das Geschlechterverhältnis bei adulten Igel stimmen im wesentlichen mit den hier gemachten Angaben überein (ALLANSON, 1934; PARKES, 1975; PARKES et al., 1977). HERTER (1938) bemerkt jedoch bereits, daß in den Monaten Juni – August die männlichen Igel scheinbar überwiegen und führt dies auf die zurückgezogenere Lebensweise der Weibchen während der Fortpflanzungszeit zurück. Diese Beobachtung wird durch diese Arbeit und durch BERTHOUD (1981) deutlich bestätigt (Tab. II).

Tabelle I

Geschlechterverhältnis in den Hauptbeobachtungsgebieten

	Botanischer Garten/Nymphenburger Park			Mauern		
	ad.			juv.		
	♂	♀	♂:♀	♂	♀	♂:♀
1979	12	10	1,2:1	9	8	1,1:1
1980	26	18	1,4:1	5	4	1,2:1
1981	30	25	1,2:1	5	5	1:1

	ad.			juv.		
	♂	♀	♂:♀	♂	♀	♂:♀
1981	6	5	1,2:1	5	4	1,2:1
1982	7	6	1,1:1	4	4	1:1

6.1.2. Fortpflanzung

6.1.2.1. Jahreszeit

Nach ALLANSON (1934) und DEANESLY (1934) sind männliche und weibliche Igel spätestens nach der ersten Überwinterung fortpflanzungsfähig.

Die Paarungszeit des Igels erstreckt sich über die Zeit von etwa Ende Mai bis Anfang August. Sie hat offensichtlich in der zweiten Juni- und ersten Julihälfte ihren Höhepunkt. In dieser Zeit wurden ♂♂ und ♀♀ am häufigsten beim Paarungsverhalten beobachtet (Tab. III). Säugende ♀♀ können leicht und eindeutig an der Größe der Zitzen erkannt werden. Das erste säugende Weib-

Tabelle II

Geschlechterverhältnis im Jahresablauf Botanischer Garten/Nymphenburger Park

	1979			1980		
	♂	♀	♂:♀	♂	♀	♂:♀
Mai	9	10	0,9:1	8	10	0,8:1
Juni	15	12	1,3:1	30	18	1,6:1
Juli	24	12	2:1	41	18	2,3:1
August	27	13	2,1:1	24	10	2,4:1
September	15	12	1,3:1	18	19	0,9:1
Oktober	12	13	0,9:1	11	14	0,8:1

	1981			1982		
	♂	♀	♂:♀	♂	♀	♂:♀
Mai	7	6	1,2:1	—	—	—
Juni	28	15	1,9:1	—	—	—
Juli	34	16	2,1:1	11	3	3,6:1
August	30	12	2,5:1	12	4	3:1
September	17	15	1,1:1	7	6	1,2:1
Oktober	12	13	0,9:1	—	—	—

Tabelle III

Zeitliche Verteilung der Beobachtungen des Paarungsverhaltens des Igels im Jahresablauf im Botanischen Garten/Nymphenburger Park 1979 – 1981

	Mai		Juni		Juli		August	
	16. – 31.	1. – 15.	16. – 30.	1. – 15.	16. – 31.	1. – 15.	16. – 31.	
1979	1	2	5	6	3	2	–	
1980	1	3	9	7	4	3	1	
1981	2	2	8	9	3	1	2	

chen wurde Ende Juni gefunden. Es liegen Hinweise vor, daß nicht alle ♀♀ jedes Jahr Junge bekommen. So wurden im Juli und August immer wieder ♀♀ gefunden, die mit Sicherheit zur Zeit keine Jungen hatten, da ihre Zitzen nicht deutlich vergrößert waren. Da sich die Zitzen nach Beendigung der Sägezeit auch nur allmählich wieder zur Ruhegröße zurückbilden, kann man davon ausgehen, daß diese ♀♀ keine Jungen gehabt haben oder daß diese bald nach der Geburt eingegangen sind. Die Anzahl nicht säugender Weibchen betrug etwa 25–30 % an der Gesamtzahl der untersuchten weiblichen Tiere.

Durch das mehr oder weniger regelmäßige Wiegen von nicht mit Sendern ausgerüsteten ♀♀ konnte festgestellt werden, daß einige ♀♀ innerhalb nur weniger Tage zwischen 80–150 g an Gewicht verloren hatten. Diese Igel hatten offensichtlich Junge bekommen, wurden jedoch später nicht mit Jungtieren beobachtet und hatten bei nachfolgenden Wiederfinden auch keine vergrößerten Zitzen. Wahrscheinlich hatten diese Igel den ganzen Wurf auf irgendeine Weise verloren. Durch diese Beobachtung kann zumindest teilweise der Anteil nicht reproduzierender ♀♀ an der Gesamtpopulation erklärt werden.

In diesem Zusammenhang erscheint die Feststellung BERTHOUDS (1981) interessant, daß Igelweibchen in der Regel erst nach ihrer zweiten Überwinterung das erste Mal Junge bekommen. Dies steht im Gegensatz zu fortpflanzungsphysiologischen Untersuchungen von DEANESLY (1934).

6.1.2.2. Wurfgröße, Wurfzahl und Selbständigwerden der Jungen

Während der gesamten Beobachtungszeit konnte in insgesamt 15 Fällen die Wurfgröße festgestellt werden, nachdem die Jungen zumindest zeitweise das Nest verlassen hatten. Die Häufigkeit der Verteilung der Jungenzahl ist in Tab. IV dargestellt. Die durchschnittliche Jungenzahl beträgt nach diesen Beobachtungen 4,5 pro Wurf.

Tabelle IV

Wurfgröße	3	4	5	6
Häufigkeit	2	6	5	2

Nur in einem Fall wurde versucht, die Anzahl der Jungtiere direkt nach der Geburt bei einem telemetrierten ♀ festzustellen. Hierzu mußte der verstopfte Nesteingang freigelegt und erweitert werden. Diese Störung reichte, obwohl während der Abwesenheit des ♀ vorgenommen,

offenbar aus, um das ♀ zu veranlassen, die Jungen noch in der Nacht in ein anderes Nest zu bringen. Aus diesem Grund wurde in der folgenden Zeit davon abgesehen. Nester mit jungen Igel in irgendeiner Form zu stören, weshalb über die postnatale Mortalität vor dem Selbständigwerden der jungen Igel auch keine Angaben gemacht werden können.

In der Literatur wird beschrieben, daß Igel zwei-, in seltenen Fällen auch dreimal pro Jahr Junge bekommen und diese auch großziehen können (BERTHOUD, 1981; LIENHARDT, 1979). Dies kann hier nicht bestätigt werden. Bereits bei der Berücksichtigung der klimatischen Bedingungen, unter denen die in dieser Arbeit untersuchten Populationen leben, erscheinen zwei erfolgreiche Würfe pro Jahr sehr unwahrscheinlich.

Weiter spricht auch die Verteilung der Beobachtungen von paarungswilligen Tieren (Tab. III) gegen zwei erfolgreiche Würfe pro Jahr. Geht man davon aus, daß der Winterschlaf frühestens Ende April beendet ist und daß Scheinträchtigkeiten sowie erfolglose Kopulationen durchaus nicht selten bei Igel vorkommen (DEANESLY, 1934), so kann mit einer ersten Trächtigkeit frühestens Ende Mai gerechnet werden. Die Tragzeit des Igels beträgt etwa 32 Tage (MORRIS, 1961). Rechnet man etwa die gleiche Zahl noch einmal hinzu, die die Jungtiere bis zum Erreichen der Selbständigkeit brauchen, so wäre frühestens Anfang August eine zweite Trächtigkeit möglich. Diese Jungtiere hätten jedoch nur geringe Chancen, den kommenden Winter zu überleben, da sie erst etwa Mitte Oktober selbständig würden.

Bei dieser Betrachtungsweise müßten die ersten selbständigen Jungtiere bereits Ende Juli beobachtet werden. Tatsächlich wurden die ersten Jungen jedoch erst in der zweiten Augusthälfte beobachtet. Sie waren 180–200 g schwer. Anfang bis Mitte September wurden die meisten Jungtiere gefunden, während im Oktober nur noch vereinzelt Jungtiere auftauchten, die, nach ihrem Gewicht zu urteilen, gerade erst selbständig geworden waren (Tab. V).

Diese Beobachtungen wurden u. a. auch von REICHOLF (1983) bestätigt, der die ersten überfahrenen Jungigel auf der Kontrollstrecke der B 12 zwischen München und Passau ebenfalls erst im August beobachtete.

Nach MORRIS (1961) liegt das Gewicht von Jungigel beim Selbständigwerden etwa zwischen 125 und 345 Gramm. Diese Igel hätten als zweiter Wurf, der erst Mitte Oktober selbständig wird, wohl kaum eine Chance, den Winter zu überleben.

Tabelle V

Zeitliche Verteilung der Erstfunde selbständiger junger Igel im Botanischen Garten/Nymphenburger Park 1979 – 1981

August		September			Oktober	
20. – 31.	1. – 10.	11. – 20.	21. – 30.	1. – 10.	11. – 20.	
4	13	14	5	3	—	

Die Angaben in der Literatur über die Wurfgröße sind sehr unterschiedlich. Diese Unterschiede mögen z. T. darauf beruhen, daß die Autoren nicht angeben, zu welchem Zeitpunkt gezählt wurde und so die Sterblichkeit der Jungtiere vor dem Selbständigwerden, die etwa zwischen 20–30 % liegt, eventuell unberücksichtigt bleibt (BERTHOUD, 1981; MORRIS, 1977). Die durchschnittliche Wurfgröße liegt jedoch in den meisten in der Literatur genannten Fällen zwischen 3,5 und 5 Jungen (BERTHOUD, 1981; DEANESLY, 1934; LIENHARDT, 1979; MORRIS, 1961). Die Angabe von HERTER (1963) mit durchschnittlich 7 Jungen pro Wurf fällt hier deutlich aus dem Rahmen.

6.1.2.3. Gewichtsentwicklung

Durch mehr oder weniger regelmäßiges Wiegen der Jungtiere konnte deren Gewichtsentwicklung recht gut verfolgt werden. Die Gewichtszunahme von selbständigen Jungtieren ist in Tab. VI dargestellt. Grundlage dieser Tabelle sind insgesamt 55 Gewichte, die zwischen Ende August bis Ende Oktober an Jungtieren festgestellt wurden. Erstreckte sich die Zeit zwischen zwei aufeinanderfolgenden Wägungen über mehrere in der Tabelle dargestellte Zeitintervalle, so wurde die Gewichtszunahme anteilmäßig auf die Zeitintervalle aufgeteilt. Aus dieser Aufstellung geht hervor, daß die durchschnittliche Gewichtszunahme von Ende August bis Anfang Oktober in etwa gleich verläuft. Ab dem zweiten Oktoberdrittel verringert sich die Gewichtszunahme. Die Schwankungen bei einzelnen Individuen sind jedoch ganz erheblich und reichen von 3 bis 12 Gramm pro Nacht.

Tabelle VI

Durchschnittliche Gewichtszunahme pro Nacht junger selbständiger Igel von Ende August bis Mitte Oktober basierend auf 55 Einzelwägungen
n = Anzahl der Wägungen pro Zeitintervall

	August		September		Oktober		
	20 – 31 n = 3	1 – 10 n = 8	11 – 20 n = 12	21 – 30 n = 16	1 – 10 n = 8	11 – 20 n = 5	21 – 31 n = 3
Zunahme in g pro Nacht	9	9,5	8,5	8,5	8,5	6	3

Nach Tab. V werden die meisten Igel bis zur ersten Septemberhälfte selbständig. Nimmt man zu diesem Zeitpunkt ein Gewicht von etwa 200–220 Gramm an, so können diese Tiere noch gut 500 Gramm erreichen, was zum erfolgreichen Überwintern ausreicht. Wie aus Tab. XVII ersichtlich wird, können auch noch Igel, die zu diesem Zeitpunkt erheblich leichter sind, den Winterschlaf erfolgreich überstehen. Von den 1979 bis 1981 insgesamt 50 markierten jungen Igel wurden 11 im Verlauf der Beobachtungen wiedergefunden. Setzt man für diese Igel Anfang November als Beginn des Winterschlafes und rechnet ihre Gewichtsentwicklung anhand der Werte in Tab. VI hoch, wobei das Gewicht der letzten Wägung im Herbst als Grundlage genommen wird, so waren diese Igel zwischen 360 und 590 Gramm schwer.

Ein weiterer Hinweis, daß ein Gewicht von etwa 500 Gramm zum Überwintern ausreicht, ist die Beobachtung, daß Ende April immer wieder Igel beobachtet wurden, die zwischen 300 und 400 Gramm wogen. Bei einem Gewichtsverlust von 17–26 % während des Winterschlafes (s. Tab. XVII) haben diese Igel zu Beginn des Winterschlafes zwischen 380 und 500 Gramm gewogen.

6.1.2.4. Sterblichkeit

Bei der Beurteilung und Erfassung der Sterblichkeit gibt es bei Kleinsäugetern immer wieder erhebliche methodi-

sche Probleme. Man ist hier in den meisten Fällen auf indirekte Beobachtungen und Rückschlüsse angewiesen. Den höchsten Informationswert hat in diesem Zusammenhang die Aufstellung einer Lebensstafel, aus der die Sterblichkeitsquoten für die einzelnen Jahrgänge entnommen werden können. Zur Aufstellung einer derartigen Lebensstafel wäre es erforderlich gewesen, jeweils im Frühjahr und Herbst eine größere Anzahl von Igel zu töten. Dies erschien jedoch im Rahmen dieser Arbeit nicht gerechtfertigt.

6.1.2.4.1. Juvenile Igel

Erfahrungsgemäß ist die Sterblichkeit generell bei Jungtieren am höchsten. Das in dieser Arbeit gefundene Verhältnis von markierten Jungtieren zu im folgenden Jahr wiedergefundenen markierten Jungtieren betrug etwa 5:1. Von den 50 markierten Igel überlebten mindestens 11, also 22 %. Da es auf Grund der Lebensweise des Igel unwahrscheinlich ist, daß alle Jungigel, die den ersten Winter überlebten, auch tatsächlich wiedergefunden wurden, liegt die Überlebensrate wahrscheinlich höher.

Während die Anzahl der beobachteten Jungtiere 1980 und 1981 im Botanischen Garten/Nymphenburger Park in etwa gleich blieb, wurden 1979 in diesem Gebiet fast doppelt so viele junge Igel gefunden. Die deutlich geringere Anzahl an adulten Tieren in diesem Jahr im Vergleich zu den folgenden zwei Jahren ist sicherlich auf die geringere Intensität des Suchens in der ersten Hälfte der Arbeitsperiode 1979 zurückzuführen, da in dieser Zeit viele Methoden erst ausprobiert werden mußten. Die

deutlichen Unterschiede bezüglich der beobachteten Jungtiere werden zum großen Teil auf das teilweise nasse und kalte Wetter der Sommer 1980 und 1981 zurückgeführt. Wie bereits weiter oben erwähnt, wurden in dieser Zeit mehrere Weibchen beobachtet, die innerhalb nur weniger Tage erheblich an Gewicht verloren hatten, was auf eine Geburt schließen ließ, später jedoch nicht mit Jungtieren gesehen wurden. Über den Einfluß von Räubern auf die Sterblichkeit s. 6.9..

6.1.2.4.2. Adulte Igel

Während der gesamten Beobachtungszeit wurden in den beiden Hauptbeobachtungsgebieten 13 tote adulte Igel gefunden. Unberücksichtigt sind hier die ausgesetzten und dann eingegangenen sowie auf der Straße überfahrenen Igel. Zwei dieser Igel wurden offensichtlich von Raubwild getötet (s. 6.9.). Bei den anderen konnte die exakte Todesursache nicht festgestellt werden. Zwei dieser Igel hatten eine stark vergrößerte, schmutzig hellrot gefärbte Leber. Sie befanden sich jedoch schon in einem weit fortgeschrittenen Verwesungszustand.

Alle Igel, die mit einem Sender in den Winterschlaf gingen, überlebten den Winter, außer Nr. 6 in Mauern, der offensichtlich vom Fuchs oder Marder getötet worden ist (s. 6.9.).

Tabelle VII

Anzahl markierter und im folgenden Jahr wiedergefundener Igel im Botanischen Garten/Nymphenburger Park, 1979 – 1982

Jahr	Anzahl markierter Igel	Wiederrunde markierter Igel		
		1980	1981	1982
1979	44	20	8	1
1980	64	—	28	4
1981	62	—	—	12

Tab. VII stellt die beobachtete Fluktuation markierter Igel im Botanischen Garten/Nymphenburger Park dar. Aus dieser Tabelle geht folgendes hervor: Von den 44 1979 markierten Igel wurde einer auch noch 1982 beobachtet. Dieser Igel hat, da es sich 1979 um ein adultes Tier handelte, mindestens 4mal überwintert. Anhand der Informationen aus dieser Tabelle muß man davon ausgehen, daß die Mortalität der adulten Igel, die mindestens einmal überwintert haben, wesentlich geringer ist als die juveniler Igel. In Kapitel 6.2.3 wird dargestellt, daß adulte Igel recht standorttreu sind, obwohl es auch immer wieder vorkommt, daß einzelne Igel nach dem Winterschlaf nicht mehr in ihre während des vergangenen Jahres genutzten Wohngebiete zurückkehren. Wird dieses Verhalten berücksichtigt sowie die Möglichkeit, daß nicht alle markierten Igel, die den Winterschlaf überlebt haben, auch tatsächlich im folgenden Jahr wiedergefunden wurden, so ergibt sich eine Sterblichkeit adulter Igel von etwa 20 – 40 %. Die Zahlen markierter Igel, die für 1982 angegeben sind, stellen keine verlässliche Schätzung dar, weil in diesem Jahr in diesem Gebiet nur mit Fallen gefangen wurde und keine regelmäßigen Kontroll- und Suchgänge durchgeführt worden sind. Deutlich ausgeprägte Populationschwankungen wie z. B. BERTHOUD (1981) und JEFFRIES et al. (1968) feststellen, konnten in dieser Arbeit wegen der kurzen Zeitspanne nicht eindeutig nachgewiesen werden. Die Ergebnisse der Fallenfänge (s. 6.1.2.6.) sowie die Ergebnisse über die Straßensterblichkeit (6.7.3.) weisen jedoch in diese Richtung.

Ab Mitte bis Ende Mai wurden jedes Jahr einige Igel beobachtet, die ein ungewöhnliches Verhalten zeigten. Und zwar wurde dies sowohl bei natürlich als auch bei in Menschenobhut überwinterten Tieren festgestellt. Diese Igel rollten sich z. B. beim Berühren kaum ein und waren in dieser Zeit ausgesprochen lethargisch. Sie verließen zwar ihr Nest, bewegten sich jedoch kaum weiter als 30–40 m während der ganzen Nacht von diesem fort.

Bei diesen Tieren handelte es sich sowohl um mehrjährige als auch einjährige Igel, die zwischen 400 und 700 Gramm wogen. Nur in einem von insgesamt 12 beobachteten Fällen konnte mit Sicherheit festgestellt werden, daß das Tier einging. Hier handelt es sich um ein Ende Mai 600 Gramm schweres Weibchen.

Über die Mortalitätsraten natürlicher Igelpopulationen ist aus der Literatur nur wenig bekannt. Nach MORRIS und REVE (briefl.) liegt die Sterblichkeit adulter Tiere nach dem ersten Winter bei etwa 30 %, die von Jungtieren zwischen 65–80 %. Diese Daten stimmen recht gut mit den in dieser Arbeit gemachten Schätzungen von 20–40 % bei adulten Tieren und 70–80 % bei Jungtieren überein.

6.1.2.5. Verteilung und Abwanderung

Aus der Literatur ist bekannt, daß Igel große Entfernungen zurücklegen können (BERTHOUD, 1981; HERTER, 1938; BURTON, 1969). In den beschriebenen Fällen wird jedoch erwähnt, daß die Igel meistens wieder

an ihren Ausgangspunkt zurückkehren. Während dieser Arbeit wurde nur einmal beobachtet, daß ein ♂ eine Strecke von 4 km zurücklegte und nicht an den Ausgangspunkt zurückkehrte. Hier handelte es sich um ein in Menschenobhut überwintertes Männchen. Bevor dieser Igel überfahren wurde, hatte er sich jedoch schon 12 Tage in dem 4 km vom Aussetzungsort entfernt liegenden Gebiet aufgehalten, so daß man davon ausgehen kann, daß das Tier nicht mehr zum Ausgangspunkt zurückgekehrt wäre. Alle anderen beobachteten Wanderungen betragen weniger als 1,5 km. In keinem Fall verließen die Tiere jedoch ihre Population völlig, sondern suchten sich nur an anderen Stellen ein neues Wohngebiet.

Jungigel scheinen etwa ab Anfang Oktober mobiler zu werden. Von den 55 Wägungen von jungen Igel wurden 51 im Botanischen Garten gemacht. Ab etwa Oktober nahm die Zahl beobachteter junger Igel im Botanischen Garten deutlich ab (Tab. VI). Etwa in der gleichen Zeit verließen mehrere adulte Igel kurz vor Beginn des Winterschlafes ihre Wohngebiete (s. 6.2.). Zwei dieser Jungigel wurden Mitte und Ende Oktober im Nymphenburger Park gefunden, etwa 500 m von dem letzten Beobachtungspunkt im Botanischen Garten entfernt. Anfang bis Mitte Oktober hat die Mehrzahl der Jungigel ein Gewicht von gut 400 Gramm erreicht, das vielleicht mit ein Faktor ist, der den Beginn der Dispersion der Jungigel bestimmt. Der Winterschlaf hatte zu diesem Zeitpunkt noch nicht begonnen, da alle Igel mit Sender noch aktiv waren.

6.1.2.6. Dichte

Dichtebestimmungen an freilebenden Igelpopulationen stoßen auf erhebliche methodische Schwierigkeiten. Die Bestimmung absoluter Dichten erschien von vorne herein unrealistisch. Bei Berücksichtigung des Raum-Zeit-Verhaltens der Igel hätte hier eine Fläche von mindestens etwa 40 ha, dem größten Wohngebiet entsprechend, abgedeckt werden müssen. Dies war allein aus praktischen (Transport der Fallen) und zeitlichen Erwägungen im Rahmen dieser Arbeit nicht durchführbar. Die Bestimmung relativer Dichten war für die Zielsetzung dieser Arbeit ausreichend und stellte, bei entsprechender Versuchsanordnung (s. 4.3.), auch keine unüberwindlichen praktischen Probleme dar.

Die erzielten Ergebnisse in den einzelnen Fanggebieten sind miteinander vergleichbar, da die Versuchsanordnung in allen Gebieten die gleiche war. Es ist jedoch denkbar, daß das Fangergebnis durch unterschiedliche Witterungsverhältnisse wie Temperatur und Niederschlag beeinflusst wurde, da bekannt ist, daß gerade diese beiden Parameter die Aktivität der Igel beeinflussen können (s. 6.6.).

Da die Ergebnisse der Fänge aus den Gebieten, in denen über zwei oder mehrere Perioden gefangen wurde, jedoch nicht deutlich voneinander abweichen, kann man davon ausgehen, daß äußere Einflüsse unerheblich gewesen sind.

Tabelle VIII

Resultate der Fallenfänge

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	x	xx
1		n.s.	n.s.	n.s.	s.	s.	s.	s.	s.	16	35
2			n.s.	n.s.	s.	s.	s.	s.	s.	14	41
3				n.s.	s.	s.	s.	s.	s.	13	36
4					s.	s.	s.	s.	s.	13	42
5						n.s.	n.s.	n.s.	s.	7	14
6							n.s.	n.s.	s.	6	17
7								n.s.	s.	5	14
8									n.s.	7	7
										3	5

1 - 3 Bot. Gart

4 Mauern

5 Nymphenburger Park

6 - 7 Pleitmannswang

8 Treffelstein

9 Aigen/Inn

x Anzahl verschiedener Igel pro Fangperiode

xx Gesamtzahl gefangener Igel (mit Wiederfängen)

Signifikanzschwelle t-Test $p = 0,05$ $t = 2,101$

s. signifikanter Unterschied

n.s. nicht signifikanter Unterschied

In Tab. VIII sind die Resultate der einzelnen Fangperioden dargestellt. Um zu prüfen, ob die in den einzelnen Gebieten erzielten Ergebnisse statistisch signifikant voneinander abweichen, wurde das Ergebnis aus jeder Fangperiode mit allen anderen Einzelergebnissen verglichen und mit dem t-Test auf Signifikanz geprüft. Diese gegenseitigen Beziehungen sind ebenfalls in Tab. VIII dargestellt.

In allen Fanggebieten waren die Fallen in gleicher Anordnung auf einer Fläche von 2 ha aufgestellt. Im Botanischen Garten waren die Fallen in den Fangperioden 1 + 2 in dem gleichen Gebiet und auf den gleichen Stellen aufgestellt. Während der Fangperiode 3 befanden sich die Fallen etwa 200 m weiter im nördlichen Teil des Gartens.

Aufgrund der Fangergebnisse lassen sich die einzelnen Fanggebiete in drei Gruppen unterteilen (Tab. VIII, doppelte Striche). Die Ergebnisse jeder einzelnen Gruppe sind untereinander nicht signifikant verschieden, während sie im Vergleich zu den Einzelergebnissen der anderen Gruppen signifikant verschieden sind. Eine Ausnahme bildet hier der Unterschied zwischen 8 und 9, der nicht signifikant ist.

Die in Tab. VIII dargestellten Ergebnisse (Spalte x) können nicht als die Populationsdichte in den entsprechenden Gebieten gewertet werden. Dies geht bereits aus der Tatsache hervor, daß während der Fangperiode 3 im Botanischen Garten auch Igel gefangen wurden, die bereits während der Fangperioden 1 + 2 gefangen worden sind. Weiter wurde bereits in 6.2. dargelegt, daß auch die Wohngebiete von ♀♀ erheblich größer als 2 ha sind. Da die Fallen in allen Fanggebieten fast ausschließlich auf Rasen- und Wiesenflächen aufgestellt worden sind, die als optimale Nahrungsbiotope gelten müssen, mußte hier mit erhöhten Fangergebnissen gerechnet werden. Weiter müßten zur Dichtebestimmung auch die Nestbiotope flächenmäßig berücksichtigt werden, was die Zahl der Igel pro Flächeneinheit wiederum reduzieren würde.

Die in Tab. VIII dargestellten Ergebnisse aus den einzelnen Fanggebieten sind sehr unterschiedlich. Die verschiedenartigen Ausgestaltungen der Biotope in den Fanggebieten können hierfür eine erste Erklärung abgeben. Ein weiterer Faktor ist die Größe des zur Verfügung stehenden Lebensraums. So waren in dem 5-6 ha

großen Dorf Pleitmannswang weniger Igel zu erwarten als in dem Dorf Mauern, das 2-3mal so groß ist oder im Botanischen Garten, der etwa 22 ha groß ist. Weiter kommen natürliche Populationsschwankungen als Erklärung für die unterschiedlichen Ergebnisse in Betracht. Hier ergibt sich nun die Möglichkeit eines interessanten Vergleiches zwischen der Rate überfahrener Igel der Jahre 1976-1982 (Tab. XXIIa) und den in Tab. VIII dargestellten Fangergebnissen. Die Schwankungsbreite der Werte in Tab. XXIIa (Summe der einzelnen Jahre) entspricht, in relativen Werten ausgedrückt, in etwa der Schwankungsbreite der Werte aus Spalte x aus Tab. VIII. Dies deutet darauf hin, daß natürliche Populationsschwankungen für die unterschiedlichen Fangergebnisse mitverantwortlich sind. So ist z. B. der deutlich gegen alle anderen Fanggebiete abfallende Wert von Aigen dadurch zu erklären, daß hier 1980 die Population durch eine Krankheit stark dezimiert worden ist.

Die Angaben über relative Dichten von freilebenden Igelpopulationen sind sehr unterschiedlich, was sicherlich in erster Linie auf methodische Schwierigkeiten zurückzuführen ist. Weiter sind in unterschiedlichen Biotopen auch unterschiedliche Dichten zu erwarten. Aufgrund der Wiederfunde markierter Igel sowie der Resultate der Fallenfänge werden in dieser Arbeit Schätzungen von 0,5 - 3 Igel/ha gemacht. In Biotopen wie z. B. dem Botanischen Garten wird die Dichte eher noch größer sein.

Die höchsten bisher festgestellten Igeldichten werden aus Neuseeland gemeldet. CAMPBELL (1973) stellte hier Dichten von 8/ha und 4/ha für Sommer und Winter fest. BROCKIE (1957) und PARKES (1975) geben Dichten von 2,5/ha und 1,1/ha an. Der gleiche Wert (2,5/ha) wird auch von WODZICKI (1950) angegeben. BERTHOUD (1981) gibt sehr unterschiedliche Dichten für verschiedene Gebiete in der Schweiz an. Sie reichen von 0,2/ha bis zu 1,4/ha. Genauere Angaben über die angewendeten Methoden fehlen jedoch leider. REEVE (1982) und BURTON (1969) geben für England Dichten von 1/ha und 2,5/ha an. Die in dieser Arbeit festgestellten, geschätzten Werte passen größenordnungsmäßig also durchaus in den bisher bekannten Rahmen.

6.2. Wohngebiete

Das Wohngebiet-Konzept (Home-range) wird gemein-

hin dazu benutzt, um die Fläche darzustellen, die von einem Tier während einer bestimmten Zeit genutzt wird. Bei der in dieser Arbeit verwendeten Definition des Wohngebietes werden kurzfristige Wanderungen, die das Tier außerhalb seines normalerweise genutzten Wohngebietes unternimmt, nicht bei der Größenbestimmung berücksichtigt (BURT, 1943).

Zur Berechnung der Größe eines Wohngebietes stehen eine Vielzahl von Möglichkeiten zur Verfügung (vgl. z. B. SANDERSON, 1966). Die hier benutzte Methode wurde wegen ihrer Einfachheit und unkomplizierten Anwendung ausgewählt, obwohl sie einige Nachteile in sich trägt (MACDONALD et al., 1980). Da Igel nicht territorial sind (s. u.), das heißt die Lebensraumnutzung durch raumgebundene Intoleranz nicht das Sozialgefüge berührt, ist die Auswahl einer einfachen Methode durchaus gerechtfertigt.

Eine Größenbestimmung von Wohngebieten ist deutlich abhängig von der Anzahl der Beobachtungen (STICKEL, 1954). Dies wird noch durch die Tatsache verkompliziert, daß die gemessenen Wohngebiete in dieser Arbeit in ihrer Größe sehr unterschiedlich sind und man davon ausgehen muß, daß bei kleineren Wohngebieten eine geringere Anzahl von Beobachtungspunkten zur Flächenbestimmung ausreichend ist als bei größeren. Zur Berechnung der monatlichen Wohngebietsgrößen wurden 15 Beobachtungspunkte als Minimum festgesetzt. Dies erscheint aufgrund eigener Erfahrungen sowie anderer Autoren (REEVE, 1982) und Interpretation der Ergebnisse als ausreichend. Um zu prüfen, ob die jahreszeitliche Abhängigkeit der Wohngebietsgrößen nicht durch die Anzahl der pro Monat gemachten Peilungen beeinflusst wurde, wurde ein Test auf Korrelation zwischen der Größe der monatlichen Wohngebiete und der entsprechenden Anzahl der monatlichen Peilungen durchgeführt. Hierzu wurde die durchschnittliche Anzahl der Peilungen pro Tier und Monat verwendet. Die Monate Mai und Oktober wurden unberücksichtigt gelassen, da hier, bedingt durch die Aktivität der Igel, weniger Peilungen gemacht wurden. Eine Korrelation besteht hier nicht zwischen den Werten, so daß man davon ausgehen kann, daß die Wohngebietsgrößen von der Anzahl der gemachten Peilungen nicht beeinflusst wurden. Für den Botanischen Garten/Nymphenburger Park betrug $r = 0,35$ und für Mauern $r = 0,12$. Die angegebenen Wohngebietsgrößen können nur als relative Werte angesehen werden und auch aus anderen Gründen nur unter Vorbehalt auf andere Populationen übertragen werden.

6.2.1. Größe

Die Tabellen IX und X geben die jährlichen Wohngebietsgrößen der einzelnen Igel wieder. Aus diesen Tabellen geht hervor, daß Männchen und Weibchen sehr unterschiedliche Wohngebietsgrößen aufweisen. Die Größen bei den Männchen reichen von 6–42 ha ($n = 7$), bei den Weibchen von 3–22 ha ($n = 14$), im Botanischen Garten/Nymphenburger Park und von 14–22 ha ($n = 2$) bei den Männchen und 5–21 ha ($n = 8$) bei den Weibchen in Mauern. In diese Darstellung sind alle telemetrierten Igel einbezogen, auch die in Menschenobhut überwinterten und wieder ausgesetzten. Wie weiter unten noch darzustellen sein wird, fallen bei einigen ausgesetzten Igelweibchen einige Besonderheiten auf, die u. a. auch die Größe der Wohngebiete betreffen. Bleiben diese Igel unberücksichtigt, so ergibt sich eine Spannweite der Wohngebietsgrößen der Weibchen von 3–14 ha ($n = 9$) im Botanischen Garten und 8–12 ha ($n = 3$) in Mauern.

Ganz unberücksichtigt bei diesen Angaben bleibt ♂ Nr. 8 aus Mauern. Hier handelt es sich zumindest für diese Arbeit um einen Sonderfall. Dieser Igel, der im Mai 1982 ausgesetzt wurde, verließ sofort nach dem Aussetzen die Ortschaft und wanderte nach mehreren Zwischenaufenthalten über eine Strecke von etwa 4 km Luftlinie bis in die nächste Ortschaft, wo er jedoch überfahren wurde. Das Gebiet, in dem sich dieser Igel 1982 aufhielt, entspricht einer Fläche von ca. 2,1 km². Diese Fläche wurde nach der gleichen Methode ermittelt wie die Größen der obigen Wohngebiete.

Tabelle IX

Wohngebietsgrößen adulter Igel im Botanischen Garten/Nymphenburger Park

Igel	Geschlecht	Größe in ha	
		1980	1981
1	♂	6	6
2	♀	14	9
3	♀	12	7
4	♀	6	—
5	♂	32	—
6	♀	3	—
10	♀	10	10
13	♂	15	—
14	♀	6	7
15	♀	10	—
16	♀	8	7
18	♂	33	29
19	♂	—	42
x	♀	—	5
x	♀	—	13
x	♀	—	7
x	♀	—	22
x	♀	—	12
28	♂	—	27
29	♂	—	37
30	♀	—	14

x = ausgesetzte Igel

Tabelle X

Wohngebietsgrößen adulter Igel in Mauern

Igel	Geschlecht	Größe in ha	
		1981	1982
1	♀	8	—
2	♀	9	10
3	♀	12	7
4	♀	5	—
5	♂	21	22
6	♂	14	—
x	♀	—	9
x	♂	—	2,2 km ² s. Text
x	♀	—	10
x	♀	—	21
11	♀	—	8

x = ausgesetzte Igel

Die Fläche von 2,1 km² kann sicher nicht als das tatsächliche Wohngebiet dieses Igels angesehen werden. Hier handelt es sich ganz offensichtlich um eine Ausnahme.

Um zu prüfen, ob Männchen und Weibchen signifikant unterschiedlich große Wohngebiete besitzen, wurden die Daten mit dem parameterfreien »U-Test« von Mann-Whitney getestet. Hiernach besteht ein signifikanter Unterschied in der Größe der Wohngebiete von ♂♂ und ♀♀ ($p = 0,05$, $U = 24$, $Z = 46$) (Abb. 1). Obwohl ♂ Nr. 1 im Vergleich zu den anderen ♂ ein ungewöhnlich kleines Wohngebiet hatte und so eine teil-

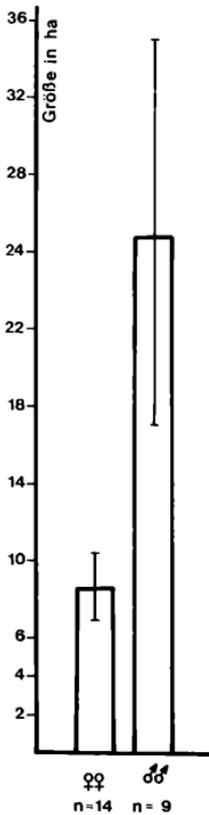


Abbildung 1

Wohngebietsgrößen männlicher und weiblicher Igel im Botanischen Garten/Nymphenburger Park.

weise Überlappung der Wohngebiete von ♂♂ und ♀♀ gegeben ist, ist der Unterschied dennoch auf dem 5 %-Niveau signifikant.

Auf den ersten Blick erscheinen die Größenwerte für die Wohngebiete der Igel ♂♂ von bis zu 40 ha ungewöhnlich groß, zumal es sich um kleine Tiere handelt. Es ist jedoch keine Seltenheit, daß ein männlicher Igel in einer Nacht eine Strecke von 1 km und mehr zurücklegt. Im Juli/August 1981 legte der Igel Nr. 19 in mehreren Nächten mehr als 1,5 km pro Nacht zurück. In der Nacht vom 12. zum 13. August, in der von diesem Igel 12 Ortungen gemacht wurden, betrug die Entfernung zwischen den einzelnen Ortungen bereits 1,6 km. Hierbei ist jedoch immer nur die gerade Linie zwischen zwei aufeinanderfolgenden Ortungen gemessen worden. Die tatsächliche zurückgelegte Strecke ist mit Sicherheit wesentlich größer und kann sicherlich verdoppelt werden.

Nach BERTHOUD (1981) können Igel in einer Nacht mehrere Kilometer zurücklegen. REEVE (1982) gibt hier genauere Daten an. Nach diesen Ergebnissen sind die pro Nacht zurückgelegten Strecken von männlichen und weiblichen Igel statistisch signifikant verschieden. Männchen legen eine Entfernung von durchschnittlich 1690 m zurück, während es die Weibchen auf 1006 m bringen.

Die Entwicklung der Wohngebietsgrößen von ♂♂ und ♀♀ zusammengefaßt zeigt, auf die Zeitabschnitte der einzelnen Monate bezogen, in beiden Untersuchungsgebieten ein recht charakteristisches Bild. Die Wohngebiete sind im Mai und Oktober am kleinsten, im Juli und August am größten. Diese Tendenz ist in Mauern stärker ausgeprägt als im Botanischen Garten, was u. U. auf den unterschiedlichen Umfang des Materials zurückzuführen sein könnte (Abb. 2). Werden die monatlichen Wohngebietsgrößen von ♂♂ und ♀♀ getrennt verglichen (Abb. 3), so ergibt sich ein sehr ähnliches Bild. Sowohl die Wohngebietsgrößen von ♂♂ als auch von ♀♀ folgen im Jahresablauf, wieder auf die einzelnen Monate bezogen, dem gleichen Muster, wie die zusammengefaßten Wohngebietsgrößen. Die Wohngebiete der ♂♂ sind jedoch auch hier erheblich größer als die der ♀♀. Diese Darstellung bezieht sich auf den Bo-

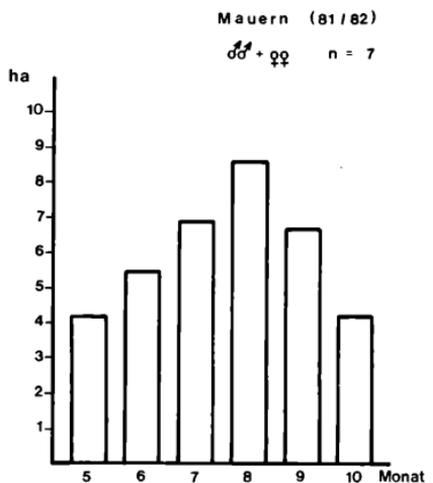
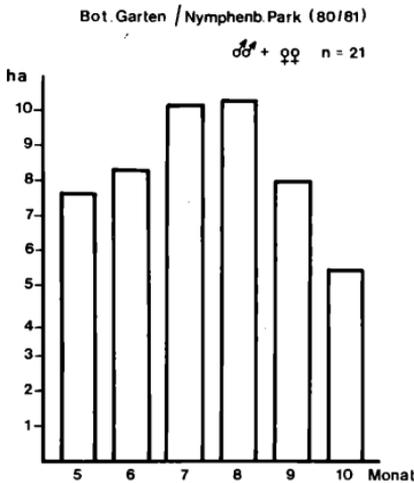


Abbildung 2

Monatliche Wohngebietsgrößen adulter Igel in ha. (Ohne ausgesetzte Igel).

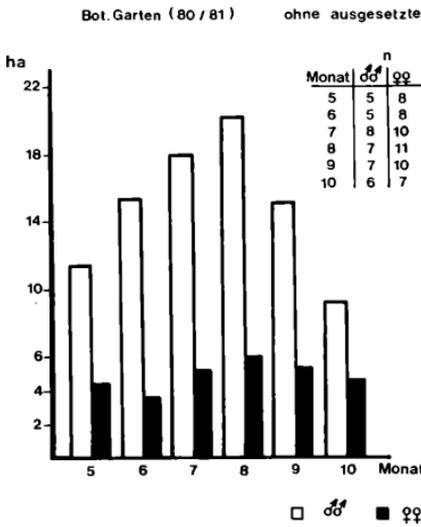


Abbildung 3

Wohngebietsgrößen von männlichen und weiblichen Igel nach Monaten getrennt.

tanischen Garten/Nymphenburger Park. Eine gleichartige Auswertung der Werte aus Mauern wurde wegen der geringen Werte für ♂♂ nicht durchgeführt. Bei einem Vergleich der Wohngebietsgrößen der ausgesetzten und unter natürlichen Bedingungen überwinterten Igel ♀♀ ergibt sich folgendes Bild:

Die Jahreswohngebiete sind bei den ausgesetzten Tieren um 3 ha ($\bar{x} = 11,8$; $n = 5$; $s = 6,6$) bzw. um 2,2 ha ($\bar{x} = 11,25$; $n = 4$; $s = 3,14$) im Botanischen Garten/Nymphenburger Park bzw. Mauern größer als die Jahreswohngebiete der natürlich überwinterten Tiere ($\bar{x} = 8,8$; $n = 3,14$; $s = 3,14$; $\bar{x} = 9$; $n = 6$; $s = 1,78$) (Abb. 4).

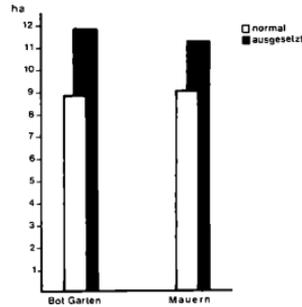


Abbildung 4

Wohngebietsgrößen natürlich überwintert und ausgesetzter weiblicher Igel im Botanischen Garten/Nymphenburger Park und Mauern in ha.

Werden die Wohngebietsgrößen nach Monaten aufgeteilt (Abb. 5), ergibt sich folgendes: In beiden Beobachtungsgebieten weichen die monatlichen Wohngebietsgrößen der ausgesetzten Igel von denen der natürlich überwinterten Tiere ab. Statistisch lassen sich diese Unterschiede jedoch nicht absichern. Mit Ausnahme des Mai folgen im Untersuchungsgebiet Mauern die Wohngebietsgrößen der ausgesetzten Igel etwa dem Muster natürlich überwinterten Tiere.

6.2.2. Standorttreue

Igel sind standorttreue Tiere, was die Lage und die Nutzung ihrer Jahreswohngebiete angeht. Bei einem Vergleich von Wohngebieten derselben Igel aus zwei aufeinanderfolgenden Jahren wird dies deutlich (Abb. 6 und 7).

Ausnahmen sind jedoch auch hier die Regel. So verließ Nr. 3 in Mauern zum Spätherbst 1981 sein das ganze Jahr über genutztes Wohngebiet und kehrte im nächsten Frühjahr nicht nach dort zurück (Abb. 8). Das gleiche wurde bei ♂ Nr. 1 im Botanischen Garten beobachtet, das im Spätherbst 1981 sein das ganze Jahr über genutzt

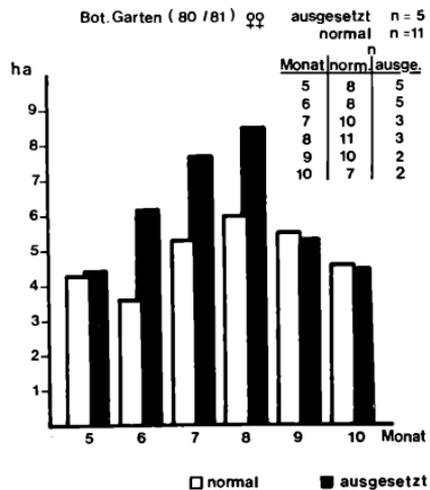
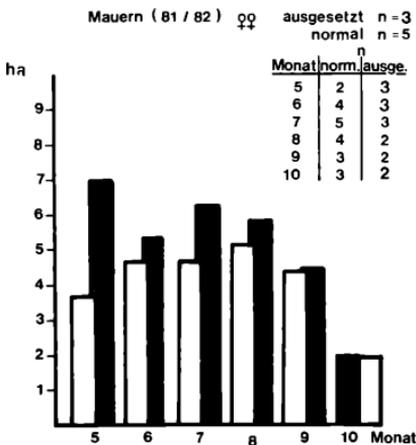


Abbildung 5

Monatliche Wohngebietsgrößen natürlich überwintert und ausgesetzter weiblicher Igel in ha.

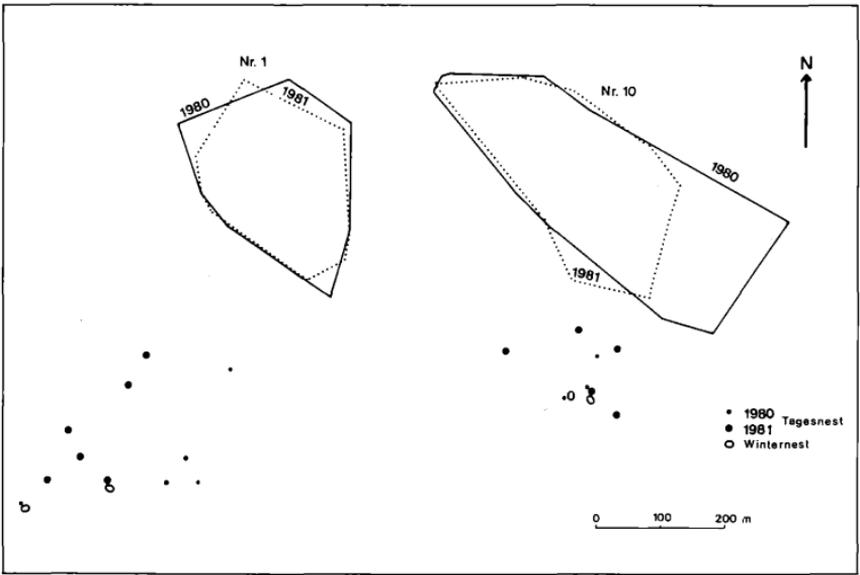


Abbildung 6

Lage der Wohngebiete und Winterschlafnester der Igel Nr. 1 (männlich) und Nr. 10 (weiblich), Botanischer Garten/Nymphenburger Park.

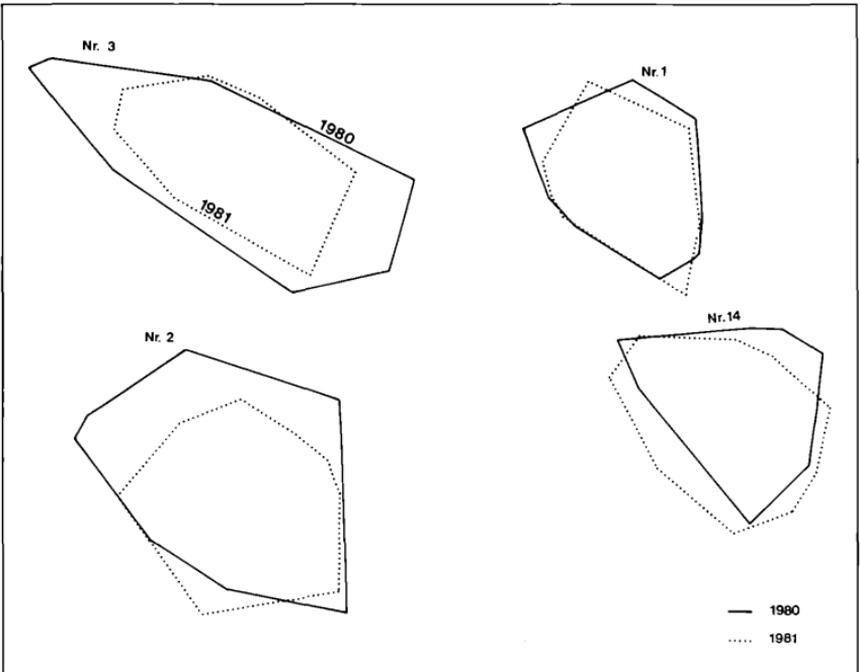


Abbildung 7

Lage der Wohngebiete der Igel 1, 2, 3 und 14, Botanischer Garten.

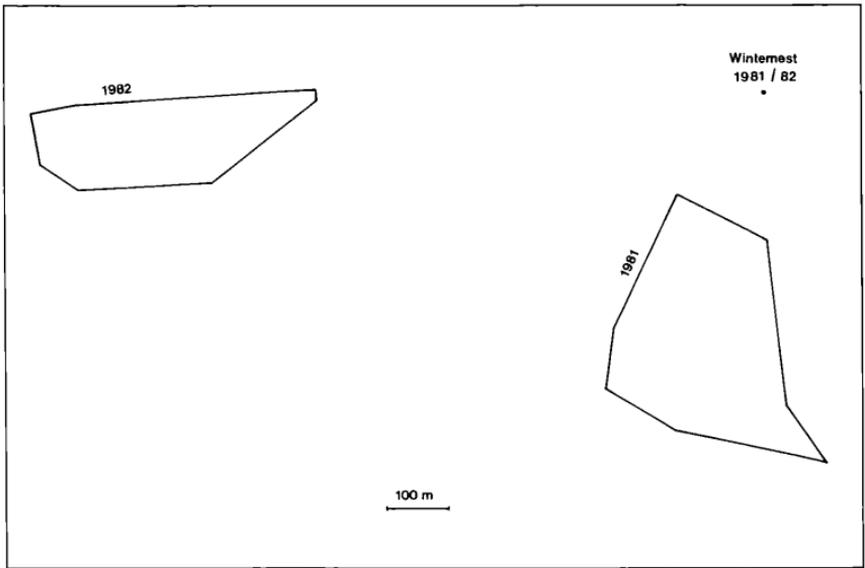


Abbildung 8

Lage der Wohngebiete und Winterschlafnest von Igel Nr. 3 in Mauern.

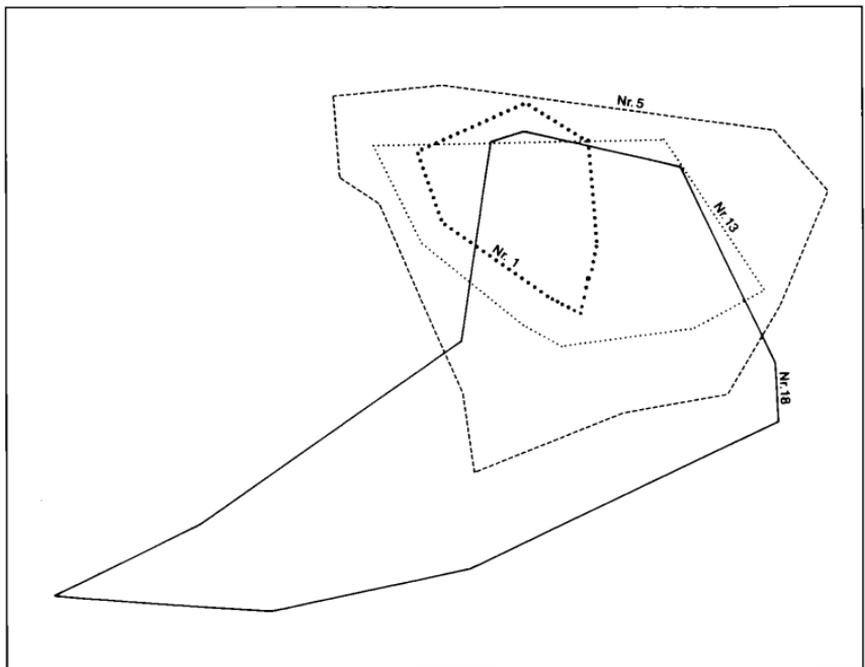


Abbildung 9

Lage der Wohngebiete verschiedener männlicher Igel zueinander, 1980.

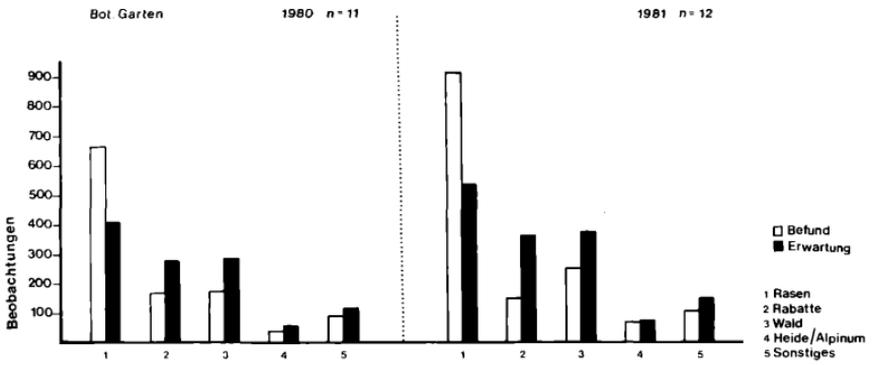


Abbildung 10

Biotopnutzung der Igel im Botanischen Garten.

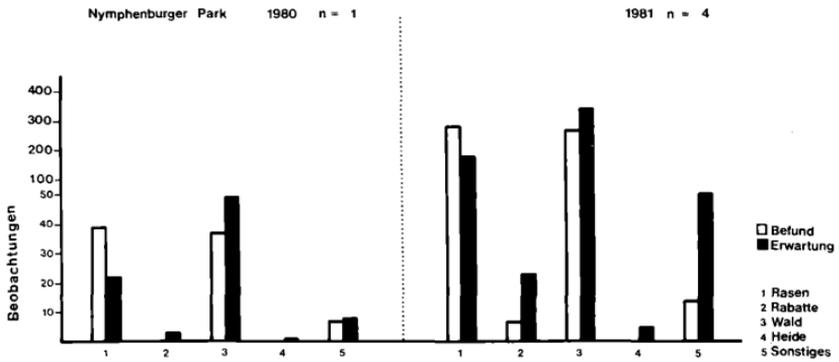


Abbildung 11

Biotopnutzung der Igel im Nymphenburger Park

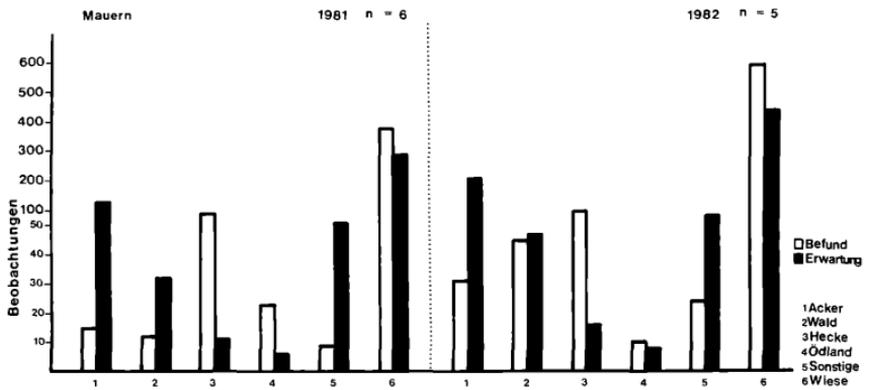


Abbildung 12

Biotopnutzung der Igel in Mauern.

tes Wohngebiet verließ und 1982 nicht zurückkehrte. Dieses Männchen wurde 1982 zweimal während der Fangperioden im Nymphenburger Park in Fallen gefangen. 1980 hatte dieses ♂ ebenfalls im Spätherbst sein Wohngebiet verlassen, war jedoch im Frühjahr 1981 nach dort zurückgekehrt (Abb. 6). Ein unerwartetes Phänomen wurde im Spätherbst bei mehreren Igel beobachtet. Wenige Tage vor dem Winterschlaf verließen diese Tiere ihr angestammtes Wohngebiet und suchten Gebiete auf, in denen sie vorher noch nicht beobachtet worden waren (Abb. 6). Bei diesen Tieren handelte es sich um 3 ♂♂ und 6 ♀♀.

Von den 6 ♀♀ kehrte nur ♀ Nr. 3 in Mauern (s. Abb. 8) nicht in sein angestammtes Wohngebiet zurück. Durch Fallenfänge bzw. die Telemetrie konnte nachgewiesen werden, daß alle anderen ♀♀ zurückkehrten.

♂ Nr. 1 kehrte, wie bereits beschrieben, 1981 in sein Wohngebiet zurück, während ♂ Nr. 12 entweder den Winter nicht überlebte oder nicht wieder in sein altes Wohngebiet zurückkehrte, da es dort weder während der nächtlichen Kontrollgänge gefunden, noch in Fallen gefangen wurde.

♂ Nr. 6 in Mauern überlebte den Winter nicht (s. Kap. Feinde), so daß sein Verhalten nicht weiter verfolgt werden konnte. Die Entfernungen, die bis zum endgültigen Winterschlafnest zurückgelegt wurden, konnten 500 m – 600 m betragen.

6.2.3. Territorialität

Während dieser Arbeit konnte bei den Igel keine Territorialität nachgewiesen werden, wobei Territorialität dann gegeben ist, wenn geschlechtsgleiche Artgenossen aktiv aus einem bestimmten Gebiet vertrieben werden und dieses Gebiet durch geeignete Methoden markiert wird. Das letztere ist sehr schwierig bei freilebenden Igel nachzuweisen. Bei gefangenen Igel ist deutliches Markieren während der Paarungszeit nachgewiesen (PODUSCHKA, 1969). Raumbundene Intoleranz, d. h. aktives Vertreiben und Nichtdulden von geschlechtsgleichen Artgenossen konnte jedoch nicht festgestellt werden, obwohl mehrere Male ♂♂ in nächster Nähe beobachtet wurden. Nach obiger Definition dürften sich die Wohngebiete der einzelnen ♂♂ auch nicht überschneiden. Wie aus Abb. 9 hervorgeht, ist dies jedoch ganz eindeutig der Fall.

Die Angaben über Wohngebietsgrößen aus der Literatur sind z. T. recht widersprüchlich. Die hier gefundenen Werte stimmen recht gut mit denen von REEVE (1982) überein. (♂♂ \bar{x} = 32 ha, Reeve; und \bar{x} 25 ha in dieser Arbeit; bei den ♀♀ \bar{x} = 10 ha, Reeve; und \bar{x} = 9 ha in dieser Arbeit). BERTHOUD (1978) und KRISTIANSOHN et al. (1977) geben Territorien bzw. Wohngebiete an, die nicht größer als 4 ha sind. PARKES (1975) berechnete von seinen Daten theoretische Wohngebietsgrößen von 7,0 ha für ♂♂ und 12,9 ha für ♀♀. Die teilweise ganz erheblichen Unterschiede sind sicherlich nur zum Teil auf methodische Gründe zurückzuführen. So gibt BERTHOUD (1978) nicht genau an, wie er die Größe der Territorien gemessen hat. Weiter differenziert er offensichtlich zwischen Territorien und Wohngebiet, ohne den Unterschied näher zu erläutern.

Wohngebietsgrößen von 1,8 bis 2,5 ha, wie sie Berthoud (1978) angibt, erscheinen zumindest für ad. ♂♂ außerordentlich klein. Diese Tiere sind während der Paarungszeit besonders aktiv und legen dann beträchtliche Entfernungen zurück. Diese außerordentliche Akti-

itätsphase drückt sich auch in der Gewichtsentwicklung aus. Da Igel nicht in Paaren leben, sondern die ♂♂ die ♀♀ zur Paarung aufsuchen, müssen die ♂♂ möglichst große Entfernungen zurücklegen, um mit möglichst vielen paarungswilligen ♀♀ zusammenzutreffen. Dies ist sicherlich auch ein Grund dafür, daß die Wohngebiete der ♂♂ doppelt bis dreimal so groß sind wie die der ♀♀.

Die häufige Beobachtung, daß Igel beiderlei Geschlechts kurz vor dem Winterschlaf ihre Wohngebiete verlassen, erscheint auf den ersten Blick überraschend. Durch die oft weiten Entfernungen, die sie zwischen dem endgültigen Winterschlafnest und dem eigentlichen Wohngebiet zurücklegen, setzen sie sich größeren Gefahren aus. Weiter kann u. U. auch der Energieverbrauch überdurchschnittlich angehoben werden. PARKES (1975) und CAMPBELL (1973) berichten von Populations-Dichteunterschieden in Neuseeland zwischen Sommer und Winter. PARKES (1975) schreibt diese Unterschiede u. a. der Wintersterblichkeit zu. Die oben beschriebene Beobachtung könnte jedoch hier zu den Dichteunterschieden beitragen.

Über die Unterschiede der Wohngebietsgröße im Jahresablauf liegen aus der Literatur keine konkreten Angaben vor. MORRIS (1977) und REEVE (1982) vermuten jedoch, daß es hier Unterschiede gibt. Das Ansteigen und Abfallen der Wohngebietsgröße fällt in etwa mit dem Verlauf der Paarungszeit zusammen. Je weniger mobil die Igel in dieser Zeit sind, desto geringer ist die Wahrscheinlichkeit, daß sie mit Geschlechtspartnern zusammentreffen.

Das allgemeine Aktivitätsmuster des Igels kann u. U. auch zu diesem ausgesprochen jahreszeitlich bedingten Muster der Wohngebietsgrößen beitragen. Bei trockenem, warmem Wetter sind Igel am aktivsten, während sie bei nassem und kaltem Wetter am wenigsten aktiv sind. Dies wird durch PARKES (1975) bestätigt. So konnte es vorkommen, daß an kühlen, regnerischen Mai- oder Junitagen Igel ihr Nest gar nicht oder nur für 1-2 Stunden verließen. Im Juli/August wurde ein derartiges Verhalten nicht beobachtet.

Die Entwicklung der Wohngebietsgrößen im Jahresablauf folgt bei ausgesetzten ♀♀, wenn man die Mittelwerte nimmt, etwa dem Muster der natürlich überwinterten Igel. Betrachtet man jedoch die einzelnen Igel, so treten ganz erhebliche Unterschiede auf. So sind die Wohngebietsgrößen der ♀♀ 23, 24 und 26 im Botanischen Garten und von ♀ 10 in Mauern nicht nur in der Zusammenfassung mit am größten, sondern sie zeigen auch in Bezug auf die monatlichen Wohngebietsgrößen und in Bezug auf deren Lage zueinander ein abweichendes Bild. Die monatlichen Wohngebietsgrößen sind sehr unterschiedlich und passen sich nicht dem allgemeinen Jahresgang an. Die Lage zueinander ist ebenfalls ungewöhnlich, da sie sich kaum oder gar nicht überschneiden, was bei allen anderen Tieren nicht der Fall war. Alle vier Weibchen sind innerhalb von etwa 2 Monaten nach dem Aussetzen eingegangen, wobei nur die Todesursache von Nr. 23 bekannt ist. Bei diesem Igel wurde durch eine Sektion eine extrarenale Urämie festgestellt (s. 6.8.). Ob und inwieweit der Tod dieser Tiere mit dem hier beschriebenen abweichenden Verhalten erklärt werden kann, läßt sich bei dem geringen Umfang des Materials nicht eindeutig sagen; auszuschließen ist es nicht.

BERTHOUD (1981) beschreibt territoriales Verhalten beim Igel, gibt jedoch keine Definition an. In der vorliegenden Arbeit konnte Territorialität nicht nachgewiesen werden. Territorialität ist ein Phänomen, das im ganzen Tierreich verbreitet ist. Von Fischen, Vögeln und

Säugern ist es am eingehendsten beschrieben (WILSON, 1975). Territoriales Verhalten dient in den meisten Fällen dazu, sich wettbewerbsmäßig Zugang zu knapp bemessenen und knapp verteilten Ressourcen wie Nahrung, Geschlechtspartner, Lebensraum etc. zu verschaffen und diese zu monopolisieren. Territorialität ist zudem oft auch an bestimmte Sozialstrukturen gebunden. Aufgrund der Nahrungswahl und -gewohnheiten sowie der Sozialstruktur des Igels würde die Entwicklung von Territorialverhalten dieser Art eher Nachahls Vorteile bringen. So ist die Nahrung des Igels mit graduellen Unterschieden diffus verteilt, so daß es bereits vom energetischen Standpunkt unsinnig erscheint, die Nahrung monopolisieren zu wollen. Weiter spricht auch die Sozialstruktur des Igels gegen eine Territorialität, da die ♂♂ die ♀♀ aufsuchen, und diese wiederum räumlich von einander getrennt leben, so daß eine Monopolisierung der Ressource »Weibchen« räumlich und zeitlich nicht möglich ist.

6.3. Lebensraumnutzung

Das Wissen um Lebensraumnutzung und Lebensraumansprüche ist besonders dann von Bedeutung, wenn es darum geht, bedrohte Arten durch gezielten Biotopenschutz zu erhalten, Schutzgebiete auszuweisen oder durch bestimmte Maßnahmen den Biotop zu gestalten und zu verbessern.

In den beiden Hauptuntersuchungsgebieten wurde des-

halb versucht, die Lebensraumnutzung des Igels genauer zu analysieren, um daraus Ansprüche an den Biotop ableiten zu können. In dieser Analyse werden ausschließlich Daten von telemetrierten Igeln verwendet.

Die Tabellen XI und XII stellen die Biotopnutzung aller telemetrierten Igel im Botanischen Garten/Nymphenburger Park in den Jahren 1980 und 1981 dar. Die Tabelle XIII zeigt die Biotopnutzung in Mauern.

Diese Darstellungen belegen deutlich, daß den Rasen/Wiesenflächen eine besondere Bedeutung zukommt. Während der Aktivitätsphasen sind die Igel eindeutig häufiger auf diesen Flächen zu finden als auf allen anderen.

Die Befunde übertreffen in jedem Jahr und in allen Gebieten die errechneten Erwartungswerte eindeutig, die bei gleichmäßiger Nutzung aller Biotopteile anzunehmen gewesen wären. Auch bei gleichartiger Analyse der Biotopnutzung der einzelnen Igel ergibt sich immer das gleiche Bild.

Rabatten- und Waldflächen werden während der Aktivitätszeit eher gemieden als gezielt aufgesucht. Bei Heide/Alpinum unterscheiden sich die Befund- und Erwartungswerte kaum, so daß hier nicht auf eine Bevorzugung bzw. ein Meiden geschlossen werden kann.

In Mauern ist die Bevorzugung bzw. das Meiden bestimmter Biotope ausgeprägter. Am deutlichsten ist hier die Abweichung von Befund und Erwartung bei land-

Tabelle XI

Biotopwahl des Igels im Botanischen Garten 1980 und 1981

	n = 11 1980			n = 12 1981	
	B	E	Fläche (%)	B	E
Rasen	664	412	36	917	538
Rabatten	173	275	24	152	359
Wald	174	286	25	250	373
Heide/Alpinum	44	57	5	71	75
andere	89	114	10	104	149
gesamt	1144	1144	100	1494	1494

E = Anzahl berücksichtigter Igel

B = Anzahl der tatsächlichen Beobachtungen in den einzelnen Biotopen

E = Erwartete Anzahl der Beobachtungen bei gleichmäßiger Nutzung aller Biotope (s. 6.4.)

Tabelle XII

Biotopwahl des Igels im Nymphenburger Park 1980 und 1981

	n = 1 1980			n = 4 1981	
	B	E	Fläche (%)	B	E
Rasen	39	22	26	287	153
Rabatten	—	3	4	7	23
Wald	37	49	59	274	343
Heide	—	1	1	—	5
andere	7	8	10	14	58
gesamt	83	83	100	582	582

n = Anzahl berücksichtigter Igel

B = Anzahl der tatsächlichen Beobachtungen in den einzelnen Biotopen

E = Erwartete Anzahl der Beobachtungen bei gleichmäßiger Nutzung aller Biotope (s. 6.4.)

Tabelle XIII

Biotopwahl des Igels in Mauern 1981 und 1982

	n = 6 1981		Fläche (%)	n = 5 1982	
	B	E		B	E
Acker	15	132	26	31	208
Wald	12	32	6	45	47
Hecke	90	11	2	95	16
Ödland	23	6	1	10	8
andere	9	58	11	24	88
Wiese	378	286	54	594	432
gesamt	527	525	100	799	799

n = Anzahl berücksichtigter Igel

B = Anzahl der tatsächlichen Beobachtungen in den einzelnen Biotopen

E = Erwartete Anzahl der Beobachtungen bei gleichmäßiger Nutzung aller Biotope (s. 6.5.)

wirtschaftlichen Nutzflächen (Acker) und bei den Hecken. Während Ackerflächen deutlich gemieden werden, suchen die Igel Hecken gezielt, vor allen Dingen als Schlafplätze auf. Daß Rasenflächen im weitesten Sinne von großer Bedeutung sind, wird auch hier, ähnlich wie im Nymphenburger Park/Botanischen Garten, bestätigt.

Bei einer Betrachtung der Bedeutung der einzelnen Biotope für die Nestwahl der Igel ergibt sich jedoch ein anderes Bild. Wie zu erwarten, werden zur Nestwahl andere Biotope aufgrund ihrer Strukturierung bevorzugt, da z. B. auf Wiesen- oder Ackerflächen praktisch keine Möglichkeiten zum Bau eines Nestes bestehen. Aus diesem Grunde wurde auch auf die Berechnung von Erwartungswerten verzichtet. Hier sind auch Unterschiede zwischen den beiden Populationen zu erkennen, die auf die Unterschiede in der Ausgestaltung des Gesamtbiotops zurückzuführen sind. Im Botanischen Garten/Nymphenburger Park sind die Biotope »Wald«, »Heide/Alpinum«, »Rabatten« und »Sonstige« für die Nestwahl von Bedeutung. Der relative Anteil ist bei Heide/Alpinum am größten, wohl deswegen, da die Igel hier am einfachsten Nester herrichten können, da vor allem im Alpinum eine Fülle von Hohlräumen, Löchern etc. vorhanden ist.

In Mauern sind die Hecken am bedeutsamsten für die Nestwahl, sowohl in absoluten als auch in relativen Zahlen ausgedrückt. Von zweitrangiger Bedeutung sind die Biotope Wald, Ödland und Sonstiges, wobei es sich bei letzterem meistens um Holzstapel, Scheunen, alte Gebäude etc. handelt. Auf Wiesenflächen und Äckern wurden keine Nester gefunden.

Die Befunde machen deutlich, daß für den Igel nur eine Kombination aus verschiedenen Biotopen artgerechten Lebensraum darstellen kann. Die beiden wesentlichen Komponenten des Igel Lebensraumes sind Rasen- und Wiesenflächen im weitesten Sinne für den Nahrungserwerb sowie solche Biotopanteile, die den Bau von Nestern ermöglichen. Eine Durchmischung beider Biotoptypen, wie sie z. T. im Botanischen Garten und auch in Mauern zu finden ist, wird den Lebensraumsprüchen des Igels und seiner Lebensweise sicherlich gerechter.

Aus der Literatur sind, mit einer Ausnahme, keine Arbeiten über Lebensraumpräferenzen des Igels bekannt. MORRIS (1977) vermutet jedoch, daß Wiesenflächen mit direkt anschließenden Waldrändern, Hecken usw. wesentliche Bestandteile von Igel Lebensraum sind. ESER (1982) hat versucht, anhand von Fallenfängen Aussagen über Lebensraumpräferenzen zu machen. Seine Resultate bestätigen eindeutig die in dieser Arbeit

gemachten Befunde. Während der Aktivitätszeit werden Rasen- und Wiesenflächen eindeutig bevorzugt. Dies gilt sowohl für den Botanischen Garten als auch für den Nymphenburger Park, wo Rabatten und Wald deutlich häufiger frequentiert wurden. Landwirtschaftliche Nutzflächen (Kartoffelacker und abgeerntetes Weizenfeld) werden gemieden. Auf diesen Probestflächen wurden keine Igel gefangen. Das gleiche gilt für Buchen- und Fichtenwald, in denen keine Igel gefangen wurden. Anhand dieser Fallenfänge konnte weiter nachgewiesen werden, daß die Igel während der Untersuchungszeit (September) den unmittelbaren Ortsbereich kaum verlassen und hier vornehmlich auf Wiesen- und Rasenflächen zu finden sind. Dies wird wiederum durch die telemetrischen Untersuchungen bestätigt. Im September/Oktober wurden die Wohngebiete der Igel wieder kleiner. In dieser Zeit verließen die Tiere den eigentlichen Ortsbereich kaum noch, es sei denn zum Aufsuchen des endgültigen Winterschlafnestes (s. 6.2.2.).

6.4. Lebensraumnutzung und Nahrungsangebot

Über die Gründe der recht eindeutigen Biotoppräferenzen des Igels liegen zum gegenwärtigen Zeitpunkt aus der Literatur keine auf konkrete Untersuchungen basierenden Informationen vor. Bei erster Betrachtung bietet sich jedoch folgende Erklärung an: Auf den Rasen- und Wiesenflächen steht dem Igel ein größeres Nahrungsangebot zur Verfügung, das zudem auch noch leichter erreichbar ist, als z. B. jenes im Wald, das unter einer Laubschicht verborgen ist. Mit anderen Worten: Die Chancen für den Igel sind größer, auf relativ kurz gehaltenen Grasflächen Regenwürmer, Schnecken oder Bodeninsekten zu erbeuten, als in der Laubstreu eines Waldes. Zur Prüfung der ersten Hypothese, daß nämlich die Beutetiere des Igels auf Grasflächen häufiger als in anderen Biotopen sind, wurden in verschiedenen Gebieten bodenzoologische Untersuchungen durchgeführt.

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen können in dem hier dargestellten Zusammenhang bereits aus methodischen Gründen nur ganz grobe Richtwerte darstellen und Tendenzen aufzeigen, da besonders die Aktivitäten, die für die Fangergebnisse maßgebend sind, nicht nur vom Biotoptyp abhängig sind, sondern auch von Feuchtigkeit, Witterung, Bodenstruktur, Bodennutzung, Jahreszeit etc. Weiter handelt es sich bei den Bodenarthropoden sowohl um eine systematisch als auch in Bezug auf ihre Lebensraumsprüche ausgesprochen heterogene Gruppierung, was eine Beurteilung noch weiter erschwert.

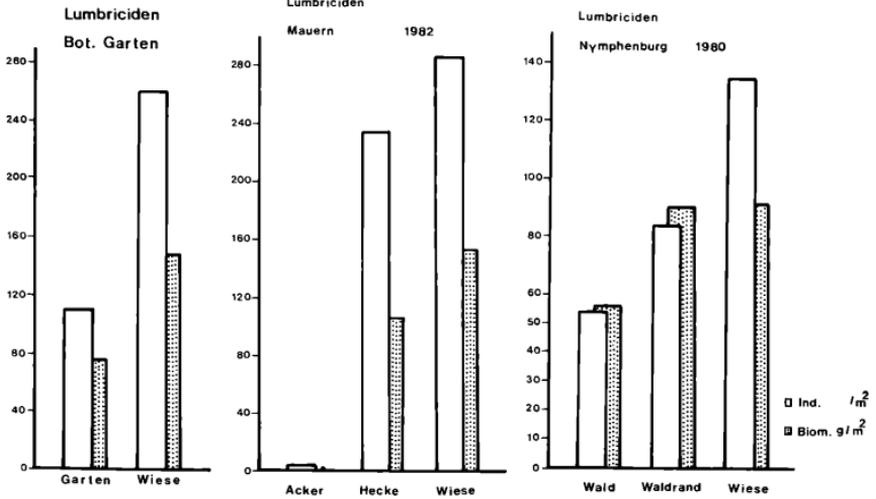


Abbildung 13a

Abbildung 13b

Abbildung 13c

Vergleich der Regenwurmbiomasse und Individuen pro m² in verschiedenen Biotopen, a) im Botanischen Garten, b) in Mauern, c) im Nymphenburger Park.

Bei den Regenwürmern ist die Situation einfacher, da es sich hier um eine systematisch eng umgrenzte Gruppe handelt und auch nur wenige Arten (insgesamt 10) vorkommen. Die Abb. 13+14 geben die Ergebnisse dieser Untersuchungen wieder.

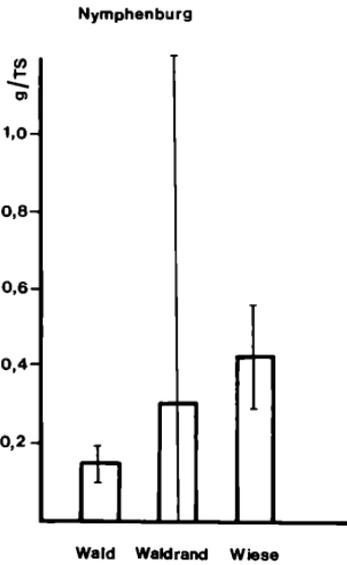


Abbildung 14a

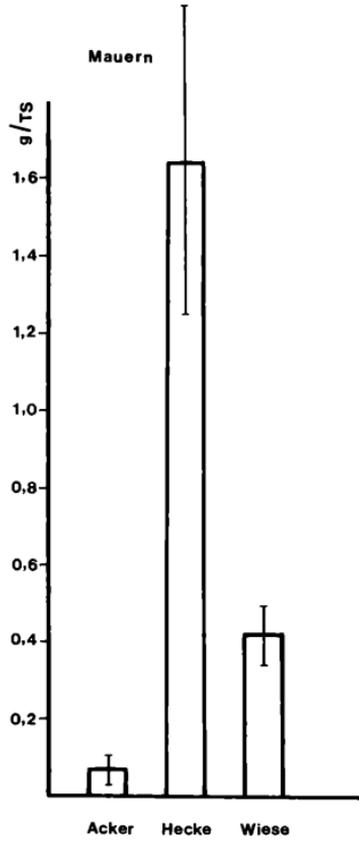


Abbildung 14b

Vergleich der Trockensubstanz von Bodenarthropoden und Schnecken in verschiedenen Biotopen, a) im Nymphenburger Park, b) in Mauern mit Angaben der Vertrauensgrenzen, s. auch Tab. XIV.

Ein Vergleich der Regenwurm trockenmasse zeigt, daß auf Wiesenflächen der Besatz immer größer war als in den anderen Biotopen. Die Unterschiede zwischen Wald: Wiese (Nymphenburger Park), Acker: Wiese (Mauern) und Rabatten: Rasen (Botanischer Garten) sind in allen Fällen statistisch signifikant. Bei dem Vergleich der Trockensubstanz der Bodenarthropoden inklusive Schnecken ergibt sich mit einer Ausnahme das gleiche Bild. Diese Ausnahme besteht darin, daß beim Vergleich von Hecke: Wiese in Mauern die Trockenmasse der untersuchten Tiere hier in der Hecke signifikant höher ist als auf der Wiese. Dies mag u. a. auch daran gelegen haben, daß die Anzahl der Gehäuseschnecken im Biotop Hecke sehr hoch lag. Dieser Unterschied blieb auch dann noch bestehen, war jedoch weniger ausgeprägt, nachdem die großen Gehäuseschnecken, wie z. B. *Arianta arbustorum*, unberücksichtigt blieben. Kleine Schnecken werden von den Igel mit Gehäuse gefressen. Die Unterschiede der Ergebnisse zwischen den Biotopen Wald: Wiese im Nymphenburger Park und Acker: Wiese in Mauern sind statistisch signifikant (Tab. XIV).

Tabelle XIV

Übersicht über die statistischen Unterschiede des Angebotes an Nahrung (Bodenarthropoden, Regenwürmer) in verschiedenen Biotopen

Bodenarthropoden und Schnecken

<i>Nymphenburger Park</i>			
	Wald: Wiese	Wald: Waldrand	Wiese: Waldrand
Sept. '80	s.	s.	n.s.
Juni '80	s.	n.s.	n.s.

<i>Mauern</i>			
	Acker: Wiese	Wiese: Hecke	Hecke: Acker
Sept. '82	s.	s.	s.

Regenwürmer

<i>Mauern</i>			
	Acker: Wiese	Wiese: Hecke	Hecke: Acker
Sept. '82	s.	s.	s.

<i>Nymphenburger Park</i>			
	Wald: Wiese	Wald: Waldrand	Wiese: Waldrand
Sept. '80	s.	s.	n.s.
Juni '80	s.	n.s.	n.s.

<i>Botanischer Garten</i>	
	Rasen: Rabatten
Juli '81	s.

s. = Unterschied signifikant
n.s. = Unterschied nicht signifikant

Auffallend sind die signifikanten Unterschiede im Regenwurmbesatz sowie an Bodenarthropoden und Schnecken zwischen dem Biotop Acker einerseits und Hecken + Wiese andererseits in Mauern. Diese Befunde werden auch durch andere Arbeiten bestätigt

(BAUCHHENS, unveröffentlicht). Hier kann man sicherlich davon ausgehen, daß das extrem niedrige Angebot an Beutetieren sowie das Fehlen von Nestbaummöglichkeiten in einem direkten Zusammenhang mit dem Meiden dieser Flächen durch den Igel steht.

Aufgrund der Lebensweise der Regenwürmer (EDWARDS et al., 1977) kann man davon ausgehen, daß der große Regenwurm (*Lumbricus terrestris*) als Beutetier unter den Regenwürmern am bedeutendsten ist. Er ist eine Art, die nachts an die Bodenoberfläche kommt. Die kleinen Arten kommen aufgrund ihrer unterirdischen Lebensweise nicht oder aber nur in ganz beschränktem Maße als Beutetiere in Betracht. Aufgrund seiner Größe stellt *L. terrestris* in allen Proben den weitest größten Anteil an Biomasse von der Gesamtheit der Regenwürmer dar. Dies ist exemplarisch aus den Tabellen XV und XVI zu ersehen. Bodenbearbeitung und -beschaffenheit sind für den Besatz an Regenwürmern von großer Bedeutung. Die vier untersuchten Parzellen im Botanischen Garten, die nicht auf den Rasenflächen lagen, wiesen sehr unterschiedliche Regenwurmdichten auf. In der Parzelle mit der höchsten Regenwurmbiomasse war im vorhergehenden Jahr eine größere Menge Rohhumus eingearbeitet worden. Auf eine tiefere Bodenbearbeitung wurde jedoch verzichtet. Eine andere Parzelle, die wie ein normaler Acker bearbeitet und jedes Jahr tief umgegraben wurde, hatte trotz Stallmistversorgung einen ausgesprochen niedrigen Besatz an Regenwürmern. Die untersuchten Rasenparzellen zeigten weit weniger unterschiedliche Ergebnisse.

Tabelle XV

Durchschnittliche Anzahl von Individuen verschiedener Regenwurmartens auf Rasen- und Rabattenflächen im Botanischen Garten

Art	Individuen/m ²	
	Rasenflächen	Rabattenflächen
<i>L. terrestris</i>	15,3	5
<i>A. terrestris</i>	5,6	3,5
<i>A. caliginosa</i>	5,6	0,5
<i>A. rosea</i>	13,2	3,1
<i>A. chlorotica</i>	44,3	26,6
<i>O. cyaneum</i>	0,3	0,2
<i>O. lacteum</i>	5,5	4,8
<i>L. castaneus</i>	16,2	—
<i>D. rubida</i>	—	0,8
<i>A. icterica</i>	—	0,2
∅ Summe adult	105,5	44,0
∅ Summe juvenil	155,0	64,25
∅ Summe gesamt	260,5	108,20

Tabelle XVI

Durchschnittliche Lebendbiomasse verschiedener Regenwurmartens auf Rasen- und Rabattenflächen im Botanischen Garten

Art	Lebendbiomasse g/m ²	
	Rasenflächen	Rabattenflächen
<i>L. terrestris</i>	50,1	23,9
<i>A. terrestris</i>	10,1	9,2
<i>A. caliginosa</i>	5,6	0,4
<i>A. rosea</i>	3,1	1,2
<i>A. chlorotica</i>	15,0	11,5

O. cyaneum	0,4	0,1
O. lacteum	8,7	5,9
L. castaneus	2,3	—
D. rubida	—	0,02
A. icterica	—	—
∅ Summe adult	94,4	52,13
∅ Summe juvenil	52,2	23,99
∅ Summe gesamt	146,6	76,12

Aus der sehr umfangreichen Literatur über Siedlungsdichten von Bodenarthropoden sind m. W. keine direkt vergleichbaren Ergebnisse vorhanden, die eine ganzheitliche Betrachtung der Arthropoden sowie Schnecken beinhalten. Es werden immer nur eine oder mehrere eng umgrenzte systematische Einheiten (Familie, Gattung, Art) untersucht und die berücksichtigten Biotope sind nicht miteinander vergleichbar. Selbst wenn ähnliche Untersuchungen verfügbar sind, ist eine Vergleichbarkeit noch nicht gegeben, da die Siedlungsdichten von Bodentieren extremen Schwankungen ausgesetzt sind (BRAUNS, 1968). Dies ist z. B. von TISCHLER (1958) für mehrere Gruppen und THIELE (1977) für eine Gruppe (*Carabiden*) nachgewiesen worden. TISCHLER (1955) und HEYDEMANN (1953) verweisen jedoch auf den allgemein bestehenden, abnehmenden Gradienten von Artenzahl und Individuendichte der Bodenarthropoden vom Grünland zum Acker.

Obwohl auch der Besatz an Regenwürmern, wie bereits oben dargestellt, stark schwanken kann, liegen hier aus der Literatur genauere Daten vor, die mit den hier erzielten durchaus vergleichbar und ähnlich sind (BAUCHHENSS, 1982; BAUCHHENSS, unveröffentl. Manuskript). Hier wird die generelle Tendenz deutlich, daß die Biomasse von Regenwürmern von Wiesen und Weiden über Wald/Hecken zum Acker abnimmt, auf dem oft praktisch gar keine Regenwürmer mehr zu finden sind.

Die hier dargestellten Unterschiede in der Dichte von Beutetieren in den verschiedenen Biotopen sind sicherlich nur eine Erklärungsmöglichkeit für die gefundenen Biotoppräferenzen. Die tatsächliche Verfügbarkeit der Beutetiere bzw. Erreichbarkeit ist sicherlich auch von Bedeutung. Weiter ist es auch für einen Igel einfacher, sich auf einer freien, kurzen Grasfläche zu bewegen als in dichtem Gestrüpp und Unterwuchs. Es ist denkbar, daß auch Witterungsfaktoren wie Wind, Feuchtigkeit und Temperatur die Biotopwahl des Igels beeinflussen können.

6.5. Winterschlaf

Der Igel gehört zu den echten Winterschläfern (EISENTRAU, 1956; HERTER, 1963). Der Winterschlaf des Igels dauert je nach klimatischen Bedingungen von etwa Oktober/November bis April/Mai. Über die physiologischen Vorgänge während des Winterschlafes sind wir beim Igel durch zahlreiche Arbeiten gut informiert (z. B. KRISTOFFERSSON, 1965, 1968; KRISTOFFERSSON et al., 1966, 1964 a, 1964 b; SMIT-VIS, 1962; SOIVIO, 1967; SUOMALAINEN, 1960; SUOMALAINEN et al., 1970; HERTER, 1934; siehe auch allgemeine Literaturliste).

Der Beginn des Winterschlafes war bei telemetrierten Igel sehr unterschiedlich. So war ♀ Nr. 2 am 23. November bei -4° noch aktiv; alle anderen Igel waren zu

dieser Zeit bereits bis zu 3 Wochen im Winterschlaf. Dieser Igel wog zu diesem Zeitpunkt 890 Gramm. Hatte die Igel einmal den Winterschlaf begonnen, so konnte in keinem Fall beobachtet werden, daß sie während des Winters aufwachten und ihr Winterschlafnest verließen. Alle vier Igel, die 1981 in Mauern mit Sendern in den Winterschlaf gingen, drei von ihnen hatten ihr Winterschlafnest weit außerhalb ihres während des ganzen Jahres genutzten Wohngebietes, wählten für die Lage ihres Winterschlafnestes Nord- bzw. Nordostlagen aus, wo bis in den April Schnee lag. Im Nymphenburger Park/Botanischen Garten war die Situation ähnlich. Von sechs Igel, die dort 1980 mit Sendern in den Winterschlaf gingen, hatten sich fünf nord- bzw. nordostexponierte Stellen für das Winternest ausgesucht, einer hatte eine Südlage ausgewählt. Die hier gemachte Beobachtung, daß anscheinend Nord- und Ostlagen für Winterester bevorzugt werden, gilt auch für neun weitere Winterester von Igel ohne Sender, die im Laufe der Arbeit gefunden wurden.

Die Beschaffenheit der Winterester war recht unterschiedlich. Während im Sommer, besonders an heißen Tagen, oft nur andeutungsweise ein Nest gebaut wird, das zudem auch oben offen sein kann, sind Winterester sehr kompakt und gut gegen Feuchtigkeit geschützt (MORRIS, 1973; HERTER, 1963).

Während dieser Arbeit wurden insgesamt 19 verschiedene Winterester gefunden. Drei befanden sich unter Holzstapeln, so daß sie nicht genau untersucht werden konnten. Von den 16 genauer untersuchten Nestern befanden sich 5 am Waldrand, 2 im Wald, 8 in Hecken und Gebüschgruppen und 1 auf einer mehrere Jahre nicht gemähten Grasfläche. Das letztgenannte Nest befand sich in einer kleinen Vertiefung und war nur notdürftig mit trockenem Gras und Blättern bedeckt. Einen runden Nestraum, wie ihn normalerweise Winterester aufweisen, hatte dieses Nest nicht. Dieser Igel (♀ Nr. 27) überlebte den Winter und hatte auch nicht deutlich mehr als andere Igel während des Winterschlafes abgenommen (s. u.). Weitere 4 Nester waren ebenfalls im Vergleich zu den verbleibenden 11 sowie den Beschreibungen aus der Literatur ungewöhnlich einfach gebaut. Sie bestanden eigentlich nur aus einem losen Blätterhaufen, der über dem auf nackter Erde schlafenden Igel lag. Einer dieser Igel (♀ juv.) überlebte den Winterschlaf nicht. Die drei anderen, ein Jungtier und zwei Adulte, wachten zumindest wieder auf und verließen Anfang April das Nest. Die verbleibenden 11 Nester bestanden alle aus einem kugelförmigen Hohlraum, der durch eine dicke Schicht von Blättern und trockenem Gras nach außen geschützt war. Das Nestmaterial war so angeordnet, daß in dem Hohlraum kein Regen- oder Schmelzwasser eindringen konnte. Die Nester waren nach dem Verlassen immer trocken.

Alle telemetrierten Igel verließen Anfang bis Mitte April während längerer Schönwetterperioden zum ersten Mal ihr Nest. Wurde es anschließend wieder kalt, wie z. B. 1980, als Anfang Mai noch Schnee lag, so zogen sie sich wieder in ihre Nester zurück. Es ist jedoch unwahrscheinlich, daß sie in dieser Zeit ein zweites Mal in den Winterschlaf gefallen waren, da sie bei leichtem Berühren sofort zusammenzuckten und einige sogar das bekannte Zischen vernahmen ließen. Dies ist bei tief im Winterschlaf befindlichen Tieren nicht der Fall. Diese kann man berühren und sogar in die Hand nehmen, ohne daß die Tiere Reaktionen zeigen.

Bei der endgültigen Beendigung des Winterschlafes ergaben sich bei den einzelnen Igel auch wieder erhebliche

che Unterschiede. So wachte ♀ Nr. 2, das als letztes in den Winterschlaf gegangen war, zuerst wieder auf (3. April). Zwischen dem Ende des Winterschlafes des ersten und des letzten Igels (Nr. 2 und Nr. 14) lagen 4 Wochen. Beide Tiere waren ♀♀. Bei den hier verglichenen Igeln handelt es sich ausschließlich um telemetrierte Igel.

Bei 14 Igeln konnte der Gewichtsverlust während des Winterschlafes hinreichend genau bestimmt werden. Alle 14 Igel wurden nach dem 15. Oktober und vor dem 20. April gewogen. Der Gewichtsverlust (Tab. XVIIa) dieser Igel bewegte sich zwischen 17 und 26 %. Bei ih-

die Igel Nord- und Ostlagen für ihre Winterester bevorzugen. Normalerweise sind die Winterester der Igel so gebaut, daß sie das Tier hinreichend gegen Feuchtigkeit und Kälte schützen (MORRIS, 1973). In diesen Lagen wachen die Igel erst auf, wenn es die allgemeinen Bedingungen zulassen und nicht schon nach einigen warmen Märztagen, wenn die Nachttemperaturen noch bis zum Gefrierpunkt und darunter fallen können. Dies könnte jedoch eintreten, befänden sich die Nester an exponierten Südlagen.

Der Vorgang des Erwachens aus dem Winterschlaf erfordert ein Vielfaches des normalen Energieverbrauch-

Tabelle XVIIa

Gewichtsentwicklung adulter Igel während des Winterschlafes

Igel	Geschlecht	Gewicht in Gramm		Gewichtabnahme	
		Herbst	Frühling	in g	in %
1	♂	1110	900	210	18,9
2	♀	890	700	190	21,3
3	♀	1180	960	220	18,6
10	♀	1160	820	240	22,6
14	♀	770	570	200	25,9
16	♀	970	740	180	19,5
18	♂	1380	1165	235	17,0
0195	♂	980	770	210	21,4
0173	♂	970	810	160	19,7
0233	♀	720	540	180	25,0
02	♀	810	630	180	22,2
03	♀	920	700	220	23,9
07	♂	1130	910	220	19,4
0073	♂	990	780	210	21,2

Tabelle XVII b

Gewichtsentwicklung juveniler Igel während des Winterschlafes

Igel	Geschlecht	Herbst	Gewicht in Gramm		
				Folgendes Jahr	
0185	♂	1. 10. 80	150 g	6. 6. 81	480 g
0057	♂	1. 10. 79	300 g	7. 6. 80	770 g
0192	♂	10. 10. 80	450 g	11. 5. 81	660 g
0194	♀	30. 10. 80	430 g	23. 4. 81	500 g
0184	♀	8. 11. 80	450 g	2. 6. 81	640 g
0174	♂	5. 10. 81	430 g	15. 5. 82	570 g
0197	♀	8. 10. 81	390 g	3. 6. 82	530 g
0095	♀	5. 10. 79	280 g	7. 8. 80	760 g
0190	♂	15. 10. 79	350 g	28. 7. 80	710 g
0233	♂	12. 10. 80	320 g	28. 8. 81	980 g
0153	♀	1. 10. 80	180 g	21. 7. 81	780 g

nen handelt es sich ausschließlich um adulte Igel. Für die Gewichtsentwicklung juveniler Igel vor und nach dem Winterschlaf vergl. 6.1.2.3. und Tab. XVII b.

Über ökologische Aspekte des Winterschlafes des Igels sind in der Literatur nur spärliche Angaben zu finden. Die Lage der Winterester mag auf den ersten Blick überraschen. Es erscheint jedoch durchaus sinnvoll, daß

ches (KRISTOFFERSSON et al., 1964). Deshalb kann sich ein zu frühes Aufwachen durchaus negativ auswirken, da dann keine Nahrung vorhanden ist und das Tier wieder in den Winterschlaf gehen muß, was wiederum erhöhten Energieverbrauch bedeutet (KRISTOFFERSSON et al., 1964).

Über die unterschiedliche Beschaffenheit von Winter-

nestern ist aus der Literatur wenig bekannt. MORRIS (1973) erwähnt, daß die meisten Igel, die während des Winterschlafes eingehen, junge Tiere sind. Er führt das u. a. auf die Unerfahrenheit dieser Tiere beim Nesterbau zurück. In den oben dargestellten Fällen handelt es sich jedoch mit zwei Ausnahmen um adulte Tiere. Über die Dauer des Winterschlafes wird in der Literatur sehr unterschiedlich berichtet. Dies ist sicherlich in erster Linie auf unterschiedliche klimatische Verhältnisse zurückzuführen. KRISTIANSSON (1981) gibt für Schweden 7 Monate an; nach OGWEN (1959) dauert der Winterschlaf je nach Region 5–6,5 Monate. HERTER (1963) gibt etwa 5 Monate an. In Neuseeland konnte jedoch festgestellt werden, daß auch während der dortigen Wintermonate (Juli–Oktober) immer einige Igel aktiv waren (PARKES, 1975).

Über die Gewichtsverluste des Igels im Winterschlaf sind in der Literatur unterschiedliche Angaben zu finden. KRISTOFFERSSON et al. (1964) geben 29–40 % Gewichtsverlust an, KAYSER (1961) 30–49 % und LIENHARDT (1979) 20–35 %. Lediglich die Angaben von LIENHARDT (1979) stimmen teilweise mit den in dieser Arbeit gefundenen Daten von 17–26 % überein (Tab. XVII). In wie weit methodische Aspekte diese Unterschiede verursacht haben, ist nicht zu beantworten. Klimatische Besonderheiten könnten jedoch auch hier eine Erklärung sein. Wird der Winterschlaf wegen Warmwetterperioden des öfteren unterbrochen und die Tiere finden keine oder nicht genügend Nahrung, so wird auf Grund der Tatsache, daß zum Erwasen ein wesentlich erhöhter Energieaufwand notwendig ist, die Gewichtsabnahme auch entsprechend größer sein.

Während dieser Arbeit konnte nicht beobachtet werden, daß Igel während des eigentlichen Winterschlafes ihr Nest verlassen, wie es z. B. von MORRIS (1973) und WALHOVD (1979) beschrieben wird. Aus Bayern wird das gleiche von WICKL (1979) beschrieben. Dieser Autor untersuchte die Nahrung des Uhus und fand dabei heraus, daß der Igel einen wesentlichen Beuteanteil in der Zeit vom 1.12–31.3. darstellt. Diese Beobachtungen stammen aus dem fränkischen Jura.

6.6. Aktivität

Nach den bei der Arbeit gemachten Beobachtungen kann man davon ausgehen, daß normalerweise ab Ende April/Anfang Mai der Winterschlaf der Igel beendet ist. In den Monaten Mai und Juni kommt es jedoch vor, daß bei nassem und kaltem Wetter einzelne Igel entweder nur für kurze Zeit (1–3 Stunden) oder aber gar nicht das Nest verlassen. Dieses Verhalten wurde in den Monaten Juli und August nicht beobachtet. Erst Ende September kommt es dann wieder vor, daß einzelne Igel bei kaltem, nassem Wetter, ähnlich wie im Frühjahr, verkürzte nächtliche Aktivitätsperioden haben oder auch ganz im Nest bleiben. Noch im Mai kommen einige Igel erst nach Eintritt der Dunkelheit aus ihren Nestern. Dies wurde in den Monaten Juni bis Ende September nicht mehr beobachtet. In der Zeit bis etwa Ende Juli/Anfang August wurden männliche Igel sehr oft bereits 1–3 Stunden vor Sonnenuntergang und noch lange nach Sonnenaufgang, in einem Fall noch morgens um 7.45 Uhr (August) aktiv beobachtet. Es scheint, daß in dieser Zeit männliche Tiere eher aus ihren Verstecken kommen und auch später nach dort zurückkehren als Weibchen. Wegen des quantitativ nicht ausreichenden Materials kann hier jedoch keine endgültige Aussage gemacht werden.

Während längerer Trockenperioden in den Sommermonaten scheinen vor allem ♀♀ zumindest in der ersten Nachthälfte weniger aktiv zu sein. Sie verlassen dann

zwar ihr Nest, bleiben jedoch meistens in dessen näherer Umgebung. BERTHOUD (1981) konnte ähnliche Beobachtungen machen. Wie bereits erwähnt, wird die Aktivität sicherlich nicht unerheblich von Faktoren der Witterung beeinflusst, z. B. Temperatur und Feuchtigkeit. So konnte PARKES (1975) eine deutliche Korrelation zwischen Bodentemperatur und Anzahl der aktiven Igel nachweisen. Die Minimaltemperatur für den aktiven Igel wird von verschiedenen Autoren unterschiedlich dargestellt. SUOMALAINEN et al. (1953) und EISENTRAU (1956) geben eine Lufttemperatur von 8–10°C an. Nach PODUSCHKA (1969) können Igel bis 0°C aktiv sein, und PARKES (1975) gibt 1°C als Minimaltemperatur an. Während dieser Arbeit wurden in mehreren Fällen aktive Igel noch bei Minustemperaturen beobachtet.

So kann man davon ausgehen, daß spätestens bei Bodentemperaturen von etwa 0°C die Igel in den Winterschlaf gehen.

Die Bedeutung von Feuchtigkeit in Form von Regen oder Tau für die Aktivität des Igels wird meistens vernachlässigt. Ein großer Teil der Beutetiere des Igels ist immer von Feuchtigkeit abhängig (z. B. Schnecken, Regenwürmer). Die Beobachtung, daß Igel nach längeren Trockenperioden weniger aktiv sind, mag darauf hindeuten, daß in dieser Zeit auch weniger Beutetiere zur Verfügung stehen. REICHHOLF (1983) konnte z. B. nachweisen, daß in Nächten mit bzw. nach Regenfällen doppelt so viele Igel überfahren werden als in trockenen Nächten. Weiter konnte er feststellen, daß nach längeren Trockenperioden weniger Igel überfahren werden (pers. Mitteilung).

Nach BRINCK et al. (1973) gehen ♂♂ früher in den Winterschlaf als ♀♀. Er führt dies darauf zurück, daß ♂♂ bereits im Juli/August nach Ende der Paarungszeit an Gewicht zunehmen, während die ♀♀ erst ab Ende August zunehmen, wenn die Jungen selbständig geworden sind. Diese Beobachtung kann auf Grund der Gewichtsentwicklung markierter Igel bestätigt werden.

6.7. Potentielle Gefährdungsursachen

Alle in der Bundesrepublik Deutschland gefährdeten Wirbeltiere sind in erster Linie durch vom Menschen verursachte Einflüsse und Veränderungen bedroht. Zu den wichtigsten Gefährdungsursachen zählen die Belastung mit Umweltgiften, Biotopzerstörung und die direkte Vernichtung durch den Straßenverkehr.

Über den Einfluß dieser Faktoren auf die Igelbestände liegen gegenwärtig keine detaillierten Untersuchungen vor. Dem Straßenverkehr wird meist eine besondere Rolle zugeschrieben.

6.7.1. Umweltgifte

Umweltgifte im weitesten Sinne, wie z. B. chlorierte Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle, die durch Ausbringung in Form von Pestiziden etc. in den Naturkreislauf gelangen, sind heute praktisch in allen Lebewesen nachweisbar. Am gefährdetsten durch diese Gifte sind jene Arten, die am Ende von Nahrungsketten stehen.

Über die Belastung des Igels mit Umweltgiften ist der Literatur nur sehr wenig zu entnehmen. BERTHOUD (1981) hat als einziger Untersuchungen an umfangreichem Material durchgeführt. Genau wie bei anderen Arten stellt sich jedoch auch beim Igel die Frage, bei welcher Belastungshöhe nachweisbare Störungen und Gefährdungen auftreten. Da derartige Aussagen heute für den Igel nicht möglich sind, wurde im Rahmen dieser Arbeit auf Rückstandsuntersuchungen verzichtet. Au-

Berdem sind diese Analysen sehr teuer und wären in ausreichend quantitativer Form nicht durch die vorhandenen Mittel des Projektes zu finanzieren gewesen.

Nach BERTHOUD (1981) nehmen Umweltgifte mit 21 % nach dem Straßenverkehr mit 23,6 % und vor den Parasiten mit 13,7 % den zweiten Rang bei den Sterblichkeitsursachen des Igels ein. Der Autor gibt jedoch nicht an, welche Intensität der Belastung durch die Umweltgifte er als Maßstab für die Zuordnung der Sterblichkeit angenommen hat (s.o.). Da in der gleichen Arbeit ein Synergismus zwischen Parasitenbefall und Belastung durch Umweltgifte festgestellt wurde, wird die Zuordnung der Sterblichkeit zu der einen oder anderen Kategorie noch schwieriger. Nicht geklärt ist in diesem Zusammenhang, ob die Beziehungen zwischen Parasiten und Umweltgiften zufällig oder kausal sind. Ein direkter Zusammenhang ist zumindest bislang noch nicht zweifelsfrei nachgewiesen worden. Die von BERTHOUD (1981) angegebene Rückstandsmengen lassen keinen eindeutigen Rückschluß auf die Todesursache zu, da, wie bereits erwähnt, keine Bezugswerte für die jeweilige letale Dosis vorliegen.

In den letzten Jahren hat es immer wieder Diskussionen über die Gefährlichkeit von Schneckenkorn für den Igel gegeben. Die Ansichten hierzu sind sehr gegensätzlich und auch widersprüchlich. In einem Gutachten der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich weist SCHLATTER (1976) durch Fütterungsversuche nach, daß Schneckenkorn bei direkter Fütterung bis zu einer Menge von 500 mg pro kg Körpergewicht für den Igel ungefährlich ist. Diese Mengen können in freier Natur kaum von einem einzelnen Igel aufgenommen werden. Zudem ist der analytische und damit auch der toxikologische Nachweis des Wirkstoffes des Schneckenkorns (Metaldehyd) außerordentlich schwierig, da er in kurzer Zeit in andere Verbindungen übergeht (Acetaldehyd). Trotz dieser bekannten analytischen Schwierigkeiten, das Metaldehyd nachweisen zu können, führt BERTHOUD (1981) 24 von insgesamt 37 Todesfällen durch Umweltgifte auf Metaldehyd zurück.

An Gegendarstellungen zu SCHLATTERs (1979) Untersuchungen fehlt es jedoch in der Literatur nicht. So führen WYDLER et al. (1976) gewichtige Gründe gegen die Unbedenklichkeit des Schneckenkorns und gegen das obengenannte Gutachten an. Die Fütterungsversuche wurden nur an 5 Tieren über wenige Tage durchgeführt, so daß sich negative Langzeitwirkungen, auch wenn der Wirkstoff Metaldehyd schnell in körpereigene Stoffe umgebaut wird, auf Gehirn, Nervensystem, Verdauungs- und Atmungsorgane damit nicht ausschließen lassen. Da es sich um 5 offensichtlich gesunde, erwachsene und gut ernährte Tiere gehandelt hatte, bleibt die Wirkung auf schwache und junge Tiere ungewiß. Weiter ist das Zusammenwirken des Giftstoffes Metaldehyd (Giftklasse 2) mit anderen Umweltgiften (Insektiziden etc.) völlig unbekannt. Da man jedoch durch die Ernährungsweise des Igels davon ausgehen muß, daß er relativ hohe Dosen an Gift mit der Nahrung aufnimmt, kann eine Wechselwirkung nicht ausgeschlossen werden.

Dies zeigt, daß es gegenwärtig nicht möglich ist, eine eindeutige Antwort auf die Frage nach der Gefährlichkeit des Schneckengiftes zu geben. Daher erscheint es weiter angebracht, auf die Anwendung des Mittels in den Gärten so weit wie möglich zu verzichten.

6.7.2. Biotopzerstörung

In den letzten drei Jahrzehnten sind die ökologischen Verhältnisse großer Gebiete der Bundesrepublik

Deutschland durch den Menschen sehr stark verändert worden, wobei der Trend stets von vielfältigen Strukturen zu eintönigen Landschaften ging. Die Artenvielfalt hat unter diesen Maßnahmen besonders gelitten. Viele Arten sind ganz verschwunden, andere durch schwindenden Lebensraum eingeengt worden. Zu letzteren gehört auch der Igel. Ein optimaler Igelbiotop besteht aus reich strukturiertem Gelände mit Hecken, Büschgruppen, Waldrändern mit ausreichendem Unterwuchs und guter Streuschicht sowie angrenzenden Wiesen und Weideflächen. Solche Lebensräume bieten dem Igel sowohl ein ausreichendes Nahrungsangebot als auch gute Möglichkeiten zum Bau seiner Nester für den Winterschlaf, die Tagesruhe im Sommer und für die Aufzucht der Jungen. Da der Igel die Nähe des Menschen nicht scheut, können z. B. naturbelassene Gärten und große Parkanlagen gute Lebensräume für ihn darstellen. Aufgrund der extrem starken Veränderungen unserer Landschaft, die den Igel aus weiten Teilen der landschaftlichen Kulturlandschaft vertrieben haben, müssen wir davon ausgehen, daß die Art noch in den 50iger Jahren eine wesentlich flächendeckendere Verbreitung aufwies als heute. In Gebieten, deren Vegetation und Oberflächenutzung, z. B. durch die Flurbereinigung, verändert wurde, wie große Teile Unterfrankens oder auch Niederbayerns, kommt der Igel heute nur noch inselartig vor.

Diese »Inseln« stellen die ländlichen Siedlungen und Dörfer dar, in denen sich der Igel weitgehend halten konnte. Durch diese inselartige Verbreitung werden neue Probleme geschaffen. Wegen der Größe der Verbreitungsinsel trennenden landwirtschaftlichen Intensivnutzflächen muß man davon ausgehen, daß heute schon viele Igelpopulationen weitgehend ökologisch und somit auch genetisch isoliert sind.

Anhand der während dieser Arbeit gemachten Beobachtungen über die Mobilität von Igelern erscheint es unwahrscheinlich, daß zwischen den durch mehrere Kilometer Kultursteppe getrennten Igelpopulationen ein hinreichender Austausch stattfindet, da es z. B. in diesen Gebieten weder ausreichend Nahrung gibt, noch Möglichkeiten zum Bau von Nestern vorhanden sind. Die auffallend niedrige Bestandsdichte in Aigen/Inn kann u. U. durch diesen Effekt erklärt werden (s. 6.1.2.6.). Je kleiner diese Verbreitungsinseln sind bzw. werden, umso größer wird die Gefahr, daß der Igel dort ganz verschwindet (vergl. MACARTHUR et al. 1967; MADER, 1980). So sind aus dem westlichen Landkreis Fürstfeldbruck zwei Siedlungen bekannt (Brandenberg, Jexhof), wo es nach Aussagen der Einwohner seit etwa 5–8 Jahren keine Igel mehr gibt, obwohl sie früher dort vorkamen. Beide Siedlungen, die aus ehemaligen Rodungsinseln entstanden sind, werden von Wald (vornehmlich Fichtenbestände) und großen, intensiv landwirtschaftlich genutzten Ackerflächen umgeben. Solche Biotope werden vom Igel gemieden (landwirtschaftliche Nutzfläche) oder nur nachrangig aufgesucht (Wald).

Wegen der zunehmenden Verinselung naturnaher Teile unserer Landschaft, die letztlich einer Biotopzerstörung gleichkommt, ist es also durchaus denkbar, daß der Igel lokal ausstirbt und es auch nicht zu einer Wiederbesiedlung kommt, wenn die bestehenden ökologischen Verhältnisse nicht verändert werden.

Im Gegensatz zu der oben dargestellten Biotopzerstörung sind in den letzten Jahren jedoch auch neue Biotope für den Igel geschaffen worden. Hierbei handelt es sich fast ausschließlich um neue Wohngebiete, die vornehmlich mit Einfamilienhäusern bebaut sind, deren Gärten »igelfreundlich« strukturiert sind.

6.7.3. Straßenverkehr

Der Straßenverkehr wird heute besonders von Tier-schutz- und Igelschutzvereinen als Gefährdungsursache Nr. 1 für den Igel bezeichnet.

Daß jährlich eine große Anzahl von Igel überfahren wird, ist unbestritten. Entsprechend reichhaltig sind auch die Veröffentlichungen, die sich mit der Straßensterblichkeit des Igels befassen (z. B. BERTHOUD, 1980; BROCKIE, 1959; HODSON, 1966; HANSEN, 1969; HEINRICH, 1978; SCHOENEMANN, 1977; PFTZNER, 1980; KNIERER, 1967; RETTIG, 1965; MASSEY, 1972; DAVIES, 1957; GOERANSSON et al., 1976).

Eine bloße Zählung der überfahrenen Igel reicht jedoch nicht aus, um populationsdynamische Einwirkungen bestimmen zu können. Dies ist erst dann möglich, wenn die Mortalitätsrate zur tatsächlich vorhandenen Igeldichte in Beziehung gesetzt wird oder die Erhebungen langfristig durchgeführt werden, so daß sie Bestandstendenzen sichtbar machen und andere detailliertere Erkenntnisse zulassen.

Auf Grund einer 7jährigen Untersuchung, deren Ergebnisse bereits teilweise veröffentlicht sind (REICHHOLF et al., 1981), konnte der Einfluß der Straßenmortalität auf Igelpopulationen doch hinreichend genau bestimmt werden.

Tab. XVIII stellt die Verteilung der überfahrenen Igel während des Erhebungszeitraumes dar (1976–1982).

Tabelle XVIII

Anzahl überfahrener Igel in sieben Untersuchungsjahren (1976 – 1982) auf der B 12 zwischen München und Passau, Länge der Kontrollstrecke 150 km

Jahr	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	Ø
Anzahl	148	170	154	101	156	130	139	142

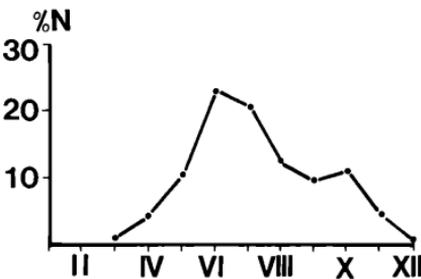


Abbildung 15

Jahreszeitliche Verteilung überfahrener Igel auf der B 12 zwischen München und Passau, 1976 – 1980, N = 707. Aus REICHHOLF und ESSER (1981).

Abb. 15 zeigt die Verteilung der überfahrenen Igel im Jahresablauf. Die in Tab. XVIII angegebenen Werte lassen keine statistisch gesicherte auf- oder absteigende Tendenz erkennen, so daß man davon ausgehen muß, daß der Igel großräumig nicht durch den Straßenverkehr in diesem Gebiet gefährdet ist.

Die Werte für 1981 und 1982 in der Tabelle wurden hochgerechnet, da im Frühjahr 1981 im Ortsbereich Mühlhof ein Igelschutzzaun errichtet wurde, der die Anzahl überfahrener Tiere von 11,1 pro Jahr auf 2 Igel pro Jahr reduzierte.

Bei der jahreszeitlichen Verteilung überfahrener Igel lassen sich zwei Maxima unterscheiden. Ein deutlich ausgeprägtes Hauptmaximum im Sommer und ein zweites weniger deutlich ausgeprägtes Nebenmaximum im Herbst. Das Hauptmaximum fällt in eine Periode, in der die Männchen auf Grund der Paarungszeit besonders aktiv sind, so daß dieses Maximum in erster Linie durch eine relativ hohe Anzahl überfahrener ♂♂ erklärt werden kann. GOERANSSON et al. (1976) bestätigen diese Ausnahme. Das Herbstmaximum wird sowohl durch junge Igel als auch umherstreifende adulte Igel verursacht, die ein geeignetes Winterschlafnest suchen.

Bei einer detaillierteren Analyse der Verteilung überfahrener Igel in Bezug auf angrenzende Biotope wird deutlich, daß die Igel funde nicht gleichmäßig über die gesamte Kontrollstrecke verteilt sind. In Tab. XIX ist dem Befund die Erwartung gegenübergestellt, die sich bei gleichmäßiger Verteilung der Igel unter Berücksichtigung der jeweiligen Streckenlänge ergibt. Hiernach werden in Siedlungen eindeutig mehr Igel überfahren als in den Biotoptypen Wald und Feldflur. Numerisch bedeutet dies, daß im Siedlungsbereich etwa 2 Igel/km/Jahr überfahren werden, während es in den Biotoptypen Wald und Feldflur 0,6 Igel/km/Jahr sind.

Eine weitere Analyse der Fundorte überfahrener Igel in den Siedlungen zeigt, daß in kleineren Siedlungen mit weniger als 1 km Durchfahrstrecke relativ mehr Igel überfahren werden als in Siedlungen mit Durchfahrstrecken von mehr als 1 km (Tab. XX). Die Sterblichkeitsquote in den großen Siedlungen ist in deren Randbereichen ihrerseits wieder wesentlich größer als in den Kernbereichen (Tab. XXI).

Diese Ergebnisse zeigen deutlich, daß die Straßenmortalitätsrate des Igels in kleinen Siedlungen und Randbereichen größerer Siedlungen am höchsten ist. Auf Grund der ökologischen Situation erscheint eine Gefährdung des Igels, falls überhaupt vorhanden, in kleinen Ortschaften am ehesten wahrscheinlich (s. 6.7.2.). Diese Möglichkeit wurde bereits von REICHHOLF et al. (1981) erwähnt. Wegen des nicht ausreichenden Datenmaterials konnte diese Annahme damals noch nicht überprüft werden.

REICHHOLF (1983) hat nun hier weiteres Material vorgelegt. Aus der Tab. XXII a + b wird deutlich, daß bei einem Vergleich der Rate überfahrener Igel in kleineren und größeren Siedlungen erhebliche Unterschiede auftreten. In Tab. XXII b sind die Werte für Mühlhof wegen des Igelzaunes hochgerechnet. In Tab. XXII a ist die Anzahl der überfahrenen Igel von Jahr zu Jahr in den einzelnen Orten großen Schwankungen unterworfen, es kommen insgesamt 15 Null-Werte vor, was von sich aus schon auf eine sehr uneinheitliche

Tabelle XIX

Verteilung überfahrener Igel auf Biotoptypen Aus REICHHOLF und ESSER (1981)				
	Si	Fl	Wa	Summe
B	376	256	57	689
E	184	418	87	689

B = Anzahl der überfahrenen Igel in den einzelnen Biotoptypen
E = Erwartete Anzahl überfahrener Igel in den einzelnen Biotoptypen bei gleichmäßiger Verteilung der Totfunde
Si = Siedlungsbereich
Fl = Feldflur
Wa = Wald

Tabelle XX

Gefundene (B) und erwartete (E) Anzahl überfahrener Igel in größeren (n = 13, L = 32 km) und kleineren Siedlungen (n = 19, L = 8 km)
Aus REICHHOLF und ESSER (1981)

	Siedlung > 1 km	≤ 1 km
B	67	70
E	110	27

Tabelle XXII

Entwicklung der jährlichen Igelverluste in Siedlungen unterschiedlicher Dimensionen
Aus REICHHOLF (1983)

a) kleinere Siedlungen									
Ortsnamen	1976	77	78	79	80	81	82	m	Varianz
Parsdorf	0	0	0	0	4	1	3	1.1	2.4
Neufarn	5	8	3	3	1	1	1	3.1	5.8
Aitersteinerling	0	2	0	0	1	2	3	1.1	1.3
Hohenlinden	3	16	4	3	9	6	3	6.3	19.9
Weiding	1	0	0	0	1	0	1	0.4	0.3
Teising	1	1	1	4	10	4	2	3.2	9.1
Markt-Ost	4	7	3	1	9	2	2	4.0	7.4
Erlach	1	8	2	1	1	0	0	1.8	6.7
Prienbach	3	2	0	0	2	1	3	1.6	1.4
Malching	6	12	2	5	3	4	3	5.0	9.7
Summe	24	56	15	17	41	21	21	27.6	193.8

b) größere Siedlungen									
Ortsnamen	1976	77	78	79	80	81	82	m	Varianz
Stadtrand München	2	3	4	3	5	3	3	3.3	0.5
Anzing	3	2	3	4	5	5	3	3.5	1.1
Forstinning-Schwaberwegen	4	5	2	0	5	3	5	3.4	3.1
Mülldorf	16	14	16	11	10	16*	13*	13.7	5.3
Markt	3	5	3	1	5	2	3	3.1	1.8
Summe	28	29	28	19	30	29	27	27.0	11.8

* Werte hochgerechnet wegen Errichtung eines Igelgeschützes

Grundgesamtheit schließen läßt. In Tab. XXII b zeigt sich ein ganz anderes Bild. Die Anzahl überfahrener Igel pro Jahr bleibt recht konstant, was sich auch in einer im Verhältnis zum Mittelwert wesentlich kleineren Varianz ausdrückt.

Aus diesen Darstellungen geht eindeutig hervor, daß die Igelpopulationen in kleineren Ortschaften größeren Schwankungen unterworfen sind als jene in größeren Ortschaften. Zahlenmäßig größere Populationen können durch den Kompensationseffekt Schwankungen

Tabelle XXI

Abhängigkeit der Quote überfahrener Igel von der Art des Biotops, auf einer Kontrollstrecke von 150 km (Igel/km/Jahr)
Aus REICHHOLF und ESSER (1981)

Fl = 0,6	Si-klein = 5,0	Kernbereich = 0,4 Randbereich = 5,3
Wa = 0,6	Si-groß = 1,2	
Si = 2,0		

Fl = Flur
Wa = Wald
Si = Siedlung

n = Anzahl der Siedlungen
L = Gesamtdurchfahrtsstrecke aller Siedlungen
B = Anzahl der überfahrenen Igel in den einzelnen Biotoptypen
E = Erwartete Anzahl überfahrener Igel in den einzelnen Biotoptypen bei gleichmäßiger Verteilung der Totfunde

Da die Verlustraten in kleineren Siedlungen bis zu 5 Igel/km²/Jahr betragen, kann bei einem Zusammentreffen erhöhte Sterblichkeit durch verschiedene Faktoren der Straßenverkehr durchaus entscheidend zu Schwächung und zum Erlöschen einer Population beitragen. Die biotopabhängige Verteilung der Totfunde von Igel zeigt, daß im Bereich von Siedlungen die meisten Igel überfahren werden. Hieraus folgt, daß in diesen Gebieten die Igeldichte weitaus höher sein muß als in den verglichenen Biotoptypen Wald und Feldflur.

Dies wird, zumindest als Tendenz, durch die Untersuchungen von ESER (1982) bestätigt. Dieser Autor fing auf den die Ortschaft Mauern direkt umgebenden landwirtschaftlichen Nutzflächen (Kartoffelacker, abgeerntetes Weizenfeld) keine Igel. Das gleiche gilt für Buchenmischwald und Nadelwald. In der Ortschaft selbst hingegen konnte der Autor insgesamt 7 Igel fangen. Ähnliche Resultate wurden in Treffelstein erzielt. Auf einer landwirtschaftlichen Nutzfläche (Mais und Wiese) etwa 600 m außerhalb der Ortschaft wurden keine Igel gefangen, während in der Ortschaft im gleichen Zeitraum und bei gleichartiger Anordnung der Fallen sieben Igel gefangen wurden. Eine Erklärung für diese Verteilung ist sicherlich in erster Linie darin zu suchen, daß intensiv ackerbaulich und forstlich genutzte Gebiete als geeigneter Igelbiotop nicht mehr in Betracht kommen, da hier die notwendigen Lebensgrundlagen für den Igel fehlen (s. 6.7.2.).

In der recht umfangreichen Literatur über die Straßenmortalität des Igels sind wenige Publikationen mit konkreten Zahlen über den Einfluß der Straßenmortalität auf die Populationsdynamik des Igels. GOERANSSON et al., (1976) geben die Straßenmortalität mit etwa 20 % an. Dieser Wert erscheint sehr hoch, wird jedoch, legt man eine Dichte von 2 Igel/ha zugrunde, in einigen Fällen auch fast während der oben zitierten Untersuchung erreicht. Direkte Dichtebestimmungen aus den betreffenden Ortschaften liegen nicht vor. Nimmt man jedoch die Ergebnisse der Fallenfänge aus den Ortschaften Treffelstein und Pleitmannswang als Berechnungsgrundlage (s. Tab. XVII), wird je nach Größe der Ortschaft und/oder Beschaffenheit des Biotops eine Igeldichte von 0,5–3 Igel/ha eine durchaus realistische Annahme. Auf dieser Grundlage ergibt sich eine geschätzte Straßenmortalität, die zwischen etwa 5–20 % schwankt. Diese Spanne kann, da keine genaueren Dichtezahlen vorliegen, jedoch nur einen groben Richtwert angeben. Soweit Angaben über die Verteilung überfahrener Igel vorliegen, stimmen diese mit den in dieser Arbeit gemachten Angaben überein. GOERANSSON et al., (1976) fanden 81 % aller überfahrenen Igel innerhalb von Ortschaften. Die Angaben anderer Autoren wie z. B. HEINRICH (1978) und KNIERER (1967) weisen in die gleiche Richtung. Das gleiche gilt für MASSEY (1972), der in England eine deutliche Abhängigkeit der überfahrenen Igel von dem umgebenden Biotop feststellte. Auch hier konzentrierten sich die Totfunde in Dörfern, an Rändern von Siedlungen und einzeln stehenden Gehöften. In freier Feld- und Waldflur waren weniger überfahrene Igel zu finden. Alle diese Angaben werden in deutlicher Weise durch diese Arbeit bestätigt: Auf 8,8 % der Untersuchungsstrecke, dem Anteil von Ortschaften an der Gesamtstrecke, wurden 86 % der überfahrenen Igel gefunden (REICHHOLF et al., 1981).

Diese Zahlen belegen in eindrucksvoller Weise, daß die Straßenmortalität stark lokalisiert auftritt und deshalb eine mögliche Gefährdung des Igels durch den Straßen-

verkehr auf diese Gebiete beschränkt sein muß. Um hierüber eine abschließende Aussage machen zu können, wären jedoch Bestimmungen der Siedlungsdichte in den entsprechenden Orten notwendig, die dann mit den Werten der Straßenmortalität direkt verglichen werden könnten.

Unter 6.2. wurde bereits beschrieben, daß ein Teil der Igel die angestammten, das Jahr über genutzten Wohngebiete zum Herbst verläßt. Diese Beobachtung wird ebenfalls durch die Verteilung der überfahrenen Igel bestätigt. Während im Sommer in den Monaten von Mai bis etwa Mitte September die Anzahl der überfahrenen Igel im Siedlungsbereich bei weitem überwiegt (bis 70 %), ändert sich dieses Bild ab Mitte September bei abnehmender Gesamtzunahme zugunsten der außerhalb der Siedlungen liegenden Flächen (bis 65 %), (REICHHOLF, unveröffentlicht).

6.7.4. Parasiten

Parasiten sind unter freilebenden Wildtieren weit verbreitet. Die Intensität des Parasitenbefalls kann jedoch unterschiedlich und von anderen Populationsparametern wie z. B. Dichte oder Beschaffenheit des Lebensraumes abhängig sein, so daß anhand des Parasitenbefalls Rückschlüsse auf den Populationszustand gezogen werden können. Dies setzt jedoch voraus, daß es sich um zufällig genommene Stichproben handelt. Dies war bei der vorliegenden Untersuchung der Fall. Die Kotproben, die auf Parasiten untersucht wurden (s. 4.10.), stammten ausnahmslos von lebenden Tieren. Es erschien nicht gerechtfertigt und war in diesem Rahmen auch nicht notwendig, zur Analyse des Parasitenbefalls eine größere Anzahl von Igel zu töten, obwohl mit dieser Methode der tatsächliche Verparasitierungsgrad genau hätte festgestellt werden können. Die hier angewandte Methode hat einen weiteren Nachteil. Die Parasiten, auf die hier untersucht wurde, werden mit dem Kot diskontinuierlich ausgeschieden (SAUPE, 1967; SCHÜTZE, 1979), d. h. wenn ein Befund negativ ist, bedeutet dies nicht, daß tatsächlich keine Parasiten vorhanden sind. Aus diesem Grund sind die hier angegebenen Verparasitierungsraten als Minimalwerte zu betrachten.

SMITH (1968) gibt eine Zusammenfassung der Parasiten des Igels. Die wichtigsten Endoparasiten sind: Lungenwurm (*Crenosoma striatum*) und Lungenhaarwurm (*Capillaria aerophila*) in den Atemwegen; Darmhaarwürmer (*Capillaria* sp.) und Igelbandwurm (*Hymenolepis erinacei*) kommen im Verdauungstrakt vor. Die wichtigsten Ektoparasiten sind der Igel Floh (*Archaepossylla erinacei*) sowie die Zecken *Ixodes ricinus* und *Ixodes hexagonus*. Geschwächte und verletzte Tiere werden oft von Fliegen der Gattung *Lucilia* (*Calliphoridae*) befallen (GERBER et al., 1963).

Tab. XXIII gibt die Resultate der Parasitenanalyse wieder. Aus dieser Darstellung geht folgendes hervor: Etwa 58 % der Igel sind mit Lungenwürmern infiziert, 59 % mit Lungenhaarwürmern, 73 % mit Haarwürmern. Der Igelbandwurm wurde nicht nachgewiesen. Der tatsächliche Verparasitierungsgrad muß jedoch aus oben genannten Gründen höher angesetzt werden. Dies wird auch an folgenden Beispielen deutlich. Von drei Igel (Nr. 28, 0034, 0192) wurden drei Proben genommen, die mehrere Tage auseinanderlagen. Bei den jeweils ersten beiden Proben war die Analyse auf Lungenhaarwurm und Lungenwurm negativ. Erst die dritte Probe brachte ein positives Ergebnis. Von den 19 Kotproben, in denen keine Parasiten nachgewiesen wurden, entfielen 8 auf adulte und 11 auf junge Tiere, d. h. Tiere, die im

Tabelle XXIII

Analyse des Parasitenbefalls

	Lungenwurm (%)		Lungenhaarwurm (%)		Darmhaarwurm (%)		Coccidien (%)		Igel-Saugwurm (%)	
+	44	58,6	45	58,5	57	66	12	70,6	8	72,7
++	28	37,4	24	31,2	34	35,8	5	29,4	3	27,3
+++	3	4	8	10,3	4	4,2	—	—	—	—
++++	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
gesamt	75	58,1	77	59,6	95	73,6	17	13,1	11	8,5

— Gesamtzahl der Einzelproben = 175
 — 28 Mehrfachproben von insgesamt 74 Individuen
 — Anzahl Proben von verschiedenen Individuen = 129
 — Proben ohne Parasiten = 19

+ vereinzelt
 ++ in mäßiger Zahl
 +++ in großer Zahl
 ++++ massenhaft

gleichen Jahr geboren worden sind. Durch Doppelproben wurde jedoch nachgewiesen, daß mit einer Ausnahme alle adulten Igel Parasiten hatten. Bei den jungen Igel konnten durch Mehrfachproben bei 2 Individuen ebenfalls Parasiten nachgewiesen werden.

BERTHOUD (1981) gibt an, daß junge Igel häufiger parasitenfrei sind. Dies ist wohl in erster Linie darauf zurückzuführen, daß diese Tiere erst im Alter von 3-6 Wochen mit den Parasiten, besonders dem Lungenwurm, in Berührung kommen, der ausschließlich durch Zwischenwirte (Nackt- und Gehäuse-schnecken) und eventuell Stapelwirte (Regenwürmer, Carabiden), was jedoch noch nicht schlüssig nachgewiesen ist, übertragen wird (SCHÜTZE, 1979). Weiter dauert die Entwicklung der Lungenwürmer im Igel, bis die ersten Larven mit dem Kot ausgeschieden werden, etwa 3 Wochen (SAUPE, 1976), so daß sie bei lebenden Tieren in der Regel frühestens in einem Alter von etwa 2 Monaten nachgewiesen werden können. Andere Parasiten, wie z. B. Capillarien, werden direkt aufgenommen, z. B. mit infiziertem Kot. Sie sind nicht auf Zwischenwirte in ihrer Entwicklung angewiesen. Ob diese Nematoden auch durch andere Tiere wie Regenwürmer etc., die evtl. als Sammel- oder Transportwirte dienen, übertragen werden, ist nicht nachgewiesen, jedoch durchaus möglich, da z. B. in Regenwürmern andere Capillariaarten nachgewiesen worden sind (EDWARDS et al., 1977).

Aus der obigen Tabelle wird weiter deutlich, daß massenhaftes Auftreten von Parasiten nicht vorkommt. Parasiten in großer Zahl kamen nur in sehr wenigen Fällen vor: in 4 % der Fälle beim Lungenwurm, 8 % der Fälle beim Lungenhaarwurm und 2 % der Fälle bei Darmhaarwürmern.

Nach BERTHOUD (1981) weisen 75 % aller Igel mindestens einen Endoparasiten auf, wobei die Nematoden (Lungenwürmer und Haarwürmer) mit 52 % am häufigsten sind, gefolgt von Trematoden mit 34 % und Cestoden mit 13 %. Der Gesamtverparasitierungsgrad, der bei dieser Arbeit festgestellt wurde, lag wesentlich höher. Mit einer Ausnahme hatten alle adulten Igel mindestens einen Parasiten. Hier sind die Darmhaarwürmer mit 73 % deutlich am häufigsten, gefolgt von Lungenhaarwürmern mit 59 % und Lungenwürmern mit 57 %. Coccidien und Trematoden sind mit 13 % und 8 % deutlich seltener.

Als Außenparasiten waren Flöhe praktisch auf jedem Igel zu finden, was durch die Untersuchungen von BRINCK et al. (1973) bestätigt wird. Diese Autoren

zählten bis zu 300 Flöhe pro Igel. Zecken wurden auf 73 % (n=125) der untersuchten Igel gefunden. Die Rate wird jedoch tatsächlich höher sein, da die untersuchten Igel sich normalerweise zusammenrollen und so die Bauchseite nicht sichtbar ist. Gerade dort sind die Zecken jedoch sehr häufig zu finden.

Insgesamt wurde bei 25 Igel ein Befall mit Fliegenlarven (*Calliphoridae*) festgestellt. 15 Tiere waren junge Igel. Die adulten Tiere waren entweder deutlich verletzt, z. B. Bißwunden, oder zeigten ein deutlich abnormes Verhalten. Drei der verletzten Igel wurden später mit verheilten Wunden wiedergefunden. Die jungen Igel waren äußerlich alle unverletzt. 4 dieser Jungigel wurden im gleichen Herbst ein- oder mehrmals wiedergefunden, wobei jedesmal keine Eier oder Larven mehr festgestellt werden konnten. Diesen Fliegenlarven wird nach ZUMPF (1965) eine antibiotische Wirkung bei der Wundheilung zugeschrieben. Von einem stark befallehen ♀, das einen dick angeschwollenen Hinterfuß hatte, wurden 15 Larven wahllos abgesehen. Von den daraus geschlüpften Fliegen wurden 8 (♂♂) als *Lucilia ampullacea*, 2 (♀♀) als *L. caesar* und 1 (♂) als *L. illustris* bestimmt. Die Bestimmungen wurden freundlicherweise von Herrn W. SCHACHT von der Zoologischen Staatssammlung durchgeführt. *Lucilia sericata*, als Hauptversucher der Myasis bekannt und in der Literatur auch vom Igel beschrieben, (NIELSON et al., 1978) konnte hier nicht nachgewiesen werden.

Die ausgesetzten Igel waren alle ekto- und endoparasitenfrei. Diese Tiere wurden 1981 und 1982 am 18. 5. ausgesetzt. Am 7. 6. wurden zum ersten Mal Darmcapillarien und Coccidien nachgewiesen. Am 27. 6., also gut fünf Wochen nach dem Aussetzen, wurde der Lungenwurm zum ersten Mal im Kot wieder nachgewiesen. Am 14. 6. wurde ♀ Nr. 23 tot aufgefunden. Vom Institut für Tierpathologie der Universität München wurden zu diesem Zeitpunkt einzelne Lungenwürmer nachgewiesen. Ab spätestens Mitte Juli hatten alle überlebenden Igel wieder alle Endoparasiten. Die ersten Flöhe und Zecken wurden bereits nach 3 Tagen gefunden.

In den letzten Jahren wird häufig über eine qualitativ und quantitativ zunehmende Verparasitierung bei Igel berichtet (LIENHARDT, 1979; RAMESEYER zit. in BERTHOUD, 1981). Diese Untersuchungen basieren fast ausschließlich auf Igel, die im Spätherbst in Igelstationen als untergewichtig oder krank etc. eingeliefert werden. Da es sich hier nicht um eine repräsentative Stichprobe aus einer oder mehreren freilebenden Popu-

lationen handelt, können diese Ergebnisse nicht verallgemeinert werden. Der Winter ist für natürliche Igelpopulationen sicherlich ein entscheidender, für Jungtiere mit Sicherheit der entscheidende limitierende Faktor. Daß hier schwache und spät geborene Igel besonders gefährdet sind, liegt auf der Hand.

Aus der Literatur sind meines Wissens keine Veröffentlichungen oder Daten bekannt, die einen Vergleich des Verparasitierungsgrades in früheren Jahren mit heute zulassen. Dies wäre notwendig, um zu belegen, daß die Verparasitierung nicht nur hinsichtlich der Zahl der befallenen Igel, sondern auch hinsichtlich der Intensität des Befalls zugenommen hat. Eine solche Zunahme erscheint jedoch nicht undenkbar, wenn man die Verbreitung des Igels genauer betrachtet. Daß diese mögliche Intensivierung des Parasitenbefalls sich jedoch populationsdynamisch in der Art bemerkbar macht, daß es zu einer Gefährdung des Igels durch Parasiten kommt, ist ganz unwahrscheinlich und widerspricht den bekannten ökologischen Wechselbeziehungen zwischen Wirt und Parasit.

Heute müssen wir davon ausgehen, daß Igel in solchen Biotopen am häufigsten sind, die stark vom Menschen in für diese Art günstiger Weise modifiziert worden sind, weshalb man sie auch durchaus als »Kulturfolger« bezeichnen kann. Die höchsten Igeldichten kommen nach den Resultaten dieser Arbeit in reich strukturierten Park- und Gartenanlagen, in städtischen Wohnsiedlungen mit großen Gärten und Grünflächen sowie in ländlichen Siedlungen vor. In großen, zusammenhängenden Waldgebieten sowie in großflächig, intensiv ackerbaulich genutzten Gebieten sind Igel ausgesprochen selten, d. h. sie werden eindeutig gemieden (s. 6.3.).

Biotope wie der Botanische Garten in München bieten optimalen Lebensraum für den Igel und lassen eine hohe Igeldichte zu. Im Botanischen Garten und auch in Wohngebieten mit vielen häufig gemähten Rasenflächen, die direkt über dem Boden eine dichte, verfilzte Schicht aus Gräsern, Kräutern und Moos aufweisen, hat sich ein idealer Kleinlebensraum für Schnecken gebildet. Es ist nun denkbar, daß durch dieses Nahrungsangebot an Schnecken die Infektionsrate mit Lungenwürmern größer wird. Zum anderen erhöht sich die Infektionsmöglichkeit der Igel untereinander mit z. B. *Capillaria*-Arten, die u. a. direkt aufgenommen werden, je mehr Igel ein Gebiet besiedeln. So konnte BERTHOUD (1981) nachweisen, daß die Infektionsrate mit Nematoden (Lungenwurm, Haarwürmern) in städtischen Gebieten höher lag als in ländlichen Gebieten, während bei den Trematoden und Cestoden die Situation umgekehrt war.

Der Einfluß der Verparasitierung auf die Sterblichkeit freilebender Igelpopulationen ist nur schwer nachweisbar, da es meistens mehrere Faktoren sind, die zum Tod eines Tieres führen. Nach BERTHOUD (1981) sind Parasiten für 13,7 % der Sterblichkeit verantwortlich. Nach TIMME (1980) sind die Parasiten sogar mit 39 % an den Todesursachen beteiligt. Die Autorin fügt jedoch hinzu, daß, soweit ersichtlich, es sich hier »überwiegend« um untergewichtige »Herbstigeln« handelt.

6.7.5. Natürliche Feinde

Trotz seines relativ dichten Stachelkleides, das den Igel auf den ersten Blick unverwundbar zu machen scheint, hat er doch einige natürliche Feinde. Während dieser Arbeit wurden insgesamt 10 Igel bzw. deren Reste gefunden, die ziemlich eindeutig von Fuchs oder Marder und evtl. auch Katze getötet worden waren. Alle Tiere wurden in Mauern bzw. Pleitmannswang gefunden. 3

dieser Tiere waren adult (2 ♀♀, 1 ♂). Ein ausgewetztes ♀ wurde 1981 möglicherweise vom Fuchs getötet. Reste dieses Igels wurden einschließlich Sender vor einem Fuchsbau mit Jungfuchsen wiedergefunden. Nachts zuvor war dieser Igel noch in seinem etwa 500 m entfernt liegenden Wohngebiet beobachtet worden. Ein ♂ mit Sender wurde aus dem Winterschlafnest geholt. Teile der Stacheln mit Sender wurden etwa 20 m vom Nest wiedergefunden. Ein drittes ♂ wurde im Oktober frisch getötet in dem Dorf Pleitmannswang aufgefunden. Alle drei adulten Igel waren schwerer als 600 Gramm. Die restlichen 7 Tiere waren allesamt Jungtiere, die im gleichen Jahr geboren worden waren. Sie waren eindeutig während der letzten 1-2 Tage vor dem Fund getötet worden. Da die Stacheln junger Igel relativ weich sind und auch noch nicht so dicht stehen wie bei adulten Tieren, erscheint es durchaus möglich, daß Jungigel von Mardern und auch großen verwilderten Hauskatzen getötet werden. Alle toten Jungigel waren von der Unterseite her verletzt worden. Da junge Igel sich noch nicht vollständig einrollen und auch der Hautmuskel offensichtlich noch nicht so stark entwickelt ist wie bei adulten Tieren, sind sie von der Unterseite her am gefährdetsten.

Der tatsächliche zahlenmäßige Einfluß von natürlichen Feinden auf freilebende Igelpopulationen ist schwer abzuschätzen. Obwohl alle 10 Tiere mit ziemlicher Sicherheit von Feinden getötet worden sind, bleibt unbekannt, ob diese Tiere eventuell krank oder verletzt waren und so später eingegangen wären. Weiter ist der Fund von getöteten Tieren doch mehr oder weniger Zufall, so daß ihre Anzahl nur einen ersten Hinweis auf den Einfluß der Räuber auf die Population geben kann.

Der relativ hohe Anteil von getöteten Jungigeln läßt jedoch vermuten, daß der Einfluß von Räubern größer ist, als gemeinhin angenommen wird. Auch kommen mit Sicherheit nicht nur Uhu (WICKL, 1979), sondern auch Fuchs, Marder, verwilderte Katzen und eventuell streunende Hunde in Frage.

Aus der Literatur gibt es mehrere Berichte, die den Igel als Beutetier behandeln. Hier handelt es sich jedoch fast ausschließlich um den Uhu als Feind. Durch nahrungsökologische Untersuchungen am Uhu, dessen Nahrungszusammensetzung recht gut bekannt ist, liegen hier quantitative Daten über die Anzahl getöteter Igel vor. Der Einfluß auf die bejagten Igelpopulationen bleibt jedoch auch hier weitgehend unbekannt (BEZZEL et al., 1976; BAUMGART et al., 1973; FÖRSTEL; 1977; FREY, 1973; ROSNOBELT et al., 1975; SCHÄFER, 1971; WICKL, 1979). Die Resultate dieser Untersuchungen zeigen, daß neben dem Feldhasen der Igel wichtigstes Beutetier des Uhus war, sofern der Igel in den Jagdrevieren des Uhus vorkam.

Der Anteil des Igels am Gesamtartenspektrum bzw. am Gesamtbeutegewicht der Uhubeute ist beträchtlich und kann für beide Anteile zwischen etwa 10 und 50 % schwanken. In diesem Zusammenhang erscheint der Vergleich der %-Anteile verschiedener Beutetiere des Uhus aus verschiedenen Jahren interessant, den BEZZEL et al. (1970) anstellen. Sie verglichen Ergebnisse von 1937 und 1966-1969. Während dieses Zeitraumes hat sich der Anteil des Igels um fast das Dreifache erhöht. Die Autoren stellen jedoch fest, daß diese Erhöhung nicht unbedingt gleichbedeutend mit einer entsprechenden Zunahme des Igels erklärt werden kann. Der Igel scheint dem Uhu vielmehr als Ausgleichsbeute zu dienen, eventuell kommt auch die Spezialisierung einiger Uhuapare als Erklärung in Frage. Die in der Literatur dargestellten Beutelisten aus verschiedenen

Tabelle XXIII

Analyse des Parasitenbefalls

	Lungen- wurm (%)	Lungen- haarwurm (%)	Darm- haarwurm (%)	Coccidien (%)	Igel- Saugwurm (%)
+	44 58,6	45 58,5	57 66	12 70,6	8 72,7
++	28 37,4	24 31,2	34 35,8	5 29,4	3 27,3
+++	3 4	8 10,3	4 4,2	—	—
++++	—	—	—	—	—
gesamt	75 58,1	77 59,6	95 73,6	17 13,1	11 8,5

— Gesamtzahl der Einzelproben = 175
 — 28 Mehrfachproben von insgesamt 74 Individuen
 — Anzahl Proben von verschiedenen Individuen = 129
 — Proben ohne Parasiten = 19

+ vereinzelt
 ++ in mäßiger Zahl
 +++ in großer Zahl
 ++++ massenhaft

gleichen Jahr geboren worden sind. Durch Doppelproben wurde jedoch nachgewiesen, daß mit einer Ausnahme alle adulten Igel Parasiten hatten. Bei den jungen Igel konnten durch Mehrfachproben bei 2 Individuen ebenfalls Parasiten nachgewiesen werden.

BERTHOUD (1981) gibt an, daß junge Igel häufiger parasitenfrei sind. Dies ist wohl in erster Linie darauf zurückzuführen, daß diese Tiere erst im Alter von 3-6 Wochen mit den Parasiten, besonders dem Lungenwurm, in Berührung kommen, der ausschließlich durch Zwischenwirte (Nackt- und Gehäuse Schnecken) und eventuell Stapelwirte (Regenwürmer, Carabiden), was jedoch noch nicht schlüssig nachgewiesen ist, übertragen wird (SCHÜTZE, 1979). Weiter dauert die Entwicklung der Lungenwürmer im Igel, bis die ersten Larven mit dem Kot ausgeschieden werden, etwa 3 Wochen (SAUPE, 1976), so daß sie bei lebenden Tieren in der Regel frühestens in einem Alter von etwa 2 Monaten nachgewiesen werden können. Andere Parasiten, wie z. B. Capillarien, werden direkt aufgenommen, z. B. mit infiziertem Kot. Sie sind nicht auf Zwischenwirte in ihrer Entwicklung angewiesen. Ob diese Nematoden auch durch andere Tiere wie Regenwürmer etc., die evtl. als Sammel- oder Transportwirte dienen, übertragen werden, ist nicht nachgewiesen, jedoch durchaus möglich, da z. B. in Regenwürmern andere Capillariaarten nachgewiesen worden sind (EDWARDS et al., 1977).

Aus der obigen Tabelle wird weiter deutlich, daß massenhaftes Auftreten von Parasiten nicht vorkommt. Parasiten in großer Zahl kamen nur in sehr wenigen Fällen vor: in 4 % der Fälle beim Lungenwurm, 8 % der Fälle beim Lungenhaarwurm und 2 % der Fälle bei Darmhaarwürmern.

Nach BERTHOUD (1981) weisen 75 % aller Igel mindestens einen Endoparasiten auf, wobei die Nematoden (Lungenwürmer und Haarwürmer) mit 52 % am häufigsten sind, gefolgt von Trematoden mit 34 % und Cestoden mit 13 %. Der Gesamtverparasitierungsgrad, der bei dieser Arbeit festgestellt wurde, lag wesentlich höher. Mit einer Ausnahme hatten alle adulten Igel mindestens einen Parasiten. Hier sind die Darmhaarwürmer mit 73 % deutlich am häufigsten, gefolgt von Lungenhaarwürmern mit 59 % und Lungenwürmern mit 57 %. Coccidien und Trematoden sind mit 13 % und 8 % deutlich seltener.

Als Außenparasiten waren Flöhe praktisch auf jedem Igel zu finden, was durch die Untersuchungen von BRINCK et al. (1973) bestätigt wird. Diese Autoren

zählten bis zu 300 Flöhe pro Igel. Zecken wurden auf 73 % (n=125) der untersuchten Igel gefunden. Die Rate wird jedoch tatsächlich höher sein, da die untersuchten Igel sich normalerweise zusammenrollen und so die Bauchseite nicht sichtbar ist. Gerade dort sind die Zecken jedoch sehr häufig zu finden.

Insgesamt wurde bei 25 Igel ein Befall mit Fliegenlarven (*Calliphoridae*) festgestellt. 15 Tiere waren junge Igel. Die adulten Tiere waren entweder deutlich verletzt, z. B. Bißwunden, oder zeigten ein deutlich abnormes Verhalten. Drei der verletzten Igel wurden später mit verheilten Wunden wiedergefunden. Die jungen Igel waren äußerlich alle unverletzt. 4 dieser Jungigel wurden im gleichen Herbst ein- oder mehrmals wiedergefunden, wobei jedesmal keine Eier oder Larven mehr festgestellt werden konnten. Diesen Fliegenlarven wird nach ZUMPF (1965) eine antibiotische Wirkung bei der Wundheilung zugeschrieben. Von einem stark befallenen ♀, das einen dick angeschwollenen Hinterfuß hatte, wurden 15 Larven wahllos abgesehen. Von den daraus geschlüpften Fliegen wurden 8 (♂♂) als *Lucilia ampullacea*, 2 (♀♀) als *L. caesar* und 1 (♂) als *L. illustris* bestimmt. Die Bestimmungen wurden freundlicherweise von Herrn W. SCHACHT von der Zoologischen Staatssammlung durchgeführt. *Lucilia sericata*, als Hauptverursacher der Myiasis bekannt und in der Literatur auch vom Igel beschrieben, (NIELSON et al., 1978) konnte hier nicht nachgewiesen werden.

Die ausgesetzten Igel waren alle ekto- und endoparasitenfrei. Diese Tiere wurden 1981 und 1982 am 18. 5. ausgesetzt. Am 7. 6. wurden zum ersten Mal Darmcapillarien und Coccidien nachgewiesen. Am 27. 6., also gut fünf Wochen nach dem Aussetzen, wurde der Lungenwurm zum ersten Mal im Kot wieder nachgewiesen. Am 14. 6. wurde ♀ Nr. 23 tot aufgefunden. Vom Institut für Tierpathologie der Universität München wurden zu diesem Zeitpunkt einzelne Lungenwürmer nachgewiesen. Ab spätestens Mitte Juli hatten alle überlebenden Igel wieder alle Endoparasiten. Die ersten Flöhe und Zecken wurden bereits nach 3 Tagen gefunden.

In den letzten Jahren wird häufig über eine qualitativ und quantitativ zunehmende Verparasitierung bei Igel berichtet (LIENHARDT, 1979; RAMESEYER zit. in BERTHOUD, 1981). Diese Untersuchungen basieren fast ausschließlich auf Igel, die im Spätherbst in Igelstationen als untergewichtig oder krank etc. eingeliefert werden. Da es sich hier nicht um eine repräsentative Stichprobe aus einer oder mehreren freilebenden Popu-

lationen handelt, können diese Ergebnisse nicht verallgemeinert werden. Der Winter ist für natürliche Igelpopulationen sicherlich ein entscheidender, für Jungtiere mit Sicherheit der entscheidende limitierende Faktor. Daß hier schwache und spät geborene Igel besonders gefährdet sind, liegt auf der Hand.

Aus der Literatur sind meines Wissens keine Veröffentlichungen oder Daten bekannt, die einen Vergleich des Verparasitierungsgrades in früheren Jahren mit heute zulassen. Dies wäre notwendig, um zu belegen, daß die Verparasitierung nicht nur hinsichtlich der Zahl der befallenen Igel, sondern auch hinsichtlich der Intensität des Befalls zugenommen hat. Eine solche Zunahme erscheint jedoch nicht undenkbar, wenn man die Verbreitung des Igels genauer betrachtet. Daß diese mögliche Intensivierung des Parasitenbefalls sich jedoch populationsdynamisch in der Art bemerkbar macht, daß es zu einer Gefährdung des Igels durch Parasiten kommt, ist ganz unwahrscheinlich und widerspricht den bekannten ökologischen Wechselbeziehungen zwischen Wirt und Parasit.

Heute müssen wir davon ausgehen, daß Igel in solchen Biotopen am häufigsten sind, die stark vom Menschen in für diese Art günstiger Weise modifiziert worden sind, weshalb man sie auch durchaus als »Kulturfolger« bezeichnen kann. Die höchsten Igeldichten kommen nach den Resultaten dieser Arbeit in reich strukturierten Park- und Gartenanlagen, in städtischen Wohnsiedlungen mit großen Gärten und Grünflächen sowie in ländlichen Siedlungen vor. In großen, zusammenhängenden Waldgebieten sowie in großflächig, intensiv ackerbaulich genutzten Gebieten sind Igel ausgesprochen selten, d. h. sie werden eindeutig gemieden (s. 6.3.).

Biotop wie der Botanische Garten in München bieten optimalen Lebensraum für den Igel und lassen eine hohe Igeldichte zu. Im Botanischen Garten und auch in Wohngebieten mit vielen häufig gemähten Rasenflächen, die direkt über dem Boden eine dichte, verzifzte Schicht aus Gräsern, Kräutern und Moos aufweisen, hat sich ein idealer Kleinlebensraum für Schnecken gebildet. Es ist nun denkbar, daß durch dieses Nahrungsangebot an Schnecken die Infektionsrate mit Lungenwürmern größer wird. Zum anderen erhöht sich die Infektionsmöglichkeit der Igel untereinander mit z. B. *Capillaria*-Arten, die u. a. direkt aufgenommen werden, je mehr Igel ein Gebiet besiedeln. So konnte BERTHOUD (1981) nachweisen, daß die Infektionsrate mit Nematoden (Lungenwurm, Haarwürmern) in städtischen Gebieten höher lag als in ländlichen Gebieten, während bei den Trematoden und Cestoden die Situation umgekehrt war.

Der Einfluß der Verparasitierung auf die Sterblichkeit freilebender Igelpopulationen ist nur schwer nachweisbar, da es meistens mehrere Faktoren sind, die zum Tod eines Tieres führen. Nach BERTHOUD (1981) sind Parasiten für 13,7 % der Sterblichkeit verantwortlich. Nach TIMME (1980) sind die Parasiten sogar mit 39 % an den Todesursachen beteiligt. Die Autorin fügt jedoch hinzu, daß, soweit ersichtlich, es sich hier »überwiegend« um untergewichtige »Herbstigel« handelt.

6.7.5. Natürliche Feinde

Trotz seines relativ dichten Stachelkleides, das den Igel auf den ersten Blick unverwundbar zu machen scheint, hat er doch einige natürliche Feinde. Während dieser Arbeit wurden insgesamt 10 Igel bzw. deren Reste gefunden, die ziemlich eindeutig von Fuchs oder Marder und evtl. auch Katze getötet worden waren. Alle Tiere wurden in Mauern bzw. Pleitmannswang gefunden. 3

dieser Tiere waren adult (2 ♀♀, 1 ♂). Ein ausgesetztes ♀ wurde 1981 möglicherweise vom Fuchs getötet. Reste dieses Igels wurden einschließlich Sender vor einem Fuchsbau mit Jungföchen wiedergefunden. Nachts zuvor war dieser Igel noch in seinem etwa 500 m entfernt liegenden Wohngebiet beobachtet worden. Ein ♂ mit Sender wurde aus dem Winterschlafnest geholt. Teile der Stacheln mit Sender wurden etwa 20 m vom Nest wiedergefunden. Ein drittes ♂ wurde im Oktober frisch getötet in dem Dorf Pleitmannswang aufgefunden. Alle drei adulten Igel waren schwerer als 600 Gramm. Die restlichen 7 Tiere waren allesamt Jungtiere, die im gleichen Jahr geboren worden waren. Sie waren eindeutig während der letzten 1-2 Tage vor dem Fund getötet worden. Da die Stacheln junger Igel relativ weich sind und auch noch nicht so dicht stehen wie bei adulten Tieren, erscheint es durchaus möglich, daß Jungigel von Mardern und auch großen verwilderten Hauskatzen getötet werden. Alle toten Jungigel waren von der Unterseite her verletzt worden. Da junge Igel sich noch nicht vollständig einrollen und auch der Hautmuskel offensichtlich noch nicht so stark entwickelt ist wie bei adulten Tieren, sind sie von der Unterseite her am gefährdetsten.

Der tatsächliche zahlenmäßige Einfluß von natürlichen Feinden auf freilebende Igelpopulationen ist schwer abzuschätzen. Obwohl alle 10 Tiere mit ziemlicher Sicherheit von Feinden getötet worden sind, bleibt unbekannt, ob diese Tiere eventuell krank oder verletzt waren und so später eingegangen wären. Weiter ist der Fund von getöteten Tieren doch mehr oder weniger Zufall, so daß ihre Anzahl nur einen ersten Hinweis auf den Einfluß der Räuber auf die Population geben kann.

Der relativ hohe Anteil von getöteten Jungigeln läßt jedoch vermuten, daß der Einfluß von Räubern größer ist, als gemeinhin angenommen wird. Auch kommen mit Sicherheit nicht nur Uhu (WICKL, 1979), sondern auch Fuchs, Marder, verwilderte Katzen und eventuell streunende Hunde in Frage.

Aus der Literatur gibt es mehrere Berichte, die den Igel als Beutetier behandeln. Hier handelt es sich jedoch fast ausschließlich um den Uhu als Feind. Durch nahrungsökologische Untersuchungen am Uhu, dessen Nahrungszusammensetzung recht gut bekannt ist, liegen hier quantitative Daten über die Anzahl getöteter Igel vor. Der Einfluß auf die bejagten Igelpopulationen bleibt jedoch auch hier weitgehend unbekannt (BEZZEL et al., 1976; BAUMGART et al., 1973; FÖRSTEL; 1977; FREY, 1973; ROSNOBELT et al., 1975; SCHÄFER, 1971; WICKL, 1979). Die Resultate dieser Untersuchungen zeigen, daß neben dem Feldhasen der Igel wichtigstes Beutetier des Uhus war, sofern der Igel in den Jagdrevieren des Uhus vorkam.

Der Anteil des Igels am Gesamtartenspektrum bzw. am Gesamtbeutegewicht der Uhubeute ist beträchtlich und kann für beide Anteile zwischen etwa 10 und 50 % schwanken. In diesem Zusammenhang erscheint der Vergleich der %-Anteile verschiedener Beutetiere des Uhus aus verschiedenen Jahren interessant, den BEZZEL et al. (1970) anstellen. Sie vergleichen Ergebnisse von 1937 und 1966-1969. Während dieses Zeitraumes hat sich der Anteil des Igels um fast das Dreifache erhöht. Die Autoren stellen jedoch fest, daß diese Erhöhung nicht unbedingt gleichbedeutend mit einer entsprechenden Zunahme des Igels erklärt werden kann. Der Igel scheint dem Uhu vielmehr als Ausgleichsbeute zu dienen, eventuell kommt auch die Spezialisierung einiger Uhu paare als Erklärung in Frage. Die in der Literatur dargestellten Beutelisten aus verschiedenen

Verbreitungsgebieten des Uhus weisen teilweise sehr deutliche Unterschiede auf. So beträgt der Anteil des Igels an der Gesamtbeute aus der Uhupopulation des nordbayerischen Jura mehr als das Dreifache von denjenigen aus Südbayern (WICKL, 1979). Der Autor führt dies auf die teilweise guten bis sehr guten Biotopverhältnisse für den Igel im erstgenannten Gebiet zurück. BEZZEL et al. (1976) errechneten anhand der bekannten Beutetierlisten den jährlichen Nahrungsbedarf eines Uhu-Paares. Sie kommen zu dem Schluß, daß neben anderen Beutetieren etwa 90 Igel gefangen werden. Bei einem Jagdrevier von etwa 4-5 km² sind dies etwa 20 Igel/km², die der Population entnommen werden. Dies gibt eine ungefähre Vorstellung von der Dichte dortiger Igelpopulationen.

Wie bereits erwähnt, können außer Uhu auch Fuchs, Marder, Katze und Hund zu den Feinden des Igels gerechnet werden. BERTHOUD (1981) bestätigt diese Annahme. Nach Angabe dieses Autors töteten Fuchs und Hund ebenfalls adulte und juvenile Igel, während er Katze und Marder nur beim Ausräubern von Nestern beobachtet hat.

6.8. Problem der Überwinterung von Igel in Menschenobhut

Im Herbst jeden Jahres wird eine große Anzahl von Igel eingeschleppt. Sie werden in Tierheimen, Igelstationen oder von privaten Personen den Winter über gepflegt und im folgenden Frühjahr wieder freigelassen. Nach Angaben der betreffenden Personen handelt es sich bei den in Pflege genommenen Tieren um untergewichtige und kranke Igel. Obwohl der Igel in der Bundesrepublik Deutschland eine besonders geschützte Tierart ist, erlaubt das Bundesnaturschutzgesetz, daß der Igel in Notzeiten in menschliche Obhut genommen werden kann. Dies gilt jedoch nur für kranke und untergewichtige Tiere in der Zeit von etwa Ende Oktober bis etwa Ende April. Um die Frage, wann ein Igel krank und untergewichtig sei, ist in den letzten Jahren heftig gestritten worden. Das notwendige Gewicht, das ein Igel zum erfolgreichen Überwintern erreichen muß, wird in sehr unterschiedlicher Weise festgelegt, gerade weil zu diesem Problem keine exakten Untersuchungen vorliegen. Die Frage, ob ein Igel krank ist oder nicht, ist noch schwieriger zu beantworten. Auch hier gibt es keine objektive Bewertungsmaßstäbe. Oft werden Igel bereits als krank bezeichnet, wenn sie Lungenwürmer und andere Endoparasiten haben. Dies ist jedoch wohl unsinnig, da es dann kaum noch gesunde gäbe. In den meisten Fällen gibt es also keine objektive, auf Erfahrungswerten basierende Bezugsbasis, ob und wann ein Igel in menschliche Obhut genommen werden darf.

Danach stellt sich die ebenso wichtige Frage, was aus den wieder ausgesetzten Igel wird.

Zum erfolgreichen Überwintern in freier Natur benötigt der Igel u. a. ausreichende Fettreserven, die er besonders im Spätsommer und Herbst durch reduzierte Aktivität und erhöhte Nahrungsaufnahme anlegt. Besonders bei der Festlegung von Minimalgewichten gehen die Meinungen weit auseinander. Sie schwanken zwischen 500 und 800 Gramm. Aus der Literatur sind zu diesem Problem keine systematischen Untersuchungen bekannt. In der ersten Ausgabe des bekannten Igelbreviers (PODUSCHKA et al., 1977) wird das Minimalgewicht, das zur erfolgreichen Überwinterung erreicht werden muß, mit 800 Gramm angegeben. In der zweiten Auflage (1980) ist dieses Gewicht auf 600 Gramm reduziert. Persönliche Erfahrungen der Autoren sowie Erfahrungen zahlreicher Personen, die sich mit diesem Problem

beschäftigen, haben sicherlich zu dieser Korrektur mit beigetragen.

Während der vorliegenden Arbeit war es möglich, die Überwinterungsgewichte von 11 jungen Igel zu ermitteln sowie das Gewicht dieser Tiere nach dem Winterschlaf festzustellen (s. 6.1.2.3. und Tab. XVIIa). Anhand dieser Beobachtungen erscheint ein Minimalgewicht zur erfolgreichen Überwinterung von etwa 500 Gramm als ausreichend. Diese Annahme wird auch dadurch gestützt, daß im Frühjahr immer wieder Igel mit einem Gewicht zwischen 300 und 400 Gramm beobachtet werden. Diese Annahme wird weiter durch Beobachtungen aus England bestätigt (MORRIS, briefl.). Dieser Autor konnte durch den Gewichtsvergleich von Herbst- und Frühjahrstichproben aus freilebenden Igelpopulationen feststellen, daß ein Gewicht von 450 Gramm zur Überwinterung ausreichend ist. Wird berücksichtigt, daß die Igel auf dem europäischen Festland schwerer werden als in England, so läßt sich auch der Unterschied zwischen beiden Gewichtsangaben hinreichend erklären.

Um zu untersuchen, wie sich in Menschenobhut überwinterte und anschließend wieder ausgesetzte Igel verhalten, wurden insgesamt 12 Tiere (3 ♂♂, 9 ♀♀), die in Tierheimen überwintert, mit Sendern versehen und im Botanischen Garten und in Mauern ausgesetzt. Alle Igel waren zur Zeit des Aussetzens frei von Innen- und Außenparasiten. Von den insgesamt 12 ausgesetzten Tieren überlebten 5 bis zu Beginn des Winterschlafes. Von den 7 Igel, die bis zu Beginn des Winterschlafes nicht überlebten, wurde ein Tier (♀) vom Fuchs getötet, ein Tier (♀) ertrank im Nymphenburger Park, ein Tier (♂) wurde überfahren und vier Tiere (1 ♂, 3 ♀♀) gingen ohne sichtbare äußere Einwirkungen ein. Bei einem dieser Tiere konnte als Todesursache eine extrarenale Urämie festgestellt werden. Die Todesursache der anderen ist unbekannt. Alle 4 Igel gingen innerhalb von etwa 2 Monaten nach dem Aussetzen ein. Von den 5 Tieren, die bis zum Beginn des Winterschlafes überlebten, wurde ein Tier (♂) während des Winterschlafes wahrscheinlich von einem Fuchs oder Marder getötet (s. 6.9.). Alle vier überlebenden Igel waren Weibchen. Zwei dieser Tiere konnten, da sie im Frühjahr 1981 ausgesetzt wurden, auch noch 1982 beobachtet werden. 1981 hatten beide Weibchen keine Jungen. 1982 hatte ein Weibchen ebenfalls mit Sicherheit keine Jungen. Das andere Weibchen verlor Ende Juni den Sender und wurde erst im August wieder beobachtet. Zu diesem Zeitpunkt hatte es mit großer Sicherheit ebenfalls keine Jungen, da die Zitzen normal entwickelt und nicht vergrößert waren. Dieses Weibchen wurde im September mehrere Male wiedergefangen. Es lagen jedoch keine Anzeichen vor, daß dieses Weibchen in der Zwischenzeit Junge bekommen hatte.

Alle vier Weibchen wurden im Jahr des Aussetzens zum ersten Mal Ende Juli/Anfang August beim Paarungsverhalten beobachtet. Bei normal überwinterten Weibchen wurde Paarungsverhalten bereits Ende Mai beobachtet (s. 6.1.2.1.). Von den ausgesetzten Männchen wurde nur eins im Juli zweimal beim Paarungsverhalten beobachtet.

Die Gewichtsentwicklung der ausgesetzten weiblichen Igel unterscheidet sich deutlich von der natürlich überwinterten Tiere (Abb. 16). Die ausgesetzten Tiere nahmen von Mitte Mai (Zeitpunkt des Aussetzens) bis Anfang Juni geringfügig zu. Danach folgte ein Zeitraum, in dem das Gewicht nahezu gleich blieb. Ab etwa Mitte Juni nahmen alle Tiere erheblich an Gewicht ab. Die Ge-

wichtsentwicklung stabilisierte sich erst wieder ab Ende Juli/Anfang August. Ab etwa diesem Zeitraum nahmen die Tiere wieder zu.

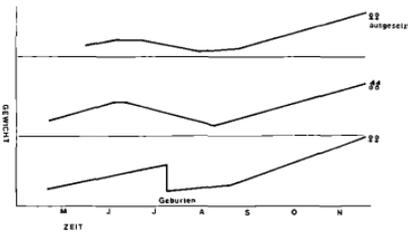


Abbildung 16
Gewichtsentwicklung bei männlichen, weiblichen und ausgesetzten weiblichen Igel. schematisiert.

Bei der Größenentwicklung der Wohngebiete im Jahresablauf sind Unterschiede festzustellen (Abb. 5), die jedoch auf die Monate Mai bis August beschränkt sind. Im September/Oktober sind praktisch keine Differenzen mehr feststellbar. Bei den ausgesetzten Igel fällt auf, daß diejenigen Igel eingegangen sind, die nicht nur die größten Wohngebiete aufwiesen, sondern deren Größenentwicklung der Wohngebiete auch am deutlichsten von der festgestellten Norm abwich. Unberücksichtigt bleiben hier die Tiere, die vom Fuchs oder Marder getötet wurden, bzw. die wenige Tage nach dem Aussetzen eingegangen sind.

Die hier erstmals systematisch an in Menschenobhut überwinterten und anschließend ausgesetzten Igel gemachten Beobachtungen können nur als erster Bewertungsmaßstab gelten, da diese nur an der relativ kleinen Anzahl von 12 Igel gemacht wurden. Aus zeitlichen Gründen war es jedoch nicht möglich, mehr Igel bei diesem Versuch zu berücksichtigen. Obwohl die Igel an Orten ausgesetzt wurden, an denen bereits natürliche Igelpopulationen lebten, kann nicht ausgeschlossen werden, daß die ökologischen Bedingungen am Aussetzungsort erheblichen Einfluß auf die Eingewöhnung und auch die Überlebenschancen der Igel nahmen. Dies wird besonders dann zutreffen, wenn es in dem Aussetzungsgebiet bereits einen optimalen Igelbesatz gibt. Durch hohe Populationsdichten kann die Anfälligkeit gegen Parasiten wesentlich erhöht und die Integration in das nach dem Winterschlaf bereits wieder etablierte Sozial- und Wohngebietssystem erschwert werden. Einige Unterschiede zwischen normal und in Menschenobhut überwinterten Igel werden jedoch deutlich.

Die im Vergleich zu normal überwinterten Igel andersartige Gewichtsentwicklung der in Menschenobhut überwinterten Tiere kann auf die plötzlichen veränderten Lebensbedingungen zurückgeführt werden. Besonders Einfluß wird hier der erneute Befall mit Parasiten nehmen, da nach 4-6 Wochen bei allen Igel wieder die üblichen Parasiten nachweisbar waren (s. 6.8.). Alle Igel werden sofort nach dem Auffinden im Herbst durch eine medikamentöse Behandlung parasitenfrei gemacht. Da die Tiere den ganzen Winter ohne Parasiten leben, wird auch das Abwehrsystem gegen die Parasiten teilweise, eventuell sogar ganz abgebaut. Kommt es dann zu einem plötzlichen, massiven neuerlichen Befall, kann dies zu Gewichtsverlust, Durchfall und ähnlichen Erscheinungen führen. Auf diese Weise geschwächte Tiere werden kaum zur normalen Zeit paarungswillig sein, sondern –

wenn überhaupt – erst wesentlich später, wie es während dieser Arbeit beobachtet wurde. Kommt es zu einer Trächtigkeit mit anschließender Geburt, so werden diese Jungen wahrscheinlich erst so spät geboren, daß ihnen kaum ausreichend Zeit bleibt, das zum erfolgreichen Überwintern notwendige Gewicht zu erreichen.

Vom Standpunkt des Artenschutzes ist prinzipiell ein Aussetzen von Igel nur dann sinnvoll, wenn sich die Aussetzung populationsdynamisch positiv auswirkt. Überleben die Tiere nur, ohne sich fortzupflanzen, oder ohne sich fortzupflanzen zu können, stellen sie eher ein Hindernis für die Populationsentwicklung dar. Das Problem des Überwinterns von Igel sollte daher unter zwei grundsätzlich unterschiedlichen Ansatzpunkten gesehen und diskutiert werden. Aus der Sicht des Tierschutzes geht es in erster Linie darum, in Not geratenen Einzeltieren zu helfen. Die Gründe des »In-Not-Geraten«, sei es durch den Menschen direkt oder durch allgemeine ökologische Umstände verursacht, sind hier zweitrangig. Aus der Sicht des Artenschutzes ist der einzelne Igel unbedeutend. Hier ist der Bewertung der Gesamtpopulation eindeutig der Vorrang eingeräumt. Für den Artenschutz ist es nicht damit getan, einzelne Tiere zu retten, sondern das Überleben der gesamten Population sicherzustellen. Dies wird in der Regel nicht wie bereits angedeutet durch die Rettung einzelner Tiere getan, sondern in erster Linie durch die Schaffung ausreichend großer und artgemäßer Biotop.

Nach den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit muß davon ausgegangen werden, daß der Igel zum gegenwärtigen Zeitpunkt als Art nicht gefährdet ist. Dies wird u. a. durch die exemplarisch an verschiedenen Stellen durchgeführten Fallenfänge nachgewiesen. Aus diesem Grund erscheint es aus der Sicht des Artenschutzes nicht notwendig, Igel in Menschenobhut zu überwintern.

6.9. Status des Igel in Bayern

Über die kleinräumige Verbreitung sowie über die Tendenz der Bestandsdichte des Igel liegen für Bayern sowie für die gesamte Bundesrepublik Deutschland keine langfristigen dokumentierten Daten vor. Lediglich REICHHOLF et al. (1981) konnten anhand von überfahrenen Igel nachweisen, daß es in dem Untersuchungsgebiet (Trasse B 12 München-Passau) keine statistisch gesicherten großräumigen Schwankungen in den Jahren 1976-1980 gab. Eine exakte Verbreitungskartierung der Art wäre nur unter enormem Zeit- und Personalaufwand durchführbar. Weiter erscheint eine derartige Kartierung zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht notwendig, da sie zudem, bedingt u. a. durch die Lebensweise des Igel, mit erheblichen Risiken und Problemen konfrontiert würde.

Unter Berücksichtigung vorhandener Literatur sowie der Ergebnisse dieser Arbeit ergibt sich jedoch folgende Situation:

Der Igel ist heute in Bayern noch flächig verbreitet. Es muß jedoch davon ausgegangen werden, daß das Verbreitungsgebiet des Igel durch verschiedene Maßnahmen (Bebauung, Flurbereinigung, veränderte Arbeitsmethoden und Strukturwandel in Forst- und Landwirtschaft) eingeschränkt worden ist. Aus Gebieten mit großflächig betriebenen intensivem Ackerbau, wo zudem durch Flurbereinigungsmaßnahmen Kleinbiotop wie Wegränder, Hecken, Gebüsch etc. entfernt wurden, ist der Igel verschwunden.

Das gleiche gilt für Gebiete mit intensivem Weinbau (z. B. Teile Unterfrankens) sowie in eingeschränktem Maße für Wirtschaftsförste.

Durch diese Einengung des Verbreitungsgebietes des Igels ist es jedoch großflächig noch nicht zu einer Gefährdung des Bestandes der Art gekommen. Die Ergebnisse der Fallenfänge, die als exemplarisch gelten können, zeigen dies deutlich. Unterschiede in der Besiedlungsdichte weisen auf Unterschiede in der Lebensraumgüte hin oder können auch als natürliche Schwankungen der Population gedeutet werden. Hauptverbreitungsgebiete des Igels sind ländliche Gebiete mit größeren und kleineren Siedlungen sowie die Rand- und Grünzonen, Park- und Gartenanlagen der größeren Städte. Als igelfreundliche ländliche Gebiete können z. B. die fränkische Alb, Teile des Altmühltals, große Teile der Oberpfalz und auch jene Teile des Alpenvorlandes gelten, in denen die Viehzucht als Nutzungsform überwiegt.

7. Schutzmaßnahmen

Obwohl der Igel nicht als unmittelbar bedrohte Art eingestuft werden kann, sollen hier trotzdem einige Vorschläge zu seiner Erhaltung gemacht werden.

7.1. Direkte Schutzmaßnahmen

Wie unter 6.7.3 dargestellt wurde, liegen Hinweise vor, daß der Igel unter ganz bestimmten Umständen lokal durchaus durch den Straßenverkehr gefährdet werden kann. Um diese »Brennpunkte« zu entschärfen, hat sich bereits ein während dieser Arbeit erprobter Igel Schutzzaun bewährt. Es handelt sich um einen 40 cm hohen Maschendrahtzaun mit einer Maschenweite von 2,5 cm. Igel Schutzzäune dieses Typs wurden im Frühjahr 1981 an der B 12 an den Ortsein- und -ausgängen von Teising und Mühlhof/Inn aufgestellt. Diese Zäune haben sich in der Praxis hervorragend bewährt. Die Aufstellung ist relativ einfach und auch nicht sehr zeitaufwendig. Mit diesen Zäunen wurde ein etwa 2 km langer Streifen zur B 12 für Igel undurchlässig gemacht. Die Bereiche, die durch Gartenzäune und Mauern bereits zur B 12 abgegrenzt waren, wurden, falls notwendig, durch zusätzliche Maßnahmen ebenfalls für Igel undurchlässig gemacht.

Der Maschendraht wurde in folgender Weise angebracht. 70 cm lange Holzpfähle wurden im Abstand von 2,5-3 m in den Boden geschlagen. Der Maschendraht wurde mit Nägeln oder Krampen an den Pfählen befestigt und unten zur straßenabgewandten Seite etwa 10 cm platt auf den Boden aufgelegt und hier, je nach Bodenoberfläche und Beschaffenheit, mit 20 cm langen, oben umgebogenen Drahtstiften im Boden verankert. Das bodenwärtige Umlegen des Drahtes war erforderlich, um zu verhindern, daß sich die Igel unter dem Draht durchzwängen.

Die Anbringung dieses Zaunes hat die Straßensterblichkeitsrate um 80 % von durchschnittlich 11,1 Igel auf nur 2 Igel pro Jahr reduziert. Diese Zahlen beweisen in eindrucksvoller Weise die Effektivität dieser Maßnahme. Besonders gefährdet sind Igelpopulationen in kleinen Siedlungen, die von vielbefahrenen Straßen durchquert werden. Wie in 6.7.3. dargestellt, sind Populationen in größeren Ortschaften weniger gefährdet.

7.2. Indirekte Schutzmaßnahmen

Bei den indirekten Schutzmaßnahmen handelt es sich in erster Linie um Biotopschutzmaßnahmen. Wie unter 6.9. und 6.7.3. dargestellt, ist die Biotopzerstörung maßgeblich verantwortlich dafür, daß das Verbreitungsgebiet des Igels eingeschränkt worden ist. Hier sollten geeignete Maßnahmen zur Wiederbesiedlung führen.

Die Wiederherstellung bzw. der Schutz von kleinräumig und vielfältig strukturierten Biotopen ist eine bekannte Forderung des Natur- und Artenschutzes. Besonders in großräumig flurbereinigten Gebieten läßt sich diese Forderung kaum verwirklichen. Soweit hier jedoch isolierte Biotopinseln entstanden sind, sollte versucht werden, diese durch sogenannte »Trittstein«-Biotop (MADER, 1980), wieder miteinander zu verbinden. Für den Igel können Hecken, Gebüschgruppen sowie kleine naturbellassene Ödlandinseln solche »Trittsteine« darstellen.

Großflächig naturnahe, noch bestehende Biotopinseln geschützt werden, um dem Igel einen geeigneten Lebensraum zu erhalten.

Durch die Schaffung von naturnahen Gärten und Siedlungsgebieten kann dem Igel in direkter Nachbarschaft des Menschen ein nahezu optimaler Lebensraum geschaffen werden. Hierzu sollten sich Grasflächen und Stellen mit dichter Vegetation (z. B. Gebüschgruppen, Hecken, naturbellassene »Inseln«) abwechseln. Besonders wichtig sind geeignete Winterschlafnester. Reisighaufen, die über mehrere Jahre liegen bleiben, bieten hier eine einfache und attraktive Möglichkeit. Durch entsprechend zubereitete und aufgebaute »künstliche« Schlafplätze in Form von wasserdicht gemachten Holzkisten, die mit dem Boden nach oben aufgestellt, mit Laub und Reisig bedeckt und an einer ruhigen Stelle im Garten untergebracht werden, läßt sich durch minimalen Aufwand das Angebot an Winterschlafnestern erhöhen. Derartige »künstliche« Nester haben sich auch in der Praxis bereits bewährt (PESCHKE, mdl.; FRITSCHKE, o. J.).

8. Schlußfolgerungen für den Igel Schutz

Der Igel ist als Art in Bayern nicht bedroht. Dies geht sowohl aus den Fallenfängen an sechs verschiedenen Orten in Bayern als auch aus der Analyse der Daten einer 7jährigen Erhebung über die Straßenmortalität des Igels hervor. Lokal können Igelpopulationen jedoch durch den Straßenverkehr gefährdet werden. Um eine ökologische und genetische Isolation zu verhindern, sollten bereits entstandene Biotopinseln durch sogenannte »Trittstein«-Biotop verbunden werden, da der Igel offensichtlich nicht in der Lage ist, größere Strecken ungeeigneter Biotop zu überwinden. Die lokale Gefährdung des Igels durch den Straßenverkehr kann durch einen Igel Schutzzaun, der sich in der Praxis bereits bestens bewährt hat, ausgeschaltet werden. Die durch den Straßenverkehr verursachten Verluste lassen sich auf diese Weise auf etwa 30 %, mancherorts sogar auf 20-15 % der ursprünglichen Totenzahl vermindern. Zur vielfach angeführten Zunahme der Belastung des Igels mit Parasiten in neuerer Zeit liegen keine eindeutigen Befunde vor. Trotz hoher Frequenzen des Auftretens von Innen- und Außenparasiten dürften die Igelbestände nach derzeitigem Stand der Kenntnisse dadurch nicht über das normale Maß hinaus beeinflusst werden. Es erscheint fraglich, ob eine Verminderung der Parasitenbelastung oder Befreiung davon den freilebenden Igelbeständen förderlich wäre.

Auf die Anwendung von »Schneckenkorn« sollte in den Gärten und Anlagen so weit wie möglich verzichtet werden, da die Unschädlichkeit für Igel gegenwärtig noch nicht hinreichend sicher erwiesen ist.

Für die Erhaltung der Igelbestände sind Überwinterungen in Obhut des Menschen derzeit sicher nicht notwendig und – übertrieben ausgeführt – vielleicht eher ungünstig als positiv für die Bestandsentwicklung zu wer-

ten. Dieser Sicht des Artenschutzes steht jene des Tiereschutzes entgegen, die eine Erhaltung des individuellen Lebens zum Ziel hat. Bei weniger als 500 Gramm schweren Igel, deren natürliche Überlebenschancen wahrscheinlich gering sind, kann die Überwinterung – art- und sachgerechte Durchführung vorausgesetzt – vorgenommen werden. Je nach klimatischen Bedingungen und spätherbstlichen Witterungsverhältnissen dürfte die kritische Gewichtsgrenze zwischen 450 und 600 Gramm schwanken. Schwerere Igel sollte man auf jeden Fall der Natur überlassen und vielmehr durch Anbieten von geeigneten Verstecken im Freiland, nicht aber durch Unterbringung in Räumen, die Aussichten, den Winter zu überstehen, verbessern!

Hohe Jungenverluste im Winter bilden einen naturgegebenen Anteil an der Igelsterblichkeit. Die Art kommt damit zurecht. Gezielte Suche nach untergewichtigen Igeln erübrigt sich daher.

Der Igel wird überleben, wenn wir seine derzeitigen Lebensbedingungen nicht erheblich verschlechtern!

9. Zusammenfassung

1. Ziel dieser Arbeit war es, die Biologie des Igels (*Erinaceus europaeus* L.) zu untersuchen, mögliche Gefährdungsursachen zu bestimmen, ihren Einfluß festzustellen und die Bedeutung von Igelüberwinterungen in Menschenobhut zu überprüfen.

2. Das gegenwärtige Wissen über den Igel wird in kurzer Form zusammengefaßt.

3. Unterschiede in der Verbreitung sowie die systematische Stellung der Arten der Gattung *Erinaceus* in Europa werden dargestellt. *E. europaeus* ist im westlichen Europa verbreitet, während *E. concolor* im östlichen Europa vorkommt. In Skandinavien kommt ausschließlich *E. europaeus* vor. Das Überschneidungsgebiet beider Arten ist in Ausdehnung begriffen.

4. Alle angewendeten Methoden werden beschrieben.

5. Das Geschlechterverhältnis ist etwa 1,2:1 zugunsten der Männchen verschoben. Die meisten Jungtiere werden im Juli/August geboren. Die durchschnittliche Jungenzahl beträgt 4,5 pro Wurf. Die Sterblichkeit juveniler Igel wird auf 70-80 % geschätzt, die der adulten Igel nach dem ersten Winter auf 20-40 % pro Jahr. Fallenfänge ergaben Siedlungsdichte-Werte bis zu 3 Igel pro Hektar.

6. Die Wohngebietsgrößen der Igel reichen von 3 bis 42 ha. Die Wohngebiete der ♂ sind signifikant größer als die der ♀. Im Jahresablauf schwanken die Größen der Wohngebiete. Im Juli/August sind sie am größten. Igel sind recht standorttreu, jedoch nicht territorial.

7. Wiesen- und Rasenflächen werden während der Aktivphasen eindeutig allen anderen Biotoptypen vorgezogen. Nester werden bevorzugt in Hecken, Gebüschgruppen, Waldrändern etc. angelegt. Optimale Lebensräume der Igel bestehen aus Wiesen-, Weide- und Rasenflächen, die mit Gebüschgruppen, Hecken, Ödland, kleinen Wäldchen und Gebäuden durchsetzt sind.

8. Wiesen- und Rasenflächen bieten ein größeres Nahrungsangebot als z. B. Wälder und Äcker. Daraus ergibt sich die Bevorzugung kurzrasiger Biotope.

9. Der Winterschlaf beginnt im Oktober/November und wird im April/Mai beendet. Zwischen einzelnen Individuen können erhebliche Unterschiede hinsichtlich Beginn und Ende des Winterschlafes liegen. Im Frühjahr setzt die Aktivität nur zögernd ein. Im April/Mai

können sich die Igel bei Schlechtwetterperioden für längere Zeit wieder in ihre Schlafnester zurückziehen.

10. Der Einfluß von Umweltgiften auf den Igel ist nur schwer abschätzbar. Die Wirkungen von Schneckengiften mit dem Wirkstoff Metaldehyd sind umstritten. Solche Mittel (»Schneckenkorn«) sollten in Gärten so wenig wie möglich angewendet werden.

11. Durch Biotopveränderungen ist das Verbreitungsgebiet des Igels deutlich aufgesplittert worden. Die Verinselung des Lebensraumes kann lokal Populationen in Gefahr bringen, denn die Verluste durch den Straßenverkehr liegen stellenweise mit über 5 Igel/km/Jahr sehr hoch.

12. Abgesehen von ganz jungen haben alle Igel Ektoparasiten. Mindestens 60 % aller Igel tragen Lungenwürmer und Lungenhaarwürmer, 73 % haben Darmhaarwürmer. Der Befall mit Coccidien und Saugwürmern liegt mit 13 bzw. 8 % deutlich niedriger.

13. Der Einfluß natürlicher Feinde auf Igelpopulationen scheint höher zu sein, als allgemein angenommen wird. Junge Igel fallen Fuchs und Marder zum Opfer. Die Beute des Uhus kann bis zu 50 % aus Igel bestehen.

14. In Menschenobhut überwinterte und wieder ausgesetzte Igel zeigen im Vergleich mit Freilandpopulationen einige Besonderheiten. Ihre Gewichtsentwicklung verläuft anders. Im Jahr des Aussetzens scheinen sich weibliche Igel kaum erfolgreich fortzupflanzen. Von 12 ausgesetzten Igel überlebten 5 bis zum nächsten Winterschlaf. Aus der Sicht des Artenschutzes ist es heute nicht notwendig, Igel in Menschenobhut zu überwintern, da die Art nicht bedroht ist.

15. Der Igel ist in Bayern noch flächig verbreitet, obwohl durch intensive Land- und Forstwirtschaft und Flurbereinigungsmaßnahmen sein Verbreitungsgebiet deutlich eingeschränkt, d. h. zunehmend inselartig aufgesplittert ist.

16. Als Schutzmaßnahmen werden igelsichere Zäune an Stellen mit hohen Verlusten durch den Straßenverkehr empfohlen. Solche Schutzzäune haben sich in der Praxis bereits bewährt.

In Gärten und Parkanlagen sollten den Igel geeignete Plätze zum Nestbau angeboten werden (Gestrüpp, Reishaufen, Hecken). Künstlich geschaffene Winterester haben sich in der Praxis auch bestens bewährt.

Summary

1. The objectives of this study were to investigate aspects of the biology of the hedgehog (*Erinaceus europaeus* L.), to determine possible causes of endangering, to establish their influence and examine the significance of artificial hibernation of hedgehogs under human care.

2. The present knowledge of the hedgehog is briefly summarized.

3. Differences in present distribution and taxonomy of the species of the genus *Erinaceus* in Europe are briefly summarized.

4. A methods applied are described.

5. The sex ratio is 1,2 : 1 in favour of males. Most of the young are born in Juli/August. The average litter size is 4,5. The mortality of young hedgehogs is estimated at

70 – 80 %, mortality of adults after their first hibernation is estimated at 20 – 40 % per year. Trapping revealed densities of up to 3 hedgehogs per ha.

6. The size of home-ranges fluctuates from 3 to 42 ha. Home-ranges of males are significantly larger than those of females. Home-ranges size differ within the course of the year in individual animals, being largest in July/August. Hedgehogs are sedentary but not territorial.

7. Pasture, meadow and lawn habitats are preferred during the phases of activity. Nests are built preferably in hedges, shrubs and forest margins. Optimal hedgehog habitat consists of pasture, meadows and lawn with interspersed shrubby vegetation, hedges, wasteland, patchy woodland and buildings.

8. Pasture, meadows and lawn offer a better and more varied food supply as compared to arable land and forest habitats.

9. Hibernation begins in October/November and terminates in April/May. Between individual animals there might be considerable differences concerning beginning and end of the hibernation period. In spring activity only begins gradually. In April/May individual hedgehogs may withdraw again in case of bad weather periods.

10. The influence of environmental pollutants is difficult to determine. The effects of a special molluscan repellent (Schneckengift) with the agent metaldehyde is controversial. These repellents should not be applied in gardens.

11. Due to habitat changes the range of distribution has been split up. Due to this fact local isolated populations may be threatened with extinction, as road mortality may be as high as 5 hedgehogs/km/year.

12. Except very young animals all hedgehogs have ecto- and entoparasites. At least 60 % of all hedgehogs are infested with lungworms, 73 % are infested with parasites of the intestines.

13. The influence of natural predators on hedgehog populations seems to be higher as is always assumed. Young hedgehogs are preyed upon by foxes and marten. The prey of the eagle owl may consist up to 50 % of hedgehogs.

14. Hedgehogs which hibernated under human care and released afterwards show some particularities. Their weight increase during the course of the year shows an obvious different pattern compared to individuals which hibernated under natural conditions in nature. Females which hibernated under human care seem not to reproduce the summer following on their release. Out of 12 hedgehogs released after hibernation, 5 survived until next hibernation. It is not necessary to hibernate hedgehogs under human care, as the species is not threatened.

15. In Bavaria the hedgehog is still widely distributed, although its range of distribution is more and more limited and split up in smaller distribution islands through activities of agriculture and forestry.

16. It is recommended to fence off particular stretches of roads, where road mortality of the hedgehog is exceptionally high. These fences have already proved to be very efficient.

10. Literaturverzeichnis *

Teil I: Im Text zitierte Arbeiten

ADOLF, T. A. (1966):
On the reproductive biology of *Erinaceus europaeus* L.
Zool. Zh., **45**, 1108-1111.

ALBRECHT, W. (1930):
Der Igel als Jagdschädling. *Deutsches Weidwerk*, **36**, 348-349.

ALLANSON, M. (1934):
Seasonal variation in the reproductive organs of the male hedgehog. *Phil. Trans. Roy. Soc. London*, **223**, 277-303.

BAUCHHENS, J. (1980):
Auswirkungen des Abflämmens auf die Bodenfauna einer Grünlandfläche im Spessart. *Bayer. Landw. Jahrbuch*, **57**, 100-114.

BAUCHHENS, J. (1982):
Artenspektrum, Diversität und Umsatzleistung von Lumbriciden (Regenwürmern) auf unterschiedlich bewirtschafteten Grünflächen verschiedener Standorte in Bayern. *Bayer. Landw. Jahrbuch*, **59**, 119-124.

BAUMGART, W.; S. D. SIMENONOW; M. ZIMMERMANN; H. BÜNSCHE; P. BAUMGART und G. KÜHNAST, (1973):
An Horsten des Uhus (*Bubo bubo*) in Bulgarien. I. Der Uhu im Iskerdurchbruch (Westbalkan). *Zool. Abh., Mus. Tierk. Dresden*, **32**, 203-247.

BERTHOUD, G. (1978):
Notes préliminaires sur les déplacements du hérisson européen (*Erinaceus europaeus* L.). *La Terre et la Vie.*, **32**, 73-82.

BERTHOUD, G. (1980):
Le hérisson (*Erinaceus europaeus* L.) et la route. *La terre et la Vie.*, **34**, 361-370.

BERTHOUD, G. (1981):
Contribution à la biologie du hérisson (*Erinaceus europaeus* L.) et application à sa protection. Université de Neuchâtel, Faculté des Sciences.

BEZZEL, E.; H. WILDNER; (1970):
Zur Ernährung bayerischer Uhus (*Bubo bubo*). *Vogelwelt*, **91**, 191-198.

BEZZEL, E.; J. OBST und K. H. WICKL; (1976):
Zur Ernährung und Nahrungswahl des Uhus (*Bubo bubo*). *J. Orn.*, **117**, 210-238.

BRAUNS, A. (1968):
Praktische Bodenbiologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

BRINCK, P.; J. LÖFQVIST, (1973):
The hedgehog *Erinaceus europaeus* and its flea *Arahaeopsylla erinacei*. *Zoon, Suppl.* **1**, 97-104.

* im Text zitierte Literatur.

Ein umfangreiches Verzeichnis über weitere, im Text nicht aufgeführte Veröffentlichungen, ist beim Verfasser oder bei der ANL abrufbar.

- BROCKIE, R. E. (1957):
The hedgehog population and the invertebrate fauna of the west coast sand dunes. Proc. N. Z. Ecol. Soc. **5**, 27-29.
- BROCKIE, R. E. (1959):
Roadmortality in the hedgehog in New Zealand. Proc. Zool. Soc., London, **134**, 505-508.
- BROCKIE, R. E. (1959):
Observations on the food of the hedgehog (*Erinaceus europaeus* L.) in New Zealand. N. Z. Journal Sci. **2**, 121-136.
- BROCKIE, R. E. (1975):
Distribution and abundance of the hedgehog (*Erinaceus europaeus* L.) in New Zealand, 1869-1973. N. Z. J. of Zoology **2**, 445-462.
- BURT, W. H. (1943):
Territoriality and home range concepts as applied to mammals. J. Mammalogy **24**, 346-352.
- BURTON, M. (1973):
The hedgehog. André Deutsch edition, London.
- CAMPBELL, P. A. (1973):
The feeding behaviour of the hedgehog (*Erinaceus europaeus* L.) in pasture land in New Zealand. Proc. N. Z. Ecol. Soc. **20**, 35-40.
- DAVIES, J. L. (1957):
A hedgehog roadmortality index. Proc. Zool. Soc., London, **128**, 606-608.
- DEANESLY, R. (1934):
The reproductive cycle of the female hedgehog. Phil. Trans, Roy. Soc. London, **223**, 239-276.
- DIMELOW, E. J. (1963):
Observations on the feeding of the hedgehog (*Erinaceus europaeus*). Proc. Zool. Soc. London, **141**, 291-309.
- EDWARDS, C. A.; J. R. LOFTY, (1977):
Biology of earthworms. Chapman and Hall, London.
- EISENTRAUT, M. (1956):
Der Winterschlaf mit seinen ökologischen und physiologischen Begleiterscheinungen. Jena.
- ESER, W. (1982):
Untersuchungen zur gemessenen Bestandsdichte und Aktivität des Igel in verschiedenen Biotopen. Diplomarbeit der Fachhochschule Weihenstephan.
- ESSER, J.; J. REICHHOLF, (1980):
Die Höhe der Igelverluste auf bayerischen Straßen. Berichte ANL **4**, 2-4.
- FAURE, A. (1975):
Effet des catécholamines d'origine exogène sur le rythme cardiaque de la thermoregulation du hérisson (*Erinaceus europaeus* L.) en hibernation. Compt. Rend. Acad. Sc. Paris, série D **80**, **22**, 2559-2562.
- FÖRSTEL, A. (1977):
Der Uhu (*Bubo bubo*) im Frankenwald und im Bayerischen Vogtland. Anz. Orn. Ges. Bayern, **16**, 115-131.
- FREY, H. (1973):
Zur Ökologie niederösterreichischer Uhupopulationen. Egretta **16**, 1-68.
- FRITZSCHE, H. (o. J.):
Igel als Wintergäste. Gräfe und Unzer, München.
- GERBER, R.; K. HERSCHEL, (1963):
Igel als Opfer von Goldfliegen. Z. f. Säugetierkunde **28**, 313-314.
- GOEBBELS, F. (1926):
Untersuchungen über den Stoffwechsel von Igel und Maulwurf. Pflügers Archiv, **213**, 407-418.
- GOERANSSON, G.; J. KARLSSON; A. LINDGREN, (1976):
Igelkotten och biltrafiken. Fauna och Flora, **71**, 1-6.
- GROSSHANS, W. (1983):
Zur Nahrung des Igel (*Erinaceus europaeus* L. 1758). Zool. Anz., Jena **211**, 1-21.
- HANSEN, L. (1969):
Trafikdoden i den danske dyre verden. Dansk Orn. Foren Tidsskr., **63**, 81-92.
- HEINRICH, D. (1978):
Untersuchungen zur Verkehrsoferrate bei Säugtieren und Vögel. Die Heimat, **85**, 193-208.
- HERTER, K. (1932):
Zur Fortpflanzungsbiologie des Igel. Z. f. Säugetierkunde, **46**, 216-222.
- HERTER, K. (1934):
Studien zur Verbreitung der europäischen Igel (*Erinaceidae*). Arch. Natursch., N. F., **3**, 313-382.
- HERTER, K. (1938):
Die Biologie der europäischen Igel. Zentr. f. Klein- und Pelztierkunde, **14**, 1-222.
- HERTER, K. (1963):
Igel. Die Neue Brehmbücherei 71.
- HEYDEMANN, B. (1953):
Agrarökologische Problematik dargetan an Untersuchungen über die Tierwelt der Bodenoberfläche der Kulturfelder, Diss. Kiel.
- HODSON, N. L. (1966):
A survey of road mortality in mammals (and including data for the Grass snake and common frog). J. Zool. London, **148**, 576-579.
- HRABE, V. (1975):
Variation in somatic characters of two species of *Erinaceus* (*Insectivora*, *Mammalia*) in relation to individual age. Zool. Listy, **24**, 335-352.
- HRABE, V. (1976):
Variation in the cranial measurement of *Erinaceus europaeus occidentalis* (*Insectivora*, *Mammalia*). Zool. Listy, **25**, 303-314.

- JEFFERIES D. J.; J. B. PENDLEBURY, (1968): Population fluctuations of stoats, weasels and hedgehogs in recent years. *J. Zool., London*, **156**, 513-517.
- KAYSER, Ch. (1961): *The physiology of natural hibernation*. Oxford.
- KNIERER, W. (1967): Untersuchungen über Tierverluste durch den Straßenverkehr. *Z. Jagdwiss.*, **13**, 159-164.
- KRATOCHVIL, J. (1966): Zur Frage der Verbreitung des Igels (*Erinaceus*) in der CSSR. *Zool. Listy*, **15**, 373-380.
- KRATOCHVIL, J. (1975): Zur Kenntnis der Igel der Gattung *Erinaceus* in der CSSR (Insectivora, Mammalia). *Zool. Listy*, **24**, 297-312.
- KRISTIANSSON, H. (1981): Distribution of the European hedgehog (*Erinaceus europaeus* L.) in Sweden and Finland. *Ann. Zool. Fennici*, **18**, 151-155.
- KRISTIANSSON, H.; S. ERLINGE, (1977): Movements and homerange of the hedgehog. *Fauna och Flora* **72**, 149-155.
- KRISTOFFERSSON, R. (1964): An apparatus for recording general activity of hedgehogs. *Ann. Acad. Sci. Fenn., Ser. A. IV*, **79**, 1-8.
- KRISTOFFERSSON, R. (1965): Hibernation in the hedgehog (*Erinaceus europaeus* L.). Blood urea levels after known length of continuous hypothermia and in certain phases of spontaneous arousals and entries into hypothermia. *Ann. Acad. Sci. Fenn., Ser. A, IV*, **96**, 1-8.
- KRISTOFFERSSON, R. (1968): The endogenous respiration and urea production of liver tissue slices from hibernating and non-hibernating hedgehogs and from common acclimated to different ambient temperatures. *Ann. Acad. Sci. Fenn., Ser. A, IV*, **129**, 1-12.
- KRISTOFFERSSON, R. (1971): A note on the age distribution of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) in Finland. *Ann. Zool. Fenn.*, **8**, 554-557.
- KRISTOFFERSSON, R.; A. SOIVIO, (1964): Hibernation of the hedgehog (*Erinaceus europaeus* L.). The periodicity of hibernation of undisturbed animals during the winter in a constant ambient temperature. *Ann. Acad. Sci. Fenn., Ser. A, IV*, **80**, 1-22.
- KRISTOFFERSSON, R.; A. SOIVIO, (1964): Hibernation in the hedgehog (*Erinaceus europaeus* L.). Changes of respiratory pattern, heart rate and body temperature in response to gradually decreasing or increasing ambient temperature. *Ann. Acad. Sci. Fenn., Ser. A., IV*, **82**, 1-17.
- KRISTOFFERSSON, R., P. SUOMALAINEN, (1964): Studies on the physiology of the hibernating hedgehog. 2. Changes of body weight of hibernating and non-hibernating animals. *Ann. Acad. Sci. Fenn., Ser. A, IV*, **76**, 1-12.
- KRISTOFFERSSON, R., A. SOIVIO, (1966): Studies on the periodicity of hibernation in the hedgehog (*Erinaceus europaeus* L.). 1. A comparison of induced hypothermia in constant ambient temperatures of 4,5 and 10°C. *Ann. Zool. Fenn.* **1**, 370-372.
- LIENHARDT, G. (1979): Beobachtungen zum Verhalten des Igels (*Erinaceus europaeus*) und seine Überlebenschmöglichkeit im heutigen Biotop. *Zool. Beitr.* **25**, 447-484.
- LINDEMANN, W. (1951): Zur Psychologie des Igels. *Z. f. Tierpsychol.* **8**, 224-251.
- MACARTHUR, R. H.; E. O. WILSON, (1967): *Biogeographie der Inseln*. Goldmann Verlag, München.
- MACDONALD, D. W.; F. G. BALL; N. G. HOUGH, (1980): The evaluation of homerange size and configuration using radio tracking data. In: *Handbook of biotelemetry and radio tracking*, 405-424. Pergamon Press.
- MADER, H. J. (1980): Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht. *Natur und Landschaft*, **55**, 91-96.
- MASSEY, C. I. (1972): A study of hedgehog road mortality in the Scarborough District, 1966-1971. *Naturalist, Leeds* **922**, 103-105.
- MERKER, G.; W. WÜNNENBERG; K. BRÜCK, (1976): Effect of hormones on thermoregulatory heat production in hibernators. *Israel J. Med. Sci.*, **12**, 1115-1117.
- MORRIS, B. (1961): Some observations on the breeding season of the hedgehog and the rearing and handling of the young. *Proc. Zool. Soc., London*, **136**, 201-206.
- MORRIS, B. (1966): Breeding the European hedgehog, *Erinaceus europaeus*, in captivity. *Int. Zoo. Yb.* **6**, 141-146.
- MORRIS, P. A. (1970): A method for determining absolute age in the hedgehog. *J. Zool., London*, **161**, 277-281.
- MORRIS, P. A. (1973): Winter nests of the hedgehog (*Erinaceus europaeus* L.). *Oecologia* **11**, 299-313.
- MORRIS, P. A. (1977): Pre-weaning mortality in the hedgehog (*Erinaceus europaeus* L.). *J. Zool., London*, **182**, 162-164.
- NIELSEN, S. A.; B. O. NIELSEN; H. WALHOVD, (1978): Blowfly myiasis (Diptera: Calliphoridae, Sarcophagidae) in the hedgehog (*Erinaceus europaeus*). *Ent. Meddr.* **46**, 92-94.
- NOWAK, W. (1975): Auftreten eines Ostigels (*Erinaceus roumanicus*) in Oberbayern. *Sber. Ges. Naturf. Freunde, N. F.*, **15**, 79-81.
- OGNEW, S. I. (1959): *Säugetiere und ihre Welt*. Akademie-Verlag, Berlin.

- OTWAY, P. A. (1965):
Feeding behaviour of the European hedgehog (*Erinaceus europaeus*) in New Zealand. B. Sc. (Hons.) Thesis, University of Otago.
- PARKES, J. (1975):
Some aspects of the biology of the hedgehog (*Erinaceus europaeus* L.) in the Manawatu, New Zealand. N. Z. J. of Zoology, **2**, 463-472.
- PARKES, J.; R. E. BROCKIE, (1977):
Sexual differences in hibernation of hedgehogs in New Zealand. Acta Theriol., **22**, 385-386.
- PFITZNER, G. (1980):
Anmerkungen zur Ökologie und zum Status des Igels im oberösterreichischen Zentralraum. Öko-L. **2**, 3-14.
- PODUSCHKA, W. (1969):
Ergänzungen zum Wissen über *Erinaceus e. roumanicus* und kritische Überlegungen zur bisherigen Literatur über europäische Igel. Z. Tierpsychol., **26**, 761-804.
- PODUSCHKA, W.; E. SAUPE;
H. R. SCHÜTZE (1977):
Igelbrevier, Vertriebsgesellschaft für Landmaschinen, Ebikon/Luzern.
- REEVE, N. J. (1982):
The homerange of the hedgehog as revealed by a radio tracking study. Symp. Zool. Soc., London, **49**, 207-230.
- REICHHOLF, J. (1983):
Nehmen die Straßenverkehrsverluste Einfluß auf die Bestandsentwicklung des Igels (*Erinaceus europaeus*)? Spixiana, **6**, 87-91.
- REICHHOLF, J.; J. ESSER, (1981):
Daten zur Mortalität des Igels (*Erinaceus europaeus*), verursacht durch den Straßenverkehr. Z. Säugetierkunde, **46**, 216-222.
- RETTIG, K. (1965):
Tierverluste auf Autostraßen. Orn. Mitt. **17**, 244-234.
- ROSNABELT, R., G. MENATORY, (1975):
Note sur le développement de deux jeunes Grands Duc à l'aire. Alauda **43**, 194.
- RUPRECHT, A. L. (1973):
On the distribution of the representatives of the genus *Erinaceus* Linnaeus 1758 in Poland. Prsegl. Zool. **22**, 81-86.
- SABOUREAU, M., G. LAURENT, J. BOISSIN (1979):
Daily and seasonal rhythms of locomotor activity and adrenal function in male hedgehogs (*Erinaceus europaeus* L.) J. interdiscipl. Cycle Res. **10**, 249-266.
- SANDERSON, G. C. (1966):
The study of mammal movements – a review J. Wildl. Mngmt. **30**, 215-235.
- SAUPE, E. (1967):
Lungenwürmer der Gattung *Crenosoma* Molin 1861: unter besonderer Berücksichtigung von *Crenosoma striatum* (Zeder, 1800). Inaugural Diss., Universität Göttingen.
- SCHAEFER, H. (1971):
Beutetiere des Uhus, *Bubo bubo*, aus den Karpaten und Lappland. Bonn, zool. Beitr. **22**, 153.
- SCHLATTER, Ch. (1976):
Gutachten über die Gefährlichkeit von Schneckenkörnern Lonzaflor für Mensch und Tier. Unveröffentl. Manuskript, 6 pp.
- SCHOENEMANN, W. (1977):
Wildunfälle im Straßenverkehr Zool. Beiträge **23**, 169-220.
- SCHÜTZE, H. R. (1979):
Nachweis, Vorkommen, Entwicklung und Behandlung wichtiger Parasiten des Igels (*Erinaceus europaeus* L.) Collegium Veterinarium 142-146.
- SMIT-VIS, J. H. (1962):
Some aspects of the hibernation in the European hedgehog *Erinaceus europaeus* L. Arch. Néerl. Zool. **14**, 513-597.
- SMITH, J. M. B. (1968):
Diseases of hedgehogs. Vet. Bull. Weybridge **38**, 425-430.
- SOIVIO, A. (1967):
Hibernation in the hedgehog (*Erinaceus europaeus* L.) Ann. Acad. Sci. Fenn., Ser. A. IV, **110**, 1-71.
- SUOMALAINEN, P. (1960):
Stress and neurosecretion in the hibernating hedgehog. Bull. Mus. comp. Zool. Harv. **124**, 271-284.
- SUOMALAINEN, P.; J. SWVANTO, (1953):
Studies on the physiology of the hibernating hedgehog. 1. The body temperature. Ann. Acad. Sci. Fenn. **44**, 1-20.
- SUOMALAINEN, P.; P. L. SAARIKOSKI (1970):
Studies on the physiology of the hibernating hedgehog. X. Persistence of a circadian rhythm during the hibernation of the hedgehog. Commentat. biol. **30**, 1-5.
- STICKEL, L. F. (1964):
A comparison of certain methods of measuring ranges of small mammals. J. Mammal. **35**, 1-15.
- THIELE, H. U. (1977):
Carabid beetles in their environment. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
- TIMME, A. (1980):
Krankheits- und Todesursachen beim Igel (*Erinaceus europaeus* L.) Sektionsfälle 1975 bis 1979. Der prakt. Tierarzt **9**, 744-748.
- TISCHLER, W. (1955):
Synökologie der Landtiere. G. Fischer Verlag, Stuttgart.
- TISCHLER, W. (1958):
Synökologische Untersuchungen an der Fauna der Felder und Waldgehölze. Z. Morph. u. Ökol. Tiere **47**, 54-114.
- WALHOVD, H. (1979):
Partial arousals from hibernation in hedgehogs in outdoor hibernacula. Oecologia **40**, 141-153.

- WENZEL, U. D.; M. SACHSE, P. ARNOLD, (1977):
Ein Beitrag zum Blutbild vom Igel (*Erinaceus europaeus* Linne 1758). Zool. Garten **47**, 273-279.
- WERNER, R.; W. WÜNNENBERG, (1980):
Effect of the adenocorticostatic agent, Metopirone, on thermoregulatory heat production in the European hedgehog. Pflügers Arch., **385**, 25-28.
- WICKL, K.H. (1979):
Der Uhu (*Bubo bubo*) in Bayern. Garmischer Vogelkundler. Ber., **6**, 1-47.
- WILSON, E. O. (1975):
Sociobiology. The Belknap Press of Harvard University Press. Cambridge, Massachusetts.
- WODZICKI, K. (1950):
Introduced mammals of New Zealand. N. Z. Dep. Sci. ind. Res. Bull., **98**, 55-64.
- WOLF, P. (1976):
Unterscheidungsmerkmale am Unterkiefer von *Erinaceus europaeus* L. und *Erinaceus concolor* Martin. Ann. Naturhistor. Mus. Wien, **80**, 337-341.
- WYDLER, P.; H. GSCHWIND, (1976):
Schneckenkörner – gefährliche Gifte für Igel, Vögel, andere Tiere und auch Kinder. Nat. und Mensch, **18**, 27-31.
- YALDEN, D. W. (1976):
The food of the hedgehog in England. Acta Theriol. **21**, 401-424.
- ZONDECK, B. (1924):
Untersuchungen über den Winterschlaf. Klin. Wochenschrift, **3**, 1529-1530.
- ZUMPT, F. (1965):
Myiasis in man and animals in the old world. Butterworth, London.
- Anschrift des Verfassers:**
Dr. Joachim Esser
Kiebitzbek 75
2300 Kiel 14

Zur Bedeutung der bayerischen Naturschutzgebiete für den zoologischen Artenschutz^{*)}

Harald Plachter

Inhalt

1. Einleitung
2. Schutzgebietsbestand
3. Schutzstatus bedrohter Tierarten
4. Gründe für das Schutzdefizit bei zoologisch bedeutsamen Lebensräumen
 - 4.1 Artenspektrum im genutzten Bereich
 - 4.2 Schutz großer oder komplexer Lebensräume
 - 4.3 Fehlende Regionalisierung
5. Konsequenzen aus der Inseltheorie
 - 5.1 Die optimale Größe von Naturschutzgebieten
 - 5.2 Gesellschaftsschutz und Schutz einzelner Arten
 - 5.3 Die Entspannung (relaxation) gestörter Tiergemeinschaften nach Verkleinerung der Lebensräume
6. Vorschläge für die künftige Schutzgebietsausweisung
7. Zusammenfassung
8. Danksagung
9. Literaturverzeichnis

1. Einleitung

Unter den im Bundesnaturschutzgesetz von 1976 bzw. im Bayer. Naturschutzgesetz von 1973 in der Fassung von 1982 aufgeführten Formen des Flächenschutzes kommt den Naturschutzgebieten für die Sicherung des biotischen Inventars unserer Umwelt eine zentrale Bedeutung zu. Eines der Ziele der Ausweisung von Naturschutzgebieten (NSG) ist der Erhalt und nachhaltige Schutz besonders hochwertiger oder bedrohter Lebensräume der heimischen Tierwelt. Gerade die Berücksichtigung zoologischer Gesichtspunkte wirft aber in der Ausweisungspraxis oft eine Reihe von Problemen auf, die mit dem in der Bundesrepublik Deutschland zur Verfügung stehenden Rechts- und Verwaltungsinstrumentarium offensichtlich nur schwer lösbar sind. Diese Schwierigkeiten sind keineswegs neu. Bereits 1921 schrieb TUBEUF (1921) über den damaligen Pflanzenschonbezirk (= Vorläufer der Schutzform Naturschutzgebiet) am Königssee: »Es war ein Fehler, daß man den Schutz auf die Pflanzenwelt beschränkt hat. Den Fehler müssen wir gut machen. Der Schutz soll der gesamten Natur des Königssees und seiner Berge zugute kommen«. Mehr als 70 Jahre, nachdem das erste bayerische Schutzgebiet ausgewiesen wurde (Isarauen bei Wolfratshausen, 1912), bietet es sich an, die Möglichkeiten – aber auch die Grenzen – der Schutzform Naturschutzgebiet für den zoologischen Artenschutz aufzuzeigen und die Bedeutung der bestehenden Schutzgebiete für die heimische Tierwelt zu diskutieren. Die Komplexität der damit zusammenhängenden Fragestellungen macht eine räumliche und thematische Beschränkung unumgänglich. Auch reichen die geringen Kenntnisse über die in den bestehenden Naturschutzgebieten vertretenen Arten und Gesellschaften für eine umfassende Bilanzierung nicht aus. Die zunehmende Fachdiskussion über die zukünftigen Strategien des Flächenschutzes (vgl. u. a. ERZ 1981, 1983. HEYDEMANN 1980, BUNDESMINISTER DES INNEREN 1983) wirft jedoch die

Frage auf, welchen Beitrag die Ausweisung von Schutzgebieten in der zur Zeit praktizierten Form zum Tierartenschutz leisten kann. Im Hinblick darauf sollten die nachfolgenden Ausführungen primär als Diskussionsbeitrag für eine dringend erforderliche umfassende Konzeption zur Ausweisung von Schutzgebieten in der Zukunft gesehen werden. In einer solchen Konzeption wird die Schutzform des Naturschutzgebietes sicher nicht die einzige Form des Flächenschutzes sein können, und bereits jetzt leisten andere staatliche und privatrechtliche Schutzformen einen bedeutenden Beitrag. Wenn hier nur Naturschutzgebiete berücksichtigt werden, so liegt dies zum einen an fehlenden Vergleichsdaten für die übrigen Formen des Flächenschutzes, zum anderen daran, daß Naturschutzgebiete die wichtigste und umfassendste Schutzform sind (vgl. ERZ 1980) und dies wohl in absehbarer Zukunft auch bleiben werden.

2. Schutzgebietsbestand

Auf der Festlandsfläche der Bundesrepublik Deutschland bestanden am 1.1.1983 1682 Naturschutzgebiete mit einer Fläche von zusammen 235.941 ha (= 0,95 % der Festlandsfläche) (BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSÖKOLOGIE 1983). In Bayern waren zum gleichen Zeitpunkt 224 NSG rechtskräftig ausgewiesen. Bis zum 1. 1. 1984, dem für die folgenden Ausführungen herangezogenen Stichtag, ist diese Zahl auf 246 gestiegen. Ihre Fläche beträgt ca. 94.800 ha (= 1,34 % der Landesfläche). Die räumliche Verteilung der Schutzgebiete ist allerdings nach wie vor sehr ungleichmäßig (vgl. KLEINE 1977). Während z. B. im Regierungsbezirk Oberbayern Anfang 1984 3,6 % der Regierungsbezirksfläche als NSG gesichert waren (mit Nationalpark Berchtesgaden: 4,7 %), beträgt die entsprechende Zahl für Mittelfranken nur 0,04 %. Neben dem NSG kommt vor allem dem Naturdenkmal (Art. 9 BayNatSchG) und dem Landschaftsteil (Art. 12, Abs. (1) BayNatSchG) derzeit

^{*)} Überarbeitetes Manuskript eines Vortrages, gehalten anlässlich eines ANL-Fachseminars am 14./15. 6. 1983 in Volkach

Bedeutung für den zoologischen Artenschutz zu. Für Landschaftsbestandteile fehlen landesweit auswertbare Vergleichszahlen.

Die Zahl der Naturdenkmäler dürfte derzeit bei ca. 6.000 liegen. Von knapp 4.000 beim Bayerischen Landesamt für Umweltschutz zentral registrierten Naturdenkmälern sind ca. 22 % »flächenhaft«, d. h. sie umfassen Landschaftsausschnitte. Aus den vorliegenden Verordnungstexten geht in der Regel nicht hervor, ob die Anwesenheit von Tierbeständen für die Ausweisung im Einzelfall mitentscheidend war. Ebenso wie bei den meisten NSG fehlen mit wenigen Ausnahmen Regelungen, die sich auf explizit genannte Tierarten oder Tiergesellschaften beziehen. Da zudem ein bayernweiter Überblick über die Lage der einzelnen Naturdenkmäler fehlt, sind auch indi-

rekte Schlüsse auf die Bedeutung dieser Schutzform für den zoologischen Artenschutz nicht möglich. Systematische Auswertungen auf der Grundlage des Verordnungstextes scheiden ebenso aus, wie bei allen anderen Formen des Flächenschutzes.

Von einer Zustandserfassung der bestehenden NSG, wie sie vom Bayer. Landesamt für Umweltschutz in Auftrag gegeben wurde, sind zwar wesentliche Hinweise auf den derzeitigen Zustand und die notwendige Pflege der Gebiete zu erwarten, wegen fehlender Fachdaten aber keine umfassende Dokumentation der in NSG geschützten Tierpopulationen. Da eine solche kurzfristig auch nicht zu erwarten ist, müssen vorerst indirekte Schlussfolgerungen Hinweise auf die zoologische Bedeutung der bestehenden NSG liefern.

3. Schutzstatus bedrohter Tierarten

Ein Weg, um kurzfristig zu Hinweisen auf den Umfang des Schutzes der Lebensräume bedrohter

Tabelle 1

Anteil der seit 1970 bekannt gewordenen bzw. bestätigten Vorkommen (Populationen) von 20 Tierarten der Roten Liste Bayern (1982), Gefährdungsstufe 1 (stark gefährdet), in bestehenden Naturschutzgebieten (Birkenmaus: alle bekannten Vorkommen seit 1950). Der Anteil der zur Zeit in NSG lebenden Individuen bzw. Brutpaare des bayerischen Gesamtbestandes ist in folgenden Stufen geschätzt: 0 %, < 3 %, < 5 %, < 10 %, < 25 %, < 50 %, > 50 %.

Datenbasis: Säugetiere: ANTONI (1980), BÄUMLER (1981), KAHMANN (1952), KRAUS & GAUKLER (1977), ISSEL et al. (1977); Vögel: JANNER & ZINTL (1982), KROSSIGH (1983), MEIER (1977), RANFTL (1981), STREHLOW (1982), WÜST (1981); Reptilien: ASSMANN (mündl.), FRÖR (1980); Amphibien: ARBEITSKREIS ÖKOLOGIE COBURG (mündl.), BEUTLER (1983 u. mündl.), EHRLICHER (in litt.), REICHEL (1981 und mündl.); Weichtiere: BAUER (1979), BAUER et al. (1980) sowie beim Bayer. Landesamt für Umweltschutz vorliegende Fundmeldungen.

Art	Rote-Liste-Stellung	Anzahl bekannter Vorkommen	hiervon in best. NSG	= %	geschätzter Anteil Indiv./Bp. in NSG (%)
SÄUGETIERE					
Birkenmaus (<i>Sicista betulina</i>) ¹⁾	1a	4	1	25	?
Gr. Huftisenasse (<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>) ²⁾	1a	23	2	9	< 10
Kl. Bartfledermaus (<i>Myotis mystacinus</i>)	1b	11	0	0	0
Mopsfledermaus (<i>Barbastella barbastellus</i>)	1b	19	1	5	< 3
VÖGEL					
Gänseäger (<i>Mergus merganser</i>)	1a	16	4	25	< 10
Gr. Rohrdommel (<i>Botaurus stellaris</i>)	1a	1	0	0	0
Kolbenente (<i>Netta rufina</i>)	1a	9	4	44	< 25
Kormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	1a	1	0	0	0
Löffelente (<i>Anas clypeata</i>)	1b	16	4	25	< 50
Nachtreier (<i>Nycticorax nycticorax</i>)	1a	6	1	17	> 50
Rotschenkel (<i>Tringa totanus</i>)	1a	7	0	0	0
Schellente (<i>Bucephala clangula</i>)	1a	4	1	25	< 10
Schwarzstorch (<i>Ciconia niger</i>)	1a	5	0	0	0
Uferschnepfe (<i>Limosa limosa</i>)	1a	11	0	0	0
REPTILIEN					
Äskulapnatter (<i>Elaphe longissima</i>)	1a	2	0	0	0
Mauereidechse (<i>Podarcis muralis</i>)	1a	2	0	0	0
Smaragdeidechse (<i>Lacerta viridis</i>)	1a	1	0	0	0
AMPHIBIEN					
Geburtshelferkröte (<i>Alytes obstetricans</i>)	1a	6	0	0	0
Moorfrosch (<i>Rana arvalis</i>)	1b	24	2	7	< 5
WEICHTIERE					
Flußperlmutschel (<i>Margaritifera margaritifera</i>)	1a	35	1	3	< 3
		203	21		

1) 4 Funde einzelner Tiere, davon 1 im NP Bayer. Wald
2) i. d. letzten Jahren Bestand stark rückläufig

Tierarten zu gelangen, besteht darin, Fundortmeldungen aus der zoologischen Fachliteratur und sonstigen Quellen bestehenden NSG zuzuordnen. Für die meisten Tierarten sind unsere Kenntnisse über die kleinräumige Verbreitung zu gering oder die Meldungen sind zu ungenau, um sie bestimmten Landschaftsausschnitten sicher zuordnen zu können. Nur von einigen wenigen Tierarten sind die meisten Bestände in Bayern genau bekannt, so daß zumindest halbquantitative Aussagen möglich sind. In Tab. 1 sind 20 Tierarten berücksichtigt, die in der Roten Liste *bedrohter Tiere in Bayern* (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN 1982) in der Kategorie 1, »*stark gefährdet*«, geführt sind. Angegeben ist die Anzahl der in Bayern bekannten Vorkommen (Populationen), der Anteil dieser Vorkommen, die überwiegend oder vollständig in bestehenden NSG enthalten sind, und – als grobe Schätzung – der Anteil der Individuen bzw. Brutpaare des derzeitigen bayerischen Gesamtbestandes in den NSG. Berücksichtigt sind i. d. R. alle sicheren Nachweise seit 1970, bei den Vögeln alle sicheren Brutnachweise aus dem gleichen Zeitraum. Nur bei der Birkenmaus (*Sicista betulina*) sind alle bisher bekannt gewordenen Nachweise herangezogen (die Art wurde erstmals 1950 für Bayern nachgewiesen). Als Vorkommen wurden Nachweise gezählt, die vom jeweils nächstgelegenen räumlich deutlich getrennt sind oder in den Quellen als solche geführt sind.

Der Anteil der in NSG enthaltenen Vorkommen schwankt offensichtlich von Art zu Art stark. Noch relativ hoch ist er bei einigen Vogelarten mit einem Viertel bis fast der Hälfte der Vorkommen in NSG. Jedoch sind bei keiner Art alle bekannten Vorkommen in NSG gesichert. Nach dem heutigen Kenntnisstand ist die Hälfte der 20 stark gefährdeten Arten in NSG überhaupt nicht vertreten. Von 203 berücksichtigten Vorkommen liegen 21 = 10 % in NSG. Außer beim Nachtreier (*Nycticorax nycticorax*) können bei keiner Art mehr als die Hälfte der Individuen bzw. Brutpaare des bayerischen Gesamtbestandes den NSG zugeordnet werden. Der reale Schutzstatus dürfte noch niedriger liegen, als allein aus diesen Zahlen hervorgeht, da die Verordnungen in der Regel höchstens einen Teil der Lebensansprüche dieser 20 stark gefährdeten Arten nachhaltig sichern können.

Zwar sind die ermittelten Zahlen noch mit gewissen Unsicherheiten behaftet. So sind einzelne Vorkommen (z. B. bei den Säugetieren) in den letzten Jahren nicht mehr bestätigt worden und sind zwischenzeitlich möglicherweise erloschen. Ihre Nichtberücksichtigung würde die Bilanz insgesamt aber nicht wesentlich verbessern. Darüber hinaus sind die Kenntnisse über die Verbreitung einiger Arten (z. B. Mopsfledermaus, Birkenmaus, Moorfrosch) noch unvollständig. Für die nächsten Jahre sind hier noch weitere Fundmeldungen zu erwarten. Die bestehenden NSG gehören aber, gerade was Wirbeltiere be-

trifft, zu den überdurchschnittlich gut bekannten Landschaftsausschnitten Bayerns. Die Wahrscheinlichkeit, daß noch unbekannte Vorkommen außerhalb der bestehenden NSG liegen, dürfte deshalb wesentlich größer sein, als daß sie in diesen liegen.

Unter diesen Aspekten können die errechneten Durchschnittszahlen sicher nur als erste Richtwerte gelten. Vor allem können sie nicht ohne weiteres auf alle bedrohten Arten übertragen werden. Hierzu ist die untersuchte Stichprobe noch zu gering, auch wenn die 19 Wirbeltierarten immerhin 21 % aller stark gefährdeten Wirbeltierarten der Roten Liste Bayern stellen (91 Arten). Sie geben aber wichtige Hinweise auf die Bedeutung der bestehenden bayerischen NSG für den Tierartenschutz.

Bei einer Interpretation der vorgelegten Zahlen sollten zudem die folgenden Gesichtspunkte berücksichtigt werden:

- Herangezogen wurde nicht ein Querschnitt aus allen heimischen Tierarten, sondern nur aus denen der höchsten Gefährdungsstufe der Roten Liste, auf die sich Schutzbemühungen vorrangig konzentrieren sollten.
- Es handelt sich ausnahmslos um sog. »*attraktive*« Arten. Schutzbemühungen für diese Arten sollten somit auch in der Öffentlichkeit auf besonders großes Verständnis stoßen.
- Zumindest ein Teil der nicht gesicherten Fundorte ist seit langem bekannt.
- Ein Teil der Arten ist bereits seit Jahren Gegenstand von Schwerpunktprogrammen sowohl des amtlichen als auch des privaten Naturschutzes.

Tab. 1 berücksichtigt nur die Schutzform NSG. Ein Teil der dort aufgeführten Bestände ist sicherlich über andere Formen des Flächenschutzes gesichert, so z. B. in Naturdenkmälern oder durch privatrechtliche Vereinbarungen. Für die Diskussion der Bedeutung von Naturschutzgebieten für den zoologischen Artenschutz ist diese Tatsache jedoch ohne Belang.

Über die heimische Vogelwelt liegen von allen Tiergruppen die mit Abstand besten Kenntnisse vor. So sind die meisten ornithologisch bedeutsamen Gebiete, die eine besonders artenreiche oder empfindliche Avizönose beherbergen, seit langem bekannt. Eine Auswertung für 53 ornithologisch bedeutsame Gebiete in Bayern (Stand 1983) ergibt das folgende Bild (41 Gebiete nach BEZZEL, 1970, zzgl. Röhelseeweihergebiet und Regenniederung, Simsees, Abtsdorfer See mit Haarmos, Lechauen nördl. Augsburg, Donaualtwasser Donaustauf, Lange Rhön, Teichgebiet Tirschenreuth/Wiesau, weitere Teiche des Aischgrundes, Süßenloher Teichgebiet, Walk- und Gaisweiher):

Tabelle, siehe selbe Seite unten.

Für die 13 Feuchtgebiete internationaler Bedeutung in der Bundesrepublik Deutschland konstatieren HAARMANN et al. (1983) ebenfalls einen ungenügenden Schutzstatus.

Schutzwürdige Avizönose:	Anzahl Gebiete
– vollständig oder nahezu vollständig in NSG enthalten:	15 (= 28 %)
– Wertvolle Avizönose zu mehr als 50 % im NSG:	12 (= 23 %)
– Wertvolle Avizönose zu weniger als 50 % im NSG:	3 (= 6 %)
– nicht in einem NSG enthalten:	23 (= 43 %)

4. Gründe für das Schutzdefizit bei zoologisch bedeutsamen Lebensräumen

Für die auffallend geringe Berücksichtigung bedrohter Tierarten und mehr noch bedrohter Tiergesellschaften bei der bisherigen Ausweisung von NSG, wie sie aus den oben genannten Zahlen deutlich wird, kann eine ganze Reihe von Gründen genannt werden. Zusammenfassende Darstellungen zu dieser Problematik geben u. a. BLAB (1976, 1984), ERZ (1980) und HEYDEMANN (1980), so daß an dieser Stelle überwiegend auf nähere Ausführungen verzichtet werden kann. Der Vergleich der Lebensansprüche vieler Tierarten mit dem Bestand an NSG in Bayern gibt aber zusätzliche Hinweise auf Ursachen, die einerseits die derzeitige ungünstige Bilanz erklären helfen, deren vermehrte Berücksichtigung aber andererseits von entscheidender Bedeutung für den in Zukunft einzuschlagenden Weg der Flächensicherung für den Tierartenschutz sein könnte:

1. Der Schwerpunkt der NSG-Ausweisung lag bisher auf der Sicherung naturnaher, möglichst ungenutzter Landschaftsausschnitte. Auch innerhalb des Spektrums naturnaher Biotope wurden einzelne Typen eindeutig bevorzugt (Repräsentanzproblem). Sehr viele bedrohte Tierarten leben aber entweder in bisher kaum gesicherten naturnahen oder in nicht naturnahen, genutzten Biotopen.

2. Viele Tierarten benötigen mehrere räumlich weit voneinander getrennte Teilebensräume oder sie beanspruchen zwar in sich geschlossene, jedoch sehr große Jahreslebensräume. Es fehlen bisher regionalisierte Konzeptionen für einen umfassenden Schutz des Gesamtlebensraumes dieser Arten. Eine Unterschutzstellung sehr großer Gebiete für einzelne Arten war in der Vergangenheit nur selten realisierbar und sie entspricht in der bisherigen Praxis auch nur teilweise den biologischen Ansprüchen.

3. Bei der Ausweisung fanden regionale Unterschiede sowohl in der Biotopausstattung der Naturräume als auch in der Habitatwahl der einzelnen Arten nur ungenügend Berücksichtigung.

4.1 Artenspektrum im genutzten Bereich

Von der Fläche der Bundesrepublik Deutschland entfallen ca. 54 % auf landwirtschaftliche Nutzflächen, ca. 29 % auf forstwirtschaftliche Nutzflächen, ca. 11 % auf Siedlungs-, Gewerbe- und Verkehrsflächen, ca. 4 % auf sog. »Ödland« i. w. S., Moore etc. und ca. 2 % auf Wasserflächen (vgl. hierzu OLSCHOWY 1978, S. 92). Auch die beiden zuletzt genannten Kategorien, zusammen ca. 6 % der Fläche, sind keineswegs frei von Nutzungen. Hier konzentrieren sich verschiedene Formen der Freizeitnutzung, wie Wassersport, Angelfischerei und Wintersport. Selbst viele naturnahe Biotope unterliegen somit einer, wenn auch nur unregelmäßigen Nutzung durch den Menschen. Während Erholungsnutzungen i. d. R. die Struktur und die Vegetation der betroffenen Biotope nicht oder nur punktuell verändern, bedingen die übrigen Landnutzungsformen je nach Intensität und Typ ganz bestimmte Lebensraum- bzw. Habitattypen. Das Spektrum der Einflußnahme reicht von punktuellen Eingriffen über die Festschreibung bestimmter Sukzessionsstadien bis zu Umwandlung in völlig andere Lebensraumtypen. Wenngleich bis vor wenigen Jahrzehnten viele naturnahe Biotypen von solchen Landnutzungen

weitgehend ausgespart waren, so dauert die Nutzung des weitaus überwiegenden Teiles der mitteleuropäischen Landschaft doch bereits seit Jahrhunderten fort. Viele Tierarten konnten sich in solchen genutzten oder anthropogenen Landschaftsteilen nicht nur erfolgreich ansiedeln, sondern sie sind heute überwiegend oder ausschließlich dort anzutreffen. Für künftige Schutzstrategien des Tierartenschutzes ist es deshalb von Bedeutung, welcher Anteil bedrohter Arten vom Menschen genutzte Bereiche bevorzugt und welches die Gründe hierfür sind. Zum einen müssen Schutzprogramme für diese Arten dann auch genutzte Bereiche mit berücksichtigen, zum anderen sind diese Arten von Nutzungsänderungen bzw. -intensivierungen unmittelbar betroffen.

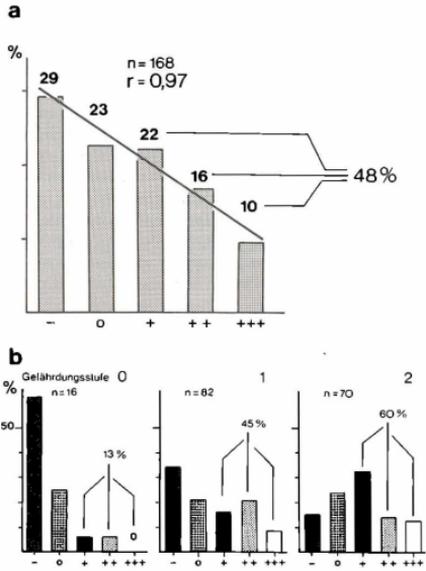


Abbildung 1

Bindung der Wirbeltiere (mit Ausnahme der Fische) der Roten Liste Bayern (168 Arten) an vom Menschen spezifisch genutzte oder geschaffene Lebensräume. Abszisse: Zunahme der Bindung in 5 Kategorien; Ordinate: Prozentualer Anteil der Arten der jeweiligen Kategorie. Die Zahlen über den Kategorien + bis +++ geben den Anteil aller Arten wieder, die zumindest regional oder zeitweise in nennenswertem Umfang an genutzte bzw. anthropogene Lebensräume gebunden sind.

a) alle berücksichtigten Arten

b) aufgeschlüsselt nach den Gefährdungsstufen 0 (ausgestorben), 1 (stark gefährdet), 2 (gefährdet)

Eine diesbezügliche Auswertung liegt der Abb. 1 zugrunde. Einbezogen sind alle Säugetiere, Vögel, Reptilien und Amphibien der Roten Liste bedrohter Tiere in Bayern (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN 1982). Die Klasse der Fische mußte unberücksichtigt bleiben. Zum einen verhindern häufig Beeinträchtigungen der Wasserqualität eine Besiedlung ansonsten gut geeigneter Lebensräume, so daß die aktuelle Verbreitung nur bedingt Rückschlüsse auf nutzbare Biotypen zuläßt, zum anderen verwischen Besatzmaßnahmen die derzeitige Bestandssituation vieler Fischarten und deren Fortpflanzungsfähigkeiten in bestimmten Bio-

topen. Die berücksichtigten Wirbeltiere wurden den nachfolgend aufgeführten 5 Kategorien zugeordnet. Entscheidend für die Einordnung in eine bestimmte Kategorie war hierbei das derzeit in Bayern tatsächlich genutzte Biotopspektrum, nicht der aus der Literatur bekannte optimale Lebensraum. So wurden Arten, die in anderen Teilen ihres Verbreitungsareals ausschließlich ungenutzte Biotope besiedeln, dann nicht als »Kulturflüchter« geführt, wenn sie in Bayern in nennenswertem Umfang auch genutzte oder anthropogene Bereiche besiedeln.

– **Kulturflüchter i. w. S.;** Die Lebensräume sind zum weitaus überwiegenden Teil menschenarm, störungsarm und unerschlossen. Oft benötigen diese Arten relativ große Lebensräume. Arten wie Fischotter (*Lutra lutra*), Biber (*Castor fiber*), Purpurreiher (*Ardea purpurea*), Steinadler (*Aquila chrysaetos*) und Moorfrosch (*Rana arvalis*) wurden hier eingeordnet.

○ **Indifferente Arten.** Eine deutliche Bindung an vom Menschen genutzte oder geschaffene Bereiche ist auch in Teilen des Areals nicht erkennbar. Solche können, ebenso wie ungenutzte, besiedelt werden, die Aufgabe der Nutzungen hätte aber keine nennenswerten Bestandseinbußen zur Folge. Hierzu zählen z. B. Waldspitzmaus (*Sorex araneus*), Baumschläfer (*Dryomys nitedula*), Eisvogel (*Alcedo authis*), Hohltaube (*Columba oenas*), Smaragdeidechse (*Lacerta viridis*) und Kreuzotter (*Vipera berus*).

+ **Arten mit mäßiger bis unvollständiger Bindung an bestimmte, i. d. R. extensive Landnutzungsformen.** Sie finden entweder in diesen intensiv genutzten Bereichen zur Zeit etwas günstigere Lebensbedingungen vor oder sie sind nur in Teilen ihres Verbreitungsareals deutlich auf extensive Landnutzungsformen angewiesen. Die völlige Aufgabe der entsprechenden Landnutzungsformen hätte zumindest regionale Bestandseinbußen zur Folge. Hier wurden u. a. Birkhuhn (*Lyrurus tetrix*), Wiedehopf (*Upupa epops*) und Laubfrosch (*Hyla arborea*) geführt.

++ **Arten, die überwiegend in genutzten oder anthropogenen Biotopen anzutreffen sind, einschließlich solcher Arten, die auf die Bereitstellung von Lebensraumtypen mit hoher Dynamik (z. B. Pionierstandorte) angewiesen sind.** Die Aufgabe der entsprechenden Landnutzungsformen (bei ansonsten unveränderter Landschaft) hätte eine wesentliche Verschlechterung der Bestandssituation zur Folge. Hierzu zählen Hausspitzmaus (*Crocodyrus russula*), Steinkauz (*Athene noctua*), Flußregenpfeifer (*Charadrius dubius*), Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*) und Kreuzkröte (*Bufo calamita*).

+++ **Arten, die zu bestimmten Jahreszeiten oder in bestimmten Entwicklungsstadien essentiell auf menschliche Landnutzungsformen oder anthropogene Habitate angewiesen sind.** Es ist davon auszugehen, daß diese Arten landesweit aussterben oder doch zumindest bis auf sehr unbedeutende Restbestände verschwinden, wenn die entsprechenden Nutzungs- oder Habitattypen fehlen. Hierher gehören z. B. viele Fledermäuse (Quartiere in Gebäuden mit spezifischen Standortqualitäten), der Hamster (*Cricetus cricetus*), der Weißstorch (*Ciconia ciconia*), (Horste i. d. R. auf Gebäuden), die Haubenlerche (*Galerida cristata*) und die Schleiereule (*Tyto alba*).

Die Bewertung geht davon aus, in welchem Umfang sich die Bestandssituation der einzelnen Art bei an-

sonsten gleichbleibender Nutzung unserer Umwelt dann ändern würde, wenn die jeweilige Nutzungsform in den besiedelten Biotopen verschwindet, ohne daß dafür an gleicher oder anderer Stelle Lebensräume neu geschaffen werden, die den primären Biotopen der Art entsprechen. Da solche Neuschaffungen nach wie vor seltene Ausnahmefälle sind.

Abbildung 1 zeigt, daß etwa 29 % der 168 Wirbeltierarten den Kulturflüchtern i. w. S. zugeordnet werden können. Zusammen 48 %, also fast die Hälfte der Arten, profitiert dagegen bei der derzeitigen Landschaftsstruktur Bayerns mehr oder weniger stark von bestimmten Bewirtschaftungsformen des Menschen oder von der Bereitstellung bestimmter Biotope. Mit zunehmender Bindung an solche veränderten Lebensräume sinkt zwar der prozentuale Anteil der Arten, er beträgt aber in der höchsten Kategorie immerhin noch etwa 10 %. Aufgeschlüsselt nach Gefährdungsstufen der Roten Liste dominieren bei den ausgestorbenen Arten die Kulturflüchter mit fast 60 % eindeutig. Nur 2 Arten (= 13 %) können überhaupt auch genutzten Bereichen zugeordnet werden. Vollständige Abhängigkeit ist bei keiner Art gegeben. Bei den Arten der Gefährdungsstufe 2 steigt der Anteil solcher Arten dagegen auf insgesamt 60 % an. Besonders hoch ist der Prozentsatz von Arten mit leichter Bindung (+) an bestimmte, i. d. R. extensive Nutzungsformen.

Diejenigen Arten, die heute in irgendeiner Form auf Aktivitäten des Menschen angewiesen sind, können hinsichtlich ihrer Herkunft im wesentlichen 2 Typen zugeordnet werden:

– Arten, deren primäre Lebensräume der Mensch im Laufe seiner Kulturgeschichte, teilweise bereits vor Jahrhunderten, größtenteils oder vollständig beseitigt hat, die aber in der Lage waren, in vom Menschen neu geschaffene Sekundärlebensräume auszuweichen.

– Arten, für die in der vom Menschen unbeeinflussten Naturlandschaft keine oder nur sehr geringe Lebensmöglichkeiten bestanden, denen die Landschaftsveränderungen des Menschen aber geeignete Lebensmöglichkeiten geschaffen haben.

Die primären Lebensräume der Arten der ersten Gruppe sind größtenteils unwiederbringlich verschwunden. Eine Wiederherstellung in größerem Umfang wird auf abschbare Zeit auch deshalb scheitern, weil sie den derzeitigen Ansprüchen des Menschen an die Landschaft grundsätzlich widerspricht. Der Schutz dieser Arten muß also innerhalb ihrer derzeitigen sekundären Lebensräume erfolgen. Die Arten der zweiten Gruppe sind sicherlich teilweise schon vor sehr langer Zeit nach Mitteleuropa eingewandert, da der Mensch mit hoher Wahrscheinlichkeit bereits lange vor dem Übergang zum Ackerbau seine Umwelt merklich verändert hat. REMMERT (1980) zweifelt deshalb an, ob sich überhaupt eine vom Menschen unbeeinflusste »Urbandschaft« in Mitteleuropa definieren läßt. Da sein Einfluß bis in die Jungsteinzeit zurückreicht. Darüber hinaus dürfte die Gruppe der Arten, die erst im Gefolge anthropogener Landschaftsveränderungen neu eingewandert sind, kleiner sein, als häufig angenommen wird. Das außer-alpine Mitteleuropa wäre ohne Einfluß des Menschen weitgehend mit Wald bedeckt (ELLEN BERG 1978). Vergleiche mit vom Menschen nicht oder wenig beeinflussten Waldlandschaften außerhalb Mitteleuropas machen aber bis zu

einem gewissen Grad wahrscheinlich, daß auch hier offene, unbestockte Flächen verschiedener Typen, z. B. entlang der Flußläufe, in Mooren und auf Katastrophenflächen, in einem Umfang zur Verfügung standen, der den heutigen Bestand solcher natürlichen Flächen in Mitteleuropa um ein Vielfaches übertrifft. Auch kann kein Zweifel daran bestehen, daß der Schutz solcher durch die traditionelle Landnutzung des Menschen begünstigter Arten dem der übrigen gleichgestellt sein muß. Daß sie in gleichem Maß von den tiefgreifenden Veränderungen in unserer Landschaft betroffen sind, wie etwa Kulturflüchter, zeigen z. B. die katastrophalen Bestandsrückgänge beim Rebhuhn (*Perdix perdix*) und beim Feldhasen (*Lepus europaeus*) in den letzten Jahren.

Wenn nun aber fast die Hälfte der terrestrischen Wirbeltiere der bayerischen Roten Liste zumindest teilweise auf bestimmte Bewirtschaftungsformen der Landschaft angewiesen sind, so kann konservierender Flächenschutz allein, insbesondere die Sicherung naturnaher, möglichst ungenutzter Biotope, einem umfassenden Tierartenschutz nicht gerecht werden. Zur Ausweisung von Schutzgebieten in regelmäßig genutzten Bereichen bestehen derzeit aber nur geringe Möglichkeiten, v. a. auch deswegen, weil mit wenigen Ausnahmen bisher weder großflächige Pflegekonzepte zur Verfügung stehen noch Programme, die dem jeweiligen Grundeigentümer ohne wirtschaftliche Einbußen eine Fortführung traditioneller Bewirtschaftungsweisen ermöglichen. Für den Fortbestand sehr vieler bedrohter Arten ist eine möglichst umgehende Entwicklung von Lösungsansätzen aber unumgänglich, zeigt doch deren Aufnahme in die Rote Liste, daß die modernen Landnutzungsformen ihren Lebensansprüchen nicht mehr gerecht werden.

4.2 Schutz großer oder komplexer Lebensräume

Insbesondere bei territorialen Arten beanspruchen ausreichend große Populationen häufig sehr große Lebensräume. So beherrschen nach HODL-ROHN (1978; aus CHUDIK) etwa 5 bis 7 Fischotter (*Lutra lutra*) in der benachbarten CSSR ein Streifgebiet von 20 km eines Hauptflusses und 60 km seiner Nebenflüsse. LINK (1981) ermittelte für ein Probegebiet in Franken eine mittlere Brutdichte des Habichts (*Accipiter gentilis*) von 5,87 Brutpaaren/100 km². Koloniale Arten, wie z. B. der Graureiher (*Ardea cinerea*) oder der Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) legen mitunter täglich erhebliche Entfernungen zwischen Neststandort und Nahrungsgebiet zurück. Um den Jahreslebensraum ausreichend großer Populationen dieser Arten in NSG zu sichern, wären Flächen von einer Größe zu beanspruchen, die das bisher übliche Maß bei weitem übersteigen. Zudem handelt es sich hierbei häufig um Landschaftsausschnitte, denen eine über den Schutz der jeweiligen einzelnen Art hinausgehende vorrangige Schutzwürdigkeit nicht oder nur für geringe Teile zugesprochen werden kann. Die kleinräumige Sicherung von Teilen des Lebensraumes, z. B. des Neststandortes bei Vögeln oder von zentralen Teilen des Nahrungsgebietes bei Säugetieren, kann kurzfristig eine wesentliche Verbesserung des Schutzes der jeweiligen Art bedeuten, reicht für eine langfristige Bestandsicherung aber dann nicht aus, wenn die übrigen Teile des Lebensraumes tiefgreifenden Veränderungen unterworfen sind oder für die Art zuneh-

mend nicht mehr nutzbar werden. So muß z. B. der Erfolg der Sicherung von Graureiherkolonien als Vogelfreistätten (= NSG mit alleinigem Schutzgrund Avifauna) dann zweifelhaft bleiben, wenn an den Nahrungsbiotopen dieser Kolonien nachhaltige Beinträchtigungen (Fischzucht, Störungen) möglich sind.

Am Beispiel von bedrohten Arten mit sehr großen Lebensräumen werden die Grenzen des Instrumentes Naturschutzgebiet in seiner zur Zeit praktizierten und gesetzlich möglichen Form für den Tierartenschutz deutlich. Mit seiner Hilfe können, selbst wenn entsprechend den Fachzielen ihre Zahl und Fläche deutlich steigen sollte (vgl. HEYDEMANN 1981), gewisse Kernbereiche gesichert werden, der weitaus größte Teil der Lebensräume bedrohter Tierarten wird über andere Schutzstrategien gesichert werden müssen. BLAB (1976) schlägt die Schutzform des »Artenschonbezirkes« vor, in dem in zeitlicher und räumlicher Differenzierung eng auf die Bedürfnisse der jeweiligen Art(en) abgestimmte Gebote zum Tragen kommen könnten, während alle übrigen Nutzungsformen unberührt blieben.

Ähnlich stellt sich die Situation für solche Arten dar, die in strenger zeitlicher Abfolge mehrere räumlich voneinander getrennte Teillebensräume nutzen, wie etwa die meisten Amphibienarten. Auch hier werden differenzierte Formen des Flächenschutzes mit zeitlich und räumlich gestaffelter Schutzintensität (z. B. Zonenkonzepte unter Einbeziehung mehrerer Instrumente des Flächenschutzes) den biologischen Ansprüchen am besten gerecht.

Derartige, gestaffelte Schutzkonzepte für einzelne Tierarten oder Tiergesellschaften fanden bei der Ausweisung von NSG bisher nur im Ausnahmefall Berücksichtigung. Ebenso fehlen in den bestehenden NSG Gebote weitgehend, die unmittelbar auf spezifische Ansprüche einzelner Tierarten abstellen.

In ihrer derzeitigen Konzeption können Landschaftsschutzgebiete (Art. 10, BayNatSchG) zur Sicherung der Lebensräume der heimischen Tier- und Pflanzenwelt keinen wesentlichen Beitrag leisten. Mit der Schutzform Landschaftsschutzgebiet stände aber bereits jetzt ein gesetzliches Instrument gerade für den Schutz und die Verbesserung großflächiger Lebensräume zur Verfügung, allerdings nur dann, wenn es gelingt, über die Verordnungen eine bestimmte Landschaftsstruktur und bestimmte Bewirtschaftungsformen (ggf. in Verbindung mit privatrechtlichen Sicherungsmaßnahmen; vgl. Art. 6 d BayNatSchG) festzuschreiben. Daß die Einbeziehung von Artenschutzaspekten in die Schutzzwecke von Landschaftsschutzgebieten grundsätzlich möglich ist, zeigt z. B. die Verordnung über das Landschaftsschutzgebiet »Am Langweidlegraben östlich von Heißenheim«, Lkr. Donau-Ries, vom 18. 3. 1980 (Amtsbl. Nr. 11 des Lkr. Donau-Ries).

4.3 Fehlende Regionalisierung

Viele Tierarten besiedeln innerhalb ihres Verbreitungsareals nicht überall gleichartige Lebensraumtypen. So unterscheidet sich das genutzte Biotopspektrum an der Nordgrenze der Verbreitung oft grundlegend von jenem im Zentrum des Areals. Man spricht in diesem Zusammenhang von »relativer Standortkonstanz« (TISCHLER 1979).

Wenngleich die Fläche Bayerns verglichen mit dem

Verbreitungsareal der meisten heimischen Tierarten sehr klein ist, so ergeben sich aufgrund abweichender Biotopausstattung der Naturräume doch bei vielen Arten deutliche regionale Unterschiede in der Biotopwahl. So besiedelt das Birkhuhn (*Lyrurus tetrix*) in Südbayern zu einem wesentlichen Teil natürliche bzw. naturnahe Biotopflächen oberhalb der Waldgrenze und Moore, in Nordbayern dagegen Katastrophenflächen im Wald und Extensivwiesen. Die Kreuzotter (*Vipera berus*) hat in den Sandgebieten Nordbayerns den Schwerpunkt ihrer Verbreitung in Kiefernwäldern, in Südbayern nutzt sie überwiegend Moore. Große Bestände des Laubfrosches (*Hyla arborea*) besiedeln in Nordbayern Karpfenteiche, in Südbayern wurden dagegen sehr große Populationen aus Abbaustellen gemeldet. Besonders deutlich treten diese Unterschiede bei vielen Wasservogelarten hervor. Nachfolgend sind 9 Wasservogelarten aufgelistet, die in Südbayern überwiegend an natürlichen Seen, Altwässern und großen künstlichen Stau- und Speicherseen brüten, während sie in Nordbayern weitgehend Fischteiche und Baggerseen besiedeln:

Rote Liste Bayern

Haubentaucher (<i>Podiceps cristatus</i>)	2 b
Knäkente (<i>Anas querquedula</i>)	2 a
Krickente (<i>Anas crecca</i>)	2 a
Löffelente (<i>Anas clypeata</i>)	1 b
Schellente (<i>Bucephala clangula</i>)	1 a
Schnatterente (<i>Anas strepera</i>)	2 b
Schwarzhalstaucher (<i>Podiceps nigricollis</i>)	2 b

Die Tabellen 2 und 3 geben eine quantitative Auswertung für Krick- und Knäkente wieder, die die Bevorzugung kleinerer anthropogener Stillgewässer in Nordbayern weiter belegt.

Konzepte für die Ausweisung von NSG sollten deshalb auch aus Gründen des zoologischen Artenschutzes regionale Unterschiede in der Biotopaus-

stattung der einzelnen Naturräume mehr als bisher berücksichtigen. Während viele gerade für bedrohte Tierarten wichtige naturnahe Biotoptypen in Südbayern noch in größerer Anzahl vorhanden sind, fehlen sie in Nordbayern weitgehend. Die statt dessen besiedelten anthropogenen Biotopflächen sind oft noch stärker von Veränderungen bedroht (Nutzungsintensivierung, Auffassung) und auch aus diesem Grund vorrangig schutzwürdig. Dies gilt nicht nur für einzelne Fischteiche und insbesondere Teichgebiete, sondern z. B. auch für verschiedene anthropogene Waldtypen und Sandmagerrasen.

5. Konsequenzen aus der Inseltheorie

Für die Ausweisung von Schutzgebieten kann eine Reihe sehr unterschiedlicher, voneinander unabhängiger Bewertungskriterien herangezogen werden. Einen Überblick geben MARGULES & USHER (1981). Von diesen Bewertungskriterien hat die für die Sicherung eines bestimmten Artenbestandes erforderliche Mindestarealgröße in der Diskussion über künftige Schutzgebietsstrategien zunehmend an Bedeutung gewonnen (vgl. u. a. HEYDEMANN 1981, REMMERT 1979). Besondere Aufmerksamkeit wurde in diesem Zusammenhang der Inseltheorie zuteil, da sie Flächengröße und Artenzahl miteinander verknüpft und somit eine Quantifizierung der Zielvorstellungen des Flächenschutzes zuläßt. Einige Aspekte dieser Inseltheorie und insbesondere der sog. Arten-Areal-Beziehung, die mit den dargestellten Problemen in Zusammenhang gebracht werden können, sollen deshalb nachfolgend näher diskutiert werden. Hierbei darf aber nicht übersehen werden, daß die Artenzahl (der Artenreichtum) sicherlich nur ein, und sicherlich nicht immer der wichtigste Grund für die Schutzwürdigkeit eines Gebietes ist. Für die allgemeine Zielrichtung der künftigen Naturschutzarbeit liefert die Inseltheorie aber entscheidende Hinweise.

Die auf MacARTHUR & WILSON (1967) zurück-

Tabelle 2

Brutbiotope der Krickente (*Anas crecca*). In Südbayern werden überwiegend größere Stillgewässer besiedelt, in Nordbayern kleinere, anthropogene Teiche und Baggerseen (aus WÜST 1981).

	Anzahl der Brutplätze		
	Südbayern (mit Donautal)	Nordbayern	Gesamt
Hochmoor	4	0	4
Stauseen	15	0	15
Flußauen, Altwässer	6	4	10
Größere Seen	5	0	5
Weiber, Teiche, Baggerseen	13	27	40

Tabelle 3

Brutbiotope der Knäkente (*Anas querquedula*) in Nord- und Südbayern. Die regionale Biotoppräferenz ähnelt der der Knäkente (vgl. Tab. 2) (aus WÜST 1981).

	Anzahl der Brutplätze		
	Südbayern mit Donautal	Nordbayern	Gesamt
Altwässer, Naßwiesen	8	8	16
Weiber und andere Kleingewässer	8	16	24
Größere Seen	4	–	4
Stauseen	9	–	9
Waldränder	–	2	2

gehende Gleichgewichtstheorie von Inseln (kurz: Inseltheorie) postuliert, daß die Artenzahl mariner Inseln im Gleichgewichtszustand abhängig ist von der Flächengröße der jeweiligen Insel und von der Entfernung vom Festland, das heißt von der nächstgelegenen Einwanderungsquelle für Neubesiedler. Hiernach sind im Durchschnitt größere Inseln in der Lage, eine größere Anzahl von Arten auf Dauer zu beherbergen als kleinere. Die mathematische Beziehung zwischen Flächengröße eines untersuchten Gebietes und seiner durchschnittlichen Artenzahl liefert in allgemeiner Form die Arten-Areal-Beziehung (vgl. u. a. REICHHOLF 1980):

$$S = C A^z \text{ linearisiert: } \log S = z \log A + \log C$$

wobei: S = Artenzahl A = Inselfläche
 C, z = Konstanten, die für die betrachteten Lebensgemeinschaften (Artenkollektive) und für die örtliche Situation (betrachtete Inselgruppe, Grad der Isolation) charakteristisch sind.

Die Konstanten C und z ergeben sich als Mittelwerte bei der Verrechnung einer ausreichend großen Stichprobe, z. B. bei der Untersuchung aller Inseln eines Archipels. S gibt an, wieviele Arten unter der betrachteten örtlichen Situation durchschnittlich eine bestimmte Flächengröße besiedeln. Die Arten-Areal-Beziehung kann nicht nur auf Inselformen, sondern auf beliebige Ausschnitte einer Landschaft Anwendung finden. Die absolute Größe von z gibt u. a. Auskunft über den Isolationsgrad der untersuchten Gebiete.

Auch auf dem Festland bestehen aus biogeographischer Sicht mitunter Verhältnisse, die denen auf marinen Inseln ähnlich sind. So sind Berggipfel durch Täler getrennt, die für stenotope Hochgebirgsarten lebensfeindlich sind und somit als Ausbreitungsbarriere wirken. Vergleichbar ist die Situation auch bei durch Festland getrennten Stillgewässern und durch Ackerland getrennten Wäldern (vgl. MADER 1980). Durch eine Vielzahl von Untersuchungen konnte gezeigt werden, daß die Grundsätze der Inseltheorie mit gewissen Einschränkungen bzw. bei Beachtung bestimmter Randbedingungen auch auf Festlandsverhältnisse übertragen werden können, wobei hier inselartige Lebensräume als *Habitatinseln* bezeichnet werden. Aus den Untersuchungsergebnissen der Inselbiogeographie ist eine Reihe wichtiger Schlußfolgerungen ableitbar, die für die Schutzgebietsplanung in Zukunft von ausschlaggebender Bedeutung sein könnten. Einige Schlußfolgerungen sind bereits in konkrete Vorschläge für die Schutzgebietsabgrenzung eingeflossen (DIAMOND 1975), andere bedürfen im Hinblick auf neu aufgeworfene Fragestellungen noch einer Interpretation.

Zu beachten ist allerdings, daß die Arten-Areal-Beziehung keine Aussagen über die Qualität der betrachteten Arten im Sinne des Naturschutzes macht, so daß ein artenreicherer Faunenausschnitt nicht notwendigerweise auch schützwürdiger sein muß als ein artenärmerer. Des weiteren ist sie nur anwendbar auf Situationen, unter denen die Größe der örtlichen Populationen überhaupt flächenabhängig sein kann. So sind Artenzusammensetzung und Artenbestand an lokalen Konzentrationspunkten (vgl. Amphibienbestand eines Tümpels, Insektenbestand eines anbrüchigen Baumes oder eines Erdaufschlusses) weit mehr von anderen Umweltqualitäten abhängig als von der Fläche. Dies drückt sich auch darin aus, daß die Arten-Areal-Beziehung auf Landschafts-

ausschnitte unter einer gewissen Mindestgröße keine Anwendung mehr finden kann.

Die nachfolgenden Überlegungen gehen – soweit nicht ausdrücklich anders angegeben – davon aus, daß die verglichenen Gebiete in sich mehr oder weniger homogen sind (z. B. Vergleich geschlossener Wälder unterschiedlicher Größe) oder bei heterogenen Gebieten untereinander eine möglichst ähnliche Biotop- und Strukturausstattung aufweisen, da nur unter diesen Voraussetzungen eine unmittelbare Vergleichbarkeit mehrerer Gebiete gegeben ist.

5.1 Die optimale Größe von Naturschutzgebieten

Bei logarithmischem Auftrag von Flächengröße und durchschnittlicher Artenzahl eines Kollektives von Habitatinseln ergibt sich für die Arten-Areal-Beziehung nach obiger Formel eine Gerade. Die Konstante z gibt die Steigung an. Eine größere Habitatinsel wird somit im Durchschnitt grundsätzlich mehr Arten beherbergen können als eine kleinere identischen Lebensraumtyps. Vergleichsuntersuchungen haben ferner gezeigt, daß häufig sogar auf einer größeren Insel im Durchschnitt mehr Arten zu

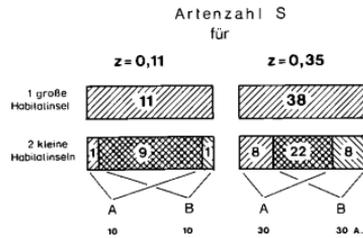
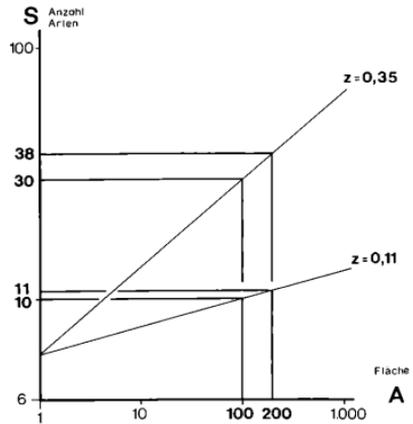


Abbildung 2

Fiktives Beispiel einer Arten-Areal-Beziehung
 $S = C A^z$

für C = 6. Bei logarithmischem Auftrag von A und S ergibt sich eine Gerade. Der relative Faunenunterschied zwischen einer großen Habitatinsel (200 Flächeneinheiten) und einer halb so großen (100 Flächeneinheiten) ist abhängig von z. Für z = 0,11 erreichen zwei kleine, gleich große Inseln die Artenzahl der großen, wenn sie sich in nur einer Art unterscheiden (9 + 2 x 1 = 11), für z = 0,35 müssen sich die kleinen Inseln in 8 Arten unterscheiden (22 + 2 x 8 = 38).

erwarten sind als auf mehreren kleinen mit zusammen gleicher Flächengröße. So ist z. B. die Wahrscheinlichkeit hoch, daß ein Trockenrasen von 20 ha Größe mehr Arten beherbergt, als zwei kleinere von jeweils 10 ha Größe, jedoch sehr ähnlicher Ausstattung zusammen. Dies hat hinsichtlich der Strategie für die Ausweisung von Schutzgebieten zu der Forderung geführt, möglichst große Gebiete zu sichern. Zweifellos ist die Sicherung sehr großer Gebiete vor allem für Arten mit großem Flächenbedarf unverzichtbar (s. o.). Ob sich jedoch für mitteleuropäische Festlandsverhältnisse aus der Inseltheorie bzw. Arten-Areal-Beziehung eine allgemeine Bevorzugung großer Schutzgebiete gegenüber einem Satz kleiner Schutzgebiete herleiten läßt, ist zumindest zweifelhaft. Eine Inselformation ist auf Habitatsinseln des Festlandes offensichtlich oft nur unvollständig gegeben, da über verbindende Landschaftselemente ein zumindest eingeschränkter Faunenaustausch zwischen den Habitatsinseln fortbesteht. Dies hat eine Erniedrigung der Konstante z zur Folge.

Je kleiner z ist, desto kleiner ist auch der relative Unterschied zwischen der Artenzahl der großen Habitatsinsel und der nur halb so großen. MARGULES & USHER (1981) konnten belegen, daß für $z = 0,3$ (entsprechend einer ausgeprägten Inselformation) ein großes Schutzgebiet nur dann mehr Arten enthält, wie zwei kleine mit zusammen gleicher Fläche, wenn sich letztere im Artenbestand zu nicht mehr als etwa 40 % von dem großen Schutzgebiet unterscheiden (Artenidentität 80 %). Im Beispiel der Abb. 2 müßten sich für ein $z = 0,11$ die Faunen der kleinen Habitatsinseln nur um 2 Arten unterscheiden (90 % Artenidentität), um die gleiche Artenzahl wie die große Habitatsinsel zu erreichen, für ein $z = 0,35$ ist hierzu ein Unterschied von 8 Arten (73 % Artenidentität) erforderlich (vgl. auch MARGULES et al. 1982). Die Aussagen der Arten-Areal-Beziehung gelten streng genommen nur für einen Vergleich von Inseln identischer Ausstattung. So können die obigen Grundsätze z. B. für einen Vergleich mehrerer Biotope gleichen Typs und etwa gleichen Zustandes (somit weitgehende Identität der dort möglichen Lebensgemeinschaften/Artenkollektive) herangezogen werden. Wird dagegen z. B. der Artenbestand eines großen Magerrasens verglichen mit dem Artenbestand zweier kleinerer Biotope, von denen der eine ein offener Sandmagerrasen, der andere ein leicht verbuschter Kalkmagerrasen ist, so ist die Artensumme letzterer auch bei Flächengleichheit i. d. R. zusammen höher. Diese auch mathematisch belegbare Aussage entspricht der täglichen Erfahrung, hat aber in der Diskussion um die Anwendung der Inseltheorie in der Schutzgebietsplanung bisher nur wenig Beachtung gefunden. Für die Planung von Schutzgebieten wäre demnach in jedem Einzelfall zu prüfen, welcher Strategie der Vorzug zu geben ist.

Sollen aus einem Kollektiv von Lebensräumen einige vorrangig für konkrete Schutzmaßnahmen ausgewählt werden, so wie dies in der Praxis der Fall ist, so sprechen hoher Isolationsgrad oder weitgehende Typen- bzw. Strukturidentität innerhalb der zu vergleichenden Lebensräume für die Sicherung möglichst großer Einheiten. Ist nur unvollständige oder geringe Isolation der einzelnen Lebensräume untereinander zu erwarten oder unterscheiden sich die betrachteten Lebensräume hinsichtlich Typ, Struktur oder Sukzessionsstadium deutlich, so sollte

i. d. R. der Sicherung einer möglichst großen Anzahl von Gebieten der Vorzug gegeben werden, auch wenn diese durchschnittlich kleiner sind.

Dem gesetzlichen Auftrag entsprechend hat der Artenschutz für den Erhalt aller heimischen Arten Sorge zu tragen. Dies kann nur durch die Sicherung einer ausreichenden Zahl von Objekten aller Biotoptypen erfolgen, eine Aufgabe, deren Verwirklichung bei beschränkter personeller und finanzieller Kapazität und aus Gründen des Vollzuges sicherlich längerfristig zu sehen ist. Kurzfristig wird es in der Praxis deshalb durch die Sicherung einer großen Anzahl kleinerer Gebiete unterschiedlichen Typs und wechselnder Ausstattung eher gelingen, eine möglichst große Zahl von Tier- und Pflanzenarten in Schutzgebieten zu erhalten, als durch die Ausweisung weniger sehr großer in sich mehr oder weniger homogener Gebiete (gleiche Gesamtfläche vorausgesetzt). Dieser Strategie kommt die Methode der Biotopkartierung in Bayern entgegen (KAULE et al. 1979).

Die einzelnen Schutzgebiete sollten andererseits nicht zu klein konzipiert sein. Soweit die örtliche Situation dies zuläßt, können mehrere solcher unterschiedlich strukturierter Biotope zusammengefaßt werden, wodurch von außen einwirkende Beeinträchtigungen minimiert werden können. MADER (1983) weist darauf hin, daß die Randzonen mit abweichenden Artenbeständen bei kleinen Habitatsinseln prozentual größer sind als bei großen und, daß insbesondere bei intensiv genutzter Umgebung in kleinen Habitatsinseln durch zuwandernde plastische Arten insgesamt relativ hohe Artenzahlen erreicht werden können. Die entstehenden Zoozönosen befinden sich dann aber häufig weder im Gleichgewicht noch entsprechen sie in Artenspektrum und Dominanzverteilung der für diesen Biototyp charakteristischen Lebensgemeinschaft. Es stellt sich demnach die Frage, welche Schutzgebietsgrößen einerseits für die Sicherung einzelner bedrohter Arten, andererseits für den Erhalt charakteristischer Tiergesellschaften erforderlich sind.

5.2 Gesellschaftsschutz und Schutz einzelner Arten

Die Arten-Areal-Beziehung gibt den gemittelten Zusammenhang zwischen Artenzahl und Flächengröße für einen betrachteten Satz von Habitatsinseln oder Landschaftsausschnitten wieder (= Regressionskurve zu den realen Wertepaaren). Einzelne Wertepaare können erheblich vom Erwartungswert abweichen, d. h. auf einer einzelnen Habitatsinsel des betrachteten Kollektives können wesentlich mehr oder weniger Arten vorhanden sein, als dies aufgrund der Flächengröße nach der Arten-Areal-Beziehung zu erwarten wäre.

Die Arten-Areal-Beziehung ist vor allem für den Schutz von Tier- und Pflanzengesellschaften von zentraler Bedeutung, da sie eine Abschätzung über die Flächengröße eines durchschnittlich ausgestatteten Schutzgebietes erlaubt, das alle Arten dieser Gesellschaft enthält. Diesbezügliche Untersuchungen liegen inzwischen vor. Zum Beispiel untersuchte EAST (1981) die Säugetierfauna afrikanischer Savannenreservate, KITCHENER et al. (1982) die Vogelfauna in 22 Reservaten Westaustraliens und KITCHENER et al. (1980) die Eidechsenfauna im

gleichen Gebiet. Sie kommen übereinstimmend zu dem Ergebnis, daß ein Schutzgebiet durchschnittlicher Ausstattung, das alle im Bezugsgebiet vorhandenen Arten der untersuchten Tiergruppe vereinigen soll, nach den gefundenen Arten-Areal-Beziehungen außerordentlich groß sein müßte (logarithmischer Verlauf der Arten-Areal-Beziehung!). Dagegen fanden sich einzelne Schutzgebiete, die trotz sehr geringer Ausdehnung interessante Artenkombinationen oder Populationen einzelner seltener Arten enthielten. Solche sehr kleinen Gebiete können offensichtlich dann für den Schutz einzelner Tierarten wesentlich sein, wenn sie gut ausgewählt (Optimalbiotope) und betreut sind, so daß ein System optimaler kleiner Schutzgebiete insgesamt für den Schutz einzelner Arten mitunter gleich viel oder mehr leisten kann als sehr wenige relativ große Gebiete.

Werden in die Schutzbemühungen auch Ziele des Schutzes typischer und vollständiger Tiergesellschaften mit einbezogen, so wird die Ausweisung relativ großer Schutzgebiete in der Regel aber unumgänglich sein. Zwar konnte McCOY (1983) zeigen, daß bereits ein bestimmtes Waldstück von 180 ha Größe alle in 22 Wäldern Ostenglands nachgewiesenen Schmetterlingsarten in sich vereinigt, obwohl hierfür nach der ermittelten Arten-Areal-Beziehung eine mehr als doppelt so große Fläche (458 ha) zu erwarten gewesen wäre. Im vorliegenden Fall ist aber nur eine Ordnung des Tierreiches, nämlich die Schmetterlinge abgedeckt. Sollte dagegen die typische Lebensgemeinschaft z. B. eines bestimmten Waldtypes als Ganzes in einem Schutzgebiet gesichert werden, so ist wegen der hohen Artenzahl und wegen des hohen Flächenbedarfes vor allem vieler Prädatoren dennoch mit sehr großen Flächen zu rechnen. Der Versuch, einzelne Arten allein zu sichern, kann aber auf Dauer den Zielen des Artenschutzes nicht genügen, da die vorrangig zu schützenden Arten über Wechselbeziehungen von anderen abhängig sind und sie deshalb auf Dauer nur in ihren natürlichen Lebensgemeinschaften überleben werden.

5.3 Die »Entspannung« (relaxation) gestörter Tiergemeinschaften nach Verkleinerung der Lebensräume

Wird eine Insel stark verkleinert, so befinden sich auf dem verbliebenen Rest in der Regel mehr Arten, als aufgrund seiner Größe zu erwarten wären (DIAMOND 1975; MARGULES & USHER 1981). Nur wenige Arten befanden sich ausschließlich auf dem beseitigten Teil und sind deshalb aus der Gemeinschaft verschwunden. Die verbliebene Lebensgemeinschaft befindet sich im Ungleichgewicht. Durch das sukzessive Aussterben von Arten nähert sie sich dem der aktuellen Flächengröße entsprechenden neuen Gleichgewicht an. Dieser Vorgang wird als »Entspannung« (relaxation) bezeichnet. Wie Ergebnisse von marinen Inseln wahrscheinlich machen, können solche Entspannungsprozesse zumindest dort sehr lange Zeit in Anspruch nehmen. Ohne ganz gezielte Schutzmaßnahmen werden zunächst vorwiegend die empfindlichen Arten aussterben.

Seit dem Bestehen von Naturschutzgebieten in Bayern laufen in deren Umfeld Vorgänge ab, die mit der beschriebenen Inselverkleinerung vergleichbar sind. Als NSG gesichert wurden in der Regel nur relativ kleine, besonders hochwertige Kerngebiete

eines größeren, oft ähnlich strukturierten Gebietes, so z. B. die noch völlig intakten Teile eines Hochmoores, während die Randbereiche völlig ungeschützt blieben. Letztere konnten aber häufig von den biotoptypischen Arten noch mitgenutzt werden, zählten somit zur Habitatsinsel im biogeographischen Sinn. Während die als NSG geschützten Kernbereiche meist weitgehend unverändert geblieben sind, unterlagen die angrenzenden ungeschützten Bereiche häufig tiefgreifenden Veränderungen und sind für die schutzgebietsstypischen Arten nun nicht mehr nutzbar. Dieser Vorgang entspricht der oben erläuterten Inselverkleinerung (vgl. auch RINGLER 1981). Somit besteht einige Wahrscheinlichkeit dafür, daß sich die Artenbestände vieler bayerischer NSG derzeit nicht im Gleichgewicht befinden, sondern in einem Prozeß der Entspannung, der zwangsläufig das Aussterben weiterer Arten im Schutzgebiet zur Folge hat. Trifft dies zu, so sind Aussagen darüber, wieviele der derzeit in unseren Schutzgebieten lebenden Tier- und Pflanzenarten auf Dauer dort erhalten werden können, kaum möglich. Bei der Neuausweisung von NSG kann dieser Gefahr nur durch die Einrichtung ausreichend großer Pufferzonen begegnet werden, in denen eine wesentliche Verschlechterung der bestehenden Biotopausstattung bzw. Landschaftsstruktur ausgeschlossen bleibt.

6. Vorschläge für die künftige Schutzgebietsausweisung

Wie gezeigt werden konnte, entsprechen die bestehenden bayerischen NSG den Anforderungen eines umfassenden Tierartenschutzes – vielleicht mit Ausnahme der Ornithologie – nur unzureichend. Zwar bestehen eine ganze Reihe von NSG, die bedrohte Tierarten oder artenreiche Ausschnitte der lokalen Fauna beherbergen. Es fehlen aber sowohl spezifische Gebote in den Verordnungstexten, die den differenzierten Lebensansprüchen der einzelnen Tierarten entsprechen, als auch Pflegekonzepte, die die Gebiete in einem für diese Arten optimalen Zustand erhalten. Nur dann hat aber in Anbetracht der geringen Größe der meisten NSG eine Bestandsicherung dieser Arten in den NSG Aussicht auf dauerhaften Erfolg.

Noch ungünstiger stellt sich die Situation hinsichtlich des Gesellschaftsschutzes dar, wenn hierunter nicht nur die Sicherung möglichst artenreicher, sondern vielmehr von repräsentativen und typischen Tiergesellschaften verstanden wird. WITTIG (1983) gelangt hinsichtlich der Pflanzenwelt in 33 westfälischen NSG zu ähnlichen Ergebnissen. Auch hier ist ein deutlich höherer Prozentsatz der Gebiete für die Sicherung von einzelnen Pflanzenarten besser geeignet als für den Schutz von Flora bzw. Vegetation als Ganzes.

Eine wesentliche Verbesserung des Lebensraum-schutzes für Tierarten kann sicherlich über differenzierte Schutzkonzeptionen als Teile eines umfassenden Flächenschutzprogrammes erreicht werden (DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE 1983).

Hierzu können noch zu erstellende Artenschutzprogramme wesentliche Beiträge leisten (vgl. BLAB 1979, 1984; ERZ 1980; PLACHTER 1983 a). Auch wird in diesem Rahmen zu klären sein, welche Ziele des Tierartenschutzes überhaupt über die Ausweisung von NSG erreicht werden können und wo die

Grenzen dieses Instrumentes für die Sicherung von Tierbeständen liegen. Die obigen Überlegungen machen wahrscheinlich, daß die Ausweisung von NSG hier weiterhin eine wesentliche, möglicherweise sogar eine gegenüber der jetzigen Praxis zunehmende Bedeutung zukommen wird, so z. B. bei der Sicherung von Kernbereichen, daß aber die Entwicklung zusätzlicher Formen des Flächenschutzes und der Biotoppflege i. w. S. unumgänglich sein wird. Dies gilt vor allem für den Tierartenschutz in genutzten Bereichen.

Eine Reihe von Lebensraumtypen, die gerade für den Tierartenschutz von Bedeutung sind, ist in den bestehenden NSG deutlich unterrepräsentiert. Eine vorrangige Flächensicherung in solchen Bereichen ist deshalb für die nahe Zukunft wünschenswert. Nachfolgend sollen einige dieser Landschafts- bzw. Biotoptypen dargestellt und kurz erläutert werden, wobei die Auflistung keinen Anspruch auf Vollständigkeit erhebt.

1. Fließgewässer

Der Nährstoffeintrag in unsere Umwelt hat auch vor den Fließgewässern nicht halt gemacht. Gerade die Oberläufe der Bäche einschließlich der Quellregionen enthalten aber besonders empfindliche Lebensgemeinschaften, die sowohl vom Nährstoffeintrag als auch von vielen anderen Veränderungen der abiotischen Umweltparameter nachhaltig beeinträchtigt werden. Der hohe Anteil stenotoper Arten macht ein Ausweichen in andere limnische Biotope unmöglich. Quellbereiche sind zudem häufig durch Maßnahmen zur Trinkwassergewinnung betroffen. Oligotrophe unbeeinflusste Fließgewässerabschnitte sind aus der Sicht des Tierartenschutzes grundsätzlich als vorrangig schutzwürdig anzusehen. Nur wenige sind in bestehenden NSG ausreichend gesichert. Noch in stärkerem Maß gilt dies für die übrigen Fließgewässerregionen. Zwar sind Fließgewässer in etlichen NSG enthalten. Mit einer Ausnahme fehlen aber Schutzziele und Gebote in den Verordnungen, die unmittelbar auf die Sicherung der typischen Fließgewässer-Biozönose abzielen. Die Sicherung wenigstens einzelner Beispiele aller in Bayern auftretenden Fließgewässertypen mit dem Schutzgrund »Sicherung typischer Fließgewässer-Biozönosen« ist als vorrangige Aufgabe des Artenschutzes anzusehen.

Vor allem an den größeren Fließgewässern ist die natürliche Dynamik des fließenden Wassers durch wasserbauliche Veränderungen weitestgehend und vermutlich unwiederbringlich verloren gegangen und mit ihr offene Pionierstandorte im Uferbereich. Ein Teil der hieran gebundenen Arten – längst nicht alle – hat in aufgelassenen Abbaustellen nunmehr unverzichtbare Ersatzlebensräume gefunden (vgl. KREBS & WILDERMUTH 1976, PLACHTER 1983 b). Die Sicherung verschiedener Typen solcher Abbaustätten ist somit in Flächenschutzkonzepten mit einzubeziehen.

2. Lebensräume in Talräumen von Fließgewässern 1. Ordnung

Ein Vergleich der aktuellen Verbreitung vieler bedrohter Tierarten läßt Schwerpunkte des Vorkommens in den Talräumen größerer Flußläufe erkennen. Dies verwundert insofern, als sich in diesen Talräumen seit Jahrhunderten die Aktivitäten des

Menschen konzentrieren. Hier liegen die meisten Siedlungen, hier verlaufen gebündelt die Verkehrswege und die Landnutzung ist seit langer Zeit in Teilbereichen besonders intensiv. Wenn viele bedrohte Arten nach wie vor diese Räume bevorzugen – heute allerdings oft in suboptimalen Lebensräumen – so zeigt dies auch, daß ihnen ein Ausweichen in andere Bereiche nicht möglich war. Tab. 4 gibt eine Auswahl bedrohter Tierarten wieder, die derzeit überwiegend die Talräume von Fließgewässern 1. Ordnung besiedeln. In der bei weitem nicht vollständigen Liste sind neben an Feuchtgebiete gebundenen Arten auch ausgesprochen xerothermophile Arten verzeichnet. Dies weist auf die Bedeutung von Trockenstandorten an den Talhängen hin.

3. Teichgebiete

Dieser Lebensraumtyp ist vor allem in den wasserarmen Landesteilen nördlich der Donau für die Tierwelt von herausragender Bedeutung (s. o.). Eine besondere Problematik liegt darin begründet, daß zwar gewisse Kernbereiche, wie teilweise auch bereits geschehen, als Schutzgebiete erhalten werden können, daß aber die übrigen, für den dauerhaften Schutz der landschaftstypischen Fauna ebenso unentbehrlichen Teile einem tiefgreifenden Wandel unterliegen (SCHOLL 1976).

4. Extensive Wirtschaftswiesen

Der Lebensraumtyp Wirtschaftswiese gehört wohl zu jenen, die in den letzten Jahrzehnten in ihrer Gesamtheit den tiefgreifendsten Veränderungen unterworfen waren. Gerade extensiv bewirtschaftete Wiesen sind aber für eine sehr große Anzahl bedrohter Tierarten der einzige in unserer heutigen Landschaft überhaupt nutzbare Lebensraum. BLAB & KUDRNA (1982) stellen deshalb neben dem Einsatz von Bioziden die Grünlandintensivierung als übergeordneten Gefährdungsfaktor für die heimische Tagfalterfauna heraus. In gleicher Weise sind die auf Wiesen brütenden Vogelarten (RANFTL 1981) und die epigäische Gliedertierfauna (MÜHLENBERG & WERRES 1983) betroffen. Schutzgebiete in Grünlandbereichen, die gleichzeitig eine bestimmte Bewirtschaftungsform (nicht nur den Nutzungstyp »Wiese«) festschreiben, fehlen bisher weitgehend.

5. Wald verschiedener Ausprägung

Auch hier ist ein Schutzgebietssystem anzustreben, das alle zoologisch relevanten Waldtypen enthält. So ist ein großer Teil stenotoper Waldarten in bestehenden NSG bisher nicht oder nur zu einem geringen Teil ihres Gesamtbestandes enthalten. Tabelle 5 führt einige Waldvogelarten mit geringem Schutzstatus an.

Naturwaldreservate (vgl. VANGEROW 1977) können für etliche bedrohte Tierarten wichtige Teilfunktionen erfüllen, doch sind darüber hinaus Schutzgebiete anzustreben, deren Schutzzweck ausschließlich oder doch überwiegend die Sicherung von Tierbeständen ist. Hierunter fallen auch bestimmte Typen des Wirtschaftswaldes, z. B. Teile der armen Kiefernforste in Franken. Besonderes Gewicht ist darüber hinaus auf Alt- und Totholzbestände zu legen, die je nach Lage, Ausprägung und Baumartenzusammensetzung von unterschiedlichen Tierarten besiedelt werden.

Tabelle 4

Auswahl von Tierarten der Roten Liste, die in Bayern überwiegend (mehr als $\frac{2}{3}$ der Vorkommen) Talräume von Fließgewässern besiedeln. Besonders die Talräume der größeren Flüsse (Fließgewässer 1. Ordnung) sind für viele Tierarten von Bedeutung.

Art	Rote Liste Bayern	Verbreitungsschwerpunkt in Talräumen von Fließgewässern	
		1. Ordnung	2. u. 3. Ordnung
SÄUGETIERE			
Biber (<i>Castor fiber</i>)	1 a	X	
Fischotter (<i>Lutra lutra</i>)	1 a		X
VÖGEL			
Beutelmeise (<i>Remiz pendulinus</i>)	1 a	X	
Eisvogel (<i>Alcedo atthis</i>)	1 a		X
Flußseeschwalbe (<i>Sterna hirundo</i>)	1 a	X	
Flußuferläufer (<i>Actitis hypoleucos</i>)	1 a	X	
Gänseäger (<i>Mergus merganser</i>)	1 a	X	
Gr. Brachvogel (<i>Numenius arquata</i>)	2 a	X	
Graureiher (<i>Ardea cinerea</i>)	2 a	X	
Nachtreiher (<i>Nycticorax nycticorax</i>)	1 a	X	
Purpurreiher (<i>Ardea purpurea</i>)	1 a	X	
Rotschenkel (<i>Tringa totanus</i>)	1 a	X	
Schlagschwirl (<i>Locustella fluviatilis</i>)	2 b	X	
Schwarzmilan (<i>Milvus migrans</i>)	2 b	X	
Uferschnepfe (<i>Limosa limosa</i>)	1 a	X	
Wasseramsel (<i>Cinclus cinclus</i>)	2 b		X
Weißstorch (<i>Ciconia ciconia</i>)	1 a	X	
Wiesenweihe (<i>Circus pygargus</i>)	1 a	X	
REPTILIEN			
Äskulapnatter (<i>Elaphe longissima</i>)	1 a	X	
Mauereidechse (<i>Podarcis muralis</i>)	1 a	X	
Smaragdeidechse (<i>Lacerta viridis</i>)	1 a	X	
SCHMETTERLINGE			
Kl. Schillerfalter (<i>Apatura ilia</i>)	2 b	X	
NETZFLÜGLER			
Langfühl. Schmetterlingshaft (<i>Ascalaphus longicornis</i>)	2 b	X	
Libellen-Schmetterlingshaft (<i>Ascalaphus libelluloides</i>)	2 b	X	
LIBELLEN			
Gestreifte Quelljungfer (<i>Cordulegaster bidentatus</i>)	1 b		X

Tabelle 5

Vogelarten mit Verbreitungsschwerpunkt in Wäldern, deren Bestände in Naturschutzgebieten Bayerns bisher nicht oder nur zu einem sehr geringen Teil gesichert sind.

Art		Rote Liste Bayern
Auerhuhn (<i>Tetrao urogallus</i>) ¹⁾	1) außeralpine Vorkommen	1 a
Baumfalke (<i>Falco subbuteo</i>)		1 b
Habicht (<i>Accipiter gentilis</i>)		2 b
Haselhuhn (<i>Tetrastes bonasia</i>) ¹⁾		1 b
Heidelerche (<i>Lullula arborea</i>)		2 a
Hohлтаube (<i>Columba oenas</i>)		1 b
Mittelspecht (<i>Dendrocopos medius</i>)		2 a
Rotmilan (<i>Milvus milvus</i>)		2 b
Schwarzmilan (<i>Milvus migrans</i>)		2 b
Waldschnepfe (<i>Scolopax rusticola</i>)		2 a
Wespenbussard (<i>Pernis apivorus</i>)		2 b
Ziegenmelker (<i>Caprimulgus europaeus</i>)		2 a

7. Zusammenfassung

Am 1. 1. 1984 waren in Bayern 246 Naturschutzgebiete (NSG) mit einer Fläche von 94.800 ha (= 1,34 % der Landesfläche) rechtskräftig ausgewiesen.

Ein Vergleich des NSG-Bestandes mit den bekannten Vorkommen von 20 Tierarten der Roten Liste Bayern, Gefährdungsstufe 1 zeigt, daß nur ein relativ geringer Teil der Vorkommen in NSG enthalten ist (ca. 10 %). Bei der Hälfte der Arten liegt kein ein-

zuges der bekannten Vorkommen in einem NSG. Etwas günstiger stellt sich die Situation dar, wenn nur der Status der ornithologisch bedeutsamen Gebiete Bayerns betrachtet wird: Von 53 Gebieten liegen 15 (= 28 %) zu 100 % in NSG, bei 12 (= 23 %) ist mehr als die Hälfte der wertvollen Avifauna, bei 3 (= 6 %) weniger als die Hälfte der wertvollen Avifauna in NSG enthalten. Jedoch sind 23 (= 43 %) der Gebiete überhaupt nicht in einem NSG gesichert.

Von den Gründen für den geringen Anteil, zu dem Lebensräume bedrohter Tierarten in NSG enthalten sind, werden folgende näher diskutiert:

1. Der Schwerpunkt der NSG-Ausweisung lag bisher eindeutig auf der Sicherung möglichst ungenutzter, naturnaher Biotope. Ein erheblicher Prozentsatz gefährdeter Arten besiedelt derzeit aber überwiegend oder ausschließlich regelmäßig genutzte oder anthropogene Lebensräume, entweder weil die primären Lebensräume bereits vor geraumer Zeit beseitigt wurden oder weil erst die Landnutzung des Menschen eine Ansiedlung in Mitteleuropa ermöglichte. Von allen Wirbeltieren der Roten Liste Bayerns mit Ausnahme der Fische (168 Arten), können 29 % als Kulturflüchter i. w. S. angesehen werden. Zusammen 38 % sind zumindest regional oder zeitweise deutlich an genutzte oder anthropogene Biotoptypen gebunden. Etwa 10 % sind so stark auf den Menschen angewiesen, daß sie bei Aufgabe der entsprechenden Landnutzungsformen wahrscheinlich ganz aus Bayern verschwinden würden. Die von nahezu der Hälfte (48 %) der Arten benötigten Formen der Landnutzung i. w. S. entsprechen überwiegend nicht mehr den heute üblichen Produktions- bzw. Bauweisen.

2. Viele Tierarten beanspruchen mehrere, räumliche weit getrennte Teilhabitate in zeitlicher Abfolge oder sie benötigen einen einzigen, jedoch sehr großen Jahreslebensraum. Differenzierte Konzepte mit gestaffelten, an die Lebensansprüche dieser Arten angepaßte Schutzintensitäten fehlen bisher bzw. konnten noch nicht in die Praxis umgesetzt werden.

3. Regionale Unterschiede in der Biotopausstattung und in der Lebensraumwahl der einzelnen Arten fanden bisher in der Schutzgebietsausweisung nur teilweise Beachtung. So kann gezeigt werden, daß eine Reihe bedrohter Vogelarten in Südbayern überwiegend an größeren Stillwasserflächen, wie Seen, Stauseen und Altwässern brütet, während in Nordbayern kleinere anthropogene Stillgewässer wie Fischteiche und Baggerseen bevorzugt werden. In verschiedenen Landesteilen sollten deshalb vermehrt auch nicht naturnahe Bereiche dann gesichert werden, wenn sie für den Tierartenschutz von Bedeutung sind.

In der Diskussion um künftige Strategien der Schutzgebietsausweisung nehmen Inseltheorie und Arten-Areal-Beziehung zunehmend breiten Raum ein. Auf einige für die Praxis bedeutsamen Konsequenzen wird hingewiesen:

– Wenige große Gebiete enthalten gegenüber mehreren kleinen gleicher Gesamtfläche nur unter bestimmten Bedingungen, keineswegs aber immer mehr Arten. Voraussetzungen sind, daß die Konstante z der Arten-Areal-Beziehung groß ist (hoher Isolationsgrad der Gebiete untereinander) und nur Gebiete des gleichen Lebensraumtyps miteinander verglichen werden. Wird ein großes \pm homogenes Ge-

biet mit mehreren kleinen deutlich unterschiedlicher Ausprägung verglichen, so sind letztere in ihrer Gesamtheit artenreicher.

– Schutzgebiete, die vollständige Artenkollektive (z. B. alle Säugetiere, oder eine vollständige Zoozönose) vereinigen sollen, sind in der Regel sehr groß. Stehen Aspekte des Gesellschaftsschutzes im Vordergrund, so sind Schutzgebiete möglichst großflächig zu konzipieren. Beispiele zeigen jedoch, daß für einen dauerhaften Schutz von Populationen einzelner Arten offensichtlich sehr kleine, jedoch optimale und gut betreute Gebiete oftmals ausreichen.

– Wird eine Insel plötzlich verkleinert, so befinden sich auf der Restfläche mehr Arten als dort auf Dauer leben können. Dieses Ungleichgewicht wird durch einen Prozeß der Entspannung (relaxation) behoben, in dessen Verlauf Arten, meist die empfindlichsten der Gemeinschaft, zwangsläufig aussterben. Entsprechende Vorgänge der Verkleinerung von Habitatsinseln laufen im Umfeld der NSG ab. Die möglichen Konsequenzen für den Artenschutz werden dargestellt.

Etlliche für den Tierartenschutz bedeutsame Lebensraumtypen sind in NSG bisher unterrepräsentiert, vor allem: Fließgewässer aller Typen, insbesondere aber solche mit nährstoffarmen Verhältnissen; Lebensräume in den Talräumen von Fließgewässern 1. Ordnung einschließlich Ersatzstandorten; Teichgebiete; extensiv bewirtschaftete Grünlandflächen; Wälder verschiedener Typen, einschl. bestimmter Formen nicht naturnaher Wirtschaftswälder.

Summary

On 1. 1. 1984 a total of 246 nature reserves (= NR) comprising 94,800 hectares (1 ha = 10,000 sqm) were officially allocated in the state of Bavaria, representing 1.34 % of the area. A comparison of the stock of nature-reserves with the known existence of 20 animal species on Bavaria's Red List (Endangerment Stage 1) reveals that only a relatively small percentage of the populations (approx. 10 %) is contained in NR. Half of the known species are totally absent in the nature reserves. The situation is somewhat more favourable when considering the status of Bavarian ornithological areas of importance: fifteen (= 28 %) of 53 areas are fully preserved within NR; in twelve (= 23 %) more than half, and in three (= 6 %) less than half of the valuable avifauna are preserved in NR. On the other hand, twenty-three (= 43 %) of the regions are totally unprotected in an NR.

Some of the reasons for this low state of protection for endangered animal species are discussed in closer detail.

1. The main focus of NR allocation up to now has evidently been on the protection of what are possibly unused, habitats where the vegetation is near to naturalness. But a considerable percentage of the endangered species are currently to be found inhabiting (predominantly or exclusively) sites regularly cultivated by man, either because the primary habitats have been destroyed or because human cultivation of the land has made settlement possible in Central Europe. Of all vertebrates included on Bavaria's Red List with the exception of fishes (168 species), 29 % at present exclusively inhabit uncultivated sites. 38 % are to a considerable amount – regionally or temporarily – bound to cultivated or anthropogenic habitats. Some 10 % are, in fact, so dependent on human activity that, if the corresponding,

very specific methods of land cultivation were to be abandoned, they would probably disappear from Bavaria altogether provided that no large-scale natural landscapes are restored for what there is very little chance in Central Europe. The methods of cultivation required by almost half the species (48 %) no longer conform, for the most part, to modern agricultural methods.

2. Many animal species demand, in periodic sequence, several different habitats spread at considerable distances away from each other, or they require a single, nevertheless extensive annual habitat. Hitherto there has been an absence of differentiated concepts containing graduated protection measures adapted to the demands of these species or at least there have been no concepts capable of being put into practice.

3. Regional difference in landscape structure and regionally differing habitat choice of animal species have, up to now, qualified for only poor consideration in the allocation of nature reserves. Thus it may be observed that a number of endangered bird species in Southern Bavaria predominantly brood on large lakes, reservoirs and dead channels, whereas in Northern Bavaria smaller man-made stagnant waters such as fishponds and excavation lakes are preferred. In various parts of the region those man-made areas should therefore be put under protection if they are of importance for the preservation of species.

In the debate concerning future strategies in the allocation of nature reserves increasing attention has recently been focused on the island theory and the species-area relationship. In this respect attention is drawn to a number of significant consequences:

– A few large areas, as compared with several small ones revealing the same total acreage, do not always contain more species. The prerequisites are that the constant z of the species-area relationship is high (higher degree of isolation of regions in relationship to one another) and only areas are compared with each other that reveal the same type of living space. If a large, more or less homogeneous area is compared with several small ones of distinctly varying character, the latter will often, on the whole, turn out to be richer in species.

– Wildlife preservation areas intended to protect entire communities of species (e. g. all mammals or a complete animal community) must be, as a rule, quite large. Therefore, if aspects of community protection qualify for prime consideration, wildlife reserves should, as far as possible, be designed on a large scale. Nevertheless, examples go to show that very small areas with optimal habitat structure and management will frequently suffice in providing permanent protection to populations of species.

– If an island is suddenly reduced in size, a situation arises whereby there are more species in the remaining area than are able to live there permanently. This imbalance is offset by a relaxation process in the course of which certain species, chiefly the most sensitive ones become extinct. Corresponding moves to reduce the size of habitat islands are in progress in NR surroundings. The possible consequences as regards protection of the species are outlined.

Several types of habitat important for the protection of animal species have hitherto been inadequately represented in NR of Bavaria above all springs,

streams and rivers of all types, especially those lacking in nutritive substances; habitats situated in the valley regions of large rivers including substitute sites like excavation pits; pond areas; extensively cultivated meadows; various types of wood- and forestland including certain forms of commercial i. e. non-natural forests.

8. Danksagung

Der Verfasser dankt den Herren O. ASSMANN, Freising, A. BEUTLER, München, P. BECK und K. FROBEL, Coburg, H. EHRLICHER, Würzburg, H.-D. KLEINE, München, Dr. M. KRAUS, Nürnberg, Dr. D. REICHEL, Bayreuth, Dr. G. SCHOLL, Schweinfurt und insbesondere Herrn G. NITSCHKE, München, für wertvolle Hinweise.

9. Literatur

ANTONI, W. (1980): Die Fledermäuse in Bayern – Verbreitung, Gefährdung und Schutz. – Schlußbericht eines Forschungsvorhabens (unveröffentl.); 138 pp.; München

BÄUMLER, W. (1981): Die Verbreitung von Mäusen in verschiedenen Waldgebieten Bayerns. – Anz. Schädlingskde., Pflanzenschutz, Umweltschutz, **54**: 99 – 104.

BAUER, G. (1979): Untersuchungen zur Bestandssituation der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) in der Oberpfalz und im Bayerischen Wald. – Schlußbericht eines Forschungsvorhabens (unveröffentl.); 59 pp.; Bayreuth.

BAUER, G., SCHRIMPF E., THOMAS, W. & HERRMANN, R. (1980): Zusammenhänge zwischen dem Bestandsrückgang der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) im Fichtelgebirge und der Gewässerbelastung. – Arch. Hydrobiol., **88**: 505 – 513.

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (Hrsg.) (1982): Rote Liste bedrohter Tiere in Bayern (Wirbeltiere, Insekten, Weichtiere). Überarbeitete 1. Fassung. – Broschüre. 40 pp.; München.

BEUTLER, A. (1983): Vorstudie Amphibienkartierung Bayern. – Ber. ANL. **7**: 96 – 117.

BEZZEL, E. (1970): Vogelparadiese in Bayern. – 80 pp.; Garmisch-Partenkirchen.

BEZZEL, E. (1980): Die Brutvögel Bayerns und ihre Biotope: Versuch der Bewertung ihrer Situation als Grundlage für Planungs- und Schutzmaßnahmen. – Anz. orn. Ges. Bayern, **19**: 133 – 169.

BEZZEL, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. – 350 pp.; Stuttgart.

BLAB, J. (1976): Erfordernisse eines zeitgemäßen Tierartenschutzes. – Natur und Landschaft, **51** (2): 31 – 33.

- BLAB, J. (1979):
Rahmen und Ziele eines Artenschutzprogrammes. –
Natur und Landschaft, **54** (12): 411 – 416.
- BLAB, J. (1984):
Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. – Schr. R.
Landschaftspf. Naturschutz, **24**: 205 pp.; Bonn –
Bad Godesberg.
- BLAB, J. & KUDRNA, O. (1982):
Hilfsprogramm für Schmetterlinge. – Naturschutz
aktuell, Nr. **6**: 135 pp.; Greven.
- BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. &
SUKOPP, H. (1984):
Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der
Bundesrepublik Deutschland; 4. Aufl. – Naturschutz
aktuell, Nr. **1**: 270 pp.; Greven.
- BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR NA-
TURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSÖKOLO-
GIE (1983):
Anzahl und Flächengröße der Naturschutzgebiete in
der Bundesrepublik Deutschland. – Natur und Land-
schaft, **58** (12): 462.
- BUNDESMINISTER DES INNERN (Hrsg.) (1983):
Abschlußbericht der Projektgruppe 'Aktionspro-
gramm Ökologie'. – 127 pp.; Bonn.
- DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (1983):
Integrierter Gebietsschutz. – Schr. R. DRL, **H. 41**;
Bonn.
- DIAMOND, J. M. (1975):
The island dilemma: lessons of modern biogeog-
raphic studies for the design of natural reserves. – Biol.
Conserv., **7**: 129 – 146.
- EAST, R. (1981):
Species-area curves and populations of large mam-
mals in African savanna reserves. – Biol. Conserv.,
21: 111 – 126.
- ELLENBERG, H. (1968):
Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologi-
scher Sicht. – 2. Aufl.; 981 pp.; Stuttgart.
- ERZ, W. (1980):
Naturschutz – Grundlagen, Probleme und Praxis. – in
BUCHWALD, K. & W. ENGELHARDT (Hrsg.);
Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der
Umwelt. – Bd. **3**: 560 – 637.
- ERZ, W. (1981):
Flächensicherung für den Artenschutz – Grundbe-
griffe und Einführung. – Jb. Naturschutz Land-
schaftspf. ABN, **31**: 7 – 20.
- ERZ, W. (1983):
Naturschutz und Landschaftspflege im Rückblick auf
ein Vierteljahrhundert Deutscher Naturschutztage
und heute. – Jb. Naturschutz Landschaftspf. ABN,
33: 9 – 37.
- FRÖR, E. (1980):
Untersuchung zu Bestand und Ökologie von Sma-
ragdeidechse (*Lacerta viridis*), Mauereidechse (*La-
certa muralis*) und Äskulapnatter (*Elaphe longis-
sima*) in Bayern. – Schlußbericht eines Forschungs-
vorhabens (unveröffentl.); 54 pp.; München.
- HAARMANN, K., PRETSCHER, P. & SAUER, M.
(1983):
Bestandsaufnahme ökologischer, naturgeschichtli-
cher und landeskundlicher Daten aus Schutzgebieten
und deren Auswertung zur Verbesserung des Ge-
bietsschutzes. – Jahresber. **1982** der BFANL; 30 pp.;
Bonn-Bad Godesberg.
- HACKEL, H. (1975):
Die Vogelwelt des Unggenrieder Teichgebietes. –
Vogelbiotope Bayerns, Dok. Nr. **6**: 13 pp; Garmisch-
Partenkirchen.
- HEYDEMANN, B. (1980):
Die Bedeutung von Tier- und Pflanzenarten in Öko-
systemen und Notwendigkeiten ihres Schutzes. – Jb.
Naturschutz Landschaftspf. ABN, **30**: 15 – 90.
- HEYDEMANN, B. (1981):
Wie groß müssen Flächen für den Arten- und Öko-
systemschutz sein. – Jb. Naturschutz Landschaftspf.
ABN, **31**: 21 – 51.
- HODL-ROHN, J. & BECKER, R. (1978):
Fischotter. – Nationalpark Bayer. Wald, **H. 3**: 60 pp.;
München.
- ISSEL, B., ISSEL, W. & MASTALLER (1977):
Zur Verbreitung und Lebensweise der Fledermäuse
in Bayern. – Myotis, **15**: 19 – 98.
- JANNER, S. & ZINTL, H. (1982):
Gänsesäger *Mergus merganser* – erster Brutnachweis
jenseits der Ostgrenze des alpinen Brutgebietes. –
Anz. orn. Ges. Bayern, **21**: 107.
- KAHMANN, H. (1952):
Beiträge zur Kenntnis der Säugetierfauna in Bayern.
– Ber. Naturforsch. Ges. Augsburg, **5**: 147 – 170.
- KAULE, G., SCHALLER, J. & SCHOBER, H. M.
(1979):
Auswertung der Kartierung schutzwürdiger Biotope
in Bayern – Außer-alpine Naturräume. – Schr. R.
Schutzwürdige Biotope in Bayern, **H. 1**: 154 pp.;
München.
- KITCHENER, D. J., CHAPMAN, A., MUIR, B. G.
& PALMER, M. (1980):
Lizard assemblage and reserve size in the Western
Australian Wheatbelt. – Biol. Conserv., **18**: 177 –
205.
- KITCHENER, D. J., DELL, J., MUIR, B. G.
& PALMER, M. (1982):
Birds in Western Australian Wheatbelt reserves – im-
plications for conservation. – Biol. Conserv., **22**: 127
– 163.
- KLEINE, H.-D. (1977):
Allgemeiner statistischer Überblick über die Natur-
schutzgebiete Bayerns. – Schr. R. Naturschutz Land-
schaftspf., **8**: 71 – 111; München.
- KRAUS, M. & GAUKLER, A. (1977):
Zur Verbreitung und Bestandsentwicklung der Gro-
ßen Hufeisennase (*Rhinolophus ferrumequinum*: Chi-
rioptera) in Bayern. – Myotis, **15**: 3 – 18.

- KREBS, A. & WILDERMUTH, H. (1976):
Kiesgruben als schützenswerte Lebensräume seltener
Tiere und Pflanzen. – Mitt. Naturwiss. Ges. Winter-
thur. **35**: 19 – 73.
- KROSSIGH, E. von (1983):
Europa-Reservat Ismaninger Teichgebiet – 34. Be-
richt 1980-82. – Anz. orn. Ges. Bayern **22**: 1 – 36.
- LINK, H. (1981):
Zur Situation des Habichts im Fränkischen Raum im
Vergleich zu anderen mitteleuropäischen Populationen.
– Ökologie der Vögel, **3** (Sonderheft 1981): 221
– 226.
- MADER, H.-J. (1980):
Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer
Sicht. – Natur und Landschaft, **55**: 91 – 96.
- MADER, H.-J. (1983):
Warum haben kleine Inselbiotope hohe Artenzah-
len? – Natur und Landschaft, **58** (10): 367 – 370.
- MacARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. (1967):
Biogeographie der Inseln. – München.
- MARGULES, C. & USHER, M. B. (1981):
Criteria used in assessing wildlife conservation poten-
tial: a review. – Biol. Conserv., **21**: 79 – 109.
- MARGULES, C., HIGGS, A. J. & RAFE (1982):
Modern biogeographic theory: Are there any lessons
for nature reserve design? – Biol. Conserv., **24**: 115 –
128.
- McCOY, E. D. (1982):
The application of island-biogeographic theory to for-
est tracts: problems in the determination of turnover
rates. – Biol. Conserv., **22**: 217 – 227.
- McCOY, E. D. (1983):
The application of island-biogeographic theory to
patches of habitat: How much land is enough? – Biol.
Conserv., **25**: 6 –
- MEIER, J. (1977):
Die Vogelwelt des Schwandorf-Schwarzenfelder
Weihergebietes. – Vogelbiotope Bayerns. Dok. Nr.
16: 12 pp; Garmisch-Partenkirchen.
- MÜHLENBERG, M. & WERRES, W. (1983):
Lebensraumverkleinerung und ihre Folgen für ein-
zelne Tiergemeinschaften; Experimentelle Unter-
suchungen auf einer Wiesenfläche. – Natur und
Landschaft, **58** (2): 43 – 50.
- OLSCHOWY, G. (Hrsg.) (1978):
Natur- und Umweltschutz in der Bundesrepublik
Deutschland. – 1. Aufl., 926 pp.; Hamburg und Ber-
lin.
- PLACHTER, H. (1983 a):
Praxisbezogene Anforderungen an Artenschutz-
programme und Möglichkeiten ihrer Verwirklichung.
– Jb. Naturschutz Landschaftspf. ABN, **34**: 36 – 72.
- PLACHTER, H. (1983 b):
Die Lebensgemeinschaften aufgelassener Abbaustel-
len. Ökologie und Naturschutzaspekte von Trocken-
baggerungen mit Feuchtbiotopen. – Sch. R. Bayer.
Landesamt f. Umweltschutz, **56**: 109 pp.; München.
- RANFTL, H. (1981):
Brutbestand der Feuchtwiesenbrüter 1980 in Bayern.
– Schlußbericht eines Forschungsvorhabens (unver-
öffentl.); 74 pp.
- REED, T. M. (1983):
The role of species-area relationships in reserve choi-
ce: a British example. – Biol. Conserv., **25**: 263 – 271.
- REICHEL, D. (1981):
Rasterkartierung der Amphibienarten in Oberfran-
ken. – Ber. ANL, **5**: 186 – 189; Laufen/Salzach.
- REICHHOLF, J. (1980):
Die Arten-Areal-Kurve bei Vögeln in Mitteleuropa.
– Anz. orn. Ges. Bayern, **19**: 13 – 16.
- REMMERT, H. (1979):
Grillen – oder wie groß müssen Naturschutzgebiete
sein? – Nationalpark, **22**: 7 – 9.
- REMMERT, H. (1980):
Ökologie. – 2. Aufl. – 304 pp.; Berlin, Heidelberg,
New York.
- RINGLER, A. (1981):
Schrumpfung und Dispersion von Biotopen. – Natur
und Landschaft, **56**: 39 – 45.
- SCHOLL, G. (1976):
Die Teichlandschaft des Aischgrundes. – Natur und
Landschaft, **51** (10): 292 – 295.
- STREHLOW, J. (1982):
Die Vogelwelt des Ammersee-Gebietes; 2. Ergän-
zungsbericht 1976 – 1980. – Anz. orn. Ges. Bayern.
21: 43 – 86.
- TISCHLER, W. (1979):
Einführung in die Ökologie. – 2. Aufl. – 306 pp.;
Stuttgart, New York.
- TUBEUF, K. von (1921):
Denkschrift für die Errichtung eines Naturschutzge-
bietes am Königssee. – in: Das Naturschutzgebiet
am Königssee in den Berchtesgadener Alpen; 27 pp.;
München.
- VANGEROW, H.-H. (1977):
Möglichkeiten des Biotopschutzes in Bayern aus
forstlicher Sicht. – Natur und Landschaft, **52** (8/9):
236 – 240.
- VIDAL, A. (1973):
Die Vogelwelt des Oberpfälzer Donautales und ihre
Bedrohung durch technische Projekte. – Anz. orn.
Ges. Bayern, **12** (1): 65 – 79.
- WITTIG, R. (1983):
Investigations and assessment of the botanical
efficiency of conservation in selected nature reserves
of Westphalia (Federal Republic of Germany). –
Biol. Conserv., **25**: 307 – 314.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Harald Plachter
Landesamt für Umweltschutz
Rosenkavalierplatz 3
8000 München 81

Der hydrochemische und zoogeographische Aspekt der Eisenstorfer Kiesgrube bei Plattling

Franz Hebauer

Inhalt

1. Lage und Entstehungsgeschichte
2. Ökologische Sonderstellung
 - 2.1 Nähe der Donau-Wanderstraße
 - 2.2 Grundwasserhorizont
 - 2.3 Ungestörte Lage
 - 2.4 Entwicklung zur Brackwasserlacke
3. Der Pflanzenwuchs
4. Der Wasserchemismus
 - 4.1 Wasseranalysen im Jahresverlauf 1983
 - 4.1.1 Probenahme und allgemeine Beobachtungen
 - 4.1.2 Analysemethoden
 - 4.1.3 Wassertemperatur
 - 4.1.4 Sauerstoffwerte
 - 4.1.5 Stickstoffwerte
 - 4.1.6 Wasserhärte
 - 4.1.7 Chlorid und Sulfat
 - 4.1.8 Phosphat und Silikat
 - 4.1.9 Elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert
 - 4.2 Eutrophierung
5. Zoogeographie
 - 5.1 Die Avifauna
 - 5.2 Die Entomofauna
 - 5.3 Übrige Fauna
 - 5.3.1 Weichtiere (Mollusca)
 - 5.3.2 Würmer (Vermes)
 - 5.3.3 Krebstiere (Crustacea)
 - 5.3.4 Spinnentiere (Arachnoidea)
 - 5.3.5 Lurche (Amphibia)
 - 5.3.6 Kriechtiere (Reptilia)
6. Verbreitungsfaktoren
7. Fragen der Sukzession
8. Modellfall für Sekundärbiotope
9. Ökonomie contra Ökologie
 - 9.1 Ein rechtswidriger Zustand
 - 9.2 Bauwirtschaftliche Interessen
 - 9.3 Landwirtschaftliche Interessen
 - 9.4 Jagdinteressen
10. Zusammenfassung
11. Danksagung
12. Literatur

1. Lage und Entstehungsgeschichte

Unter der fruchtbaren alluvialen Lößlehmdecke der oberpfälzisch-niederbayerischen Donauniederung, des sog. Gäubodens, lagert eine ausgedehnte und mächtige Schicht diluvialen und tertiären Schot-

ters, die besonders in der Zeit des aufstrebenden Bauwesens nach 1950 an vielen Stellen zur Kiesausbeutung reizte. Es entstanden zwischen Regensburg und Vilshofen innerhalb weniger Jahre zahlreiche Kiesgruben, die meist bis an den ohnehin hochliegenden Grundwasserhorizont heranreichen, wobei aus einer genehmigten Trockenbaggerung nicht selten eine nicht vorgesehene Naßbaggerung wurde. In vielen Fällen ist die Baggerung auch (absichtlich oder zufällig) in der sommerlichen Trockenzeit erfolgt, so daß dann später bei steigendem Grundwasser bzw. beim Zufluß von Oberflächenwasser ausgedehnte Baggerseen entstanden. Sie werden heute als Naherholungsgebiete genutzt oder haben sich (wenn eine Rekultivierung nicht vorgesehen. zu kostspielig oder noch nicht erfolgt ist) zu äußerst interessanten Sekundärbiotopen entwickelt.

Eines der jüngsten Kiesabbaugebiete dieser Art entstand unweit der Stadt Plattling, am südwestlichen Stadtrand unmittelbar vor der Ortschaft Eisenstorf, wo 1976 auf den Flur-Nummern 1192, 1194 und 1195 der Gemeinde Otzing etwa 11 ha Ackerland an ein Bauunternehmen verpachtet und behördlicherseits der Trockenabbau von Kies unter der Bedingung genehmigt wurde, daß die Fläche anschließend durch Aufbringung einer Deckschicht mit Humusaufgabe zu rekultivieren sei.

Die Kiesausbeutung war bis 1980 größtenteils abgeschlossen und da sie bis unter den Grundwasserhorizont erfolgte, traten allenthalben ausgedehnte Wasserflächen auf, deren Tiefe von wenigen Zentimetern bis etwa 1 m reichen. Eine Wiederauffüllung und Rekultivierung scheiterte bisher aus Kostengründen, da es aus hygienischer Sicht nicht erlaubt ist, beliebiges Material (Schutt u. dgl.) einzubringen. Es mußte chemisch und bakteriologisch einwandfreies Material verwendet werden.

So entwickelte sich in wenigen Jahren auf dieser Fläche mit ausgedehnten Flachwasserlacken, mit stark besonnten Kiesbänken und Abraumbügeln sowie mit steilen Lößwänden ein Sekundärbiotop für Pflanzen und Tiere, wie er in Bayern heute wohl einmalig dasteht. Gleichzeitig aber wächst nun auch die Sorge um das weitere Schicksal dieses Lebensraumes aus zweiter Hand, der von der Ökologie her in höchstem Maße schutzwürdig geworden, von der rechtlichen Seite aber zur Rekultivierung bestimmt ist.

2. Ökologische Sonderstellung

Unter den zahlreichen Baggerseen und aufgelassenen Kiesgruben des niederbayerischen Donaupraumes nimmt die Eisenstorfer Kiesgrube von der Ökologie, insbesondere von der Hydrochemie und Zoogeographie her betrachtet eine Sonderstellung ein, die in den Jahren 1979 – 1983 durch systematische zoologisch-botanische und limnologische Untersuchungen und Beobachtungen zu klären versucht wurde.

2.1 Nähe der Donau-Wanderstraße

Die ersten auffallenden Pioniere unter den Tieren der

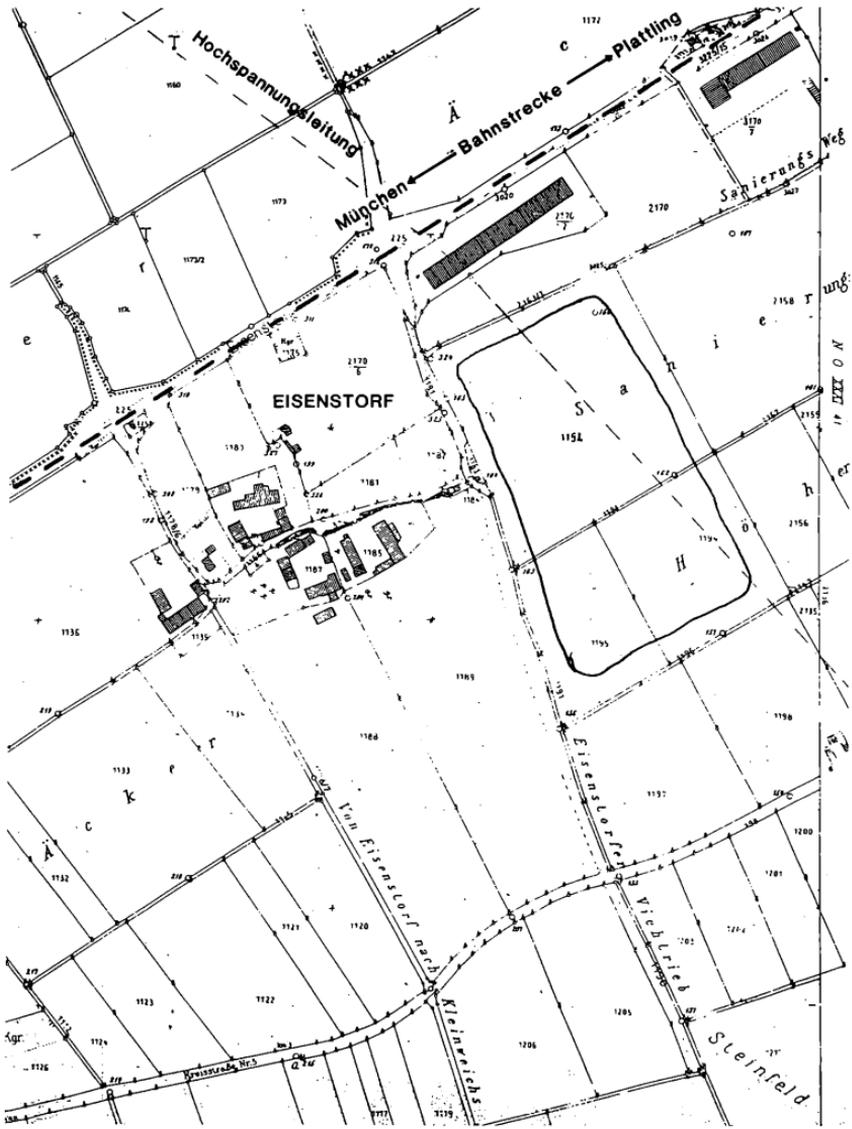


Abbildung 1

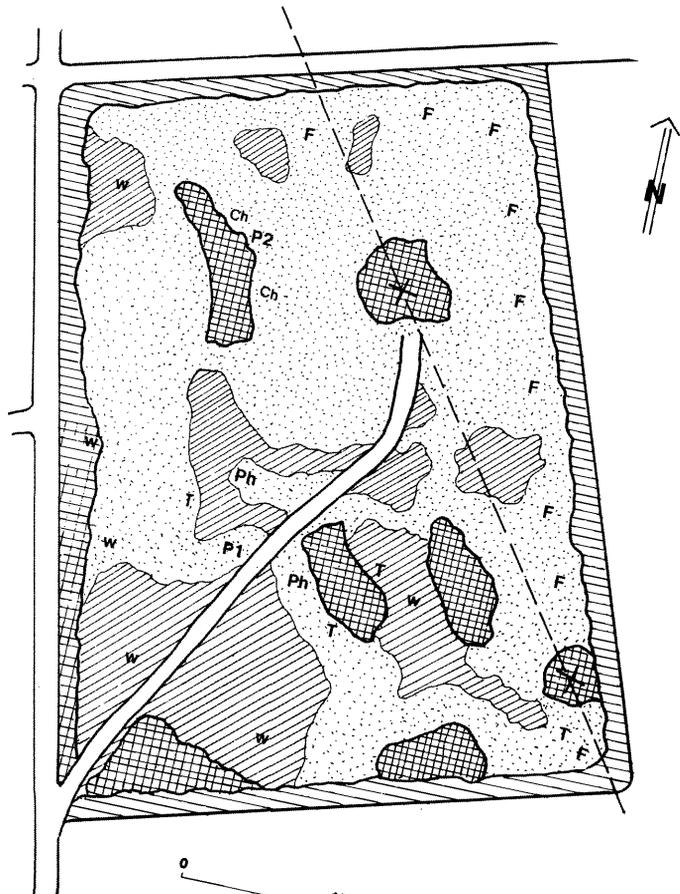
Lageplan Kiesabbaugebiet Eisenstorf Ndby.

Eisenstorfer Kiesgrube waren limicole Vogelarten, die in Deutschland bisher nur sporadisch und als Durchzügler bekannt waren. Vogelarten, die an der Nord- und Ostsee, in Skandinavien oder Nordrußland beheimatet sind, Vogelarten, welche die Donau als Zugstraße nach Südosten, vornehmlich zum Schwarzen Meer hin benutzen, wie der Austernfischer, die Trauereschwalbe, der Bruchwasserläufer, der Zwergstrandläufer, der Alpenstrandläufer, der Temnickstrandläufer, der Sichelstrandläufer,

das Odinshühnchen, der Rotschenkel, der Grünschenkel, der dunkle Wasserläufer, der Bruchwasserläufer, der Kampfläufer, der Waldwasserläufer, der Goldregenpfeifer und der Steinwälzer.

Die meisten von ihnen sind unregelmäßige Gäste geblieben, einige werden regelmäßig beobachtet (Rotschenkel, Flußuferläufer, Lachmöve, Bruchwasserläufer).

Unter den unregelmäßig beobachteten Ost-West-Wanderern stellten sich die Pfeifente, der Regen-



Zeichenerklärung:

-  Wasserfläche
-  Kiesbänke
-  Abraum auf der Hochfläche
-  Abraum in der Grube
-  Hochspannungsleitung mit Mast
- P1 Probestelle 1
- P2 Probestelle 2
- W Weidengebüsch
- Ph Phragmites
- T Typha latifolia
- Ch Charabestände
- F Fadenalgenwatten

Abbildung 2
Lageskizze

brachvogel, die Zwergschnepfe, der Sandregenpfeifer, die Weißkopf-Ruderente ein.

Ein typischer Tundrenvogel, der zu den Stelzen zählt und zeitweilig hier auftaucht, ist der Rotkehlpieper, er brütet im Sommer im äußersten Norden Lapplands und Nordrußlands und zieht in der Regel ohne Zwischenaufenthalt zum Winterquartier nach Marokko (Westl. Zugstraße) und in den Orient (Östl. Zugstraße). Der Weg auf der Donauzugstraße war bisher unbekannt.

Einige der Pionierarten wurden zum festen Inventar; so konnten bereits 1981 10 Brutpaare des Flußregenpfeifers und 7 Gelege beobachtet werden, die sich bis heute zahlenmäßig hielten. Ähnlich war der Zwergtaucher schon 1981 mit 4 Brutpaaren vertreten und ist bisher standorttreu geblieben.

Hochfliegende Zugvögel können von der Donau aus die etwa 10 km entfernte mehrere Hektar große Wasserfläche des Kiesabbaugebietes deutlich erkennen und sie zu einem Zwischenaufenthalt ansteuern. Außerdem konnte beobachtet werden, daß die ziehenden Vogelformationen in mehrere Kilometer breite Straßen beiderseits der Donau gestreut sind.

Wie später belegt werden soll, spielt die Donau als Vogelzugstraße nicht nur für die Besiedelung der Eisenstorfer Kiesgrube mit der Avifauna eine Rolle, sondern auch als Verbreitungsweg für zahlreiche andere Lebewesen, vor allem für die Insekten durch Ornithophoresie.

2.2 Grundwasserhorizont

Viele andere Kiesrubentümpel in der Umgebung hätten von der Lage und Geologie her dieselben günstigen Voraussetzungen für eine Besiedlung mit Pflanzen und Tieren wie das Eisenstorfer Kiesabbaugebiet. Die meisten von ihnen aber weisen entweder zu tiefe Baggerweiher mit steilen lockeren Kieswänden oder aber nur von Oberflächenwasser gespeiste, temporäre Tümpel auf, die schnell austrocknen. Das eigentliche Geheimnis der Eisenstorfer Kiesgrube ist ihre flache Form ohne die Gefahr der völligen Austrocknung. Es sind von der Morphologie her gesehen Steppenlacken, die sich in der sommerlichen Hitze, unterstützt durch den Backofeneffekt der wärmespeichernden Kiesmassen, bis auf 50°C und mehr erwärmen, ohne austrocknen zu müssen, da die Wasserfläche von dem in der Gegend sehr konstanten Grundwasserspiegel gebildet wird. Das verdampfende Wasser wird laufend ergänzt. Selbst der Jahrhundertssommer 1983 hat als Testfall mit seinen mittsommerlichen Lufttemperaturen von 40°C und der bis in den Spätherbst hinein reichenden Trockenheit nicht vermocht, den Grundwasserspiegel soweit zu senken, daß die Lacken der Kiesgrube völlig verschwunden wären. Im November 1983 waren immer noch vereinzelt knöcheltiefe Wasserpflützen zu sehen.

2.3 Ungestörte Lage

Vor allem für die Avifauna, damit aber auch für die phoretische Sekundärbesiedlung, stellt die Abgeschiedenheit und Ungestörtheit des Biotops besonders während der Brutzeit eine wichtige Voraussetzung zur Entfaltung und Weiterentwicklung dar. Die Kiesgrube liegt in genügendem Abstand von den Ortschaften Plattling und Eisenstorf; nur ein Wirtschaftsweg führt daran vorbei. Die Ränder sind

größtenteils mit Abraum überhöht, so daß ein weitgehender Sicht- und Lärmschutz besteht. Die ausgedehnten Wasserflächen verhindern im Frühjahr, daß streunende Hunde oder Spaziergänger das Brutgeschäft der seltenen Vogelarten stören. Lediglich einige unvernünftige Jäger haben mehrmals Futtergetreide und Strohballen ausgelegt und jagen nach Enten. Eine zunehmende Verbuschung durch Weiden und Röhricht bringt, trotz der Nachteile (Beschattung, sukzessive Verlandung) zusätzlichen Blickschutz für die am meisten gefährdeten und scheuen Limicolen und Taucher, wie Flußregenpfeifer, Graureiher, Zwergtaucher, Reiherente.

Trotz der geschützten und ruhigen Lage gab es in den letzten Jahren zahlreiche Störungen und Eingriffe. Ein Brutpaar der Rohrweihe wurde 1982 nach Fertigstellung des Horstes bei der Eiablage gestört und vertrieben. In einigen Fällen wurden Nester der Uferschwalben von Jugendlichen ausgenommen. Aber nicht nur Menschen können als Störenfriede in Betracht kommen; so wurden 1979 aus zwei Nestern des Flußregenpfeifers 8 Eier von Raben (*Corvus corone*) ausgenommen sowie ein Jungvogel von einem Turmfalken geschlagen.

2.4 Entwicklung zur Brackwasserlacke

Während für die erste Phase der gezielten Beobachtung dieses Biotops vor allem die ungewöhnliche Avifauna Anlaß gab, zeigte sich mehr und mehr, daß auch die sich entwickelnden abiotischen Lebensbedingungen in Form einer zunehmenden Verbrackung der Wasserlacken auf eine Sonderstellung dieses Lebensraumes hielten. Im Jahre 1981 boten die Wasserflächen der Eisenstorfer Kiesgrube in Aussehen und Wasserchemismus eine so verblüffende Ähnlichkeit mit den Steppenlacken im Seenwinkel des Burgenlandes und in der ungarischen Tiefebene, daß es gar nicht mehr so verwunderlich erschien, als dann auch die Invertebratenbesiedlung des Wassers ein fast treues Abbild der Pusztalacke bot.

Auf die Ursache der Verbrackung und Alkalisierung soll im Abschnitt 4 näher eingegangen werden.

3. Der Pflanzenwuchs

Die ersten Pionierpflanzen in einem Kiestümpel sind fast immer Blau- und Grünalgen. Letztere gehen bald von den einzelligen Formen auf fädige Gesellschaften über und bilden dann dichte Matten. In kalkreichen, harten Gewässern folgen darauf die zerbrechlichen Bestände der Armleuchteralgen (*Characeae*). Erst dann steigt die Sukzession in höhere phylogenetische Kategorien auf.

Diese Reihenfolge wurde jedenfalls immer wieder in den Kiesgewässern der Donauebene beobachtet und wiederholte sich auch in den flachen Lacken der Eisenstorfer Kiesgrube. Die epipelischen Algen verdichten sich im Laufe des Sommers wie Gummimatten auf dem darunter abgeschlossenen organischen Faulschlamm, so daß ein großer Sauerstoffsprung zwischen den anaerob-reduzierenden Verhältnissen unter der Algenschicht und den O₂-übersättigten aerob-oxidierenden Verhältnissen über der Algenschicht auffällt. Epilithische Algenbeläge sind nur am Spülsaum um die Wasserflächen zu beobachten. Die Assimilationsleistung der Algenschicht ist durch die ganztägige Insolation und das hohe Angebot an Kohlendioxid, sowohl aus der Atmosphäre wie aus den härtebildenden Hydrogenkarbonaten, enorm.

Unter den höheren Pflanzen hat sich eine teilweise sehr unerwartete und seltene Pionierflora eingestellt und weiterentwickelt, die H.-J. GÄGGERMEIER gründlich untersuchte und nach Pflanzengesellschaften wie folgt zusammenstellte:

Botanische Übersichtsuntersuchung des Flachwasserbiotops »Eisenstorfer Kiesgrube« bei Plattling (Lkr. Deggendorf).

Eine Begehung des Eisenstorfer Trockenabbaufeldes am 27.6.1981 ergab folgendes Bild:

Teichfadengesellschaft (*Zannichellietum palustris*)

In den Flachwasserbereichen finden sich ausgedehnte Vorkommen des Teichfadens (*Zannichellia palustris*), vergesellschaftet mit Grün- und Blaualgenarten. Der Teichfaden besiedelt extrem eutrophe Stellen über Faulschlamm in basen- und nährstoffreichen Gewässern tiefer Lagen. Nach OBERDORFER (Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil I, 1977, S. 104) ist die Teichfadengesellschaft ziemlich selten; bisher wurde sie nur vom Bodensee und aus Niedersachsen nachgewiesen.

Gift-Hahnenfuß-Schlamm-pionierflur (*Ranunculetum sclerati*)

Auf dem nassen Schlamm am Rande der Wasserflächen ist die Gift-Hahnenfußgesellschaft entwickelt. Neben *Ranunculus scleratus* treten in ihr das kriechende Weiße Straußgras (*Agrostis stolonifera*) und die Sumpfkresse (*Rorippa sylvestris*) auf.

Weidenröschen-Pionierflur

Große Flächen der trocken gefallen Bereiche überzieht eine Ruderalgesellschaft, in der die folgenden Sippen auftreten:

Dunkelgrünes Weidenröschen (*Epilobium obscurum*), Drüsiges W. (*Epilobium adenocaulon*), Zottiges W. (*Epilobium hirsutum*), Sumpfkresse (*Rorippa sylvestris*), Geruchlose Kamille (*Tripleurospermum maritimum*), Wandhalm (*Apera spica-venti*), Glanzfrüchtige Simse (*Juncus articulatus*), Acker-Fuchsschwanz (*Alopecurus myosuroides*) u.a.

Knickfuchsschwanz-Flutrasengesellschaft (*Ranunculo-Alopecuretum geniculati*)

An einer Stelle wurde eine mehrere m² große Fläche vorgefunden, in der der Knick-Fuchsschwanz (*Alopecurus geniculatus*) dominiert. In nächster Nähe wachsen auch die Sumpfbirse (*Eleocharis palustris*) und die Kröten-Binse (*Juncus bufonius*).

Röhricht-Fragmente

An verschiedenen Stellen sind kleine, in Ausbreitung befindliche Röhrichte des Schilfrohrs (*Phragmites australis*) und des Breitblättrigen Rohrkolbens (*Typha latifolia*) entwickelt.

Weidengebüsche

Besonders an der Westseite der Kiesgrube treten kleinflächige Gebüsch auf, die vornehmlich von der Purpurweide (*Salix purpurea*) aufgebaut werden. Sporadisch finden sich auch die Korbweide (*Salix viminalis*) und die Grauweide (*Salix cinerea*).

4. Wasserchemismus

Die in den Jahren 1981/82 routinemäßig angestellten Einzelanalysen der wichtigsten Wasserparameter zeigten vor allem hinsichtlich des Chloridgehalts und des pH-Werts für die Gegend so exponierte Werte, daß es angebracht erschien, im Laufe des

Jahres 1983 durch regelmäßige monatliche Messungen aussagekräftigere Jahreskurven zu erhalten.

Eine orientierende Einzelanalyse vom 3.6.1981 zeigte folgendes Bild:

Gesamthärte	3,2 mmol/l
Karbonathärte	m-Wert 1,4 mmol/l p-Wert 0,8 mmol/l
Chlorid	88 mg/l
Sulfat	70 mg/l
pH-Wert	9,9
Leitfähigkeit	580 µS/cm

4.1 Wasseranalysen im Jahresverlauf 1983

Um halbwegs vergleichbare und realistische Ergebnisse zu erhalten, wurden die Messungen jeweils zur Monatsmitte und zur selben Tageszeit, gegen 10 Uhr vormittags angestellt, wo wegen der ungehinderten Sonneneexposition ein vertretbarer Mittelwert zwischen der starken nächtlichen Abkühlung und der extremen Aufheizung am Nachmittag erhalten werden sollte. Sowohl eine kontinuierliche Temperaturaufzeichnung eines ganzen 24-Stunden-Verlaufs, wie auch die synoptische Messung an den unterschiedlichen Stellen des Lackensystems würden – bedingt durch den Charakter des Biotops – bei der Temperatur und bei vielen anderen Parametern sehr starke Pendelausschläge ergeben. Bei der Beurteilung der nachfolgenden Meßwerte, die nur repräsentative Mittelwerte darstellen, sollte die Besonderheit unbedingt bedacht werden.

4.1.1 Probenahme und allgemeine Beobachtungen bei den Terminen

Als günstigste Stelle für die Entnahme der Wasserproben wurde die an der Lageskizze bezeichnete Lacke (P1) links vom Zufahrtsweg ausgewählt, da sie eine mittlere Wassertiefe und damit mittlere Wassertemperatur sowie eine hohe Diversität an Pflanzen und Insektenarten über den größten Teil des Jahres hinweg garantierte. Lediglich die beiden letzten Probenahmen im Oktober und November 1983 erfolgten im nordwestlichen Abschnitt am Ostrande der großen Abraumphalbe (P2), da alle übrigen Lacken zu dieser Jahreszeit erstmals seit Bestehen des Biotops ausgetrocknet waren.

Über die Wasserstände und die sonstigen auffälligen Beobachtungen bei den monatlichen limnologischen und entomologischen Probenahmen wurden folgende Aufzeichnungen gemacht:

16.3.1983: Hoher Wasserstand; tiefste Stellen im nördlichen und östlichen Abschnitt ca. 90 cm; fast alle Kiesbänke sind bis auf den Zufahrtsweg überschwemmt. Die Algenproduktion setzt bereits voll ein. Entomologisches Artenspektrum reichhaltig, aber noch individuenarm; fast ausschließlich mature Imagines der Vorjahrgeneration, die überwintert hatten. Kaum eine Larve zu finden (außer *Tipula* sp.).

17.4.1983: Überschwemmungszustand. Probenahme 2 Tage nach vierwöchiger Regenperiode. Alle Kiesbänke, einschließlich des Zufahrtswegs sind überschwemmt.

Zwei nur durch eine 1 Meter breite Kiesbarriere getrennte Lacken zeigten bei einer vergleichenden Wasseranalyse aber recht unterschiedliche Werte, wie folgt:

Temperatur	14,5°C	18,0°C
Leitfähigkeit	906 µS/cm	750 µS/cm
pH-Wert	7,6	8,5
O ₂ gelöst	14 mg/l	10,5 mg/l
Gesamthärte	29°dH	25°dH
Karbonathärte	18°dH	14°dH
Chlorid	66 mg/l	50 mg/l
Sulfat	78 mg/l	60 mg/l
Nitrat	70 mg/l	70 mg/l
Nitrit	0,5 mg/l	0,1 mg/l

12.5.1983: Hoher Wasserstand; tiefste Stelle ca. 80 cm. Zufahrtsweg überflutet. Wassertemperatur an der Probestelle in 10 cm Tiefe bereits 25,6° C! Starker Algenwuchs.

Sprunghafter Anstieg der Dytiscidenlarven, dafür auffallend wenige Imagines (außer *Guignotus pusillus*). An den Kieselsteinen am Grunde der Flachwasserstellen zu Hunderttausenden die Gelege der Ruderwanzen (*Corixidae*).

11.6.1983: Wasserstand sinkt stark ab. Tiefste Stelle nur mehr ca. 45 cm. Kiesbänke treten überall hervor. Das Wasser erwärmt sich bei starker Sonneneinstrahlung erheblich. An der Probestelle bereits 30,2°C in 10 cm Tiefe; trotzdem enorme O₂-Sättigung von 200 %! Auftreten von *Helophorus brevipalpis* und *Guignotus pusillus* in Massen. An allen Flachwasserstellen schlüpfen zahlreiche Kaulquappen von *Rana esculenta*, *Hyla arborea* und *Triturus vulgaris*; weniger häufig *Bufo viridis* und *Triturus cristatus*. Ebenso zahlreich Larven und auch schon Imagines von Odonaten (*Coenagrion* sp., *Orthetrum cancellatum*). Massenhaft immature *Corixidae*. Im Schilfbestand zahlreiche Larven von *Culex pipiens* und *Notonecta marmorea viridis*.

16.7.1983: Wasserstand sehr niedrig; überall austrocknende Algenwatten über den Kiesflächen; starke Detritusbildung, darunter schwarze Faulschlammsschicht. Vorausgehend 3 Wochen starke Hitze ohne Regen. Höchststand an Larven und Imagines der Libellen; ebenso in Massen Heteroptera, darunter vor allem *Corixidae* und *Plea atomaria*, gefolgt von *Iliocoris cimicoides*. An den Ufern zunehmend *Stenus*- und *Bembidion*arten.

18.8.1983: Wasserstand sehr niedrig; tiefste Stelle ca. 30 cm. Große Teilflächen trocken (Hitzeperiode mit Lufttemperaturen um 40°C!); Wassertemperatur an der Probestelle 34,2°C. Am Grunde mehrerer Lacken, vor allem im westlichen Abschnitt große Chara-Bestände. Unter den Algenmatten und der mehligsten Lehmschicht mächtige schwarze Faulschlammager (teilweise 20 cm). In den östlichen und nördlichen Bereichen ein etwa 15 m breiter Randgürtel von fädigen Grünalgenwatten; im Osten fast ausschließlich sehr rauhfaserige, im Norden vorwiegend feinfaserige, weiche Algenarten.

Hoher Anteil der Odonata (Larven und Imagines), Heteroptera (*Corixa*, *Plea*, *Iliocoris*, *Cymatia*, *Sigara*) sowie Trichoptera- und Ephemeropteralarven (*Baetis* sp. *Cloeon* sp.). Auf der Wasseroberfläche überall *Gerris*-Arten.

17.9.1983: Wasserstand unverändert sehr niedrig; tiefste Stellen ca. 30 cm; große Teilflächen austrocknet, stellenweise mit ausgedehnten trockenen Algenmatten bedeckt, darunter hygrophile Insektenarten. Zunehmende Verbuchung durch *Salix purpurea* u.a. Beobachtung 1 Tag nach geringem Regen, daher Wassertemperatur mäßig (15,3°C). Merkwürdiger Spitzenwert im Sulfatgehalt des Wassers

von 500 mg/l, bei auffallend geringer Karbonathärte (5,8°dKH).

Viele schlupffreie Anisoptera-Larven; zahlreiche Ohrschlamm-schnecken (*Radix auricularia*) und Schneckenegel (*Glossiphonia complanata*) am Grunde der Lacken. *Corixa* sp., *Sigara* sp. und Ostracoda. *Cymatia* und *Bezzia*-Larven in Massen. In den Algenwatten setzt ein Massenschlüpfen von *Enochrus bicolor* und *E. melanocephalus* ein (bisher alle immatur).

14.10.1983: Der größte Teil der Wasserfläche ist ausgetrocknet, nur die tieferen Stellen bilden noch Tümpel. Die Probenahme erfolgt deshalb im Nordabschnitt bei 20 cm Wassertiefe über 20 cm Schlamm. An der Probestelle großer Chara-Bestand mit enormer Photosyntheseleistung (O₂ gelöst 23,5 mg/l!). An den übrigen Wasserstellen noch intakte Algenwatten, darunter aber auch reduzierender Faulschlamm. Dominierende Insektenarten bilden die Wasserwanzen (Notonecta *marmorea viridis*, *Plea atomaria*, *Cymatia coleoptrata*, *Sigara striata*, *Sigara lateralis*, *Callicorixa concinna*, *Callicorixa praeusta*, *Corixa punctata*, *Iliocoris cimicoides*).

Radix auricularia im Schlamm noch sehr häufig; in den wenigen verbliebenen Fadenalgenbeständen konzentriert sich *Enochrus bicolor*, *Enochrus melanocephalus* und *Halipilus immaculatus* in ungewöhnlichen Populationsdichten von mehreren hundert Exemplaren pro Art auf 1 m².

17.11.1983 Nur noch wenige kleine Pfützen im Charabestand vorhanden. Erstmals scheint der Grundwasserspiegel soweit abgesunken, daß nur noch Resttümpel vorhanden sind, in denen sich ungewöhnliche Salzkonzentrationen zeigen. Das Wasser ist mit einer Leitfähigkeit von 2500 µS/cm fast O₂-frei und H₂S-Geruch liegt in der Luft. An verbliebenen Wasserinsekten sind nur noch die unempfindlichen Wasserwanzen *Cymatia coleoptrata* und einige *Baetis*-Larven festzustellen. – Erste Nachfröste haben eingesetzt.

4.1.2 Analysenmethoden

Hierzu wurden die heute vor allem für Freilanduntersuchungen bewährten Wege beschränkt durch Verwendung der tragbaren Meßgeräte für Batteriebetrieb und der Chemikaliensätze der Firmen MERCK (Aquamark), MACHERY & NAGEL (Viscocolor) u.ä.

Am Ort der Probenahme wurden sofort ermittelt: Gelöster Sauerstoff, Wassertemperatur, elektr. Leitfähigkeit und pH-Wert.

Die Wasserprobe wurde in ca. 10 cm Tiefe entnommen, in einer Polyethylenflasche (1000 ccm) transportiert und innerhalb von 2 Stunden im Labor untersucht. Die Probe für den BSB₅-Wert wurde in einer Glasflasche (Winkler-Flasche) transportiert. Die angewandten Analysenmethoden sind in MERCK (1974) sowie in den Gebrauchsanleitungen zu den Chemikaliensätzen und Meßgeräten aufgeführt.

Zur Bestimmung der einzelnen Parameter wurden folgende Reagenzien verwendet (siehe Tabelle 1).

4.1.3 Wassertemperatur

Um vergleichbare Werte zu erhalten, wurde die Messung jeweils an genau derselben Stelle (P1) in einer

Tabelle 1**Chemische Nachweismethoden und Reagenzien für die Wasserparameter**

Parameter	Methode	Reagenzien	Empfindlichkeit bzw. Meßbereich
Temperatur	elektronisches Thermometer		± 0,1°C
Sauerstoff	Winkler-Titration	Aquamerck	± 0,1 mg/l
Nitrat	Azofarbstoff	Aquamerck	10–500 mg/l
Nitrat	Reduktion zu Nitrit	Viscocolor	0,1–5,0 mg/l
Nitrit	Azofarbstoff	Aquamerck	0,05–1,0 mg/l
Ammonium	Neßler Reag.	Aquamerck	0,5–10,0 mg/l
Gesamthärte	Komplexometr. Titration mit Titriplex III	Aquamerck	± 0,01 mmol/l
Karbonathärte	Neutralisationstittation mit 0.1 M HCl gegen Methylorange o.ä.	Aquamerck	0,2 mval/l
Kalzium	Komplexometr. Titration	Titriplex III, Calconcarbonsäure	± 01, mg/l
Magnesium	rechnerisch aus Gesamthärte und Kalziumgehalt		± 0,1 mg/l
Chlorid	Titrimetrisch (Viscocolor)	Quecksilber-II-Nitrat u. Diphenylcarbazon	± 10 mg/l
Sulfat	Photometrie (BRUNO LANGE-PHOTOMETER W)	Trübung durch Bariumsulfat	± 10 mg/l
Phosphat	Reduktion zu Phosphormolybdänblau	Viscocolor	1–15 mg/l
Silikat als SiO ₂	Reduktion zu Silikomolybdänblau	Viscocolor	0,2–5 mg/l
Leitfähigkeit	Leitfähigkeitsmeßgerät	DELTA-Scientific Mod. 1014	± 1 %
pH-Wert	pH-Meter der Fa. WTW Weilheim	Mod. pH 56	± 0,1 pH

Wassertiefe von 10 cm durchgeführt. Die Schwankungen der Meßwerte im Gesamtbiotop waren außergewöhnlich groß. Der Reichtum an Kleinstlebewesen und darunter der hohe Anteil an thermo-

philen Wasserinsekten in diesem Flachwassergebiet läßt sich außer durch die hohen Wassertemperaturen vor allem durch die gleichzeitig vorhandene hohe O₂-Sättigung erklären.

Tabelle 2**Jahreszeitliche Schwankungen der Wassertemperatur an der Probestelle P1 (Okt./Nov. an der Probestelle P2)**

Monat	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.
Wassertemperatur °C	10,0	14,5	25,6	30,2	26,0	34,2	15,3	15,7	3,2

4.1.4 Sauerstoffwerte

Eines der erstaunlichsten Phänomene all dieser sonenexponierten Flachwassertümpel ist die hohe Sauerstoffsättigung bei überhöhten Wassertemperaturen. Sättigungswerte von über 250 %, wie sie hier beobachtet werden, lassen im ersten Moment an der Meßmethode zweifeln, doch mehrere unabhängige Messungen bringen immer wieder diese verblüffenden Ergebnisse. Die Übersättigung beruht in diesem Falle prinzipiell auf drei sich addierenden Faktoren: – durch die gantztägige Insolation auf das eutrophe Flachwasser wird eine enorme Grünalgenproduktion ausgelöst.

– bei der geringen Wassertiefe liegt ein optimales Verhältnis zwischen Wasseroberfläche und Wasservolumen vor, so daß die Absorption sowohl von atmosphärischem Sauerstoff als auch von CO₂ für die Photosynthese begünstigt wird,

– eine so hohe Übersättigung wäre mit atmosphärischem Sauerstoff allein auch noch nicht möglich, wenn nicht gleichzeitig große Mengen reinen Sauerstoffs aus der Algenassimilation hinzu kämen. Während üblicherweise bei steigenden Wassertemperaturen der O₂-Gehalt aus Gründen der geringeren Löslichkeit sinkt und damit ein limitierender Faktor die Stoffwechselfvorgänge verlangsamt.

führt in unserem Falle das Fehlen dieses limitierenden Faktors zu ungehemmter Vermehrung von Kleinstlebewesen und damit zur Produktion einer reichhaltigen Nahrungsquelle für die Schicht der Sekundärkonsumenten.

Eine Folge der Massenvermehrung von Algen, der Eutrophierung durch absterbende Lebewesen und Stickstoffeinbringung durch Vogelmist sowie aus dem erhöhten Nitratgehalt des Grundwassers ist bei der geringen Wassertiefe das alsbaldige Entstehen einer dunklen Faulschlammsschicht am Grunde der Lacken mit hoher Sauerstoffzehrung.

Im Tiefenprofil zeigt sich ein deutlicher Sprung der Sauerstoffverhältnisse, wie eine Probemessung veranschaulicht:

Tabelle 3

Tiefenprofil an der Probestelle P1 am 1.6.1983			
Tiefe	Substrat	Wassertemp.	O ₂ gelöst
1 cm	Wasser	24,2° C	7,9 mg/l
7 cm	Algenbelag	23,6° C	7,2 mg/l
11 cm	Faulschlamm	21,1° C	4,8 mg/l

Wie der Kurvenverlauf der Sauerstoffwerte zeigt, kam es im Juli 1983 bei einer Wassertemperatur von nur 26,0° C zu einer vorübergehenden Krise mit einem Minimum von gelöstem O₂ und einem Maximum an biologischem Sauerstoffbedarf, die sich aber sehr bald schon trotz anhaltender Trockenheit und steigender Wassertemperaturen wieder ausglich. Die Verhältnisse im November dagegen bedeuteten den völligen Zusammenbruch der O₂-Verhältnisse durch das Absterben der Vegetation.

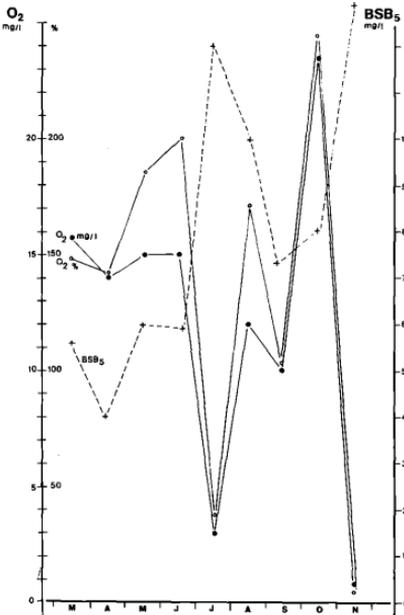


Abbildung 3
Jahreszeitliche Schwankungen der Sauerstoffwerte: Gelöster Sauerstoff, Sauerstoffsättigung und Biologischer Sauerstoffbedarf an der Probestelle P1 (Okt. u. Nov. an der Probestelle P2)

4.1.5 Stickstoffwerte

Sieht man das Zusammenspiel der Parameter Ammonium, Nitrit, Nitrat als das von Antagonisten bzw. Variablen im klassischen Zusammenhang des Nitrifizierungskreislaufs eines Gewässers, so muß man bei der Betrachtung der Meßwerte in Abb. 4 einen Spitzenwert von NH₄⁺ in die Wintermonate vor Untersuchungsbeginn hineinprojizieren, so wie er tatsächlich im November-Meßwert des Untersuchungsjahres auftritt. Anders wäre kaum zu erklären, wie der Nitritgehalt und darauf der Nitratgehalt ihre Maxima von März bis Mai erreichen könnten. Das anschließende sommerliche Fehlen im Wasser ist als Vorhandensein in den lebenden Pflanzen zu deuten. Erst im Oktober bei beginnendem Absterben der Biomasse treten nochmals kleinere Maxima von NO₂⁻ und NO₃⁻ auf, während dazu verzögert durch Reduktion unter O₂-Mangel im November die Ammoniumionen den Jahreshöchstwert erreichen, so daß im kommenden Jahr der Kreislauf von Neuem beginnen kann. Eine Denitrifizierung, wie im Seepfundal ist bei den geringen Wassertiefen der Lacken nicht möglich, da das ganze Jahr über aerobe Verhältnisse überwiegen. Lediglich im Herbst treten kurzzeitig anaerobe Bedingungen auf.

Wie aus dem O₂-Profil (Tab. 3) zu ersehen ist, diffundiert durch die epipelische Grünalgensschicht im Sommer noch immer genügend Sauerstoff in die darunter liegende Faulschlammsschicht, um eine Freisetzung von Ammoniak zu verhindern, die bei pH-Werten über 8,5 prinzipiell möglich wäre. Außerdem ist von Mai bis September kaum verfügbares Nitrat vorhanden, das reduziert werden könnte. Diese Möglichkeit ergibt sich, wie aus der Kurve hervorgeht, erst wieder ab September, wo bei sinkenden Temperaturen die Stoffwechselfvorgänge allerdings schon verlangsamt werden.

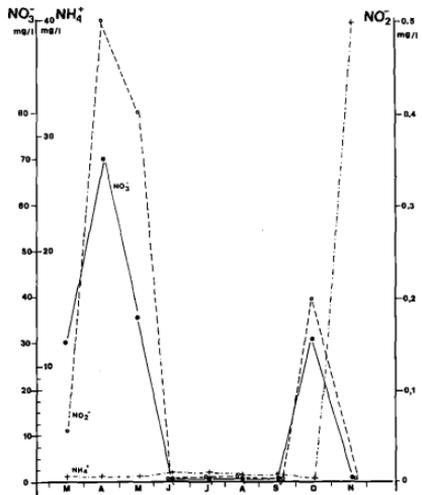


Abbildung 4
Jahreszeitliche Schwankungen der Stickstoffwerte: Nitrat, Nitrit und Ammonium an der Probestelle P1 (Okt. u. Nov. an der Probestelle P2)

4.1.6 Wasserhärte

Das Gebiet südlich der Donau weist eine grundlegend andere geologische Struktur auf als der Bayerische Wald nördlich der Donau. Während dort aus dem schwerlöslichen Silikatgestein Wasserhärten resultieren, die kaum höher sind als 1°dH, lassen sich in der Schotterebene zwischen Donau und tertiärem Hügelland Durchschnittswerte von 24°dH feststellen, wobei die Karbonathärte etwa 60 % der Gesamthärte beträgt.

Das Wasser der Eisenstorfer Kiesgrube, als Grundwasser besonders eng an die Geologie gekettet, weicht – wie die Diagramme zeigen – zeitweise erheblich von dieser Norm ab. Gründe dafür liegen vor allem in einer starken Verdunstung und einer hohen Assimilation der Hydrogenkarbonate.

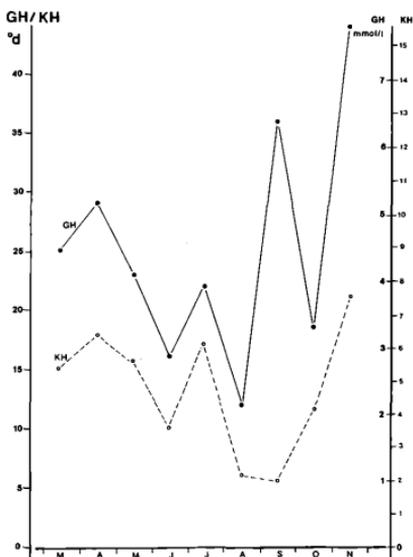


Abbildung 5

Jahreszeitliche Schwankungen der Wasserhärte an der Probestelle P1 (Okt. u. Nov. an der Probestelle P2)

Wie aus den Parametern der Abb. 5 zu erkennen ist, treten in den heißen Sommermonaten von Juni bis September trotz starker Verdunstung und erwarteter Konzentration deutliche Minima statt Maxima auf. Besonders die Hydrogenkarbonate fallen ab. Das überraschende Maximum der Gesamthärte bei einem Karbonathärteminimum wird unter Sulfat (Abschnitt 4.1.7) diskutiert.

Die von der Härte losgelöste Einzelbestimmung der Kalzium- und Magnesiumionen zeigt ein recht interessantes Bild (Abb. 6). Wie beim Sulfat tritt auch bei Ca^{++} im September ein unerwarteter Spitzenwert auf, der von Mg^{++} nicht mitvollzogen wird; auch der Novemberwert von Ca^{++} bei relativ niedrigem Mg^{++} gibt Rätsel auf.

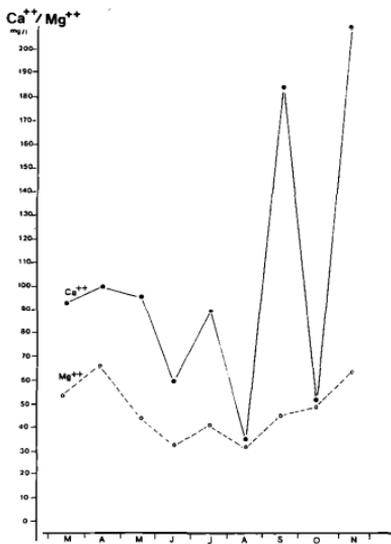


Abbildung 6

Jahreszeitliche Schwankungen der Kalzium- und Magnesiumionen an der Probestelle P1 (Okt. u. Nov. an der Probestelle P2)

Das Verhältnis $\text{Ca}^{++}/\text{Mg}^{++}$ im Jahresverlauf zeigt demnach eine starke Dynamik, wie aus Tabelle 4 hervorgeht.

Der auf 100 Teile Gesamt-Erdalkalimetall bezogene Anteil der beiden Härtebildner Ca^{++} und Mg^{++} ist in Abbildung 7 dargestellt.

Tabelle 4

Kalzium- und Magnesiumwerte als Einzelparameter und als Verhältnis zueinander

	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.
Ca ⁺⁺ in mg/l	92	100	95,4	60	90	34	185	52	210
Mg ⁺⁺ in mg/l	53	65	43,5	33	41	31	46	49	64
Ca ⁺⁺ /Mg ⁺⁺	1,7	1,5	2,2	1,8	2,2	1,1	4,0	1,1	3,3

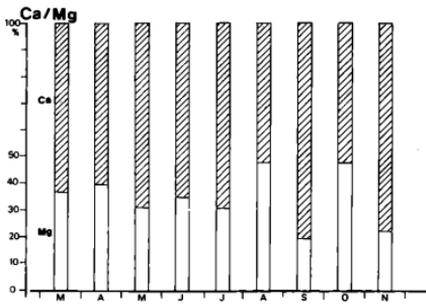


Abbildung 7
Prozentuales Verhältnis von Kalzium und Magnesium im Jahresverlauf 1983 an der Probestelle P1 (Okt. u. Nov. an der Probestelle P2)

4.1.7 Chlorid und Sulfat

Wie es die Vorbilder der Steppenlacken im pannonischen Raum zeigen, können von Grundwasser gespeiste Flachwasserseen und Lacken durch die hohe Verdunstungsrate schnell brackisch werden ohne besondere geologische Voraussetzungen, da die gelösten Salze zurückbleiben. Der Verdunstungsmotor ist neben der Voraussetzung einer großen Oberfläche in den Steppen vorwiegend der dauernd wehende Wind, in den Kiesgrubenlacken mehr die hohen Umgebungstemperaturen.

Als Besonderheit erweist sich in der Eisenstorfer Kiesgrube der fast lückenlose Grünalgentteppich, der wie eine Gummimatte am Grunde der Wasserfläche das Absinken der Salze in die Kiesschicht verhindert, während gleichzeitig von den Rändern her das verdunstete Wasser ergänzt wird. So entsteht in wenigen Wochen während der Sommerperiode durch diesen Kara Bogas-Effekt eine Brackwasserlacke mitten im Binnenland. Besonders deutlich zeigte sich dieser Effekt im November 1983, als sich die Algenmatten bereits stark über dem Faulschlamm verfestigt hatten, mit einem Chloridanstieg auf 420 ppm.

Zum besseren Vergleich mit den Werten in Abb. 8 sei gesagt, daß die Chloridwerte des Grundwassers in der Gegend von Plattling durchwegs bei 20 ppm liegen.

Mit dem Chlorid steigt in der Regel bei starker Verdunstung auch der Sulfatgehalt an, da bei beiden Ionenarten eine merkliche Aufnahme durch Pflanzen unterbleibt.

Dennoch gibt der Meßwert vom 17.9.1983 mit 500 ppm SO_4^- (Abb. 8) einige Rätsel auf. Eine Fehl-messung scheidet aus, da der Wert auch in der hohen Gesamthärte bei geringer Karbonathärte und in der überhöhten Leitfähigkeit verankert ist.

Ein Verdunstungseffekt als Ursache ist ebenfalls unwahrscheinlich, da der Chloridgehalt völlig normal und der Karbonatwert sogar auffallend niedrig ist.

Eine Erklärung wurde darin versucht, daß nach mehrwöchiger Schönwetterperiode ein Tag vor der Messung Regen einsetzte und möglicherweise – wie öfters festgestellt – der erste Regenguß einen hohen Gehalt an gelöstem SO_2 aus der Atmosphäre mitbrachte, welches dann als schwefelige Säure den reichhaltigen Kalziumgehalt des Wassers zu Sulfat bzw. Sulfat umsetzte. Dies würde auch die daraufhin auffallend mangelnde Karbonathärte von nur 5,8°dH erklären. Die pH-Messungen und Sulfatbestimmungen an Regenwasser der Donauebene aber bewiesen

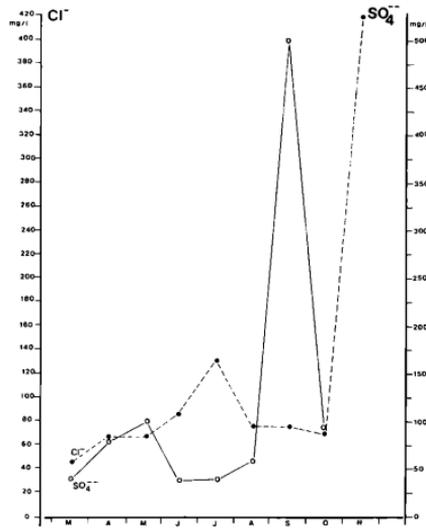


Abbildung 8
Jahreszeitliche Schwankungen der Chlorid- und Sulfatwerte an der Probestelle P1 (Okt. u. Nov. an der Probestelle P2)

im Gegensatz zu Messungen in den Hochlagen des Bayerischen Waldes kaum nennenswerten Schwefelsäuregehalt.

Eine andere Erklärung für den hohen Sulfatwert wäre vielleicht auch die Sulfatierung von größeren Mengen im Sediment abgelagerten Sulfids, das einmal unter anaeroben Bedingungen von Desulfurikanten zu H_2S aus dem Sulfatgehalt des Wassers entnommen und so gespeichert worden war.

4.1.8 Phosphat und Silikat

Phosphat bildet bei heute bereits im Grundwasser erhöhten Nitratwerten den eigentlichen Minimumfaktor für das pflanzliche Wachstum. In der Eisenstorfer Kiesgrube dürfte die Hauptquelle dafür in der Oberflächenabschwemmung des umliegenden Agrargebiets zu suchen sein. Das im Frühjahr noch reichlich vorhandene Orthophosphat (Abb. 9) (die im März kaum nachweisbare Konzentration ist sicher durch die starke Verdünnung beim Hochwasserstand erklärbar) war im Juni von den photoautotrophen Produzenten völlig aufgenommen, wurde aber im Juli vermutlich nur zum geringen Teil als partikulär gebundenes organisches Phosphat mit den austrocknenden Algenmassen sedimentiert, zum größten Teil bei den guten Sauerstoffverhältnissen wieder freigesetzt, bis es schließlich bis Oktober erneut verbraucht war. Der Spitzenwert im November ist einmal durch die Mobilisierung aus dem Sediment, vielleicht auch zusätzlich durch erneute Einschwemmung von Äckern her zu erklären.

Nach SCHWOERBEL (1977) ist der Gehalt an freier Kieselsäure im Wasser als Baustoff für Diatomeenschalen sowohl in stehenden wie in fließenden Gewässern eng mit der Entwicklungsperiodizität der Kieselalgenpopulationen korreliert. Wie aus der Abb. 9 hervorgeht, wurde während des ersten Dia-

tomeenmaximums im Mai die im April noch mit 2,2 ppm vorhandene Kieselsäure vollständig eliminiert und im zweiten Diatomeenmaximum im Oktober von 2,5 ppm auf 1,0 ppm abgesenkt. Den beiden Diatomeenmaxima im Frühjahr und Herbst entsprechen also generell zwei Kieselsäuremaxima.

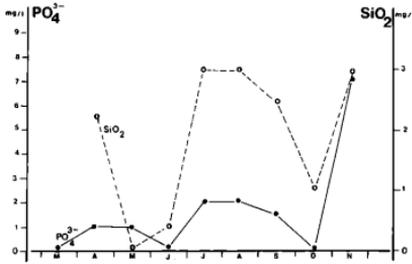


Abbildung 9
Jahreszeitliche Schwankungen der Phosphat- und Silikatwerte an der Probestelle P1 (Okt. u. Nov. an der Probestelle P2)

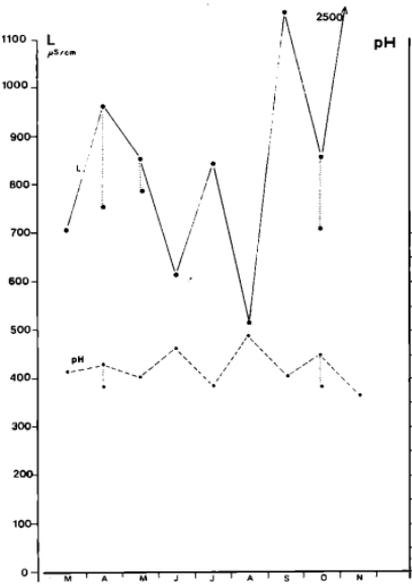


Abbildung 10
Jahreszeitliche Schwankungen der Leitfähigkeit und des pH-Werts an der Probestelle P1 (Okt. u. Nov. an der Probestelle P2)

4.1.9 Leitfähigkeit und pH-Wert

Wie allgemein bekannt, wird die elektrische Leitfähigkeit als Maß für den Gesamtionengehalt eines Wassers betrachtet, ohne Rückschluß auf das Vorhandensein bestimmter Ionen. Die härtebildenden 2-wertigen Erdalkalitionen gehen in das Ergebnis ebenso ein wie etwa die Hydroniumionen oder Hydroxydionen.

Demnach erweist sich eine Jahreskurve der Leitfähigkeit vor allem als nützliche Orientierung über den Verdunstungsgrad bzw. über die Konzentrierung solcher Flachwasserlacken, wie aus dem Diagramm (Abb. 10) zu ersehen ist.

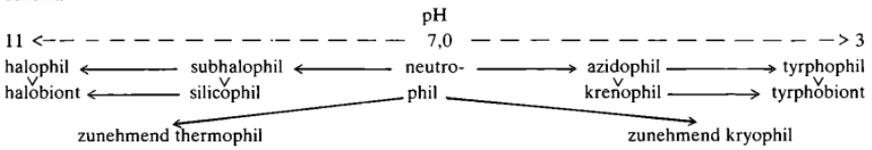
Während das Grundwasser der Gegend Durchschnittswerte von 500 $\mu S/cm$ aufweist, bedingt vor allem durch die große Wasserhärte, wird der Wert 500 $\mu S/cm$ in den Lacken der Eisenstorfer Kiesgrube nur einmal im August gemessen, alle übrigen Meßwerte gehen weit darüber hinaus, der Novemberwert gar bis 2500 $\mu S/cm$; aber auch der Septemberwert, der nicht nur extreme Austrocknung als Ursache hat, zeigt bereits 1150 $\mu S/cm$, vor allem verursacht durch den überhöhten Sulfatgehalt.

Kies- und Lehmgrubenwässer sind in ihrem pH-Wert grundsätzlich von zwei dominierenden Faktoren bestimmt: einmal von der leicht alkalisierenden Wirkung des HCO_3^-/CO_3^{2-} -Gleichgewichts und zum anderen von einer großen Pufferkapazität durch die 2-wertigen Erdalkalitionen Ca^{++} und Mg^{++} . Das Resultat ist damit fast immer ein sehr konstanter pH-Wert zwischen 7,5 und 8,5, der sich biologisch in spezifischen Pflanzengesellschaften (Characeae, Typha, Potamogeton etc.) und optimal angepaßten aquatischen Invertebraten-Zoozönosen auswirkt.

- Silicophile Gruppe:
- Coelambus confluens
 - Dytiscus circumflexus
 - Potamonectes canaliculatus
 - Scarodytes halensis
 - Hydroporus marginatus
 - Agabus nebulosus
 - Laccobius sinuatus
 - Rhantus pulverosus
- Iliophile Gruppe:
- Hydroporus planus
 - Laccobius minutus
- Thermophile Gruppe:
- Guignotus pusillus
 - Laccobius gracilis
 - Helophorus griseus
 - Limnebius papposus
 - Helochaeres lividus.

Sie alle meiden saures, zu weiches und kaltes Wasser. Betrachtet man die azidophile Ökologie als Übergangsalenz zwischen den neutrophilen und tyrophilen Arten, so müßte man zwischen der neutrophilen und halophilen Gruppe eine Valenz einschieben, die ich einmal (HEBAUER 1967) als die »subhalophile« Präferenz bei Dytisciden zur Diskussion stellte. Dieser subhalophilen Wasserinsektengruppe entspricht ziemlich genau die Kies-Lehmgruben-Zoozönose in ihren ökologischen Ansprüchen.

Schema:



Akzeptiert man dieses Schema, so fällt es gar nicht schwer, einen Zusammenhang zwischen hohem pH-Wert und hohem Salzgehalt anzuerkennen. Ihn zu durchschauen, fällt indes zunächst etwas schwerer. Doch ist dieser Zusammenhang längst aufgeklärt und zeigt sich am Beispiel der Eisenstorfer Kiesgrube in seltener Deutlichkeit. Mit zunehmender Verbräunung nämlich wurde eine zunehmende Alkalisierung des Wassers festgestellt (bis pH 11). Als Mittler zwischen beiden Parametern erweisen sich die großen Bestände der fadenförmigen Grünalgen und der Characeen. Die Annahme wurde durch ein kleines Experiment bestätigt, bei dem eine Hand voll Grünalgenwatte in einem Becherglas mit Kalziumhydrogenkarbonat präpariertem Wasser längere Zeit der Sonne ausgesetzt wurde und dabei prompt eine pH-Steigerung bis pH 11 erzielt werden konnte.

Der Chemismus beruht also eindeutig darauf, daß durch die starke Assimilation großflächiger Algenbestände in Niedrigwasser bei voller Exposition vermehrt CO_2 aus dem Wasser und schließlich aus dem härtebildenden Anion HCO_3^- entzogen wird. Dabei zerfällt das Hydrogenkarbonat nach der Gleichung: $\text{HCO}_3^- \rightarrow \text{CO}_2 + \text{OH}^-$.

Die Folge ist ein Anstieg der Hydroxydionen und mit ihnen der Alkalität. Durch die Verminderung eines Reaktionspartners (HCO_3^-) aus dem chemischen Gleichgewicht verschiebt sich das Karbonat/Hydrogenkarbonat-Gleichgewicht in Richtung des letzteren, wobei gelöstes Karbonat in Hydrogenkarbonat umgewandelt und ungelöstes CaCO_3 als kalkiger Lehmbestandteil in Lösung geht.

Die Salzlacken um den Neusiedler See zeigen einen ganz ähnlichen Parallelanstieg von Salzgehalt und pH-Wert (HEBAUER 1976) und mit ihm eine Verschiebung der aquatischen Insektenfauna von der silicophilen zu halophilen Ökologie hin.

Dies erklärt das später noch zu besprechende massenhafte Auftreten mehrerer halophilen, ja sogar halobioten Wasserinsektenarten in der Eisenstorfer Kiesgrube.

4.2 Eutrophierung

Die Folge hoher Energieeinstrahlung durch ganztägige Besonnung bei gleichzeitiger Verhinderung der Austrocknung bringt in ionenreichem Wasser eine hohe Primärproduktion von Biomasse hervor. Durch die starke Verdunstung und den ständigen Zufluß von Grundwasser reichern sich die Minimumfaktoren Phosphat und Nitrat schnell an. Dazu kommen, bedingt durch die massenhafte Vermehrung von Primärkonsumenten (Insekten, Schnecken, Würmer), zunehmend verlockende Nahrungsquellen für die Sekundärkonsumenten vor allem aus der Vogelwelt, deren Ausscheidungen wiederum den Minimumfaktor Stickstoff (als Harnsäure) deutlich vermehren. Es bleibt also schließlich das Phosphat als wachstumsbestimmende Ionenart. Sie wird in nicht geringen Mengen im Herbst aus dem Sediment des Faulschlamm mobilisiert. Die Umgebung des Lebensraumes ist fruchtbarer Ackerboden und die Bewirtschaftung mit hochwertigen Volldüngern wie Nitrophoska u.ä. bleibt als Einschwemmung in die tiefer gelegene Kiesgrube nicht ohne Auswirkungen auf die Vegetation.

Die Folge all dieser wachstumsbegünstigenden Faktoren ist eine nicht zu übersehende Überernährung

des Gewässers mit schneller und mächtiger Faulschlammabfuhr. Auf diesem Nährboden, der zwar an der Oberfläche durch die hohe O_2 -Produktion der Algen weit im aeroben Bereich arbeitet, gedeihen aus der darunter liegenden Wurzelschicht heraus sehr schnell große Bestände höherer Pflanzen, wie *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Salix purpurea*, *Salix viminalis* u.ä., so daß die Eutrophierung schließlich Anlaß zur bereits kräftig fortschreitenden Verbuschung und Sukzession wird.

5. Zoogeographie

Rastplätze an großen Vogelfluglinien in Form von Seen mit ausgedehnten Schilfgürteln wie etwa der Neusiedler See oder der Bodensee sind zugleich immer markante Umschlagplätze für blinde Passagiere, von Insektenlarven über Schnecken und Würmern bis hinauf zu Fischen, abgesehen von den vielen Pflanzensamen, die an und in Vogelkörpern verbreitet werden. Erwiesen ist, daß gerade an solchen Drehscheiben in der Landschaft Faunenelemente der verschiedensten Himmelsrichtungen sich treffen, manchmal auf Dauer angesiedelt, manchmal vorübergehend beobachtet. Am Neusiedler See kann man in derselben Lacke gleichzeitig mediterrane und hochnordische Wasserkäfer beobachten (HEBAUER 1979). Am Bodensee hat vor Jahren beispielsweise der nordwesteuropäisch beheimatete Schwimmkäfer *Hygrotus quinque-lineatus* große Diskussionen über die Art seiner Verbreitung bzw. Verschleppung ausgelöst.

Auch in den »Provinzbahnhöfen« der Vogelzugstraßen, wie hier in der Eisenstorfer Kiesgrube gelten dieselben Gesetze der Zoogeographie. Auch hier kann man immer wieder fremde »Gesichter« entdecken und dies nicht nur unter der mobilen Vogelwelt, sondern vor allem auch unter der mitreisenden Insektenwelt.

Es ist also für die zoogeographische Forschung von großem Interesse, die Biozönosen solcher Umschlagplätze und Durchgangsstationen nach ihrer Herkunft zu analysieren und ihre oft recht gegensätzlichen ökologischen Ansprüche zu deuten.

5.1 Die Avifauna

Den interessantesten und zahlenmäßig größten Anteil der in der Eisenstorfer Kiesgrube nachgewiesenen Vogelarten bildet die ökologische Gruppe der mehr oder weniger wassergebundenen Familien, der Limicolen, Rallen, Entenvögel u.ä. Wenn auch viele unter ihnen nur als Durchzügler, teils unregelmäßig, teils regelmäßig beobachtet wurden, so hat doch ein nicht geringer Anteil den Lebensraum als Brutplatz angenommen, wie aus nachfolgender Tabelle hervorgeht. Die Bestimmung und Erfassung erfolgte durch Herrn H. TUSCHL, Plattling (siehe Tabelle 5 und Abbildung 11).

Neben diesen sehr eng an den Wasserbiotop gebundenen Vogelarten steht eine Reihe semiaquatischer Arten, darunter die Rohrsänger aus der Familie der Grasmücken (*Sylviidae*), die Sumpfohreule und die Rohrweih.

Die restliche nicht unerhebliche Zahl der nachgewiesenen, teils hier brütenden Arten gehört vorwiegend Familien von Freiland, Acker und Gebüsch bewohnenden Arten an und streut aus der umgebenden Landschaft ein (Tabelle 6).

Tabelle 5

Zusammenstellung der zwischen 1979 und 1983 in der Eisenstorfer Kiesgrube beobachteten gewässergebundenen Vogelarten, ihrer Standorttreue und Gefährdung nach der ROTEN LISTE 1984 (I = Vermehrungsgäste; II = Durchzügler, Gäste etc. gefährdet; O = verschollen; 1 = vom Aussterben bedroht; 2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet; 4 = potentiell gefährdet)

Art	Zahl der Brutpaare					Gäste reg.	Rote unreg. Liste
	'79	'80	'81	'82	'83		
1. Familie: Lappentaucher (Podicipedidae)							
Zwergtaucher (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)	1	3	4	4	5		
2. Familie: Reiher (Ardeidae)							
Graureiher (<i>Ardea cinerea</i>)						x	4
3. Familie: Schwäne, Gänse, Enten (Anatidae)							
Höckerschwan (<i>Cygnus olor</i>)							x
Krickente (<i>Anas crecca</i>)							x
Stockente (<i>Anas platyrhynchos</i>)	2	6	5	?	6		3
Knäkente (<i>Anas querquedula</i>)							x
Löffelente (<i>Anas clypeata</i>)							x
Reiherente (<i>Aythya fuligula</i>)	-	3	5	?	1		4
Pfeifente (<i>Anas penelope</i>)							x
Ruderente (<i>Oxyura leucocephala</i>)							x
4. Familie: Rallen (Rallidae)							
Teichhuhn (<i>Gallinula chloropus</i>)	1	4	3	1	3		
Bläbhuhn (<i>Fulica atra</i>)	2	4	5	7	6		
Tüpfelsumpfhuhn (<i>Porzana porzana</i>)	-	-	-	-	2		2
Wasserralle (<i>Rallus aquaticus</i>)	-	-	-	-	4		3
5. Familie: Regenpfeifer (Charadriidae)							
Flußregenpfeifer (<i>Charadrius dubius</i>)	5	7	10	14	8		
Kiebitz (<i>Vanellus vanellus</i>)	1	3	4	?	7		
Rotschenkel (<i>Tringa totanus</i>)						x	2
Flußuferläufer (<i>Actitis hypoleucos</i>)	-	-	-	-	?	x	2
Sandregenpfeifer (<i>Charadrius hiaticula</i>)							x
Goldregenpfeifer (<i>Pluvialis apricaria</i>)							x
Steinwälzer (<i>Arenaria interpres</i>)							x
6. Familie: Austernfischer (Haematopodidae)							
Austernfischer (<i>Haematopus ostralegus</i>)							x
7. Familie: Schnepfenvögel (Scolopacidae)							
Sichelstrandläufer (<i>Calidris ferruginea</i>)							x
Alpenstrandläufer (<i>Calidris alpina</i>)							x
Temminckstrandläufer (<i>Calidris temminckii</i>)							x
Zwergstrandläufer (<i>Calidris minuta</i>)							x
Kampfläufer (<i>Philomachus pugnax</i>)							x
Bekassine (<i>Gallinago gallinago</i>)							x
Gr. Brachvogel (<i>Numenius arquata</i>)							x
Regenbrachvogel (<i>Numenius phaeopus</i>)						x	
Odinshühnchen (<i>Phalaropus lobatus</i>)							x
Uferschnepfe (<i>Limosa limosa</i>)							x
Zwergschnepfe (<i>Lymnocyrtus minimus</i>)							x
Bruchwasserläufer (<i>Tringa glareola</i>)						x	
Dunkler Wasserläufer (<i>Tringa erythropus</i>)							x
Waldwasserläufer (<i>Tringa ochropus</i>)							x
Grünschenkel (<i>Tringa nebularia</i>)							x
8. Familie: Möwen (Laridae)							
Lachmöwe (<i>Larus ridibundus</i>)						x	
9. Familie: Seeschwalben (Sternidae)							
Flußseeschwalbe (<i>Sterna hirundo</i>)							x
Trauerseeschwalbe (<i>Chlidonias niger</i>)							x
10. Familie: Stelzen (Motacillidae)							
Rotkehlpieper (<i>Anthus cervina</i>)							x
Bachstelze (<i>Motacilla alba</i>)	10	10	10	10	3		
Schafstelze (<i>Motacilla flava</i>)	10	10	10	10	2		
Baumpieper (<i>Anthus trivialis</i>)							x
Wiesenpieper (<i>Anthus pratensis</i>)							x
Wasserpieper (<i>Anthus spinoletta</i>)							x

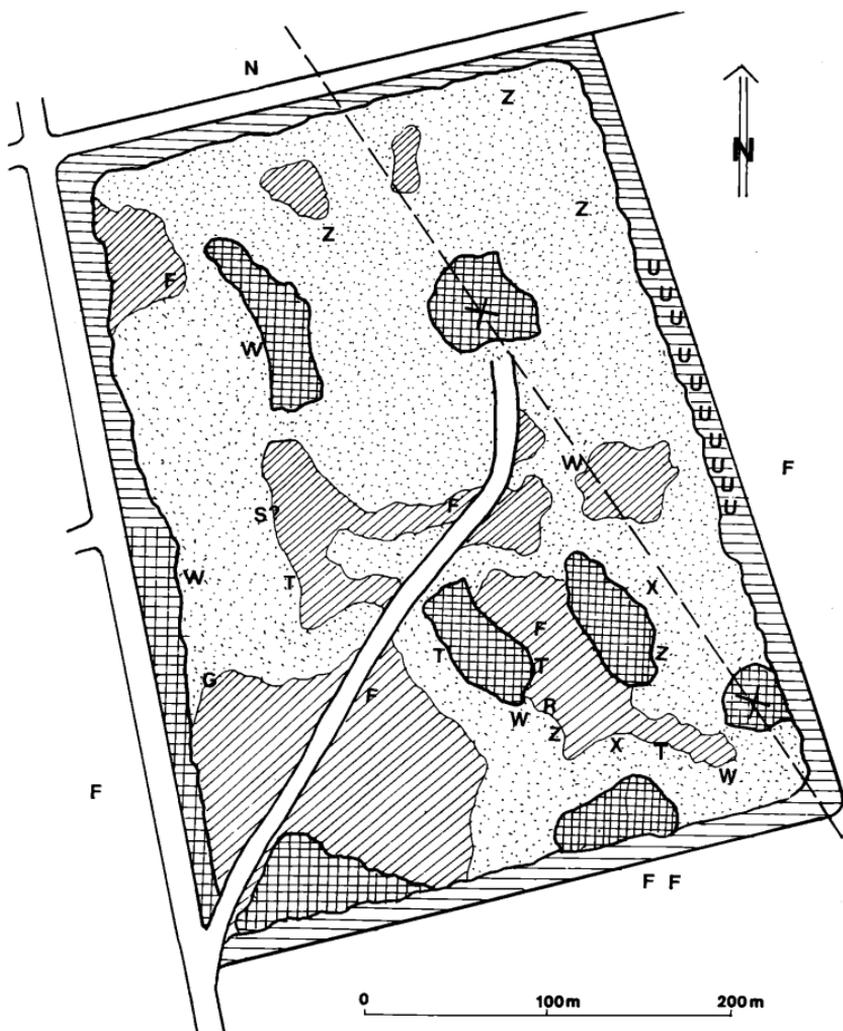


Abbildung 11

Planskizze der im Jahre 1983 festgestellten Brutplätze der markantesten vorwiegend wassergebundenen Vogelarten in der Eisenstorfer Kiesgrube (Beobachtungen H. TUSCHL, Plattling).

F = Flußregenpfeifer; G = Gelbspötter; N = Neuntöter; R = Rohrweihe; S = Tüpfelsumpfhuhn; T = Teichrohrsänger; U = Uferschwalben; W = Wasserralle; X = Teichhuhn; Z = Zwergtaucher. (Jedes Symbol bedeutet 1 nachgewiesenes Brutpaar; bei den Uferschwalben, die 1979 noch etwa 250 Brutpaare aufwiesen, war 1983 die steile Lößwand zerstört, so daß sich diese Angabe auf die Vorjahre bezieht).

Tabelle 6

Zusammenstellung der zwischen 1979 und 1983 in der Eisenstorfer Kiesgrube beobachteten weniger oder nicht an Wasser gebundenen Vogelarten, ihrer Standorttreue und Gefährdung nach der ROTEN LISTE 1984 (Gefährdungsgrade s. Tab. 5!)

Art	Zahl d. Brutpaare					Gäste reg.	Rote unreg. Liste
	'79	'80	'81	'82	'83		
11. Familie: Greife (Accipitridae)							
Rohrweihe (<i>Circus aeruginosus</i>)	-	-	-	-	1	x	4
Rotmilan (<i>Milvus milvus</i>)							x 2
Habicht (<i>Accipiter gentilis</i>)							x 4
Sperber (<i>Accipiter nisus</i>)							x
Mäusebussard (<i>Buteo buteo</i>)							x
12. Familie: Falken (Falconidae)							
Turmfalke (<i>Falco tinnunculus</i>)						x	
Baumfalke (<i>Falco subbuteo</i>)						x	
13. Familie: Hühnervogel (Phasianidae)							
Fasan (<i>Phasianus colchicus</i>)	3	3	3	3	3		
Rebhuhn (<i>Perdix perdix</i>)	3	3	3	3	1		2
14. Familie: Tauben (Columbidae)							
Türkentaube (<i>Streptopelia decaocto</i>)						x	
Turteltaube (<i>Streptopelia turtur</i>)						x	
Ringeltaube (<i>Columba palumbus</i>)						x	
15. Familie: Eulen (Strigidae)							
Sumpfohreule (<i>Asio flammeus</i>)							x 2
16. Familie: Segler (Apodidae)							
Mauersegler (<i>Apus apus</i>)						x	
17. Familie: Wiedehopfe (Upupidae)							
Wiedehopf (<i>Upupa epops</i>)							x 1
18. Familie: Lerchen (Alaudidae)							
Feldlerche (<i>Alauda arvensis</i>)	3	3	3	3	?		
19. Familie: Schwalben (Hirundinidae)							
Mehlschwalbe (<i>Delichon urbica</i>)						x	
Rauchschwalbe (<i>Hirundo rustica</i>)						x	
Uferschwalbe (<i>Riparia riparia</i>)	23	32	-	-	-		3
20. Familie: Würger (Taniidae)							
Neuntöter (<i>Lanius collurio</i>)	-	-	-	-	1		2
21. Familie: Grasmücken (Sylviidae)							
Klappergrasmücke (<i>Sylvia curruca</i>)	-	-	-	-	?	x	
Schilfrohrsänger (<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>)							? 3
Teichrohrsänger (<i>Acrocephalus scirpaceus</i>)	-	-	-	-	4		
Drosselrohrsänger (<i>Acrocephalus arundinaceus</i>)							x 2
Dorngrasmücke (<i>Sylvia communis</i>)	2	4	4	6	4		
Gelbspötter (<i>Hippolais icterina</i>)	-	-	-	-	1		
Sumpfrohrsänger (<i>Acrocephalus palustris</i>)	5	5	5	8	12		
Fitis (<i>Phylloscopus trochilus</i>)							x
Zilpzalp (<i>Phylloscopus collybita</i>)	-	-	-	-	1		
22. Familie: Sänger (Muscicapidae)							
Braunkehlchen (<i>Saxicola rubetra</i>)	-	-	1	?	-		2
Hausrotschwanz (<i>Phoenicurus ochruros</i>)	1	1	1	?	-		
Blaukehlchen (<i>Cynosylvia svecica</i>)	-	-	1	1	3		1
Rotkehlchen (<i>Erithacus rubecula</i>)							x
Steinschmätzer (<i>Oenanthe oenanthe</i>)	-	-	1	?	-		3
Amsel (<i>Turdus merula</i>)	-	-	-	-	3		
23. Familie: Meisen (Paridae)							
Kohlmeise (<i>Parus major</i>)						x	
24. Familie: Zaunkönige (Troglodytidae)							
Zaunkönig (<i>Troglodytes troglodytes</i>)	-	-	-	-	1		
25. Familie: Ammern (Emberizidae)							
Rohrhammer (<i>Emberiza schoeniclus</i>)	3	3	3	3	7		
Grauhammer (<i>Emberiza calandra</i>)	-	-	-	-	?	x	3
Goldammer (<i>Emberiza citrinella</i>)	-	-	-	-	1		
26. Familie: Finken (Fringillidae)							
Buchfink (<i>Fringilla coelebs</i>)						x	
Grünling (<i>Chloris chloris</i>)	-	-	-	-	3	x	

Art	Zahl d. Brutpaare					Gäste reg.	Rote unreg. Liste
	'79	'80	'81	'82	'83		
Stieglitz (<i>Carduelis carduelis</i>)						x	
Hänfling (<i>Acanthis cannabina</i>)						x	
27. Familie: Sperlinge (<i>Passeridae</i>)							
Haussperling (<i>Passer domesticus</i>)						x	
Feldsperling (<i>Passer montanus</i>)						x	
28. Familie: Stare (<i>Sturnidae</i>)							
Star (<i>Sturnus vulgaris</i>)						x	
29. Familie: Rabenvögel (<i>Corvidae</i>)							
Dohle (<i>Corvus monedula</i>)						x	
Saatkrähe (<i>Corvus frugilegus</i>)							x 2
Rabenkrähe (<i>Corvus corone corone</i>)						x	

Ein prozentualer Vergleich der wassergebundenen mit den weniger oder nicht wassergebundenen Arten in Bezug auf ihre Konstanz und Dominanz zeigt deutlich, daß der Biotop zu einem wichtigen Rastplatz für Zugvögel geworden ist, daß aber auch ein hoher Prozentsatz (24 %) der Limicolen, Entenvögel u. ä. darin einen wichtigen Brutplatz gefunden haben.

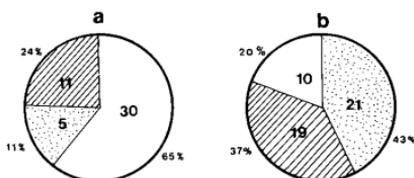


Abbildung 12

Artenkonstanz bei den wassergebundenen (a) und bei den weniger oder nicht wassergebundenen (b) Vogelarten der Eisenstorfer Kiesgrube (schraffiert = Brutarten; punktiert = regelmäßige Gäste; weiß = unregelmäßige Gäste). Stand 1983

Arten der ROTEN LISTE 1984:

40 % der aufgeführten Vogelarten sind in der ROTEN LISTE der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland 1984 als mehr oder weniger gefährdet eingestuft. Den größten

Anteil darunter stellen die Limicolen und übrigen Wasservögel. Die zahlenmäßige Verteilung auf die einzelnen Gefährdungsgrade geht aus nachfolgender Tabelle hervor.

Tabelle 7

Verteilung der nachgewiesenen Vogelarten nach Gefährdungsgraden (Bedeutung der Gefährdungsgrade s. Tabelle 5!)

Gefährdungsgrad	0	1	2	3	4	I	II	Zus.	Nicht gef.
Artenzahl	1	8	12	8	5	2	2	38	58

Summe: 96 Arten

5.2 Die Entomofauna

Mannigfaltig wie die Klasse der Insekten überhaupt, zeigt sich in diesem durch Zugvögel zum internationalen Treffpunkt entwickelten Lebensraum auch die geographische Herkunft der zahlreichen Wasserinsekten. Hinzu kommt die ökologische Entwicklung der Lacken zu mäßigem Brackwasser, was eine deutliche Gleichgewichtsverschiebung zur Halophilie mancher Gattungen (*Enochrus*, *Notonecta*) bewirkte.

Aus kleinklimatischen Ursachen stellt natürlich der Anteil der thermophilen Arten den Grundbestand dar. Halophilie und Thermophilie zeigen sich dabei als nahe verwandte Ökologien, da, wie bereits begründet, in Steppen- bzw. Grundwasserlacken oftmals die Halophilie aus der Thermophilie entspringt, zumindest aber im Binnenland durch die

flachen, sich schnell erwärmenden Wasserflächen mit ihr untrennbar verbunden ist.

Eine Streitfrage blieb lange Zeit die genaue geographische Herkunft des ersten in der Eisenstorfer Kiesgrube nachgewiesenen Salzkäfers *Enochrus bicolor*, der sowohl an der Ostseeküste verbreitet ist, als auch im mediterranen Raum und im pontisch-pannonischen Gebiet. So manches leicht brackige Binnengewässer Mitteleuropas wurde sogar für manchmal längere Perioden von diesem halophilen (nach manchen Autoren sogar halobionten) Hydrophiliden besiedelt. Zwei recht deutliche Umstände aber ließen schließlich eine relativ sichere Herkunft des Tieres belegen. Das 1982 zusätzliche Auftauchen einer zweiten nahe verwandten, ebenfalls halophilen Nachbarart, *Enochrus caspius*, wies eindeutig auf den pannonischen Raum, der für letztere Art die

bisher westlichste Verbreitungsgrenze darstellt. Auch *Enochrus bicolor* konnte schließlich, dank der zahlreichen heute als Synonyme geltenden Beschreibungen von Lokalrassen durch A. KUWERT 1888, als *Enochrus sternospina* KUW. mit Hauptverbreitung im östlichen Österreich diagnostiziert werden.

Weitere, wenn auch weniger spezifische Hinweise (*Limnebius papposus*, *Helophorus griseus*, *Helochares lividus*), die in ähnlicher Vergesellschaftung auftreten wie im Burgenland können als zusätzliche Bestärkung der Vermutung dienen, daß die Besiedlung der Eisenstorfer Kiesgrube durch halophile und thermophile Insekten vorwiegend vom pannoni-schen Raum her erfolgt ist.

5.2.1 Fangmethode und Determination

Um wenigstens annähernd reproduzierbare Frequenz- und Dominanzvergleiche anstellen zu können, wurde bei der Probenahme der Wasserinsekten jeweils an derselben Probestelle (P1) mit demselben Gerät (Milchseier mit 20 cm Durchmesser und 0,5 mm Maschenweite an einem Bambusstab) eine begrenzte Fangzeit von 20 Minuten eingehalten. Zur Feststellung zusätzlicher Arten im Untersuchungsgebiet sind gezielte Probenahmen in möglichst unterschiedlichen Habitaten und Substraten erfolgt. Imagines von Odonaten wurden mit Schmetterlingsnetz gefangen, soweit sicher möglich, auch im Ansitz bzw. im Flug bestimmt.

Die Konservierung der Wasserinsekten erfolgte in Essigsäureethylester-Dampf, ihrer Larven in 70%igem Ethanol. Wichtige Arten wurden präpariert und wenn nötig genitaler bestimmt.

An Bestimmungsliteratur wurde verwendet:

- für Coleoptera: FREUDE & HARDE & LOHSE: Die Käfer Mitteleuropas (l. c.)
- für Heteroptera: STICHEL, W.: Illustrierte Bestimmungstabellen der deutschen Wanzen (l. c.)
- für Odonata: JURZITZA, G.: Unsere Libellen (l. c.)
- für weitere Ordnungen: ENGELHARDT, W.: Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher? (l. c.), STRESEMANN, BROHMER, etc. (s. Literaturverzeichnis!).

Die Determination der aquatilen Heteroptera wurde lebenswürdigerweise von ERNST HEISS, Innsbruck revidiert.

Plankton blieb bei der Erfassung unberücksichtigt.

5.2.2 Arteninventar

Die artenreichste Insektenordnung bildete naturgemäß die Gruppe der Wasserkäfer, die zahlenreichste Ordnung stellten die Wasserwanzen, so daß besonders diesen beiden Gruppen besondere Beachtung geschenkt wurde.

Beifänge nichtaquatischer Insekten, vor allem hydrophiler Arten wie Bembiiden, Elaphrus, Agonum und Steninen wurden nicht regelmäßig erfaßt.

Tabelle 8

Zusammenstellung der in der Eisenstorfer Kiesgrube nachgewiesenen wasserbewohnenden Insektenarten mit Angabe ihrer Häufigkeit und ökologischen Präferenz. (Monate März bis Nov.)

Abk.: L = Larven; E = Einzelexemplare; A = in Anzahl vorhanden; M = in Mengen nachgewiesen; th = thermophil; si = silicophil; il = iliophil; az = azidophil; hb = halobiont; rh = rheophil; ko = koprophag; ub = ubiquistisch.

Art	Nachweis 1983							1981/82	Ökol.	
	M	A	M	J	J	A	S			O
Coleoptera										
Familie: <i>Haliplidae</i> (<i>Wasserreter</i>)										
<i>Peltodytes caesus</i> DFT.	–	–	–	–	–	A	A	A	–	th
<i>Haliplus lineatocollis</i> MARSH.	–	–	–	–	–	–	M	–	–	rh
<i>Haliplus ruficollis</i> DEG.	–	–	–	–	A	A	A	–	A	ub
<i>Haliplus immaculatus</i> GERH.	E	–	–	–	–	A	A	A	–	A
Familie: <i>Dytiscidae</i> (Schwimmkäfer)										
<i>Hyphydrus ovatus</i> L.	–	–	–	–	E	A	A	A	–	–
<i>Guignotus pusillus</i> F.	A	M	M	M	M	M	M	A	–	M
<i>Coelambus impressopunctatus</i> SCHALL.	A	M	A	A	A	M	A	A	–	A
<i>Hygrotus inaequalis</i> F.	–	–	E	A	A	M	M	M	–	A
<i>Hydroporus palustris</i> L.	–	E	–	–	–	–	–	–	–	E
<i>Hydroporus marginatus</i> DUFT.	E	A	–	–	–	–	–	–	–	A
<i>Hydroporus planus</i> F.	E	–	–	–	–	–	–	–	–	E
<i>Potamonectes canaliculatus</i> LAC.	–	–	–	–	–	–	–	–	–	A
<i>Scarodytes halensis</i> F.	–	–	–	–	–	A	A	–	–	A
<i>Noterus clavicornis</i> DEG.	E	A	–	–	M	–	A	–	–	–
<i>Laccophilus minutus</i> L.	E	A	A	A	A	A	A	A	–	A
<i>Copelatus haemorrhoidalis</i> F.	–	E	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Agabus bipustulatus</i> L.	–	–	–	–	–	A	A	–	–	–
<i>Agabus nebulosus</i> FORST.	E	–	–	A	–	A	A	–	–	A
<i>Rhantus pulverosus</i> STEPH.	–	–	–	(L)	–	A	A	A	–	A
<i>Colymbetes fuscus</i> L.	–	–	–	–	–	A	A	–	–	–
<i>Hydaticus</i> sp. (L)	–	L	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Dytiscus circumflexus</i> F.	–	–	–	L	L	–	–	–	–	E

Art	Nachweis 1983										1981/82	Ökol.
	M	A	M	J	J	A	S	O	N			
Familie: <i>Hydraenidae/Hydrophilidae</i>												
Hydraena bohemica HRB.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A	rh
Limnebius papposus MULS.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A	th
Limnebius crinifer REY.	-	A	A	-	-	-	E	A	-	-	-	az
Helophorus aquaticus L.	-	A	-	-	-	-	-	A	-	-	-	il
Helophorus minutus F.	-	A	-	-	A	A	-	-	-	-	M	th
Helophorus brevipalpis BED.	E	A	M	M	M	M	A	A	-	-	M	ub
Helophorus griseus HERBST.	-	-	-	-	-	-	-	A	-	-	M	th
Cercyon bifenestratus KÜST.	-	-	E	-	-	-	-	E	-	-	-	ko
Cercyon tristis ILL.	-	E	E	-	-	-	-	-	-	-	-	ko
Cercyon granarius ER.	-	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	ko
Anacaena limbata F.	-	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	ub
Laccobius bipunctatus F.	-	-	-	-	-	-	A	-	-	-	-	il
Laccobius minutus L.	-	A	A	-	A	A	M	M	-	-	A	il
Laccobius striatulus F.	-	A	A	-	E	-	-	A	-	-	A	rh
Laccobius sinuatus MOTSCH.	-	-	-	-	-	A	A	-	-	-	A	th/si
Laccobius gracilis MOTSCH.	-	E	-	-	-	-	-	-	-	-	A	th/si
Helochares lividus FORST.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A	th
Enochrus melanocephalus OL.	-	-	-	-	A	M	M	M	-	-	M	th
Enochrus bicolor F.	E	A	M	M	M	M	M	M	-	-	M	hp
Enochrus caspius KUW.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	M	hb
Enochrus quadripunctatus HERBST.	E	E	E	A	A	-	-	-	-	-	-	il
Chaetarthria seminulum HERBST.	-	A	-	-	A	A	-	-	-	-	E	il
Familie: <i>Heteroceridae</i>												
Heterocerus fenestratus THBG.	-	-	-	-	A	-	A	A	-	-	-	il
Heterocerus fuscus KIESW.	E	-	-	-	A	-	-	-	-	-	-	il
Familie: <i>Dryopidae</i>												
Dryops nitidulus HEER.	-	-	-	-	-	E	-	-	-	-	-	rh
Heteroptera (Wanzen)												
Familie: <i>Gerridae (Wasserläufer)</i>												
Gerris lacustris L.	-	-	-	-	A	A	A	-	-	-	A	
Gerris najas DEG.	-	-	-	-	A	A	A	-	-	-	A	
Familie: <i>Saldidae</i>												
Saldula saltatoria L.	E	-	A	-	A	A	A	-	-	-	A	il
Familie: <i>Naucoridae</i>												
Ilyocoris cimicoides L.	-	-	-	-	A	M	A	E	-	-	A	il
Familie: <i>Nepidae</i>												
Nepa rubra L.	-	-	-	-	E	-	-	-	-	-	-	il
Familie: <i>Notonectidae</i>												
Plea atomaria PALL.	-	-	-	-	M	M	M	M	-	-	A	
Notonecta marmorea viridis DELCR.	-	-	E	A	-	A	A	M	-	-	?	hp
Familie: <i>Corixidae</i>												
Cymatia coleoptrata F.	-	-	-	M	M	M	M	M	M	-	A	
Corixa punctata ILL.	-	-	-	-	A	A	A	M	-	-	A	
Anticorixa sahlbergi FIEB.	-	A	-	-	-	-	-	-	-	-	?	
Callicorixa concinna FIEB.	-	-	-	-	A	A	A	A	-	-	?	
Callicorixa praeusta FIEB.	-	-	-	-	A	A	A	A	-	-	?	
Sigara striata L.	-	-	-	-	A	M	M	M	-	-	M	
Sigara lateralis LEACH.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A	
Odonata (Libellen)												
Familie: <i>Lestidae</i>												
Lestes virens CHARP.?	-	-	-	-	E	E	-	-	-	-	?	
Familie: <i>Agrionidae</i>												
Enallagma cyathigerum CHARP.	-	-	-	L	?	-	-	-	-	-	E	
Platynemis pennipes PALL.	-	-	-	-	E	-	-	-	-	-	-	
Coenagrion puella L.	-	-	-	A	A	A	A	-	-	-	A	
Familie: <i>Aeschnidae</i>												
Anax imperator LEACH.	-	-	-	L?	E	E	L	-	-	-	?	
Aeschna cyanea MÜLL.	-	-	-	-	?	E	?	-	-	-	?	

Art	Nachweis 1983										1981/82	Ökol.
	M	A	M	J	J	A	S	O	N	N		
Familie: <i>Libellulidae</i>												
<i>Orthetrum cancellatum</i> L.	-	-	-	E	A	A	-	-	-	-	-	A
<i>Sympetrum sanguineum</i> MÜLL.	-	-	-	-	M	A	A	-	-	-	-	A
<i>Sympetrum depressiusculum</i> SEYLS	-	-	-	-	?	-	-	-	-	-	-	-
Familie: <i>Calopterygidae</i>												
<i>Calopteryx</i> sp. (<i>virgo</i> L.?)	-	-	-	-	-	E	-	-	-	-	-	-
Ephemeroptera (Eintagsfliegen)												
<i>Cloeon simile</i> ETN. (e.l.)	-	-	-	L	L	L	-	-	-	-	-	A
<i>Baetis</i> sp.	-	-	-	L	L	L	L	L	-	-	-	A
Diptera (Fliegen u. Mücken)												
<i>Tipula</i> sp.	L	-	-	-	-	L	L	-	-	-	-	?
<i>Stratiomys</i> sp.	-	-	-	-	-	-	L	-	-	-	-	?
<i>Bezzia</i> sp.	-	-	-	-	-	M	M	-	-	-	-	?
<i>Culex pipiens</i> L.	-	-	-	L	A	A	A	-	-	-	-	A
Chironomidae g. sp.	-	L	L	L	L	L	L	-	-	-	-	A
Trichoptera (Köcherfliegen)												
<i>Limnephilus auricula</i> CURTIS (e. l.)	-	-	-	-	L	L	-	-	-	-	-	-
<i>Beraea pullata</i> CURTIS (e. l.)	-	-	-	-	L	L	-	-	-	-	-	-

Nach Auswertung der vorliegenden Funde ergibt sich folgende Habitatbindung bei Coleoptera und Heteroptera:

Tabelle 9

Habitatbindung bei den Wasserkäfern und Wasserwanzen (n = Zahl der Arten)

thermophil/siticophil		halophil/halobiont		iliophil/pelophil		übrige	
n	%	n	%	n	%	n	%
15	25	3	5	20	33	22	37

Ähnlich aufschlußreich erweist sich eine Aufschlüsselung der nachgewiesenen Coleoptera- und Heteroptera-Arten nach ihrer geographischen Herkunft bzw. ihrer Hauptverbreitung:

Tabelle 10

Zoogeographische Herkunft der nachgewiesenen Wasserkäfer und Wasserwanzen

Eur.		S. Eur.		O. Eur.		W. Eur.		N. Eur.		Palaäktis	
n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
9	15	19	32	4	7	0	0	4	7	24	39

Neben den Wasserinsekten wurde eine Reihe weiterer am Ufer (ripicole Arten), unter Steinen (hygrophile Arten), am Abraum (agricole Arten), sowie auf Blüten (polyphage Arten) und an Mist (koprophage Arten) und Holz (xylophage Arten) lebender Insekten, vorwiegend Käfer, beobachtet. Die auffallendsten unter ihnen sind in Tabelle 11 zusammengestellt.

5.3 Übrige Fauna

Stellt auch die Insektenfauna quantitativ, wie in der Systematik, so auch in diesem Lebensraum, den größten Anteil dar, gefolgt von der Avifauna, so ist die Bedeutung des Biotops für mehrere andere systematische Gruppen, darunter heute so bedrohte Klassen wie die Amphibien, nicht hoch genug einzuschätzen.

5.3.1 Weichtiere (Mollusca)

Ähnlich dem völligen Fehlen eines Fischbesatzes in dem ausgedehnten und doch stellen- und zeitweise bis etwa 1 m Tiefe reichenden Flachwasserbiotop der Eisenstorfer Kiesgrube ist auch eine Besiedlung mit Muscheln (*Bivalvia*) bisher nicht erfolgt. Dagegen zeigt die Besiedlung mit Schnecken (*Gastropoda*) eine zwar artenarme, doch sehr individuenreiche Fauna. Eudominante und einzig nennenswerte Form darunter ist die Ohrschlamm- und Tümpelgründe optimal angepaßt (die Art wird häufig aus Brackwasser gemeldet!), andererseits wegen ihres massenhaften Auftretens sicherlich eine wichtige Nahrungsgrundlage für mehrere Wasservogelarten bildet.

Tabelle 11

Beifänge von nichtaquatischen Coleoptera

Art	Ökologie	Häufigkeit
Familie: <i>Carabidae</i> (Laufkäfer)		
<i>Elaphrus riparius</i> L.	ripicol	A
<i>Elaphrus cupreus</i> DFT.	ripicol	A
<i>Bembidion punctulatum</i> DRAP.	ripicol	M
<i>Bembidion decorum</i> PANZ.	ripicol	M
<i>Bembidion adustum</i> SCHAUM	ripicol	A
<i>Bembidion varium</i> OL.	ripicol	A
<i>Bembidion articulatum</i> GYLL.	ripicol	M
<i>Bembidion minimum</i> F.	ripicol	M
<i>Agonum marginatum</i> L.	hygrophil	E
<i>Leistus ferrugineus</i> L.	hygrophil	E
<i>Harpalus rufipes</i> DEG.	agricol	A
<i>Harpalus rufibarbis</i> F.	agricol	E
<i>Harpalus aeneus</i> F.	agricol	E
<i>Stenolophus mixtus</i> HERBST	hygrophil	E
<i>Stenolophus teutonius</i> SCHRK.	hygrophil	E
Familie: <i>Staphylinidae</i> (Kurzflügler)		
<i>Stenus comma</i> LEC.	hygrophil	M
<i>Stenus boops</i> (LJUNG)	hygrophil	M
<i>Oxytelus insecatus</i> GRAV.	koprophag	A
<i>Tachyporus hypnorum</i> L.	hygrophil	A
<i>Philonthus</i> sp.	hygrophil	A
<i>Atheta</i> sp.	hygrophil	E
Familie: <i>Chrysomelidae</i> (Blattkäfer)		
<i>Chrysomela graminis</i> L. vel herbacea DFT. ♀	an Gebüsch	E
<i>Phaedon armoraciae</i> L.	hygrophil	A
<i>Phyllodecta</i> sp.		A
<i>Gastroidea viridula</i> DEG.	an Rumex	A
<i>Phyllotreta undulata</i> KUTSCH.	an Cruciferae	A
<i>Haltica oleracea</i> L.	an Epilobium	A
<i>Haltica lythri</i> AUBE ? ♀	an Betula	E
<i>Haltica palustris</i> WS.	an Lythrum	A
Familie: <i>Cantharidae</i> (Weichkäfer)		
<i>Cantharis fusca</i> L.	an Blüten	A
<i>Cantharis lateralis</i> L.	an Blüten	A
Familie: <i>Coccinellidae</i> (Kugelkäfer)		
<i>Coccinella septempunctata</i> L.	an Gebüsch	A
<i>Coccinella undecimpunctata</i> L.	an Salix, halophil	A
<i>Adalia bipunctata</i> L.	an Gebüsch	A
<i>Thea 22-punctata</i> L.	an Salix	A
Familie: <i>Scolytidae</i> (Borkenkäfer)		
<i>Cryphalus tiliae</i> PANZ.	an Lindenholz	E
Familie: <i>Scarabaeidae</i> (Blatthornkäfer)		
<i>Aphodius granarius</i> L.	an Dung, koprophag	E

5.3.2 Würmer (Vermes)

Nicht verwunderlich bei dem reichhaltigen Angebot der vorgenannten Schneckenart ist das gleichzeitige häufige Vorkommen des Großen Schneckenegels (*Glossiphonia complanata* L.). Außer ihm wurde in geringeren Zahlen der Rolletgel (*Erpobdella octoculata* L.) beobachtet. An schlammigen Stellen vermehren sich zeitweise *Tubifex* sp. in größeren Populationen.

5.3.3 Krebstiere (Crustacea)

Eine systematische Beobachtung des Planktons wurde nicht durchgeführt. Als auffälligste Vertreter dieses Faunenteils aber konnten besonders in den Algenwatten massenhaft Muschelkrebse (Ostraco-

da) und zahlreiche Ruderfußkrebse (Copepoda) festgestellt werden.

Höhere Krebstiere fehlten.

5.3.4 Spinnentiere (Arachnoidea)

Neben zahlreichen landbewohnenden Spinnenarten, die vor allem in den eintrocknenden Algenwatten ihre Nester dicht an dicht erkennen lassen, fielen in der Limnofauna viele buntgefärbte Wassermilbenarten (*Hydrachnellidae*) auf; sie wurden nicht näher bestimmt.

5.3.5 Lurche (Amphibia)

Würde man von den vielen geschützten Vogelarten und den schützenswerten Arten der Insekten, vor al-

lem der Libellen absehen, so wäre der Flachwasserbiotop der Eisenstorfer Kiesgrube allein schon wegen der darin nachgewiesenen und laichenden Amphibien Grund genug für eine Unterschutzstellung. Folgende Aufstellung soll die bisher nachgewiesenen Lurche belegen:

- a) *Schwanzlurche* (Caudata)
- Teichmolch (*Triturus vulgaris* L.) Larven, Imagines
 - Kammolch (*Triturus cristatus* LAUR.) Imagines
- b) *Froschlurche* (Ecaudata)
- Laubfrosch (*Hyla arborea* L.) Larven, Imagines
 - Grasfrosch (*Rana temporaria* L.) Imagines
 - Wasserfrosch (*Rana esculenta* L.) Larven, Imagines
 - Erdkröte (*Bufo bufo* L.) Larven
 - Wechselkröte (*Bufo viridis* LAUR.) Larven, Imagines

Wegen der immer größeren Seltenheit des Laubfrosches in der Gegend, wurden zahlreiche Kaulquappen aus den Lacken in ein Aquarium gebracht und später als Jungfrösche wieder ausgesetzt.

5.3.6 Kriechtiere (Reptilia)

Die steilen Lößwände, die vollbesonnten Kies- und Abraumhalden, die Backofenhitze im Zusammenhang mit dem am Flachwasser reichen Insektenangebot und Amphibienüberschuß sowie auch die vom umgebenden Ackerland einstreuenden Kleinsäuger (Feldmäuse) bilden ideale abiotische und biotische Voraussetzungen für die Ansiedlung von Reptilien. Die Zuwanderung kann dabei von weniger großer Entfernung erfolgen als bei der Vogelwelt und Insektenwelt. Das Einzugsgebiet der Busch- und Baumlandschaft im Norden der Kiesgrube sowie die hochgeschotterten Bahndämme und Hohlwege an der Bahnlinie Plattling-München sind gerade noch ergiebig genug, um vor allem Zauneidechsen (*Lacerta agilis* L.), Blindschleichen (*Anguis fragilis* L.), Kreuzottern (*Vipera berus* L.) und Ringelnattern (*Natrix natrix* L.) zu beherbergen, welche wiederum sehr bald in der Wildnis der Kiesgrube idealere Lebensbedingungen vorfinden und annehmen.

Eine systematische Erfassung der Reptilien ist allerdings bislang noch nicht erfolgt; es liegen nur Einzelnachweise vor.

In einem Schreiben des Bayer. Landesbundes für Amphibien- und Reptilienschutz v. 26. 8. 1982 an das Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU) wurde auf den besonderen herpetologischen Wert der Eisenstorfer Kiesgrube aufmerksam gemacht.

6. Verbreitungsfaktoren

Geht man von der Feststellung aus, daß die Eisenstorfer Kiesgrube primär ein Limicolen- und Entenbiotop an der Donauzugstraße ist, dann ist der Verbreitungsmechanismus für die meisten darin nachgewiesenen nicht einheimischen Tierarten in seiner Grundstruktur bereits erklärt.

Während bei der Avifauna lediglich die Herkunft einer Art und ihr Verbreitungsweg Anlaß zur Diskussion geben, wird bei der Entomofauna vor allem die Art und Weise der Verbreitung zum Mittelpunkt

kontroverser Theorien. Aktive oder passive Verbreitung, Dismigration oder Ornithophoresie lautet in diesem Falle die Streitfrage. Andere Möglichkeiten, wie etwa die Theorie von Reliktvorkommen in inselartig erhalten gebliebenen ökologischen Nischen scheiden hier mit Sicherheit aus, da der untersuchte Biotop in einer offenen Agrarlandschaft erst in jüngster Zeit neu entstanden ist und die strittigen Arten in weitem Umkreis bisher nicht nachgewiesen sind. Dazu darf vermerkt werden, daß gerade die Avifauna und die Entomofauna die z. Zt. in Ostbayern am gründlichsten erforschten zoologischen Gruppen darstellen. Verschleppung durch Wind, Wasser oder durch den Menschen scheiden ebenfalls aus.

Wie bereits in einer früheren Arbeit (HEBAUER 1983) belegt, wurde im Laufe der zoogeographischen Forschungsgeschichte reichlich Material zusammengetragen, das die Ornithophoresie durch Wasservögel als ernstzunehmenden Verbreitungsfaktor für kleinere Wassertiere und Wasserpflanzen beweist. Die Möglichkeiten dieses Transportmittels Vogel sind dabei recht vielfältig und wirksam. So können Eier von Gastropoden, Hirudineen und vor allem diverser Wasserinsekten im Darmkanal von Wasservögeln über mehrere hundert Kilometer verschleppt und wieder abgesetzt werden. Larven von Wasserinsekten und auch Imagines klammern sich nicht selten im Gefieder von Entenvögeln fest, um erst beim Wiedereintauchen in ein anderes Gewässer loszulassen. In den zusammengekrallten Schwimmhäuten von Entenfüßen wurden von Jägern beim Abschluß der Enten in einem Schlammklumpen lebende kleine Fische entdeckt. Die Tatsache, daß wiederholt in neu entstandenen Gewässern durch Ausbaggern von Kies in freier Landschaft ohne Wasserzufluß in kurzer Zeit eine spontane Fischbesiedlung zu beobachten war, kann kaum anders erklärt werden.

Damit soll nicht behauptet werden, daß alle nicht autochthonen Wasserinsekten der Eisenstorfer Kiesgrube ausschließlich durch Ornithophoresie dorthin gelangt sein konnten, denn gerade die Schwimmkäfer sind gute und ausdauernde Flieger; auch Libellen machen weiträumige Wanderzüge. W. GATTER (1981) schrieb über Insektenwanderungen ein ganzes Buch und verglich am Ende diese Migrationsformen in vielen Punkten mit dem Vogelzug.

Welche der bei Plattling nachgewiesenen Arten also durch aktive Verbreitung und welche durch passive Verschleppung dorthin gelangt sind, ist im einzelnen kaum mit Sicherheit zu sagen. Bei wenigen Arten aber läßt sich eine an Sicherheit grenzende Wahrscheinlichkeit der Ornithophoresie feststellen, so bei den halophilen Hydrophiliden *Enochrus caspius* KUW., *Enochrus bicolor* F., *Helochares lividus* FORST. (thermophil), beim Rückenschwimmer *Notonecta marmorea viridis* DELCR., vielleicht auch noch bei der Hydraenide *Limnebius papposus* MULS., sicherlich aber auch, wenngleich nicht über so große Entfernung, bei den Wasserschnecken (*Radix auricularia* L.) und beim Schneckeneggl (*Glossiphonia complanata* L.).

7. Fragen der Sukzession

Lebensräume sind lebendige Räume, und wo Leben pulst, gibt es keinen Stillstand. Dies ist die Triebkraft der Sukzession. Das Ziel dieser Sukzession ist das für die Gegend typische Landschaftsbild – in Mitteleuropa der Mischwald. Zwischen dem ersten Pionierstadium und der sog. Klimax liegt ein dyna-

misches Geschehen mit Hierarchiecharakter. Arten kommen und werden verdrängt: erst die thermophilen, dann die mesothermen, erst die stenöken Spezialisten, dann die euryöken Durchschnittsarten. Bei den Pflanzen werden die niedrigen, sonnenliebenden Arten eines Kiesgrubenbiotops von der aufkommenden Verbuschung durch *Salix*-Arten auf den Sandbänken, *Phragmites*- und *Typha*-Bestände im Flachwasser überschattet und verdrängt. Das Endstadium dieses speziellen Lebensraumes tendiert nach H.-J. GÄGGERMEIER botanisch zum Purpurweiden-Vorwald (*Salix pupurea*-Gesellschaft).

Im Jahresverlauf 1983 haben sich mehr und mehr der breitblättrige Rohrkolben (*Typha latifolia*), *Phragmites*-, *Juncus*- und *Carex*-Arten ausgebreitet, der lanzettblättrige Froschlöffel (*Alisma lanceolatum* WITH.) und der Tannenwedel (*Hippuris vulgaris* L.) erschienen als Neuzugänge und ersetzen im Flachwasser und auf dem nassen Schlamm mehr und mehr den Teichfaden (*Zannichellia palustris* L.) und den Gifthahnenfuß (*Ranunculus sceleratus* L.). An den Rändern der Abrauhalden verbreiten sich zusehends das Tausendgüldenkraut (*Centaurium umbellatum* GIL.) und das Schwarze Bilsenkraut (*Hyoscyamus niger* L.).

Unkrautsamen werden vom umliegenden Ackerland angebracht und finden in der immer nährstoffreicheren Schlammflur der Gewässerränder sowie auf den humusreichen Abrauhalden fruchtbaren Boden. Die vordem reinen Kies- und Schotterflächen bedecken sich immer mehr mit einem dichten Pflanzenkleid.

Bei der *Tierwelt* verursachte die starke Verbuschung der Sandbänke bereits einen merklichen Rückgang des Flußregenpfeifers (*Charadrius dubius*), der seine Gelege im lockeren Kies so offen und unscheinbar absetzte, daß es bei den monatlichen Wasseranalysen oft äußerst schwer fiel, nicht versehentlich daraufzutreten. Er braucht unbeschattete, offene Kiesflächen, die aber durch die Sukzession immer kleiner werden. Neuerdings wichen die Brutpaare sogar auf die umliegenden Ackerflächen aus, da diese weniger beschattet waren als die Kiesbänke in der Grube.

Die Uferschwalben waren 1983 völlig ausgeblieben. Ursache hierfür sind aber weniger die zunehmenden und an den steilen Lößwänden höher hinaufreichenden Weidenbüsche, sondern mehr das Abschieben von Material an den Lößwandkanten zur Anlage einer weiteren Zufahrt.

Auch in der *Insektenwelt* ist so etwas wie eine Sukzession deutlich zu registrieren, wengleich dieser Begriff in der Entomologie etwas seltsam anmutet, vielleicht aber nur deshalb, weil er bisher nie konsequent untersucht worden ist.

Als Triebkräfte für die Sukzession der Wasserinsekten konnten bisher drei Faktoren festgestellt werden:

- temporäre Änderungen in den abiotischen Bedingungen, wie Änderung des Wasserchemismus durch Verdünnungseffekt bei Überschwemmung oder strenge Winter, wobei stenöke, im Gebiet fremde, hierher verschleppte Arten und ihre Larven wieder eliminiert werden;

- morphologische und pflanzensoziologische Änderungen im Biotop infolge der botanischen Sukzession, dadurch Veränderungen der Licht- und Temperaturverhältnisse und der Nahrungsgrundlage;

- Besiedlungsdruck durch verwandte, besser angepaßte Arten aus den umgebenden Biotopen.

Das nur einmal als Wintergast beobachtete Odinshühnchen (*Phalaropus lobatus*) ist 1983 wieder aus-

geblieben, während mehrere einheimische Vogelarten aus der näheren Umgebung zuwanderten und oftmals nahe verwandte Arten sukzessiv verdrängten. So verschwand schon sehr früh der für Baustellen, Schutthalden und Trümmergrundstücke charakteristische Hausrotschwanz (*Phoenicurus ochruros*), während dafür 1983 die besser an Gebüsch angepaßte Amsel (*Turdus merula*) auftauchte.

Auch der Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*), der sich gern auf unbewachsenen Erdhaufen ansiedelt, fand bald keinen so günstigen Brutplatz mehr. Die Grauammer (*Emberiza calandra*) stellte sich als Bodenbrüter erst spät ein; ein sicherer Brutnachweis aber fehlt bislang. Frühzeitig als Brutvogel wurde das Blaukehlchen (*Cyanosylvia svecica*) beobachtet, dessen größtes deutsches Brutareal unweit davon an der Isarmündung liegt.

Ein typisches Beispiel für eine Sukzession innerhalb der Familie der Grasmücken (*Sylviidae*) zeigt sich in der begonnenen Reihenfolge: Dorngrasmücke (*Sylvia communis*), gefolgt von der Klappergrasmücke (*Sylvia curruca*), die dann (bei zunehmender Verbuschung) fortgesetzt zu denken ist mit der Gartengrasmücke (*Sylvia borin*) und der Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*).

Eine stetige Zunahme der Brutpaare war vor allem bei folgenden Arten zu verzeichnen: Gelbspötter (*Hippolais icterina*), Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*), Sumpfrohsänger (*Acrocephalus palustris*), Blaukehlchen (*Cyanosylvia svecica*), Amsel (*Turdus merula*), Zaunkönig (*Troglodytes troglodytes*), Goldammer (*Emberiza citrinella*), Grünling (*Chloris chloris*), Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*), Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Flußregenpfeifer (*Charadrius dubius*). Bei letzterer Art allerdings beginnt bereits eine durch die Verbuschung verursachte Abwanderung in die benachbarten Maisfelder.

Einen dagegen von der Sukzession unabhängigen sehr erfreulichen Neuzugang bei den Wasservögeln bedeutet der 1983 erstmalig erfolgte Brutnachweis des Tümpelsumpfpfuhns (*Porzana porzana*) und der Wasserralle (*Rallus aquaticus*) mit mindestens 2 bzw. 4 Brutpaaren. Eine genaue Zählung ist hier sehr schwierig.

Aufgrund des ersten dieser drei Argumente ist vermutlich eine Verschiebung bei den konkurrierenden Arten der Gattung *Enochrus* THOMS. erfolgt, wobei die 1981/82 in stattlicher Population nachgewiesene halobionte Art *E. caspius* im Folgejahr nicht mehr zu finden war, während sich die euryökere Nachbarart *E. bicolor* massenhaft vermehrte, gleichzeitig aber bereits mit *E. melanocephalus* konkurriert und von ihr vielleicht einmal verdrängt wird. Eine leichte Tendenz zur übernächsten Phase deutet sich im Aufkommen einer weiteren Schwestertart, diesmal einer heimischen eurytypen Nachbarart, *E. quadripunctatus* an. Das MONARD'sche Prinzip scheint sich hier recht deutlich in einer dynamischen Variante zu bestätigen.

Dem zweiten genannten Argument, der Präzession der botanischen Sukzession, ist sicher das mit dem Aufkommen der Purpurweidenverbuschung gleichzeitige Auftreten des darauf sich entwickelnden 11-Punkt-Kugelkäfers *Coccinella undecimpunctata* zuzuschreiben. Die als vorwiegend halophil geltende Art ist von Küsten- und Binnensalzstellen, aber auch gelegentlich von trockenen Südhängen entlang

größerer Ströme und Flüsse her bekannt und tritt nur lokal in größeren Populationen auf.

Das Ausbleiben des thermophilen Hydrophiliden *Helochares lividus* und des ebenfalls thermophilen Hydraeniden *Limnebius papposus* im Jahr 1983 gegenüber 1982 dürfte ebenfalls auf die zunehmende Verbuschung und Beschattung zurückzuführen sein, nachdem der Winter 1982/83 ausgesprochen mild war und ein Kälteverlust dadurch ausgeschlossen werden kann. Bei letztgenannter Art ist das dritte Argument, der Besiedlungs- und Konkurrenzdruck durch einheimische Arten, zugleich wirksam geworden. Die mit *Limnebius papposus* nächstverwandte, vikariierende azidophile Art *Limnebius crinifer* REY hat 1983 bereits den geräumten Platz eingenommen. Der als *tabula rasa* neuentstandene Lebensraum einer Kiesgrube mit Flachwasserbiotopen, ideal für thermophile und limicole Pflanzen- und Tierarten, verändert sich durch kontinuierliche Anpassung an

die umgebende Landschaft solange, bis die Flora und Fauna der geographischen Norm dieser Gegend entsprechen. Die ersten Pionierarten weichen bzw. werden durch die jedem Sukzessionsstadium gerade optimal angepaßten Arten verdrängt.

Eine Erhaltung der interessanten ersten Sukzessionsphasen im Sinne eines Naturschutzgebietes ist nur durch »Einfrieren« einer solchen Phase denkbar. Das bedeutet Pflegemaßnahmen; das bedeutet Verhinderung der Verbuschung, Verhinderung der Wasserentrophierung durch regelmäßige Beseitigung der Faulschlammsschicht und der Algenmassen, durch Begrenzung der Rohrschilf- und Rohrkolbenbestände, Maßnahmen, die auch an anderen Typen von Naturschutzgebieten notwendig sind, um die natürliche Weiterentwicklung einer Landschaft zum Endstadium des mitteleuropäischen Mischwaldes zu verhindern.

Tabelle 12

Sukzessive Reihen einiger Wasserinsekten

Pionierart	Folgearten
<i>Limnebius papposus</i> MULS.	<i>Limnebius crinifer</i> REY
<i>Helochares lividus</i> FORST.	<i>Helochares obscurus</i> MÜLL.
<i>Enochrus caspius</i> KUW.	<i>E. bicolor</i> F., <i>E. melanocephalus</i> OL., <i>E. 4-punctatus</i> HBST.
<i>Helophorus griseus</i> HBST.	<i>H. minutus</i> F., <i>H. brevipalpis</i> BED.
<i>Haliplus immaculatus</i> GERH.	<i>H. ruficollis</i> DEG.
<i>Laccobius gracilis</i> MOTS.	<i>Laccobius minutus</i> L.
<i>Laccobius sinuatus</i> MOTS.	<i>Laccobius striatulus</i> F.
<i>Notonecta marmorea viridis</i> DELCR.	<i>Notonecta glauca</i> L.

8. Modellfall für Sekundärbiotope

In den letzten Jahren gingen durch Flurbereinigung, Flußbegradigungen und Ausbau von Staustufen, Schifffahrtswegen und Autobahnen viele Feuchtbiotope verloren. Zu Ausgleichsmaßnahmen verpflichtet, versuchten Behörden und Bauunternehmen Sekundärbiotope zu schaffen. Trotz großer Anstrengungen blieb der Erfolg vielfach aus.

Ein Ökosystem mit den zugehörigen Biozönosen ist ein gewachsenes komplexes Gefüge mit zahlreichen Querbeziehungen und sich gegenseitig bedingenden Faktoren, die untereinander im Gleichgewicht stehen. Ein solches System auf dem Reißbrett zu planen und in geraffter Zeit aufbauen zu wollen, setzt eine so detaillierte Kenntnis der Autökologie und Synökologie voraus, wie sie heute noch kaum vorhanden ist. Dazu läßt sich in vielen Fällen eine jahrhundertelange Entwicklung nicht in wenigen Jahren nachvollziehen. Entwickelt sich aber vor unseren Augen ganz spontan ein solches Ökosystem durch zufälliges Zusammenreffen optimaler Faktoren in so vollkommener Weise, wie dies in der Eisenstorfer Kiesgrube geschehen ist, so ist es, als würde die Natur hier selbst ein Exempel statuieren und uns die Wege weisen, wie ein Ökosystem aufzubauen ist. Man sollte jede Phase einer solchen Entstehung und Sukzession gründlich studieren und die jeweiligen Minimumfaktoren biotischer und abiotischer Art herauszufinden versuchen, um sie bei künftigen Planungen von Ersatzbiotopen zu berücksichtigen. An solchen Versuchen kann man ermesen, wie schwierig es beispielsweise ist, eine durch

Flußverbauung verlorengegangene Schotteruferlandschaft entlang eines Gebirgsflusses, wie etwa der Isar, durch einen Sekundärbiotop zu ersetzen und etwa den Flußregenpfeifer umzusiedeln. Vielleicht dienen solche fehlgeschlagenen Ausgleichsmaßnahmen aber auch vermehrt der Einsicht, sie in Zukunft erst gar nicht notwendig werden zu lassen.

9. Ökonomie contra Ökologie

Seit 1981 versuchen die Kreisgruppe Deggendorf des Landesbundes für Vogelschutz in Bayern e. V. (Vorsitzender O. RINGELSPACHER), die Kreisgruppe Deggendorf des Bundes Naturschutz in Bayern (Vors. H.-J. GAGGERMEIER), der Landesverband für Amphibien- und Reptilienschutz usw. ohne Unterlaß in Bittschriften, Berichten, Empfehlungen und Vorschlägen an das Staatsministerium f. Landesentwicklung und Umweltfragen, an das Landesamt f. Umweltschutz, an das Landratsamt und Wasserwirtschaftsamt, an die Regierung v. Niederbayern (höhere Naturschutzbehörde), an das Amt für Landwirtschaft und Bodenkultur, an die Flurbereinigungsdirektion Landau, an den Bayer. Bauernverband usw. eine Ausweisung der Eisenstorfer Kiesgrube als schützenswertes Gebiet zu erreichen. Allein die Zahl der darin nachgewiesenen, nach der ROTEN LISTE bedrohten Pflanzen- und Tierarten würden eine solche Maßnahme mehr als rechtfertigen. Doch hier steht Ökonomie gegen Ökologie.

9.1 Ein rechtswidriger Zustand

Nach Auskunft des Naturschutzreferates im Landratsamt Deggendorf und des Wasserwirtschaftsamtes Deggendorf stellt der momentane Zustand der Eisenstorfer Kiesgrube einen rechtswidrigen Status dar, bei dem die Zuständigkeiten nicht geklärt sind und der nicht sanktioniert werden kann. Der Grund hierfür ist die erfolgte Naßbaggerung, nachdem nur Trockenbaggerung genehmigt war. Für die beiden Maßnahmen sind getrennte Behördenstellen zuständig. Beide lehnen ihre Zuständigkeit ab.

9.2 Bauwirtschaftliche Interessen

Um den rechtmäßigen Zustand wieder herzustellen, müßte vom Bauunternehmer hygienisch einwandfreies Material, d. h. Kies, zur Auffüllung in das hochstehende Grundwasser eingebracht werden. Das aber würde bedeuten, daß ein Teil des Gewinns durch Kiesabbau wieder verloren ginge und die Arbeit nicht nur umsonst, sondern sogar defizitär gewesen wäre. Eine Wiederauffüllung wäre finanziell nicht mehr tragbar.

9.3 Landwirtschaftliche Interessen

Nach dieser Sachlage würde sich die Ausweisung des Biotops als Naturschutzgebiet geradezu als Ausweg anbieten, bestünde nicht der Eigentümer auf die vertraglich vereinbarte Rekultivierung bzw. alternativ auf einem so hohen Ablösepreis des Geländes, wie er weder vom Naturschutzbund, noch durch öffentliche Zuschüsse aufgebracht werden kann. Das bereits begonnene Einfüllen von Schutt und Müll und die Anlage einer für diesen Zweck dienenden weiteren Zufahrt, wodurch die steile Lößwand mit den Brutstätten der Uferschwalben zerstört wurde, konnte durch die Landkreisverwaltung schließlich unterbunden werden.

9.4 Jagdinteressen

Die geschützte Lage, die zunehmende Verbuschung und die Anziehungskraft der Kiesgrube auf Federwild hat dieses Abbaugelände zu einem begehrten Objekt für die Jagdpächter gemacht. Getreide zum Anfüllern der Wasservögel, Einbringen von Strohballen und die Störung durch die Jagdausübung selbst stellen eine unerträgliche Bedrohung für die Tierwelt dar und können nur durch dauernde Proteste bei der Landkreisverwaltung unter Schutzantrag mit Hilfe der Art. 12 und 26 BayNatSchG in Grenzen gehalten werden.

10. Zusammenfassung

Durch Kiesabbau im ostbayerischen Donaauraum entstand unweit der Stadt Plattling ein den Grundwasserhorizont anscheidender Sekundärbiotop höchster ökologischer Qualität.

An den stark besonnten Flachwasserzonen mit hoher Verdunstung und Algenproduktion stellten sich, begünstigt durch die Nähe der Donauzugstraße, bald zahlreiche seltene Wasservögel ein, die teilweise dort brüten. Neben 96 nachgewiesenen Vogelarten, darunter viele Arten der ROTEN LISTE (geschützte Arten), weist der Lebensraum, bedingt durch leichte Verbrackung und Alkalisierung, eine außergewöhnliche Entomofauna mit mehreren halophilen Formen auf. Regelmäßige Wasseranalysen im Jahre 1983 ver-

suchen einen ökologischen Zusammenhang zwischen Biotop und Besiedlung zu begründen.

Die Verbreitung von Wasserinsekten durch Ornithophoresie erscheint anhand mehrerer Beobachtungen gesichert. Neben einer botanischen Sukzession zeichnet sich deutlich auch eine Sukzession der Insektenfauna ab.

Der Biotop kann als Modellfall für neuzuschaffende Sekundärbiotope wertvolle Hinweise liefern.

10. Summary

As an outcome of gravel decomposition in the Eastern Bavarian area close to the Danube, not far from the Town of Plattling, a secondary biotope has formed revealing maximum ecological quality on a level with the ground-water table.

In the shallow water areas intensively focused on by sunlight, combined with a high degree of evaporation and algae production, numerous rare aquatic bird species soon emerged which, to a partial extent, also began to brood there. Apart from the 96 species of birds recorded in this area, many of which had been put on the RED List (preserved species), this habitat also reveals unusual entomofauna including several halophilic forms, this being conditioned by traces of brackish water and alkalization. Regular water analyses conducted in 1983 constitute an attempt to establish ecological relationship between the biotope and colonization.

The dissemination of water insects would appear to be warranted as a result of ornithophoresis as confirmed by several observations. Apart from botanical succession there are also distinct signs of insect-fauna succession.

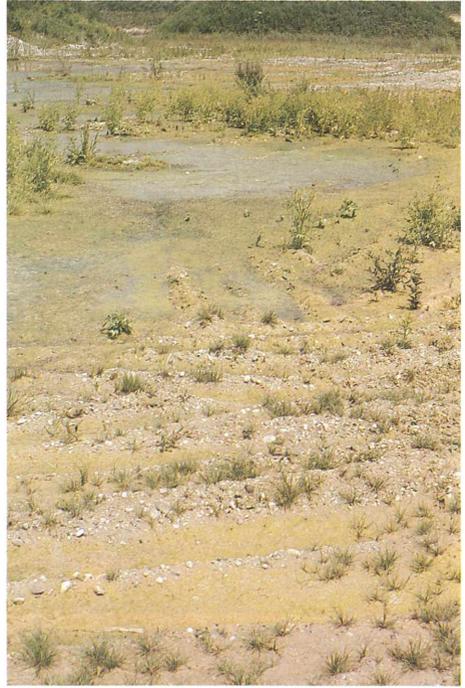
The biotope may be looked upon as a model providing useful hints for recreating secondary biotopes.

11. Danksagung

Den Kollegen, die ihre Beobachtungsergebnisse in den einzelnen Teilgebieten der Untersuchung zur Verfügung gestellt haben und beratend zur Seite standen, sei an dieser Stelle herzlich gedankt. Vor allem ist zu danken den Herren M. DOEBERL, Abensberg (Revision der Chrysomelidae), H. J. GAGGERMEIER, Deggendorf (Erfassung der Flora), E. HEISS, Innsbruck (Revision der Wasserwanzen), W. OERTEL, Deggendorf und H. TUSCHL, Plattling (Erfassung der Avifauna), O. RINGELSPACHER, Bernried (Beratung und amtlicher Schriftverkehr).



1



2



3



4



6

1 Das Eisenstorfer Kiesabbaugebiet bei mittlerem Wasserstand mit ausgedehnten Flachwasserzonen im Frühjahr 1982.

2 Ungehinderte Insolation bedingt bald ein enormes Algenwachstum mit hoher Sauerstoffproduktion.

3 Zu den erfreulichen botanischen Neuzugängen der allmählich sukzessiv verschlammenden Kiesufer gehört der Tannenwedel (*Hippuris vulgaris*).

4 Auf einer Fläche von mehr als 2 ha breiten sich auf dem Kiesgrund der Lacken im Frühjahr die Gelege der Ruderwanzen (*Corixidae*) aus.

5 Ein typischer Vertreter der sich in den Flachwasserzonen der Eisenstorfer Kiesgrube massenhaft vermehrender Ruderwanzen ist *Callicorixa concinna*.

6 Ein schlagender Beweis für die thermophile Ökologie der sonst vorwiegend aus Fließgewässern bekannten Eintagsfliege *Cloeon simile* ETN. ist ihr zahlreiches Auftreten im Kiesabbaugebiet Eisenstorf. Abb. Larve.



7



8



9



10



11



12

7 Zu den Pionierarten der ostbayerischen Kiestümpel gehören die flugfreudigen Schwimmkäfer *Potamonectes canaliculatus* und *Scarodytes halensis*.

8 Die zunehmende Verbrückung der Flachwasserzonen ermöglichte dem vermutlich durch Wasservögel eingeschleppten halophilen Wasserkäfer *Enochrus bicolor* eine spätsommerliche Massenvermehrung von bisher nie beobachtetem Ausmaß.

9 Eine Charakterart stark besonnener lehmiger Kiesgrubentümpel ist der auch in Eisenstorf nicht fehlende Dytiscide *Agabus nebulosus*.

10 Der thermophile Furchenwasserkäfer *Helophorus griseus* findet im klimatisch für ihn ungünstigen Ostbayern nur an ausgesprochenen Wärmestellen zusagende Lebensbedingungen.

11 Von dem als »stark gefährdet« bekannten Tüpfelsumpfhuhn (*Porzana porzana*) konnten 1983 erstmals zwei Brutpaare in der Eisenstorfer Kiesgrube festgestellt werden.

12 Der Rotschenkel (*Tringa totanus*) – stark gefährdet – ließ sich seit Jahren regelmäßig auf dem Durchzug bei Eisenstorf nieder.



13



14



15



16



17

13 Unter den zahlreichen Libellenarten des Eisenstorfer Kies-
abbaubiets spielt der sog. »Blaupeil«, *Orthetrum cancellatum*,
eine dominierende Rolle.

14 Zu den häufigsten Brutvögeln der Eisenstorfer Kiesgrube
zählt der Flußregenpfeifer (*Charadrius dubius*), der hier einen Er-
satzbiotop für die verlorengegangenen Schotterufer der Donau und
Isar fand.

15 Die Zwergschnepfe (*Lymocryptus minimus*) erscheint bei
Eisenstorf seit Jahren regelmäßig als Gast.

16 Unter den Rallen konnte erstmals 1983 die heute gefährdete
Wasserralle (*Rallus aquaticus*) mit 4 Brutpaaren festgestellt werden.

17 Die in der gesamten Umgebung recht selten gewordene,
bunt gescheckte Wechselkröte fand in der Eisenstorfer Kiesgrube
vorläufig eine neue Heimat.

18 Kostbar und schön wie Saphire sind die wenigen in Europa
noch verbliebenen Blaukehehen (*Cyanosylvia svecica*). In der
Eisenstorfer Kiesgrube fanden einige Brutpaare zusage-
nde Lebensbedingungen. Wäre das nicht allein schon Grund genug für den
Schutz des Biotops?



18

12. Literatur

- BLAB, J. NOWAK, E., TRAUTMANN, W., SUKOPP, H. (1984):
ROTE LISTE der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. – Kilda-Verlag. 4. Auflage.
- BROHMER, P. (1964):
Fauna von Deutschland. – Heidelberg. 580 S. Quelle & Meyer-Verlag, Heidelberg.
- ENGELHARDT, W. (1977):
Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher? – Kosmos, Stuttgart. 257 S.
- FREUDE, H. (1971):
Halipidae (Wassertreter) in:
FREUDE-HARDE-LOHSE: Die Käfer Mitteleuropas, Bd. 3. GOECKE & EVERS-Verlag, Krefeld. p. 8-15.
- FREUDE, H. (1976):
Carabidae (Laufkäfer): In: FREUDE-HARDE-LOHSE: Die Käfer Mitteleuropas, Bd. 2. Krefeld. 302 S.
- GATTER, W. (1981):
Tierwanderungen. – Kilda-Verlag, Greven. 94 S.
- HEBAUER, F. (1974):
Über die ökologische Nomenklatur wasserbewohnender Käferarten. – Nachr.Bi.Bayer.Ent. 23 Jg.Nr. 5. p. 87-92.
- HEBAUER, F. (1976):
Subhalophile Dytisciden. – Ent.Bl. Bd. 72, Heft 2, p. 105-113.
- HEBAUER, F. (1979):
Zur Kenntnis von *Hydroporus fuscipennis* SCHAUM.–Ent.Bl. Bd. 75, Heft 1-2, p. 115-122. Krefeld.
- HEBAUER, F., MEINEL, W. (1983):
Der Bayerische Wald als westlicher Vorposten für Schwarzmeerinsekten. – Nationalpark Nr. 39. 2/83. p. 16/17. Grafenau.
- HEINZEL, H., FITTER, R., PARSLow, J. (1972):
Pareys Vogelbuch. 2. Aufl., Verlag Paul Parey, Hamburg u. Berlin. 334 S.
- HORION, A. (1941):
Faunistik der deutschen Käfer. I. Adepaga-Caraboida. – Krefeld. GOECKE & EVERS. 463 S.
- HORION, A. (1949):
Faunistik der Mitteleuropäischen Käfer, Bd. 2. Palpicornia-Staphylinoida. Klostermann, Frankfurt. 388 S.
- ILLIES, J. (1971):
Einführung in die Tiergeographie. – G. Fischer, Stuttgart. 91 S.
- JURZITZA, G. (1978):
Unsere Libellen. – Kosmos, Stuttgart. 71 S.
- KUWERT, A. (1980):
Bestimmungstabellen der europäischen Coleoptera. XIX Hydrophilidae, I. Abt. Brünn. p. 40-52.
- LOHSE, G.-A. (1971):
Hydraenidae, Hydrophilidae in FREUDE-HARDE-LOHSE: Die Käfer Mitteleuropas, Bd. 3, Krefeld. p.95-129 und 141-156.
- MERCK, Darmstadt (Hrsg.):
Die Untersuchung von Wasser und Komplexometrische Bestimmungsmethoden mit Titriplex.
- OBERDORFER, E. (1949/1979):
Pflanzensoziologische Exkursionsflora, 4. Aufl. Ulmer Verlag Stuttgart.
- OBERDORFER E. (1977):
Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil 1. 2. Auflage, G. Fischer Verlag, Stuttgart/New York. 311 S.
- SCHAEFLEIN, H. (1971):
Dytiscidae, echte Schwimmkäfer, in: FREUDE-HARDE-LOHSE: Die Käfer Mitteleuropas, Bd. 3, Krefeld. p. 16-89.
- SCHWOERBEL, J. (1977):
Einführung in die Limnologie, 3. Aufl. G. Fischer, Stuttgart. 190 S.
- STICHEL, W. (1925-1938):
Illustrierte Bestimmungstabellen der deutschen Wanzen. – Berlin. p. 288-330.
- THIENEMANN, A. (1950):
Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. In: Die Binnengewässer 18. – Stuttgart. 809 S.

Anschrift des Verfassers:
Oberstudienrat Franz Hebauer
Wagnerstraße 4
8360 Deggendorf

Veränderung der Auenvegetation durch die Anhebung des Grundwasserspiegels im Bereich der Staustufe Ingolstadt

Diplomarbeit vorgelegt im August 1981 bei Prof. Dr. P. Seibert

Johann Kiener

Inhalt

1. **Einleitung**
 - 1.1. Einführung in den Problembereich
 - 1.2. Darstellung des Kenntnisstandes
 - 1.3. Zielsetzung der Arbeit
2. **Die natürlichen Grundlagen**
 - 2.1. Lage und Abgrenzung des Untersuchungsgebietes
 - 2.2. Hydrographie und Wasserbau
3. **Grundlagen und Methoden der Untersuchung und Interpretation von Pflanzengesellschaften**
 - 3.1. Methodik und Aufnahmezeitraum
 - 3.1.1. Pflanzensoziologische Neubearbeitung und Kartierung des Mäanderbogens um die »Ziegelschütt«
 - 3.1.2. Wiederholung von Vegetationsaufnahmen auf ausgewählten Probestellen
 - 3.2. Standortliche Bewertung von Pflanzengesellschaften mit Hilfe der Faktorenzahlen nach ELLENBERG
4. **Die Pflanzengesellschaften im Mäanderbogen um die »Ziegelschütt« und ihre Verbreitung**
 - 4.1. Wasserpflanzengesellschaften
 - 4.2. Brennesseffuren, Großseggenriede und Röhrichte
 - 4.3. Wildgrasfluren
5. **Die Veränderungen im Auengefüge nach dem Bau der Donaustaustufe Ingolstadt**
 - 5.1. Auswirkungen auf den Wasserhaushalt
 - 5.2. Auswirkungen auf die Vegetation
 - 5.2.1. Änderungen im Artengefüge ausgewählter Probestellen
 - 5.2.2. Vergleich der Vegetationskarten des Mäanderbogens um die »Ziegelschütt« vor und nach dem hydrologischen Eingriff
 - 5.2.3. Die Veränderungen im Wasserhaushalt der Pflanzengesellschaften – Die »Wasserstufenveränderungskarte«
6. **Die Veränderungen im Auengefüge nach der Errichtung der Staustufe Ingolstadt und ihre Bewertung aus der Sicht verschiedener Nutzungsinteressen**
 - 6.1. Bedeutung aus der Sicht der Forstwirtschaft
 - 6.2. Bedeutung aus der Sicht von Jagd und Fischerei
 - 6.3. Bedeutung aus der Sicht des Naturschutzes
 - 6.4. Die unterschiedliche Ausbreitungstendenz von Schilf- und Wasserschwadennröhricht und ihre Beurteilung aus vegetationskundlicher Sicht
7. **Zusammenfassung**
8. **Literaturverzeichnis**
9. **Anhang**

1. Einleitung

1.1 Einführung in den Problembereich

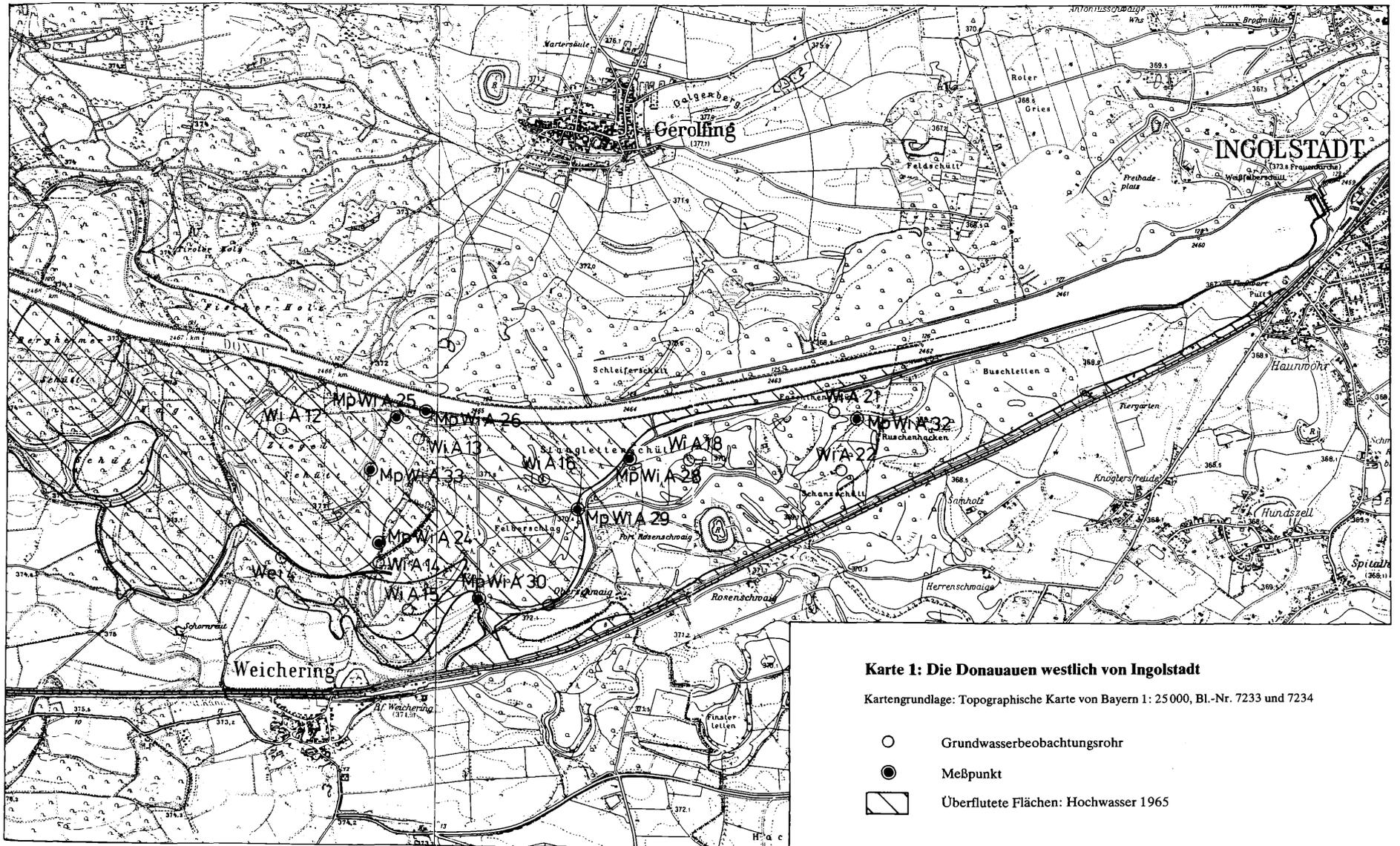
Die Frage nach den Auswirkungen von anthropogenen Eingriffen in Gewässersysteme stellt sich bei jedem wasserbaulichen Planungs- und Bauvorhaben. Der ursprüngliche und zukünftige mittlere Flurabstand des Grundwasserspiegels, d. h. der Oberfläche des die Hohlräume der Erde zusammenhängend ausfüllenden und nur dem hydrostatischen Druck unterliegenden Wassers, sind hier von vorrangiger Bedeutung; denn durch seine und die dazu parallel verlaufende Veränderung des Ertragspotentials (ELLENBERG, 1952; SEIBERT, 1975) werden Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft unmittelbar berührt. In der Praxis spielt dies eine Rolle bei der Entschädigung der Grundbesitzer.

Da der ein Gewässer begleitende Grundwasserstrom mit dessen Niveau oftmals korrespondiert (ZIELONKOWSKI/SEIBERT, 1975) oder doch wenigstens in einer Beziehung steht, muß sich nach einer Veränderung des natürlichen Flußwasserspiegels der Grundwasserspiegel zwangsläufig auf die neue Lage des Vorfluters einstellen. Unter natürlichen Verhältnissen verläuft der Grundwasserspiegel bei Niedrigwasserführung leicht geneigt gegen den Fluß (SEIBERT, 1958), bei Hochwasser wandelt sich die Situation ins Gegenteil. Beim Bau von Staustufen wird der Flußwasserspiegel im Bereich der Stauwurzel oberhalb des Wehres mehr oder minder stark über sein ursprüngliches Niveau angehoben. In den ersten Jahren nach dem Einstau dringt infolge eines nach außen gerichteten hydrologischen Potentials Sickerwasser durch die frisch geschütteten Staudämme, bis sich das neue Gewässerbett durch Verschlämmlung mit Tonpartikeln (Kolmatation) natürlich abgedichtet hat. Dem oberhalb des Wehres seitlich andrängenden Grundwasser fehlt so seine natürliche Vorflut; es muß daher in künstlich angelegten, parallel zu den Dämmen verlaufenden Gräben gesammelt und unterhalb des Wehres dem Fluß zugeleitet werden.

Die Lage des Grundwasserspiegels, seine Bewegungen kennen wir also in vielen Fällen ziemlich genau, seine Veränderungen als Folge unterschiedlicher wasserbaulicher Maßnahmen und die Reaktion der von ihm mitbeeinflussten oder gar geprägten Vegetation wurde bislang nur in wenigen Fällen untersucht.

1.2 Darstellung des Kenntnisstandes

WALTHER (1950) und ELLENBERG (1952) versuchten zuerst, mit Hilfe der pflanzensoziologischen Methode die Auswirkungen der Grundwasserabsenkung auf die Vegetation, sowohl in ihrer räumlichen Ausdehnung wie in ihrer wirtschaftlichen Bedeutung zu erfassen. Die besondere Eignung dieser Methode stellt WALTHER (1950) heraus, wenn er schreibt: »Die pflanzensoziologische Methode studiert die Wirkung der Umweltfaktoren auf die Vegetation durch die Untersuchung des Artengefüges von Pflanzenbeständen, die unter verschiedenen ökologischen Bedingungen ge-



Karte 1: Die Donauauen westlich von Ingolstadt

Kartengrundlage: Topographische Karte von Bayern 1: 25000, Bl.-Nr. 7233 und 7234

- Grundwasserbeobachtungsröhre
- Meßpunkt
- ▨ Überflutete Flächen: Hochwasser 1965

wachsen sind. Sie stellt dabei den ökologischen Zeigerwert gewisser Artengruppen in diesen Beständen fest und vermag so die Wirkung der einzelnen Faktoren abzuschätzen.«

Von SEIBERT (1975) liegt eine Arbeit aus dem Bereich des Auwaldes bei Offingen vor, die im Gegensatz zu den vorgenannten die Veränderungen der Pflanzendecke nach der Anhebung des Grundwasserspiegels behandelt.

1.3 Zielsetzung der Arbeit

Die vorliegende Arbeit »Veränderung der Auenvegetation durch die Anhebung des Grundwasserspiegels im Bereich der Staustufe Ingolstadt« beschäftigt sich zu Beginn mit der Erfassung, kartenmäßigen Darstellung und ökologischen Interpretation der Vegetationseinheiten, wie sie sich heute darstellen. Die Gegenüberstellung der Vegetation an Hand einzelner Vegetationsaufnahmen sowie in Form der Vegetationskarten des Mäanderbogens um die »Ziegelschütt« von 1968/70 und 1980 und die daraus abgeleitete »Wasserstufenveränderungskarte« erschienen uns am geeignetsten, die räumlichen und graduellen Veränderungen, die von der Grundwasserspiegelanhebung nach der Stauerrichtung am Wehr Ingolstadt ausgingen, sichtbar zu machen. Die hier gewonnenen Erkenntnisse mögen auf der einen Seite einen kleinen Beitrag zur weiteren Aufhellung ökologischer Zusammenhänge in der Natur leisten, zum anderen sollen sie dem Planer und Entscheidungsträger solcher Maßnahmen ein objektives Kriterium bei der Entscheidungsfindung an die Hand geben und ihm ermöglichen, die Konsequenzen daraus im voraus besser kalkulieren zu können. Die Ergebnisse sollen auch unter dem Aspekt der verschiedenen Nutzungsinteressen interpretiert werden, wobei wir ihre praktische Bedeutung für die Forstwirtschaft besonders herausstellen wollen.

2. Die natürlichen Grundlagen

2.1 Lage und Abgrenzung des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet ist Teil des zwischen Neuburg und Ingolstadt gelegenen Auwaldkomplexes. Seine natürliche Grenze nach Norden wird durch den Lauf der

Donau beschrieben. Es erstreckt sich vom Westrand des Mäanderfeldes »Ziegelschütt« bei Flußkilometer 121,7 bis zum außerhalb gelegenen Revier Buschletten (Flußkilometer 126) und nimmt damit die östliche Hälfte des Auwaldgürtels ein. Bei einer wechselnden Ausdehnung von 1–1,5 km Breite grenzt es im Süden an vorwiegend ackerbaulich genutzte Flächen, im östlichen Bereich an die Bahnlinie Weichering-Ingolstadt (Karte 1).

Bezüglich der Intensität der Bearbeitung untergliedert sich das Untersuchungsgebiet in zwei Teilareale:

1. Gesamtes Untersuchungsgebiet: Hier wurden an Hand der Artengarnitur der vor dem hydrologischen Eingriff gefertigten Vegetationsaufnahmen über die gesamte Fläche verteilt, Probeflächen ausgewählt und für die Wiederholung der Aufnahme vorgesehen.

2. Mäanderbogen um die »Ziegelschütt«: Zusätzlich zu den Wiederholungsaufnahmen wurde für diesen Bereich eine pflanzensoziologische Neubearbeitung und Kartierung vorgenommen; er nimmt den Westteil des »gesamten Untersuchungsgebietes« ein.

2.2 Hydrographie und Wasserbau

Die Beschreibung der hydrologischen Verhältnisse und ihr Wandel durch menschliche Einflußnahme in der Vergangenheit bis zum heutigen Zeitpunkt basiert im Wesentlichen auf drei Quellen:

1. KERN – KERNRIED von, R. (1874): Die Correction der Donau im Regierungsbezirke Schwaben & Neuburg.
2. BAUER, F. (1965): Der Geschiebehaushalt der bayerischen Donau im Wandel wasserbaulicher Maßnahmen.
3. LANG, R. (1977): Die Entstehung des Donaumooses.

Das Einzugsgebiet der Donau umfaßt am Pegel Ingolstadt (Flußkilometer 129,667) eine Fläche von 20023 qkm. Zur Charakterisierung ihrer Abflußverhältnisse wollen wir die Kennwerte der Jahresreihe 1924/38 heranziehen:

Niedrigster Niedrigwasserabfluß	87 cbm/sec
Mittlerer Niedrigwasserabfluß	132 cbm/sec
Mittlere Abflußmenge	312 cbm/sec
Mittlerer Hochwasserabfluß	1120 cbm/sec

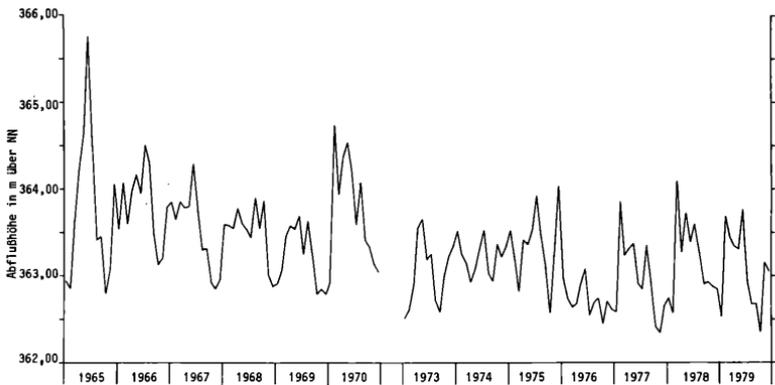


Abbildung 1

Wasserstandsganglinie der Donau am Pegel Ingolstadt für die Abflußperiode 1965–1979 (nach Unterlagen des Wasserwirtschaftsamtes Ingolstadt). Pegelnullpunkt: 360,40 m über NN

Höchster Hochwasserabfluß 1860 cbm/sec
 Überhaupt bekannter höchster Wert 2030 cbm/sec (1840)

Abbildung 1 zeigt den Gang der Wasserstände am Pegel Ingolstadt für die Periode 1965–1979. Die Zeit der höchsten Wasserführung liegt demnach im Sommer, wie dies für die Donau oberhalb Regensburg typisch ist. Ihre Zubringer Lech, Wertach und Iller entspringen im niederschlagsreichen Raum der Nordalpenkette und führen vorwiegend in den Sommermonaten ergiebige Abflüsse. Diese werden zusätzlich verstärkt durch die früh-sommerliche Schneeschmelze in den Alpen. Größere Hochwässer entwickeln sich daher überwiegend im Sommerhalbjahr, sind jedoch auch im Winter möglich. Die Graphik in Abbildung 2 zeigt die zehn größten Hochwasserabflüsse der Donau am Pegel Ingolstadt seit 1845 und ihre zeitliche Verteilung auf Sommer- und Winterhalbjahr.

Die Abflußverhältnisse haben sich in der Geschichte des Stromes sowohl natürlich wie infolge anthropogener Maßnahmen wiederholt geändert.

Während des gesamten Ältest- und Altpleistozäns – vor 2–0,2 Mio. Jahren – wurde die südwestlich von Ingolstadt gelegene Beckenlandschaft periglazial, d. h. von starker physikalischer Aufbereitung der Gesteine und intensiver Solifluktion geprägt; denn die Donau floß noch während der Riß I – Eiszeit im Wellheimer Trokental und im heutigen Altmühltal durch die Alb (Abb. 3). Begünstigt durch den periglazialen Formungsmecha-

nismus war es für den Neuburger Fluß, von I. Schaefer bezeichneter Donauvorläufer, und Schutter im Bereich der südlichen Alb möglich, sich durch rückschreitende Erosion mit ihren Quellgebieten der Donau zu nähern. Die Anzapfung der Urdonau und die Verlegung ihres Laufes in das Ingolstädter Becken vollzog sich gegen

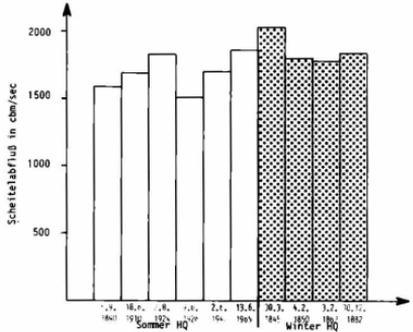


Abbildung 2
 Die zehn größten Hochwasserabflüsse am Pegel Ingolstadt und ihre zeitliche Verteilung auf Sommer- und Winterhalbjahr. (Verändert n. UNBEHAUEN, W., 1971)

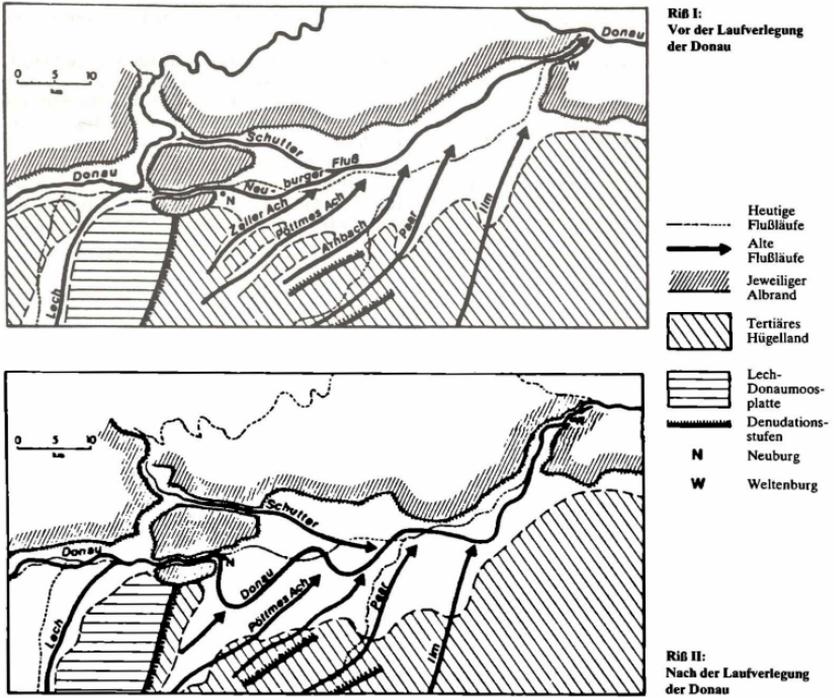
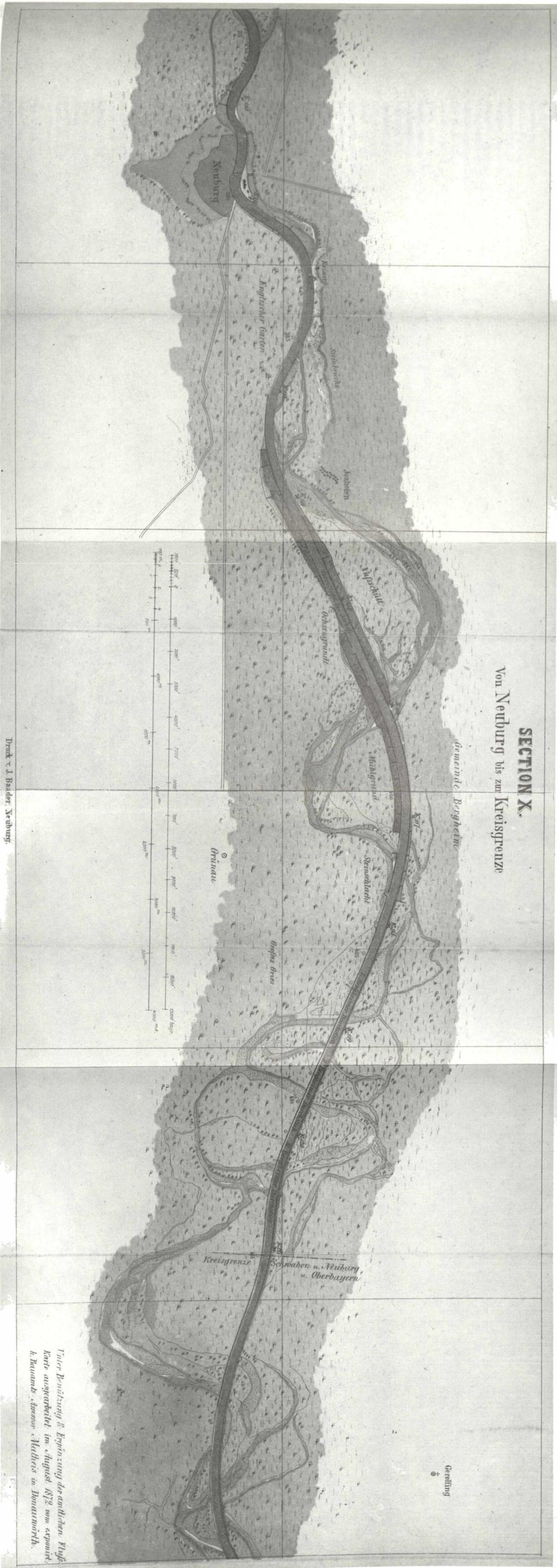


Abbildung 3:
 Verschiedene Entwicklungsstufen des Donaulaufes. (Verändert n. LANG, R., 1977)



Trier, Benützung & Bepflanzung der anstehenden Fluß-
 Karte ausgearbeitet im August 1872 von exponir-
 t. Bauamte. - Ingenieur - Meisters in Donauverthe.

Karte 2: Die Donau zwischen Neuburg und Ingolstadt nach Abschluß der Korrektionsmaßnahmen im Jahre 1872 (n. KERN-KERNRIED VON, 1874).

Ende von Riß I* und Beginn von Riß II in zwei Schritten. Auf Grund der daraus resultierenden Laufverkürzung von 45 km und den enormen, anfallenden Wassermengen während der Auftauperioden war die Donau in der Lage, akkumulierte Schuttmassen und von ihr während der Riß II geschüttete Hochterrassenschotter wegtransportieren. Mit Beginn der Würmeiszeit schwang die Donau nach dem Verlassen der Neuburgert Engtalstrecke nach Süden aus, um auch in diesem Raum zu erodieren. Nach einer spätglazialen Akkumulationsphase, deren Spuren bis an das Tertiärhügelland im Süden heranreichen, konnte die Donau am Ende der Würmeiszeit nur noch in einem engen Bereich hin- und herpendeln und hier in einem 4 km breiten Streifen südlich des heutigen Donaulaufes jüngere Niederterrassenschotter ablagern, die dann im Postglazial zur Behinderung des Abflusses der Donaumoosbäche, zu ihrem Stau und anschließender Vermoorung führten.

Seit dieser Verlagerung des Donaurinnsals an den Südrand der Alb unterlag diese Auenlandschaft einer natürlichen, vom Abfluberegime der Donau bestimmten Dynamik, bis der Mensch im 18. und noch mehr im 19. Jahrhundert mit technischen Maßnahmen in dieses Gefüge eingriff.

Der Abschnitt zwischen Neuburg und Ingolstadt gehört flußmorphologisch zum Mittellauf der Donau; das bedeutet, der Fluß befand sich im natürlichen Zustand bezüglich der Geschiebebewegung im Gleichgewicht. Sein Geschiebetransportvermögen entsprach der Geschiebefracht. Das Fließgefälle betrug damals 0,54 ‰. Der Fluß bewegte sich bei mittleren Fließgeschwindigkeiten, in zahlreichen mäßig ausgedehnten Mäandern durch die Aue.

Im Kampf gegen die zerstörenden Kräfte des Wildflusses, zur Verbesserung der Schifffahrt und der gesundheitlichen Verhältnisse – »Vielfach suchten Krankheiten und Viehseuchen die Umgebung des Donaumooses heim.« (KRELL, 1977) – sowie zur erfolgreichen Austrocknung des »großen Sumpfes«, wie man das Donaumoos bei Neuburg seinerzeit nannte, wurden, 1790 beginnend, oberhalb von Ingolstadt fünf Durchstiche ausgeführt (Karte 2). Dieses, von Zeitgenossen als »eines der ersten, wichtigsten und gelungensten Unternehmen an der Donau« bezeichnete Kulturwerk mußte mangels Energie und Ausdauer der eingesetzten Wasserbauer in der Folgezeit wieder verkommen, ehe im Zuge der umfassenden Korrektur der gesamten bayerischen Donau der Ausbau dieses Abschnittes im Zeitraum 1825 – 1870 vollendet werden konnte.

Diese Baumaßnahmen hatten zur Folge, daß die ursprüngliche Wasserspiegelbreite von durchschnittlich 150 m auf 95 m eingeengt, der Flußlauf im Ingolstädter Raum um 17 % verkürzt und damit das Fließgefälle um 0,13 ‰ erhöht wurde. Der Fluß, dessen Schleppspannung infolge seines erhöhten Gefälles, seines begrädigten Laufes sowie der Einengung des Abflußquerschnittes stark anstieg, war somit flußmorphologisch aus dem Gleichgewicht gebracht und begann seine Sohle zu erodieren.

Die folgende Zahlentafel enthält für die Pegel Neuburg und Ingolstadt die Unterschiedsbeträge zwischen den zehnjährigen Mittelwasserständen für den Zeitraum von 1840 bis 1960 sowie zusammengefaßt für die 60 Jahre vor und nach 1900:

Mittelwasserstände für den Zeitraum von 1840 bis 1960, sowie zusammengefaßt für die 60 Jahre vor und nach 1900

Ort/Jahr	1830	1840	1860	1880	1900	1920	1940	1950	1960	1840/ 1900	1900/ 1960	1840/ 1960
Neuburg	+ 7	-23	-16	-50	-10	-10	-17	+ 5		-89	- 32	-121
Ingolstadt	(-53)	-43	+42	+ 5	-30	-92	-33	-22		+ 4	-177	-173

Wie alle ihre flußaufwärts einmündenden Zubringer aus den Alpen zeigte die Donau in Hochwasserzeiten immer wieder ihre umgestaltende und auch zerstörende Kraft. Ihre Fluten bedrohten Ufer und Ortschaften, Boden und Besitz ihrer Einwohner. Wohnungen wurden eingestürzt und weggeschwemmt. R. von Kern-Kernried schreibt 1874:

»Die Unregelmäßigkeiten mit dem dadurch erzeugten ungleichen Gefälle, die vielen durch den Abbruch der Ufer in das Fahrwasser geworfenen Baumstämme, Wurzeln und Stöcke machten die Schiffs- und Flußfahrt äußerst gefährlich und mühsam und nahmen viel Zeitaufwand in Anspruch.«

Wir können zusammenfassen: Die Auenlandschaft zwischen Neuburg und Ingolstadt war einer ständigen Veränderung unterworfen, der sie durchströmende Fluß, die Donau, stellte für den siedelnden und schiff- bzw. flußfahrenden Menschen eine ständige Bedrohung seines Lebens und Besitzes dar.

Wir können erkennen, daß die zehnjährigen Mittelwasserstände von 1840–1960 einsetzend bei Korrektionsbeginn am Pegel Neuburg um 121 cm, am Pegel Ingolstadt sogar um 173 cm abgefallen sind. Der Anstieg der Mittelwasserstände zwischen 1860 und 1880 wurde verursacht durch die einsetzenden Korrektionsmaßnahmen der unteren Lech- und Wertachstrecken (1852), jener der Iller (1857) und der Württembergischen Donau (1860). Dabei wurden rund 30 Mio. cbm Abtragsmassen in Bewegung gesetzt, von denen ein Teil in den gefällschwächeren Abschnitten unterhalb von Neuburg liegenblieb.

Ein Motiv für den Bau der Donaukraftstufen, wie zum Beispiel die für das Untersuchungsgebiet maßgebliche Anlage bei Ingolstadt (1971), liegt in der Nutzung der natürlichen Wasserkraft zur Energiegewinnung. Dieser hydrologische Eingriff erfolgte auch mit der Zielsetzung, der anhaltenden Eintiefungstendenz der Donau mit allen davon auf die angrenzende Flußbaue ausgehenden negativen Folgen (siehe Oberrheintal) entgegenzuwirken; denn diese technisch geschaffenen Brüche im Längsprofil des Gewässerbetts führen durch Vernichtung von Gefälle (0,67‰ → 0,08‰) zu einer Reduktion der Fließgeschwindigkeit, damit der Schleppspannung und erodierenden Kraft der Wassermassen.

* Der Begriff Rißeiszeit umfaßt mindestens zwei bereits als sicher geltende Vereisungsperioden, Riß I und Riß II, die durch eine Warmzeit getrennt sind (n. LANG, R., 1977).

Der Grundwasserspiegel zeichnet sich im gesamten Untersuchungsgebiet durch unterschiedlich starke vertikale wie horizontale Bewegungen aus. Die hydrologische Situation wird, auf Grund der engen Beziehungen zwischen Fluß und Grundwasser von der Wasserführung der Donau beherrscht (Abb. 4). Die Flußspiegelschwankungen pflanzen sich durch den ganzen Auenbereich fort. Dabei verringert sich ihre Amplitude mit wachsendem Abstand von der Donau, wobei zunehmend eine gewisse zeitliche Verzögerung zu beobachten ist. In den flußfernen Bereichen der Aue werden die Bewegungen des donaubegleitenden Grundwasserstromes offensichtlich von solchen außerhalb des Auwaldes kommender und zur Donau fließender Grundwasserströme überlagert (Abb. 5: Mp WiA 24 und WiA 13).

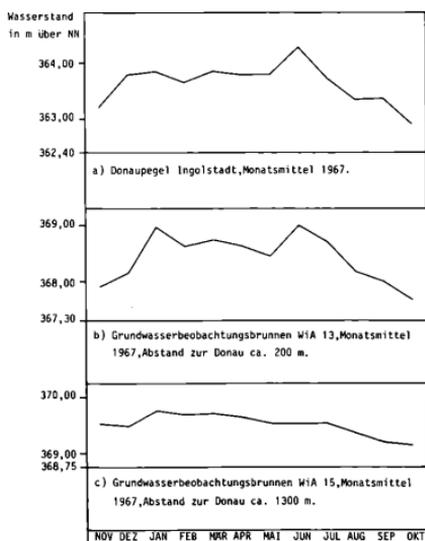


Abbildung 4

Dämpfung und zeitliche Verschiebung der Wasserstandsschwankungen im Boden mit zunehmender Entfernung von der Donau im Jahr 1967.

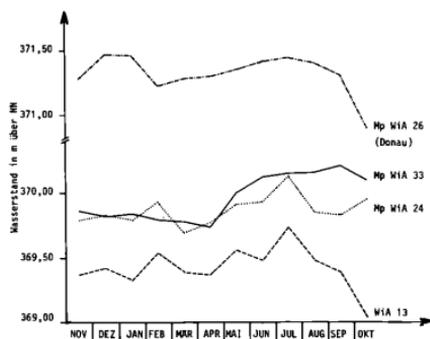


Abbildung 5

Die Grundwasserbewegung in der Aue im Vergleich mit dem Abflußgang der Donau (1980).

Die Grundwasserbewegung wird natürlich stark beeinflusst von der Durchlässigkeit und damit der Korngrößenverteilung in den wasserleitenden Schichten. Sie kann auf Auenstandorten auf engem Raum sowohl horizontal wie vertikal stark variieren, ging doch jeder Verlagerung des Flußlaufes und der Abflußverhältnisse eine Änderung der Sedimentations- bzw. Erosionsbedingungen einher. Gute Ausbreitungsbedingungen für das Grundwasser treffen wir in den durch die Korrektur stillgelegten Flußarmen und Flutrinnen.

Die klimatischen und pedologischen Verhältnisse des zwischen Neuburg und Ingolstadt gelegenen Auwaldkomplexes hat SEIBERT (1971) im »Pflanzensoziologischen Gutachten über die Donauauen des Wittelsbacher Ausgleichsfonds« ausführlich dargestellt. Mit Ausnahme der Klimadaten für das Jahr 1980 und Geländebeobachtungen zu den Bodenverhältnissen im Kartierungsgebiet »Mäanderbogen um die Ziegelschütt«, sind die nachfolgenden Angaben, soweit sie für die weitere Betrachtung nützlich erschienen, aus dieser Arbeit übernommen worden.

Abbildung 6 zeigt das Klimadiagramm der Station Ingolstadt. Mit einer Niederschlagsjahressumme von 659 mm, davon fallen 1/3 in der Hauptvegetationszeit (Mai-Juli), zählt dieses Gebiet zu den trockensten in Bayern. Die mittlere jährliche Schwankung der Lufttemperatur beträgt 19,8°C und indiziert damit seinen kontinentalen Charakter. Die Jahresmitteltemperatur liegt bei 8,2°C (Regensburg: 7,9°C).

Die Graphik in Abb. 6 enthält außer den langjährigen, monatlichen Niederschlags- und Temperaturmittelwerten den Jahresgang dieser Klimakennwerte für das Jahr 1980. Auffallend sind die überdurchschnittlich hohen Niederschläge in den Monaten April, Juli, Oktober und der dazu reziproke Verlauf der monatlichen Temperaturmittel. Im Spätsommer und Spätherbst wandelt sich das Bild ins Gegenteil.

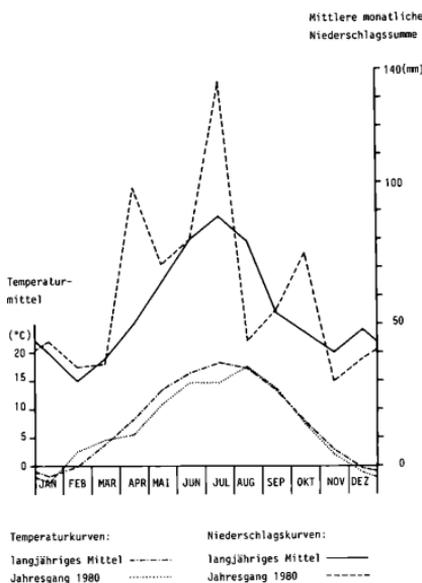


Abbildung 6

Klimadiagramm von Ingolstadt.

Die Auenböden des Untersuchungsgebietes sind größtenteils, wenigsten im Oberboden, jüngste alluviale Bildungen. Sie gehörten noch vor weniger als 200 Jahren zum Flußbett der Donau und wurden bei Spitzenhochwässern sogar bis in die jüngste Zeit (1965) mit ihren Sedimenten überlagert.

Die Böden sind demzufolge immer geschichtet, wobei beginnend über dem vom Fluß bis in die Spätiszeit geschütteten Niederterrassenschotter nach oben ein stetig wachsender Anteil der kleineren Korngrößenklassen zu beobachten ist. Ihr hoher Karbonatgehalt ermöglicht eine hohe biologische Aktivität und gewährleistet so eine rasche Umsetzung der eiweiß- und nährstoffreichen Bestandsabfälle.

Auf Grund der Niederschlagsarmut in diesem Ingolstädter Becken kommen Bodenart und Mächtigkeit der ausgebildeten Deckschicht, soweit kein Grundwasseranschluß besteht, eine besondere Bedeutung zu. SEIBERT (1971) unterscheidet:

1. flachgründige Kalkpaternia, Deckschicht 1–5 dm
2. mittelgründige Kalkpaternia, Deckschicht 5–10 dm
3. tiefgründige Kalkpaternia, Deckschicht 10–18 dm
4. sehr tiefgründige Kalkpaternia, Deckschicht >18–20 dm

Die Kalkpaternia ist im Untersuchungsgebiet der verbreitetste Bodentyp. Mit zunehmendem Alter der Flußterrassen, mit zunehmender Dauer der Bodenreifung ist der Oberboden mehr von einer Braunkomponente geprägt. Der Prozeß dazu, nämlich die Freisetzung von Eisenoxiden durch Verwitterung eisenhaltiger Minerale, ist ähnlich dem der Verbraunung bei terrestrischen Bodentypen. Auf den vom Pfeifengras-Kiefernwald und seinen Ersatzgesellschaften eingenommenen Standorten im Mäanderfeld »Ziegelschütte« finden wir als Bodentyp die Borowina. Hier konnte sich über den karbonatreichen, lockeren, überwiegend grobkörnigen Sedimenten nur ein relativ geringmächtiger, grauschwarzer A_h -Horizont entwickeln. Da ein Grundwasseranschluß wenigstens seit der Donaukorrektur im 19. Jahrhundert nicht mehr gegeben ist, handelt es sich hier um den trockensten Bodentyp der Aue.

Mit zunehmender Annäherung an alte Flutrinnen und Altwässer, auch in tiefegelegenen Geländemulden, nimmt der Grundwassereinfluß zu. Dementsprechend finden wir alle Übergänge von der Kalkpaternia bis zum von rezenten Hydromorphiemerkmalen gekennzeichneten Gley. Wo das Grundwasser sehr hoch steht und zeitweilig die Bodenoberfläche erreicht, ist der Naßgley ausgebildet. Die Wechselwasserbereiche und mehr noch die andauernd überfluteten Standorte sind durchgehend mit einer unterschiedlich, bis 1 dm mächtigen, grauen bis grauschwarzen humosen Schlammschicht bedeckt. Wenn zusätzlich ein Abfluß fehlt, enthält der Schlamm Eisensulfide und riecht daher meist nach Schwefelwasserstoff.

3. Grundlagen und Methoden der Untersuchung und Interpretation von Pflanzengesellschaften

3.1 Methodik und Aufnahmezeitraum

Der Schwerpunkt der Geländearbeiten lag in den Monaten August bis einschließlich Oktober des Jahres 1980. Die Aufnahme der Frühjahrsgeophyten auf den markierten Probeflächen wurde im Frühjahr 1981 nachgeholt. Für die Aufnahmeflächen im Ostteil des Mäander-

bogens mußte dies unterbleiben, um das beginnende Brutgeschäft seltener Vogelarten nicht zu stören.

Die pflanzensoziologischen Untersuchungen in den Donauauen wurden nach der klassischen Methode von BRAUN-BLANQUET (1951) durchgeführt.

3.1.1 Pflanzensoziologische Neubearbeitung und Kartierung des Mäanderbogens um die »Ziegelschütte«

Zu Beginn wurde das Untersuchungsgebiet systematisch begangen, um sich ein erstes grobes Bild zu machen von der Vielgestaltigkeit der Vegetation, den Eigenheiten und der Ausformung des Geländes; dabei fanden wir »sich« bereits im Luftbildvergleich (1956–1977) abzeichnende Veränderungen, was Lage und Umfang neu entstandener Wasserflächen anging, bestätigt. Mit Hilfe der bei der Geländeerkundung gewonnenen Einblicke in die räumliche Struktur war es uns möglich, über das Untersuchungsgebiet ein Netz von Aufnahmeflächen zu legen. Dabei galt es den geforderten Kriterien der Repräsentanz und Mindestgröße der Aufnahmefläche sowie ihrer floristischen und standörtlichen Homogenität in gleichem Maße Rechnung zu tragen wie unserer Zielsetzung, einer möglichst exakten und vollständigen Erfassung aller Vegetationseinheiten.

Die nach den genannten Kriterien gewonnenen Vegetationsaufnahmen wurden zu einer Tabelle zusammengefaßt. Indem wir sie nach vergleichenden pflanzensoziologischen Gesichtspunkten, Treue und Stetigkeit, ordneten, erhielten wir die abstrakten Typen der Pflanzengesellschaften (TÜXEN, 1954). Durch Herausarbeiten von Trennarten und Trennartengruppen ließen sich diese weiter in Untereinheiten gliedern und charakterisieren. Dabei wurde Vergleichsmaterial, soweit es verfügbar war, immer berücksichtigt. Die Subassoziationen, Ausbildungen und Varianten bildeten die Grundlage, um eine für die praktische Auswertung erforderliche, möglichst vollkommene und bis ins Feinste detaillierte Karte erstellen zu können.

Die Ausformung der Geländeoberfläche und die von ihr bedingte Anordnung der Vegetationseinheiten in schmalen Bändern oder in einem kleinflächigen Nebeneinander erforderten es, in einigen Fällen Pflanzengesellschaften als Dominanz- bzw. Mosaikkomplexe (SEIBERT, 1974) auszuscheiden.

Die Kartierung der zur Assoziation Querc-Ulmetum zählenden Waldgesellschaften sowie der Kiefernwälder, Gebüsche und Trockenrasen wurde nach dem Schlüssel von SEIBERT (1971) vorgenommen.

3.1.2 Wiederholung von Vegetationsaufnahmen auf ausgewählten Probeflächen

Um in Erfahrung zu bringen, wie sich die Grundwasseranhebung als Ausdruck veränderter Konkurrenzverhältnisse am Standort auf die Artenzusammensetzung auswirkt, wurden über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilt Probeflächen der verschiedenen Vegetationseinheiten, wie sie vor dem hydrologischen Eingriff verbreitet waren, zur Wiederholung der Vegetationsaufnahme ausgewählt. Dabei handelte es sich vorwiegend um Flächen, für die auf Grund ihrer Lage zu offenen Wasserflächen und ihrer Artenkombination offensichtlich Grundwasseranschluß bestand oder solche, die wegen der Vergesellschaftung von trockenheitsliebenden Arten und Wechselfeuchte- bzw. Grundwasserzeigern Grundwassereinfluß vermuten ließen. Dabei war man sich freilich klar, daß es sich bei den Wechselfeuchtezeigern, wie z. B. der Sumpfschilf (*Carex acutiformis*), um Relikte ursprünglicher Pflanzengesellschaften han-

deln konnte, wie sie zur Zeit vor den Korrekationsmaßnahmen an der Donau im Gebiet siedelten.

SEIBERT (1971) hatte bei der Erstbearbeitung in der Mitte der 200 qm großen Waldaufnahmeflächen jeweils einen Baum markiert. Bei den Röhrichten war eine solche Markierung wegen fehlender Bäume unterblieben. Sie wurden daher mit Kompaß und Luftbild, wo sie lagemäßig festgehalten waren, im Gelände aufgesucht. Die Aufnahmen wurden aber nur dann wiederholt und zur Auswertung herangezogen, wenn entweder unter Berücksichtigung der Geländeform, des Artenbestandes in der Erstaufnahme und sonstiger Notizen zur Aufnahme-fläche diese mit hoher Wahrscheinlichkeit identifiziert werden konnten, oder wenn die Vegetation auf größerer Fläche wenigstens dem Augenschein nach homogen war.

Für die Nomenklatur der Gefäßpflanzen diente die »Pflanzensoziologische Exkursionsflora« von OBERDORFER (1979). Die Moose wurden nach BERTSCH (1966) benannt. Die pflanzensoziologische Zuordnung der Bestände erfolgte in Anlehnung an OBERDORFER (1977).

3.2 Standortliche Bewertung von Pflanzengesellschaften mit Hilfe der Faktorenzahlen nach ELLENBERG (1978)

Die Ermittlung durchschnittlicher Faktorenzahlen an Hand der »Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas« (ELLENBERG, 1974) bietet eine weitere Möglichkeit, um über das Artengefüge eines Pflanzenbestandes oder einer Gruppe von Beständen zu einer standörtlichen Gesamtbewertung oder in unserem Beispiel zu einer Bewertung im Hinblick auf einen bestimmten Einzelfaktor zu kommen.

Mit Hilfe eines von SPATZ u. Mitarb. (1978) entwickelten Computerprogrammes (»OEKSYN«) zur Auswertung dieser Zeigerwerte wurden sowohl für die Wiederholungsaufnahmen wie für alle in den Vegetationskarten von 1968/70 und 1980 dargestellten Pflanzengesellschaften u. a. ökologische Durchschnittszahlen für die Faktoren Licht und Bodenwasserhaushalt als arithmetische Mittel berechnet. Die Massenanteile der Arten bzw. ihre Artmächtigkeiten blieben bei diesem Verfahren unberücksichtigt.

Die erhaltenen Werte wurden herangezogen, um einerseits bei der synoptischen Betrachtung der Vegetationsaufnahmen vor und nach dem hydrologischen Eingriff verborgene gebliebene Veränderungen aufzudecken und die gewonnenen Erkenntnisse zu überprüfen, andererseits wegen der stark von der Norm abweichenden Witterungsverhältnisse eine gesicherte Grundlage für die Beurteilung des Wasserhaushalts der 1980 angetroffenen Vegetationseinheiten zu haben.

4. Die Pflanzengesellschaften im Mäanderbogen um die »Ziegelschütt« und ihre Verbreitung

4.1 Wasserpflanzengesellschaften

Die Gesellschaften des Gemeinen Wasserschlauchs (Lemno-Utricularietum vulgaris v. Soó (28) 38)

Der Gemeine Wasserschlauch (Utricularia vulgaris) ist zugleich Kennart und wichtigste, diese Gesellschaft aufbauende Art. Er besiedelt vorwiegend stehende oder sehr langsam fließende, meist nährstoffreiche Gewässer und lebt dank des besonderen anatomischen Baus seiner submersen Stengel und Blätter vom Tierfang.

Diese Gesellschaft wurde nur mit einer Aufnahme belegt. In halbschattigen Lagen sind dem Gemeinen Wasserschlauch nur die flutende Form des Tannenwedels

(Hippuris vulgaris) und als weitere Verbandscharakterart die Dreifurchige Wasserlinse (Lemna trisulca) beige-stellt. Als Wasserwurzler wird der Gemeine Wasserschlauch leicht durch Wind und Wellenschlag verdriftet. Wir treffen ihn daher recht häufig allein, oder zusammen mit anderen Wasserschwebern mosaikartig eingelagert in Potamogetonetea- und Phragmitetea-Gesellschaften.

Die Gesellschaft der Gelben Teichrose (Myriophyllum Nupharetum Koch 26)

Diese Teichrosengesellschaft stellt auf den Altwässern des Untersuchungsgebietes den weitaus häufigsten Typ aquatischer Vegetationseinheiten dar. Sie erreicht ihre größte Ausdehnung im südöstlichen Teil des Mäanderbogens, wo ein höherer Grundwasserstand über Flur den Röhrichtgesellschaften ein weiteres Vordringen ins Wasser versagt. Sie siedelt im Durchschnitt bei Wassertiefen von 80–200 cm. Offene Wasserflächen in kleineren Flutrinnen und den nach Nordwesten auslaufenden Seitenarmen können in heißen Perioden des Jahres trockenfallen, ohne daß diese Gesellschaft verschwinden würde; vielmehr gehen Nuphar lutea und insbesondere Hippuris vulgaris zur Ausbildung terrestrischer Formen über und zeigen sich somit den auenspezifischen Lebensbedingungen als besonders gut angepaßt.

Neben der Reinen Ausbildung, die bei weitem am häufigsten anzutreffen ist, erscheint noch eine seerosenreiche Ausbildung (mit Nymphaea alba). Sie ist einem landeinwärts sich anschließendem Schilfgürtel vorgelagert und reicht bis zu einer Wassertiefe von 100 cm. Nymphaea alba entwickelt hier ihre Schwimmblätter sehr üppig und gelangt gegenüber der Gelben Teichrose zur Vorherrschaft. Nur der Gemeine Wasserschlauch und der Tannenwedel, der seine exotisch anmutenden, reich beläuterten Sprosse zwischen den flächigen Schwimmblättern der Weißen Seerose hervortreibt, vermögen sich in nennenswerten Anteilen hinzugesellen.

Zwei Beobachtungen bezüglich dieser Gesellschaft scheinen bemerkenswert: 1. Im Vergleich zu SEIBERT (1971) und ZAHLEHEIMER (1979), der die Vegetation der Donauauen zwischen Regensburg und Straubing untersuchte, wurde Myriophyllum verticillatum, die zweite Charakterart dieser Gesellschaft im gesamten Untersuchungsgebiet nicht angetroffen. 2. Umgekehrt war 1971 der Tannenwedel in den Aufnahmen der Wasserpflanzengesellschaften nicht vorhanden; heute ist er höchstens in diesen Einheiten. Nach GÖRS (in OBERDORFER, 1977) werden Hippuris vulgaris und Hottonia palustris, die Charakterart der anschließend zu besprechenden Gesellschaft, in von Quell- und Grundwasser gespeisten, sommerlich kühlen Gewässern begünstigt. Diese Zusammenhänge werden wir leichter verstehen, wenn wir im folgenden Kapitel (5.1) die Veränderungen im Bodenwasserhaushalt nach dem Einstau der Donau betrachten.

Die Wasserfedergesellschaft (Hottonietum palustris Tx. 37)

Hottonia palustris siedelt bevorzugt auf humosen Schlamm in ruhigen und flachen Gewässern mit wechselndem Wasserstand, aber schwachem Grundwasserzug (GÖRS in OBERDORFER, 1977; ZAHLEHEIMER, 1979). Wir finden diese Gesellschaft im Untersuchungsgebiet als schmales Band in den beschatteten Randpartien eines grundwassergespeisten Waldgrabens ausgebildet. Wie die Gelbe Teichrose und der Tannenwedel ist auch die Wasserfeder in der Lage, das Trockenfallen des Gewässerbettes durch Ausbildung terrestrischer Formen zu überdauern. In diesem Zustand wurde sie sogar mit einigen blühenden Exemplaren zwi-

schen einer Vielzahl von Keimlingen des Wasserfenchels (*Oenanthe aquatica*) und der Gelben Schwertlilie (*Iris pseudacorus*) angetroffen.

Die namensgebende Art der Gesellschaft bevorzugt in der Regel relativ nährstoffarme, saubere Gewässer; umso ersaunlicher ist es, die bisher nur für die Donauauen von Regensburg flußabwärts beschriebene Gesellschaft hier auf dem durch das Vorkommen der Wasserminze (*Mentha aquatica*) und der Gelben Schwertlilie als nährstoffreich charakterisierten Standort im Nordwestteil des Mäanderbogens anzutreffen.

4.2 Brennesselfluren, Großseggenriede und Röhrichte

Die *Brennesselflur* besiedelt durch die Eintiefung der Donau trockenengefallene Flächen in ihrem ehemaligen Flußbett sowie dessen Seitenarme. Diese von der Brennessel (*Urtica dioica*) dominierten Bestände können flächig ausgebildet sein (Nordostteil des Mäanderbogens). Ihre Standorte tragen dann lockere, aber massenreiche Bestände der Bastardpappel (*Populus canadensis*). Viel häufiger finden wir sie als schmales Band, saumartig an periodisch trockenfallenden Flutrinnen hinter einem Gürtel von Röhricht- oder Seggenesellschaften, zu welchen ein kontinuierlicher Übergang besteht. Diese ursprünglich zur Weichholzaue zählenden Standorte zeichnen sich aus durch einen hohen natürlichen Nährstoffreichtum.

Werden Waldbestände der Grauerlen-Eschenau (SEIBERT, 1971) im Zuge der forstlichen Nutzung geräumt, so kann sich hier ebenfalls die Brennesselflur einstellen, wenn es nur genug feucht ist und die angrenzenden Bestände ausreichend Schatten spenden (SEIBERT, 1962). Die durch den Lichteinfall stark angeregte Mineralisation und das daraus resultierende erhöhte Nährstoffangebot lassen die Brennessel und andere nitrophilen Arten in kurzer Zeit so üppig emporschießen, so daß eine natürliche Verjüngung oder eine Bestandesbegründung mit herkömmlichem Pflanzenmaterial durch ihre verdämmende Wirkung verwehrt wird. Zur Aufforstung solcher Standorte verwendet man deshalb heute Heister, das sind Großpflanzen von 1,5–2,5 m Höhe. Im Vergleich zu früher, wo generell die Bastardpappel eingesetzt wurde, werden seit ca. zehn Jahren auf den mehr gleichmäßig mit Wasser versorgten Böden die Balsampappel (*Populus balsamifera*), auf den feuchteren, häufig für kurze Zeit überstaunten Standorten die Silberweide (*Salix alba*) bevorzugt.

Neben der Brennessel (*Urtica dioica*), die von weitem das Bild in der Krautschicht zu beherrschen scheint, erreichen nur *Aegopodium podagraria* und *Galium aparine*, ein Spreizklimmer, hohe Stetigkeitsgrade. Die anderen Kennarten dieser Gesellschaft *Convolvulus sepium* und *Lamium maculatum* erreichen dagegen nur geringe Stetigkeiten. An einer Stelle beherrscht das ansonsten seltene Flußgreiskraut (*Senecio fluvialis*) im Spätsommer mit seinen leuchtend gelben, rispigen Blütenständen den Aspekt. Seine mächtig entwickelten Sprosse erreichen Höhen bis zu zwei Meter; in seiner Gegenwart tritt die Brennessel zurück und bildet zusammen mit schattentoleranten Arten eine lockere zweite Krautschicht.

Nimmt der Grundwassereinfluß mit Annäherung an ein Gewässerbett zu, so dringen Arten aus den Großseggenrieden und Röhrichten ein und übernehmen schließlich die Herrschaft; diese Bestände müssen dann entweder zum Rohrglanzgras- oder Schilfröhricht gestellt werden.

Rohrglanzgrasröhricht (*Phalaridetum arundinaceae* (W. Koch 26 n. n.) Libbert 31)

Phalaris arundinacea ist im Untersuchungsgebiet in allen terrestrischen und amphibischen Pflanzengesellschaften (soweit sie 1980 neu bearbeitet wurden) durchgehend vertreten und erreicht zum Teil sehr hohe Stetigkeiten, z. B. in den Rasenschmielenrasen, den Brennesselfluren und in der von ihr selbst beherrschten Einheit, dem Rohrglanzgrasröhricht. Wie Tabelle 1 zeigt, sinkt seine Konkurrenzkraft gegenüber anderen Arten mit weiterer Zunahme des Grundwassereinflusses, vor allem, wenn es sich um stagnierendes, dauernd hoch anstehendes Grundwasser handelt.

PHILIPPI (in OBERDORFER, 1977) beschreibt die Standortansprüche wie folgt:

»Gesellschaft entlang stehender oder fließender Gewässer mit stark schwankendem Wasserstand auf nährstoffreichen, meist kalkhaltigen, seltener kalkarmen, sandigkiesigen bis schluffigen Böden, meist über der Mittelwasserlinie.«

Als eine Gesellschaft mit Pioniercharakter vermag sie sich nach Überschwemmungen auf neuen Anlandungen rasch einzustellen. Das Rohrglanzgras ist auch besser als andere Arten in der Lage, mechanische Beanspruchung durch Wasserströmung zu ertragen.

Die genannten Ansprüche finden wir im Untersuchungsgebiet nur in geringem Umfang und relativ kleinflächig erfüllt, am ehesten noch an periodisch wasserführenden Flutrinnen sowie in Kontakt mit Schilfröhricht und Brennesselfluren im Ostteil des Mäanderbogens. All diese Wuchsorte werden nur relativ kurz überflutet, die Strömung ist, sofern überhaupt vorhanden, zu gering, als daß das Rohrglanzgras seine Konkurrenzvorteile gegenüber anderen Arten ausspielen könnte. Reine *Phalaridetum* finden wir demnach gar nicht.

Neben dem namensgebenden Rohrglanzgras ist die Gesellschaft weiter charakterisiert durch das Sumpfgreiskraut (*Senecio paludosus*), das Sumpfhelmkraut (*Scutellaria galericulata*) und das Sumpflabkraut (*Galium palustre*). Dazu treten noch die beiden Großseggenarten *Carex vesicaria* und *C. gracilis*, von denen letztere in 44 % der Aufnahmen vertreten ist.

ZAHLHEIMER (1979) fand in den Donauauen zwischen Regensburg und Straubing, daß die Rohrglanzgrasröhrichte, speziell die Altwasserausbildung standörtlich und floristisch dem *Caricetum gracilis* sehr nahe stehen. Ein Vergleich unserer entsprechenden Assoziationstabellen läßt für die beiden feuchteren Ausbildungen des Rohrglanzgrasröhrichts solche Beziehungen zum Schlankseggenried durchaus erkennen. Im Gegensatz zu den Einheiten von ZAHLHEIMER (1979) ist für unsere beiden Gesellschaften durch die Dominanzverhältnisse eine klare Abgrenzung gegeben. Die Geländebeobachtungen und die erhobenen Grundwasserstände zeigen, daß die Großseggenesellschaften im Durchschnitt grundwassernähere Standorte (Tab. 1) mit einer vergleichsweise längeren Naßphase besiedeln.

An Hand der Vegetationstabelle können wir vier Ausbildungen unterscheiden. Die *Wasserminzen-Ausbildung* steht für den feuchten Flügel der Assoziation, wobei *Mentha aquatica* und *Myosotis palustris* zugleich einen gewissen Nährstoffreichtum anzuzeigen scheinen. Die *Variante mit Rorippa amphibia* zeigt eine Tendenz zu den Wechselwasserröhrichten an, dagegen leitet die *Brennessel-Ausbildung* mit Zauwinde (*Convolvulus sepium*) und Brennessel als Differentialarten zu den Brennesselfluren über. Die *Reine Ausbildung* ist weder besonders feucht noch trocken charakterisiert und

kommt dem Typ der Gesellschaft am nächsten. In der *Sumpfsseggen-Ausbildung* weist die differenzierende Großseggenart auf frische, wohl auch wechselfeuchte Standortbedingungen hin. Bezüglich ihres Wasserhaushalts ist sie zwischen den beiden erstgenannten Ausbildungen einzustufen.

Großseggenriede (Magnocaricion W. Koch 26)

In den Großseggengesellschaften dominieren, wie der Name sagt, verschiedene hochwüchsige Großseggenarten. Maßgebend für die Benennung der Einheit ist die jeweils vorherrschende Art.

Im Mäanderbogen um die »Ziegelschütt« finden wir Großseggengesellschaften vorwiegend an flach überschwemmten und periodisch trockenfallenden Standorten. Diese Situation ist am besten ausgeprägt auf Scheitelhöhe des Altwasserarms, wo der Gleithang des Mäanderfeldes »Ziegelschütt« nach Süden flach gegen das offene Wasser ausläuft. Darüber hinaus finden wir diese Vegetationseinheiten in alten Flutrinnen, die ebenso wie kleine Geländedellen bei Grundwasserhochstand sich mit ausdrückendem Wasser füllen, aber wegen ihrer isolierten Lage und des mit einer Schlammsschicht abgedichteten Bettes für längere Zeit das Wasser halten.

Die Vegetationskarte von 1980 zeigt, daß die Großseggenrieder flächenmäßig nur unwesentlich vertreten sind. Die durch die Geländemorphologie bedingte Flächengröße dieser Einheiten sowie der gewählte Kartenmaßstab von 1:5000 ließen nicht immer ihre vollständige Darstellung zu. Sie wurden daher mit den benachbarten größeren Einheiten zusammengefaßt und als Dominanzkomplex dargestellt. Sie sollen aber trotzdem an dieser Stelle besprochen werden.

Neben den jeweils namengebenden Arten erreichen weitere Vertreter des Verbandes Magnocaricion nur geringe Stetigkeiten. Von den Arten höherer systematischer Einheiten ist *Iris pseudacorus* höchst, auch das Schilf (*Phragmites communis*) ist in 67 % der Aufnahmen vertreten und deutet die floristische Verwandtschaft zum Schilfröhricht an. In der Gruppe der Begleiter finden wir eine Reihe von Vertretern der Feuchtwiesen und Uferstaudenfluren, wie den Gewöhnlichen Beinwell (*Symphytum officinale*), Sumpfschilf (*Stachys palustris*), das Mädesüß (*Filipendula ulmaria*), den Gewöhnlichen Gilbweiderich (*Lysimachia vulgaris*), Blutweiderich (*Lythrum salicaria*), die Gelbe Wiesenraute (*Thalictrum flavum*), die Rasenschmiele (*Deschampsia caespitosa*) und die Sumpfschafgarbe (*Achillea ptarmica*), ohne aber, außer dem Gewöhnlichen Gilbweiderich, nennenswerte Stetigkeiten zu erreichen.

Das *Blasenseggen-Steifseggenried* ist charakteristisch durch die beiden namengebenden Seggenarten *Carex vesicaria* und *Carex elata*. Ihnen sind die Schlanksegge, das Schilf und die Gelbe Schwertlilie zugesellt. Diese Einheit wurde nur einmal angetroffen und stand zum Aufnahmezeitpunkt bis zu 40 cm unter Wasser. SEIBERT fand diese Gesellschaft 1971 auf Standorten ohne über Flur anstehendes Grundwasser.

Unter ähnlichen Bedingungen und in benachbarter Lage wächst das *Schlankseggen-Steifseggenried*, welches sich von voriger Gesellschaft nur durch das Fehlen der Blasensegge floristisch unterscheidet.

Das *Sumpfsseggen-Steifseggenried* steht bei geringerer Wassertiefe und trocknet auch rascher aus. Die Sumpfssegge scheint diese wechselfeuchten Verhältnisse zu indizieren.

Das *Sumpfsseggenried* nimmt den trockenen Flügel innerhalb der Großseggenriede ein. Über Flur anstehen-

des Grundwasser konnte auf seinen Standorten selbst im überdurchschnittlich niederschlagsreichen Sommer des Jahres 1980 nicht festgestellt werden. Dank ihrer weiten ökologischen Amplitude (SEIBERT, 1971) gelangt die Sumpfssegge auf Standorten zur Dominanz, die im Laufe des Jahres bisweilen oberflächlich stark austrocknen.

Im *Schlankseggen-Sumpfsseggenried* sind die beiden namengebenden Sauergräser zu etwa gleichen Anteilen miteinander vergesellschaftet. Diese Einheit ist bei Grundwasserständen von 10–20 cm über Flur verbreitet und bildet das Übergangsglied zum

Schlankseggenried, welches dem feuchten Flügel der im Untersuchungsgebiet vertretenen Großseggengesellschaften zuzurechnen ist. PHILIPPI (in OBERDORFER, 1977) beschreibt die Standortansprüche dieser Gesellschaft wie folgt:

»Gesellschaft feuchter Wiesen auf nährstoffreichen, z. T. kalkhaltigen Böden, regelmäßig in Kontakt und zum Teil auch in enger Verzahnung mit Feuchtwiesen.«

Wir finden die typische Ausprägung der beiden letztgenannten Gesellschaften in kleinen Geländemulden und im flachen Überschwemmungsbereich am Gleithang des Mäanderfeldes »Ziegelschütt«, wo sie natürliche Verlandungsgesellschaften darstellen. Das Schlankseggenried nimmt dabei immer die grundwassernäheren Uferabschnitte ein, die durch das Eindringen organischer Schwebstoffe (tote Pflanzenreste) bei Grundwasserhochstand immer wieder eine Nährstoffanreicherung erfahren. Unter den Begleitern dieser Gesellschaft finden wir eine Reihe von Arten aus den Feuchtwiesen unserer Bach- und Flußtäler, die, obgleich nur mit geringen Stetigkeiten vertreten, die wiederholt herausgestellten Beziehungen zu diesen anzuzeigen vermögen. *Lysimachia vulgaris*, *Lythrum salicaria*, *Stachys palustris* und *Thalictrum flavum*, um nur die stetesten zu nennen, beleben mit ihren gelben, roten und weißlichen Blütentrauben und -rispen im Spätsommer das physiognomisch etwas einformige Erscheinungsbild.

Das *Schlankseggenried mit Rohrkolben* wurde nur an einer Stelle angetroffen. Es siedelt in einer alten, von einem Maschinenweg durchtrennten Flutrinne in seichtem Wasser und zeigt offensichtlich eutrophe und gestörte Standortverhältnisse an.

Schilfröhricht (*Phragmites communis* Schmale 39) *Phragmites communis* bildet im Untersuchungsgebiet größere, geschlossene und artenarme, zu einer natürlichen »Monokultur« tendierende Gesellschaften. Nach MEYER (in ELLENBERG, 1978) reduziert sich in solchen Beständen das Licht bis auf weniger als 1 % der vollen Beleuchtungsstärke. So finden wir neben den Differentialarten, soweit vorhanden, Vertreter höherer systematischer Einheiten nur in geringer Zahl; Begleiter treten überhaupt nur bei den trockensten Varianten auf. Bei Wassertiefen von 20–40 cm, geringen Grundwasserspiegelschwankungen und einem gewissen natürlichen Nährstoffreichtum scheinen die standörtlichen Voraussetzungen für das Gedeihen dieser Gesellschaft im Ostteil des Mäanderbogens gegeben. Seine Bestände erreichen hier zur Optimalphase ihrer Entwicklung Höhen bis zu drei Meter über dem Wasser. Wo sich die Ufersegge (*Carex riparia*) mit ihren messerscharfen Blatträndern und die Zauwinde (*Convolvulus sepium*), deren Windesprosse gleichsam wie Stolperdraht wirken, hinzugesellen, werden diese Bestände nahezu undurchdringlich.

Nach dem Wasserhaushalt und den Trophieverhältnissen können wir an Hand der Tabelle sieben Untereinheiten ausscheiden. Die *Blasenseggen-Ausbildung* sie-

delt in einer alten, druckwassergespeisten Flutrinne, deren Bett durch die Auflage einer humosen Schlamm- schicht weitgehend abgedichtet ist. Die differenzierende Blasensegge scheint diesen Tümpelcharakter zu indizieren, die beige-sellte Schlanksegge auch einen gewissen Nährstoffreichtum.

Die *Reine Ausbildung* steht bis zu 50 cm im Wasser und zeichnet sich durch besondere Artenarmut aus; oft ist *Phragmites communis* nur allein vertreten. Diese Variante erreicht flächenmäßig die größte Ausdehnung und nimmt im Ostteil des ehemaligen Flußbetts der Donau den zentralen Bereich ein.

Zusammen mit der *Uferseggen-Ausbildung* nimmt sie den nassen Flügel des Phragmitetum ein. Die Variante mit Ufersegge (*Carex riparia*) siedelt an Stellen, die von den Standortbedingungen her (Grundwasser 20–40 cm über Flur) ähnlich zu beurteilen sind und tritt oft in Kontakt mit der typischen Variante auf. Landeinwärts leitet die Uferseggen-Ausbildung über zum Uferseggenried oder anderen Großseggenesellschaften. Neben der als wärmeliebend charakterisierten Ufersegge (ELLENBERG, 1978; PHILIPPI in OBERDORFER, 1977) treffen wir in dieser Einheit mit *Iris pseudacorus* und *Glyceria maxima* zwei weitere Vertreter aus der Ordnung Phragmitetalia an.

Trockener als die vorgenannten Einheiten steht die *Schlankseggen-Ausbildung*, auch scheint sie nährstoffreichere Verhältnisse anzuzeigen. Entsprechend der Artenkombination nimmt sie eine intermediäre Stellung zwischen den Röhrichtchen und Großseggenrieden ein. Die Geländeaufformung läßt in unserem Gebiet die typische räumliche Abfolge der entsprechenden Pflanzengesellschaften als Ausdruck der graduellen Änderung des Standortfaktors Grundwasser nur an wenigen Stellen zur Ausbildung gelangen. Demnach ist die vorliegende Vegetationseinheit, ein dem Wald wasserwärts vorgelagerter schmaler Saum, am besten als Ineinanderschichtung von zwei Assoziationen (*Phragmitetum communis* und *Caricetum gracilis*) oder genauer, sogar zweier Verbände (*Phragmitum* und *Magnocaricion*) zu verstehen.

Den trockenen Flügel des Schilfröhrichts nehmen die *Schlankseggen-Ausbildung* mit *Brennessel* und die *Brennessel-Ausbildung* ein. Beide Einheiten besitzen als Trennarten *Brennessel* (*Urtica dioica*) und *Zaunwinde* (*Convolvulus sepium*), die wir als Vertreter der nitrophilen Saumgesellschaften bereits bei den *Brennessel-*fluren besprochen haben. Ihre Standorte werden nur in sehr niederschlagsreichen Jahren und jährlich zum Zeitpunkt des Grundwasserhöchststandes überstaut. Auf Grund ihres natürlichen Nährstoffreichtums tragen sie lichte Bestände der Bastardpappel (*Populus canadensis*).

Die *Rohrglanzgras-Ausbildung* ist aus den Einheiten *Brennessel-Silberweidenau* und *Rohrglanzgrasröhricht* hervorgegangen (siehe Vegetationskarte 1968/70) und ist daher genetisch bedingt. Neben dem vorherrschenden Schilf (*Phragmites communis*) ist die Gesellschaft durch die Gelbe Schwertlilie (*Iris pseudacorus*) und den *Wasserschwaden* (*Glyceria maxima*) aus der Ordnung Phragmitetalia recht gut charakterisiert. Außer der Silberweide (*Salix alba*), die in ihrer Vitalität stark geschwächt erscheint, zum Teil abgestorben ist, und dem *Rohrglanzgras* (*Phalaris arundinacea*) fehlen alle weiteren Arten der ursprünglichen Gesellschaft. Die in der Trennartengruppe angeführte *Wasserminze* (*Mentha aquatica*) steht wieder für Nährstoffreichtum.

Sonstige Röhrichte

Neben dem Schilf ist der *Wasserschwaden* (*Glyceria maxima*) die häufigste Phragmiton-Kennart im Untersuchungsgebiet. *Glyceria maxima* bildet, wie uns die Vegetationskarte von 1980 zeigt, ebenfalls ausgedehnte und zusammenhängende Bestände oder säumt stark verschlammte Uferbereiche alter Flutrinnen. Seine glänzenden, saftig grünen Schwinggrasenschieben sich, ausgehend von periodisch trockenfallenden Uferzonen, bis zu einer Tiefe von einem Meter wasserwärts vor. Seine fertilen Sprosse erheben sich von Frühsommer an bis zu 1,5 m über die Wasseroberfläche.

Wo der *Wasserschwaden* zur Dominanz gelangt, sind weitere Pflanzenarten selten. Nur *Phragmites communis* und *Iris pseudacorus* erreichen noch nennenswerte Stetigkeiten, ohne in den einzelnen Beständen höhere Artmächtigkeiten zu erreichen. Neben der flächenmäßig vorherrschenden *Reinen Ausbildung* konnte in der Vegetationstabelle eine *Variante mit Sumpfkresse* abgegrenzt werden. *Rorippa amphibia* differenziert nach PHILIPPI (1978) sowie DIERSCHKE & TÜXEN (zit. n. ZAHLHEIMER, 1979) Initialphasen dieser Gesellschaft. Mit *Veronica catenata* enthält die Differentialartengruppe einen weiteren Vertreter der Wechselwasser-röhrichte.

Mit nur einer Aufnahme wurde das *Wasserschwaden-Wasserfenchelröhricht* belegt. Diese Gesellschaft siedelt auf einer ca. 10 cm mächtigen, humosen Schlamm- schicht im Westteil des Mäanderbogens. Der Standort fällt für die überwiegende Zeit des Jahres trocken.

Noch nasser als *Wasserschwaden-* und *Schilfröhricht*, nämlich bei Wassertiefen von 80–100 cm, siedelt das *Flechtbinsenröhricht*. *Schoenoplectus lacustris* bildet mit seinen dunkelgrünen, auch unter Wasser assimilationsfähigen Stengeln nur einen dürftigen entwickelten Bestand als letzten Vorposten gegen die offene Wasserfläche. Wir wollen ihn mit BRAUN-BLANQUET als ein Assoziationsfragment bezeichnen. Darunter verstehen wir einen Vegetationsfleck, dessen Zugehörigkeit zu einer bestimmten Assoziation außer Zweifel steht, der aber aus irgendwelchen Gründen in der Entwicklung gehemmt oder durch äußere Einflüsse (z. B. Ungunst des Standorts) verkümmert ist und daher nur ein unvollständiges Bild der Assoziation geben kann. Aus der Klasse der Wasserlinsengesellschaften (*Lemnetea* R. Tx. 55 (*Lemnetea minoris*)) dringen Arten wie der Gemeine *Wasserschlauch* (*Utricularia vulgaris*) und die *Kleine Teichlinse* ein und gruppieren sich mosaikartig um die locker gestellten Sprosse der *Flechtbinse*.

Das *Igelkolbenröhricht* siedelt nach Beobachtungen von PHILIPPI (in OBERDORFER, 1977), die sich mit den unseren weitgehend decken, im stehenden bis schwach fließenden Wasser bei Tiefen von 20–50 cm über schlammigem Grund. Die namensgebende Art, *Sparganium erectum*, bildet im nach Südwesten zu seichter werdenden Flußbett des Mäanderbogens einen lockeren, bis einen Meter über die Wasseroberfläche sich erhebenden Bestand, dem nur wenige Arten, am ehesten noch Vertreter des Verbandes *Phragmiton* zu folgen vermögen.

Das *Igelkolben-Uferseggenröhricht*, benannt nach den beiden vorherrschenden Arten, steht bei einer Wassertiefe von 40 cm und leitet über zum *Uferseggenröhricht*.

Das *Uferseggenröhricht*, wir wollen es in Anlehnung an die Erstarbeit (SEIBERT, 1971) bei den Röhrichtgesellschaften besprechen, ist nach ELLENBERG (1978) als einzige Großseggenesellschaft als wärmeliebend charakterisiert. Unsere größte einheimische Seggenart,

sie wird bis zu 1,2 m hoch, bildet im Untersuchungsgebiet bei einer durchschnittlichen Wassertiefe von 10–20 cm größere, von ihr beherrschte Bestände. Fast immer sind, wenn auch mit geringen Mengenanteilen, Schilf (*Phragmites communis*), Wasserschwaden (*Glyceria maxima*) und die Gelbe Schwertlilie (*Iris pseudacorus*) vertreten. Die Ufersegge (*Carex riparia*) kann aber noch weiter in den nassen Bereich vorstoßen und greift dann über in das Schilf- und Wasserschwadentrüchricht. Mit letzterem steht es über das *Wasserschwaden-Uferseggen*trüchricht in Verbindung.

Schließlich ist noch das *Kalmustrüchricht* zu nennen. Der aus den subtropischen Regionen Südostasiens stammende Kalmus (*Acorus calamus*) vermehrt sich bei uns nur vegetativ mit Rhizomen (ZÄHLHEIMER, 1979). Er ist daher in seiner Verbreitung auf Überschwemmungen der Flüsse angewiesen. Seine Gesellschaft wurde im Untersuchungsgebiet nur an einer Stelle angetroffen, wo sie als schmales Band dem Schilfrüchricht bei einer Wassertiefe von 30 cm vorgelagert ist. Wegen ihrer geringen Ausdehnung konnte sie in der Vegetationskarte nicht dargestellt werden.

4.3 Wildgrasfluren

SEIBERT (1962) verwendet diesen Begriff, um die zum Teil wohl anthropogen bedingten, aber ohne Absicht entstandenen Grasfluren von, zum Zweck der Beweidung und Mahd, gedüngten und künstlich geschaffenen Wirtschaftswiesen und -weiden abzugrenzen.

Die *Rasenschmielenrasen* in unserem Untersuchungsgebiet zählen zweifellos zur ersteren Gruppe. Sie stehen in der Zonationsfolge zwischen den Großseggenrieden und den feuchten Einheiten des Quercu-Ulmetum und können räumlich wie standörtlich als Bindeglied zwischen diesen Gesellschaften betrachtet werden. Pflanzensoziologisch-systematisch müssen sie zur Ordnung Molinietales, den Feuchtwiesen gestellt werden. Entscheidend für ihr Gedeihen ist der Bodenwasserhaushalt. Ihre Standorte gehören zu dem Bereich der Aue, der früher alljährlich überschwemmt und so mit nährstoffreichem Schlück versorgt wurde. Heute stocken darauf zum Teil lichte, aber wüchsige, bis zu 30 m hohe Bestände der Bastardpappel (*Populus canadensis*). Infolge der stark beeinträchtigten natürlichen Auendynamik begannen bereits früher verschiedene feuchteliebende Gebüscharten sich auszubreiten. An einigen Stellen finden wir diese Rasengesellschaften in enger Verzahnung mit Waldgesellschaften (*Quercu-Ulmetum*), aus denen dann eine Reihe von Arten übergreift und die in Gang sich befindliche Sukzession andeutet.

Die *Rasenschmielenrasen* sind durch Kennarten aus der Ordnung Molinietales recht gut charakterisiert. *Deschampsia caespitosa*, die namensgebende Art, ist in allen Aufnahmen mit meist hohen Mengenanteilen vertreten. *Stachys palustris*, *Filipendula ulmaria* und *Thalictrum flavum* erreichen ebenfalls hohe Steigkeitsgrade. Weiter finden wir, wenn auch weniger stet, *Angelica sylvestris*, *Lythrum salicaria*, *Achillea ptarmica*, *Lysimachia vulgaris*, *Valeriana procurrens*, *Cirsium oleraceum* und *Colchicum autumnale*. Nur in einer Aufnahme vertreten sind der Sumpfschachtelhalm (*Equisetum palustre*) und das recht seltene Hohe Veilchen (*Viola elatior*). Von den Klassenkennarten gesellen sich hinzu *Vicia cracca*, *Galium mollugo* und *Lathyrus pratensis*, um nur die stetesten zu nennen. Unter den Begleitern sind *Rubus caesius* und *Cirsium arvense* als durchgehend vertretene Arten besonders herauszustellen. Bemerkenswert ist der bereits oben angedeutete Reichtum an Straucharten.

Die *Rasenschmielenrasen* lassen sich an Hand von Differentialarten in vier Untereinheiten gliedern. Allen gemeinsam ist eine Gruppe von Vertretern hauptsächlich der Röhrichte, daneben auch der Uferstaudeinfluren (*Filipendula*) und Flutrasen (*Agropyro-Rumicion*).

Die *Rohrgranzgras-Ausbildung* ist durch das Fehlen von Differentialarten negativ charakterisiert und gegen die anderen Untereinheiten abgegrenzt; sie stellt den Typ der Gesellschaft dar.

Die *Rohrgranzgras-Ausbildung mit Schlanksegge* stellt eine Variante auf mehr gleichmäßig feuchten Standorten dar, während die *Variante mit Sumpfssegge* etwas trockenere und wechselfeuchte Verhältnisse anzuzeigen scheint.

Die *Rohrgranzgras-Ausbildung mit Rohrschwengel* wurde auf einer periodisch als Wildacker genutzten Fläche vorgefunden. Ihr Charakter ist demnach stärker anthropogen geprägt als der der anderen, zu dieser Gesellschaft zählenden Ausbildungen.

5. Die Veränderungen im Auengefüge nach dem Bau der Donaustaufe Ingolstadt

Die Pflanzengesellschaften unserer Flußauen zählen nach ELLENBERG (1978) zur azonalen Vegetation, d. h. es handelt sich um Pflanzenkombinationen, die in mehreren Zonen mit verschiedenem Allgemeinklima in ungefähr gleicher Form auftreten, weil sie von gleichen extremen Bodenfaktoren geprägt werden. Eine dieser Extrembedingungen und zugleich wohl wichtigste ist der Bodenwasserhaushalt; er wird in der Flußau bestimmt einerseits durch periodisch wiederkehrende Überflutungen, andererseits durch den Flußwasserspiegel und den damit oft korrespondierenden Grundwasserstand im Boden (Abb. 4). Seine aktuelle Höhe ist dabei mit einer gewissen Verzögerung Ausdruck der herrschenden Witterungsverhältnisse im Einzugsgebiet des jeweiligen Gewässersystems. Der Mensch hat hier in der Vergangenheit aus verschiedenen Beweggründen manipulierend eingewirkt. Dies haben wir am Beispiel der Donau im Abschnitt 2.2 ausführlich dargestellt.

5.1 Auswirkungen auf den Wasserhaushalt

Die Staustufe Ingolstadt nimmt entsprechend ihrer Konstruktion und Zweckbestimmung keinen oder nur in Ausnahmefällen (Katastrophenhochwässer, Schwellbetrieb), auf einen kurzen Zeitabschnitt begrenzt, Einfluß auf die Abflußverhältnisse der Donau. Der Normalstau der Anlage liegt bei einer Höhe von 369,50 Meter über NN. Um nachteilige Wirkungen der Anlage auf den Hochwasserabfluß zu vermeiden, und um einen teilweisen Ausgleich für verlorenen Retentionsraum zu erreichen, kann der Normalstau um 50 cm erhöht werden, wenn die Abflußmenge 1400 cbm/sec übersteigt. Dieser Wert wurde seit 1845 nur zwölfmal überschritten (UNBEHAUEN, 1971).

Entgegen der häufig vertretenen Ansicht ist die Staustufe nicht in der Lage, in ihrem Wirkungsbereich Hochwässer zu verhindern. Karte 1 zeigt die Verteilung des Hochwassers vom 13. Juni 1965, für den Ostteil der Aueniederung zwischen Neuburg und Ingolstadt.

Das Grundwasser wird seit 1964 von der Rhein-Main-Donau AG mit einer Vielzahl von Rohrbrunnen und Meßpegeln beobachtet. Ihre Standorte im Gelände sind ebenfalls in Karte 1 festgehalten. Für unser Gesamtuntersuchungsgebiet standen zehn Rohrbrunnen und acht Meßpegel zur Verfügung. Sie wurden zweimal monatlich von einer damit beauftragten Person abgelesen; die

LEGENDE ZU DEN VEGETATIONSKARTEN DES MÄANDERBOGENS

UM DIE "ZIEGELSCHÜTT" 1968 / 70 UND 1980

	Forstgesellschaften		
	Offene Wasserflächen		Labkraut-Weißseggen-Eschenau Sumpfseggen-Ausbildung
A-----F	Vegetationsquerprofile		Weißseggen-Eschenau Reine Ausbildung
	Brennessel-Silberweidenau		Reine Eschenau Reine Ausbildung
	Innseggen-Purpurweidenau		Reine Eschenau Reine Ausbildung mit Bärlauch
	Rohrglanzgras-Grauerlen-Eschenau Labkraut-Ausbildung		Berberitzen-Ligusterbusch
	Rohrglanzgras-Grauerlen-Eschenau Labkraut-Ausbildung mit Sumpfsegge		Pfeifengras-Kiefernwald
	Reine Grauerlen-Eschenau Reine Ausbildung		Sanddornbusch
	Reine Grauerlen-Eschenau Reine Ausbildung mit Springkraut		Schillergras-Trespenrasen
	Perlgras-Grauerlen-Eschenau Reine Ausbildung		Rasenschmielenrasen Fiederzwenken-Ausbildung
	Perlgras-Grauerlen-Eschenau Fiederzwenken-Ausbildung		Rasenschmielenrasen Rohrglanzgras-Ausbildung
	Perlgras-Grauerlen-Eschenau Labkraut-Ausbildung		Rasenschmielenrasen Rohrglanzgras-Ausbildung mit Pappel
	Perlgras-Grauerlen-Eschenau Sumpfseggen-Ausbildung		Rasenschmielenrasen Rohrglanzrasen-Ausbildung mit Sumpfsegge
	Labkraut-Weißseggen-Eschenau Reine Ausbildung		Rasenschmielenrasen Rohrglanzgras-Ausbildung mit Schlanksegge
	Labkraut-Weißseggen-Eschenau Fiederzwenken-Ausbildung		Rasenschmielenrasen Rohrglanzgras-Ausbildung mit Rohrschwengel

km 122,00

D. O N. A U.

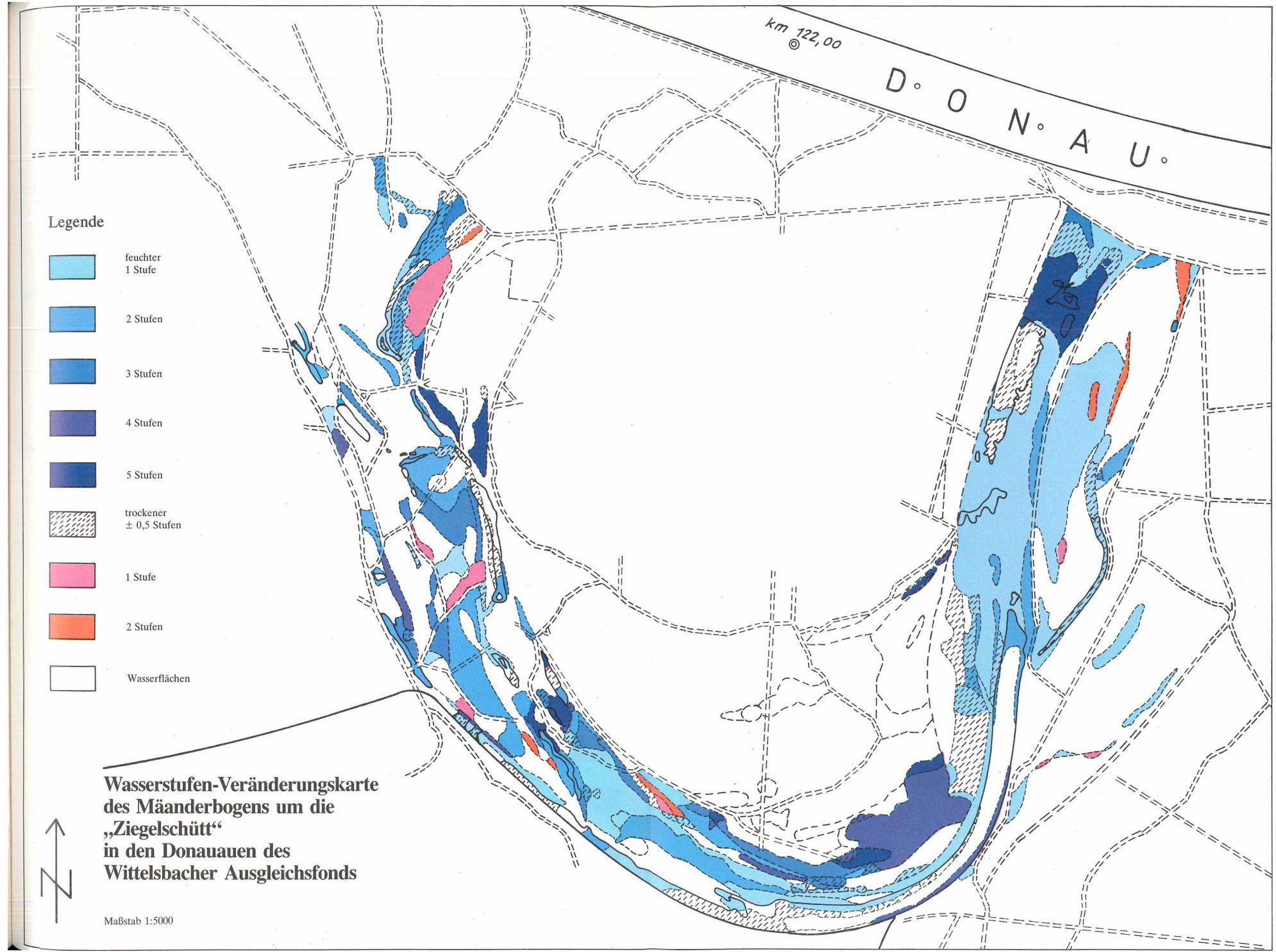
Legende

-  feuchter
1 Stufe
-  2 Stufen
-  3 Stufen
-  4 Stufen
-  5 Stufen
-  trockener
± 0,5 Stufen
-  1 Stufe
-  2 Stufen
-  Wasserflächen

Wasserstufen-Veränderungskarte
des Mäanderbogens um die
„Ziegelschütt“
in den Donauauen des
Wittelsbacher Ausgleichsfonds



Maßstab 1:5000



LEGENDE ZU DEN VEGETATIONSKARTEN DES MÄANDERBOGENS

UM DIE "ZIEGELSCHÜTT" 1968 / 70 UND 1980



Forstgesellschaften



Offene Wasserflächen

A-----F

Vegetationsquerprofile



Brennessel-Silberweidenau



Innseggen-Purpurweidenau



Rohrglanzgras-Grauerlen-Eschenau
Labkraut-Ausbildung



Rohrglanzgras-Grauerlen-Eschenau
Labkraut-Ausbildung mit Sumpfschilf



Reine Grauerlen-Eschenau
Reine Ausbildung



Reine Grauerlen-Eschenau
Reine Ausbildung mit Springkraut



Perlgras-Grauerlen-Eschenau
Reine Ausbildung



Perlgras-Grauerlen-Eschenau
Fiederzwenken-Ausbildung



Perlgras-Grauerlen-Eschenau
Labkraut-Ausbildung



Perlgras-Grauerlen-Eschenau
Sumpfschilf-Ausbildung



Labkraut-Weißseggen-Eschenau
Reine Ausbildung



Labkraut-Weißseggen-Eschenau
Fiederzwenken-Ausbildung



Labkraut-Weißseggen-Eschenau
Sumpfschilf-Ausbildung



Weißseggen-Eschenau
Reine Ausbildung



Reine Eschenau
Reine Ausbildung



Reine Eschenau
Reine Ausbildung mit Bärlauch



Berberitzen-Ligusterbusch



Pfeifengras-Kiefernwald



Sanddornbusch



Schillergras-Trespenrasen



Rasenschmielenrasen
Fiederzwenken-Ausbildung



Rasenschmielenrasen
Rohrglanzgras-Ausbildung



Rasenschmielenrasen
Rohrglanzgras-Ausbildung mit Pappel



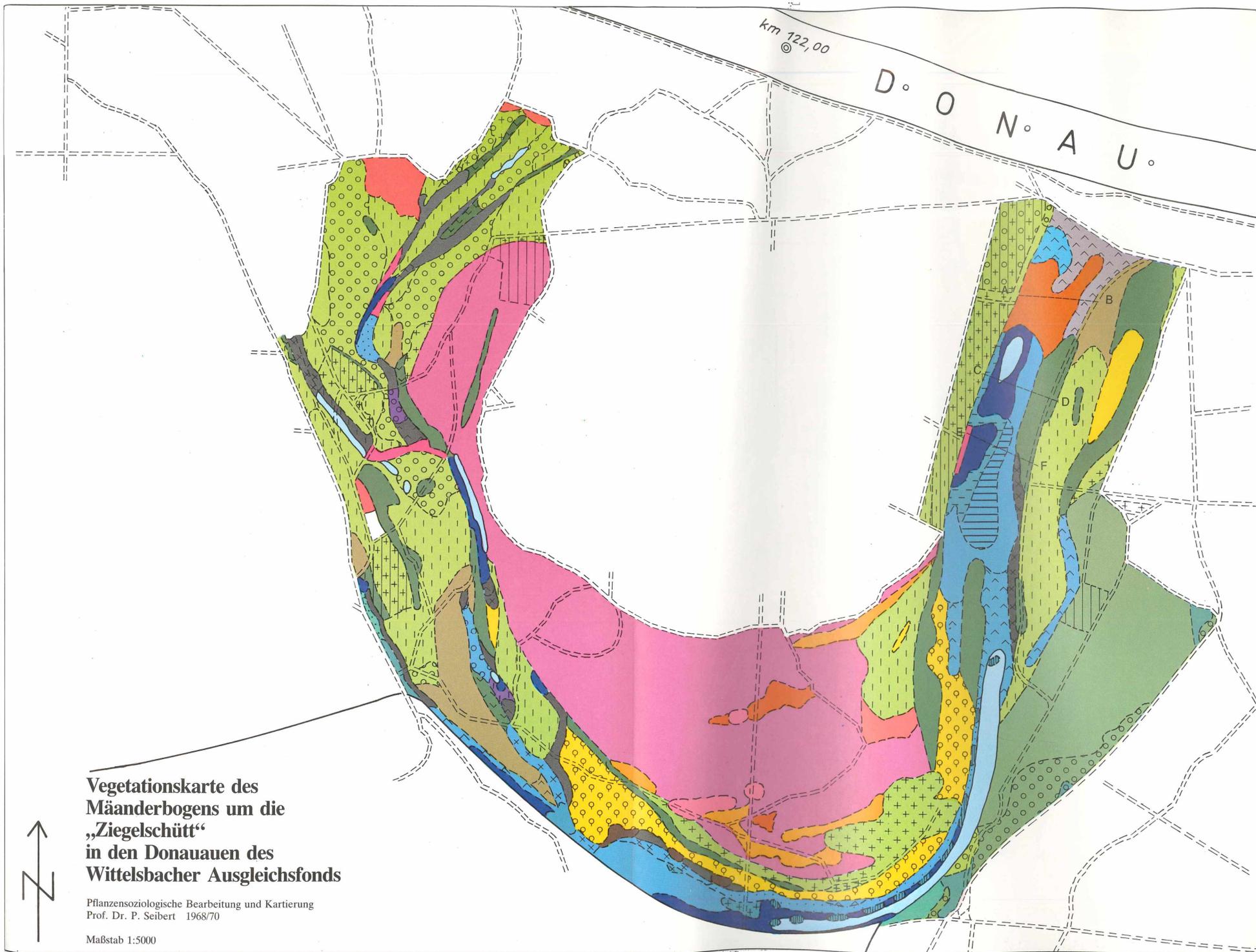
Rasenschmielenrasen
Rohrglanzgras-Ausbildung mit Sumpfschilf

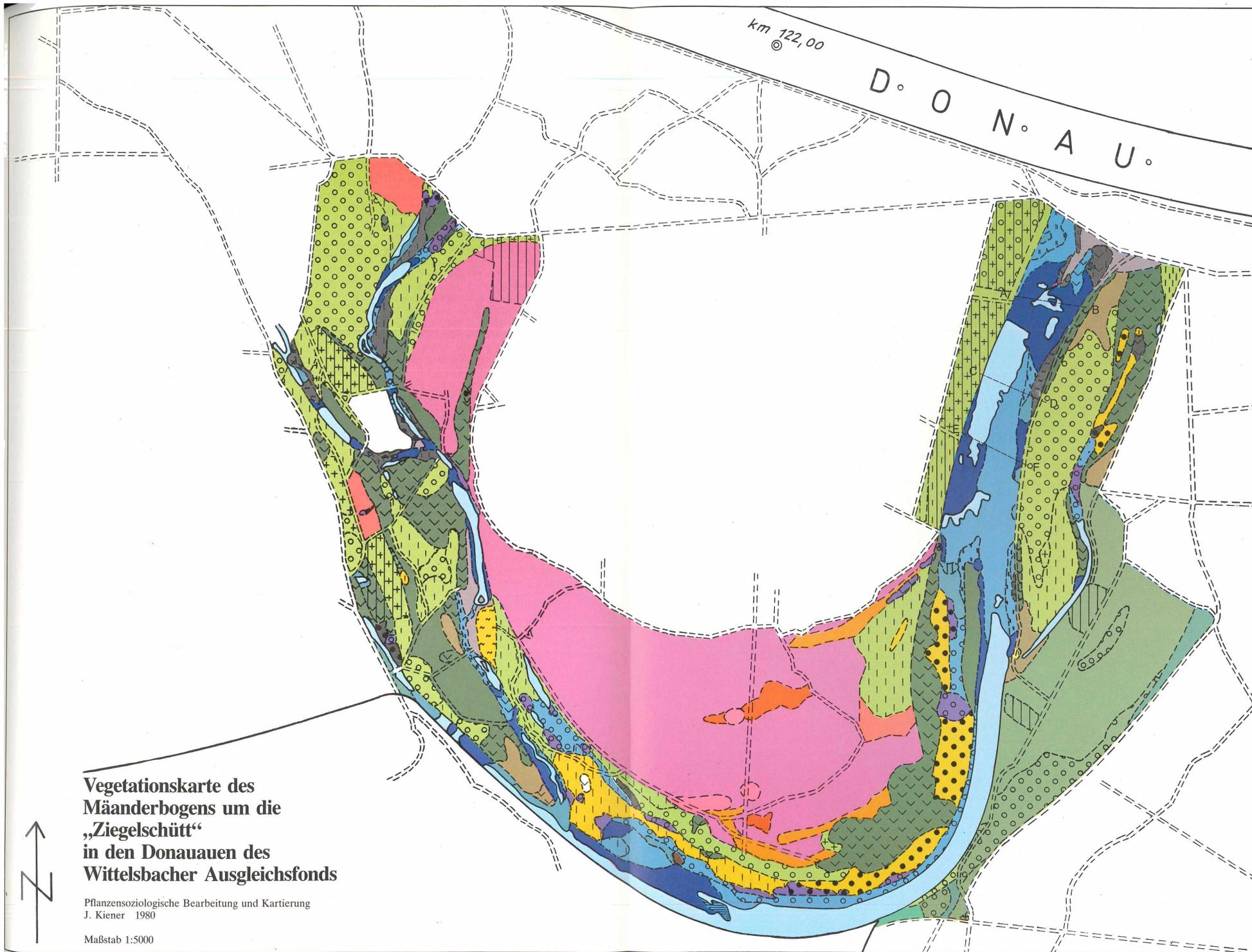


Rasenschmielenrasen
Rohrglanzgras-Ausbildung mit Schilf



Rasenschmielenrasen
Rohrglanzgras-Ausbildung mit Rohrschwengel





gefundenen Werte dienen der Konstruktion von Grundwasserganglinien.

Die Donau wird offensichtlich von einem breiten Grundwasserstrom begleitet, dessen Horizont im ehemaligen Mäanderbogen um die »Ziegelschütt« geschnitten ist (Abb. 5: Mp WiA 26 und Mp WiA 33). Zusätzlich bewegt sich ein Grundwasserstrom, von außerhalb des Auwaldes kommend, in Richtung Norden, wodurch der flußbegleitende Grundwasserstrom eine Ablenkung zur Donau hin (SEIBERT, 1975) erfahren kann. Durch den Aufstau des Flusses wird bewirkt, daß im Oberwasser des Wehres seitlich andrängendes Grundwasser nicht mehr aufgenommen werden kann oder daß in den ersten Jahren sogar Wasser vom Fluß nach außen drückt. In der Folge erhöht sich der Grundwasserspiegel in diesem Bereich und führt entsprechend dem Geländeniveau zu mehr oder weniger starken Vernässungen. Um dies zu verhindern, legt man im Bereich des gestauten Flußabschnittes ein Grabensystem an, wo das überschüssige Wasser gesammelt und unterhalb des Wehres dem Fluß wieder zugeleitet wird. Dies müssen wir berücksichtigen, wenn wir nachfolgend die Ganglinien der Grundwasserbeobachtungsrohre analysieren.

Nach der Stauerrichtung am Wehr Ingolstadt im Februar 1971 war generell ziemlich rasch ein Anstieg des

Grundwasserspiegels im gesamten Untersuchungsgebiet zu beobachten. Das Maß, um das der Grundwasserspiegel angehoben wurde, ist jedoch nicht in allen Teilen gleich. Die im Wirkungsbereich des künstlich angelegten Grabensystems gelegenen Brunnen sind in der nachfolgenden Zahlentafel durch ein Kreuz gekennzeichnet.

Abb. 7 und 8 zeigen den Gang der Jahresmittel (durchgezogene Linie) für die Periode 1965–1980. Die beiden gestrichelten Linien verbinden die für jedes Jahr ermittelten Grundwasserhöchst- bzw. -tiefstände. Auch sind die mittleren Grundwasserstände für die Periode vor (1965–1970) und nach dem Einstau (1973–1980) eingezeichnet.

Wir kennen, daß der Grundwasserspiegel nach dem hydrologischen Eingriff im donau nahen Bereich bis über einen Meter angestiegen ist.* Die Anhebung schwächt sich ab, je weiter wir uns von der Donau entfernen. Im Einflußbereich des Entwässerungsgrabens war der mittlere Grundwasserstand 31–37 cm nachher höher. Wenn wir die Entfernung der Beobachtungsbrunnen zur Donau als Bezugspunkt wählen, scheint ein gewisser Minderanstieg gegeben. Wir können aus den beiden Graphiken weiter entnehmen, daß der Grundwasserstand in der Periode 1965–1970 innerhalb des Jahres zum Teil sehr stark schwankte. Für das Jahr 1965 errechneten wir am Beobachtungsbrunnen WiA 15 zwischen Grundwasserhöchst- und -tiefstand eine Differenz von 3,40 m**.

Grundwasserbrunnen Nr.	Grundwasserspiegelanstieg nach 1971 (cm)
WiA 4	+ 84
WiA 12	+ 87
WiA 13	+ 107
WiA 14	+ 44
WiA 15	+ 34
WiA 16	+ 51
+ WiA 17	+ 24
+ WiA 18	+ 35
+ WiA 21	+ 37
+ WiA 22	+ 31

* Die Jahresgänge von Fluß- und Grundwasserspiegel sind in erster Linie Ausdruck der herrschenden Witterungsbedingungen im Einzugsgebiet des betreffenden Gewässersystems. Es ist daher eigentlich nicht korrekt, Grundwasserstände verschiedener Jahre oder Zeitperioden zu vergleichen. Es kommt uns aber hier nicht auf höchstmögliche Genauigkeit an, vielmehr wollen wir uns eine Vorstellung verschaffen über die Größenordnung, in der sich die Veränderungen vollzogen haben.

** Die Grundwasserstände wurden nur zweimal monatlich abgelesen. Es ist daher unwahrscheinlich, daß immer die tatsächlichen Extremwerte erfaßt worden sind.

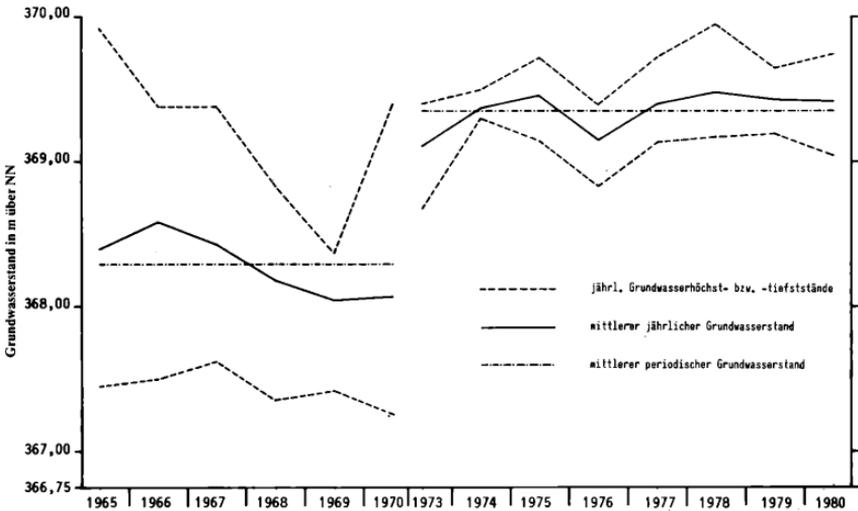


Abbildung 7

Grundwasserganglinien am Beobachtungsbrunnen WiA 13 vor (1965–1970) und nach (1973–1980) dem Einstau der Donau.

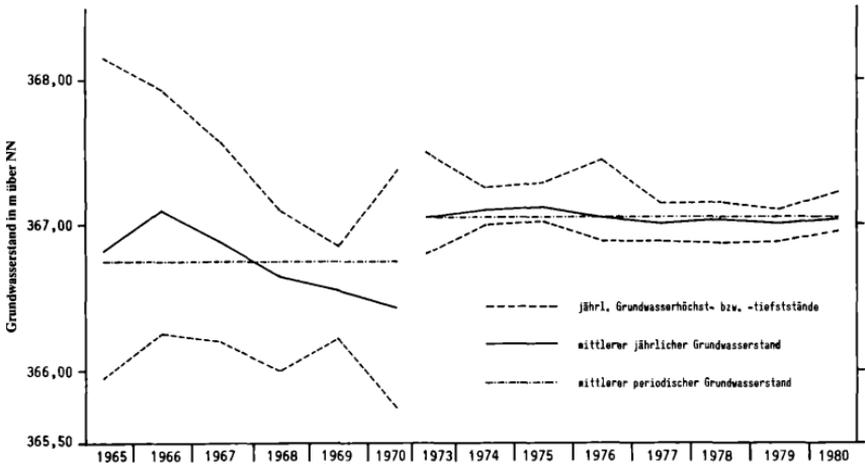


Abbildung 8

Grundwasserganglinien am Beobachtungsbrunnen WiA 22 vor (1965–1970) und nach (1973–1980) dem Einstau der Donau.

Schwankungen in dieser Größenordnung sind für Auenstandorte über grobkörnigen, wasserdurchlässigen Sedimenten durchaus typisch (SCHEFFER-SCHACHT-SCHABEL, 1979). Für die Periode nach dem Einstau (1973–1980) verringerte sich die jährliche Schwankungsbreite deutlich, am stärksten an den im Wirkungsbereich des Entwässerungssystems gelegenen Brunnen.

Gleichzeitig mit der Errichtung der Staustufe Ingolstadt wurde rechtsseitig der Donau zum Schutz der davorliegenden Grundstücke, Siedlungen und Verkehrswege eine Dammanlage geschüttet. Sie verläuft, an der Stauanlage bei Flußkilometer 128,8 beginnend, mit wachsendem Abstand zum Fluß donauaufwärts, um etwa in Höhe von Flußkilometer 124 in einem stumpfen Winkel nach Südwesten abzuschwenken; von da rund 750 m weiter liegt der Hochwasserschutzdamm scharf nach Süden ab und läuft entlang des Reviere Spitzerholz gegen das Gelände aus. Er bewirkt, daß die davorliegenden Auwaldteile zukünftig bei Hochwässern von einer Überflutung freigehalten werden. Damit bleibt auch die Sedimentation mineralischer und organischer Schwebfracht aus, mit welcher die Auenböden in unregelmäßigen Abständen »gedüngt« wurden. Wir müssen daher damit rechnen, daß vor allem die reiferen Auwaldgesellschaften (Quercu-Ulmetum) auf grundwasserfernen Standorten (Grundwasserstand unter Flur größer zwei Meter) mit fortschreitender Bodenentwicklung sich allmählich zu zonalen Vegetationseinheiten (Galio-Carpinetum ulmetosum) weiterentwickeln, wie wir sie auf den flußfernen, schon länger hochwasserfreien Flußterrassen antreffen.

5.2 Auswirkungen auf die Vegetation

»Das sicherste Verfahren, um Veränderungen in der Pflanzendecke nach Eingriffen in den Wasserhaushalt festzustellen, ist der Vergleich von Vegetationskarten aus der Zeit vor dem technischen Eingriff mit solchen, die aufgenommen wurden, nachdem sich die Vegetation auf den veränderten Wasserhaushalt eingestellt hatte« (SEIBERT, 1962). Diese Methode erlaubt einen flä-

chendeckenden Vergleich. Sie wurde nur für das Teilgebiet des Mäanderbogens um die »Ziegelschütt« angewandt, während im »Gesamten Untersuchungsgebiet« durch Wiederholung von Aufnahmen und deren paarweise Gegenüberstellung ein punktueller Vergleich vorgenommen wurde. Hierbei kam es uns darauf an, die durch den Eingriff bedingten floristischen Verschiebungen auch in ihren Feinheiten zu erfassen.

5.2.1 Änderungen im Artengefüge ausgewählter Probeflächen

Die paarweise Gegenüberstellung und Analyse der ausgewählten Vegetationsaufnahmen von 1968/70 und 1980 liefern folgende Erkenntnisse:

Beim Vergleich der Aufnahmen aus dem Vegetationsgebiet der Hartholzauze (Quercu-Ulmetum) zeigen sich nur geringfügige Unterschiede in der Artenzusammensetzung und auch in den Artmächtigkeiten der einzelnen Taxa. Nur in Aufnahme Nr. 196 (Rohrglanzgras-Grauerlen-Eschenau), die gleich an ein bachbegleitendes Rohrglanzgrasröhricht grenzt, scheinen deutlichere Veränderungen eingetreten zu sein. *Phalaris arundinacea*, *Carex acutiformis* und *Cirsium oleraceum*, die unter diesen Klimabedingungen als Grundwasserzeiger gelten dürfen (SEIBERT, 1962) haben höhere Artmächtigkeiten erhalten; weitere feuchteliebende Arten aus der zugehörigen Differentialartengruppe, wie *Stachys palustris*, *Symphytum officinale* und *Iris pseudacorus*, ferner das Gewöhnliche Hexenkraut (*Circaea lutetiana*), ein Feuchtezeiger innerhalb der Ordnung Fagetalia, wurden neu gefunden. Neu hinzugekommen sind auch Arten, die auf verbesserte Lichtverhältnisse sowie ein erhöhtes Nährstoffangebot hinweisen: *Galium mollugo*, *Convolvulus sepium* und *Urtica dioica*.

Wie Abb. 9 zeigt, werden unsere Überlegungen bestätigt, wenn wir für die Aufnahme Nr. 196 anhand der Zeigerwerte von ELLENBERG (1974) mittlere Faktorenzahlen berechnen und die prozentische Veränderung des soziologischen Verhaltens betrachten:

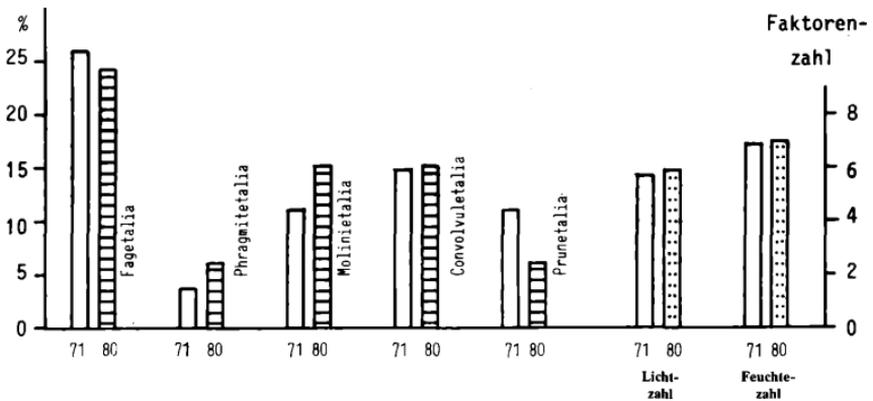


Abbildung 9

Soziologisches Verhalten und mittlere Faktorenzahlen (ELLENBERG, 1978) der Vegetationsaufnahme Nr. 196 vor und nach dem hydrologischen Eingriff.

An diesem Beispiel können wir sehr schön zeigen, daß solche Veränderungen nicht unbedingt durch die Grundwasseranhebung verursacht sein müssen. Wir müssen dazu die Deckungsgrade der verschiedenen Bestandsschichten zu den beiden Aufnahmezeitpunkten heranziehen:

Jahr/Schicht	B 1	B 2	St	K	M
1968/70	0.9	0.2	0.1	0.9	0.2
1980	0.6	0.2	0.2	0.9	0.2

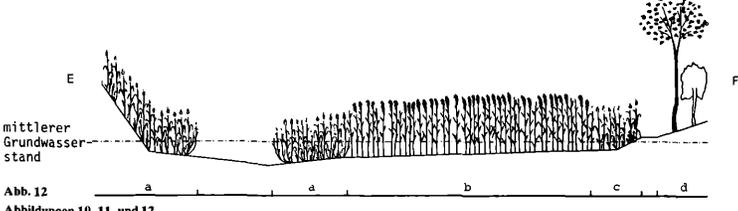
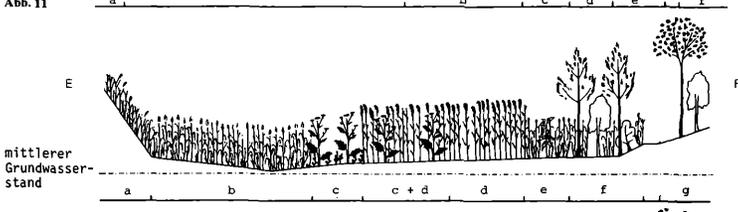
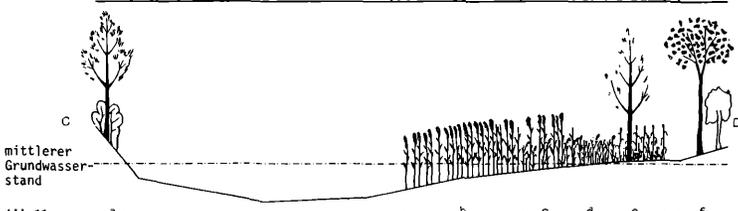
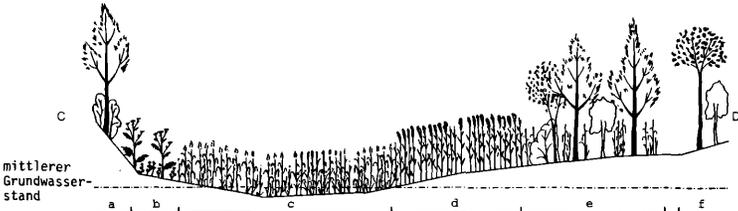
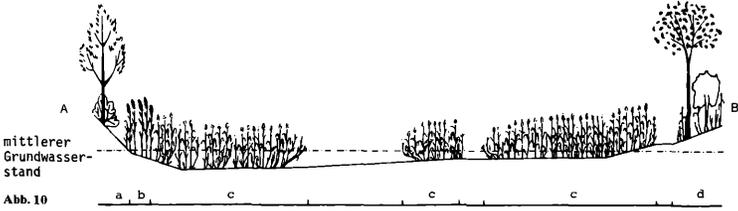
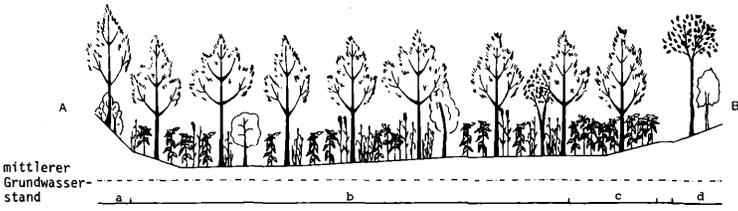
In der dazwischenliegenden Periode wurden im Zuge einer hochdurchforstungsartigen Nutzung Lücken im Kronendach des Bestandes geschaffen. Die Auflichtung bewirkte eine Verbesserung der Licht- und Wärmeverhältnisse und eine vermehrte Zufuhr von Niederschlagswasser (SEIBERT, 1978). Diese Situation wurde von den vorgenannten Arten offensichtlich zur Ansiedlung genutzt.

Viel eindeutiger Veränderungen finden wir bei den Pflanzengesellschaften, die zu ihrer Existenz ständig auf hoch stehendes Grundwasser angewiesen sind. Dazu zählen in unserem Auwaldabschnitt die Weidenau, die Großseggenriede, die Still- und Fließwasserröhrichte.

In den beiden, im ehemaligen Flußbett des Mäanderbogens gelegenen Aufnahmen Nr. 212 und 218 der Brennessel-Silberweidenau bildete die Silberweide zusammen mit Bastardpappeln bis zu 18 m hohe Bestände. Unter ihrem lockeren Schirm (Deckungsgrad B1: 0,7) war eine dichtgeschlossene, von Vertretern der nitrophilen Staudenfluren (Convolvuletalia) dominierte Krautschicht entwickelt. Mit der Anhebung des Grundwasserspiegels wurden ihre Standorte dauerhaft unter Wasser gesetzt. Dies führte in der Folgezeit zum Absterben der Baumbestände. Die Brennessel-Silberweidenau wurde ersetzt durch ein Wasserschwaden-Schilfröhricht in der einen und durch ein Wasserschwadenröhricht in der anderen Aufnahme (siehe auch Querprofile Abb. 10—12).

Einen physiognomischen weniger drastischen Wandel zeigen die beiden zu den Großseggenrieden zählenden Aufnahmen Nr. 332 und 107. Hier stieg das Grundwasser auf 10–40 cm über Geländeneiveau an und begünstigte Arten, die auch eine längere Überstauung tolerieren. Beide Aufnahmen liegen in kleinen Geländehohformen und zeigen ausgesprochenen Tümpelcharakter. In Aufnahme Nr. 332 haben sich am Grund der 2,5 m hohen Krautschicht, vorwiegend aus Schilf, in kleinen Bestandeslücken Vertreter der Wasserlinsengesellschaften angesiedelt. *Lemna minor*, *Lemna trisulca* und vor allem der Gemeine Wasserschlauch (*Utricularia vulgaris*) sind in kleinen Trupps und Flecken zwischen den Halmen der höheren Pflanzen mosaikartig angeordnet. Bei der synoptischen Betrachtung der Aufnahme-paare aus den Rohrglanzgrasröhrichten und Brennesselfluren ist nicht immer eindeutig zu entscheiden, ob die vorliegende Veränderung im Artenbestand auf die Grundwasseranhebung zurückzuführen ist (Aufnahmen Nr. 320, 228, 153, 227, 231). Im allgemeinen scheinen aber die Bestände des Rohrglanzgrasröhrichts die stärkere Bindung an hoch stehendes Grundwasser zu besitzen. Dies zeigt auch die vergleichsweise stärkere Förderung von Grundwasser- und Feuchtezeigern nach dem technischen Eingriff. Bemerkenswert erscheint für einen Teil der Aufnahmen aus den Brennesselfluren die Neuan-siedlung verschiedener Frühjahrsgeophyten, wie *Ranunculus ficaria*, *Ranunculus auricomus*, *Scilla bifolia*, *Anemone ranunculoides* und *A. nemorosa*.

Die Standorte der verschiedenen Stillwasserröhrichtgesellschaften waren bereits vor dem hydrologischen Eingriff für kürzere oder längere Zeit im Jahr überstaut. Die ursprünglichen Pflanzengesellschaften waren schon ziemlich artenarm; ihre Benennung ergab sich in erster Linie aus den jeweils angegebenen Dominanzverhältnissen. Der neue Grundwasserstand verursachte entsprechend seinem Niveau floristische Veränderungen in unterschiedlicher Stärke und Richtung. Auf den Probeflächen Nr. 213 und 214 wurden Wasserstände von 80 cm und mehr über Flur erreicht, so daß diese Flächen heute von offenen Wasserflächen eingenommen werden.



Abbildungen 10, 11, und 12

Die Vegetation im Mäanderbogen um die »Ziegelschütt« im Querschnitt der Abb. 10–12 vor (oben) und nach (unten) der Anhebung des Grundwasserspiegels im Jahre 1971.

a) Perigras-Grauerlen-Eschenau, Labkraut-Ausbildung; b) Brennessel-Silberweidenau; c) Brennesselfur, Wasserminzen-Ausbildung; d) Reine Grauerlen-Eschenau, Reine Ausbildung.

a) wie oben! b) Schilfröhricht, Reine Ausbildung; c) Wasserschwadentröhricht; d) Rohrglanzgras-Grauerlen-Eschenau, Labkraut-Ausbildung mit Sumpfsedge.

a) Perigras-Grauerlen-Eschenau, Labkraut-Ausbildung; b) Wasserfenchelröhricht; c) Wasserschwadentröhricht; d) Schilfröhricht, Reine Ausbildung; e) Rohrglanzgras-Grauerlen-Eschenau, Labkraut-Ausbildung; f) Perigras-Grauerlen-Eschenau, Labkraut-Ausbildung.

a) wie oben! b) Schilfröhricht, Reine Ausbildung; c) Schilfröhricht, Uferseggen-Ausbildung; d) Uferseggenröhricht; e) Rohrglanzgrasröhricht, Wassermünzen-Ausbildung mit Sumpfkresse; f) Perigras-Grauerlen-Eschenau, Sumpfsiegen-Ausbildung.

a) Blasenseggen-Innseggenried; b) Wasserschwadentröhricht; c) Wasserfenchelröhricht; d) Schilfröhricht, Reine Ausbildung; e) Rohrglanzgrasröhricht, Brennessel-Ausbildung mit Wasserminze; f) Rohrglanzgras-Grauerlen-Eschenau, Labkraut-Ausbildung; g) Perigras-Grauerlen-Eschenau, Labkraut-Ausbildung.

a) Wasserschwadentröhricht; b) Schilfröhricht, Reine Ausbildung; c) Wasserschwadentröhricht, Reine Ausbildung mit Sumpfkresse; d) Perigras-Grauerlen-Eschenau, Sumpfsiegen-Ausbildung.

5.2.2 Vergleich der Vegetationskarten des Mäanderbogens um die »Ziegelschütt« vor und nach dem hydrologischen Eingriff

Die Gegenüberstellung der beiden Vegetationskarten von 1968/70 und 1980 zeigt für das Untersuchungsgebiet recht deutliche Verschiebungen in der räumlichen Verteilung der verschiedenen Pflanzengesellschaften.

Standorte, die vor dem Einstau der Donau noch wüchsige Bestände mit Silberweide bzw. Bastardpappel trugen, werden heute von Stillwasserröhrichten eingenommen; vor allem Schilfröhricht und Wasserschwadnröhricht haben sich in diesem Bereich flächenmäßig stark ausgedehnt.

In Waldgesellschaften des Querco-Ulmetum, die vorher weder als besonders feucht noch trocken charakterisiert waren, siedelten sich Feuchtezeiger neu an. Dabei handelte es sich zum einen um die Arten aus der Differentialartengruppe der Rohrglanzgras-Grauerlen-Eschenau (SEIBERT 1971) *Phalaris arundinacea*, *Iris pseudacorus*, *Symphytum officinale*, *Phragmites communis*, *Stachys palustris*, zum anderen um die Sumpfsedge (*Carex acutiformis*), die ebenfalls frischere, auch wechselfeuchte Verhältnisse anzuzeigen scheint. Bestände, in denen wir diese Artengruppe neu antrafen, ordneten wir den entsprechenden Gesellschaftstypen zu, auch wenn die Artenkombination, die früher das Kriterium der Abgrenzung bildete, noch teilweise oder größtenteils vorhanden war. Einige besonders feuchte Bestände der Rohrglanzgras-Grauerlen-Eschenau wurden nach der Veränderung des Bodenfeuchtereimes sogar durch Röhrichte und Großseggenesellschaften ersetzt.

Die Gegenüberstellung von drei Vegetationsquerprofilen (Abb. 10 – 12) aus dem Ostteil des ehemaligen Mäanderbogens veranschaulichen die obenstehenden Ausführungen recht gut. Sie lassen zugleich erkennen, daß die Grundwasseranhebung bei gleichen Beträgen ganz unterschiedliche Auswirkungen haben kann, je nachdem, welche Gesellschaft davon betroffen wurde.

Besonders empfindlich reagiert hat neben der Silberweidenau das Wasserfenchelröhricht; es nahm noch 1971 eine ansehnliche Fläche ein, zum Teil in Reiner Ausbildung, zum Teil eingelagert in das Schilfröhricht, fehlt aber heute vollständig.

Demgegenüber dürfen wir die Flächenbilanz der anderen Röhrichtgesellschaften als ausgeglichen oder leicht positiv betrachten. Bei zu hohem Wasserstand wurde ihre physiologische Leistungsfähigkeit auf vorher schon nassen Standorten überschritten, sie mußten aufgegeben werden, aber im gleichen Zuge konnten neue Areale hinzugewonnen werden.

Freie Wasserflächen existierten bis 1971 in nennenswertem Ausmaß nur im alten Flußbett der Donau in Vertiefungen (Kolke) an der Krümmungsaußenseite, die der Fluß, als er noch ungebändigt durch die Aue mäandrierte durch die Rotationsbewegung seiner Wassermassen in Flußsohle und an der Außenseite des Ufers grub. Der neuerliche hydrologische Eingriff bewirkte, daß sich die offenen Wasserflächen, von hier ausgehend, auf das Dreifache ausdehnten.

5.2.3 Die Veränderungen im Wasserhaushalt der Pflanzengesellschaften

TÜXEN fertigte 1939 die erste sogenannte »Wasserstufenkarte« für das Wietze-Gebiet bei Hannover. Ihr Anwendungsgebiet und ihren Zweck beschreibt er wie folgt:

»Es gibt eine einfache Möglichkeit, Schädigungen der Pflanzendecke durch Störungen ihres Wasserhaushalts auch nachträglich noch zum größten Teil sicher festzustellen: »Die Wasserstufenkarte«.

Während man anfangs anhand der Vegetation nur recht grob in Wasserüberschuß- und Wassermangelgebiete untergliederte, berücksichtigten TÜXEN und MEISEL, K. später auch die im Wasserbedarf voneinander abweichenden Ansprüche der drei wichtigsten Wirtschaftsarten Grünland, Acker und Wald und kamen so zu einer differenzierteren Abstufung. TÜXEN ging 1954 daran, die verschiedenen Pflanzengesellschaften eines Gebietes nach dem Einfluß des Bodenwasserhaushalts in der Reihenfolge von Zu- und Abnahme zu ordnen. Das bot sich immer dann an, wenn ein Gebiet gleichzeitig pflanzensoziologisch und ökologisch untersucht wurde. Auf diese Weise gelang es, innerhalb bestimmter enggefaßter Gesellschaftstypen ökologische Zeigerarten für qualitative Unterschiede eines bestimmten Standortsfaktors zu isolieren (TÜXEN, 1954) und die Pflanzengesellschaften auf bestimmte Grundwasserganglinientypen zu »eichen«.

Während TÜXEN, als er die verschiedenen Pflanzengesellschaften bezüglich des Faktors Bodenwasserhaushalt eichte, ungeachtet der übrigen Standortsfaktoren von der generellen Gültigkeit des gefundenen ökologischen Zeigerwertes einer bestimmten Gesellschaft ausgeht, setzt SEIBERT (1962) die Pflanzengesellschaften eines bestimmten Gebietes in Beziehung zum Wasserstand des Grundwassers und kommt, indem er zusätzlich die pedologischen und klimatischen Gegebenheiten des betreffenden Gebietes berücksichtigt, zu einem zwar nur lokal gültigen, aber qualitativ höherwertigen ökologischen Zeigerwert.

SEIBERT (1971) zeigt noch einen anderen Weg zur Beurteilung des Wasserhaushaltes von Pflanzengesellschaften für den Fall, daß spezielle Untersuchungen dazu nicht vorliegen, nämlich über die Gesamtartenkombination der einzelnen Pflanzengesellschaften, sowie Geländebeobachtungen im Rahmen der pflanzensoziologischen Bearbeitung. Dabei werden vor allem die Beziehungen der Pflanzengesellschaften zu Geländeneiveau, Geländeform, Bodenentwicklung und beobachtete Wasserstände an Bodenaufschlüssen, alten Flutrinnen und Altwässern berücksichtigt. Anhand von nach dieser Methode gewonnenen Erkenntnissen wurden in der Erstbearbeitung 1968/70 die verschiedenen Pflanzengesellschaften einer von folgenden 8 Wasserstufen (SEIBERT, 1971) zugeordnet:

1. trocken, ohne Grundwasser-Anschluß;

bei diesen grundwasserunabhängigen Standorten trocknet der Oberboden verhältnismäßig leicht aus, entweder infolge größerer Körnung oder einer geringen Mächtigkeit des über dem Kies liegenden feinen Bodenmaterials.

2. trocken bis frisch, ohne Grundwasser-Anschluß;

diese Standorte bilden einen Übergang zu

3. frisch, ohne Grundwasser-Anschluß;

bei denen die Wasserversorgung infolge größerer Mächtigkeit eines feinerdereichen Oberbodens ausgeglichen ist;

4. frisch, Grundwasser-Anschluß möglich;

das Vorkommen von Feuchtigkeitszeigern und die Lage mancher Standorte in Mulden läßt einen Grundwasser-einfluß möglich erscheinen;

5. *feucht, Grundwasser wahrscheinlich weniger als 100 cm unter Flur;*

Zeigerpflanzen, die auch anderwärts nur bei Grundwassereinfluß vorkommen, sowie die Lage auf tiefergelegenen Flächen, oft in der Nähe sichtbarer Wasserspiegel, führten zu der o. g. Beurteilung;

6. *feucht bis naß, Grundwasser 30 – 50 cm unter Flur;* hier konnten meist in der Nähe befindliche, mit dem Grundwasserspiegel korrespondierende Wasserflächen beobachtet werden;

7. *naß, Grundwasser 0 – 20 cm; und*

8. *unter Wasser;*

Bei den letzten Wasserstufen war offenes Wasser unmittelbar benachbart.

Nach demselben Verfahren haben wir die in der Vegetationskarte von 1980 angetroffenen Pflanzengesellschaften hinsichtlich ihrer Abhängigkeit vom Bodenwasserhaushalt am Standort bewertet. Darüberhinaus standen für die Einschätzung Grundwasserstandsdaten von 4 Rohrburgen und 2 Meßpegeln im Bereich des Bearbeitungsgebietes sowie mittlere Feuchtezahlen nach ELLENBERG für die verschiedenen Einheiten zur Verfügung.

Tab. 2 im Anhang enthält für alle Pflanzengesellschaften des Untersuchungsgebietes zu beiden Bearbeitungszeitpunkten die geschätzte Wasserstufe und die mittlere Feuchtezahl nach ELLENBERG (1978).

Setzen wir diese relativen Feuchtezeffern der achteiligen Wasserstufenskala statt der den Gesellschaften entsprechenden Farben und Signaturen in die Vegetationskarten von 1968/70 und 1980 ein und vergleichen beide Karten parzellenweise miteinander, so erhalten wir durch Differenzbildung eine Karte des Feuchteunterschiedes bestimmter Flächen nach der Anhebung des Grundwasserspiegels. Wir wollen sie künftig »Wasserstufenveränderungskarte« bezeichnen. ELLENBERG (1952) hat nach diesem Verfahren im Grundwasser-schadensgebiet am Mittelland-Seitenkanal westlich von Braunschweig den monetären Mehr- oder Minderwert der Wiesengesellschaften nach der Grundwasserabsenkung ermittelt und kartennäßig dargestellt.

Die Analyse der deduktiv gewonnenen »Wasserstufenveränderungskarte« liefert folgende Ergebnisse:

Auf der überwiegenden Fläche des Untersuchungsgebietes hat der Feuchtegrad nach dem hydrologischen Eingriff mehr oder minder stark zugenommen; in einigen Bereichen indizieren die Pflanzengesellschaften keine Veränderung im Bodenwasserhaushalt. Seine graduelle Veränderung kommt nicht oder unvollständig zum Ausdruck auf den Flächen, die bereits 1971 von Pflanzengesellschaften der Wasserstufen 7 und 8 oder gar offenen Wasserflächen eingenommen wurden. Um den Wert der Karte richtig beurteilen zu können, müssen wir berücksichtigen, daß der Einstufung der Vegetationseinheiten auch die gerade zum Aufnahmezeitpunkt herrschenden Grundwasserhältnisse zugrundeliegen. Die vergleichsweise hohen Niederschläge in den Sommermonaten des Jahres 1980 und die dadurch über das periodische Mittel (1973 – 1979) erhöhten Wasserstände stellen einen weiteren Unsicherheitsfaktor dar, welcher aber durch Reduktion des Beobachtungswertes um den Differenzbetrag zum periodischen Mittel weitgehend auszuschalten ist.

6. **Die Veränderungen im Auengefüge nach der Errichtung der Staustufe Ingolstadt und ihre Bewertung aus der Sicht verschiedener Nutzungsinteressen**

Der Einstau der Donau verursachte im betroffenen Auwaldabschnitt eine durchschnittliche Anhebung des mittleren Grundwasserstandes von 20 bis über 100 cm. Dies bewirkte sowohl eine qualitative Veränderung der Vegetation in Form des Wandels der Artenkombination, als auch eine räumliche Verschiebung und unterschiedliche Ausbreitung der einzelnen Vegetationseinheiten. Während bei Grundwasserabsenkungen der Austrocknungsprozeß relativ langsam verläuft und erst nach längerer Zeit, häufig erst nach extremen Trockenjahren deutlich wird, hat sich der neue Vegetationszustand nach neun Jahren recht schnell eingestellt. SEIBERT (1975) konnte in einem Parallellfall in den Donauauen bei Offingen solche Veränderungen bereits nach fünf Jahren nachweisen. Wir müssen daher damit rechnen, daß dieser Prozeß, den wir als degressive Sukzession (SEIBERT in BUCHWALD/ENGLHARDT, 1978) bezeichnen wollen, noch nicht das Stadium des neuen Gleichgewichts zwischen Vegetation und Standort erreicht hat, sondern infolge einer Reihe von Sekundäreffekten, die zu erfassen und quantifizieren den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde und deshalb unberücksichtigt blieben, erst in einigen Jahrzehnten zu stabilen Dauergesellschaften führen wird.

6.1 **Bedeutung aus der Sicht der Forstwirtschaft**

Die Veränderung des Bodenfeuchteregimes ist entsprechend der hiervon ausgehenden Wirkungen aus forstwirtschaftlicher Sicht unterschiedlich zu beurteilen.

Im Ostteil des Mäanderbogens, dem ehemaligen Flußbett der Donau wurde eine ca. 2 ha große Fläche, die ursprünglich von der Silberweidenau, der Brennesselflur und dem Rohrglanzgrasröhricht eingenommen wurde, dauerhaft überstaut. Die auf den relativ jungen und nährstoffreichen Sedimenten stockenden Bestände autochthoner Silberweide (*Salix alba*) bzw. künstlich eingebrachter, aber wüchsiger Bastardpappel (*Populus canadensis*) starben infolge der behinderten Wurzelatmung weitgehend ab und mußten so vorzeitig genutzt werden. Der sich ergebende Schaden setzt sich zusammen aus einem Hiebsunreifeverlust, Verlust aus unzeitgemäßer Nutzung, Mehraufwand infolge erschwelter Erntebedingungen sowie in der Hauptsache aus dem Verlust von 2 ha Holzproduktionsfläche.

In einem nach Osten und Süden anschließenden Übergangsbereich ermöglicht hoch anstehendes Grundwasser (30 – 50 cm unter Flur) zusammen mit dem günstigen kapillaren Aufstieg in der lehmig-tonigen Deckschicht eine fortwährend günstige Wasserversorgung. Die Bastardpappel (*Populus canadensis*) bildet auf diesen Standorten, wohl in der Wurzelatmung in diesem grobporigen Substrat behindert, überwiegend flache Wurzelsteller aus. In einem sehr niederschlagsreichen Jahr, wie es 1980 der Fall war, wird diese oberflächennahe Bodenschicht stark aufgeweicht und damit hochplastisch, so daß bereits bei mittleren Windstärken Bäume ausgehebelt werden. Die genannten hohen Niederschläge, die geringe Dränleistung des sehr feinkörnigen Oberbodens sowie fehlende oberflächliche Abflußmöglichkeiten bewirkten im Sommer 1980, daß in dieser Zone weitere Pappeln nach einer kürzeren Überstauungsphase zum Teil flächig abstarben.

An verschiedenen Stellen im Untersuchungsgebiet (z. B. Wiederholungsaufnahmeflächen Nr. 196 und 309) fielen dem Bearbeiter auch einzelne abgestorbene und rückgängige Feldulmen auf. Das Absterben von Bäu-

men nach der Veränderung des Standortfaktors Grundwasser hat man bisher vornehmlich im fortgeschrittenen Alter festgestellt (SEIBERT, 1975); nahe ihrer physiologischen Altersgrenze ist das Wurzelsystem der Bäume dieser Streifensituation nicht mehr gewachsen und kann sich auf die veränderten Verhältnisse auch nicht mehr umstellen. Die vorhandenen Grundwasserbrunnen sind leider zu weit entfernt postiert, um deren Werte zur Klärung der Ursache heranziehen zu können. In den letzten Jahren hat im Auwald das Ulmensterben stark um sich gegriffen. Die Tatsache, daß es sich bei den abgestorbenen Bäumen in gleichem Maße um alte, mittelalte und jüngere Individuen handelt, läßt uns die genannte Krankheit als Ursache dafür erscheinen, was aber in einer phytopathologischen Untersuchung endgültig zu klären wäre.

Anders zu beurteilen ist die Grundwasserspiegelanhebung für die Teile des Auwaldes, für die ursprünglich kein Grundwasseranschluß mehr – bedingt durch die Eintiefung der Donau infolge der Korrektionsmaßnahmen des 19. Jahrhunderts – gegeben war, nach dem hydrologischen Eingriff von 1971 aber wenigstens der Kapillarsaum bis in den Hauptwurzelraum (bis 1 m Tiefe) gehoben wurde. Denn in einem so niederschlagsarmen Gebiet (Ingolstadt: 659 mm; Bundesrepublik Deutschland: 825 mm) ist eine zusätzliche Wasserversorgung des Waldes aus dem Grundwasser grundsätzlich als positiv anzusehen. Die Verbesserung des standortsbedingten Ertragspotentials ist dabei umso höher, je geringer die Bodenentwicklung und damit je geringer die natürliche Speicherleistung des betreffenden Bodens ist. Nachfolgend sind für die verschiedenen Bodenarten die Größenordnungen des kapillaren Aufstiegs wiedergegeben (KITTLNER et al., 1967, zit. n. MARCINEK, 1976):

Bodenart	Steighöhe (cm)
Kies	< 3
Mittelsand	20 – 40
Feinsand	40 – 80
Lehm, Löß	100 – 400
Ton	> 400

Die Wassernachlieferung aus dem Grundwasser ist in erster Linie abhängig von der Wasserleitfähigkeit des Bodens im ungesättigten Zustand, damit der Porengrößenverteilung und Bodenart. Speziell für die Flußauen ist die Schichtung der Böden als weiteres wichtiges Merkmal bei der Beurteilung zu berücksichtigen.

Spezielle Bodenuntersuchungen wurden, abgesehen von im Rahmen der Vegetationsaufnahmen festgehaltenen Geländebeobachtungen nicht durchgeführt; auch liegen entsprechende Veröffentlichungen und Karten für dieses Gebiet nicht vor. Andererseits ist das Netz der Grundwasserbeobachtungsbrunnen nicht eng genug, um durch Interpolieren hinreichend genaue Isolinien gleichen Grundwasserstandes konstruieren zu können. Wir müssen also einen indirekten Weg wählen, wenn wir zu einer Vorstellung kommen wollen, wo und in welchem Umfang der erhöhte Grundwasserspiegel sich positiv auf das Ertragspotential des Standorts auswirken könnte. Die im vorstehenden Kapitel (Abschnitt 5.2.3) beschriebene Wasserstufe 4 rangiert etwa in der Mitte der achtteiligen Bewertungsskala. Ihr sind Pflanzengesellschaften zugeordnet, deren Zeigerarten und Lage im Gelände einen Grundwassereinfluß möglich erscheinen lassen; sie stehen gewissermaßen an der Scheide zwi-

schen Standorten mit und solchen ohne Grundwasseranschluß. Wir dürfen daher annehmen, daß alle Standorte, die noch 1971 von Pflanzengesellschaften der Wasserstufe 4 eingenommen wurden, durch die Grundwasseranhebung eine Beeinflussung erfahren haben. Dies dürfte in begrenztem Umfang auch für die Pflanzengesellschaften der Wasserstufe 3, die als frei von Grundwassereinfluß eingestuft wurde, zutreffen und zwar auf tiefergelegenen Standorten, wo der Grundwasserspiegel bis über einen Meter angehoben wurde oder wo der neue Grundwasserspiegel bei tiefgründig entwickelten Böden bis an die feinerere Deckschicht heranreicht, so daß größere kapillare Aufstieghöhen ermöglicht werden.

Der rechtsseitig der Donau angelegte, vom Wehr Ingolstadt flußaufwärts verlaufende Staudamm trennt etwa die Hälfte des Untersuchungsgebietes von der naturgegebenen Auendynamik ab. Das bedeutet zukünftig das Ausbleiben der erodierenden und akkumulierenden Wirkung von Hochwässern, damit der Verjüngung und »Düngung« der Böden aus der mitgeführten mineralischen und organischen Schwebfracht. Die mit der Reifung der Böden parallel ablaufende Sukzession in der Vegetation wird ungestört weiterer Standortsüberlagerungen den Charakter terrestrischer Dynamik verstärken; dies müßte sich langfristig in der waldbaulichen Behandlung und in der Baumartenwahl niederschlagen. Auf der Wasserseite des Damms werden die Auswirkungen der Hochwässer verstärkt, da durch den Damm die Ausbreitungsflächen der Wassermassen reduziert wurden.

6.2 Bedeutung aus der Sicht von Jagd und Fischerei

Wir haben in Kapitel 4 herausgestellt, daß nach dem Einstau der Donau die offenen Wasserflächen im alten Mäanderbogen um die »Ziegelschütt« auf das Dreifache angestiegen sind. Die Überstauung weiterer Flächen und die Ansiedlung verschiedener Röhrichtgesellschaften in der Folge haben den Lebensraum für Sumpf- und Wasservögel sowohl quantitativ wie qualitativ verbessert. Besonders die Stockente, unser häufigstes und bedeutendstes Wasserwild, hat diese Biotopveränderung genutzt und ist hier sehr zahlreich geworden. Allein im Ostteil des ehemaligen Mäanderbogens halten sich im Spätsommer, wenn die Jungen beflogen sind, mehrere hundert Enten auf; sie werden hier einmal jährlich intensiv bejagt.

Die durch den Prallhang gegen Süden abgegrenzte Wasserfläche im unteren Teil des Mäanderbogens wurde schon vor dem hydrologischen Eingriff zur Sportfischerei genutzt. Die Ausweitung der Wasserfläche und die Tiefenzunahme haben meines Erachtens zu einer deutlichen Wertsteigerung unter diesem Nutzungsaspekt geführt. In enger Beziehung dazu ist die

6.3 Bedeutung aus der Sicht des Naturschutzes

zu sehen. Der alarmierende Rückgang von Feuchtgebieten, insbesondere in den Niederungen und an den Mündungen der Flußläufe hat in den letzten Jahrzehnten deren Schutz und Erhaltung zu einem der größten Naturschutzanliegen werden lassen. Entwässerungsmaßnahmen zur Intensivierung der Landwirtschaft, Grundwasserabsenkungen für die Ausbeutung unterirdischer Lagerstätten und Flußbaumaßnahmen zu Zwecken der Hochwasserfreilegung und Schiffbarmachung, verbunden mit dem Absinken des Grundwasserspiegels, seien nur als besonders augenscheinliche Beispiele einer Vielzahl von Ursachen aufgezeigt.

Umso erfreulicher müssen die geschilderten Veränderungen aus dem Blickwinkel des Naturschutzes beurteilt werden. Wie die Vegetationskarte von 1980 zeigt, haben sich im alten Flußbett der Donau unregelmäßig verteilt, unterschiedlich große Bodenhohlformen, alte Gräben und Flutrinnen mit Druckwasser gefüllt. Gemäß den spezifischen Standortseigenschaften hat sich auf engem Raum ein buntes Mosaik von Vegetationstypen entwickelt. Die hohe räumliche und strukturelle Diversität machen diesen Lebensraum so wertvoll.

Die Beheimatung und Neuansiedlung so seltener Vogelarten wie Schwarzer Milan, Eisvogel, Rohrweihe, Wiesenweihe, Fischreiher, verschiedene Rohrsänger, Pirol und Große Rohrdommel mögen dies unterstreichen.

Aus botanischer Sicht ist die Gesellschaft der Wasserfeder (*Hottonietum palustris* Tx. 37) erwähnenswert. Die Verbreitung der namegebenden Charakterart, *Hottonia palustris*, hat ZAHLHEIMER (1979) für den Raum der Donauauen zwischen Regensburg und Straubing aufgezeigt. Für den behandelten Auenabschnitt zwischen Neuburg und Ingolstadt wird sie hier zum erstenmal beschrieben.

Wir können zusammenfassend feststellen, daß der Bau der Donaustaufe Ingolstadt und die infolge der Grundwasserspiegelanhebung im angrenzenden Auwald eingetretenen Veränderungen nach heutigen Wertmaßstäben gesamtökologisch positiv zu beurteilen sind.

Wirtschaftlich gesehen bleibt ein dauerhafter Standortschaden durch Verlust von 2 ha Holzbodenfläche sowie ein einmaliger Bestandesschaden aus der vorzeitigen Nutzung des Pappel- und Silberweidenbestandes. Gleichzeitig haben gewisse Standorte durch eine zusätzliche Wasserversorgung aus dem Grundwasser eine Aufwertung ihres Ertragspotentials erfahren.

Die ökologische Verbesserung besteht in der Ausbreitung eines landesweit großflächig rückgängigen Lebensraumes, dem wir aufgrund des Vorkommens der oben genannten, in ihrem Bestand bedrohten Arten Bedeutung als Rückzugsgebiet und eventuell Wiederausbreitungszentrum zumessen wollen.

6.4 Die unterschiedliche Ausbreitungstendenz von Schilf- und Wasserschwadentrüchricht und seine Beurteilung aus vegetationskundlicher Sicht

ELLENBERG (1978) schreibt: »Die äußerste Grenze der Schilfherden ist fast immer absolut, d. h. physiologisch bedingt und nicht durch Konkurrenten erzwungen; denn *Phragmites* ist die kampfkraftigste Art unter allen mitteleuropäischen Wasserpflanzen, gewissermaßen das, was die Rotbuche unter den Landpflanzen darstellt.« Nach PHILIPPI (in OBERDORFER, 1977) herrscht diese Gesellschaft von der Mittelwasserlinie bis zu Wassertiefen von 20–40 cm, nach ELLENBERG (1978) rückt das Schilf sogar bis zu Wassertiefen von 1,2–2 m vor.

Wenn wir die Standortbedingungen, speziell den Bodenwasserhaushalt der Röhrichtgesellschaften im Ostteil des Mäanderbogens analysieren und sie mit denen vergleichen, unter welchen das Schilfröhricht wenigstens dem Augenschein nach sein Optimum erreicht, so erkennen wir, daß auf der überwiegenden Fläche ein mehr oder weniger geschlossener Schilfbestand zu erwarten wäre. Ausgenommen blieben freilich Flächen, die schon wegen der gegebenen Wassertiefe für eine Besiedlung mit Höheren Pflanzen (außer Vertretern der Klasse *Lemnetae* und *Potamogetonetae*) ausscheiden, solche die aus jagdlichen Gründen vegetationsfrei gehalten

werden und auch einige seichtere, dem häufigen Wechsel von Überstauung und Austrocknung unterworfenen Uferpartien.

Die Vegetationskarte von 1980 zeigt uns aber, daß ein Großteil potentieller Standorte des Schilfröhrichts, wie sie sich nach der Grundwasseranhebung entwickelt haben, heute vom Wasserschwadentrüchricht eingenommen werden. Das Schilfröhricht konnte sich vergleichsweise nur wenig ausdehnen. *Glyceria maxima* durchdringt auch mit Ausnahme der Reinen Ausbildung alle Einheiten des Schilfröhrichts mehr oder weniger intensiv und ist ihm nicht selten als grüne flutende Borte wasserwärts vorgelagert.

Welche Faktoren sind maßgebend, ob das Schilf oder der Wasserschwaden zur Dominanz gelangt?

Nach PHILIPPI (in OBERDORFER, 1977) ersetzt das *Glycerietum maximae* das *Phragmitetum* an Stellen mit stark schwankendem Wasserstand. LANG (in ELLENBERG, 1978) kam zur Erkenntnis, daß bei starker Eutrophierung der Wasserschwaden begünstigt wird, obwohl er eine vergleichsweise geringere Höhe erreicht. Daß sich der Wasserschwaden gegen das dichter- und höherwüchsige Schilf durchsetzen kann, führen BUTTERY und LAMBERT (zit. n. WILMANN, 1973) überzeugend auf den früheren Austrieb von *Glyceria maxima* zurück; er beschattet nämlich schon Anfang Mai den Boden so stark, daß andere Arten, so auch die später austreibenden Schilfsprosse nicht mehr konkurrenzfähig sind. Das erstgenannte Argument können wir in unserem Fall als unzutreffend betrachten, wenn wir uns ins Gedächtnis zurückrufen, daß die Jahresschwankung des Grundwasserstandes nach dem hydrologischen Eingriff stark eingengt wurde. Dies finden wir auch bei ZAHLHEIMER (1979) bestätigt. Die beiden anderen Argumente erscheinen uns hier schon zutreffender, wobei die übermäßige Eutrophierung speziell in diesem Bereich von einigen hundert Enten, die hier ihre Brut- und Überwinterungsreviere haben, ausgehen könnte. Der entscheidende Punkt scheint jedoch die Tatsache zu sein, daß das Schilf wohl überhaupt nur schwer in der Lage ist, sich generativ zu vermehren (BITTMANN, 1953). Der Wasserschwaden war demnach flexibler und konnte die neu geschaffenen, von seinen Standortansprüchen her ihm zusagenden Stellen rasch besiedeln, das Schilf dagegen konnte sich nur von den vorhandenen Zentren über Rhizome weiter ausdehnen.

Wir können annehmen, daß in diesem Bereich die Entwicklung zu einem stabilen Endzustand noch in vollem Gange ist, so daß dieser wohl erst zu einem späteren Zeitpunkt richtig beurteilt werden kann.

7. Zusammenfassung

Durch den Bau der Staustufe Ingolstadt im Jahr 1971 wurde die Donau bei Flußkilometer 128,8 auf ein Niveau von 369,50 m über NN eingestaut. In der Folgezeit erhöhte sich der Grundwasserspiegel in den angrenzenden Auwäldern oberhalb des Wehres unterschiedlich stark.

Es galt, die Auswirkungen der Veränderung des Standortfaktors Grundwasser auf die Zusammensetzung und Verteilung der im Gebiet verbreiteten Vegetationseinheiten qualitativ wie quantitativ zu erfassen. Wir konnten diese belegen durch eine pflanzensoziologische Kartierung und durch die Wiederholung der Vegetationsaufnahmen auf Probeflächen, die vor und nach dem hydrologischen Eingriff durchgeführt wurden. Die Gegenüberstellung der Vegetationsaufnahmen (1) und -karten (2) zeigt folgende Ergebnisse:

1a) Die Krautschicht der verschiedenen Waldgesellschaften der Hartholzau (Querc-Ulmetum minoris) zeigt bei diesem Verfahren nach der Grundwasserspiegelanhebung keine oder nur geringfügige Verschiebungen in der Artengarnitur.

b) Deutliche Veränderungen dagegen finden wir bei den Vegetationseinheiten, die zu ihrem Gedeihen auf ständig hoch anstehendes Grundwasser angewiesen sind und demnach schon vor 1971 feuchte bis nasse Standorte besiedelten, nämlich die Weidenau, Großseggenriede, Still- und Fließwasserröhrichte.

2) Nach dem hydrologischen Eingriff haben sich im ehemaligen Flußbett der Donau, dem Mäanderbogen um die »Ziegelschütt«, die von Höheren Pflanzen nicht mehr besiedelten, offenen Wasserflächen verdreifacht. Die veränderte Standorts- und Konkurrenzsituation führte ferner zu einer starken Ausdehnung der Großseggen- und Röhrichtgesellschaften, namentlich des Wasserschwaden- und Schilfröhrichts. Vertreter dieser Gesellschaften griffen z. T. in die angrenzenden jüngeren Einheiten der Hartholzau, die Grauerlen-Eschenau über und führten vor allem auf den flach gegen südwest bis südost geneigten Gleitufern des Mäanderfeldes zu einer Ausdehnung der feuchteren Ausbildungen. Diese Bereiche wurden mangels entsprechender Probeflächen bei dem der Aussage in Abschnitt 1a zugrundeliegenden Verfahren nicht erfaßt.

3) Um die Veränderung des Wasserhaushalts am Standort quantifizieren zu können, wurde allen in den Karten von 1971 und 1980 vertretenen Vegetationseinheiten eine relative Feuchtezahl einer steiligen Wasserstufenskala zugeordnet. Diese setzten wir statt der den Gesellschaften entsprechenden Farben und Signaturen in die Vegetationskarten ein und erhielten durch parzellenweisen Vergleich eine Karte der graduellen Veränderung des Bodenfeuchteregimes nach dem Einstau der Donau: »Die Wasserstufenveränderungskarte«.

Es genügten also neun Jahre zu einer mehr oder minder tiefgreifenden, jedoch deutlich faßbaren Verschiebung innerhalb der qualitativen Zusammensetzung von Pflanzenbeständen wie in der räumlichen Verteilung der Pflanzengesellschaften.

Aus forstwirtschaftlicher Sicht verursachte die Grundwasseranhebung durch Überstauung einen Verlust von 2 ha Holzproduktionsfläche, durch das vorzeitige Absterben des aufstockenden Pappelbestandes zusätzlich einen einmaligen Bestandesschaden. Einer Minderung des Ertragspotentials auf gewissen Flächen infolge des höherliegenden Grundwasserspiegels dürfte flächenmäßig eine wenigstens ebenso große Verbesserung gegenüberstehen; denn in diesem niederschlagsarmen Gebiet (659 mm/Jahr) ist die Wasserversorgung der Vegetation, hier der Bäume, in erster Linie abhängig von der Speicherkapazität des Bodens. Je flachgründiger und grobkörniger das Substrat ist, desto positiver wirkt sich eine zusätzliche Wasserversorgung aus dem Grundwasser auf die Leistungsfähigkeit des Standorts aus.

Die Ausdehnung der Wasser- und Feuchtflecken haben im Untersuchungsgebiet durch eine Erweiterung des Lebensraumes für Wasserwild und Fische die jagdliche Situation verbessert.

Die Erhöhung der Biotopvielfalt und die Ausweitung eines in unserer Kulturlandschaft bedrohten und immer stärker rückläufigen Lebensraumes bestandsgefährdeter Tier- und Pflanzenarten sind unter dem Aspekt des Naturschutzes zu begrüßen.

Die Untersuchung hat gezeigt, daß die Vegetationskarte von 1971 (SEIBERT) auch nach der Errichtung der Staustufe Ingolstadt noch Gültigkeit besitzt mit Ausnahme des Bereiches des Mäanderbogens um die »Ziegelschütt«, der in dieser Arbeit pflanzensoziologisch neu aufgenommen und kartiert wurde.

7. Summary

The barrier built in Ingolstadt in 1971 at kilometer 128.8 dammed the Danube at an altitude of 369.50 meters above sea level. The ground water level in the nearby swamp forests rose thereafter to different levels at various regions above the dam.

The goal was to register the qualitative and quantitative effects of the changes of the factor ground water on the composition and distribution of the local vegetation. We were able to document these changes using an inventory of plant categories and by structuring vegetation analyses made after the hydrological intervention to compare with areas sampled before. The comparison of the vegetation analyses (1) and the maps (2) revealed the following:

1a) The herbaceous layer of the various forest communities of the hardwood forests (Querc-Ulmetum minoris) shows little or no shift in the palette of species after the ground water level was raised.

1b) Distinct changes were observed, on the other hand, in the plant communities which require constant high-level standing water, and were thus found even before 1971 in damp to wet locations, namely the willow swamp and several others.

2) After the hydrological intervention, the areas of open water in the former river bed of the Danube, (the meandering arms around the »Ziegelschütt«), those areas no longer colonized by higher plants, increased threefold. The altered location and competitive situation led further to a significant extension of several reed communities. Representatives of these communities encroached on the bordering, younger units of the hardwood swamps, the grey alder and ash marshes, and led to an extension of the damper formations, especially in the flat banks of the meandering areas with southwesterly to southeasterly exposition. These regions were not included in the results obtained by the procedure used in 1a, since there were no sampled areas here.

3) In order to quantify the changes in the local water supply, all the plant communities represented in maps from 1971 and 1980 were assigned a Dampness Index Number, on a scale of one to eight. We substituted these values in place of the colors and symbols in the vegetation maps, and obtained then, by means of a cell by cell comparison, the gradual alteration in the pattern of dampness after the damming of the Danube: »The map of water level changes.«

Thus it is apparent that nine years are sufficient for a more or less radical shift to occur in the qualitative composition of the plant communities as well as in their special distribution, a shift which is clearly demonstrable.

From the point of view of forestry, the increase in the level of the ground water as a result of the damming caused a loss of 2 hectares of lumber producing area, through the premature death of the existing poplar stands as well as one-time damage done to the forest. A decrease in the potential yield on certain areas as a result of the higher ground water level is balanced by at least as large an increase in value on others. Very little precipitation (659 mm/year) falls in this area, and the supply of water to the

vegetation, in this case the trees, is primarily a function of the storage capacity of the ground. The flatter and coarser the substrate, the more positive is the effect of additional water reserves from the ground water on the productive potential of the region.

The extension of water and damp areas improved the study area in terms of hunting and fishing by expanding the biotop available for water game and fish.

The increase in biotop variety and the extension of habitat for endangered plants and animals is certainly welcome from the point of view of nature protection. These areas are steadily decreasing in size and number in our cultivated landscapes.

The study showed that the vegetation map made in 1971 (SEIBERT) continues to be valid even after the erection of the barrier at Ingolstadt, with the exception of the region of meandering arms around the »Ziegelschütt«, which was newly and catalogued according to plant sociological criteria in the course of this study.

8. Literatur

- ARMBRÜSTER, J., HUPPMANN, O., STRAYLE, G. (1977):
Die Auswirkungen einer Staustufe auf den Grundwasserhaushalt. Das Gas- und Wasserfach 118 (11): 511-520.
- BAUER, F. (1965):
Der Geschiebehaushalt der bayerischen Donau im Wandel wasserbaulicher Maßnahmen. Sonderdruck aus: »Die Wasserwirtschaft« 55 (4 u. 5).
- BITTMANN, E. (1953):
Das Schilf (*Phragmites communis* Trin.) und seine Verwendung im Wasserbau. Angew. Pflanzensoziologie 7. Stolzenau/Weser.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1951):
Pflanzensoziologie (2. Aufl.). Wien: 631 S.
- ELLENBERG, H. (1952):
Auswirkungen der Grundwassersenkung auf die Wiesen am Seitenkanal westlich Braunschweig. Angew. Pflanzensoziologie 6. Stolzenau/Weser.
- ELLENBERG, H. (1974):
Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica 9: 97 S.
- ELLENBERG, H. (1978):
Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht (2. Aufl.). Stuttgart: Ulmer. 981 S.
- KERN-KERNRIED v. R. (1974):
Die Korrektion der Donau im Regierungsbezirk Schwaben & Neuburg. Dillingen.
- KRELL, H. (1977):
Die Besiedlung des Donaumooses. Kultivierung und Besiedlungsgeschichte. Nachtrag. Sonderdruck aus: »Neuburger Kollektaneenblatt« 130: 42-141.
- LANG, R. (1977):
Die Entstehung des Donaumooses. Sonderdruck aus: »Neuburger Kollektaneenblatt« 130: 7-28.
- MARCINEK, J. (1976):
Das Wasser des Festlandes (2. Aufl.). Gotha/Leipzig: 215 S.
- MEISEL, K. (1954):
Wasserstufenkarte des Emstaales zwischen Dalum und Kl. Hesepe, Maßstab 1:5000. In: Pflanzensoziologie als Brücke zwischen Land- und Wasserwirtschaft. Angew. Pflanzensoziologie 8. Stolzenau/Weser.
- MEISEL, K. (1960):
Die Auswirkung der Grundwasserabsenkung auf die Pflanzengesellschaften im Gebiete um Moers (Niederrhein). Arb. Bundesanst. Vegetationskartierung (Stolzenau/Weser) 1960: 105 S.
- OBERDORFER, E., (Hrsg.) (1977):
Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I (2. Aufl.). Stuttgart: Fischer. 311 S.
- OBERDORFER, E. (1979):
Pflanzensoziologische Exkursionsflora (4. Aufl.). Stuttgart: Ulmer. 997 S.
- RÖSSERT, R. (1976):
Grundlagen der Wasserwirtschaft und Gewässerkunde (2. Aufl.). München – Wien: Oldenburg. 290 S.
- SCHEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P. (1979):
Lehrbuch der Bodenkunde (10. Aufl.). Stuttgart: Enke. 394 S.
- SEIBERT, P. (1958):
Die Pflanzengesellschaften im Naturschutzgebiet »Pupplinger Au«. Landschaftspflege und Vegetationskunde 2: 79 S.
- SEIBERT, P. (1962):
Die Auenvegetation an der Isar nördlich von München und ihre Beeinflussung durch den Menschen. Landschaftspflege und Vegetationskunde 3: 123 S.
- SEIBERT, P. (1971):
Pflanzensoziologisches Gutachten über die Donauauen des Wittelsbacher Ausgleichsfonds. Manuskript, München: 48 S.
- SEIBERT, P. (1974):
Die Rolle des Maßstabs bei der Abgrenzung von Vegetationseinheiten. Sonderdruck aus: TÜXEN, R. (ed.): Bericht über das internationale Symposium der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde in Rinteln 8. – 11. April 1968. Lehre: 103-118.
- SEIBERT, P. (1975):
Veränderung der Auenvegetation nach Anhebung des Grundwasserspiegels in den Donauauen bei Offingen. Beitr. naturk. Forsch. Südw. – Dtl. 34: 329-343.
- SEIBERT, P. (1978):
Vegetation. In: BUCHWALD, K. und ENGELHARDT, W., (Hrsg.): Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt. Band 2. München – Basel – Wien: BLV. 432 S.
- SEIBERT, P.; ZIELONKOWSKI, W. (1975):
Landschaftsplan »Pupplinger und Ascholdingener Au«. Schriftenr. Naturschutz und Landschaftspflege 2. München.

- SPATZ, G.; PLETL, L.; MANGSTL, A. (1978):
 Programm OEKSYN zur ökologischen und syntaxonomischen Auswertung von Pflanzenbestandsaufnahmen (12. Aufl.). Scripta Geobotanica 9: 97 S.
- TÜXEN, R. (1954a):
 Die Wasserstufenkarte und ihre Bedeutung für die nachträgliche Feststellung von Änderungen im Wasserhaushalt einer Landschaft. In: Pflanzensoziologie als Brücke zwischen Land- und Wasserwirtschaft. Angew. Pflanzensoziologie 8: 7-44.
- TÜXEN, R. (1954b):
 Pflanzengesellschaften und Grundwasserganglinien. In: Pflanzensoziologie als Brücke zwischen Land- und Wasserwirtschaft. Angew. Pflanzensoziologie 8: 64-98.
- UNBEHAUEN, W. (1971):
 Die Hochwasserabflußverhältnisse der bayerischen Donau. Hochwasser der Jahresreihe 1845/1965. München.
- WALTHER, K. (1950):
 Die Pflanzengesellschaften im Grundwasserschadensgebiet Lathen-Dörpen am Dortmund-Ems-Seitenkanal. Schriftenr. der Thüring. Landesarbeitsgem. für Heilpflanzenkunde und Heilpflanzenbeschaffung in Weimar 3 und Mitt. der Thüring. Bot. Ges. 2.
- WILMANN, O. (1973):
 Ökologische Pflanzensoziologie. UTB 269. Heidelberg: 288 S.
- ZAHLHEIMER, W. (1979):
 Vegetationsstudien in den Donauauen zwischen Regensburg und Straubing als Grundlage für den Naturschutz. Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. 38: 404 S.
- Anschrift des Verfassers:**
 Dipl.-Forstwirt Johann Kiener
 Alletshof -1-
 8475 Wernberg-Köblitz

9. Anhang

Tabelle 1

Übersicht über die Pflanzengesellschaften im Untersuchungsgebiet Mäanderbogen um die »Ziegelschütt« (absolute Steigung in %)

Nr. d. Originaltabelle	7	3a	3	4	5	6	2
Anzahl der Aufnahmen	19	8	16	15	18	37	9
Mittlere Artenzahl	28	24	14	10	7	5	5
Mittlerer G.-W.-stand ü. Flur(±m)	--	--	--	10	20	35	50
Ü-Kennarten: <u>Molinietalia:</u>							
Stachys palustris	74	63	75	33	11	16	..
Filipendula ulmaria	68	63	38	13	6	3	..
Lythrum salicaria	37	25	31	80	28	19	..
Thalictrum flavum	42	13	19	47	22	19	..
Deschampsia caespitosa	58	13	56	20	11	3	..
Valeriana procurrens	100	38	75	13	6
Achillea ptarmica	32	50	6	..	6
Cirsium oleraceum	42	13	13	7
Angelica sylvestris	16	38	6
Colchicum autumnale	47	100
Viola elatior	16	..	6
Equisetum palustre	5
5	5
Ü-Kennarten: <u>Convulvulalia:</u>							
Convolvulus sepium	..	50	25	7	17	3	..
Urtica dioica	..	100	50	..	17	3	..
Senecio fluviatilis	..	25	13
Galium aparine	..	88
Angelopodium podagraria	..	63
Lasium maculatum	..	50
V-Kennarten: <u>Magnocaricion:</u>							
Phalaris arundinacea	100	100	94	47	33	16	..
Carex gracilis	58	25	44	80	44	6	11
Senecio paludosus	..	25	25	20	6	10	..
Scutellaria galericulata	32	25	25	20	17
Galium palustre	37	..	25	33	6	6	..
Carex acutiformis	16	13	13	40
Carex vesicaria	6	7	11
Poa palustris	11	19
Carex oenensis	6	3	..
Carex elata	20
V-Kennarten: <u>Phragmition:</u>							
Phragmites communis	16	50	44	67	100	68	..
Glyceria maxima	25	13	44	77	33
Carex riparia	..	13	19	7	28	48	..
Rorippa amphibia	25	10	..
Sparganium erectum	10	11
Oenanthe aquatica	3	33
Rumex hydrolypatum	6	6	..
Equisetum fluviatile	6	..
Schoenoplectus lacustris	3	..
Ranunculus lingua	3	..
Acorus calamus	3	..
Ü- u. K-Kennarten:							
Iris pseudacorus	95	75	81	93	72	42	33
Lycopus europaeus	..	13	25	7	..	3	..
Alisma plantago-aquatica	7	..	3	..
Masserpfflanzen:							
Utricularia vulgaris	11	16	55
Riccia fluitans	23	22
Lemma minor	10	33
Hiopuris vulgaris
Nuphar lutea
Lemma trisulca	55
Nottunia palustris	33
Nymphaea alba	33
Potamogeton zosterifolius	11
Potamogeton amplifolius
Begleiter:							
Fraxinus excelsior	53	75	19	13
Populus canadensis	32	63	44	..	6	6	..
Cornus sanguinea	63	63	31	7	11	6	..
Rhamnus frangula	53	13	6	20	11
Viburnum opulus	47	13	13	13	6
Crataegus monogyna	47	13	13	13	6
Ligustrum vulgare	74	38	13	7
Rhamnus catharticus	42	25	13	7
Syphyton officinale	100	100	75	53	28	19	..
Rubus caesius	100	63	38	33	17	6	..
Mentha aquatica	32	..	75	27	28	29	33
Cirsium arvense	95	50	19	20	6
Glechoma hederacea	21	88	6

Tabelle 2

Die Pflanzengesellschaften des Mäanderbogens um die »Ziegelschütt« und ihre Charakterisierung bezüglich des Standortfaktors Bodenwasserhaushalt.

Lfd. Nr.	Pflanzengesellschaften	Präsenz		geschätzte Wasserstufe		berechnete Feuchtezahl	
		1968/70	1980	1968/70	1980	1968/70	1980
1	Brennessel-Silberweidenau	+	-	4	.	7.2	.
2	Innseggen-Purpurweidenau	+	+	5	7	8.3	.
3	Rohrglanzgras-Grauerlen-Eschenau, Labkraut-Ausbildung	+	+	6	6	6.3	.
4	Rohrglanzgras-Grauerlen-Eschenau, Labkraut-Ausbildung mit Sumpfsөгge	+	+	6	6	6.5	.
5	Reine Grauerlen-Eschenau, Reine Ausbildung	+	+	4	4	6.4	.
6	Reine Grauerlen-Eschenau, Reine Ausbildung mit Springkraut	+	+	4	4	6.6	.
7	Perlgras-Grauerlen-Eschenau, Reine Ausbildung	+	-	3	.	6.2	.
8	Perlgras-Grauerlen-Eschenau, Fiederzwenken-Ausbildung	+	+	2	2	5.5	.
9	Perlgras-Grauerlen-Eschenau, Labkraut-Ausbildung	+	+	3	3	5.9	.
10	Perlgras-Grauerlen-Eschenau, Sumpfsөгgen-Ausbildung	+	+	4	4	6.2	.
11	Labkraut-Weißseggen-Eschenau, Reine Ausbildung	+	+	3	3	5.7	.
12	Labkraut-Weißseggen-Eschenau, Fiederzwenken-Ausbildung	+	+	2	2	5.5	.
13	Labkraut-Weißseggen-Eschenau, Sumpfsөгgen-Ausbildung	+	+	4	4	6.1	.
14	Weißseggen-Eschenau, Reine Ausbildung	+	+	34	34	5.8	.
15	Reine Eschenau, Reine Ausbildung	+	+	4	4	6.0	.
16	Reine Eschenau, Reine Ausbildung mit Bärlauch	+	+	4	4	6.1	.
17	Berberitzen-Ligusterbusch	+	+	12	12	5.2	.
18	Pfeifengras-Kiefernwald	+	+	1	1	4.6	.
19	Sanddornbusch	+	+	1	1	4.4	.
20	Schillergras-Trespenrasen	+	+	1	1	3.8	.
21	Rasenschmielenrasen, Fiederzwenken-Ausbildung	+	+	12	12	5.9	.
22	Rasenschmielenrasen, Rohrglanzgras-Ausbildung mit Pappel	+	-	5	.	6.8	.
23	Rasenschmielenrasen, Rohrglanzgras-Ausbildung	+	+	6	6	6.9	6.4
24	Rasenschmielenrasen, Rohrglanzgras-Ausbildung mit Sumpfsөгge	-	+	.	56	.	7.1
25	Rasenschmielenrasen, Rohrglanzgras-Ausbildung mit Schlanksegg	-	+	.	6	.	7.3

Lfd. Nr.	Pflanzengesellschaften	Präsenz		geschätzte Wasserstufe		berechnete Feuchtezahl	
		1968/70	1980	1968/70	1980	1968/70	1980
26	Rasenschmielenrasen, Rohrglanzgras-Ausbildung mit Rohrschwengel	-	+	.	56	.	6.3
27	Brennesselflor, Reine Ausbildung	-	+	.	6	.	7.2
28	Brennesselflor, Wasserminzen-Ausbildung	+	-	5	.	7.8	.
29	Rohrglanzgrasröhricht, Reine Ausbildung	+	-	6	.	7.8	.
30	Rohrglanzgrasröhricht, Reine Ausbildung mit Wasserminze	+	-	6	.	8.2	.
31	Rohrglanzgrasröhricht, Reine Ausbildung mit Brennessel	-	+	.	56	.	7.3
32	Rohrglanzgrasröhricht, Brennessel-Ausbildung mit Wasserminze	+	-	6	.	7.9	.
33	Rohrglanzgrasröhricht, Wasserminzen-Ausbildung	.	+	.	6	.	8.0
34	Rohrglanzgrasröhricht, Wasserminzen-Ausbildung mit Sumpfkresse	.	+	.	6	.	8.5
35	Rohrglanzgrasröhricht, Wasserminzen-Ausbildung mit Brennessel	.	+	.	56	.	8.1
36	Rohrglanzgrasröhricht, Sumpfschilf-Ausbildung	.	+	.	6	.	8.0
37	Blasenseggen- und Innseggenried	+	.	7	.	8.5	.
38	Steifseggen-Sumpfschilfried	-	+	.	78	.	8.8
39	Sumpfschilf-Schlankseggenried	+	+	67	67	8.5	7.5
40	Sumpfschilfried	-	+	.	67	.	8.2
41	Schlankseggenried	-	+	.	7	.	9.1
42	Schlankseggenried mit Rohrkolben	-	+	.	7	.	9.0
43	Blasenseggen-Steifseggenried	-	+	.	8	.	9.6
44	Schlankseggen-Steifseggenried	-	+	.	8	.	9.8
45	Schilfröhricht, Reine Ausbildung	+	+	7	8	8.1	10.0
46	Schilfröhricht, Reine Ausbildung mit Wasserfenchel	+	-	78	.	.	.
47	Schilfröhricht, Brennessel-Ausbildung	+	+	67	67	7.7	8.6
48	Schilfröhricht, Brennessel-Ausbildung mit Wasserminze	+	-	6	.	8.2	.
49	Schilfröhricht, Blasenseggen-Ausbildung	+	+	7	7	9.1	8.3
50	Schilfröhricht, Schlankseggen-Ausbildung	+	+	7	7	8.1	9.3
51	Schilfröhricht, Schlankseggen-Ausbildung mit Brennessel	-	+	.	7	.	8.1
52	Schilfröhricht, Rohrglanzgras-Ausbildung	-	+	.	8	.	9.2
53	Schilfröhricht, Uferseggen-Ausbildung	-	+	.	8	.	9.4

Lfd. Nr.	Pflanzengesellschaften	Präsenz		geschätzte Wasserstufe		berechnete Feuchtezahl	
		1968/70	1980	1968/70	1980	1968/70	1980
54	Igelkolben-Flechtbinsenröhricht	+	-	8	.	10,4	.
55	Flechtbinsenröhricht	-	+	.	8	.	11,3
56	Igelkolbenröhricht	-	+	.	8	.	9,8
57	Igelkolben-Uferseggenröhricht	-	+	.	8	.	9,7
58	Uferseggenröhricht	+	+	8	8	9,7	9,0
59	Wasserschwaden-Uferseggenröhricht	-	+	.	8	.	9,7
60	Wasserschwadnröhricht	+	+	78	8	9,5	9,3
61	Wasserfenchelröhricht	+	-	8	.	9,7	.
62	Teichschachtelhalmröhricht	+	-	8	.	10,5	.
63	Kalmusröhricht	-	+	.	8	.	10,3

Tabelle 3

Die wichtigsten Kennwerte der Grundwasserbeobachtungsrohre im »Gesamten Untersuchungsgebiet« (siehe 2.1)

Grundwasser- beob.-Rohr-Nr.	Entfernung zur Donau (m)	Mittlerer Flurabstand des Grundwasserspiegels		jährliche Schwankung des Grundwasserspiegels	
		1965 – 1970 (cm)	1973 – 1980	1965 – 1970 (cm)	1973 – 1980
Wei 4	1200	304	282	139	60
WiA 12	280	300	213	187	97
WiA 13	200	359	252	178	57
WiA 14	980	339	295	144	47
WiA 15	1300	233	199	134	49
WiA 16	250	388	337	142	30
WiA 17	1230	303	279	80	37
WiA 18	380	377	342	148	34
WiA 21	310	312	275	158	32
WiA 22	580	329	298	144	36

Ökologische Untersuchungen in einem Phragmites-Bestand

Michael Vogel

I. Einführung und allgemeine Methodik

1. Einleitung

Die Schilfpflanze mit ihrer kosmopolitischen Verbreitung und ihrer großen Biotopbreite kommt wohl mehr als andere Pflanzenarten in Reinbeständen vor. Diese natürlichen Reinbestände, seien sie an terrestrischen oder aquatischen Standorten, waren schon lange ein gern gesuchtes Untersuchungsobjekt. Die großen Monographien von HÜRLIMANN (1951), RUDESCU et al. (1965) und BJÖRK (1967) zeugen davon. In neuerer Zeit ging man dazu über, die Schilfbestände als Indikatoren für Umweltveränderungen anzusehen. So wurde auch die Schilfpflanze *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel (Synonym: *Phragmites communis* Trin.) zu einem Hauptuntersuchungsobjekt des Internationalen Biologischen Programmes (IBP), das ja auch gestartet wurde, um die Auswirkungen von Umweltveränderungen auf die pflanzliche und tierische Produktion zu untersuchen. Auch schilphytophage Tiere wurden dabei ausführlich behandelt (z. B. MOOK 1967; WAITZBAUER 1969). Etwas in den Hintergrund gedrängt wurden dabei die vielfältigen Wechselbeziehungen zwischen Tier und Pflanze, bzw. zwischen den Tieren selbst.

2. Arbeitsziel

In der vorliegenden Arbeit soll versucht werden, die ökologischen Wechselbeziehungen in einer nicht vom Menschen geschaffenen und zur Zeit auch nicht direkt beeinflussten Monokultur zu analysieren.

Als Arbeitsschwerpunkte wurden gesetzt:

1. Untersuchungen zum Wachstum, der Entwicklung und Produktion des Schilfes.
2. Aut- und synökologische Untersuchungen über Tiere, die in diesem Bestand leben und in Interaktionen mit den Pflanzen und untereinander stehen.
3. Untersuchungen von Parametern, die einen Einfluß auf das räumliche und zeitliche Verteilungsmuster der Tiere ausüben.

3. Lage, Entstehung und natürliche Gliederung des Untersuchungsgebietes

Die Untersuchungen wurden mit Genehmigung der Obersten Naturschutzbehörde des Landes Hessen im Naturschutzgebiet »Schweinsberger Moor« durchgeführt. Dieses Niedermoor befindet sich südlich der Ortschaft Schweinsberg (Stadtallendorf), 15 km östlich von Marburg im Amoenburger Becken (8⁰ 58' Ost, 50⁰ 45' Nord). Das Becken ist geologisch gesehen ein Teil des Mittelmeer-Mjöse-Bruchsystems und stellt ein altes tektonisches Senkungsgebiet dar. Im Bereich des Moores sind auch heute noch Senkungstendenzen zu beobachten (DROSTE, NENTWIG, VOGEL 1980). Die Größe des Untersuchungsgebietes beträgt ca. 44 ha. Grob gegliedert lassen sich im Gebiet drei Großeinheiten unterscheiden:

1. Mehr oder weniger randlich gelegene Gehölzbezirke mit Weide, Erle und Pappel.
2. Grosseggenwiesen
3. Ein großer zusammenhängender Schilfbestand von ca. 20 ha Größe. Dieser Bestand ist prägend für das ganze Gebiet.

Abb. 1 gibt einen Überblick über das Untersuchungsgebiet. Die Verhältnisse bezüglich der Chemie des Wassers sind bei DROSTE (1982) besprochen.

4. Methodik und Vorgehensweise

Die ganze Vegetationsperiode über wurde an 5 »Permanenzuntersuchungsflächen« gearbeitet. Ergänzend dazu wurden, je nach Fragestellung, stichpunktweise bis zu 15 »Einzeluntersuchungsflächen« ausgewertet. Die Arbeitsflächen wiesen ein Mindestmaß von 2 x 2 m auf; teilweise, besonders bei autökologischen Untersuchungen zu bestimmten Tieren, wurde auf die Größe von 50 m² bzw. 100 m² erweitert.

An einigen Untersuchungsstandorten wurden dabei Veränderungen vorgenommen:

1. Mähen der Flächen
Mähen im Winter und Entfernen der Althalme und der Altstreu.
2. Aufstellen von Käfigen
Um Tierausschluß- oder Einschlußversuche durchzuführen und um die Wirkung schilphytophager Tiere zu erfassen wurden Käfige aufgestellt. Die Größe der Käfige betrug 75 x 75 x 300 cm. Die Abdeckung erfolgte mit Gazestoff, der die Maschenweite von 1,5 mm besaß. Die Abdichtung wurde bis in eine Bodentiefe von 20 cm vorgenommen.

Kriterien für die Auswahl der Untersuchungsstandorte waren:

1. Möglichst viele unterschiedliche Flächen zu erfassen in Bezug auf:
 - a. Schilfdichte der Altbestände
 - b. Höhe der Halme der Altbestände
 - c. Wasserverhältnisse auf den Flächen (d. h. Oberflächenwasser oder kein Oberflächenwasser)
 - d. Exposition der Flächen
 - zur vorherrschenden Hauptwindrichtung
 - zur Sonneneinstrahlung
 2. Unterschiedliches Wachsen der Jungtriebe, d. h. wann und wo das erste Erscheinen von Jungwuchs vorkommt
 3. Übergangszonen des Schilfes in andere Vegetationseinheiten
 - a. Übergang in eine mit Hochstauden durchsetzte Seggenwiese, deren Wasserstand ± 0 cm betrug
 - b. Übergang in eine Seggenwiese mit einem Minimalwasserstand von + 10 cm
- Zu jedem Versuchsfeld wurde ein Stichbrunnen, bestehend aus einem Kunststoffrohr (Länge: 110 cm; Durchmesser: 4 cm) angelegt, um den Wasserstand im Feld zu kontrollieren. Neben diesen Brunnen wurden in 15 cm Bodentiefe regelmäßig die Bodentemperaturen gemessen.

Als Untersuchungsobjekte dienten:

- Die Schilfpflanze *Phragmites communis* Trin. (Synonym: *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel). Immer wenn im Verlauf der Arbeit von Schilf die Rede ist, ist diese Pflanze gemeint.
- Die Tiere, die in oder an den Schilfpflanzen gefangen oder beobachtet wurden.

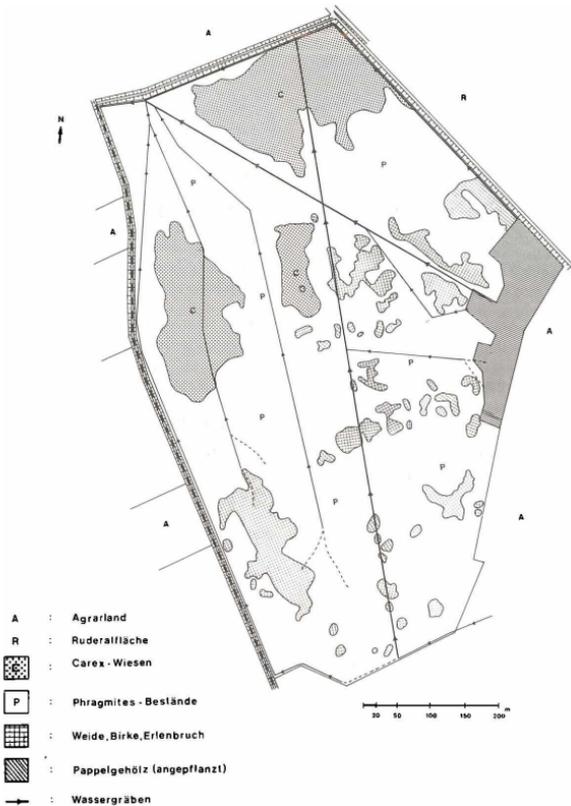


Abbildung 1

Übersicht über das Naturschutzgebiet »Schweinsberger Moore«.

II. Botanischer Teil: Wachstum, Entwicklung und Produktion der Schilfbestände

1. Methodik

Die Untersuchungsfelder 1, 2 und 4 wurden in Altbeständen ausgegliedert, die Untersuchungsfelder 3 und 5 in Übergangszonen in schilffreie Flächen. Zur Bestimmung der Stoffproduktion wurde die direkte, die Erntemethode, angewandt. 1978 wurde in 14-tägigen, 1979 stichprobenweise und 1980 in wöchentlichen bis 3-wöchentlichen (September–November) Abständen Schilf abgeerntet. Die Pflanzen wurden an Ort und Stelle in Plastikbeutel mit definiertem Gewicht verpackt, um Verluste durch Respiration zu vermeiden. Mit diesen Proben wurden die Frisch- und Trockengewichtsanalysen durchgeführt. Die Proben, die der Bestimmung der Aschegehalte dienen, wurden schon im Freiland aufgearbeitet, d. h., die Pflanzen in ihre einzelnen Organe zer-

legt und diese einzeln verpackt. Je Meßtag wurden im Freiland pro Standort mindestens 50 Halme in der Höhe vermessen und ihre Blattzahl bestimmt. Von 15 Pflanzen pro Standort wurden die Anzahl, Länge und Breite der Halminternodien bestimmt, ferner zur Bestimmung der Blattflächen alle Einzelblätter in ihrer Länge und Breite vermessen.

Folgende Maßgrößen für Entwicklung, Wachstum und Produktion wurden bestimmt:

1. Anzahl der Schilfpflanzen/m²
2. Verlauf der Halmhöhen
 - a. Anzahl, Länge und Durchmesser der einzelnen Halminternodien
3. Verlauf des Blattwachstums
 - a. Anzahl der Blätter/Halm
 - b. Länge und Breite der Einzelblätter
 - c. Bestimmung der Blattflächen

4. Halmgewicht
 - a. Frischgewichte (FG)
 - b. Trockengewichte (TG)
 - c. Trockengewicht in % des Frischgewichtes (TG in % FG) (= Maßgabe für den Wassergehalt)
5. Bestimmung des Aschegehaltes (= Anteil an organischen Bestandteilen des Trockengewichtes)

1980 wurde Standort 5 noch detaillierter ausgewertet. Weitere Untersuchungspunkte waren:

1. Unterteilung der Schilfpflanzen in verschiedene Höhenzonen.
0–50 cm; 50–100 cm; 100–150 cm; 150–200 cm, 200–250 cm; über 250 cm.
2. Bestimmung und Vermessung der einzelnen Pflanzenorgane dieser Abschnitte:
 - a. Stengel
 - b. Blattscheiden
 - c. Blätter
 - d. Blüten

jeweils

Frischgewichte
Trockengewichte
Wassergehalt
Aschegehalt
Gewichtsanteil an der Gesamtbiomasse

Diese Messungen schienen in Bezug auf die Verteilung der Schilfphytophagen wichtig zu sein. Ferner wurde im Frühjahr 1980 an zwei Stellen das Verhältnis der unterirdischen zur oberirdischen Biomasse bestimmt.

2. Ergebnisse

2.1 Höhenwachstum

Das Höhenwachstum der Phragmites-Pflanzen wurde vom Zeitpunkt des Durchstoßens der Bodenoberfläche bzw. der Wasseroberfläche vermessen. Berücksichtigt wurde die Höhe über diesem Level. Das erste meßbare Ergebnis an allen Standorten liegt vom 29.04. vor. (1978: 26.04.) Im April, Mai, erfolgte dann ein relativ langsames und somit geringes Höhenwachstum, im Juni dann ein Wachstumsschub. Dieses Wachstum war in der Hauptsache intercalar, abzulesen an einer starken Internodialstreckung (vergl. HASLAM 1973). Im Juli, bis zu Beginn des August, ist ein Abflachen der Wachstumskurve zu sehen. Erst ungefähr Mitte August, beim Einsetzen eines starken Spitzenwachstums und der Blütenbildung erfolgte noch ein Wachstumsschub. Die maximale Höhe von $230 \pm 40,42$ cm/Halm (alle Standorte gemittelt) wurde am 19.08. erreicht. Danach wurde kein weiteres Höhenwachstum mehr festgestellt.

Die Ergebnisse sind in Abb. 3 dargestellt, die Einzeldaten der gemittelten Ergebnisse mit ihrer Standardabweichung zeigt Tab. 2.

2.2 Blattentwicklung und Blattflächen

1. Blattentwicklung

Die Blattentwicklung – als Parameter wurde die Anzahl der Blätter/Halm genommen – zeigt einen fast linearen Anstieg von Mitte Mai bis Mitte August. Danach erfolgt eine Plateau-Phase, in der sich Abwurf und Zuwachs

Tabelle 1

Zeitpunkt des Schilfaustriebes, maximale Neuhalmszahl / m², maximale Schilfhöhe, maximale Blattzahl, maximale Blattflächenentwicklung und Wasserstandsschwankungen an 5 Untersuchungsstandorten, Vegetationsperiode 1980.

Standort	Triebbeginn	Max. Halme Anzahl / m ²	Max. Höhe cm	Max. Blattzahl Anzahl	Max. Blattfl. cm ²	Wasserstand cm
1	29.04.	84	213,57 ± 13,13	13,50 ± 2,14	737,19	– 12 bis – 5
2	29.04.	32	211,39 ± 13,51	14,00 ± 1,26	661,52	– 6 bis + 3
3	29.04.	76	227,67 ± 10,20	15,56 ± 2,06	768,94	± 0 bis + 4
4	29.04.	82	198,24 ± 10,62	14,31 ± 1,20	509,94	– 1 bis + 2
5	29.04.	108	302,18 ± 18,11	17,31 ± 1,25	1101,90	+ 7 bis + 14

Tabelle 2

Durchschnittliche Gewichtsanteile (in % TG) von Halm, Blattscheiden, Blättern und Blüten an der Gesamtbiomasse der Pflanze. Ausgewählter Untersuchungsstandort 5, Juli bis November 1980.

Datum	Halm	Blattscheiden	Blätter	Blüte
02.07.	52,64	20,12	27,20	—
08.07.	58,08	15,91	25,29	—
15.07.	55,51	16,72	29,35	—
23.07.	56,91	16,88	26,64	—
30.07.	57,03	16,58	27,28	0,17
05.08.	55,33	16,54	27,23	0,89
12.08.	56,02	16,11	26,25	1,60
19.08.	56,07	16,31	24,28	3,33
26.08.	55,92	16,40	24,69	2,96
02.09.	56,91	15,43	24,02	3,62
30.09.	56,06	16,07	25,10	2,76
04.11.	75,60	19,18	5,05	2,47

von Blättern ungefähr die Waage halten. Ab Anfang September ist eine deutliche Abnahme der Blattzahlen zu finden (Abb. 3).

2. Blattneubildung und Halmzuwachs

Die Blattneubildung, d. h. die Anlage und Ausbildung neuer Blätter zeigt eine enge Anlehnung an das Halmwachstum der Pflanzen. Bei diesem zeigt sich eine Zunahme von April bis zu einem ersten Spitzenwert zu Beginn des Monat Juni. Von Juni bis Anfang Juli – mit einem Einbruch am Ende des Juni – ist das Wachstum relativ gleichbleibend. Danach werden die Halmzuwachsrate immer geringer, mit Ausnahme des Zeitraumes vom 12.08. bis 19.08., wo nochmals ein Wachstum von + 20 cm zu messen war. Dies war auch der Zeitpunkt, an dem alle Standorte voll erblüht waren (Abb. 2).

Auch bei der Blattneubildung ist eine schnelle Zunahme bis Mitte Juni zu sehen. Danach schließt sich ebenfalls eine Plateau-Phase an. Zum Teil beginnt an manchen Standorten schon der Blattabwurf. Bis zum 22.09. überwiegt aber immer noch der Trend zur Blattneubildung. Danach werden die Zahlen negativ. Die Durchschnittswerte der Einzelmessungen zeigt Tab. 1.

3. Blattflächen

Die Blattflächen wurden ermittelt nach der Formel: Blattfläche (Bf) = Länge d. Blattes x max. Breite d. Blattes x k

Der Faktor k wurde nach Ausmessen von Einzelblättern mit 0,55 bestimmt. (vgl.: ONDOK 1968 a: k = 0,50–0,64; GEISELHOFER, BURIAN 1970: k = 0,59; KVET et MARSHALL 1971; RUS 1972: k = 0,60; SZANOWSKI 1973: k = 0,57; HO 1980: k = 0,55). In die Berechnung gingen nur Blätter ein, deren Blattspalten mehr als 50 % grün waren (siehe DYKYJOVA, HEINY, KVET 1973). Ebenfalls Abb. 3 zeigt die Entwicklung der Blattflächen/Halm, dargestellt als Mittelwert und Standardabweichung aller fünf Permanentuntersuchungsstandorte.

Die Kurve zeigt im Monat Mai nur eine geringe Blattflächenentwicklung. Die frisch getriebenen Basisblätter sind relativ klein und besitzen somit nur geringe Blattflächen (vergl.: HÜRLIMANN 1951). Ab Juni, mit der Bildung größerer Blätter, erfolgt ein Anstieg bis zu einem Maximum in der Augustmitte. (733,10 ± 188,20 cm²/Halm). Danach beginnt eine kontinuierliche Abnahme der Blattflächen, bedingt durch Blattabwurf und Alterungsprozesse, bis im November alle Blätter braun

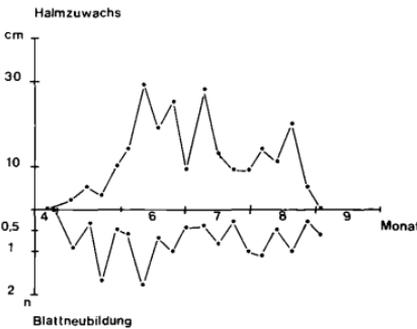


Abbildung 2

Durchschnittlicher Halmzuwachs (in cm) und Blattneubildung (Anzahl n) im Verlauf der Wachstumsperiode von April bis September 1980. (Durchschnittswerte aller bearbeiteten Standorte).

sind und die Blattfläche somit auf Null gesunken ist. (vergl.: GEISELHOFER, BURIAN 1970; HO 1980)

2.3 Zusammenfassung und Vergleich der Einzelstandorte

Abb. 3 zeigt den Verlauf des Höhenwachstums, der Blattzahlen und der Blattflächenentwicklung im Verlauf der Vegetationsperiode 1980.

In Tab. 1 sind der Beginn des Treibens, die maximale Halmhöhe, die maximale Blattzahl, die maximale Blattfläche, die Wasserstandsschwankungen und die Zahl der Pflanzen für die Einzelstandorte aufgelistet. Die Abb. 4 bis 8 zeigen die Entwicklung der Blattzahlen, der Blattflächen und das Höhenwachstum der Einzelstandorte.

Insgesamt gesehen zeigen sich nur geringe Abweichungen im Vergleich der Kurven untereinander. Einzig Standort 5 fällt etwas aus dem Rahmen (Abb. 8). Dieser Standort wurde in der Vorrückzone des Schilfbestandes in eine ganzjährig geflutete Seggenwiese ausgliedert. Die Schilfpflanzen finden an dieser Stelle optimale Verhältnisse vor (siehe auch Entwicklung der Halmgewichte). Auch findet sich hier keine Anhäufung von Bestandesabfall auf der Bodenoberfläche. Eine solche Anhäufung kann nämlich im Frühjahr die Erwärmung des Bodens hinauszögern und somit das Treiben verschieben (HASLAM 1973). Dies ist z. B. am Standort 4 der Fall. Hier findet man eine Altstreuauflage von ca. 60 cm Höhe. Diese Schicht muß erst durchwärmt werden, erst dann kann die Pflanze treiben. Der langsame Anstieg des Höhenwachstums und der Ausbildung der Blattflächen spiegeln diese Verzögerung wieder. Noch dazu ist

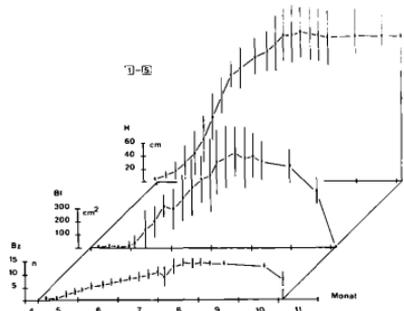


Abbildung 3

Entwicklung des Höhenwachstums (H in cm), der Blattflächen (Bf in cm²) und der Blattzahlen (Bz in n) im Verlauf der Monate Mai bis November 1980. Mittelwerte und Standardabweichungen der Messungen an den Standorten 1 – 5.

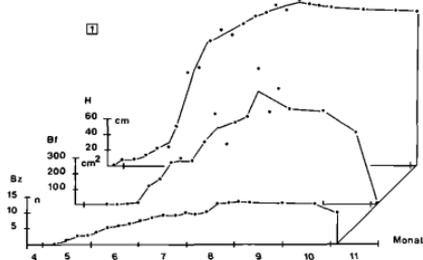


Abbildung 4

Entwicklung des Höhenwachstums (H), der Blattflächen (Bf) und der Blattzahlen (Bz) am Untersuchungsstandort 1 in den Monaten April bis November 1980.

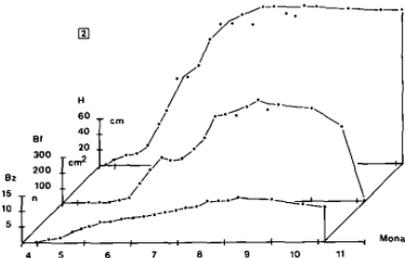


Abbildung 5

Entwicklung des Höhenwachstums (H), der Blattflächen (Bf) und der Blattzahlen (Bz) am Untersuchungsstandort 2 in den Monaten April bis November 1980.

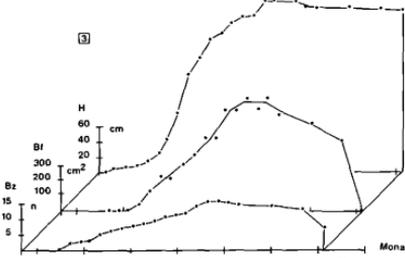


Abbildung 6

Entwicklung des Höhenwachstums (H), der Blattflächen (Bf) und der Blattzahlen (Bz) am Untersuchungsstandort 3 in den Monaten April bis November 1980.

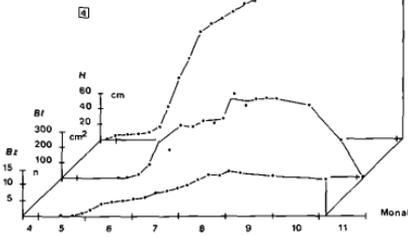


Abbildung 7

Entwicklung des Höhenwachstums (H), der Blattflächen (Bf) und der Blattzahlen (Bz) am Untersuchungsstandort 4 in den Monaten April bis November 1980.

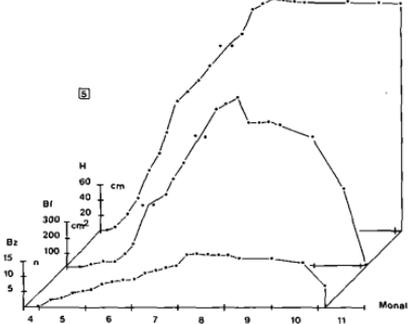


Abbildung 8

Entwicklung des Höhenwachstums (H), der Blattflächen (Bf) und der Blattzahlen (Bz) am Untersuchungsstandort 5 in den Monaten April bis November 1980.

die Fläche im Sommer am Nachmittag beschattet, so daß auch der Lichtgeuß der Pflanzen im Vergleich zu den anderen Standorten niedriger ist. (Abb. 7)

Am Standort 1 betrug die Altstreuauflage 35 cm. Auch hier liegt ein etwas verzögerter Anstieg der Höhen und Blattflächen vor. (Abb. 4)

Standort 2 befindet sich zentral im Schilfgebiet. Der Knick in der Blattflächenentwicklung im Bereich Juni-Juli kann wetterbedingt sein und auch an der Altersstruktur liegen. Dies soll an späterer Stelle noch erläutert werden. Die Meßergebnisse an diesem Standort zeigt Abb. 5.

Schließlich Standort 3. Dieser Standort ähnelt nicht nur im Verlauf der Kurven Standort 5, sondern auch diese Untersuchungsfläche war ein Übergangsfeld in eine zentral gelegene Seggenwiese, die im Sommer trocken fällt. Die Meßergebnisse sind in Abb. 6 dargestellt.

2.4 Halmgewichte

Die Frisch- und Trockengewichtsentwicklung sind in Abb. 9 dargestellt.

1. Frischgewichte (FG)

Nach einer »Anlaufperiode« im Monat Mai ist im weiteren Frühjahr eine starke Zunahme des Frischgewichtes zu sehen. Diese Entwicklung ist in der Hauptsache auf die Blattentwicklung und die rasche Zunahme der Blattoberflächen zurückzuführen (vergl.: GEISELHOFER, BURIAN 1970). Die Eigenphotosynthese und damit die eigene Stoffproduktion kommt in Gang. Bei den Standorten 1 bis 4 muß dabei erst noch eine Altstreichschicht durchstoßen werden. Anders dagegen bei Standort 5, wo man von Beginn an einen fast linearen Verlauf der Frischgewichtsentwicklung beobachten konnte. An diesem Standort kann nach Durchstoßen der Wasseroberfläche sofort die Blattenfaltung und damit auch Eigenphotosynthese beginnen.

Ab Mitte Juni bis Ende Juli ist eine Phase der Stagnation zu erkennen. Die Zunahme der Frischgewichtswerte ist nur noch minimal. Der Grund dürfte in den schlechten Wetterbedingungen während dieses Zeitraums liegen. Danach erfolgt wieder ein Anstieg bis zu einem Maximum in der Augustmitte. Dieses Maximum fällt mit der Blütenbildung zusammen. Ende der Stoffproduktion, Blattabwurf und Stoffumlagerungen sind die Gründe für die danach erfolgende starke Frischgewichtsabnahme im Herbst.

2. Trockengewichte (TG)

Die Trockengewichtskurven wurden ermittelt, indem das gesammelte Pflanzenmaterial in einem ventilerten Trockenschrank bei 85 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet wurde (vergl.: SIEGHARDT 1974).

Die Trockengewichtskurven zeigen mehr oder weniger den gleichen Verlauf wie die Frischgewichtskurven, nur auf tieferer Ebene. Das Maximum des TG und des FG fallen zeitlich zusammen. An allen Standorten fallen die Frischgewichte im Herbst steiler ab als die Trockengewichte. Der Halm selbst vertrocknet und so wird ein Teil des Abwurfs der verdorrten Blätter kompensiert (GEISELHOFER, BURIAN 1970). So steigt der Anteil des Halmes am TG von 52,64 % im Juli, auf über 75 % im November an. Der %-Anteil der Blätter dagegen sinkt von 27,20 % auf 5,05 %. Die gemessenen Werte für Standort 5 sind in Tab. 2 aufgelistet.

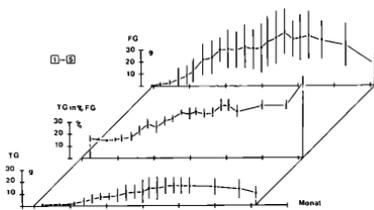


Abbildung 9

Mittelwerte und Standardabweichungen der Trockengewichtswerte (TG), des TG in % FG und der Frischgewichtswerte (FG) aus Messungen an fünf Untersuchungsstandorten in den Monaten April – November 1980.

2.5 Zusammenfassung

Hervorzuheben bei der Entwicklung der Frischgewichte, Trockengewichte und des Trockengewichtes in % des Frischgewichtes (TG in % FG) (Abb. 9) ist der treppentartige Verlauf der Entwicklung. Gleiche Ergebnisse fand auch SIEGHARDT(1974) bei Untersuchungen am Neusiedler See. Der Abfall oder Stillstand des TG-Anteiles am FG kann in der altersmäßigen Zusammensetzung des Bestandes liegen. Ein Teil der basalen Blätter wird schon abgeworfen, gleichzeitig werden aber neue Blätter ausgebildet, die Alterszusammensetzung im Bestand ändert sich. Junge Blätter mit hohem Wassergehalt und hoher Aktivität überwiegen (SIEGHARDT 1974). Auch die Treppen in der Blattflächenentwicklung (Abb. 4-8) zeigen diesen Befund. Die neugewachsenen größeren Blätter kompensieren also nicht nur den Verlust der absterbenden Blätter, sondern stoppen für eine gewisse Zeit sogar den Alterungsprozess der Pflanzen.

Die Stagnationsphase in der FG-Entwicklung, die im Juni/Jul zu sehen ist, spiegelt die Schlechtwetterperiode in diesem Zeitraum wieder.

2.6 Oberirdische Produktion

1. Oberirdische Produktion im natürlichen Bestand

Die oberirdische Nettoproduktion wurde zum Zeit-

punkt der maximalen Trocken- und Frischgewichte bestimmt.

Im Jahre 1978 am 08. August; 1979 zwischen dem 15. und 25. August und 1980 zwischen dem 12. August und dem 02. September. Verluste, die durch Pflanzenfresser eingetreten waren, wurden nicht berücksichtigt. Tab. 3 zeigt die ermittelten Daten.

Folgende Aussagen lassen sich machen:

Am Untersuchungsstandort 1 zeigt sich ein Trend zu einer relativ gleichbleibenden Produktion in g TG/m². Dabei stieg die Gesamthalmzahl von 184 (1978) auf 240 (1980) Halme/m². Der %-Anteil der Neuhalme am Gesamthalmbestand steigt von 34,78 % (1978) auf 43,11 % (1979) und fällt dann wieder auf 35 % (1980) zurück. Ist der Anteil der Neuhalme im Ansteigen, so nehmen die Halmgewichte selbst ab (g TG/Halm). Offenbar ist mit einem Gesamthalmbesatz von 250 Halmen/m² und einer Produktion von jährlich ca. 1150 g TG/m² die Kapazität des Standortes erreicht.

Standort 2 hat im Jahr 1980 einen Produktionseinbruch. Die Gesamthalmzahlen stiegen von 230 (1978) auf 255 (1979), sanken dann aber auf 209 (1980) zurück. Auch beträgt der %-Anteil der Neuhalme an den Gesamthalmen 1980 nur 15,31 %. Die Kapazitätsgrenze dürfte hiernach wohl auch bei 250 Halmen/m² liegen.

Standort 3 und 5, in den Vorrückzeiten des Schilfes gelegen, verhalten sich ähnlich. Einmal zeigen beide einen permanenten Anstieg der Gesamthalmzahlen, zum anderen besitzen die Neuhalme einen sehr hohen %-Anteil an den Gesamthalmzahlen. Allerdings liegt hier ein Abfall der Produktion und des %-Anteiles der Neuhalme in 1979 vor. Vielleicht wurde in dieser Vegetationsperiode mehr Energie in die Bildung des unterirdischen Systems gesteckt (vgl. HASLAM 1973). Die Einzelpflanzen an diesen Standorten waren, verglichen mit den anderen Untersuchungsflächen, größer und schwerer. Nach SZCZEPANSKA und SZCZEPANSKI (1976 b) nimmt die Größe der Pflanzen mit der sie umgebenden freien Fläche zu. Dieser Befund bestätigte sich auch hier.

Am Standort 4 zeigt sich ein ganz anderes Bild. Die Produktion nimmt von 1978 bis 1980 stark ab. Die Gesamthalmzahlen/m² schwanken zwischen 307 und 330 Hal-

Tabelle 3

Produktionsdaten der Standorte 1 – 5 in den Jahren 1978 – 1980.

Althalme = trockene Vorjahreshalme

Neuhalme = im Untersuchungsjahr getriebene Halme

Jahr	Standort	Althalme pro m ²	Neuhalme pro m ²	Gesamth. pro m ²	% Neuhalme pro m ²	Produktion g TG/m ²	Gewicht TG pro Halm
1978	1	120	64	184	34,78	1125,12	17,58
	2	150	80	230	34,78	1483,20	18,54
	3	40	36	76	47,36	595,80	16,55
	4	190	120	310	38,70	2199,60	18,33
	5	11	35	46	76,00	866,60	24,76
1979	1	124	94	218	43,11	1081,94	11,51
	2	155	100	255	39,21	1110,00	11,10
	3	56	27	83	32,53	283,50	10,50
	4	210	120	330	36,36	1024,80	8,54
	5	45	20	65	30,76	337,00	16,85
1980	1	156	84	240	35,00	1224,72	14,58
	2	177	32	209	15,31	515,20	16,10
	3	50	76	126	60,31	3461,04	20,28
	4	225	82	307	26,71	692,90	8,45
	5	43	109	152	71,71	3499,99	32,11

men/m². Der %-Anteil der Neuhalme an der Gesamthalmzahl sinkt von 38,70 % (1978) auf 26,71 % (1980). Dieser Bestand schwankt um seine Kapazitätsgrenze, wenn sie nicht schon überschritten ist.

Bei Untersuchungen am Neusiedler See wurde gefunden, daß es Flächenausfälle geben kann, wenn die Klimax der unterirdischen Rhizom-Wurzelanteile überschritten wird (BURIAN 1973). KLÖTZLI (1969) führt Flächenausfälle, also Lochbildungen in Beständen, auf natürliche Alterungsprozesse zurück. Im überalterten unterirdischen Rhizom-Wurzelgeflecht wird mehr veratmet als oberirdisch produziert wird.

Beide Gründe können auch hier zutreffen. Sicher ist aber auch, daß oberirdisch nur eine gewisse Anzahl von Pflanzen auf einer Flächeneinheit Platz findet. Nach SZCZEPANSKA und SZCZEPANSKI (1976 b) ver trägt Schilf zwar ein gewisses Maß an »overcrowding«, d. h. eine Überbesiedlung eines Standortes, aber auch hier sind rein von der Fläche her Grenzen gesetzt. Ferner beträgt die Altstreuauflage am Standort 4 schon 60 cm. Nach MASON & BRYANT (1975) dauerte in Versuchen der 100 %ige Abbau von Schilf 494 bis 566 Tage (50 % Abbau: 200 – 233 Tage). Es ist also zu erwarten, daß an diesem Standort in einem der nächsten Jahre ein vollkommener Produktionsausfall stattfinden kann. Solche vollkommenen Produktionsausfälle werden im Untersuchungsgebiet lokal immer wieder beobachtet. Ich würde sie deshalb als Erholungsphasen bezeichnen, in denen sich die einzelnen Klone wieder regenerieren können.

Als weiterer Punkt ist aus den ermittelten Daten ersichtlich, daß ca. 56 % der Schilfhalme 2 Jahre stehenbleiben, ehe sie umknicken oder durch andere Einflüsse (Windwalzen, Schneefall, Vögel etc.) umgeworfen werden (vergl.: HASLAM 1970 b): in dichten Populationen fallen die Halme im 3. Herbst, in dünnen Beständen im ersten Winter; MASON & BRYANT (1975): ein Großteil der Halme steht 2 Jahre).

2. Oberirdische Produktion in geschnittenen Beständen

Über die jährliche oberirdische Produktion in geschnittenen Beständen findet man in der Literatur auseinandergehende Meinungen. Leider fehlt oft die Angabe, wie lange und wie regelmäßig die Mahd vorgenommen wurde. So besitzen nach HÜBL (1966) und MAIER (1973 a) geschnittene Bestände am Neusiedler See höhere Produktionswerte als ungeschnittene. Sie besitzen eine höhere Sproßzahl/m² und ein höheres maximales Trockengewicht/Halm. Die fehlende Beschattung durch Althalme und somit die besseren Licht- und Wärmeverhältnisse in der Anfangsphase des Wachstums werden als Gründe angegeben (vergl. auch WEISSER 1970). Angaben aus der Schweiz (KLÖTZLI und ZÜST 1973 a; 1973 b) belegen, daß sich höhere Produktionswerte in ungeschnittenen Beständen vorfinden. Auch in meinem

Untersuchungsgebiet findet man nach einmaligem Mähen unterschiedliche Ergebnisse.

Wie Tab. 4 zeigt, weist nur Standort 4 höhere Produktionsdaten auf. Die Daten der anderen Standorte liegen deutlich unter denen der unbeeinflussten Bestände (vergl. Tab. 3).

Gründe für dieses Ergebnis können sein: Die Jungtriebe des Schilfes werden im Herbst angelegt. Mäht man nun im Winter einen Bestand, so entwickeln sich im nächsten Frühjahr nur die schon angelegten Schößlinge.

Ein anderer Grund ist der, daß die Bestände so an ihren Lebensraum angepaßt sind, daß sie immer an der Kapazitätsgrenze, d. h. mit maximalem Halmbesatz/Flächeneinheit ihren Wachstumszyklus durchführen. Verändere ich nun kurzfristig diese Kapazitätsgrenze durch Mähen und Entfernen der Althalme, reagiert der Bestand nicht sofort. Bei regelmäßiger Mahd adaptiert der Bestand an die neuen Verhältnisse und die Produktionsdaten werden höher. Es kann die maximal mögliche Zahl von Jungtrieben angelegt werden, die dann auch ohne Behinderung von Althalmen heranwachsen. In diese Richtung deuten auch Ergebnisse von NIKOLAIEVSKIJ (1971) aus der UdSSR, daß nämlich erst eine regelmäßige Mahd zu einer Vergrößerung der Produktion führt.

2.7 Der Einfluß abiotischer Faktoren auf die Produktion

Die Schilfpflanze mit ihrer großen ökologischen und genetischen Adaptationsfähigkeit (RUDESCU et al 1965; BJÖRK 1967; HASLAM 1970 a; NIKOLAIEVSKIJ 1971; DYKYJOVA 1980) hat weite Gebiete der Erde besiedelt (siehe Verbreitungskarte in van der TOORN 1972).

Als direkt steuernde Faktoren auf das Vorkommen und die Produktion wirken eine Vielzahl abiotischer Faktoren am Standort, seien es edaphische Faktoren, wie Bodencharakter, Korngrößenzusammensetzung und Exposition (ONDOK 1970; NIKOLAIEVSKIJ 1971; KRISCH 1978; HO 1980) oder die Mineral- und Wasserversorgung (HÜRLIMANN 1951; GORHAM & PEARSALL 1956; ROMAN et al 1965; BJÖRK 1967; RUDESCU 1968; HASLAM 1970 c; NIKOLAIEVSKIJ 1971; HASLAM 1973; MAIER 1976; MAIER, SIEGHARDT 1977). Sehr wichtig ist dabei die Nitratversorgung (RUDESCU, HIRGISU 1972; DYKYJOVA u. HRADECKA 1973; BORNKAMM, RAGHI-ATRI 1978; OVERDIECK 1978; SZCZEPANSKA, SZCZEPANSKI 1976 a). Alle diese Faktoren besitzen einen direkten Einfluß auf die Produktion.

Den größten Einfluß aber haben die während der Vegetationszeit herrschenden Licht- und Temperaturverhältnisse (ONDOK 1970; MAIER 1973 b, BURIAN 1973; HASLAM 1970 b, 1973; SIEGHARDT 1974; ONDOK u. GLOSER 1978 a, 1978 b). Errechnet man die

Tabelle 4
Produktionsdaten auf einer einmalig gemähten Fläche.
Mahd: November 1979; Messung: August 1980

Standort	Halme pro m ²	Max. Höhe in cm	Blattzahl Anzahl	TG/m ²
1	73	192,61 ± 14,27	13,44 ± 1,69	261,90
2	34	154,46 ± 25,36	12,85 ± 1,57	194,95
3	41	205,00 ± 12,31	11,10 ± 1,70	229,60
4	250	203,26 ± 10,97	14,44 ± 1,09	2542,50

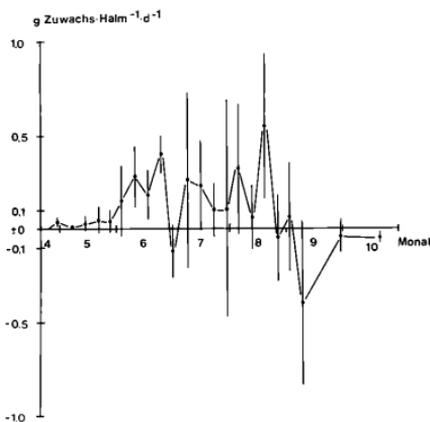


Abbildung 10

Oberirdischer Zuwachs in g Zuwachs Halm⁻¹ d⁻¹ in den Monaten April bis Oktober 1980. Mittelwerte und Standardabweichungen der Einzelmessungen an den Untersuchungsstandorten 1 bis 5.

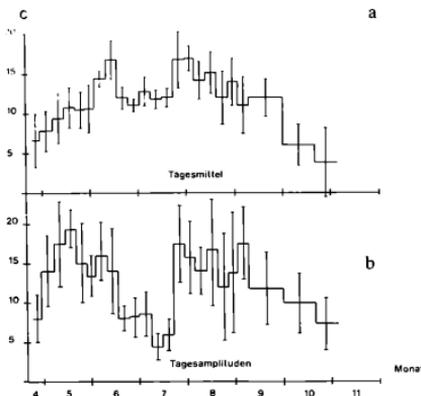


Abbildung 11a

Mittelung und Standardabweichung der Tagesmitteltemperaturen. Werte gemittelt über die Meßintervalle.

Abbildung 11b

Mittelung und Standardabweichung der Tagestemperaturamplituden. Werte gemittelt über die Meßintervalle.

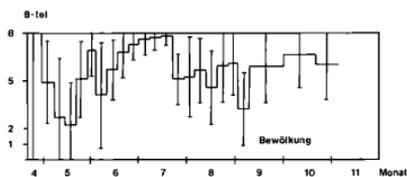


Abbildung 12

Mittelung und Standardabweichung der mittleren Tagesbewölkung. Die Werte sind dargestellt in 8-tel Bedeckung der Himmelsfläche. (Mit Genehmigung des Deutschen Wetterdienstes).

oberirdischen Zuwachswerte in Gramm x Halm⁻¹ x Tag⁻¹ (g x Halm⁻¹ x d⁻¹) über die Meßintervalle, so ergibt sich folgendes Bild:

Im April, Mai, sind die Zuwachswerte klein aber kontinuierlich. Wir befinden uns in der Anfangsphase des Wachstums. Von Ende Mai bis Ende Juni finden wir einen steilen Anstieg der Zuwachswerte. Dies fällt zusammen mit einem ersten Blattflächenmaximum. Ende Juni zeigt sich ein Einbruch, danach kommt eine Phase der Erholung. Erst Anfang August ist wieder ein Anstieg und gegen Ende August ein zweites Maximum zu sehen. Zu Beginn des September findet nur noch minimaler Zuwachs statt, dann werden die Werte negativ. Wir finden in dieser Kurve genau die gleichen Treppenstufen wieder, wie wir sie in der Darstellung des Höhenwachstums, der Blattflächenentwicklung und der Frisch- und Trockengewichte gesehen haben (Abb. 10). Abb. 11 a zeigt die Tagesmitteltemperaturen mit Standardabweichung, ebenfalls gemittelt über die Meßintervalle und in Abb. 11 b sind die Temperaturschwankungen aufgezeigt. Wir finden einen Anstieg der Tagesmittelwerte von April, über Mai bis Mitte Juni. Danach erfolgte eine Schlechtwetterperiode bis Ende Juli. Im August ergab sich wieder ein Anstieg der Mitteltemperaturen, dem die Zuwachsraten verzögert nachfolgen. Ab Mitte August ist ein kontinuierlicher Abfall der Temperaturen zu sehen. Auch die Darstellung der mittleren Bewölkung, ausgedrückt in Achtel Bedeckung der Himmelsfläche, unterstützt die vorher gemachten Aussagen (Abb. 12). Niedrige Temperaturen, gekoppelt mit hohen Bewölkungsgraden hemmen also den produktiven Zuwachs. Licht und Temperaturen als Faktoren des Lebensraumes wirken zusammen mit den genetischen Faktoren der Pflanzen. Ja, man kann sogar sagen, es besteht eine genetische Wechselbeziehung zwischen Wachstumszyklus und Klima. HASLAM (1973) führt aus, daß die genetisch kontrollierten Wachstumszyklen angepaßt sind an die unterschiedlichen Klimate, in denen das Schilf wächst. Temperatur und Photoperiode haben dabei in verschiedenen Stadien des Pflanzenwachstums unterschiedlichen Einfluß (vergl. HÜRLIMANN 1951; LAUDE 1972; DYKYJOVA u. HRADECKA 1973; BURIAN 1973; HASLAM 1973). So machen sich die hohen Bewölkungsgrade im Frühjahr nicht so stark bemerkbar, da sich die Pflanzen noch zu einem großen Teil aus den in den Rhizomen gespeicherten Nährstoffen versorgen.

2.8 Verhältnis unterirdische zu oberirdische Biomasse

Im Wachstum und im Nährstoffhaushalt der Schilfpflanze spielt die unterirdische Biomasse eine bedeutende Rolle. Nicht zuletzt auch wegen der stark divergierenden Literaturangaben, die die Vermutung nahelegen, daß standörtliche Verhältnisse eine wichtige Rolle spielen, wurde im Frühjahr 1980 an zwei Stellen das Verhältnis von unterirdischer zu oberirdischer Biomasse ermittelt.

Standort A: 160 Halme/m²; Wasserstand – 10 cm
Probengröße: 20 x 20 x 75 cm

Standort B: 60 Halme/m²; Wasserstand – 40 cm
Probengröße: 20 x 20 x 100 cm

Beide Standorte sind Reinschilfforte.

Die Proben wurden ausgespült und bis 0,5 mm gesiebt. Anschließend erfolgte Trocknung in einem ventilerten Trockenschrank bei 85⁰ C bis zur Gewichtskonstanz.

Standort	Unterirdische Biomasse g TG / m ²	Oberirdische Biomasse g TG / m ²	Quotient
A	20 652,25	6 841,26	3,01
B	15 788,50	5 371,52	2,93

Die Werte zeigen, daß im Untersuchungsgebiet an 2 doch verschiedenen Standorten eine relative Konstanz im Verhältnis der unterirdischen zur oberirdischen Biomasse vorhanden ist.

2.9 Der Aschegehalt der Schilfpflanzen

Vor allem um Anhaltspunkte für die Verteilung der schilphytophagen Tiere in Raum und Zeit zu erhalten, wurden parallel zu den vorher dargestellten Untersuchungen Bestimmungen des Aschegehaltes (= Anteil der anorganischen Substanz) durchgeführt.

1. Methode

Das bei 85⁰C bis zur Gewichtskonstanz getrocknete Material wurde pulverisiert, danach nochmals 24 Stunden bei 85⁰C übertrocknet und anschließend bei 900⁰C verbrannt.

Die gefundenen Werte werden als % anorganischer Substanz am Trockengewicht ausgedrückt.

2. Aschegehalt in Mischproben

Die Ergebnisse der Aschegehaltuntersuchungen in Mischproben (= Halm + Blattscheiden + Blätter) sind in Abb. 13 gezeigt.

Zum Beginn der Wachstumsperiode beträgt der Anteil an anorganischer Substanz ca. 4 %. Bis Ende Juli schwankt der Anteil ungefähr zwischen 5 % und 6 %. Ende August steigt der Ascheanteil auf über 11 % um dann zum Herbst hin wieder auf ca. 6,5 % zu fallen (vergl. KVET 1973: 6 %; BERNATOWICZ, PIECZYNSKA 1965: 7,9 %)

Die Werte decken sich ungefähr mit den Ergebnissen von SIEGHARDT (1974), liegen im Schnitt aber etwas höher.

Wichtiger und bessere Aufschlüsse ergeben aber die Analysen des Aschegehaltes der einzelnen Organe der Pflanze.

3. Aschegehalt des Halmes

Die Graphik des Aschegehaltes des Halmes zeigt über das Jahr gesehen einen U-förmigen Verlauf.

Zu Beginn der Vegetationsperiode finden wir in den Halmen der frischgetriebenen Pflanzen einen hohen

Aschegehalt, der im weiteren Verlauf absinkt, im Spätsommer und Herbst aber wieder ansteigt. Der Grund eines solchen Verlaufes (Abb. 14) liegt in der Funktion des Organs.

Zu Beginn des Wachstums muß ein stabiles Gerüst geschaffen werden, an dem die assimilierenden Organe entwickelt werden können (SIEGHARDT 1974). Wir finden also einen relativ hohen Anteil an anorganischen Substanzen im Vergleich zu den organischen. Im Verlauf der Produktionsperiode übernimmt der Halm dann mehr und mehr die Funktionen des Stofftransportes und speziell in den basalen Teilen auch die der Stoffspeicherung. Im Herbst, nach Rückführung der Assimilatstoffe in die unterirdischen Organe, finden wir wieder einen relativ hohen Anteil an anorganischen Stoffen im Halm (vergl. MOCHNAKA-LAWACZ 1974: Aschegehalt des Halmes im Oktober ca. 15 %). Während der Hauptproduktionszeit werden die Funktionen der Stütze und der Festigkeit der Pflanze von den Blattscheiden übernommen.

4. Aschegehalt der Blattscheiden

Bei den Blattscheiden finden wir also aufgrund ihrer oben genannten Funktion einen kontinuierlichen Anstieg im Aschegehalt. Sie verkieseln sehr stark und bilden mechanische Gewebe zum Schutze und zur Festigkeit des Halmes aus (vergl. HÜRLIMANN 1951; BJÖRK 1967; ZAX 1973). Abb. 14 zeigt die Darstellung der ermittelten Werte.

Die Blattscheiden gehen in die Blattspreiten über.

5. Aschegehalt der Blätter

Auch hier sehen wir einen kontinuierlichen Anstieg des Aschegehaltes über das Jahr gesehen. Diesen typischen Verlauf findet man sowohl beim Einzelblatt, über dessen »Lebensdauer« gesehen, als auch bei der Gesamtblattmasse. Im Laufe des Alterungsprozesses der Blätter finden Mineraleinlagerungen statt, auch dienen die Blätter als Depot von Stoffwechselschlacken (SIEGHARDT 1974).

Der Verlauf des Aschegehaltes der Blätter ist ebenfalls in Abb. 14 zu sehen.

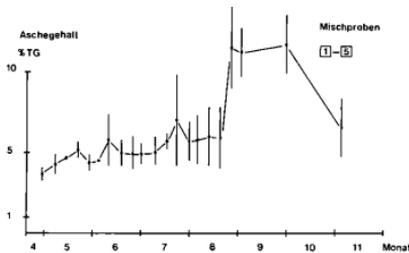


Abbildung 13

Verlauf des Aschegehaltes (in % TG) in Mischproben von April bis November 1980. Mittelwerte und Standardabweichungen aus Proben der Standorte 1 – 5.

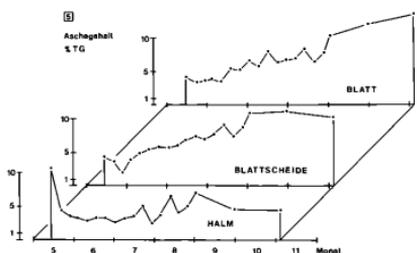


Abbildung 14

Verlauf des Aschegehaltes (in % TG) einzelner Pflanzenorgane (Halm, Blattscheide und Blatt) in den Monaten Mai bis November 1980. Die Werte wurden aus Proben vom Untersuchungsstandort 5 gewonnen.

6. Zusammenfassung

Der Gehalt an anorganischer Substanz in den verschiedenen Pflanzenteilen steht in einem engen Zusammenhang mit der Funktion dieser Organe im Zyklus der Pflanze.

Die dennoch manchmal starken Schwankungen in den Kurven lassen sich folgendermaßen erklären: Gramineen allgemein gesehen sind Kohlehydratspeicherpflanzen. Die Schilfpflanze spezialisiert überwiegend Stärke in Form des α -Glucose Polymers (SMITH 1972). Dieses Speicherprodukt kann jederzeit sehr schnell mobilisiert werden (STRASBURGER 1978).

Vergleicht man nun die Schwankungen im Aschegehalt mit den vorher gezeigten klimatischen Bedingungen, so kann man sehen, daß dem Wechsel der äußeren Bedingungen ein Wechsel in der Stoffzusammensetzung in der Pflanze folgt. Bei »normalen« Verhältnissen steigen Zuwachswert und Aschegehalt kontinuierlich an. Während der Schlechtwetterperiode im Sommer, bei nur Minimal- oder gar »Negativzuwachs« kam es zeitweise zu erhöhten Aschegehalten. Additiv dazu wirken auch noch andere Faktoren, wie z. B. die Bestandsverjüngung, die Blütenbildung usw. Aber auch hier zeigt sich die übergeordnete Steuerfunktion der klimatischen Bedingungen während der Vegetationsperiode.

III. Zoologischer Teil

1. Einleitung

Die Fauna des untersuchten Schilfbestandes (erfaßt wurden Tiere, die die Schilfpflanze selbst oder Besiedler der Schilfpflanze zur Nahrung hatten) setzt sich zusammen aus wenigen Wirbeltierarten und einer Vielzahl von Wirbellosen. Die Wirbellosenfauna selbst läßt sich grob gegliedert in Schilphytophage und Schilfüberwinterer unterteilen. Allen Schilfüberwinterern ist gemeinsam, daß sie auf offene Internodien angewiesen sind (KRÜGER 1976). Ein Großteil der Schilphytophagen dagegen ist in der Lage, die Stengelwand zu durchstoßen. Auch legen die Tiere ihre Eier in oder an die geschlossenen Internodien, Blattscheiden und Blätter der Pflanze. Hauptsächlich diese Tiere wurden im Untersuchungszeitraum 1977–1980 beobachtet.

2. Material und Methode

Alle Ergebnisse wurden im Schilfbestand des NSG »Schweinsberger Moor« gewonnen. Dabei wurde auf zweierlei Art und Weise vorgegangen:

Es wurden in regelmäßigen Abständen Schilfhalme nach der Erntemethode geschnitten, an Ort und Stelle verpackt und im Labor aufgearbeitet, d. h., zum Teil schockgefroren und dann mit Hilfe von optischen Geräten untersucht.

Zweitens wurden regelmäßig Freilandaufsammlungen und Freilandbeobachtungen vorgenommen. Die Aufsammlungen wurden mittels Exhaustor durchgeführt. Um doch halbwegs quantitativ arbeiten zu können, wurden in den Untersuchungsbeständen auf jeweils 5 m² innerhalb von 15 Min. alle Tiere, die erfaßt werden konnten, gesammelt.

Diese Arbeiten erfolgten nicht nur an den im vorherigen Kapitel charakterisierten 5 Standorten, sondern um ein möglichst umfassendes Bild zu erhalten, wurde angestrebt, bei Begehungen an möglichst vielen Standorten Beobachtungen und Aufsammlungen durchzuführen und in die Auswertung mit einzubeziehen. Dennoch

konnten einige Teilbestände nicht untersucht werden, da sie trotz aller Bemühungen nicht zu erreichen waren.

3. Ergebnisse

3.1 Tiere, die an Jungtrieben fressen

Zu Beginn des Schilftreibens von Mitte April (einzelne Standorte) bis Mitte Mai sind viele Jungtriebe, die eben die Bodenoberfläche bzw. die Altstreuerschicht durchwachsen hatten, angefressen oder zerfressen. Je nachdem, ob der Standort trocken oder feucht war, waren die Fraßspuren unterschiedlich.

An relativ trockenen Standorten fingen sich dabei in Bodenfallen, die im Gebiet aufgestellt waren, je ein Exemplar der Schermaus (*Arvicola terrestris*) und der Feldmaus (*Microtus arvalis*). Nach Angaben von HOLISOVA (1975) sind beide Arten Schilffresser. Am immerfeuchten Standort Nr. 5 wurden öfters in den frühen Morgenstunden Bläbhühner (*Fulica atra*) und Bisamratten (*Ondrata zibethicus*) an den Pflanzen fressend beobachtet. Die Fraßspuren glichen genau denen, die KRAUSS (1979) aus Schilfbeständen der Berliner Halvseen beschreibt.

Summierend läßt sich sagen, daß die Jungtriebschädigung fast ausschließlich von den oben genannten Wirbeltieren stammt. Ansonsten wurden keine weiteren Einflüsse dieser Tiergruppe beobachtet.

3.2 Tiere, die den Vegetationspunkt beeinflussen

Im Untersuchungsgebiet kommen mehrere Tierarten vor, die sowohl vom Halminnern her als auch von außen den Vegetationspunkt angreifen. Dies kann einmal mit der Induktion einer Gallbildung einhergehen, ein andermal ohne Gallbildung geschehen.

3.2.1 Vegetationspunktinaktivierung ohne Induktion einer Gallbildung

Die am häufigsten gefundene Art, die im Innern der Schilfhalme lebt und frißt und dabei den Vegetationspunkt zerstört, ist im Untersuchungsgebiet die Schilfheu-*Archanara geminipuncta* (Haw.) (Lepidoptera, Noctuidae). Ihr wurde deshalb besondere Aufmerksamkeit geschenkt.

1. Biologie von *Archanara geminipuncta*

1.1 Vorkommen im Untersuchungsgebiet

Auffallend im Untersuchungsgebiet ist, daß *Archanara geminipuncta* nicht gleichmäßig verteilt vorkommt. Folgende Parameter lassen sich für ein Vorkommen postulieren:

1. Am Standort müssen minimal 60 bis 70 Halme/m² stehen.
2. Es dürfen am Standort maximal 150 Halme/m² stehen.
3. Am Standort darf kein Oberflächenwasser vorhanden sein (d. h. zumindest die Altstreuauflage auf dem Boden muß oberhalb des Wasserniveaus sein).

Die Bedingungen für diese ganz bestimmte Bestandsstruktur ergeben sich aus dem Lebens- und Entwicklungszyklus des Tieres.

1.2 Freißphase im Halminnern

Auffallend wird der Befall der Pflanzen durch *Archanara* um die Mai-Juni Wende, bei einer durchschnittlichen Schilfhöhe von 1 m. Die Spitzenblätter der Pflanzen werden gelb, das ganze obere Drittel verdorrt.

Archanara überwintert im Untersuchungsgebiet als Ei, schlüpft um die April-Mai Wende und geht auf die frisch getriebenen Schößlinge über. In diesen Jungpflanzen

verbleibt die Raupe längere Zeit (bis zu 14 Tage), erst dann findet ein Wechsel auf die nun schon höheren Pflanzen statt.

Dieser Wechsel geht über die Bodenoberfläche. Der spätere Halmwechsel dagegen geht hauptsächlich über die Blätter, z. T. aber auch über die Bodenoberfläche. Daher darf an den Standorten kein Oberflächenwasser vorhanden sein. Die Raupen haben keinen Haarbesatz etc. der eine Oberflächenvergrößerung oder Luftpolderbildung ermöglicht, um auf einer Wasseroberfläche zu verbleiben. Legt man die Tiere auf eine Wasseroberfläche, so gehen sie sofort unter und ertrinken. Auch wenn man ihnen Hilfsmittel zum Festhalten, wie z. B. alte Schilfhalm oder Blätter, unter Wasser anbietet, so werden diese nicht angenommen. Sobald das Tier unter Wasser gerät, werden krampfhaft zuckende und um die Querachse klappende Bewegungen ausgeführt.

Gelingt der Halmwechsel und die Tiere gelangen auf eine neue Pflanze, dann fressen sie im oberen Drittel von außen ein Loch in den Halm, um in das Halminnere zu gelangen. Das Tier frißt dann im Innern bis zum nächst tiefer gelegenen Knoten, dreht sich und frißt stengelaufrwärts in Richtung Vegetationskegel. Dabei werden bis zum Vegetationskegel alle Knoten durchfressen, der Vegetationspunkt zerstört und das Tier verläßt dann wieder den Halm, indem ein Loch von innen nach außen gefressen wird.

Das Ausfraßloch liegt immer über dem Einfraßloch und ist im Durchmesser größer. Daß ein zweites Loch in den Stengel gefressen wird, hat folgende Gründe:

1. Das Tier wächst in der Zeit, in der es im Stengel verweilt, und hat in den apikalen Regionen nicht den Platz, sich im Halminnern zu drehen und wieder zum Einfraßloch zu wandern.
2. Der ganze Fraßgang ist sehr stark verkotet.

1.3 Halmwechselperiode

Die Verweildauer in einem Halm beträgt in diesem Entwicklungsstadium zwischen 2 und 7 Tagen. Insgesamt werden im Laufe der Freißphase zwischen 3 und 6 Halme aufgefressen (vergl. SKURHAVY 1978: Befall von bis zu 7 Halmen). Der Halmwechsel erfolgt in den späten Abendstunden, hauptsächlich aber in den frühen Morgenstunden. Sehr häufig wurden Tiere beim Halmwechsel zwischen 4.00 und 6.00 Uhr beobachtet.

Um vom Wirtshalm auf den nächsten Halm zu gelangen, laufen die Tiere über die Blätter. Es muß also eine gewisse Minimalzahl von Pflanzen/m² vorhanden sein, um eine sichere Verbindung zwischen den Einzelpflanzen über die Blätter zu ermöglichen. Ist der Pflanzenbesatz zu gering, eine sichere Verbindung der Blätter zueinander nicht gegeben, dann kann es passieren, daß die Einzelblätter beim Darüberlaufen abknicken und das Tier von der Pflanze fällt. Absolut tödlich ist das bei Oberflächenwasser.

Gelangt das Tier auf eine neue Pflanze, dann muß es die richtige Stelle zum erneuten Einfraß finden.

Die Tiere laufen dabei auf der Nahtstelle der den Halm umgebenden Blattscheiden (diese überlappen sich und bilden somit eine Nahtstelle) und führen mit dem Vorderkörper pendelnde Bewegungen nach beiden Seiten aus. Entspricht die Tierlänge: Kopf, Brustbeine + 2 Segmente, also bis zum ersten Abdominalbeinpaar dem Durchmesser des Halmes, können die Tiere knapp den halben Halm umfassen, so stoppen sie ihren Lauf und fressen sich ein. Trägt man nun den Halmdurchmesser und oben genanntes Körpermaß der Tiere gegeneinander auf, so ergibt sich eine sehr hohe Korrelation von $r =$

0,963. Abb. 15 zeigt die Daten, die im Freiland ermittelt wurden. Dabei wurden auch Tiere abgessamt und an andere Halme gesetzt.

Bringt man sie an die Halmbasis (im Vergleich zu den Körpermaßen zu großer Halmdurchmesser), dann laufen sie halmaufwärts. Bringt man sie in die Spitzenregion (zu geringer Halmdurchmesser), dann laufen sie halmabwärts. Dies geschieht immer bis zu dem Punkt, wo die Tiermaße mit dem Halmdurchmesser übereinstimmen.

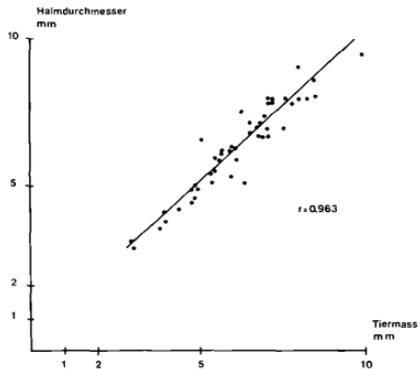


Abbildung 15

Zusammenhang zwischen dem Halmdurchmesser (mm) und dem Tiermaß (Kopf bis 1. Abdominalbeinpaar in mm) in der Halmwechselperiode bei *Archanara geminipuncta*. $r = 0,963$; $y = 0,515 + 0,910 x$

1.4 Verpuppungsphase

Archanara geminipuncta verpuppt sich in den basalen Internodien der Schilfpflanze. Dabei muß nicht der Halm zur Verpuppung genutzt werden, in dessen oberem Abschnitt das Tier fraß. Es wurden auch Puppen in Schilfhalm gefunden, deren apikale Teile keinerlei Fraßspuren aufwiesen.

Die Verpuppung selbst erfolgt solitär. Nur ganz wenige Ausnahmen wurden festgestellt:

- a. Zwei Tiere in einem Internodium, dabei zwei Einfraßlöcher, zwei Schlupffenster und zwei abgeteilte Puppenwiegen.
- b. Zwei Tiere in einem Internodium, dabei ein Einfraßloch, ein Schlupffenster und eine Puppenwiege. Tier 2 durchfraß dabei das Schlupffenster von Tier 1, um ebenfalls in den Halm zu gelangen.

1.4.1 Auswahl des Verpuppungsinternodiums

Die verpuppungsreifen Raupen hatten eine mittlere Größe von $28,92 \pm 4,46$ mm. Sie benötigen also schon von ihrer Größe her ein weitlumiges Internodium. Gefunden wird dieses Internodium auf die vorher beschriebene Art und Weise. Das Einfraßloch wird meist im unteren Drittel des gewählten Internodiums angelegt, wo die Blattscheide noch den Halm umgreift. Die »Führlinie« ist also noch vorhanden.

Das Schlupffenster liegt im mittleren oder oberen Drittel, wo die Scheide den Halm nicht mehr umfaßt. Diese frei offen liegenden Halmabschnitte findet man in der Regel an 4 bis 6 basalen Internodien. Durch intercalares Wachstum nämlich, überholt der Halm das Wachstum der Blattscheiden und somit ergeben sich Zonen, in denen der Halm freiliegt (vergl. HÜRLIMANN 1951).

Als Minimaldurchmesser des Verpuppungsinternodiums wurde 6,8 mm ermittelt. Auch MOOK (1971) fand in Holland den höchsten Larven- und Puppenbesatz pro Halm bei basalen Durchmessern von 6,5–7,4 mm an trockenen Plätzen und bei über 7,5 mm an feuchten Plätzen. In Internodien die unter 6,8 mm lagen, wurden von mir keine Puppen gefunden.

Diesem Kriterium entsprechen an den untersuchten Standorten die Internodien 1 bis 6. Die Ergebnisse der Freilandzählung zeigt Abb. 16 (SKURHAVY 1978 gibt die Internodien 2 bis 4 als Verpuppungsinternodien an). Warum der Mindestdurchmesser vorhanden sein muß, erklärt sich aus dem Verpuppungsvorgang.

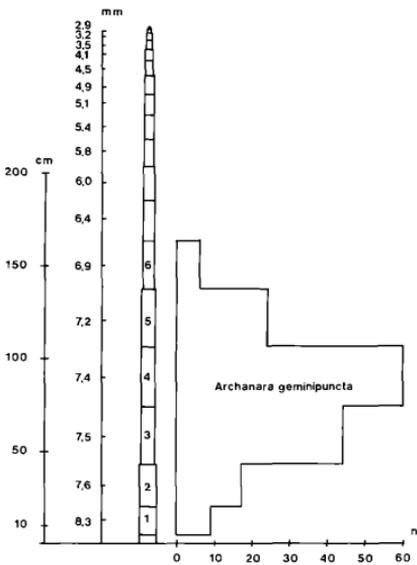


Abbildung 16

Verteilung der Puppen von *Archanara geminipuncta*. Angegeben sind Halmhöhe (cm), Halmdurchmesser (mm), Nummer des Internodiums und Anzahl der gefundenen Puppen.

1.4.2 Verpuppungsvorgang

Hat das Tier ein paßendes Internodium gefunden, so wird im unteren Drittel ein Loch in den Stengel gefressen. Das Einfräbloch wird dann von innen her wieder verschlossen. Danach bewegt sich das Tier stengelabwärts bis zum nächsttieferliegenden Knoten, dreht sich um die Querachse und wandert stengelaufwärts bis in den Bereich, der außen nicht mehr von der Blattscheide umschlossen wird. Während der Wanderungsphase im Halm wird der filzig scheinende Innenbelag des Stengels abgeweidet. Wahrscheinlich aber nicht gefressen, denn in keinem Verpuppungsinternodium wurde Kot gefunden. Aber vielleicht gibt dieser Belag dem Tier die Mitteilung, ob der Halm freiliegt, oder noch von Blattscheiden umschlossen ist.

Im blattscheidenfreien Bereich des Halmes wird dann von innen nach außen ein Schlupfenster mit der durchschnittlichen Kantenlänge von 6,02 x 4,91 mm gefressen. Als Abschluß nach außen bleibt nur die Stengelepidermis erhalten. Das Stengelmaterial wird von den Tieren nicht aufgefressen, sondern kuppelförmig oberhalb des Schlupfensters im Halm als obere Begrenzung der Puppenwiege abgelegt. (vgl. SKURHAVY 1976)

Danach erfolgt die Abteilung der Puppenwiege. Ihre Größe variiert je nach Raupengröße.

Zuerst wird mit einer Art Gespinst oberhalb des Schlupfensters, aber unterhalb des abgelegten Stengelmaterials, die stengelaufwärtige Begrenzung festgelegt. Dann dreht sich das Tier wieder um die Querachse, bewegt sich stengelabwärts, legt die untere Begrenzung fest, zieht sich etwas zurück und verpuppt sich kopfabwärts in der Puppenwiege.

Die Verpuppung erfolgt um die Wende Juli – August. Die Dauer der Puppenruhe beträgt 2 bis 4 Wochen (SKURHAVY 1978: ebenfalls 2 – 4 Wochen).

Nach erfolgter Kopulation der geschlüpften Imagines werden die Eier abgelegt und zwar unter die Blattscheiden der Schilfpflanzen. (vgl. RAEBEL 1910) Junglarven wurden während der Wintermonate nicht gefunden. Die Tiere überwintern im Untersuchungsgebiet als Eier. Erst im Frühjahr schlüpfen die Junglarven. Nach Angaben von MOOK (1971) überwintert *Archanara* in den Poldern Hollands als Junglarve.

2. Parasiten und Auswirkung von *Archanara geminipuncta*

2.1 Parasiten

Aus *Archanara* Puppen wurden 2 Arten von Ichneumoniden (Hymenoptera) gezogen:

Limerodops unilineatus (Grav.) und *Chasmas paludator* (Desv.) Die Gesamtparasitierungsrate durch die Tiere betrug 24 %.

Die Weibchen von *Limerodops unilineatus* überwintern als Imago. Erst im Frühjahr entwickeln sie ihre Ovarien und die Weibchen stechen dann die Junglarven von *Archanara* an. Der Parasit entwickelt sich erst in der Puppenwiege und schlüpft aus ihr. (HINZ, schriftl. Mitteilung)

Bei *Chasmas paludator* überwintern ebenfalls die befruchteten Weibchen. Sie warten aber mit der Eiablage bis Ende Juli, Anfang August, da sie nämlich die Puppen der Schilfeulen anstechen. Dazu beißen die *Chasmas* Weibchen die Schlupfenster auf und dringen zur Eiablage in die Puppenwiege ein. (HINZ, schriftl. Mitteilung)

Allgemein ist zu sagen, daß die Zahl der Parasiten der im Gebiet vorkommenden Tiere sehr groß ist. Da man die Wirtstiere aber nur sicher angeben kann, wenn man den Parasiten auch gezogen hat, soll zu Ende des Kapitels ein allgemeiner Abschnitt eine Übersicht über die gefundenen parasitierenden Tiere geben.

2.2 Auswirkung auf den Bestand

Wie schon erwähnt kommt *Archanara geminipuncta* nur ganz lokal begrenzt in den Beständen vor. Hier aber ist seine Wirkung sehr auffällig.

Abb. 17 zeigt den Verlauf im Höhenwachstum an 2 ausgewählten Standorten, die nur ca. 150 m auseinander liegen. Sie unterscheiden sich nur im Fehlen, bzw. Vorhandensein von Oberflächenwasser. Die obere, unterbrochene gezeichnete Kurve zeigt das Höhenwachstum am Vergleichsstandort ohne *Archanara* Vorkommen. Die untere Kurve zeigt das Höhenwachstum am Standort mit *Archanara*abefall. 90 % der Halme waren befallen.

Wir sehen ein Ende des Höhenwachstums Mitte Juni, bei ca. 1,70 m Schilfhöhe. Erst im September, als die neugebildeten Seitentriebe die abgestorbenen Halmspitzen überwachsen, ist wieder eine leichte Höhenzunahme zu sehen. Auch die Halmgewichte zeigen den Einfluß der Tiere.

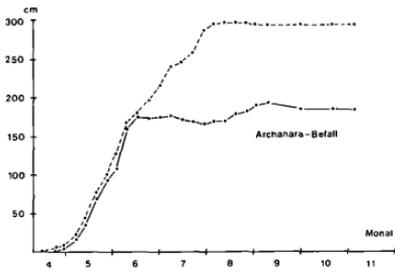


Abbildung 17

Vergleich des Höhenwachstums von Schilfbeständen an 2 ausgewählten Standorten.

--- ohne *Archanara* Befall; — mit *Archanara* Befall

Rechnet man um auf einen Idealquadratmeter mit 70 Halmen, so ergibt sich:

	Halmhöhe (cm)	g TG/Halm	70 Halme/m ²	%
ohne Befall	300	20,19	1476,20	100
mit Befall	190	8,12	568,40	38,74

Bei einem Massenvorkommen in einem lokal begrenzten Bestand können über 60 % der möglichen Produktion verhindert werden. (vgl. SKURHAVY 1978: befallener Halm erreicht nur 43 – 55 % des TG eines gesunden)

3. Steuerung der Populationsstärke

Neben Parasiten und Räubern übt der Bestand der Wirtspflanze einen ganz großen Einfluß auf die Populationsentwicklung der Tiere aus.

Es muß ein ganz bestimmtes Muster in der Bestandesstruktur vorhanden sein, damit die Tiere ihren Entwicklungszyklus durchlaufen können. Dazu einige Daten von ausgewählten Standorten:

Standort A: 32 Halme/m²; dünnstes basales Internodium 7,6 mm.

Dieser Standort wäre ideal zum Verpuppen, aber der Pflanzenbesatz pro Fläche ist zu gering.

Kein Vorkommen von *Archanara*.

Standort B: 210 Halme/m²; dünnes basales Internodium, 4,3 mm.

Dieser Standort wäre ideal für die Freißphase, bietet aber keine Verpuppungsmöglichkeit.

Kein Vorkommen von *Archanara*.

Standort C: 99 Halme/m²; dünnstes basales Internodium 7,0 mm.

Idealer Standort

Über 90 % der Halme befallen.

Die Wirkung der Tiere wird also von vorne herein lokal begrenzt gehalten. Treten jetzt dazu noch schlechte äußere Bedingungen auf, die das Wachstum der Wirtspflanze direkt beeinflussen, so tritt eine weitere Einengung der Entwicklungsmöglichkeit der Tiere ein.

So wird letztendlich über die Wirtspflanze in dieser Monokultur die Populationsstärke des Wirtes gesteuert. Massenvermehrungen über das Gesamtgebiet gesehen, waren nicht zu beobachten. Der starke lokale Befall übt im Endeffekt keinen Einfluß auf den Gesamtbestand aus.

4. Lebensraum: ausgefressene Stengelpartien

Archanara geminipuncta öffnet durch seine Fraßfähigkeit Halme und erschließt damit einen neuen Kleinlebensraum für andere Organismen.

Die ausgefressenen apikalen Stengelteile sind meistens mit dem sehr feuchten, hellgrünen bis leicht gelblichen Kot der Schmetterlingsraupen gefüllt. In manchen Stengelteilen konnte man eine ziemlich abrupte Verfärbung des Kotes zu einer dunkelgrünen bis dunkelbraunen Farbe feststellen. Genau an diesen Stellen findet man häufig Dipterenlarven. Zuchtversuche und spätere Freilandfunde von Imagines erbrachten, daß es sich hauptsächlich um Phoridae aus dem *Megaselia* Gattungskreis handelt.

Auf dem noch feuchten Kot im Stengelinnern entwickeln sich an Pilzen eine claviforme *Penicillium*-Art und *Cephalosporium corda* (Moniliales). Sackt der Kot etwas in sich zusammen, so daß meist oberhalb des Aus-

fraßloches die Stengelteile kotfrei sind, oder sich Bezirke bilden, wo nur noch vereinzelt Kotpakete an den Stengelinnenwänden kleben, so sind dies die Halmpartien, in denen sich sehr oft Kurzflügelkäfer der Art *Allicanta incana* finden. Da auch Käferlarven gefunden wurden, muß in Laborversuchen noch geklärt werden, ob die Tiere ihre Eier in diesen Bezirken ablegen, oder ob sie nur zugewandert sind.

An Stellen, an denen der Kot schon angetrocknet ist und nicht mehr verrutschen kann, findet man Thysanopteren Larven und später auch die erwachsenen Tiere von *Haplothrips aculeatus* (Fabricius). Die Tiere wandern dann zu Beginn der Schilfblüte auf die jung geschobenen Blüten und sind der häufigste Infloreszenzbesiedler.

Im Frühjahr wurden aus den hohlen Halmen Anthomyziden und Chloropiden gezogen. Es waren die Arten: *Anthomyza gracilis* Fall., *Haplegis flavitarsis* Mg. und *Haplegis diadema* Mg.

Allgemeiner bekannt sind die Tiere als Mitbewohner in Lipara-Gallen. Da diese Gallen im Untersuchungsgebiet aber ebenfalls nur lokal vorkommen, bieten sich ihnen die *Archanara*-Halme als Ersatz an.

Im Winter dienen die offenen Halme einer Vielzahl von Tieren als Überwinterungsplatz (vergl. KRÜGER 1976). Speziell in diesen offenen Halmen wurden sehr häufig die Schilfsackspinne *Clubiona phragmitidis*, die Coccinelliden *Anisosticta 19-punctata* (L.) und *Adalia bipunctata* (L.), ferner die Carabiden *Demetrias imperialis* (Germar) und *Odacantha melanura* (L.) gefunden. Alle Tiere sind also mehr oder weniger auf das Vorkommen von *Archanara geminipuncta* angewiesen.

5. Weitere Noctuiden im Untersuchungsgebiet

Bei einer Nachtfangaktion im Juli 1980 flogen folgende weitere Noctuiden ans Licht:

Art	Biologie (nach Forster & Wohlfart 1960 ff.)
<i>Sideridis (Mythimna) conigera</i> Schiff.	
<i>Mythimna straminea</i> Tr.	an feuchten Stellen mit Schilf; lokal sehr häufig eine mehr nördliche Art;
<i>Mythimna impura</i> Hbn.	Raupen an Seggen und Schilf Raupen aus dem Untersuchungsgebiet wurden an Seggen gezogen. (Droste, mündl. Mitteilung)
<i>Mythimna pudorina</i> Schiff.	an Schilf und diversen Sumpfräsern
<i>Apamea monoglypha</i> Hufn.	an Wurzeln von Gräsern
<i>Leucania obsoleta</i> Hbn.	häufig an Ufern und Gewässern mit Schilf. Raupen der Tiere überwinterten im Untersuchungsgebiet in Althalmen und wurden im Frühjahr gezogen.
<i>Ochropleura plecta</i> L.	an Gräsern und verschiedenen krautigen Pflanzen.
<i>Agrotis (Scotia) exclamatoris</i> L.	an Gräserwurzeln

3.2.2 Vegetationspunktbeflussung mit Induktion einer Gallbildung

An Tieren, die dieses Schadbild verursachen wurden im Untersuchungsgebiet 3 Arten gefunden:

Stenotarsonemus phragmitidis (Schedl.) (Acari, Tarsonemidae), eine Laufmilbe, *Lipara rufitarsis* Loew und *Lipara lucens* Mg., beides Halmfliegen (Diptera, Chloropidae).

Ihr Vorkommen im Untersuchungsgebiet soll im folgenden kurz diskutiert werden.

1. *Stenotarsonemus phragmitidis* (Acari, Tarsonemidae)

1.1 Erscheinungsbild

Die ersten Anzeichen eines Befalles der Schilfstengel durch die Laufmilben waren Ende Juni, Anfang Juli zu beobachten. Durch das Saugen der Tiere wird eine Gallbildung an der Sproßspitze induziert.

Die obersten Internodien sind sehr gestauch, die die Sproßspitze umgebenden Blätter aufgetrieben und ineinander verdreht. Die nach innen gewendeten Epidermiszellen wachsen zu keulenförmigen Haaren aus.

Die Gallen selbst werden ziemlich groß und schwer, so daß sie meist aus den sie umhüllenden Blattscheiden herausknicken. In der Regel wird nach der Gallbildung keine Blüte mehr getrieben. Erfolgt der Befall jedoch später, z. B. um die Juli/ August-Wende, dann kann vereinzelt noch eine Blüte ausgebildet werden, die aber viel kleiner als die normale Blüte ist. (vgl. SKURHAVY et al. 1975; SKURHAVY 1978)

1.2 Verteilung der Tiere im Untersuchungsgebiet

Die auffälligen Gallen der Tiere sind nicht gleichmäßig im Gebiet verteilt. Sie fehlen im Zentralteil des Bestandes, sowie im Übergangsgebiet im Norden zu der im-

merfeuchten Seggenwiese. Häufiger findet man die Tiere nur im südlichen Übergangsgebiet, wo die Schilfbestände langsam ausdünnen. Auch wird hier der Boden immer trockener.

Nach Auswertung der Fundortdaten läßt sich aber doch ein gewisses Verteilungsmuster feststellen. Als Parameter diente die Anzahl der Halme/m². Tab. 5 zeigt die ermittelten Daten.

Tabelle 5

Prozentuale Verteilung aller gefundenen Spitzengallen von *Stenotarsonemus phragmitidis* in verschiedenen dichten Beständen.

Halme/m ²	Verteilung (%)
10 – 29	8,5
30 – 49	33,5
50 – 69	11,0
70 – 89	12,5
90 – 109	34,5

Bevorzugt werden also einmal Bestände mit einer Halmezahl von 30–49 Halme pro m² und weiter in der Tiefe des Gebietes Bestände mit Halmezahlen von 90–109 Halmen/m².

Das erste Verteilungsmaximum fällt mit dem Vorkommen von *Lipara*-Arten zusammen, in deren Gallen *Stenotarsonemus* auch als Inquilline vorkommen kann. Die Tiere scheinen hier von den *Lipara*-Arten passiv verbreitet zu werden, indem bei der Wanderung und der Eiblage der Dipteren die Laufmilben mit an neue Halme verschleppt werden (vgl. WAITZBAUER 1969). Gründe für das zweite Verteilungsmaximum in Beständen mit 90–109 Halmen pro m² könnten sein, daß die Tiere in dichteren Beständen sich aktiv selbst besser verbreiten können und daß auch hier Eigenschaften der Halme selbst, wie Halmhöhe oder basaler Durchmesser maßgebend sind.

Auch DURSKA (1970), der *Stenotarsonemus* ebenfalls häufig in Beständen mit über 100 Halmen/m² fand, äußert, daß es in dichteren Beständen für die Tiere einfacher ist, aktiv andere Halme zu besiedeln.

2. Tiere der Gattung *Lipara* (Diptera, Chloropidae)

2.1 *Lipara rufitarsis* Loew

2.1.1 Lebensweise

Lipara rufitarsis, auch bekannt unter dem Namen *Calamoncosis minima* Strobl, tritt im Untersuchungsgebiet als selbständiger Gallbildner auf.

Als Gallbildner wurde sie beschrieben von GIRAUD (1863) und BLAIR (1932) (zitiert in WAITZBAUER et al. 1973); BUHR (1965) führt sie mit Einschränkung als Gallbildner an, POKORNY (1970), CHVALA et al (1974), SKURHAVY et al (1975) und SKURHAVY (1978) führen sie wiederum als eigenständige Gallbildner an. Demgegenüber zogen sie WAGNER (1907) und WAITZBAUER (1970) als Inquilline aus *Lipara lucens* Gallen.

Die Tiere können also sowohl als selbständige Gallbildner auftreten oder als Inquillinen leben.

Die gebildete Galle ist ähnlich der von *Lipara lucens*, nur ist sie viel kleiner und die Larven leben in Fraßgängen in den obersten 2 bis 5 gestauchten Internodien (SKURHAVY 1978). Die Galle ist nicht verholzt und es wird keine Puppenkammer gebildet (vgl. DURSKA

1970). Ende März, bis Mitte Mai erfolgt die Verpuppung der in der Galle überwinternden Tiere und anschließend der Schlupf. Zu Beginn des Juni werden dann die Eier abgelegt (vergl. SKURHAVY 1978).

2.1.2 Verbreitung im Untersuchungsgebiet

Lipara rufitarsis kommt nur im südlichen trockneren Bereich des Gebietes vor. Sie besiedelt sowohl vereinzelt stehende Halme, geht aber auch in Bestände mit bis zu 70 Halmen/m². Tab. 6 zeigt die ermittelten Daten.

Tabelle 6

Prozentuale Verteilung aller gefundenen Gallen von *Lipara rufitarsis* in verschiedenen dichten Beständen.

Halme/m ²	Verteilung (%)
– 9	5
10 – 29	48
30 – 49	31
50 – 70	16

Das Hauptvorkommen liegt im Bereich zwischen 10 und 30 Halmen/m². Bei einer Bestandesdichte von mehr als 70 Halmen/m² wurden keine Gallen mehr gefunden. Im Ganzen gesehen deckt sich das Vorkommen von *Lipara rufitarsis* mit dem Vorkommen von *Lipara lucens* Mg.

2.2 *Lipara lucens* Meig.

2.2.1 Lebensweise

Die auffälligsten Schilfgallen werden zweifelsohne von der gut bekannten *Lipara lucens* gebildet. Ihre Imagines schlüpfen Ende Mai. Schon kurz danach erfolgt die Partnersuche, wobei Substratschalleitung eine wichtige Rolle spielt (MOOK u. BRUGGEMANN 1968; CHVALA et al 1974). Nach erfolgter Kopulation beginnt die Eiablage. Die Tiere bevorzugen dabei Halme bestimmter Höhe und Dicke (MOOK 1967). Die Eier werden nahe der Sproßspitze an Stengel und Blätter geheftet. Die daraus schlüpfenden Larven fressen sich in das Innere des Halmes, zerstören den Vegetationskegel und induzieren eine Gallbildung.

Für die Schilfpflanzen ergeben sich folgende Konsequenzen:

- das Längen- und Höhenwachstum wird gestoppt
- es erfolgt eine Verdickung und Stauchung von 10 bis 15 Internodien unterhalb des Vegetationskegels
- eine Verholzung dieser Internodien durch Steinzellenbildung tritt ein
- es ergibt sich daraus die Bildung einer Galle mit bestimmtem Aufbau und morphologischen Kennzeichen

2.2.2 Verbreitung im Untersuchungsgebiet

Wie schon erwähnt deckt sich die Verbreitung von *Lipara lucens* weitgehend mit der von *Lipara rufitarsis*.

Im Gegensatz zu *L. rufitarsis* besiedelt *L. lucens* aber einen höheren Prozentsatz einzelstehender Halme. Die Daten zeigt Tab. 7.

Fast 90 % aller *L. lucens* Gallen wurden bis zu einer Bestandesdichte von 50 Halmen/m² gefunden. VOGEL (1978) fand an 5 Untersuchungsstandorten den höchsten %-ualen Befall bei 35 bis 45 Halmen/m² (\bar{x} : 41,6). Die Höhe der befallenen Halme im Untersuchungs-

Tabelle 7

Prozentuale Verteilung aller gefundenen Gallen von *Lipara lucens* in verschiedenen dichten Beständen.

Halme/m ²	Verteilung (%)
– 9	30
10 – 29	31
30 – 49	28
50 – 70	11

gebiet lag zwischen 80 und 130 cm. Eine bevorzugte Halmhöhe konnte nicht festgestellt werden.

vergl.: WAITZBAUER (1969): Befallsmaximum bei 75 – 100 cm; DURSKA (1970): durchschnittliche Befallshöhe ca. 105 cm; SKURHAVY (1978): durchschnittliche Befallshöhe 130 cm; VOGEL (1978): Befallsmaximum je nach Standort 100 – 150 cm.

Der basale Durchmesser der befallenen Halme schwankte im Untersuchungsgebiet zwischen 3,5 und 6,9 mm. Nach MOOK (1967) ist der basale Durchmesser für den Befall durch *L. lucens* maßgebend. So lagen im Ostflevoland Polder in Holland die bevorzugten Halmbasisdurchmesser bei ca. 4 mm (MOOK 1967), im Ruster Schilfgürtel am Neusiedler See bei 3,8 mm (WAITZBAUER 1969). CHVALA et al (1974) beschreiben eine Präferenz der Eiablage bei Halmbasisdurchmessern zwischen 4 und 6 mm. Im Schweinsberger Bestand ergibt sich ein Mittelwert von 4,6 ± 0,9 mm.

Die Unterschiede der Befallswerte, sowohl bei der Halmhöhe als auch beim Halmbasisdurchmesser, müssen wohl im Zusammenhang mit der Qualität und der Wuchsform an den einzelnen Standorten gesehen werden (vergl. WAITZBAUER 1969; VOGEL 1978). Ferner sind die herrschenden Wetterbedingungen im Untersuchungszeitraum nicht zu vernachlässigen, die sowohl einen direkten Einfluß auf die Wirtspflanze ausüben, als auch zu Verschiebungen im Entwicklungszyklus der Tiere führen können.

2.3 Mitbewohner in *Lipara*-Gallen

Lipara-Gallen sind von ihrer Größe und Lage im Bestand her gesehen gut geeignet, anderen Tieren als Aufenthalts- und Entwicklungsort zu dienen. Im Laufe der Untersuchungen wurden aus 75 Gallen folgende Tiere gezogen:

Chloropidae	Anzahl	%
<i>Lipara lucens</i> Mg.	30	11,58
<i>Lipara rufitarsis</i> Leow	20	7,72
<i>Haplegis consimilis</i> Collin (?) (Tiere nicht ausgefärbt)	66	25,48
<i>Haplegis consimilis</i> Collin	89	34,36
<i>Tropidoscincis Zürcheri</i> Duda	42	16,21
Cordyluridae (Scatophagidae)		
<i>Cnemopogon apicalis</i> Meig.	8	3,09
Anthomyzidae		
<i>Anthomyza gracilis</i> Fall.	4	1,54

Erstaunlicherweise wurden keine Parasiten gezogen.

Dennoch ergab eine nachträgliche Untersuchung der Gallen, daß die Mortalität bei den Dipteren-Larven sehr hoch war.

Ein Grund könnten die sehr strengen Fröste im Winter sein, die in dieser Kaltluftsenke, die das Gebiet ist, häufig vorkommen. Selbst im Sommer wurden in Strahlungsnächten Minusgrade gemessen. So blieben z. B. im Jahr 1978 lediglich der Monat Juli mit nur wenigen klaren Nächten mit $0,3^0$ C Minimaltemperatur über der Null-Grad-Grenze.

Auch die vielen unverpuppten Larven in den Gallen sind ein Indikator dafür. Ein weiterer Faktor für die Mortalität der Gallbewohner sind Vögel als Freßfeinde. Eine einmalige Auszählung von 200 m² ergab, daß 45 % der Gallen behackt waren. Vor allem Kohlmeise (*Parus maior*) und Blaumeise (*Parus caeruleus*) konnten im Spätherbst und Winter beim Behacken von Gallen beobachtet werden. Nach HEISER (1975) suchen die Meisen ihr Futter dabei sowohl optisch, als auch durch »Resonanz-Hacken«. Teilweise werden nur die Inquillinen, die hauptsächlich zwischen den äußeren Blattbezirken leben, abgepickt. Es wurde aber auch beobachtet, daß die Galle selbst geöffnet wurde. Zwar fanden sich in diesen Gallen meist noch die *Lipara*-Larven, aber die Schutzfunktion der Galle war zerstört. So wurden im Frühjahr öfter aus geöffneten Gallen die Coccinelliden *Adalia bipunctata* und *Anisosticta 19-punctata* gefangen. Hier zeigte sich nach dem Öffnen der Galle, daß die *Lipara*-Larven fehlten, die weiter apikal liegenden Inquillinen-Larven aber noch vorhanden waren.

Es ist also durchaus möglich, daß die Käfer in geöffnete Gallen eindringen und die im Innern verbliebenen Dipteren-Larven und Puppen fressen. Für die Gallbildner selbst, bietet ihre Lebensweise zwei große Vorteile:

1. Ihre Wachstum- und Freßphase findet in physiologisch aktivem Bildungsgewebe mit hohem Nährstoffangebot statt.
2. Die Gallen bilden ein Schutzgehäuse für die empfindlichen Ruhe- und Umbaustadien der Tiere.

Kurzcharakteristik der gezogenen Inquillinen

Anthomyza gracilis Fall. (Diptera, Anthomyzidae)

Die Tiere leben als Saprophagen und Phytophagen in den Gallen. Aus diesen wurden sie schon gezogen von THEOWALD (1961), COLYER u. HAMMOND (1968), WAITZBAUER (1969). Sie sind relativ selten. In Schweinsberg wurden sie ferner als Larven, Puppen und Imagines in ausgefressenen *Archanara*-Halmen gefunden.

Cnemopogon apicalis Meig. (Diptera, Cordyluridae)

Die Larven der Tiere leben wahrscheinlich räuberisch in den Gallen (WAGNER 1907; THEOWALD 1961; WAITZBAUER 1969).

Haplegis consimilis Collin (Diptera, Chloropidae)

Im Untersuchungsgebiet der häufigste Mitbewohner. Die Tiere sind aber wahrscheinlich nur eine Färbemutante von *Haplegis flavitarsis* Mg. (WAITZBAUER, schriftl. Mitteilung).

Tropidoscinius Zürcheri Duda (Diptera, Chloropidae)

Zweithäufigster Mitbewohner. Ist lokal in *Lipara*-Gallen nicht selten zu finden (DUDA 1933 in Lindner). Das Tier wurde auch im übrigen Gebiet häufig gefunden.

3.3 Stengelbewohner

An Stengelbewohnern, sowohl im Hauptstengel, als auch in den Seitentrieben, wurden im Untersuchungs-

gebiet 3 Arten von Cecidomyiden (Gallmücken) gefunden. Es sind die Arten:

Giraudiella inclusa (*Perisia inclusa*) Frauenfeld

Lasioptera flexuosa (*Thomasiella flexuosa*) Wtz.

Lasioptera arundinis (*Thomasiella arundinis*) Schiner

Die Larvalentwicklung der Tiere findet z. T. in induzierten Gallen statt, z. T. ohne sichtbare Gallbildung in den Stengelpartien.

Allgemein bei endophagen Dipterenlarven und speziell bei Cecidomyidenlarven kann man feststellen, daß sowohl Larval- als auch Puppenstadien charakteristische morphologische Merkmale besitzen, die in einem engen Zusammenhang mit dem Ort der Entwicklung innerhalb der Pflanze stehen (vergl. WAITZBAUER 1971 a, WAITZBAUER et al 1973; SYLVEN 1975). Größe und Ausbildung der Spatula sternalis (Brustgräte), Anzahl der Papillen bei Larven (SYLVEN 1975), oder das Vorhandensein oder Fehlen von »Bohrhörchen«, zweier Chitinhöcker auf dem Scheitelgebiet der Puppen (WAITZBAUER 1971 a) sind solche charakteristische Merkmale.

3.3.1 Stengelbewohner mit Gallbildung im Hauptstamm

Im Untersuchungsgebiet kommt als stengelbewohnender Gallbildner die Cecidomyide *Giraudiella inclusa* vor. Die äußerlich nicht sichtbaren, weizenkorngroßen Gallen der Mücken findet man in den basalen Internodien der Schilfstengel.

Larven und Gallen der Tiere wurden in den Internodien 1 mit 5, mit einem leichten Maximum im Internodium 3 gefunden.

(vergl. SKURHAVY (1978): Befall: Internodium 2 mit 5; Maximum Internod. 4)

Der Halmdurchmesser der befallenen Internodien betrug $6,12 \pm 1,22$ mm. Abb. 18 zeigt die ermittelten Ergebnisse.

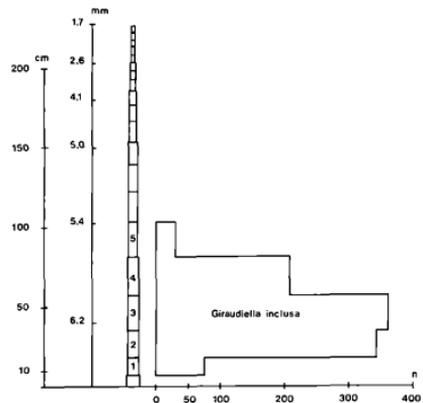


Abbildung 18

Verteilung der Gallen von *Giraudiella inclusa*. Angegeben sind Halmhöhe (cm), Halmdurchmesser (mm), Nummer des Internodiums und Anzahl der gefundenen Gallen.

1. Verbreitung von *Giraudiella inclusa* im Untersuchungsgebiet

Die Tiere zeigen kein typisches Verbreitungsmuster, sie fehlen aber vollkommen am Untersuchungsstandort 5.

Wahrscheinlich, weil an dieser Stelle die Halme zu stark, also auch zu dick sind. Zu bemerken ist auch, daß die Tiere im Zentralteil des Bestandes häufiger vorkommen, zu den Rändern hin werden sie immer seltener. Ansonsten ist der Befall auch von Halm zu Halm unterschiedlich (vergl. WAITZBAUER, PRUSCHA, PICHLER 1973). An manchen Halmen sind mehrere Internodien mit Gallen belegt, an anderen nur ein Internodium. Der freie Zugang zum Stengel und der Stengeldurchmesser scheinen dafür maßgebend zu sein.

2. Biologie der Tiere

Die Gallen der Mücken findet man im Inneren der Schilfhalme. Die adulten Tiere schlüpfen daraus um die Maimitte. Nach Paarung und Kopulation legen die Weibchen die Eier an den unteren Rändern der basalen Internodien unter die Kanten der den Halm hier nur teilweise umfassenden Blattscheiden ab (SKURHAVY 1978).

Zwei Orientierungsmöglichkeiten sind dafür gegeben:

1. Eine wichtige Rolle dürfte der Stengeldurchmesser spielen (vergl. WAITZBAUER, PRUSCHA, PICHLER 1973).

2. Es muß ein direkter Zugang zum Stengel gegeben sein (vergl. SKURHAVY 1978).

Nach dem Schlüpfen bohren sich die Larven durch die Stengelepidermis in das Parenchym ein (SKURHAVA & SKURHAVY 1973). Die Larven fressen bis Mitte Mai, Ende August. In dem nun erreichten Larvalstadium III wird der Nahrungskonsum abgeschlossen (WAITZBAUER, PRUSCHA, PICHLER 1973). Die Larven liegen nun bereits in einem »Pupparium«, welches von der Larvenhaut des II. Stadiums gebildet wird (HENNIG 1948). Auch ist das Gallenwachstum zu diesem Zeitpunkt abgeschlossen. Um das ausgefressene Zentrum des Gallenkörpers, ebenso wie an der Peripherie, findet man ein breites Steinzellenband. Die Tiere überwintern in dieser Galle und verpuppen sich endgültig im Februar, März des darauffolgenden Jahres. Die Puppe trägt auf dem Scheitel zwei auffallend große Bohrhörnchen. Diese dienen dazu, beim Schlüpfen die Gallenwand und die Epidermis zu durchstoßen (WAITZBAUER, PRUSCHA, PICHLER 1973).

2.1 Larvalentwicklung und Pflanzenzyklus

Die Freßphase der Larven von *Giraudiella inclusa* beginnt Mitte bis Ende Mai und endet um die August/September-Wende. Die Tiere ernähren sich von Stengelmaterial.

Betrachtet man im gleichen Zeitraum den Aschegehalt und den Kaloriengehalt der Schilfstengel, so zeigt sich folgendes Bild:

Der Aschegehalt des Halmes sinkt ab Ende Mai stark ab und pendelt bis Ende August zwischen 2,4 % und 6 %. In der Hauptfreßphase bis Ende Juli ist er konstant bei ca. 2,7 %.

Der Kaloriengehalt der Stengel verhält sich genau gegenläufig. Mit der kontinuierlichen Abnahme des Aschegehaltes erfolgt eine stetige Zunahme des Kaloriengehaltes, der Ende Juli mit 4,3 Kcal g TG⁻¹ sein Maximum erreicht.

Das erneute Ansteigen der Aschewerte und das Abfallen der Kalorienwerte zum Herbst hin, hat von der Nahrungsqualität gesehen, keinen Einfluß mehr auf die Tiere. Die Freßphase ist beendet.

Wie schon ausgeführt, sind die basalen Halmabschnitte besonders wichtig für die Nährstoffspeicherung und die

Nährstoffverlagerung. Die Tiere sind also sehr gut mit ihrem Wachstumszyklus in den Pflanzenzyklus eingeklinkt.

3. Parasiten und Räuber

Zuchtversuche aus gesammelten Gallen erbrachten, daß die Tiere zu 40 % von Hymenopteren parasitiert waren. Die Tiere gehören zu den Unterfamilien der Eulophinae, Chalcidinae und Platygasterinae. (Nomenklatur nach SCHMIEDEKNECHT 1930)

Beim Saugen an jungen Gallen wurden öfter *Anthocoris nemorum* (Heteroptera, Anthocoridae) und Nabiden beobachtet.

3.3.2 Stengelbewohner im Hauptalm ohne Gallbildung

Im gesamten Untersuchungszeitraum wurden nur 2 x in Proben die rosarot-orangefarbenen Larven von *Lasioptera flexuosa* (Diptera, Cecidomyiidae) gefunden. Die Tiere leben in großen Anhäufungen in den befallenen Internodien. WAITZBAUER, PRUSCHA, PICHLER (1973) beschreiben einen Fund von 256 Larven in einem Internodium. Der Durchschnitt lag aber bei 20 Tieren/Internodium. Im Untersuchungsgebiet waren es 45 bzw. 62 Tiere.

Nach innen und nach außen werden von den Tieren keine sichtbaren Gallen gebildet. Das befallene Internodium ist innen schwarz. Die Tiere überwintern als Larven, verpuppen sich im April, Mai und schlüpfen dann nach ca. 4 Wochen. Die Puppen tragen keine Bohrhörnchen (vergl. WAITZBAUER 1971 a; WAITZBAUER, PRUSCHA, PICHLER 1973).

3.3.3 Tiere in den Seitentrieben

Wird bei einem Schilfalm der Vegetationskegel durch die Fraßtätigkeit der Raupen von *Archanara geminipuncta*, *Stenotarsonemus phragmitidis* oder *Lipara*-Arten zerstört oder gestört, so reagiert die Pflanze in der Regel mit der Ausbildung von Seitentrieben.

Seitentriebe aus den nodialen Restmeristemten waren zu beobachten beim Befall von *Archanara*, teilweise bei *Lipara*-Befall und nur einmal bei Befall von *Stenotarsonemus*.

Bei *Archanara*-Befall wurden dabei Seitentriebe am 2. und 4. Knoten angelegt (Ausnahme: 3 x Knoten 1). Meist wurden mehrere Seitentrieb/befallene Halm gebildet.

Selten, aber gleichmäßig verteilt in den befallenen Beständen, entwickelte sich in den neugebildeten Seitentrieben die Gallmücke *Lasioptera arundinis*. Auffallend aber war, daß pro Pflanze immer nur ein Seitentrieb, und zwar der am letzten, also obersten unversehrten Knoten getriebene, befallen war.

1. Biologie und Entwicklung von *Lasioptera arundinis* (Diptera, Cecidomyiidae)

Die Gallbildungen, die äußerlich nicht sehr auffallend sind, findet man im basalen Teil der Internodien der Seitensprosse. Die vergallten Internodien sind gestauch und verkürzt. Die Wandungen sind stark verdickt, das Innere der Seitensprosse mit einem dunkelbraunen bis schwarzen Pilzmyzel ausgefüllt. Der Pilz gehört zur Gattung *Sporothrix* (SKURHAVY 1975). Die Wandung der Galle ist an einer Seite aufgerissen, aus der auch Pilzmyzel austritt. Der Reiß, der später den erwachsenen Tieren als Ausflughöhle dient, ist äußerlich gut zu erkennen und manchmal der einzige Hinweis auf das Vorkommen der Tiere.

Die Larven der Mücke leben im Pilzmyzel und überwin-

tern in der Galle. Vor der Verpuppung werden in den Riß der Wandung Ausflughöffnungen mit Hilfe der Brustgräte gemacht (SKURHAVY 1975).

Die Verpuppungsdauer beträgt 13 bis 20 Tage, je nach Wetter auch länger.

Mitte Mai bis Mitte Juni erfolgt der Schlupf. Nach der Paarung legen die Weibchen die Eier unter die basalen, den Seitentrieb umhüllenden Blätter ab. Die Eizahl/Gelege beträgt 30 bis 90 Eier.

Die Junglarven wandern apikal, es erfolgt die Öffnung des Gewebes und die Spaltbildung. Gleichzeitig damit entwickelt sich das Pilzmyzel. Man vermutet, daß die Pilzsporen zusammen mit den Eiern an die Seitentriebe gebracht werden (SHURHAVY 1975).

3.3.4 Mechanismus der Gallbildung

Wie wir gesehen haben, ist es bei der phytophagen Schilffauna ein weitverbreitetes Prinzip, eine Gallbildung zu induzieren.

Zum Mechanismus der Gallbildung bei Pflanzen liegen nur wenige Ergebnisse vor. Die Schwierigkeit der Untersuchung liegt darin, daß es sich immer um ein Zusammenwirken von zwei lebenden Systemen handelt (KLOFT 1960). Untersuchungen an verschiedenen Aphiden-Arten zeigten, daß die Zusammensetzung der Speichelflüssigkeit cecidogene Wirkung haben kann (ANDERS 1957; SCHÄLLER 1960; KLOFT 1960; SCHÄLLER 1963). Zum Beispiel bei der Reblaus fand ANDERS (1961), daß Aminosäuren, die von den Tieren auf der Basis pflanzlicher Proteine synthetisiert werden und über den Speichel der Tiere zurück in die Pflanze gelangen, cecidogene Wirkung haben.

Eine weitere Möglichkeit Pflanzengewebe zu beeinflussen, ist durch die rein mechanische Aktivität der Tiere gegeben (KLOFT 1960). Untersuchungen von STREBLER (1971) (zitiert in SYLVEN 1978) an der Luzernerückmücke *Contarinia medicaginis* erbrachten, daß ein früher Tod oder ein Entfernen der Larven aus dem Pflanzengewebe ein weiteres Wachstum der Galle stoppt. Die gleichen Beobachtungen wurden von mir bei der Schilfgallmücke *Giraudiella inclusa* gemacht. Entfernt man Junglarven aus dem Halm, oder werden sie abgetötet (z. B. durch *Anthocoris nemorum*) wird die typische »Korngalle« in das Stengelinnere hinein nicht mehr weitergebildet (vergl. auch BUHR 1965). Auch das Zusammenleben mit Pilzen, wie bei *Lasioptera arundinis* gezeigt, kann zur Gallbildung führen.

Vielleicht addieren sich in vielen Fällen die angesprochenen Möglichkeiten. Die genauen Ursachen sind aber bis jetzt noch nicht bekannt.

3.4 Tiere an Blättern und Blattscheiden

3.4.1 Blattfresser

Die auffallendsten Fraßspuren an Blättern hinterließen im Untersuchungsgebiet die Raupen der Grasglücke *Cosmotriche potatoria* (Lepidoptera, Lasiocampidae).

1. Verteilung von *Cosmotriche potatoria* im Untersuchungsgebiet

Die Tiere zeigen kein typisches Verteilungsmuster. Sie sind sowohl in Reinschilfbeständen, als auch in den Übergangsbeständen zu den Seggenwiesen zu finden. In den Übergangsbeständen konnte man beobachten, daß die Jungraupen im Herbst an Seggen fraßen. Auch im Frühjahr findet man die Raupen an frisch keimenden Seggen. Kommen aber die frisch getriebenen Schilfpflanzen in die Phase der ersten Blattentfaltung, dann

wechseln die Tiere auf das Schilf über und bleiben bis zur Verpuppung in den Schilfbeständen. Auch findet man die Tiere an sehr nassen Standorten. Die Raupen selbst besitzen einen dichten Haarpelz, der es ihnen ermöglicht, auf der Wasseroberfläche zu bleiben, wenn sie ins Wasser fallen. Mit gezielten Suchbewegungen (Heben und Pendeln des Vorderkörpers) werden dann Gegenstände gesucht (z. B. Althalle und Blätter), auf die das Tier steigen und aus dem Wasser herauslaufen kann. Auch werden dargebotene Gegenstände, wenn sie ertastet sind, sofort angenommen. Dieses Verhalten im Wasser steht im Gegensatz zu dem von *Archanara*-Rau-pen geschilderten.

2. Biologie

Die Tiere überwintern als Raupen und leben einzeln. Fraßpflanzen sind im allgemeinen verschiedene Gras- und Seggenarten auf Sumpf- und feuchten Waldwiesen. Die fressenden Raupen findet man Ende April bis Anfang Juni. Dann erfolgt die Verpuppung. Die Puppenruhe dauert 3 bis 4 Wochen. Ab August kann man die erwachsenen Tiere finden. Die Eier werden einzeln oder in kleinen Gruppen an die Pflanzen abgelegt (vergl. BERGMANN 1954; FORSTER & WOHLFART (1954/71, JAKOBS, RENNER 1974).

Da die Tiere sehr häufig vorkamen, wurden sie im Freiland näher beobachtet und auch im Labor gezogen.

3. Beobachtungen im Freiland

Die Beobachtungen wurden in einem Reinschilfbestand durchgeführt. Die Halmzahl betrug 75 Halme/m², der Wasserstand lag bei -15 cm. Die Populationsdichte der Tiere betrug 18 Tiere auf 100 m².

3.1 Freßverhalten

Die Tiere fressen hauptsächlich in den Morgenstunden von 5⁰⁰ bis 9⁰⁰ MEZ. Gefressen wird dabei an frisch entfalteten Blättern. Zum Teil werden auch Blätter, die zwar schon angelegt, aber noch in der apikalen »Blattüte« stecken, also noch nicht ganz geschoben sind, ange-fressen. Beim Fressen wird nie ein ganzes Blatt abgefressen, sondern maximal die Hälfte. Das Tier befindet sich nämlich beim Fraß auf dem Blatt, an dem es frißt. Wird zuviel an Blattfläche gefressen, geht die Stabilität des Blattes verloren, die Blätter knicken und die Tiere fallen von der Pflanze. So kann man auch beobachten, daß ältere Larvalstadien an größeren Blättern fressen.

Nach dem Fraßvorgang, je nach Tiergröße bis zu 45 min. Dauer, gehen die Tiere von der Fraßpflanze auf einen verdorrten Halm oder auf alte Schilfblätter. Sie suchen bevorzugt solche Stellen im Bestand auf, die von der Morgensonne beschienen sind. Wanderungen bis zu 3 m im Umkreis der Fraßpflanze werden dabei vorgenommen.

3.2 Erhöhung der Körperoberflächentemperatur

Sitzen die Tiere auf dem Altschilf in der Sonne, so kann man eine Erhöhung der Körperoberflächentemperatur bis auf max. 39⁰ C messen. (Die Messungen wurden mit einem kontaktlosen IR Temperaturfühler (Ultrakust Thermophil T 203) durchgeführt.)

Im Normalfall, wenn die Tiere ungestört sind, verbleiben sie bis zu einer Körperoberflächentemperatur von 32⁰ C bis zu 25 min. in der Sonne, gehen dann aber in den Schatten, bzw. in die Altstreuschicht, wo sie den ganzen Tag verbleiben.

Setzt man die Tiere auf einen Halm, den man voll der Sonnenbestrahlung aussetzt und den das Tier nicht verlassen kann, dann tritt bei einer Körperoberflächentem-

peratur von max. 39⁰ C eine Fluchtreaktion ein. Das Tier rollt sich zusammen, läßt sich fallen und verschwindet in der Altstreu. Bei mehrmaliger Wiederholung dieses Versuches mit dem gleichen Tier genügte beim 5. Versuch schon eine Körperoberflächentemperatur von 34⁰ C um die Fluchtreaktion auszulösen.

3.3 Fluchtreaktion

Neben der Fluchtreaktion bei einer zu hohen Körperoberflächentemperatur tritt Fluchtreaktion auch sofort auf, wenn man die Tiere am Kopf berührt. Berührt man sie leicht am Hinterende, wird erst einmal in der Bewegung innegehalten. Berührt man nochmals, dann läßt sich das Tier fallen. Ebenso verhält sich das Tier bei kurzzeitiger Beschattung.

Einmalige kurzzeitige Beschattung führt zu einem Bewegungsstopp. Nochmalige Beschattung innerhalb von 20 sec. löst Fluchtreaktion aus.

4. Beziehung Tier-Pflanze

Zwei Punkte der Beziehung Tier-Pflanze sind wichtig. Einmal die quantitative Seite, nämlich wieviel das Tier an der Pflanze frißt, zum anderen die qualitative Seite, der Zeitraum des Fraßes im Entwicklungszyklus der Pflanze.

4.1 Quantität des Fraßes

Wie die späteren Laborergebnisse erbrachten, frißt eine Raupe bis zur Verpuppung im Durchschnitt 9 g TG Blattmasse. Rechnet man dies auf Blattfläche um, so ergibt dies 775 cm² Blattfläche. Um den Wert einordnen zu können, der Durchschnittshalm am 19.08 hatte eine Gesamtblattfläche von 733,10 cm².

Bezieht man die gefressene Blattfläche auf die durchschnittliche Blattfläche eines Halmes am 25.06 (also in der Hauptfraßzeit) von 321,35 cm², dann ergibt sich, daß 2,4 Halme total kahl gefressen werden.

Bei einer Populationsstärke von 0,18 Tieren/m² ist dies ein zu vernachlässigender Blattverlust von 139,5 cm² Blattfläche/m².

Der Einfluß der Tiere auf den Bestand ist also sehr gering.

4.2 Qualität der Nahrung

Cosmotriche frißt von April bis Mitte Juli und zwar ausschließlich Blattspreiten. Wie vorher dargestellt, steigt der Aschegehalt sowohl des Einzelblattes, als auch gemittelt über die Gesamtblattmasse, vom Treiben des Blattes bis zum Ende der Vegetationsperiode kontinuierlich an. Der Kaloriengehalt dagegen sinkt.

Cosmotriche frißt also in dem Zeitraum, in welchem der Energiegehalt der Blätter am höchsten ist; sowohl der der neugetriebenen, als auch der der Gesamtblattmasse. Und das Angebot an dieser energiereichen Nahrung ist sehr groß. Wie vorher dargestellt, findet im Juni ein Sprung in der Blattflächenentwicklung statt, es werden viele neue Blätter gebildet.

Angebot an Nahrungsmenge bestünde auch in einem späteren Zeitraum, aber nicht in dieser besonderen Qualität. Die Nahrungsqualität ist ausschlaggebend für das Fressen der Tiere in diesem Zeitraum (vergl. REMMERT 1973).

5. Laborzucht von *Cosmotriche potatoria*

Die Tiere wurden in Plastikboxen (17 x 11 x 6,5 cm) gehalten. Gefüttert wurde mit tiefgefrorenen Schilfblättern, die alle zu einem Termin gesammelt wurden. Damit sollte eine zu starke Schwankung in der Futterqualität vermieden werden (vergl. SCHROEDER u. MAH-

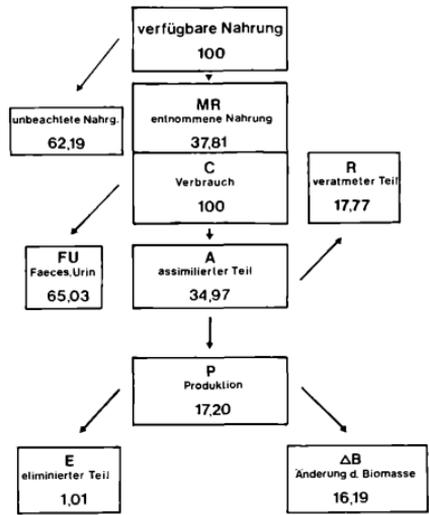
NER 1980). Licht und Temperaturbedingungen waren: L : D = 13 : 11 Stunden; L⁰C : D⁰C = 18⁰ : 6⁰.

Futter wurde im Überschuß gegeben. Futtereingebe, Futterrücknahme, Kot, Häutungsprodukte wurden alle 6 Tage gewogen. Frisch- und Trockengewichte bestimmt.

5.1 Ergebnisse

Alle Ergebnisangaben beziehen sich auf g TG/Tier. Wegen der Puppenruhe wurde eine »gestückelte« Auswertung vorgenommen (siehe Abb. 19, 20, 21).

Produktionsökologische Daten: Larvalentwicklung (%)



Angaben in gTG/Tier

verfg. Nahrung: 23,6421
unbeacht. Nahrung: 14,7037
MR: 8,9384
C: 8,9384
A: 3,1262
FU: 5,8122
P: 1,5372
R: 1,5887
E: 0,0904
ΔB: 1,4471

Verhältnissangaben (%)

A/C P/C R/C P/A R/A
34,97 17,20 17,77 49,18 50,81

Abbildung 19

Produktionsökologische Daten von *Cosmotriche potatoria* während der Larvalentwicklung. (Junglarven bis Verpuppung). Die Werte sind in % TG ausgedrückt.

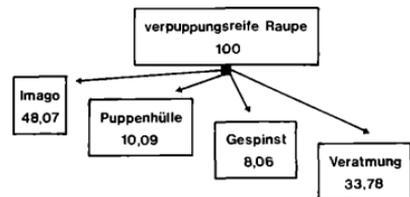
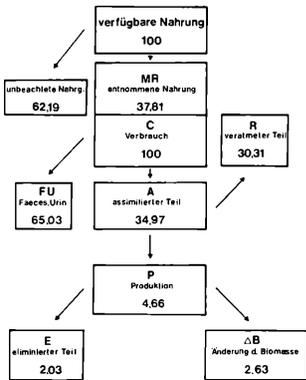


Abbildung 20

Produktionsökologische Daten von *Cosmotriche potatoria* während der Umwandlungsphase Larve - Puppe - Imago. Angaben in % TG/Tier.

Produktionsökologische Daten: Junglarven – Imago (%)



Angaben in g TG/Tier	Verhältnisangaben (%)				
verfg. Nahrng.: 23.6421	A/C	P/C	R/C	P/A	R/A
unbeacht. Nahrng.: 14.7037	34,97	4,66	30,31	13,33	86,67
MR: 8.9384					
C: 8.9384					
A: 3.1262					
FU: 5.8122					
P: 0.4161					
R: 2.7101					
E: 0.3814					
ΔB: 0.2347					

Abbildung 21

Produktionsökologische Daten von *Cosmotriche potatoria* für die Gesamtentwicklung von der Junglarve bis zur Imago. Die Werte sind in % TG ausgedrückt.

Symbelerklärung für Abbildung 19 – 21

- MR: aus dem System entnommene Nahrung
 - C: Konsumierter Teil davon
 - F: Faeces
 - U: Urin
 - A: Assimilierter Teil der Nahrung
 - P: Produktion
 - R: Verzehmter Teil der Nahrung
 - E: Elimierter Teil der Nahrung
 - ΔB: Änderung der Biomasse
- (Verhältniszahlen – in % angegeben – deuten die ökologische Effizienz an).

Es zeigt sich, daß die wechselwarmen Tiere 34,97 % der aufgenommenen Pflanzenmasse assimilieren (Warmblüter: 80–90 % (REMMERT 1980)). 17,20 % der konsumierten Nahrung werden für den Aufbau körpereigener Substanz verwendet. Respiration und Abgabe durch Faeces betragen 82,20 %. Über die Gesamtentwicklung gesehen beträgt die ökologische Effizienz (P/C) nur 4,66 %. Respiration, vor allem in der Umbauphase vor der Larve zum Imago (Abb.20) und Faeces betragen 95,34 %. Insgesamt werden für die Produktion körpereigener Stoffe (P) 4,66 % und für die Änderung der Biomasse (ΔB) gar nur 2,63 % der konsumierten Nahrung verwendet (vergl. REMMERT 1980: 1–10 % der aufgenommenen Nahrung werden für den Aufbau körpereigener Substanz genutzt).

Tab. 8 zeigt Literaturwerte um die ermittelten Ergebnisse einordnen zu können.

3.4.2 Pflanzensauger

In Reinschilfbeständen kamen an Pflanzensaugern in größerer Anzahl 4 Arten der Zikadenfamilie der Delphacidae, je ein Vertreter der Aphidinae (Aphidina) und der Pyemotidae (Acari) vor.

1. Homoptera-Auchenorrhyncha, Delphacidae

Von den drei in der Bundesrepublik an Schilf vorkommenden Delphacidengattungen wurden im Untersuchungsgebiet die Gattung *Chloriona* und *Euides* mit den Arten *Chloriona dorsata* Edwards, *Chloriona smaragdula* (Stål), *Chloriona vasconica* Ribaut und *Euides speciosa* (Boheman) gefunden und näher beobachtet.

Die Population von *Chloriona dorsata* im Schilfgebiet des NSG »Schweinsberger Moor« ist bis jetzt neben Funden bei Heringen (Nordhessen) das zweite in der Bundesrepublik bekannte Vorkommen (REMANE, mündl. Mitteilung). Da eine Unterscheidung der *Chloriona*-Weibchen und Larven bis jetzt fast unmöglich ist, wird im weiteren allgemein von der Gattung *Chloriona* gesprochen.

1.1 Die Gattung *Chloriona*

1. Verteilung im Untersuchungsgebiet

Die Tiere kommen gleichmäßig verteilt an allen Standorten vor. Dabei sind sie im Zentralteil häufiger, nach den Bestandsrändern hin nehmen sie ab. Bevorzugter Aufenthaltsort der Larven und Imagoes sind die oberen Halmregionen, wo die Tiere sehr oft noch in der Blatttiefe

Tabelle 8

Vergleich der ermittelten Werte von *Vosmotriche potatoria* mit Literaturwerten. Alle Tiere sind Schmetterlinge.

Tier	A/C	P/C	R/C	P/A	R/A	Autor
Chimabacce fagella	24	11	13	47	53	Schwerdtfeger 1975
Ennomus querciana	32	20	12	60	40	Schwerdtfeger 1975
Hyphantria cunea	29	17	12	57	43	Schwerdtfeger 1975
Hyalophora cercropia		16,4		56,2		Schröder 1971
Platysamia cercropia		16,2		48,0		Schröder 1972
Calocalpe undulata		10 – 11,4		30,1-30,9		Schröder 1976
Danaus plexippus		16		35		Schröder 1976
Euchaetis egele		14,6		42,6		Schröder 1977
32 div. Schmetterlingsarten		9,5–19,0		26–58		Schröder 1980
Cosmotriche potatoria (Lv.)	34,97	17,20	17,77	49,18	50,81	hier mitgeteilte Untersuchungen
Comotriche potatoria (Gesamt)	34,97	4,66	30,31	13,33	86,67	

der nicht entfaltenen Blätter sitzen. Dementsprechend ist ihre Körperfarbe ein helles Grün.

2. Biologie

Die Tiere legen ihre Eier an der Schilfpflanze ab. Das Gelege wird in den Haarkranz am Blattgrund (Übergang Scheide-Spreite) eingeschoben. Dabei wird mit Hilfe des Legeapparates, der bei den höher entwickelten Delphaciden die Form einer »Stichsäge« angenommen hat, das fleischige Gewebe am Blattgrund aufgeschnitten. Die Eier werden einzeln abgelegt und mit einer Schmiersekretschicht überdeckt (vergl. STRÜBING 1960).

Vereinzelt wurden auch »Eitaschen« (STRÜBING 1960) auf Blattspalten gefunden. Diese Eitaschen scheinen aber nur als Notlösungen angelegt zu werden, wenn alle anderen Ablageplätze schon besetzt sind (STRÜBING 1960). In der Höhenzonierung des Bestandes findet man ein Maximum von Gelegen (alle Funddaten) zwischen 220 und 250 cm (Abb. 22).

Durchschnittlich wurden 6,06 Gelege/Halm mit einer Eizahl von $6,83 \pm 2,41$ Eiern gefunden. Die Parasitierung der Gelege durch Milben betrug 16,66%. An parasitierten Erwachsenen, die alle brachypter waren, wurden 3 Tiere gefunden. Möglicher Parasit kann *Dorylas elephas* Beck (Diptera, Dorylidae) sein, der ebenfalls gefangen wurde.

Die Junglarven L 1 und L 2 findet man Anfang August an frisch getriebenen Schilfblüten saugen. Als Larvalstadien L 2 bis L 4 wird überwintert (vergl. STRÜBING 1960: Überwinterung als L 3). Um die Mai-Juni Wende findet man dann wieder die ersten erwachsenen Tiere, die bis Anfang August zu beobachten sind.

1.2 *Euides speciosa*

1. Verteilung im Untersuchungsgebiet

Euides zeigt das gleiche Verteilungsmuster wie *Chloriona*. Auch sie sind im Zentralteil häufiger. Im Bestand aber unterscheiden sich die Muster.

Euides speciosa saugt bevorzugt in den frühen Morgenstunden an den Blättern, meist an den gleichen Stellen wie *Chloriona*, nämlich an der Blattbasis an der Blattunterseite. Beide sind Phloemsauger.

Tagesüber aber halten sich die Tiere in der Bodenstreu auf, man bekommt sie nur bei Bodensuche. Auch besitzen sie eine typische »Altschilffärbung«.

2. Biologie

Euides speciosa hat den gleichen Eiablagemodus wie *Chloriona*, nur legen die Tiere ihre Gelege in den Halm, bzw. hauptsächlich in die den Halm umschließenden Blattscheiden. Dabei entsteht ein sehr typisches Gelegebild. Das Gelege wird spazierstockförmig bis hufeisenförmig angelegt. Auch hier werden die Eier mit einer Schmiersekretschicht versehen.

Obwohl die Tiere im Bestand ein anderes Stratum als *Chloriona* zum Aufenthalt benutzen (Altstreuenschicht), werden die Gelege doch bevorzugt in der gleichen Höhenzonierung angelegt (Abb. 22).

Ein Grund könnten die mikroklimatischen Gegebenheiten im Bestand sein. Durchschnittlich wurden 1,83 Gelege/Halm mit einer mittleren Eizahl von $19,15 \pm 6,36$ Eiern gefunden. Die Tiere überwintern als L 3 im Gebiet. Beim Saugen an den Gelegen wurden *Anthocoris nemorum*, *Dolichonabis limbatus* und Larven von *Nabis spec.* (Heteroptera, Anthocoridae bzw. Nabidae) beobachtet und abgesammelt.

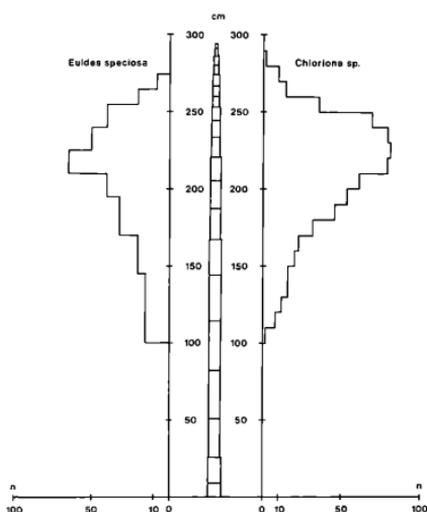


Abbildung 22

Höhenverteilung der Eigelege von *Euides speciosa* und *Chloriona sp.* Aufgetragen sind die Halmhöhe (cm) und Anzahl (n) der gefundenen Gelege.

Alle gefundenen Ergebnisse stimmen gut mit den Daten von STRÜBING überein.

2. *Hyalopterus pruni* Geoffr. (Aphidinae, Aphididae)

Hyalopterus pruni, die mehliges Pflaumenblattlaus, ein Vertreter aus der Familie der Röhrenläuse, ist das zahlenmäßig häufigste Tier im Untersuchungsgebiet.

1. Biologie

Die Schilfpflanze *Phragmites communis* ist für *Hyalopterus pruni* der Sommerwirt. Während die Virgines den ganzen Sommer über auf dem Hauptwirt, der Pflaume, verbleiben und eitelnde Weibchen hervorbringen, müssen die Gynopares und die Männchen von *Phragmites* kommen. Erst dann kann wieder eine geschlechtliche Vermehrung stattfinden. Aus diesen Eiern entsteht dann im nachfolgenden Jahr die neue Ausbreitungsgeneration (JAKOBS/RENNER 1974).

2. Besiedlung des Bestandes

Man kann im Frühjahr und Frühsommer eine Besiedlung des Bestandes durch die Tiere von den Rändern her beobachten. Die ersten geflügelten Tiere finden sich in den randlichen Zonen im Westen und Südwesten des Gebietes, bei vorherrschenden westlichen Winden eine Folge des Ausbreitungsmodus der Tiere. Ihre Verbreitung erfolgt einerseits passiv, mit Windverdriftung, andererseits durch aktiven Flug in bodennahen Schichten (MÜLLER und UNGER 1952). *Hyalopterus pruni* kann zu den »yellow sensitive aphids« gerechnet werden (KENNEDY, BOTH 1961). Besonders von bräunlich gelben Flächenstrukturen werden sie angelockt und versuchen zu landen (MOERICKE 1969). Hier kann man dann die Phase der aktiven Verbreitung ansetzen.

Schwellenwerte der Temperatur, bestimmte Voraussetzungen an Luftfeuchte und Windgeschwindigkeit müssen gegeben sein (MÜLLER u. UNGER 1952). Um die Besiedlung des Zentralteiles vom Rande her etwas zu verdeutlichen, folgen einige Zahlen aus Gelbschalenfängen des Jahres 1978. Der Standort der Schalen ist im Zentralbereich.

Datum	Anzahl der Blattläuse
26.04.	2
12.05.	3
26.05.	4
14.06.	28
05.07.	136
27.07.	180
28.08.	3 700
20.09.	50 000
11.10.	1 340 (aus NENTWIG 1979)

Gegen Ende September setzte die Rückwanderung der Tiere ein. Aus den Zahlen kann man auch den Lebensmodus eines typischen r-Strategen ersehen.

3. Verteilung im Bestand

Im Bestand selbst, ist über die Zeit gesehen, eine Vertikalwanderung der Tiere zu beobachten. So werden bis Mitte August die mittleren Blätter der dichtesten Blattregion besiedelt, ab Ende August dann auch die obersten Blätter. Gründe könnten die Temperaturverhältnisse im Bestand, aber auch die Transpiration der Blätter sein.

Nach RODEWALD/RUDESCU (1974) transpirieren im Bestand die mittleren Blätter in den Monaten Juli bis August am meisten, während im September und Oktober bei den oberen Blättern das Maximum zu messen ist. Maximale Transpirationswerte während der Vegetationszeit findet man ab Ende Juli bis Mitte August (KROLIKOWSKA 1973).

Untersuchungen an Getreideblattläusen zeigten, daß die Tiere sich am bevorzugtesten an Orten mit einer relativen Feuchte von 34 % bis 77 % aufhielten (RAUTAPÄÄ 1979). Bei *Myzus persicae* fand WOODFORD (1969), daß Umgebungseinflüsse, wie Luftfeuchte, Temperatur und Oberflächeneinflüsse des Substrates eine wichtige Rolle bei der letzten Häutung spielen.

Ferner verlagert sich im Laufe des Schilfwachstums das Maximum der Assimilationsflächen von der Spitzenregion (April–Mai) durch die Internodialstreckung mehr und mehr in das mittlere bis untere Drittel der oberen Halmabschnitte (vergl. GEISLHOFER, BURIAN 1970).

Im Juli–August besitzen die Pflanzen auch den höchsten Chlorophyllgehalt (HO 1980). Dieser Punkt ist wichtig für die Verteilung der Tiere auf dem Einzelblatt.

4. Verteilung auf dem Einzelblatt

Auf dem Einzelblatt sind die Tiere nicht gleichmäßig verteilt. Immer wieder findet man Anhäufungen. Geht man zu einer genauen Auswertung über, so zeigt sich, daß die Spitzen- und die Basisregionen der Blätter, im Vergleich zur mittleren Blattregion dünn besiedelt sind. Vielleicht spielt Thigmotaxis eine Rolle. Ein anderer Grund kann die Chlorophyllverteilung im Einzelblatt sein.

Abb. 23 zeigt in der oberen Graphik die Verteilung von Blattläusen auf einem Einzelblatt. Als Vorlage diente eine photographische Aufnahme. Die untere Graphik zeigt den Chlorophyllgehalt eines Einzelblattes, ausgedrückt in μg Chlorophyll/mg Frischgewicht.

Spitze und Basis weisen einen niedrigen Chlorophyllgehalt auf, der mittlere Abschnitt einen relativ gleichbleibend hohen.

Starke Übereinstimmung dazu zeigt das Verteilungsmuster der Blattläuse. Von den insgesamt 728 Tieren saugen nur wenige an der Spitze bzw. der Basis des Blattes. Der Hauptteil der Tiere saugt im mittleren Blattabschnitt. Die Tiere siedeln sich also auch auf dem Einzelblatt an der Stelle an, die von der Nährstoffversorgung für sie die besten Voraussetzungen bietet. Andererseits werden durch die Zerstörung von Gewebe, Stoffentzug und Lichtabschirmung die physiologischen Vorgänge im Blatt stark gestört.

5. Einfluß auf die Pflanze

Untersuchungen über den Einfluß von *Hyalopterus pruni* auf den Hauptwirt, die Pflaume, zeigen, daß die Tiere beträchtliche Schäden anrichten können, so daß man z. T. Bekämpfungsmaßnahmen anwendet (STARÝ 1965, 1969). Welchen Einfluß auf den Nebenwirt haben die Tiere und wie kann man ihn erkennen?

Untersuchungen von PINTERA (1971) erbrachten, daß ein hoher Blattlausbefall an Schilfpflanzen zu einem geringeren Gewicht und zu einer geringeren Höhe der Pflanzen an sonst identischen Standorten führt. Ebenso stellt er Auswirkungen auf das Blühverhalten fest.

Um den Einfluß der Tiere im Untersuchungsgebiet abzuschätzen, wurden Käfigversuche im Freiland durchgeführt. Weiterhin wurde das Blattspreitenwachstum an ausgewählten Standorten beobachtet.

5.1 Käfigversuche

Die Versuche wurden durchgeführt im Zentralteil des Schilfbestandes. Als Vergleichsstandort diente Standort 2. Die im Methodikteil vorgestellten Käfige wurden wie folgt eingesetzt:

Käfig 1 (K 1) wurde blattlausfrei gehalten. Der Käfig wurde am 10.05. aufgestellt und abgedichtet. Eine Öffnung erfolgte erst wieder am 03.09. zum Erntetermin des Standortes 2.

Käfig 2 (K 2) wurde am 10.07. geschlossen, nachdem die ersten Blattläuse eingewandert waren. Es wurden auch noch in der Umgebung Tiere abgesammelt und in den Käfig dazugegeben. Ferner wurde versucht, alle Blattläusräuber aus dem Käfig zu entfernen (hauptsächlich Coccinelliden). Die Auswertung erfolgte ebenfalls am 03.09.

Die gefundenen Werte sind in Tab. 9, umgerechnet auf eine Einzelpflanze, zu sehen.

Im Vergleich zum »natürlichen« Standort ergibt sich in K 2 ein Minus von 34,42 % bezüglich des TG/Halm, 13,30 % bezüglich der Halmhöhe und 10,5 % bezüglich der Blattzahl.

Verteilungsmuster der Blattläuse auf dem Einzelblatt

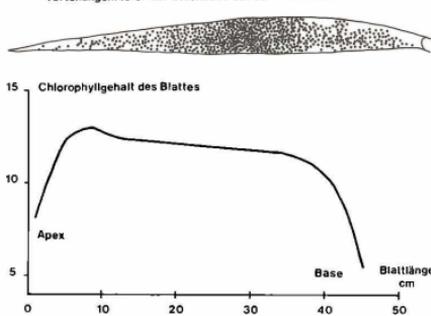


Abbildung 23

Verteilungsmuster von Blattläusen auf einem Einzelschilfblatt. Darunter: Chlorophyllgehalt (in μg Chlorophyll/mg Frischgewicht) eines Einzelschilfblattes. Chlorophyllwerte nach SZCZEPANSKI (1973).

Tabelle 9

Auswertung der Käfigausschlußversuche mit Blattläusen. Angegeben sind das TG/Halm, die Halmhöhe, die Blattzahl und Blütenbildung.

	g TG/Halm	Höhe	Blattzahl	Blüte
Vergleichsstandort 2	16,10 100 %	211,39 ± 13,51 100 %	14,00 ± 1,26 100 %	ja
K 1 (ohne Blattläuse)	22,45 + 39,44 %	246,44 ± 42,90 + 6,4 %	15,86 ± 1,29 + 13,29 %	nein
K 2 (mit Blattläusen)	10,72 - 34,42 %	183,28 ± 13,35 - 13,30 %	12,53 ± 1,46 - 10,50 %	nein

Alle Blätter waren zum Zeitpunkt der Auswertung bereits tot, d. h. nicht mehr grün und somit funktionsunfähig. Auch unterblieb die Blütenbildung. In K 1 (ohne Blattläuse) ergab sich gegenüber dem Vergleichsstandort ein Plus von 39,44 % bezüglich des TG/Halm, 6,4 % bezüglich der Halmhöhe und 13,29 % bezüglich der Blattzahl. Auch hier unterblieb die Blütenbildung. Am Vergleichsstandort erfolgte Blütenbildung.

Man muß dazu sagen, daß zweifelsohne vorhandene Änderungen des Mikroklimas durch die Käfige nicht erfasst worden sind und somit ihr Anteil an den Veränderungen eine unbekannte Größe darstellt.

Als Ergebnis bleibt aber, daß nur am naturbelassenen Standort eine Blütenbildung erfolgte. Auch hier waren Blattläuse an den Pflanzen. Ihnen standen aber eine Vielzahl von Räubern und Parasiten gegenüber.

Trotzdem kann man meiner Meinung nach die These wagen, daß die Pflanzen an einen bestimmten Blattlausbefall adaptiert sind, daß dieser Befall sogar vorhanden sein muß. Erst dann vollziehen sie ihren normalen Ent-

wicklungszyklus, zu dem auch eine Blütenbildung gehört. Bei Massenbefall wurde der Zyklus gestört, bei vollkommenem Fehlen der Tiere aber auch. Weitere Untersuchungen müßten nachfolgen.

5.2 Einfluß auf das Blattspreitenwachstum

Als weiterer Anhaltspunkt, um den Einfluß von *Hyalopterus pruni* abschätzen zu können, wurde der Verlauf des Blattspreitenwachstums verfolgt. An voll entwickelten und entfalteten Blättern wurde die Länge der Blattspreiten vermessen. Waren 50 % der Blattspreite abgestorben, wurde das Blatt als nicht mehr funktionsfähig angesehen.

Abb. 24 zeigt den Verlauf des Blattspreitenwachstums an einem randlich gelegenen Standort, der nur ganz vereinzelt mit Blattläusen besetzt war. Eingezeichnet sind die Monate der Vegetationsperiode und die Länge der Blattspreiten der Einzelblätter Nr. 1 bis 19 über die Zeit. Man sieht die »normalen« Verhältnisse.

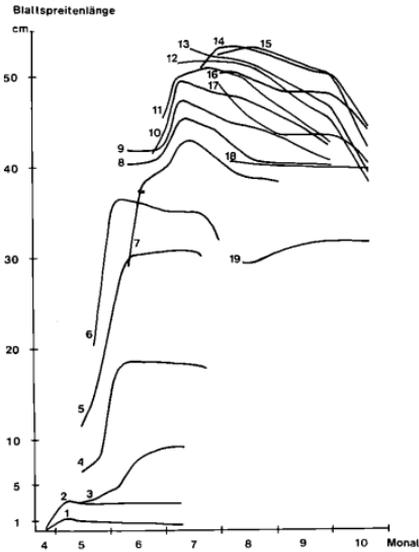


Abbildung 24
Verlauf des Blattspreitenwachstums an einem von Blattläusen dünn besiedelten Standort. Aufgetragen sind die Längen der Blattspreiten (in cm) der Einzelblätter (1 - 19) von Schilfpflanzen in den Monaten April bis Oktober 1980.

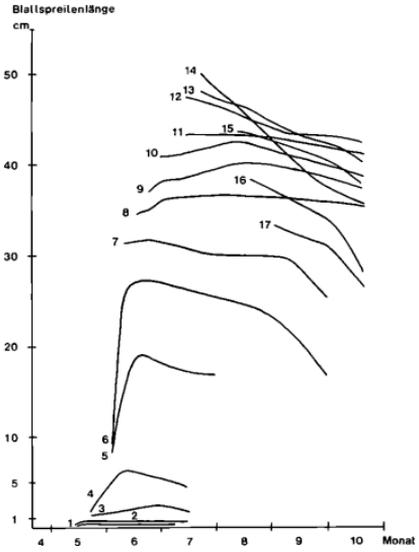


Abbildung 25
Verlauf des Blattspreitenwachstums an einem Standort mit hohem Blattlausbefall. Aufgetragen sind die Längen der Blattspreiten (in cm) der Einzelblätter (1 - 17) von Schilfpflanzen in den Monaten April bis Oktober 1980.

Ein Blatt wird entfaltet, die Blattspreite verlängert sich noch, wächst noch und vergrößert somit die Blattspreitenlänge. Beginnt der Prozeß des Absterbens, vergilbt die Blattspreite von der Spitze her und verkürzt sich, einmal durch Schrumpfung der Gewebe, zum andern durch Abbrechen der Spitzen.

Abb. 25 zeigt demgegenüber die Blattspreitenwachstumskurve an einem Standort mit hohem Blattlausbefall.

Die Blätter 1 bis 10 zeigen noch halbwegs den »normalen« Spreitenwachstumsverlauf. Ab Mitte Juli setzt die Besiedlung mit Blattläusen ein. Dementsprechend zeigen die Blätter 11 bis 17 nicht mehr die Spreitenwachstumsphase nach der Blattentfaltung, sondern es tritt sofort eine Blattspreitenverkürzung ein, d. h. der Absterbeprozess beginnt.

Daß das Saugen der Tiere einen großen Einfluß auf den Salz- und Mineralhaushalt der Blätter und damit auf ihre physiologische Aktivität ausübt, zeigen SZCZEPANSKA, SZCZEPANSKI (1973).

So verlieren von Blattläusen befallene Schilfblätter 2–3,5 x mehr Kalium, 3 x mehr Ammoniumnitrat, ca. 50 x mehr Phosphat und 2–4 x mehr organische Verbindungen als unbefallene Blätter. Rechnet man die Verluste der Pflanze für die Produktion von Honigtau, Faeces und Exuvien noch dazu, dann macht sich der Gesamtverlust im Nährstoffbudget der Pflanzen deutlich bemerkbar (SZCZEPANSKA, SZCZEPANSKI 1973).

6. Blattlausparasiten und Blattlausräuber

Zur Zeit des Blattlausvorkommens wurden an Parasiten gefunden:

Hymenoptera:	Pteromalidae Aphidiidae	<i>Asafes vulgaris</i> ; sehr häufig <i>Praon volucre</i> (Haliday)
ferner Vertreter der Cynipidae und Cerophrontidae. An Räubern wurden gefunden:		
Coleoptera	Cantharidae Carabidae Coccinellidae	<i>Rhagonycha testacea</i> L. <i>Cantharis palludosa</i> Fall. <i>Cantharis fulvicollis</i> F. <i>Demetrias imperialis</i> <i>Odacantha melanura</i> <i>Malthinus glabellus</i> <i>Anatis ocellata</i> L. <i>Anisosticta 19 – punctata</i> L. <i>Adalia bipunctata</i> L. <i>Adalia decempunctata</i> L. <i>Propylaea 14 – punctata</i> L. <i>Chilocorus renipustulatus</i> Scriba <i>Syrphus ribesii</i> L. <i>Melanostoma scalare</i> Fabr. <i>Epistrophe balteata</i>
Diptera	Syrphidae (Larven):	

Den augenscheinlichsten Einfluß auf die Blattlauskolonien hatten die Syrphidenlarven. Manchmal waren richtige Fraßspuren durch die Kolonien gezogen. Die blinden Larven pendeln mit ihrem Vorderkörper um sich, um Beute zu ertasten. Erstasten sie eine Blattlaus, dann wird sie mit dem Mundhaken ergriffen, hochgerissen und ausgesaugt. Eiablage der Imagines konnte nicht beobachtet werden.

SANDERS (1979, 1980) berichtet von Laborversuchen mit *Syrphus corollae*. Dabei bevorzugten die Tiere größere Blattlauskolonien zur Eiablage. Auch wurden senkrechtstehende Kolonien im Vergleich zu waagrecht liegenden bevorzugt aufgesucht. Über das Verhalten der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten ist mir nichts bekannt. Logisch müßte es sein, daß diese

Tiere waagrecht liegende Kolonien zur Eiablage vorziehen.

In einer naturbelassenen Kultur besteht immer ein ausgewogenes Verhältnis zwischen Räubern und Parasiten. An Syrphidenparasiten wurden *Diplazon tetragonus* und *Homotropus signatus* (beide Hymenoptera, Ichneumonidae) gefangen. Sehr interessant ist dabei die physiologische Interaktion zwischen dem Wirt und dem Parasiten im Innern des Wirtes.

So wird bei *Syrphus ribesii* eine gelantineartige Kapsel um den Parasiten gebildet. Auf der anderen Seite produzieren die Eier von *Diplazon* toxische Stoffe, die die Abwehrreaktion des Wirtes hemmen (SCHNEIDER 1969). Auch Coccinellidenlarven sollen teilweise Syrphidenlarven fressen (KRÜGER 1926). Von mir wurde dies nicht beobachtet.

3. *Siteroptes graminum* Reuter (Acari, Pyemotidae)

Im südlichen Übergangsbereich tauchten lokal in großer Anzahl ab Ende Juli die Tiere dieser Milbenfamilie auf.

WAITZBAUER (1969) beschreibt sie als Gallenmitbewohner von *Lipara lucens*. Nach BROHMER (1977) verursachen die Tiere ansonsten Weißfährigkeit bei Gräsern. An den Schilfpflanzen zeigte sich ein anderes Schadbild.

Die Tiere waren hauptsächlich im Übergangsbereich Blattscheide zu Blattspreite zu finden. An den Saugstellen stirbt das Pflanzengewebe rasch ab und wird weißlich

bis hellbraun. Dann folgt meist ein kreisförmiger Rand, in welchem sich das Gewebe dunkelbraun verfärbt und aufplatzt. Von diesem Kreis weiter nach außen kann man eine fortschreitende langsame Verfärbung des Pflanzengewebes mit den verschiedensten Brauntönen feststellen.

KRANTZ und LINDQUIST (1979) weisen darauf hin, daß *Siteroptes*-Arten Verbreiter von pflanzenpathogenen Pilzen sind. So wurden *Siteroptes*-Arten schon ausschließlich auf Pilzen gezogen, so daß man annimmt, daß sich die Tiere in erster Linie von den Myzelen der Pilze ernähren, mit denen sie die Pflanzen infiziert haben.

Auch hier müßten sich weitere Untersuchungen anschließen.

3.4.3 Minerer

Der Vollständigkeit halber sollen in diesem Kapitel die Tiere aufgezählt werden, die in Blattspreiten oder Blattscheiden minieren oder auch zwischen den Blättern und zwischen Blattscheide und Halm leben.

Es sind dies im Untersuchungsgebiet Vertreter einer Milbenfamilie, Larven von Agromyziden, Anthomyziden, Opomyziden und Chloropiden. Sie alle wurden im Untersuchungsgebiet z. T. sehr häufig von den Pflanzen abgesammelt.

1. *Tetrapodili (Acari); Gallmilben*

Die Art wurde nicht näher bestimmt.

Die Tiere fressen in den Blattspreiten und bilden Minen. Dabei klapft das Blattgewebe auf, die Randzellen der Minen werden meist blasig. Sowohl Längs- als auch Queraß kommt vor. Queraß bevorzugt an den Stellen des Blattes, wo bei der Blattentwicklung Falten oder bei großen Blättern Knickstellen gebildet wurden.

Die Miniertätigkeit kann im Extremfall zum Verlust eines Blattes führen.

2. *Diptera*

Agromyzidae: *Poemyza lateralis* Macquart

Die Mine ist zu erkennen an einem langgestreckten, oberseitig weißen Fleck auf dem Schilfblatt. Die vertrocknete Epidermis löst sich später in der Nähe der in der Mine verbleibenden Tönchenpuppe ab, wodurch eine Öffnung für die später schlüpfende Imago präformiert wird (LINDNER 1933).

Anthomyzidae: *Anthomyza gracilis* Fall.

Gefunden auch als Lipara-Gallen-Mitbewohner, ferner aus Archanara-Halmen gezogen. Ansonsten leben die Larven in den Gipfelblättern der Pflanze.

Opomyzidae: *Opomyza florum* Fabr.

Larven der Tiere minierend zwischen Blattscheiden und Halm gefunden. Puppen an der gleichen Stelle.

Chloropidae: *Tropidoscinis zürcheri* Duda

Nur Imagines gefunden; auch Lipara-Gallen-Mitbewohner.

<i>Eribolus hungaricus</i> Becker	nur Imagines
<i>Elachiptera cornuta</i> Fall.	selten
<i>Elachiptera scrobiculata</i> Strobl	selten
<i>Elachiptera tuberculifera</i> Corti	selten
<i>Calamoncosis aprica</i> Meig.	häufig
<i>Oscinella frit</i> L.	sehr häufig
<i>Chlorops pumilionis</i> Bjerkander	selten
<i>Haplegis diadema</i> Mg.	häufig
<i>Haplegis flavitaris</i> Mg.	häufig
<i>Haplegis nigratarsis</i> Mg.	sehr häufig

Um auch hier das ausgewogene Verhältnis von Beute und Räubern zu demonstrieren, die Räuber und Parasiten speziell von kleinen Dipterenlarven, die im Untersuchungsgebiet gesammelt wurden:

Diptera

Empididae	<i>Bicellaria intermedia</i> Lundbeck <i>Cleptodromia cursitans</i> Fabricius <i>Ocydromia melanopleura</i> Loew <i>Tachypeza fuscipennis</i> Fall.
Dolichopodidae	<i>Dolichopus flavipes</i> Stann. <i>Dolichopus clavipes</i> Hal. <i>Medetera</i> spec.

Hymenoptera

Braconidae	<i>Aspilota</i> spec. <i>Pentapleura</i> spec.
------------	---------------------------------------------------

3.5 Weitere gefundene parasitierende Hymenopteren

Braconidae

Apanteles leucaniae Wilkinson
(gregärer Parasit von Eulenraupen)
Chorebus spec.
(Parasit von Agromyziden)
Phaenocarpa ruficeps (Nees)
(Fliegenparasit, u. a. Anthomyiidae)

Opinae

Biosteres carbonarius (Nees)
(Parasit v. *Pegomya* Arten)

Euphorinae

Meteorus gyrator (Thunberg)
(Noctuidenparasit)

Ichneumonidae

Isoplectis maculator (F.)
(Polyphager Puppenparasit)
Bathythrix pellucidator (Grav.)
Homotherus locutor (Thbg.)
Habronyx nigricornis (Wesm.)
(Schmetterlingsparasit)
Gambrus cornifex (Grav.)
(polyphager Parasit)
Netelia spec.
(Ektoparasit a. Schmetterlingsraupen)

Campoletis spec.
(Microlepidopteren Parasit)

Microleptinae

gen. spec.
Plectiscidae spec.
(Fungiphoriden Parasit)

Orthocentrinae

Stenomacrus exserens Ths.
Stenomacrus affinites Aub.
Stenomacrus pexatus Holm.

Hemitelinae

Aclastus spec.
Sulcarius nigricornis (Thomson)
Platyrhabdus monodon (Thomson)
Phygadeuon subtilis (Gravenhorst)
Tranosemella praerogator
(Linnaeus)
Theroscopus spec.
Stilpnus spec.
Isadelphus spec.

3.6 Infloreszenbesiedler

An den Infloreszenzen der Pflanzen wurden im Spätsommer und Herbst folgende Tiere zum Teil sehr häufig abgesammelt:

Thysanoptera

Chirothrips manicatus Haliday
Haplothrips aculeatus Fabricius

Coleoptera

Cantharidae *Anthocomus coccineus* (Schall.)

Homoptera

Delphacidae *Chloriona* spec.; L 1 und L 2

Wie erwähnt, wurden die Larven von *Haplothrips aculeatus* häufig in ausgefressenen Archanara Halmen gefunden. Die Tiere scheinen also im schon einmal aufgeschlossenen Pflanzenmaterial (= Kot der Schmetterlinge) ihre Larvalentwicklung durchzumachen und wechseln dann als Imago auf die frisch getriebenen Blüten.

Ähnlich verhalten sich die Delphaciden. Nach dem Schlüpfen finden auch sie sich mit ihren ersten Larvalstadien an den frischen Blüten.

Die Blüte ist zum Zeitpunkt der letzten Häutung (bei Thysanoptera), bzw. des Schlüpfes (bei Delphacidae), das Organ an der Pflanze, welches ganz neu gebildet wird. Die Blüte besitzt einen hohen Wassergehalt, einen niedrigen Aschengehalt und einen Kaloriengehalt von ca. 4,2 Kcal g TG⁻¹.

Tabelle 10

Wasser- und Aschegehalt der Infloreszens.

Datum	H ₂ O Gehalt %	Aschegehalt % TG
30.07.	81,76	—
05.08.	76,64	1,40
12.08.	69,99	3,28
19.08.	67,82	—
26.08.	65,49	7,96

Ein ausgesprochenes »Herbsttier« ist *Anthocomus coccineus*. Von Mitte August bis Ende September war er regelmäßiger Blütenbesiedler.

3.7 Räumliche und zeitliche Verteilung der Tiere

Wichtig für die Verteilung der Tiere in Raum und Zeit ist ihre Lebensstrategie. Leben sie als Generalisten oder als Spezialisten.

Generalisten besitzen eine breite ökologische Einnischung, die im allgemeinen eine Unabhängigkeit von einer einzigen Wirtspopulation bietet. Spezialisten dagegen besiedeln eine eng begrenzte ökologische Nische. Sie sind auch in ihrer Reproduktion wirtsabhängig. Der Vorteil dieser Lebensweise ist eine Verminderung der interspezifischen Konkurrenz (vergl. LABEYRIDE 1978).

Es sind dies also verschiedene Strategien, die das gleiche Ziel haben: Die Erhaltung einer hohen Effizienz in einem variablen Milieu (HALBACH 1979). Betrachten wir die Spezialisten der Schilfflaura.

1. Spezialisten

Der Schmetterling *Archanara geminipuncta* braucht, wie gezeigt, eine ganz bestimmte Bestandesstruktur um sich entwickeln zu können. Er frißt in den apikalen Teilen der Pflanze im Halminnern und verpuppt sich in den basalen Internodien. Trotzdem kann er sich mit mehreren anderen Arten überschneiden.

Wie wir gesehen haben, legen die Delphaciden *Euides speciosa* und *Chloriona* ihre Gelege in den apikalen Halmbezirken an. Sie bevorzugen zwar eine bestimmte Höhenzone, aber ab 1 m Höhe kann man ihre Gelege finden. *Euides* legt an Blattscheiden, *Chloriona* am Übergang Scheide-Spreite ab. Durch die Fraßtätigkeit der Schmetterlingsraupen im Innern der Halme sterben diese Pflanzenteile ab. Sie vertrocknen und schrumpfen. Aber auf diese Verhältnisse sind die Gelege vorbereitet. Um jedes Ei der Gelege wird eine Schmiersekretschicht gegeben. Beim Vertrocknen der Pflanzengewebe bilden diese wachstypischen Substanzen einen Feuchtigkeitsschutz. Um beim Schrumpfen der Gewebe keinen Druck auf die Eier entstehen zu lassen, legt *Euides* spazierstockförmige bis hufeisenförmige Gelege an. Die senkrecht verlaufenden Gewebestrukturen der Blattscheide

werden durchtrennt, so daß bei einer Schrumpfung kein Druck, sondern eher ein Zug auf die Eier ausgeübt wird. Dies hat sogar den Vorteil, daß die Eikappen, die eine Ringnaht tragen, etwas aus dem Gewebe herausgeschoben werden und beim Schlüpfen der Larven leichter abgesprengt werden können.

Chloriona legt ihre Gelege mit den Gewebestrukturen an, die Eier erhalten also auch keinen Druck, sondern ebenfalls Zug. Der Eiaufbau ist der gleiche wie bei *Euides*, so daß auch hier die Eikappen etwas herausgezogen werden.

Sowohl zur Eiablage als auch zum Fressen besiedeln beide Arten das gleiche Stratum, halten sich aber ansonsten in getrennten Strata auf. Trotzdem kann man hier nicht von einer tageszeitlichen ökologischen Nischenbildung sprechen. Der Tagesaufenthalt in getrennten Strata führt aber zu einer Erhöhung der Diversität im System (vergl. REMMERT 1976).

Beim Verpuppen kann sich *Archanara* mit *Giraudiella inclusa* überschneiden. Auch hier entsteht keine Konkurrenz.

Archanara verpuppt sich um die Juli-August-Wende. Zu diesem Zeitpunkt haben die *Giraudiella*-Larven ihre Freßphase beendet und die Galle ist morphologisch voll ausgebildet. Zum zweiten bevorzugt *Giraudiella* eine andere Halmdecke als *Archanara*.

Betrachten wir die Gallbildner:

Lipara lucens und *Lipara rufitarsis* kommen beide in den gleichen Beständen vor. *L. rufitarsis* kann sowohl als selbständiger Gallbildner auftreten, als auch als Inquilin von *Lipara lucens* leben.

L. lucens ist meiner Meinung nach das dominierende Tier. Die Tiere bevorzugen bestimmte Halme und belegen diese mit Eiern. Ist die Populationsstärke von *L. lucens* so groß, daß alle in Frage kommenden Halme von ihr belegt werden, dann lebt *L. rufitarsis* als Inquilin. Hat *L. lucens* eine geringere Populationsstärke, dann tritt *L. rufitarsis* als eigenständiger Gallbildner auf. *Stenotarsonemus* zeigt im Verbreitungsmuster zwei Maxima. Einmal wird das Tier als Gallenmitbewohner von *Lipara*-Arten passiv mit verbreitet, ein andermal, in dichteren Beständen, erfolgt aktive Verbreitung.

Die Gallmücke *Giraudiella inclusa* ist in ihrer Larvalfreßphase in den Entwicklungszyklus der Pflanze eingeklinkt.

Thomasiella arundinis kann nur dann vorkommen, wenn andere Tiere ein Höhenwachstum der Pflanzen unterbinden und das Schilf Seitentriebe bildet. Aktiv in den Wachstums- und Nährstoffzyklus der Pflanze klinkt sich *Cosmotriche* ein, indem sie, wenigstens zeitweise, von der Segge auf das Schilf überwechselt. Hier ist die Nahrungsqualität für das Vorkommen maßgebend. Zeitlich kann das Tier am gleichen Halm mit *Giraudiella* zusammenkommen, beide Arten sind aber räumlich getrennt. Dieses eigentlich polyphage Tier zeigt uns den Übergang zu den Generalisten.

2. Generalisten

Ein gemeinsames Merkmal dieser Tiere ist es, daß sie nur »außen« am Schilf fressen, und nur zeitlich die Schilfpflanze als Wirtspflanze besiedeln. Die Bläbühner und Nagetiere sind zeitlich gesehen die ersten Tiere. Sie fressen kurzzeitig, behindern keine anderen Tiere und werden auch nicht behindert.

Spezialist und Generalist treffen sich, wenn Gallmilben mit Zikadengelegen in Berührung kommen. Hier schützen ebenfalls die wachstypischen Substanzen des Schmier-

sekretes (durch Verkleben der Mundwerkzeuge) das Gelege. Blattläuse besiedeln den Bestand von den Rändern her, wenn sie den Zentralteil erreichen, ist die Entwicklung der übrigen Tiere meist schon abgeschlossen, zumindest aber in einer Phase, wo sie der Einfluß der Blattläuse nicht mehr behindert.

Die große Anzahl der Agromyziden, Anthomyziden, Opomyziden und Chloropiden lebt z. T. eigenständig, z. T. saprophytisch oder als Inquilline. Überhaupt war zu beobachten, daß die Artenvielfalt von den Zentralteilen des Bestandes zu den Rändern hin abnimmt, die Individuenzahlen einzelner Arten aber zunehmen.

Ursache hierfür können die mikroklimatischen Bedingungen im geschlossenen Schilfbestand sein. Dieser Problembereich soll im nächsten Kapitel diskutiert werden.

IV. Das Mikroklima in Schilfbeständen und sein Einfluß auf das Verteilungsmuster der Tiere

1. Einführung

Zu den äußeren Parametern, die das Wettergeschehen und damit das Klima beeinflussen, zählen die kurzwellige Einstrahlung, die Vektorkomponenten des Windes und die Luftfeuchte. Diese Parameter unterliegen entsprechend unserem Klimagroßraum einem Jahres- und Tagesgang.

Durch einen geschlossenen Bestand werden diese Parameter modifiziert und man spricht dann von Bestandesklimaten. Bestandesklimaten rechnet man zu den Mikroklimaten.

Im folgenden Kapitel sollen die Parameter des Mikroklimas von Schilfbeständen näher diskutiert werden.

2. Kurzwellige Einstrahlung

Betrachtet man die Maximaleinstrahlung am Grunde eines Schilfbestandes über die Vegetationsperiode hinweg, so ergeben sich große Differenzen. Wichtig sind die Blattentwicklung der Pflanzen, das Höchstwachstum und der Blattabwurf.

Im April finden wir am Bestandesgrund die Maximaleinstrahlung, da nur die Althalme die Einstrahlung behindern.

Im Juli haben wir in den Morgen- und Abendstunden eine geringe Einstrahlung am Boden, in den Mittagsstunden bei höchstem Sonnenstand eine hohe Einstrahlung.

Im August finden wir Verhältnisse vor, die sich folgendermaßen beschreiben lassen:

Von 100 % Einstrahlung, die auf den Bestand auftreffen, werden 16 % reflektiert, 44 % im Bestand absorbiert und 40 % erreichen den Bestandesgrund (DOBESCH 1976).

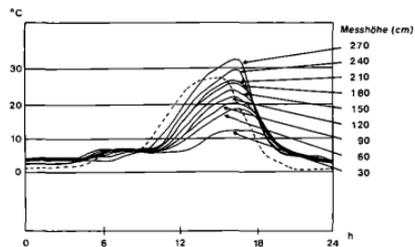


Abbildung 26
Tagesverlauf der Temperatur in einem Schilfbestand in verschiedenen Höhen.
---- = meteorologische Temperatur in 2 m Höhe.

44 % der einfallenden Strahlung stehen dem Schilfkörper zur Umwandlung in andere Energieformen zur Verfügung. In diesem Bereich liegen auch die Werte, die WILLER (1949) bei Lichtklimauntersuchungen in Schilfbeständen gefunden hat. Die Strahlungsnutzung für die Photosynthese bei Schilf schwankt nach SIEGHARDT (1973) zwischen 1,5 % und 5 %. Die restliche einfallende Strahlung wird hauptsächlich in Wärmeenergie umgewandelt, dabei hauptsächlich in den Bereichen des Bestandes, wo durch die Anordnung der Blätter eine Verdichtung eintritt und somit viel Strahlung absorbiert werden kann.

Das Ergebnis ist eine Temperaturschichtung im Bestand.

3. Temperaturverhältnisse im Schilfbestand

Im Bezug auf die Temperaturverhältnisse in einem geschlossenen Schilfbestand sind zwei Phänomene zu beobachten.

Zum einen eine ausgeprägte Temperaturschichtung, die, im Ganzen gesehen, in der hohen Strahlungsabsorption des Schilfkörpers begründet ist. Im Detail aber auf verschiedenen Ebenen verschieden stark vorhanden ist. So finden wir die höchsten Temperaturen im Bestand in den Regionen, in denen sich die Hauptblattmasse befindet und die zur Hauptwärmeumsatzschicht wird. Zum Bestandesgrund hin wird die Strahlung immer stärker gefiltert, der Wärmeumsatz gemildert, eine Abschwä-

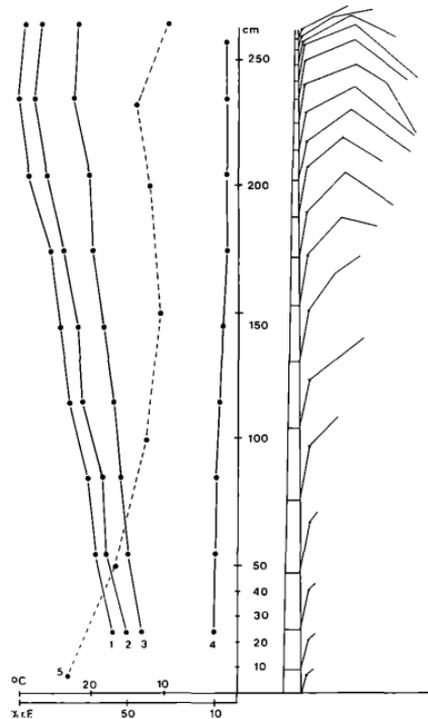


Abbildung 27
Temperatur- und Feuchteverteilung in einem Schilfbestand.
1: Meßwert 12.10.1980 15.20^h
2: Tagesamplitude 12.10.1980
3: Tagesamplitude 13.10.1980
4: Meßwert 12.10.1980 24.00^h
5: Relative Feuchte 12.10.1980 15.20^h

chung der Maximaltemperatur und Tagesamplituden ist die Folge (vergl. Abb. 26 und 27).

Abb. 26 gibt den Tagesverlauf der Temperatur in verschiedenen Bestandeshöhen wieder. Die gestrichelte Linie zeigt den Verlauf der meteorologischen Lufttemperatur in 2 m Höhe.

Abb. 27 zeigt punktuelle Meßergebnisse der Schreiber. Deutlich ist zu sehen, daß innerhalb des Bestandes die höchsten Temperaturen in dem Bereich liegen, in dem sich die Hauptblattmasse befindet. Ebenso sind in diesem Bereich die höchsten Tagesamplituden zu messen. Der zweite wichtige Punkt ist die Inversion der Temperaturen während der Nacht.

Voll entwickeltes Schilf vermindert in klaren Nächten wesentlich die Ausstrahlung, so daß in den Nachtstunden der Schilfbestand wärmer bleibt als die Luft darüber (Punkt 4 in Abb. 27).

Bei der Voraussetzung, daß kein Wind herrscht, findet tagsüber nur in den oberen Schilfbereichen ein Austausch mit der dem Schilfbestand aufliegenden Luft statt. Nachts setzt sich dieser Austausch mit der atmosphärischen Luft auch in tiefere Schichten durch. Oberhalb des Schilfs findet man eine Labilisierung der Luftschicht während der Einstrahlung und eine Stabilisierung während der Nachtstunden (DOBESCH 1976).

4. Wind

Vielleicht der wichtigste Faktor für die Ausbildung eines Mikroklimas in einem Schilfbestand ist der Wind. Die Windgeschwindigkeit und damit die vertikale und horizontale Durchmischung der Luftmassen wird im Innern eines Bestandes von der Höhe und Dichte des Schilfs, von der Entfernung vom Bestandesrand und von der Windstärke beeinflusst.

Abb. 28 zeigt die Veränderung der Windgeschwindigkeit in % der Ausgangswindstärke in der Horizontalen. Bei einer Bestandesdichte von 50 Halmen pro m² mit ei-

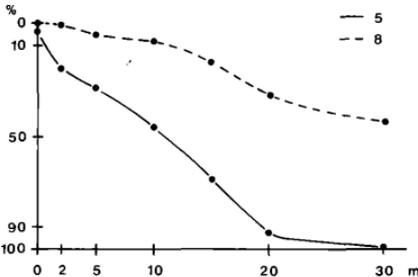


Abbildung 28

Prozentuale Abnahme der Windgeschwindigkeit in der Horizontalen in Entfernung vom Bestandesrand. Meßhöhe 3 m. (Gezeichnet nach Werten von RUDESCU 1965, aus RODEWALD/RUDESCU 1974).

ner Höhe von 3 m ist bei Windstärke 5, nach 30 m Entfernung vom Bestandesrand die Windgeschwindigkeit vollkommen auf 0 vermindert. Es ist also nötig, daß der Schilfbestand je nach Dichte und Höhe eine gewisse Tiefe besitzt, um die Windgeschwindigkeit so herabzusetzen, daß absolute Windstille herrscht. Nach RODEWALD/RUDESCU (1974) muß die Tiefe 10 bis 60 m betragen. Erst dann kann sich ein bestandesspezifisches Mikroklima ausbilden.

5. Luftfeuchtigkeit

In der Literatur werden Schilfbestände in bezug auf ihren Feuchtigkeitsgehalt und ihre Feuchtigkeitsabgabe an die Luft fast immer mit einer freien Wasserfläche verglichen. Dabei ergibt sich, daß die Transpiration des Schilfes höher liegt als die Verdunstung einer freien Wasserfläche.

KINDL (1953) maß Werte, die das siebenfache einer freien Wasserfläche erreichten. An sonnigen Tagen transpirierte das Schilf bis zu 16 mm H₂O/m². Betrachtet man die Werte von TUSCHL (1970), RYNCHOVSKA (1972), KVET (1973), VASA (1974) und SMID (1975) für Einzelblätter, so ist trotz der großen Streuung doch zu sagen, daß an sonnigen Tagen die Verdunstung in einem Schilfbestand weit über der einer gleich großen freien Wasserfläche liegt.

Dies ist auch einleuchtend, wenn man sich die Anatomie eines Schilfblattes vor Augen führt.

Die große Anzahl der Spaltöffnungen auf der Ober- und Unterseite sowie die relativ dünne Kutikula führen zu einer starken Wasserabgabe. Die Wasser- und Nährstoffzirkulation sind überwiegend durch die Transpiration bedingt (vergl. HÜRLIMANN 1951).

Wiederum im Detail gesehen ist die Transpiration in den einzelnen Zonen der Blattverteilung unterschiedlich.

In dichten Beständen findet man nach Angaben von KINDL (1953) eine gegenseitige Behinderung der Transpiration und somit eine höhere Luftfeuchtigkeit als in lichten Beständen. Der kräftige Wuchs hemmt die Durchsonnung und bremst den Wind.

Zusammenfassend läßt sich sagen: Die Luftfeuchtigkeit in Schilfbeständen ist sehr hoch und zwar mit einem Gradienten, der aussagt, daß in der bodennahen Schicht die höchsten Werte zu messen sind und erst ab 2 m Höhe bis in die Rispenregion eine Angleichung an die Luftfeuchtigkeit der darüber liegenden Luftschichten erfolgt (WILLER 1949). Ein zweites, kleineres Maximum bildet sich dabei im Bereich der Hauptblattmasse (Kurve 5 in Abbildung 27).

6. Bestandesklima

Als Zusammenfassung des Kapitels soll darauf hingewiesen werden, daß ein großer zusammenhängender Schilfbestand, wie wir ihn im Schweinsberger Moor finden, in der Lage ist, ein standortspezifisches Klima zu bilden. Dieses standortspezifische Klima ist wiederum ein wesentlicher Standortfaktor für die ortsgebundene Pflanze.

Im Bestand selbst bildet sich ein »tropisches« Mikroklima, das auf die Verteilung und Entwicklung der Tiere, die solche Bestände besiedeln, einen entscheidenden Einfluß mit ausübt.

7. Das Verteilungsmuster der Tiere

Nach der Vorstellung der bestandesklimabildenden Faktoren soll nun einmal die Verteilung der Tiere unter diesem speziellen Aspekt beleuchtet werden.

Vergleicht man die Verteilung der Eigelege von *Euides speciosa* und *Chloriona spec.* (Abb. 22) mit der Temperatur- und Luftfeuchteschichtung im Bestand, so lassen sich folgende Aussagen machen:

Die Gelege von *Euides* und *Chloriona* werden bevorzugt in den Bereichen der Halme angelegt, in welchen man die größten Temperaturamplituden und die höchsten Wärmewerte messen kann.

Die Temperatur wirkt auf chemische Prozesse im Sinne der Van't Hoff'schen Gesetze. Ferner wirken sich

Wechseltemperaturen positiv auf die Entwicklung wechselwarmer Organismen aus (vergl. REMMERT 1980). Da Gelege ortsgelunden sind, ist es biologisch sinnvoll, sie dort anzulegen, wo sie sich der Wahrscheinlichkeit nach möglichst schnell aus einer »unbeweglichen Phase« in eine »bewegliche Phase« entwickeln. Dies wären die ersten Larvalstadien. Ferner ist durch die Verdunstung der Blätter eine bestimmte Kombination von Wärme und Feuchte gegeben, die zu einer positiven Entwicklung erforderlich ist.

Laborversuche, die die Freilandbefunde zur Grundlage haben, müßten sich jetzt anschließen.

Auch das Maximum der Blattläuse findet sich in diesem Bereich; einmal weil viel produktive und aktive Blattflähe zum Saugen zur Verfügung steht, zum andern weil hier die Wärme-Feuchte-Verhältnisse für die hohe Entwicklungs- und Reproduktionsrate der Tiere vorhanden sind.

Wind, Temperatur und Luftfeuchte sind wichtige Parameter für das Vorkommen der Puppen von *Archanara geminipuncta* und der Larven und Gallen von *Giraudiella inclusa* in den basalen Regionen der Schilfhalme.

Die Windgeschwindigkeit im Bestand ist in ca. 1 m Höhe weitgehend Null. *Archanara* Puppen wurden bis ca. 1,50 m Höhe gefunden. Daß Windbewegungen indirekt einen modifizierenden Einfluß haben können, zeigt die Tatsache, daß ständig schwache Windeinwirkung die Entwicklung von Raupen verschiedener Schmetterlingsarten verlangsamt, weil der Betriebsstoffwechsel auf Kosten des Baustoffwechsels erhöht wird (TISCHLER 1979). Die Gallen von *Giraudiella inclusa* findet man ebenfalls in diesem Höhenbereich. Die Tiere überwintern als Larven, verpuppen sich im Frühjahr und schlüpfen um die Maimitte.

Wie vorher ausgeführt, findet man im April die Maximaleinstrahlung in einem Schilfbestand an der Bodenoberfläche. Die Gallen der Tiere liegen dann im Bereich des Hauptwärmeumsatzes. Sie kommen schon relativ früh im Jahr in den Genuß höherer Temperaturen, die sich günstig in der Umbauphase von der Larve zur Puppe und zum Imago auswirken. Die hohe Luftfeuchte über dem Boden verhindert zum andern ein Austrocknen der Halmbasen, so daß die Tiere die Gallenwand relativ leicht durchstoßen können.

Der Wärmeumsatz an der Bodenoberfläche ist auch nötig für die Tiere, die im Bestandesabfall und in den oberen Bodenschichten leben und sich entwickeln. Dauernd hohe Feuchtigkeit ist hier gewährleistet.

So wurden in den Monaten April bis Juli an saprophytischen Dipteren, deren Larven im Bestandesabfall oder in Tieren im Bestandesabfall leben, folgende Arten gesammelt:

Ephydriidae: *Napaea nebecula* Beck.; *Napaea quadripunctata* Meig.; *Caenia palustris* Fall.; *Notiphila guttiventris* Fall.; *Scatella quadrata* Fall.; *Scatella stagnalis* Fall.

Lauxaniidae: *Sapromyza* spec.

Milichiidae: *Meoneura obscura* Fall.

Musidoridae: *Musidora lutea* Panz.

Scatopsidae: *Scatopse brevicornis* Meig.

Sciomyzidae: *Pherbina vittigera* Schin.; *Antichaeta analis* Meig.; *Sepeton spinipes* Scob.; *Satella sphondylii* Schrank.

Sepsidae: *Sepsis violacea* Meig.

Sphaeroceridae: *Limosina crassimanis* Halid.; *Limosina Racovitzai* Bezzi; *Cromomyia glacialis* Meig.

Psychodidae: *Peripsychoda auriculata* Curtis; *Satchelliella trivialis* Eaton (bivoltin); *Tonnoiriella* spec. aff. nigricauda; *Tonnoiriella nigricauda* Tonnoir; *Clytocerus ocellaris* Meig.; *Ulomyia cognata* Eaton.

Wärme und besonders Luftfeuchte sind auch für die übrigen Gallbildner sehr wichtig.

Lipara und *Stenotarsonemus* Gallen »tauchen« in den Bestand ein. So sind sie einerseits heftigen Windbewegungen und direkter Einstrahlung entzogen, andererseits in Bereichen höherer Luftfeuchte. Im Innern der Gallen selbst entsteht ein spezifisches Gallenmikroklima.

Temperaturschwankungen werden gedämpft und verzögert an die Bewohner weitergegeben. Die Gallen bilden somit einen Schutz vor Überhitzung, halten aber permanent eine hohe Luftfeuchte im Innern (vergl. BECKER 1950). Und beim Schlüpfen der Tiere im Frühjahr muß die Galle relativ feucht sein. Ein Vertrocknen bedeutet, daß die Fraßgänge, die auch als Weg zum Verlassen der Galle dienen, schrumpfen und die Tiere die Galle nicht verlassen können. So erhielt VOGEL (1978) die besten Zuchtergebnisse aus *Lipara* Gallen, die bei einer mittleren Luftfeuchte von 60 % gehalten wurden. Vielleicht rührt daher die Strategie, ein weiteres Höhenwachstum zu verhindern, nämlich geschützt im Bereich höherer Temperaturen im Frühjahr zu sein, dennoch aber das Luftfeuchtemaximum am Bestandesgrund noch mit zu nutzen?

Auch die Gallen von *Thomasiella arundinis* liegen in diesem Kompromißbereich: einmal der direkten Strahlung entzogen, aber doch noch im Genuß der Wärme, zum andern in einer Schicht mit noch hoher Luftfeuchte.

IV. »Schädigung« des Bestandes durch die Tiere

Im Schilfbestand des Schweinsberger Moores ist ca. jeder zweite Halm von Tieren befallen. Die Gesamtaufnahme an organischer Substanz durch die Tiere kann lokal bis zu 60 % der oberirdischen jährlichen Produktion betragen (*Archanara geminipuncta*).

Der Befall erfolgt durch sehr charakteristische Spezialisten, wie *Archanara geminipuncta*, *Hyalopterus pruni*, *Lipara*-Arten, *Euides speciosa*, *Chloriona*-Arten, *Giraudiella inclusa*, *Thomasiella arundinis* und durch eine große Anzahl von Generalisten, wie *Cosmotriche potatoria*, Gallmilben, Blattläuse, Agromyziden, Anthomyziden, Opomyziden, Chloropiden, Blähhühner und Nagetiere.

Spezialisten wie Generalisten steht ein großes Heer von z. T. recht spezifischen, z. T. weniger spezifischen Räubern und Parasiten gegenüber.

Der Effekt dieser Räuber auf die Pflanzenfresser ist bislang schwer abzuschätzen. Quantitative Daten ließen sich an folgenden Arten geben: *Chloriona*-Gelege waren zu 16,66 % parasitiert, *Giraudiella inclusa* war zu 40 % und *Archanara geminipuncta* zu 24 % parasitiert. 45 % der untersuchten *Lipara*-Gallen waren behackt und beschädigt.

Schilf wird von einer Vielzahl von Tieren befallen. Dennoch beträgt die oberirdische Primärproduktion durchschnittlich 120 Doppelzentner/Hektar und Jahr. Dazu muß noch der Verlust durch »Schädlinge« gerechnet werden. Ein Weizenfeld erbringt ca. 80 Doppelzentner Körner/Hektar und Jahr. Rechnet man Stroh und Wurzeln dazu, so kommt man ebenfalls auf ca. 120 Doppelzentner. Dies sind 40 % des theoretisch jährlichen Höchstbetrages an Primärproduktion von 300 Doppelzentnern/Hektar in unseren Breiten (Wert nach de

WITT, aus REMMERT 1980). Bei einer vom Menschen geschaffenen Grasmonokultur ist ein »Schädlingbefall« aber viel auffälliger. Allerdings fehlen darüber weitgehend Daten. Gehen wir jedoch davon aus, daß künstliche Monokulturen sehr viel stärker geschädigt werden, als die natürliche einartige Schilffläche, so haben wir zu fragen, ob dies

1. an einem differentiellen Tierbesatz liegen kann oder
2. ob bestimmte Organe geschädigt werden oder
3. ob andere Unterschiede da sind.

Zu 1.: Eine künstliche Monokultur ist so angelegt, daß das Verhältnis Produktivität/nutzbare Biomasse maximiert wird. So finden wir bei einem Weizenfeld über 90 % der jährlichen Primärproduktion oberirdisch, während bei der Schilfpflanze bis zu 2/3 der Primärproduktion unterirdisch angelegt werden können. Hohe Produktion an Fortpflanzungsorganen auf der einen Seite, Kurzlebigkeit und geringe Resistenz gegenüber Konkurrenz auf der anderen Seite, sind das Ergebnis. Die Heterogenität der Struktur einer natürlichen Monokultur wird beseitigt. Die »Schädlinge«, die diese Kulturpflanzen nun besiedeln, werden vom natürlichen R-Bereich in den K-Bereich verschoben. Die Tiere, die keine eigenen Mechanismen zur Populationsbegrenzung entwickelt hatten, sehen sich plötzlich einer fast unerschöpflichen und immer vorhandenen Nahrungsquelle gegenüber (REMMERT 1980). Ihre Häufigkeit wird nicht mehr durch biotische Faktoren begrenzt (van EMDEN u. WILLIAMS 1974). So fehlen vor allem in zeitlich eng begrenzten Habitaten die K-Parasiten (EHLER u. MILLER 1978). Ein Gleichgewichtszustand zwischen Beute und Parasiten wird nicht erreicht (MILLER 1980). In klimatisch günstigen Jahren kann es deshalb leicht zu Massenvermehrungen kommen, die im Extremfall die Vernichtung der ganzen Kultur zur Folge haben.

Zu 2.: Im Prinzip können an oberirdischen Pflanzorganen in beiden Kulturen die Halme, Blätter und Fruchtstände befallen werden. Nur sind unsere Kulturgetreidepflanzen züchterisch dahingehend verändert worden, daß nur der Körnerertrag die Maxime ist. Die Relation der einzelnen Pflanzorgane zueinander, die bei den Wildformen noch gegeben ist, ist so verschoben, daß jeglicher Befall durch Tiere eine direkte Auswirkung auf den Körnerertrag mit sich bringt. Ein Befall der Halme durch Gallmücken kann zum Halmbruch führen und somit die Ernte vernichten. Starker Befall durch Blattläuse führt zu Einschränkungen in der Assimilationsleistung und zu einem geringeren Fruchtertrag. Ein Befall der Fruchtstände kann Körnerbildung verhindern.

Auch in der natürlichen Schilfmonokultur finden wir bei Tierbefall eine Minderung der oberirdischen Produktion oder Verhinderung der Blütenbildung. Im Ganzen gesehen sind die Verluste aber geringer, da die Kultur nicht auf die dominante Ausprägung eines Pflanzenorgans ausgerichtet ist.

Zu 3.: Schilf ist eine vieljährige Pflanze und im Prinzip stehen alle Schilfpflanzen eines Bestandes unterirdisch miteinander in Verbindung. Die Individuentrennung ist also aufgehoben (wie das bei anderen natürlichen einartigen Beständen auch der Fall ist – etwa bei der Rotbuche). Die Schädigung einer Pflanze wird dann durch die Nachbarpflanze ausgeglichen. Möglicherweise trägt dies zu der enormen Stabilität sowohl der Rotbuchenwälder wie der Schilfwälder entscheidend bei. Dabei kann auch eine Rolle spielen, daß die Wurzeln des Schilfes im sauerstoffarmen bzw. sauerstoffreinen Milieu wachsen, was

sie gegenüber Schädigung durch Tiere nahezu unangreifbar macht. Damit haben die Pflanzen sehr viel stärkere Chancen bei Schädlingsangriff als die einjährigen Pflanzen unserer Getreidefelder. Stabilisierend kann auch die genetische Variabilität der einzelnen Klone im Schilfbestand wirken. Durch diese Variabilität wird Heterogenität geschaffen. So zeigen BYERS u. SHERWOOD (1979), daß der Befall verschiedener Klone von *Phalaris arundinacea* durch *Oscinella frit* von der Pflanzendichte und vom Alkaloidgehalt der Pflanzen reguliert wird. Auch HAMILTON, MUNRO u. ROWE (1978, 1979) kommen zu dem Ergebnis, daß *Oscinella frit* bei Haferpflanzen sowohl auf visuelle Reize als auch auf chemische Pflanzenstoffe reagiert.

LOSZINSKI (1968) beschreibt Massenvermehrungen von *Archanara geminipuncta* in Schilfbeständen am Unterlauf des Dnjepr. Er bezeichnet die Schilfbestände als physiologisch schwach. Vielleicht gehört es zu einer natürlich gewachsenen Kultur, daß »physiologisch schwache« Klone punktuell vorhanden sind und sich ein potentieller Schädling hier sammelt.

HARPER (1977) gibt verschiedene Beispiele an, daß geschlossene Monokulturen aus Klonen bestehen können. Der Befall dieser nun genetisch verschiedenen Individuen einer Art durch Tiere war unterschiedlich hoch.

Wir haben es also mit einem doppelten Netz zu tun:

1. Mit dem engen Zusammenhang des Bestandes und
2. mit der genetischen Variabilität innerhalb des Bestandes.

Beide Netze überlagern und vereinigen sich. Erst dadurch ergibt sich die Strukturiertheit des mehrjährigen Lebensraumes Schilfmonokultur. Diese Strukturiertheit wiederum schafft Abhängigkeiten, die keine Art zu einer Massenvermehrung kommen lassen.

V. Zusammenfassung

Die Arbeit wurde durchgeführt in einem natürlichen Schilfbestand von 20 ha Größe, im Naturschutzgebiet »Schweinsberger Moor«, einem Niedermoor in der Nähe von Marburg.

Im Wachstums- und Produktionszyklus der untersuchten Teilbestände treten Schwankungen auf, die ihren Grund in einer Kapazitätsgrenze der Bestände haben. Die Anzahl der jährlich neugetriebenen Schilfhalme und damit die Produktion hängt ab von der maximalen Gesamthalmkapazität eines Bestandes. Geschnittene Bestände erbringen dann erst höhere Produktionen, wenn sie regelmäßig geschnitten werden und sich der Bestand an diese Verhältnisse adaptieren kann. Als Verhältnis von unterirdischer zu oberirdischer Biomasse wurde der Quotient von 3,01 bzw. 2,93 ermittelt. Der dominierende Einfluß der in der Vegetationszeit herrschenden Witterungsbedingungen wird sichtbar. Licht und Temperatur sind Minimumfaktoren.

Die unterschiedlichen Ansprüche der Schilfbestände besiedelnden Tiere gegenüber ihrer Wirtspflanze und der Struktur des Bestandes spiegeln sich wieder im Verteilungsmuster der Tiere im Untersuchungsgebiet. Auch zeigt das Vorkommen der Tiere in Raum und Zeit eine enge Vernetzung mit dem Wachstumszyklus der Wirtspflanze. Der Zeitpunkt des Befalls einzelner Pflanzenorgane wird bestimmt durch die Nahrungsqualität. Alle phytophagen Tiere der Schilffauna leben von ein- und derselben Pflanze. Trotzdem ist ihre »Schadwirkung« über den Gesamtbestand gesehen nicht auffallend. Eine enge Räuber – Beute-Beziehung, die Strukturiertheit

des Bestandes und gegenseitige Abhängigkeiten lassen kein Tier zu einer Massenvermehrung kommen.

Ein großer zusammenhängender Schilfbestand, wie der des Untersuchungsgebietes ist in der Lage, ein standortspezifisches Klima zu bilden. Temperatur – Feuchte-Verhältnisse spielen eine wichtige Rolle für den Ort der Eiablage und die Plazierung von Gallen. Auch die sich im Bestandesabfall entwickelnden Tiere sind vom Licht- und Wärmeklimazyklus der Bestände abhängig.

Summary

The study was conducted in the reed belt extending to 20 hectares (1 ha = 10.000 sqm) of the »Schweinsberg Moor« Nature Preservation Area, a fen area situated close to Marburg (Hesse).

Considerable fluctuations were discovered to arise in the development and production cycle of the various portions of growth examined, reasons for which may be attributed to the limited capacity of the existing stocks. The annual number of newly developed reed stalks, and thus production itself, is dependent of the maximum overall stalk capacity within a stock. The cutting of stocks only leads to increased production if this takes place regularly and if the stock or stand is able to adapt to these conditions. The underground/upperground ration of biomass was recorded as being 3.01 res. 2.93. The dominating influence of the climatic conditions prevailing during the vegetation period becomes apparent, light and temperature being minimum factors.

The varying demands made by animals settling in the reed stand on their host plant and the structural make-up of the existing stand is reflected in the pattern of distribution revealed by the animals within the area under observation. In addition, the presence of the animals in relationship to space and duration points to a close liaison with the growth cycle and the host plant. The point of time when individual plant organs are attacked is dependent on the quality of the nutrition. All phytophagous animals feeding on reed fauna are dependent on one and the same plant. In spite of this, however, the damage they cause, when taking into account the overall stand, is inconspicuous. Close prey/predator relationship, the structural make-up of the stand and aspects of mutual interdependence prevent mass reproduction of any single species.

A large-scale contiguous reed bed such as that examined permits the formation of a specific micro-climate. Temperature and humidity conditions play an important part with regard to the egg-laying sites and gall placing. Even those species developing in plant litter are dependent on the light and temperature cycle of the stands.

VI. Schlußbemerkung: Naturschutzbezogene Aspekte der Arbeit.

Mancher Leser wird sich nach dem Sinn und dem Zweck einer solchen Arbeit bezüglich ihrer Aussagekraft für den Naturschutz fragen. Abgesehen von der Erfassung verschiedenster Wirbelloser, Erkenntnisse über ihre Biologie und der Verzahnung der einzelnen Arten untereinander, sollen zwei Aspekte näher vorgestellt werden.

1. Größe des Gebietes

Der im Detail untersuchte Schilfbestand hatte eine Größe von ca. 20 Hektar. Schon in dieser Größenordnung konnte man sämtliche »Lebensstadien« der Schilfmonokultur vorfinden. Bestände in der Neuanlage, Bestände in ihrer vollsten Wuchsleistung und mit höchster Pro-

duktion und Bestände im Absterben und Vergehen. Innerhalb eines einzigen geschlossenen Gebietes ist die gesamte Lebensspannbreite des Biotopes Schilfmonokultur vorhanden. Es entstehen die unterschiedlichsten Strukturen, es werden eine Vielzahl von Nischen geschaffen und dies ermöglicht einer großen Artenzahl von Tieren, die alle unterschiedliche Lebensraumansprüche besitzen, die Existenz. Es können große Populationen aufgebaut werden, die Druck ausüben, die zur Auswanderung einzelner Arten veranlassen und die letztendlich das Arteninventar zur Besiedlung neuangelegter oder schon bestehender Feuchtgebiete zur Verfügung stellen. Damit soll auch folgendes gesagt werden: Ein großes Schutzgebiet alleine und dazu noch isoliert, nutzt wenig. Zwischen den großen Schutzgebieten müssen Verbindungen vorhanden sein. Erst dann kann ein großes Schutzgebiet sowohl die Aufgabe als Ausbreitungszentrum als auch die Aufgabe als Rückzugsraum erfüllen. Ein über 40 ha großes Feuchtgebiet darf nicht als Argument dienen, in der Umgebung von 20 km um dieses Feuchtgebiet herum alle übrigen kleineren Feuchtgebiete trockenzuliegen. Ganz im Gegenteil, man muß auch diese kleineren Gebiete voll funktionsfähig erhalten, damit das große Schutzgebiet erst seinen biologischen Sinn erhält.

2. Biologischer Unterbau der Naturschutzarbeit

Naturschutz ist ohne biologischen Unterbau nicht durchführbar. Landschaftsplanung am grünen Tisch und biologische Arbeit vor Ort können nicht auf einen Nenner gebracht werden, wenn der gemeinsame Unterbau fehlt, nämlich eine solide Ausbildung in Biologie: dabei angefangen bei der Biochemie, Genetik, Physiologie, bis hin zur Populationsbiologie im Freiland. Dann erst erwirbt man die Fähigkeit, Veränderungen festzustellen, auch Veränderungen, die durch im System lebende Tiere hervorgerufen werden. Man erkennt, wann Sukzessionen in einem Lebensraum einsetzen und wohin sie führen können. Dies ist ein ganz wichtiger Punkt, beispielsweise bei speziellen Artenschutzprogrammen, oder bei der Entscheidung planend und konservierend in Schutzgebieten einzugreifen, oder Gebiete in der freien Sukzession zu belassen. Ökologie, die Haushaltslehre der Natur, ist eine strenge Naturwissenschaft, nicht ein Modeausdruck, hinter dem man alles oder auch gar nichts verbergen kann. Schnelles Handeln und schnelle Lösungen erwiesen sich in der Vergangenheit oft als Fehlschläge, weil ganz einfach die Biologie fehlte, dafür aber waren sie leicht durchsetzbar und paßten gut ins politische Bild.

Im Schweinsberger Moor wurden keine schnellen Lösungen gefunden, sondern nach sachlichen Gesprächen zwischen Biologen, allen am Naturschutz beteiligten Interessengruppen, Verbänden und Institutionen wurde erreicht, daß das Gebiet mit seiner überregionalen Bedeutung in seiner Gesamtheit, mit seiner unendlichen Vielfaltigkeit, erhalten bleibt. Dies ist eigentlich der wichtigste naturschutzbezogene Aspekt der Arbeit, einen kleinen Beitrag zu leisten, daß der Gesamtlebensraum Niedermoor erhalten geblieben ist.

Danksagung

Herrn Prof. Dr. H. Remmert danke ich recht herzlich für die Überlassung des Themas und die langjährige sehr gute Betreuung und Zusammenarbeit. Vielen Dank auch für den großen Freiraum, der mir bei der Durchführung der Arbeit gewährt wurde.

Bei der Bestimmungsarbeit unterstützten mich folgende Damen und Herren:

M. Asche (Marburg), Dr. Aubert (Paris), Dr. Fürsch (Ruderting), Dr. Haeselbarth (München), Dr. Horstmann (Würzburg), Prof. Remane (Marburg), Dr. Tamm (Frankfurt), Prof. Topp (Bayreuth), Dr. Wagner (Schlitz), Dr. Waitzbauer (Wien), H. Wendt (Ostberlin), Dr. Wittmer (Basel) und Dr. zur Strassen (Frankfurt). Herrn Hinz (Einbeck) möchte ich danken, daß er mir unveröffentlichte Forschungsergebnisse für die Arbeit überlassen hat.

Allen Genannten ein herzliches Dankeschön. Ohne ihre Hilfe würde mancher wichtige Mosaikstein fehlen.

Literaturverzeichnis

ANDERS, F. (1957):

Über die gallenerregenden Agenzien der Reblaus (*Vitis* (Phylloxera) *vitifolia* SHIMER). *Vitis* 1, 121-124

BECKER, H. (1950):

Untersuchungen über das Mikroklima einiger Blattgalen. *Anz. f. Schädlingskde.*, XXIII, 9, 129-131

BERG, A. R. (1972):

Grass Reproduction. In: Younger, V. B.; McKell, C. M. (eds): *The Biology and Utilisation of Grasses*. Academic Press, New York and London, 334-347

BERGMANN, A. (1954):

Die Großschmetterlinge Mitteleuropas. Urania Verlag GmbH, Jena

BERNATOWICZ, ST. and PIECZYNSKA, E. (1965):

Organic matter production of macrophytes in the lake Taltowisko (Mazurian Lakeland). *Ekologia Polska*, Ser. A., 13, 113-124

BJÖRK, S. (1967):

Ecologic investigations of *Phragmites communis*. *Folia Limnologica Scandinavica* 14, 1-247

BORNKAMM, R.; RAGHI-ARTI, F. (1978):

Wachstum und Inhaltsstoffe von Schilf bei abgestuften Gaben von Stickstoff, Phosphor und Bor. *Verh. Ges. f. Ökol.*, 7. Jahresvers. Kiel 1977; Göttingen 1978, 3661-3667

BRAUNS, A. (1954):

Terricole Dipterenlarven. »Musterschmid«, Wissenschaftlicher Verlag, Göttingen, Frankfurt, Berlin.

BROHMER, P. (1977):

Fauna von Deutschland, Heidelberg

BURIAN, K. (1969):

Die photosynthetische Aktivität eines *Phragmites communis*-Bestandes am Neusiedler See. *Sber. Öster. Akad. Wiss., Math.-nat. Kl.*, 178, 43-62

BURIAN, K. (1971):

Primary production, carbon dioxide exchange and transpiration in *Phragmites communis* on the lake Neusiedler See. *Hidrobiologia Bucuresti* 12, 203-218

BURIAN, K. (1973):

Phragmites communis Trin. im Röhricht des Neusiedler Sees. Wachstum, Produktion und Wasserverbrauch. In: Ellenberg, H.: *Ökosystemforschung*. 61-77, Springer Verlag Berlin-Heidelberg-New York.

BYERS, R. A. and SHERWOOD, T. A. (1979):

Differential reaction of clones of *Phalaris arundinacea* to *Oscinella frit*. *Environ. Entomol.* 8, 408-411

CHINERY, M. (1976):

Insekten Mitteleuropas. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin.

CHVALA, M.; DOSKOCIL, J.; MOOK, J. H. & PO-

KORNY, V. (1974):

The genus *Lipara* Meigen (Diptera, Chloropidae), systematics, morphology, behaviour and ecology. *Tijdschrift voor Entomologie* 117, 1, 1-25

COLYER, C. N. and HAMMOND (1968):

Flies of the British Isles. Frederick Warne und CO. LTD. London, New York

DOBESCH, H. (1975):

Das Bestandesklima im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. *Verhdlg. Ges. f. Ökologie*, Wien, 173-176

DOBESCH, H. (1976):

Der Rauheitsparameter und die Dicke der Verdrängungsschicht für Wind über verschiedenen natürlichen Unterlagen. *Arch. Met. Biokl.*, Ser. A, 25, 125-130

DÖHLE, H. J. und STUBBE, M. (1981):

Zur Reproduktionsbiologie einiger Kleinnagerarten (Rodentia: Arvicolidae, Muridae) in der DDR. *Zool. Jb. Syst.* 108, 117-138

DOSKOCIL, J., CHVALA, M. (1971):

A revision of *Lipara* Meigen (Diptera, Chloropidae), including the description of a new species from Europe. *Acta entomol. bohemosl.* 68, 100-107

DROSTE, M. (1982):

Ökologische Untersuchungen sehr flacher Gewässer eines Niedermoors. Inaugural-Dissertation, Philipps Universität Marburg, 1-166

DROSTE, H.; NENTWIG, W.; VOGEL, M. (1980):

Faunistisch-ökologische Untersuchungen in einem Niedermoor (Schweinsberger Moor). *Marburger Entomologische Publikationen* Bd. 3, 1-58

DURSKA, B. (1970):

Changes in the reed (*Phragmites communis* Trin.) condition caused by disease of fungal and animal origin. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 17 (30) (3), 373-396

DYKYJOVA, D. (1969):

Kontaktdiagramme als Hilfsmethode für vergleichende Biometrie, Allometrie und Produktionsanalysen von *Phragmites* Ökotypen. *Rev. Roum. Biol.-Zoologie*, Tome 14, 2, 107-119

DYKYJOVA, D.; HEJNY, S.; KVET, J. (1973):

Proposal for international investigations of production by stands of reed (*Phragmites communis*). *Folia Geobot. Phytotax.* 8, 435-442

DYKYJOVA, D.; HRADECKA, A. (1973):

Productivity of reed belt stands in relation to the ecotype, microclimate and trophic conditions of the habitat. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 20, 1, 111-119

- DYKYJOVA, D., PAZOURKOVA, Z. (1979):
A diploid form of *Phragmites communis*, as a possible result of cytogenetical response to ecological stress. *Folia Geobot. Phytotax.* 14, 113-120
- EHLER, L. E. & MILLER, J. C. (1978):
Biological control in temporary agroecosystems. *Entomophaga* 23 (3), 207-212
- ELLENBERG, H. (1978):
Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.
- EMDEN VAN, H. F., WILLIAMS, G. F. (1974):
Insect stability and diversity in agroecosystems. *Ann. Rev. Entomol.* 19, 455-475
- ERDÖS, J. (1957):
Beobachtungen über die Insektenzönose des Schilfs. *Ta- gungsber. d. Deutschen Akad. d. Landwirtschaftswiss.* 11, 171-177
- FORSTER, W. & WOHLFAHRT, TH. A. (1960 ff.):
Die Schmetterlinge Mitteleuropas
- FRAZER, B. D. and GILBERT, N. (1976):
Coccinellids and aphids: a quantitative study of the impact of adult ladybirds (Coleoptera, Coccinellidae) preying of field populations of pea aphids (Homoptera, Aphididae). *J. Entomol. Soc. B. C.* 73, 33-56
- FREUDE, H., HARDE, K. W., LOHSE, G. A. (1965 ff.):
Die Käfer Mitteleuropas. Krefeld
- FRÖMEL, R. (1980):
Die Verbreitung im Schilf überwinternder Arthropoden im westlichen Bodenseegebiet und ihre Bedeutung für die Vögel. *Die Vogelwarte* 30 (3), 218-255.
- GEIGER, R. (1961):
Das Klima der bodennahen Luftschichten. *Friedr. Vieweg u. Sohn, Braunschweig*
- GEISSELHOFER, M. und BURIAN, K. (1970):
Biometrische Untersuchungen im geschlossenen Schilfbestand des Neusiedler Sees. *Oikos* 21, 248-254
- GERLACZYNSKA, B. (1973):
Distribution and biomass of macrophytes in lake Dgal Maly. *Ekologia Polska* 21 (48), Ser. A., 743-752
- GORHAM, E.; PEARSALL, W. H. (1956):
Shoot production in *Phragmites communis* in relation to habitat. *Oikos* 7, 206-214
- HALBACH, U. (1979):
Die ökologische Nische und abgeleitete Konzepte. *Abh. a. d. Gebiet d. Vogelkde.* 6, 53-65
- HAMILTON, R. J.; MUNRO, J. and ROEVE, J. M. (1978):
Continuous rearing of *Oscinella frit* L. and the interaction of *Oscinella frit* with *Avena sativa*. *Ent. exp. & appl.* 24, 182-186
- HAMILTON, R. J.; MUNRO, J. and ROEVE, J. M. (1979):
The identification of chemicals involved in the interaction of *Oscinella frit* with *Avena sativa*. *Ent. exp. & appl.* 25, 328-341
- HARPER, J. L. (1977):
Population Biology of Plants. Academic Press, London – New York – San Francisco
- HASLAM, S. M. (1970a):
Variation of population types in *Phragmites communis* Trin. *Ann. Bot.* 34, 147-158
- HASLAM, S. M. (1970b):
The development of the annual population in *Phragmites communis* Trin. *Ann. Bot.* 34, 571-591
- HASLAM, S. M. (1970c):
The performance of *Phragmites communis* Trin. in relation to water-supply. *Ann. Bot. NS* 34, 867-877
- HASLAM, S. M. (1971):
Shoot high and density in *Phragmites* stands. *Hydrobiologia Bucuresti* 12, 113-119
- HASLAM, S. M. (1973):
Some aspects of the life history and autecology of *Phragmites communis* Trin. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 20, 79-100
- HASLAM, S. M. (1978):
River plants. Cambridge University Press
- HEISER, F. (1975):
Zur akustischen Orientierung nahrungssuchender Blau- meisen (*Parus caeruleus*). *Vogelwelt* 96, 184-185
- HENNIG, W. (1948-1952):
Die Larvenformen der Dipteren. Akademie Verlag Berlin
- HERING, E. M. (1957):
Bestimmungstabellen der Blattminen von Europa. *Uitgeverij Dr. W. Junk -s- Gravenhage*
- HO, Y. B. (1979):
Shoot development and production studies of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel in Scottish lochs. *Hydrobiologia* 64, 3, 215-222
- HO, Y. B. (1980):
Development of foliage structure in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel in stands in Scottish lochs. *Hydrobiologia* 70, 159-164
- HOLISOVA, V. (1975):
The food eaten by rodents in reedswamps of Nesytné fishpond. *Zoologické listy Bono* 24, 223-237
- HÜBL, E. (1966):
Stoffproduktion von *Phragmites communis* im Schilfgürtel des Neusiedler Sees (Ergebnisse nach der Erntemethode). *Sitz. Ber. d. Österr. Akad. Wiss., math.-naturwiss. Kl. Abt. I* 14, 271-278
- HÜRLIMANN, H. (1951):
Zur Lebensgeschichte des Schilfs an den Ufern der Schweizer Seen. *Beitr. z. geobot. Landesaufnahme d. Schweiz, Heft* 30

- IMHOF, G. (1966):
Ökologische Gliederung des Schilfgürtels am Neusiedler See und Übersicht über die Bodenfauna unter produktionsbiologischem Aspekt. Österr. Akad. Wiss., math.-naturwiss. Kl. 175, 219-235
- IMHOF, G. (1972):
Quantitative Aufsammlungen schlüpfender Fluginsekten in einem semiterrestrischen Lebensraum mittels flächenbezogener Eklektoren. Verh. Dtsch. Zool. Ges. 65, 120-123
- JAKOBS, W., RENNER, M. (1974):
Taschenlexikon zur Biologie der Insekten. G. Fischer Verlag, Stuttgart
- KÄSTNER, A. (1973):
Lehrbuch der Speziellen Zoologie; Bd. I: Wirbellose G. Fischer Verlag, Stuttgart
- KENNEDY, J. S., BOOTH, C. O. & KERSHAW, W. J. S. (1961):
Host finding by aphids in the field. III. Visual attraction. Ann. of appl. Biol. 49, 1-21
- KINDL, J. (1953):
Zum Wasserhaushalt des Phragmitetum communis und des Glycerietum aquaticae. Ber. Dtsch. Bot. Ges. 66, 246-263
- KLAUSNITZER, B. (1969):
Zur Unterscheidung der Eier mitteleuropäischer Coccinelliden. Acta entom. bohemosl. 66, 3, 146-149
- KLAUSNITZER, B. (1970):
Zur Larvalsystematik der mitteleuropäischen Coccinellidae (Coleoptera). Entomol. Abh. Staatl. Museum Tierkde. Dresden 38, 2, 1-110
- KLÖTZLI, F. (1969):
Über die Ursachen des Schilfsterbens. Naturschutz, Oberschwaben – Bodensee – Hegau 10, 7-9
- KLÖTZLI, F. (1971):
Biogenous influence on aquatic macrophytes, especially Phragmites communis. Hydrobiologia 12, 107-111
- KLÖTZLI, F. and ZÜST, S. (1973):
Nitrogen regime in reed beds. Pol. Arch. Hydrobiol. 20, 1, 131-136
- KLÖTZLI, F. & ZÜST, S. (1973):
Conservation of reed beds in Switzerland. Pol. Arch. Hydrobiol. 20, 1, 229-235
- KLOFT, W. (1960):
Wechselwirkungen zwischen pflanzenaugenden Insekten und den von ihnen besogenen Pflanzengewebe. Z. f. angew. Entomol. 46, 42-70
- KRANTZ, G. W., LINDQUIST, E. E. (1979):
Evolution of phytophagus mites. (Acari) Ann. Rev. Entomol. 24, 121-158
- KRAUSS, M. (1979):
Zur Nahrungsökologie des Bläbuhns Fulica atra auf den Berliner Havelseen und der Einfluß von Bläbuhn und Bisamratte Ondatra zibethicus auf das Schilf Phragmites communis. Anz. Ornith. Ges. Bayern 18, 2/3, 105-144
- KRISCH, H. (1978):
Die Abhängigkeit der Phragmites-Röhrichte am Greifswalder Bodden von edaphischen Faktoren und von der Exponiertheit des Standortes. Arch. Naturschutz u. Landschaftsfrschg., Berlin 18, 3, 121-140
- KROLIKOWSKA, J. (1973):
Transpiration of certain macrophytes in various conditions. Pol. Arch. Hydrobiol. 20, 1, 73-75
- KRÜGER, F. (1926):
Biologie und Morphologie einiger Syrphidenlarven. Z. Morph. Ökol. Tiere 6, 83-149
- KRÜGER, M. (1976):
Schilfhalm als Winterlager für Arthropoden. Diplomarbeit Uni Köln
- KVET, J. (1973):
Mineral nutrients in shoots of reed Phragmites communis Trin. Pol. Arch. Hydrobiol. 20, 1, 137-147
- KVET, J. et MARSHALL, J. K. (1971):
Assesment of leaf area and other assimilating plant surfaces. In: Sestak, Z., Catsky, J. et Jarvis, P. G. (eds): Plant photosynthesis production: manual of methods. The Hague, 517-555
- LABEYRIE, V. (1978):
Reproduction of insects and coevolution of insects and plants. Ent. exp. & appl. 24, 296-304
- LARCHER, W. (1976):
Ökologie der Pflanzen. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart
- LAUDE, H. M. (1972):
External factors affecting tiller development. In: Younger, V. B.; McKell, C. M. (eds): The Biology and Utilization of Grasses. Academic Press, New York and London, 146-153
- LINDNER, E. (ed.) (1949 ff.):
Die Fliegen der palaearktischen Region. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart
- LOZINSKY, V. A., OSKYNTICH, G. P. (1968):
The most serious entomological pests of reed Phragmites communis Trin. in Plavui biosenosis of the low Dniepr. Vestnik Zoologii 4, 34-37
- MAIER, R. (1973a):
Aspects of production of Utricularia vulgaris L. in some vegetation types in the reed belt of lake Neusiedler See. Pol. Arch. Hydrobiol. 20, 1, 169-174
- MAIER, R. (1973b):
Produktions- und Pigmentanalysen an Utricularia vulgaris. In: Ellenberg, H. (ed.): Ökosystemforschung. Springer Verlag, Berlin – Heidelberg – New York
- MAIER, R. (1976):
Primärproduktionsuntersuchungen im ufernahen Schilfgürtel des Neusiedlersees. BFB 13, 1, 43-54
- MAIER, R., SIEGHARDT, H. (1977):
Untersuchungen zur Primärproduktion im Grüngürtel des Neusiedlersees. Teil II: Phragmites communis Trin. Pol. Arch. Hydrobiol. 24, 2, 245-257

- MASON, C. F. and BRYANT, R. J. (1975):
Production, nutrient content and decomposition of
Phragmites communis Trin. and *Thypha angustifolia*. J.
Ecol. 63 (1), 71-95
- MILLER, J. C. (1980):
Niche relationship among parasitic insects occurring in a
temporary habitat. Ecology 61 (2), 270-275
- MOCHNAKA – LAWACZ, H. (1974):
Seasonal changes of *Phragmites communis* Trin. Part I
and II. Pol. Arch. Hydrobiol. 21 (3-4), 335-380
- MOERICKE, V. (1969):
Hostplant specific colour behaviour by *Hyalopterus pru-*
ni (Aphididae). Ent. exp. & appl. 12, 524-534
- MOOK, J. H. (1967):
Habitat selection by *Lipara lucens* MG (Diptera, Chloro-
pidae) and its survival value. Archives Neerlandaises
Zoologie XVIII, 4, 469-549
- MOOK, J. H. (1971):
Influence of environment on some insects attacking
common reed (*Phragmites communis* Trin.). Hydrobiolo-
gia 12, 305-312
- MOOK, J. H. u. BRUGGEMANN, C. H. (1968):
Acoustical communication by *Lipara lucens* (Diptera,
Chloropidae). Ent. exp. & appl. 11, 397-402
- MÜLLER, H. J. & UNGER, K. (1952):
Über den Einfluß von Licht, Wind, Temperatur und
Luftfeuchtigkeit auf den Befallsflug der Aphiden *Doralis*
fabae SCOP. und *Myzodes persicae* SULZ. sowie der
Psillide Trioza nigricornis FRST. Züchter 22, 206-228
- NACHTIGALL, W.:
Vom Insektenleben im Röhricht. In: Nachtigall, W.:
Unbekannte Umwelt. Die Faszination der lebendigen
Natur. Hoffmann und Campe
- NIKOLAJEVSKIJ, V. G. (1971):
Research into the biology of the common reed (*Phrag-*
mites communis Trin.) in the USSR. Folia Geobot. Phy-
totax. 6, 221-230
- NENTWIG, W. (1979):
Stellt der Netzfang der Spinnen eine Selektion aus dem
denkbaren Beutespektrum dar? Diplomarbeit Uni Mar-
burg
- ONDOK, J. P. (1968):
Measurement of leaf area in *Phragmites communis* Trin.
Photosynthetica 2, 25-30
- ONDOK, J. P. (1970):
The horizontal structure of reed stands (*Phragmites*
communis) and its relation to productivity. Preslia 42,
256-261
- ONDOK, J. P. (1973):
Some basic concepts of modelling freshwater littoral
ecosystems with respect to radiation regime of a pure
Phragmites stand. Pol. Arch. Hydrobiol. 20, 1, 101-109
- ONDOK, J. P. and GLOSER, J. (1978a):
Net photosynthesis and dark respiration in a stand of
Phragmites communis Trin. Calculated by means of a
model. I. Description of the model. Photosynthetica 12
(3), 328-336
- ONDOK, J. P. and GLOSER, J. (1978b):
Net Photosynthesis and dark respiration in a stand of
Phragmites communis Trin. Calculated by means of a
model. II. Results. Photosynthetica 12 (3), 337-343
- O'DONALD, P. and MUGGLETON, J. (1979):
Melanic polymorphism in ladybirds maintained by sexu-
al selection. Heredity 43, (1), 143-148
- OVERDIECK, D. (1978):
CO₂-Gaswechsel und Transpiration von Schilf bei abge-
stuften Stickstoff- und Phosphorgaben. Verhdlg. Ges.
Ökol., Kiel 1977, 369-376
- PINTERA, A. (1971):
Some observations of mealy plum aphid *Hyalopterus*
pruni Geoffr., occurring on reed. Hydrobiologia 12, 293-
295
- POKORNY, V. (1970):
The influence of reed (*Phragmites communis* Trin.) by
gall forming Diptera of the genus *Lipara* Meigen. In:
Dykjova, D. (ed.): Productivity of terrestrial ecosy-
stems production processes. Czechosl. IBP/PT – PP
Rep. No. 1, 135-136
- RAEBEL, H. (1910):
Fr. Berge's Schmetterlingsbuch. Schweizerbart Stutt-
gart
- RAUTAPÄÄ, J. (1979):
Humidity reactions of cereal aphids (Homoptera Aphi-
didae). Ann. Ent. Fenn. 45 (2), 33-41
- REMMERT, H. (1973):
Über die Bedeutung der Nahrung für Wachstum und
Entwicklung der Tiere. Verhdlg. Ges. Ökol., Saarbrük-
ken, 55-64
- REMMERT, H. (1976):
Gibt es eine tageszeitliche ökologische Nische? Verhdlg.
Dtsch. Zoo. Ges., 29-45
- REMMERT, H. (1980):
Ökologie. Ein Lehrbuch. Springer Verlag Berlin – Hei-
delberg – New York
- RODEWALD, L., RUDESCU, L. (1974):
Das Schilfrohr; *Phragmites communis* Trinius. E.
Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart
- ROMAN, T.; ROMAN, L.; CONSTANTINESCU, C.;
CONSTANTINESCU, E. (1964):
Untersuchungen über die Wachstums- und Entwick-
lungsfaktoren des Schilfrohrs. Celuloza si hirtie 13, 393-
399
- RUDESCU, L. (1968):
Der Einfluß der Umweltbedingungen auf die Produkti-
vität (Photosyntheseintensität) des Schilfrohrs (*Phrag-*
mites communis Trin.) aus dem Donaudeelta, Dnjepr-
und Wolgadelta, Mesopotamien, Pakistan (Phr. karka)
und Nildelta. Hydrobiologia 10, 77-86

- RUDESCU, L., NICULESCU, C., CHIVU, J. P. (1965):
Monografia stufului delta Dunarii. Academici Republicii Socialiste Romania, Bukarest
- RUDESCU, L., v. POPESCU-MARINESCU (1970):
Vergleichende Untersuchungen über benthische und phytophile Biocönosen einiger emerger Makrophyten des Donaudeeltas mit besonderer Berücksichtigung von *Phragmites communis* Trin. Arch. f. Hydrobiol. (Suppl.-Bd.) 36 (2/3), 279-292
- RUDESCU, L., HIRGISU, L. (1972):
Utilisation of amino acids from water and mud in the nutrition of common reed (*Phragmites communis* Trin.) grown in different ecological conditions and the modification at the level of some organs of the plant. Hidrobiologia 13, 135-149
- RUS, V. (1972):
Measurement of leaf area in *Phragmites communis* Trin. Hidrobiologia 13, 301-304
- RYCHNOVSCA, M. (1967):
A contribution to the autecology of *Phragmites communis* Trin. I. Physiological heterogeneity of leaves. Folia Geobot. Phytotax. 2, 179-188
- SANDERS, W. (1979):
Das Eiablageverhalten der Schwebfliege *Syrphus corollae* Fabr. in Abhängigkeit von der Größe der Blattlauskolonie. Zeitschr. f. angew. Zoolog. 66, 217-232
- SANDERS, W. (1980):
Das Eiablageverhalten der Schwebfliege *Syrphus corollae* Fabr. in Abhängigkeit von der räumlichen Lage der Blattlauskolonie. Zeitschr. f. angew. Zoolog. 67, 35-45
- SCHÄLLER, G. (1960):
Untersuchungen über den Aminosäuregehalt des Speicheldrüsensekrets der Reblaus (*Viteus* (Phylloxera) vitifolii SHIMER) Homoptera. Entomol. exp & appl. 3, 128-136
- SCHNEIDER, F. (1969):
Bionomics and physiology of aphidophagous Syrphida. Ann. Rev. Ent. 14, 103-124
- SCHROEDER, L. A. (1971):
Energy budget of larvae of *Hyalophora cecropia* (Lepidoptera) fed *Acer negundo*. Oikos 22, 256-259
- SCHROEDER, L. A. (1972):
Energy budget of *Cecropia* moth, *Platysamia cecropia* (Lepidoptera: Saturniidae), fed Lilac leaves. Ann. Ent. Soc. Am. 65, 2, 367-372
- SCHROEDER, L. A. (1976a):
Effect of food deprivation on the efficiency of utilization of dry matter energy and nitrogen by larvae of the cherry scallop moth *Calocalpe undulata*. Ann. Ent. Soc. Am 69, 1, 55-58
- SCHROEDER, L. A. (1976 b):
Energy, matter and nitrogen utilization by the larvae of the monarch butterfly *Danaus plexippus*. Oikos 27, 259-264
- SCHROEDER, L. A. (1977):
Energy, matter and nitrogen utilization by larvae of the milkweed tiger moth *Euchaetias egele*. Oikos 28, 27-31
- SCHROEDER, L. A. and MAHNER, M. (1980):
Dry matter, energy and nitrogen conversion by Lepidoptera and Hymenoptera larvar fed leaves of Black Cherry. Oecologia (Berlin) 45, 63-71
- SCHWERDTFEGER, F. (1975):
Ökologie der Tiere, Bd. III: Synökologie Parey Verlag Hamburg
- SIEGHARDT, H. (1973):
Strahlungsnutzung von *Phragmites communis*. In: Ellenberg, H. (ed.): Ökosystemforschung. Springer Verlag Berlin – Heidelberg – New York, 79-86
- SIEGHARDT, H. (1974):
Kalorimetrische Untersuchungen zum Energiegehalt von *Phragmites communis* Trin. und zur Energiebilanz im Röhricht des Neusiedler Sees. Dissertation Uni Wien
- SKUHRAVA, M. and SKUHRAVY, V. (1973):
Problems of the taxonomy and ecology of gall midges (Diptera, Cecidomyiidae). Acta entomol. bohemoslov. 70, 65-73
- SKUHRAVY, V. (1975):
Die Entwicklung der Gallmücke *Lasioptera arundinis* (Schiner) an Schilf (*Phragmites communis* Trin.) *Marcellia* Revista internazionale di cecidologia 38, 287-298
- SKUHRAVY, V. (1976):
Bionomie und Schädlichkeit der Eule *Archanara geminipuncta* (Lepidoptera, Noctuidae) an Schilf *Phragmites communis*. Acta ent. bohemoslov. 73, 209-215
- SKUHRAVY, V. (1978):
Destroyer of common reed. In: Ecological studies, Bd. 28, 375-395
- SKUHRAVY, V., POKORNY, V., SKUHRAVA, M. (1975):
Die Gliederfüßler (*Lipara* spp., *Stenotarsonemus* sp. und Lepidoptera Larvae) als Ursache der Nichtbildung des Blütenstandes von Schilf (*Phragmites communis*). Acta ent. bohemoslov. 72, 87-91
- SMID, P. (1975):
Evaporation from a reedswamp. J. of Ecology 63 (1), 299-309
- SMITH, D. (1972):
Carbohydrat reserves of grasses. In: Younger, V. B., McKell, C. M. (eds.): The Biology and Utilization of Grasses. Academic Press New York and London, 318-333
- STARY, P. (1965):
Integrated control of mealy plum aphid *Hyalopterus pruni* (Geoffr.) in Czechoslovakia (Homoptera: Aphidida). Ann. Soc. Ent. Fr., (N. S.) 1 (1), 177-180
- STARY, P. (1969):
Aphid migration and impact of an indigenous parasite, *Aphidius transcaspicus* Telenga, on populations of *Hyalopterus pruni* (Geoffr.) in Iraq. Bull. Soc. ent. Egypte, LIII, 185-198

- STRASBURGER, E. (1978):
Lehrbuch der Botanik. G. Fischer Verlag Stuttgart, New York
- STRÜBING, H. (1960):
Eiablage und photoperiodisch bedingte Generationsfolge von *Chloriona smaragdula* und *Eudella speciosa* Boh. (Homoptera, Auchenorrhyncha). Zool. Beitr., N. F., 5 2/3, 301-333
- SYLVEN, E. (1975):
Study on the relationship between habits and external structures in oligotrophid larvae (Diptera, Cecidomyiidae). Zoologica Scripta 4, 55-92
- SYLVEN, E. (1978):
Gall midges (Diptera, Cecidomyiidae) as plant taxonomists. Symb. Bot. Upsal. XXII, 4, 62-69
- SZAJNOWSKI, F. (1973):
The relation between the leaf area and production of the aboveground parts of common reed (*Phragmites communis* Trin.). Pol. Arch. Hydrobiol. 20, 1, 157-158
- SZCZEPANSKA, W. and SZCZEPANSKI, A. (1973):
Emergent macrophytes and their role in wetland ecosystems. Pol. Arch. Hydrobiol. 20, 1, 41-50
- SZCZEPANSKA, W., SZCZEPANSKI, A. (1976a):
Growth of *Phragmites communis* Trin., *Thypha latifolia* and *Thypha angustifolia* L. in relation to the fertility of soils. Pol. Arch. Hydrobiol. 23 (2), 233-248
- SZCZEPANSKA, W., SZCZEPANSKI, A. (1976b):
Effect of density and productivity of *Phragmites communis* Trin. and *Thypha angustifolia* L. Pol. Arch. Hydrobiol. 23 (3), 391-400
- SZCZEPANSKI, A. (1969):
Biomass of underground parts of the reed *Phragmites communis* Trin. Bull. Acad. Pol. Sci. Cl II, 17, 4, Ser. Sci. Biol.
- SZCZEPANSKI, A. (1970):
Methods of morphometrical and mechanical characteristics of *Phragmites communis* Trin. Pol. Arch. Hydrobiol. 17 (39) (3), 329-335
- SZCZEPANSKI, A. (1973):
Chlorophyll in the assimilation parts of helophytes. Pol. Arch. Hydrobiol. 20, 1, 67-71
- THEOWALD, BR. (1961):
Diptera uit de sigaarzel van het riet (*Phragmites communis* Trin.). Entomol. Ber., Deel 21, 108-109
- TISCHLER, F. (1943):
Schilfrohr als Nahrungsquelle für insektenfressende Vögel im Winter. Vogelzug 14, 69-71
- TISCHLER, W. (1979):
Einführung in die Ökologie. G. Fischer Verlag Stuttgart, New York
- TOORN VAN DER, J. (1972):
Variability of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel in relation to the environment. Staatsuigeveerij -s Gravenhage
- TUSCHL, P. (1970):
Die Transpiration von *Phragmites communis* im geschlossenen Bestand des Neusiedler Sees. Wiss. Arb. Bgd. 44, 126-186
- VOGEL, M. (1979):
Zur Ökologie einer natürlichen Monokultur. (Studien im *Phragmites* Bereich des Schweinsberger Moors) Zulassungsarbeit Uni Mb. g.
- VOGEL, U. (1978):
Ökologische Studien an *Phragmites communis* Trin. unter besonderer Berücksichtigung der Halmfliege *Lipara lucens* Meig. (Diptera, Chloropidae). Zulassungsarbeit Uni Heidelberg
- WAGNER, W. (1907):
Über die Gallen der *Lipara lucens*. Verhdlg. d. Vereins f. naturwissensch. Unterhaltung zu Hamburg 13, 120-135
- WAITZBAUER, W. (1969):
Lebensweise und Produktionsbiologie der Schilfgallenfliege *Lipara lucens* MG. (Diptera, Chloropidae). Veröff. d. Österr. Nationalkom. f. d. IBP, 177-241
- WAITZBAUER, W. (1971a):
Beitrag zur Morphologie einiger Gallmückenlarven und -puppen. (Diptera, Cecidomyiidae). Anz. Österr. Akad. Wiss., math.-nat. Kl, 107 (1-15), 212-221
- WAITZBAUER, W. (1971b):
Produktionsbiologische Aspekte schilffressender Insekten. Verhdlg. Dtsch. Zool. Ges., 65. J.-Vers., 116-119
- WAITZBAUER, W., PRUSCHA, H. und PICHER, O. (1973):
Faunistisch-ökologische Untersuchungen an schilfbewohnenden Dipteren im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Sitzungsber. Österr. Akad. Wiss., math.-nat. Kl., Abt. I, 181, 112-136
- WEISSER, P. (1970):
Die Vegetationsverhältnisse des Neusiedler Sees. Pflanzensoziologische und ökologische Studien. Wiss. Arb. Bgd. 451, 1-83
- WHITE, L. M. (1973):
Carbohydrate reserves of grasses: A review. J. of Range Management 26, 1, 13-18
- WILLER, A. (1950):
Biologie und Kleinklima im Rohrgelege. Arch. f. Fischereiwiss. 2, 84-89
- WOODFORD, J. A. T. (1969):
Behavioural and developmental components of the teneral stage in *Myzus persicae*. Ent. exp. & appl. 12, 337-350
- ZAX, M. (1973):
Die Temperaturresistenz von *Phragmites communis*. Pol. Arch. Hydrobiol. 20, 1, 159-164

Anschrift des Verfassers:
Dr. Michael Vogel
Fachbereich Biologie/Zoologie
Philipps-Universität Marburg
P. O. Box 1929
3550 Marburg/Lahn

Zur Faunistik der Libellen, Wasserkäfer und wasserbewohnenden Weichtiere im Naturschutzgebiet »Osterseen« (Oberbayern)

(Insecta: Odonata, Coleoptera; limnische Mollusca)*

Ernst-Gerhard Burmeister

I. Einleitung

Die Bedrohung der Feuchtgebiete durch anthropogene Einflüsse läßt es dringend notwendig erscheinen, unser faunistisches Wissen über diesen Lebensraum zu vertiefen. Eine Inventarisierung des Tierbestandes als faunistische Begründung ist daher vorrangliches Gebot und Grundvoraussetzung, wenn Schutzmaßnahmen eines ganzen Lebensraumkomplexes oder einzelner biologischer Elemente in Erwägung gezogen werden. Die Gefährdung unserer heimischen aquatischen Fauna, die in den Roten Listen (Bayern 1976, Bundesrepublik Deutschland 1977) dokumentiert ist, wird auf die wachsende Schadstoffbelastung und die für den Außenstehenden meist nur geringfügigen Milieuveränderungen und wasserbaulichen Maßnahmen am Wohngewässer zurückgeführt. Gerade von derartigen Maßnahmen sind in hohem Maße, neben anderen Insekten, die Libellen betroffen, was erst in den letzten Jahren erkannt wurde (BUTZ 1973, E. SCHMIDT 1977, 1979, 1980, DEUTLER 1979).

Die Bedrohung des Osterseegebietes geht von den anliegenden Gemeinden mit ihren Abwässern, vom Campingplatz am Fohnsee und in besonderem Maße vom großen Zustrom an Besuchern aus, die oft in großer Zahl die Uferstreifen bevölkern. Im Verlauf dieser Erhebung konnte festgestellt werden, daß gerade in diesen Zonen nur sehr wenige Wasserinsekten, vor allem Wasserkäfer, mit Ausnahme von Ubiquisten, nachgewiesen werden konnten. Demgegenüber besitzen die randlichen meist unzugänglicheren Moorgebiete (Nieder- und Übergangsmoore) ein reichhaltiges Arteninventar. Sie dienen zahlreichen Arten als Refugialgebiet. Die Beunruhigung und Wasserbelastung wirkt sich demnach nicht nur auf die Wirbeltiere sondern auch auf die Insekten aus.

II. Methodik

Der Nachweis der Libellen erfolgte bestandsschonend durch Beobachtung, die in einigen Fällen durch den Fang der Tiere belegt werden muß. Hierbei ist der Fund von Zygoptera durch die geringe Flugmobilität einfacher als die von Anisoptera, von denen häufig nur Fernglasbeobachtungen vorliegen. Beobachtungen und Fänge beziehen sich auf die Umgebung der in Abbildung 1 markierten Fundorte, die die freien Wasserflächen, Uferzonen, Röhrichte, Großseggenriede, Ränder der Bruchwälder und Spirkenbestände, Schwinggrasen, Hochmoorkomplexe, Heiden, Büten- und Schlenkenareale, randlichen Wege, Fließgewässer (meist kanalisiert) und Quelleneinzugsgebiete umfassen. Die angegebenen Fundorte der Larven beziehen sich auf das Gewässer selbst. Auf Beobachtungen zu Schlüpfvorgängen, Kopulati-

onsverhalten und Eiablagevorgängen wird im folgenden nicht eingegangen.

Libellenbeobachtungen und -Kescherränge fehlen im Einzugsbereich einiger Fundpunkte zu unterschiedlichen Zeiten der Vegetationsperiode (s. o.). Dennoch wurde versucht, diese im Verlauf der zweijährigen Beobachtungszeit auszugleichen. Auch ist zu berücksichtigen, daß die Bestandsaufnahme allen aquatischen Insekten galt, unter denen die Libellen nur einen sehr kleinen Anteil ausmachen. Die Fundangaben werden wesentlich durch die Untersuchungen von DEUTLER (1979) im Bereich des Gartensees und des Lichtenbachs ergänzt und bestätigt.

Die Probeentnahme der aquatischen Coleoptera und der übrigen aquatischen Tiergruppen mit Ausnahme der Chironomiden erfolgte mit einem engmaschigen Kescher, der durch den Bodenschlamm und vor allem durch den Bewuchs gezogen wurde. Die Konservierung erfolgte vor allem bei solchen Gruppen, deren Art differenzierung schwer erkenntlich ist. Eine bestandsschonende Aufsammlung ist vor allem in einem Gebiet zu fordern, das zumindest teilweise in ein Naturschutzgebiet überführt wurde. Eine derartige Besammlung muß jedoch in wissenschaftlich vertretbarem Rahmen bleiben, was häufig bei faunistischen oder ökologischen Untersuchungen nicht zutrifft.

Bedauerlicherweise sind faunistische Untersuchungen selbst so beliebter Insektengruppen wie die der Wasserkäfer bisher sehr selten, oder wurden bisher kaum publiziert. Die zahlreichen Sammler erwähnen meist nur besonders seltene Arten. Doch gerade das gesamte Arteninventar macht Vergleiche mit älteren oder zukünftigen Erhebungen möglich, die einen Einblick in die Dynamik dieses aquatischen Lebensraumes geben aber auch anthropogene Einflüsse anzeigen können.

III. Untersuchte Gewässer

Die oberbayerischen Osterseen (südl. 594 m NN, nördl. 584 m NN), die sich südlich an den Starnberger See anschließen, bilden eine Seenkette, die glazialen Ursprungs ist. Ursprünglich waren es Toteisseen in der durch Hohlformen charakterisierten Oberfläche, die von terrassenartigen Schotterkörpern der Grundmoräne des Starnberger Gletschers umgeben und eingengt wurden (FEHN 1968). Später haben Fließgewässer besonders aus dem Südwesten einzelne Seen gespeist, was zu einer Verbindung der zahlreichen stehenden Gewässer führte. Isolierte Restseen sind jedoch stellenweise bis heute erhalten ebenso wie die randlichen kleinen Senken der Drumlinkörper. Einen wesentlichen Beitrag zur Wasserführung liefern auch die Hang- und Seequellen, die vor allem dem Südtel der Großen Osterseen seinen besonderen Charakter verleihen. Die Seen des Gebietes, das etwa 10 km² groß ist, unterliegen alle einer langsam fort-

* Mit freundlicher Unterstützung des Landesamtes für Umweltschutz München und der Gemeinden Seeshaupt und Iffeldorf.

schreitenden Verlandung, in deren Verlauf sich unterschiedliche Sukzessionsstadien ausbilden. So findet man Niedermoore, Übergangsmoore, Bruchwälder und Hochmoore im Einzugsgebiet der Seen, je nach ihrer Abhängigkeit vom Grund- oder Niederschlagswasser, was wiederum durch die Höhe des aufstockenden Pflanzenwuchses beeinflusst wird. Ausgehend von der Topographie erscheint es sinnvoll, die Seenkette in zwei Abschnitte zu gliedern, von denen der eine die nördlichen Seen umfaßt (nördlich des Großen Ostersees). Hier ist die Verlandung weit fortgeschritten und die steil ansteigenden randlichen Terrassen sind vom Wasserkörper weit entfernt. Östlich an dieses Areal schließt sich eine sehr ausgedehnte Hochmoorfläche, das Weidfilz, an, das jedoch nicht direkt in diese Untersuchung einbezogen wurde. Die südlichen Seen mit dem Großen Ostersee und den sich im Südosten anschließenden zahlreichen kleineren Seen, die durch die Ortschaften Iffeldorf und Staltach stark beeinflusst sind, kennzeichnen die geringe Ausdehnung der Verlandungsflächen und Riedzonen, was auf die direkt angrenzenden steilen Hänge der Schotterstufen und die Tiefe der Gewässer zurückzuführen ist.

Im Verlauf von 25 Exkursionen in den Jahren 1980 und 1981 (bei den Chironomiden wurden auch schon 1979 einige Probeserien genommen, s. REISS 1984), die der Aufnahme der aquatischen Insekten im Gebiet dienten, wurden 15 verschiedene Lokalitäten festgesetzt und jeweils aufgesucht. Es ist verständlich, daß diese Areale, die sich teilweise noch in unterschiedliche Lebensraumtypen aufgliedern, nicht mit gleicher Intensität besammelt werden konnten. Die Fundortangaben beziehen sich bei den Libellen auf die Umgebung der bezeichneten Gewässer, bei Erwähnung der Larven und der übrigen aquatischen Tiergruppen auf diese selbst. Die Numerierung der Biotope wird bei der Erfassung der Insekten beibehalten, so daß es zu fehlenden Fundpunkten kommen kann, wenn hier die betreffende Tiergruppe nicht beobachtet werden konnte. Die zur Biotopcharakterisierung wesentliche aquatische Pflanzengesellschaft, die für Libellennährtiere eine wichtige Rolle spielt, und dadurch auch für die Predatoren, ist bei den Untersuchungen von MELZER (1976) verzeichnet, für die Kleingewässer liegen keine Angaben vor.

Die Osterseenkette gliedert sich in die südlichen Iffeldorfer Seen und die nördlichen Seeshaupter Seen. Die allgemeine Richtung der Entwässerung geht nach Norden, hin zum Starnberger See. Zu den Probestellen ist zu bemerken, daß in vielen Fällen größere Areale besammelt wurden und die Ziffer nur den Habitattyp angibt (Abb. 1).

Fundgewässer und Probestellen (Abb. 1):

1. Gartensee (SW)

Uferzone des Verlandungsbereiches; ausgedehnte Riedflächen, hier zahlreiche Schlenken mit stark saurem Wasser (LEHER 1958); Niedermoor mit Tendenz zum Übergangsmoor, Pflanzengesellschaften s. DEUTLER 1979

2. Ursee und abführender breiter Bach (O, SO)

Verlandungszone und anschließende kleine Streuwiesen; kleine von Vegetation bedeckte Gräben; Röhrichte und Großseggenriede, die nach Süden in das Ostersee-Filz übergehen; Hochmoor, das im Norden an kleine Bruchwaldbestände angrenzt (FEHN 1976)

3. Gröbensee (O, SO)

Verlandungszone mit ausgedehnten Röhrichten und Großseggenrieden; hier zahlreiche größere freie Wasserflächen mit Seerosen, die bei Hochwasser mit dem See in Verbindung stehen. Im Westen dichte Spirkenbestände am Rand des westlichen Weid-Filzes.

- Uferzone (freie Wasserfläche mit vereinzelt stehenden Riedhalmen, geringe Strömung)
- Kleinteiche (im Verlandungsabschnitt im Ried größere Wasserflächen mit Pflanzenwuchs – *Nymphaea*, *Myriophyllum*, *Utricularia* usw.). Die Kleinteiche werden teilweise von Quellen gespeist oder sind Limnokrenen (Quelltöpfe)

4. Lustsee (W, NW)

Tiefster, oligotropher See der nördlichen Seenkette, größte Sichtigkeit; durch Seequellen und westliche Hangquellen gespeist (ZORELL 1940/41, LEHER 1958, MELZER 1976); beste Wasserqualität, da vom Durchfluß, der von den südlichen Seen ausgeht, unabhängig. Im Westen nur ein schmaler Schilfstreifen mit einzelnen isolierten Tümpeln, die durch Quellaustritte im zum Hang hin ansteigenden Bruchwald gespeist werden. Im Norden ausgedehnte Riedflächen mit zahlreichen Schlenken (Niedermoor), nach Nordosten Übergang in ein kleines Spirkenfilz (s. 12) und eine Heidefläche, die auf einem trockenengefallenen Bütenkomplex aufstockt.

- Uferzone (Schilf, Mulmschichten als Seggentorfauflage, kaum Wasserpflanzen, randlich z. T. Braunmoose)
- Schlenken (im Nordteil von Seeufer entfernt im Niedermoor Schlenken mit dichter Schlammlage) Waldquelle (Quelltrichter im Bruchwald, randlich dichte Laubstreu)

5. Stechsee (W, SW, O)

Im Südwesten (a) mit großen Schilfbeständen und *Cladium*rieden; teilweise Buchten mit freien Kiesabschnitten, nach Westen anschließend ein Bruchwald. Im Süden starke Feinsedimentablagerungen (Niedermoor), hier einige Limnokrenen im *Cladium*-Bestand. Im Osten (b) ein kleiner von Fichten und Spirken eingeschlossener Moorbezirk mit Sphagnumbüten und Schlenken, die zum See hin in ein flaches Großseggenried übergehen, Ufer auch hier stark verschlammte.

- Ufer (ähnlich Lustsee, lichte Schilfbestände, Bodendeckung aus feinen Sedimenten)
- Ostufer (Moorbezirk mit ausgeprägten Weiherbüten und Schlenken, zum See hin Großseggenried)
- Südwesten (Ufer z. T. mit Kiesbänken, keine submerse Vegetation, am Rand Limnokrenen mit Laubstreu)

6. Großer Ostersee und angrenzende Gewässer (NW, SW, SO, W)

a. Uferzonen im Ostteil des großen Ostersees mit dichten Schilfbeständen, *Cladium* fehlt hier (MELZER 1976); angrenzend an die Uferbereiche Nadelwaldbestände oder Weideflächen. Am Ufer teilweise Schotter und Tonablagerungen.

b. Niedermoorbereich mit Limnokrenen und Hangquellen im Südwesten; *Cladium*ried mit großen Schlenken und flachen Kleinteichen, anschließend ein lichter schmaler Bruchwaldstreifen.

c. Alter Zuflußbereich aus dem Fohnsee mit dichtem Schilfbestand, verzweigtes Grabensystem, das durch sehr große Limnokrenen gespeist wird; nach Nordosten schließt sich ein Großseggenried an, das fortschreitend zum Hang des Hartausläufers abgedrängt wird.

d. Einflußbereich des Stichgrabens aus dem Fohnsee in den Großen Ostersee. Hier im Großen Ostersee im Anschluß an die groben Kiese auf Tonschlamm dichte Bestände von *Nuphar lutea* und eine Insel mit dichtem Binsenbestand.

e. Große Limnokrene mit starkem submersen Bewuchs bei der Lauterbacher Mühle.

7. Fohnsee (W)

Westufer mit vorspringender Landspitze; randlich dichtes Cladiumried mit Schilfbeständen, ständig überschwemmt; kleinere freie Wasserflächen mit Wasserschlauch und Fieber-Klee besetzt. An der Landzunge steile Uferänder, feines Sediment mit größeren Cladium- und Phragmitesinseln. Nach Norden dichtes Großseggenried, das meist überschwemmt ist. Die Beeinflussung durch den Badebetrieb wird durch das Einschwemmen der Sedimente in die Riedbereiche sichtbar.

Der Fohnsee wird durch die Abwassereinleitungen der sich im Süden anschließenden Gemeinde neben den folgenden Seen stark beeinflusst; der große Wasserkörper (Tiefe bis 23,7 m nach ZORELL 1940/41) verhinderte jedoch bisher eine zu starke Phosphatbelastung und Eutrophierung.

Staltacher Seen (8 – 10)

Hierbei handelt es sich um eine Seenkette, deren einzelne Glieder sicher unterschiedlichen Beeinflussungen besonders der Gemeinde Iffeldorf unterliegen. Vereinzelte Proben wurden hier aus dem Eishaussee, dem Herrensee und dem Fischkaltersee entnommen (Abb. 1).

8. Eishaussee (SW, O)

a. Zufluß zum Fohnsee, tiefer Graben mit dichtem Bestand von *Nuphar lutea*

b. Ostufer mit Schilfbestand, steile Uferböschung mit Laubgehölzen, die an einigen Stellen im Uferbereich zu dichten Laubstreuschichten führen (hier Absterben großer Muschelbestände). Der See selbst stark eutrophiert, im Sommer dichte Wasserblüte. Dieser See zeigte 1974/75 (MELZER 1976) die stärkste Abnahme der Sichttiefe, bedingt durch die große Zunahme der Trophiestufe.

9. Herrensee (W)

Westufer mit dichtem Phragmites-Bestand und vereinzelt *Cladium mariscus*. Kaum submerser Vegetation über den Seetonen; Ufer von Braunmoospolstern überwachsen. Randlich vereinzelt Gebüsche und sich anschließende Streuwiesen sowie landwirtschaftliche Nutzflächen.

Stark veralgarter Graben als blind endender Ausläufer des Bräuhausees zieht westlich des Herrensees in den nördlich angrenzenden Bruchwald; durch dichten Pflanzenwuchs stark eingegatterter Wasserkörper.

10. Fischkaltersee (SO)

Uferzone mit *Cladium mariscus*- und dichten *Phragmites*-Beständen; mächtige Faulschlammablagerungen; der südliche Teil durch die auf dem ansteigenden Terrassenabschnitt aufstockenden Nadelholzbestand stark beschattet, der Uferstreifen sehr schmal. Im See selbst werden vom Landesamt für Wasserwirtschaft Belüftungsmaßnahmen durchgeführt, die zum Abbau der Faulschlammsschichten und der negativen Sauerstoffbilanz beitragen sollen (Versuch).

11. Frechensee (S, SW)

Vom eigentlichen Osterseensystem durch einen Moränenzug isoliert. Muldenlage, meist steile Uferhänge mit Mischwald; Uferbank jedoch flach ausgelehnt und mit Schilf und Binsen bestanden. Offenbar ausgedehnte submerser Pflanzenbestände, nährstoffreich. Bei Bestandsaufnahme nur Chironomiden in Stichproben berücksichtigt.

12. Moorkolk, NW Gröbensee

Kleines Moorauge in einem sehr begrenzten Spirkenfilz nordwestlich des Gröbensees zwischen Lustsee und Gartensee. Hochmoor mit entsprechender Pflanzengesellschaft; in die freie Wasserfläche, die von nassen Schlenken umgeben ist, ragt *Sphagnum*-Schwingrasen (Vegetation entspricht den Angaben von LEHER 1958, Fundpunkt E, F). Am West- und Ostufer reicht der Latschenbestand bis unmittelbar an das freie Wasser; der ausgedehnte Schilfbestand der Seen reicht von Osten bis auf 30 m heran, von Süden bis auf 20 m. Die Beeinflussung dieses Hochmoores durch andere Elemente aus benachbarten Habitaten wird dadurch deutlich.

13. Brückensee (N, W)

Kleines Moor mit zentralem Teich, das durch randliche steile Hänge abgeschlossen ist. Verschiedene Moortypen sind hier ausgeprägt. Im Norden schließt sich ein kleiner Erlenbruch an, im Osten hochmoorige Vegetation, im Südwesten ausgeprägte Büten- und Schlenken (Weiberbüten). Im Nordwesten flaches Ried, das in die Cladiumbestände am Seeufer übergeht. Ufer steil abfallend und aus mächtigen Torflagen gebildet, nach NW schließen sich Sauergraswiesen und hangliegende Weiden an. Im Weiher selbst dichte Seerosenbestände, die im Torfboden wurzeln; am Rand überall ausgedehnte z. T. tiefe Schlenken, die auch bei Niedrigwasser feucht bleiben. Eine Verbindung zum Großen Ostersee wird durch einen stark verwachsenen Graben mit Durchstich gewährleistet, ein Abfluß war jedoch nicht zu beobachten.

a. Seeufer (Übergangsmoor bis Hochmoor, randlich anstehender Torf; als submerser Vegetation nur *Nymphaea*, am Ufer vereinzelt *Cladium*-Riedinseln; im Westen ausgeprägte Büten- und Schlenkenzone).

b. Schlenken (NW, flache Schlenken zwischen den Seggeninseln, Braunmoose, Bodenbesatz aus feinem Torfschlamm gebildet).

14. Lichtenbach, zwischen Ameisensee und Stechsee

Verbindungskanal unter der Lichtbrücke (Straße + Bahnlinie) mit groben Schottern; vor der Einmündung in den Stechsee mit randlichen dichten Schilf-

beständen und flutenden Wasserpflanzen; die Röhrichtkomplexe werden stets durchflossen. Eine Steinsperre verhindert das Abwandern der Fische aus dem Südtail der Seenkette. Breite des Fließgewässers 4-6 m. Wasserqualität entsprechend der vorgelagerten Seenkette, sonst kalkreich und oligotroph, wie alle nördlichen Seen.

15. Weid-Filz (W)

Dieses Hochmoor schließt südlich und südöstlich an das Osterseezil an; im Westen ausgedehnte Spirkenbestände, im Osten freie Hochmoorflächen, diese durch Stichgräben teilweise in eine flächendeckende Heide umgewandelt. Hier zahlreiche Torfstiche.

Dieses Areal wurde nur selten begangen; Nachweise von Libellen zeigen nur einen kleinen Ausschnitt des Sommeraspektes.

Die Fläche der Seen sowie deren größte Tiefe, mittlere Tiefe und Volumen sind der 'Morphometrischen Übersicht' von MELZER (1976) und ZORELL (1941) zu entnehmen. Da ausgesprochen profundale Arten, d. h. Bewohner der Tiefenzone von Seen, bei den hier behandelten Tiergruppen nicht auftreten, wurde auf Angaben bezogen auf die Morphologie der Seen verzichtet. Zum Nachweis der aquatischen Macroinvertebraten wurden nur die Uferzonen besammelt.

IV. Das Arteninventar

A. Odonata

Die Odonata, die faunistisch sicher mit zu den bestuntersuchten aquatischen Insektengruppen gehören, sind allein von ihrer geringen Artenfülle und

Tabelle 1

Nachgewiesene Libellenarten im Gebiet der Osterseen und ihre Verteilung auf die unterschiedlichen Gewässer. Zum Vergleich die Angaben von DEUTLER (Habitat 1 und 14)

● häufig bis sehr häufig; ○ vereinzelt bis regelmäßig (nicht häufig); • Einzelfunde, selten

Arten	Fundorte															Nachweis Deutler							
	1	2	3	4	5a	5b	6a	6b	6c	6d	6e	7	8a	8b	9	10	12	13	14	15	1	14	
<i>Calopteryx splendens</i> (Harris)	○	○	○						•	•										•		+	+
<i>Calopteryx virgo</i> (L.)										○										○			+
<i>Sympetma fusca</i> (Linden)	○	○	○																				+
<i>Sympetma paedisca</i> Brauer	•	•	•	•	•	○							•							○		+	+
<i>Lestes sponsa</i> (Hansemann)	○	•	•	•																	•		+
<i>Lestes viridis</i> (Linden)					○						○									•			+
<i>Platycnemis pennipes</i> (Pallas)	•	•	•	•	•			○							○					•		+	+
<i>Pyrrhosoma nymphula</i> (Sulzer)		○	○																			○	
<i>Erythromma najas</i> (Hansemann)																				○			
<i>Coenagrion hastulatum</i> (Charp.)																							
<i>Coenagrion puella</i> (L.)	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	○	○	•	•	•	•	+
<i>Coenagrion pulchellum</i> (Linden)		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	+
<i>Nehalennia speciosa</i> (Charp.)																				•			
<i>Enallagma cyathigerum</i> (Charp.)	○	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	+
<i>Ischnura elegans</i> (Linden)	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	+
<i>Brachytron pratense</i> (Müller)		L	L							L			L										
<i>Aeshna cyanea</i> (Müller)																							
<i>Aeshna grandis</i> (Müller)	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○							○	○	○	○	○	○	+
<i>Aeshna isosceles</i> (Müller)																				L			
<i>Aeshna juncea</i> (L.)	•	•	○				○	○								○	•	•	•	•	•	•	+
<i>Anax imperator</i> Leach																							
<i>Ophiogomphus serpentinus</i> (Charp.)																							
<i>Onychogomphus forcipatus</i> (L.)																					L		+
<i>Cordulia aenea</i> (L.)																				○			
<i>Somatochlora flavomaculata</i> (Linden)					L																		+
<i>Somatochlora metallica</i> (Linden)																							+
<i>Libellula depressa</i> L.	•	•																					
<i>Libellula fulva</i> Müller																							
<i>Libellula quadrimaculata</i> L.	•	○	•																				+
<i>Orthetrum brunneum</i> (Fonsc.)												L											
<i>Orthetrum coerulescens</i> (Fabricius)	•	•	•														○						+
<i>Sympetrum danae</i> (Sulzer)	○	○	•	•	•	•									•	○	○	○	○	•	•	•	+
<i>Sympetrum depressiusculum</i> (Selys)	•	•	•																				+
<i>Sympetrum flaveolum</i> (L.)																							
<i>Sympetrum fonscolombei</i> (Selys)																							+
<i>Sympetrum pedemontanum</i> (Allioni)					○															•	○		+
<i>Sympetrum sanguineum</i> (Müller)	○	•	•	•	•						○				○					○	•	○	+
<i>Sympetrum vulgatum</i> (L.)	○	•	•	•	•	○			○	○					○	○	○	○	○	○	○	○	+
<i>Leucorrhinia caudalis</i> (Charp.)					L																		

ihrer meist auffälligen Erscheinung her in Mitteleuropa zur Klassifizierung von Gewässern geeignet. Zahlreiche Arten können als Indikatoren herangezogen werden. Leider führt diese Zuordnung häufig zu der irrigen Meinung, man könne potentielle Arten einem nicht näher untersuchten Biotop zuordnen. Hierzu ist über die Autökologie und die Vernetzung der Arten im Ökosystem trotz der in der letzten Zeit zunehmenden Zahl an ökologischen Arbeiten zu wenig bekannt; die Ursachen einer Habitatbindung sind selbst bei dieser Gruppe ungeklärt. Der Nachweis der adulten fliegenden Libellen an einem Gewässer gibt vor allem bei den mobilen Anisoptera (Großlibellen) noch keinen Hinweis auf eine erfolgreiche Besiedlung des Gewässers durch die Larven. Zahlreiche Arten sind vagabundierend, was auf ein differenziertes Nahrungsspektrum zurückgeführt werden kann (Larve – Wasserinsektenlarven, Imago – terrestrische Insekten). Die Bestimmung der Larven, vor allem des ersten Stadiums, ist bis heute trotz der Arbeiten von FRANKE (1979), SCHMIDT (1936), SCHIEMENZ (1953) und GARDNER (1977) sehr schwierig. Die Imagines können demnach nur vage dem Wohngewässer zugeordnet werden, die Biotope werden daher meist großräumig klassifiziert.

Aus Oberbayern liegen vereinzelt neuere faunistische Untersuchungen vor. Besonders erwähnenswert ist die Erfassung der Libellenfauna der schwäbisch-bayerischen Hochebene von FREY (1951), an deren Gewässern der Autor 66 Arten nachgewiesen hat. Aus Nordtirol werden 56 Arten (ST. QUENTIN 1959), dem Murnauer Moos während eines Beobachtungsjahres 39 Arten (BURMEISTER 1982) und dem Chiemseegebiet 38 bzw. 43 Arten (LOHMANN 1967, CASPERS 1981) gemeldet. In der Untersuchung von DEUTLER (1979) werden unterschiedliche Lokalitäten im Einzugsgebiet des Starnberger Sees (Bernried-Seeshaupt) auf ihren Besatz an Libellen geprüft. Zwei der dort angegebenen Fundorte beziehen sich auf das Osterseegebiet und sind mit den hier vorliegenden Funddaten direkt vergleichbar. DEUTLER (1979) erwähnt aus diesem Areal 24 Libellenarten und versucht deren ökologische Vernetzung aufzuhellen.

An den Osterseen konnten insgesamt in den Jahren 1980 und 1981 während 21 Beobachtungstagen 39 Libellenarten nachgewiesen werden (Tab. 1). Diese Zahl, die der Untersuchung von BURMEISTER (1982) im Murnauer Moos entspricht, zeigt den Reichtum des Untersuchungsgebietes an unterschiedlichen Habitaten. Durch besondere Zusammensetzungen im Arteninventar und durch sehr auffällige Massenentwicklungen sonst allgemein seltener Libellen ist dieses Gebiet gekennzeichnet. Dies trifft auch auf andere aquatische Insektengruppen zu, die eine Reliktbesiedlung dieses Raumes anzeigen. Die Osterseenplatte als glazial geformte geomorphologische Erscheinung beherbergt eine Reihe von Arten, die boreomontan verbreitet sind. Hinzu kommen Zuwanderer aus dem Süden, die hier durch besonders klimatische Bedingungen ebenfalls überdauern können. So sind in dieser Seenplatte Reliktarten und einwandernde Arten nebeneinander anzutreffen (Abb. 2).

DEUTLER (1979) konnte am Gardasee 20 Libellenarten und am Lichtenbach 22 Arten nachweisen. In den Untersuchungsjahren 1980 und 1981 waren an diesen Lokalitäten 16 bzw. 15 Arten zu beobachten, was mit Sicherheit auf die geringe

Sammelintensität zurückzuführen ist. Auch machte die Vielzahl von Beobachtungs- und Fangarealen es unmöglich, alle Imaginalnachweise zu verzeichnen. Demgegenüber konnten jedoch auch einige Arten als Larven nachgewiesen werden (Abb. 2). Hier sind zu nennen *Brachytron pratense* (Müller) (kleine Mosaikjungfer), *Onychogomphus forcipatus* (L.) (kleine Zangenlibelle), *Aeshna isosceles* (Müller) (Keilflecklibelle), *Orthetrum brunneum* (Südlicher Blaupfeil) (Fonsc.), *Somatochlora flavomaculata* (Linden) (gefleckte Smaragdlibelle) und *Leucorrhinia caudalis* (Charp.) (Östliche Moosjungfer), deren Imaginalstadien in Einzelexemplaren an ganz anderen Lokalitäten gefunden werden konnten, bzw. diese nur von DEUTLER (1979) verzeichnet wurden. Aus den Sammlungsbeständen der Zoologischen Staatssammlung München liegen Individuen aus dem Gebiet von Seeshaupt vor, eine Angabe, die mit Sicherheit auch den Nordteil der Osterseenkette einschließt. Neben den Arten, die auch im Verlauf dieser Bestandsaufnahme nachgewiesen werden konnten, fand BILEK noch *Leucorrhinia rubicaunda* L. (leg. BILEK 1954) und *Gomphus vulgatissimus* L. (leg. BILEK 1948-62?).

Aus Tabelle 1 wird ersichtlich, daß *Ischnura elegans* (Linden), *Coenagrion puella* und *C. pulchellum* sowie *Aeshna grandis* (Müller), *Sympetrum danae* (Sulzer) und *Sympetrum vulgatum* (L.) zu den weit verbreitetsten Arten im Gebiet gehören. Erstaunlich selten sind die sonst ebenfalls häufigen Bewohner unserer Gewässer, wie *Lestes sponsa* (Hansemann), *Aeshna cyanea* (Müller) und *Libellula depressa* L. Einige der nachgewiesenen Arten verdienen besondere Beachtung (Abb. 2).

Calopteryx splendens (Harris) und *Calopteryx virgo* (L.)

Beide Arten gehören zu den auffälligsten Faunenelementen unserer Fließgewässer. Gegenüber den langsam fließenden Verbindungsgewässern der nördlichen Seenkette scheint *C. splendens* eine höhere Toleranz zu besitzen als *C. virgo*, was dem niedrigeren Sauerstoffbedarf dieser Art entspricht (ZÄHNER 1959, JURZITZA 1978). Auch im Einzugsgebiet des Großen Ostersees und am Lichtenbach, einem kleinen Fließwasserabschnitt, dominiert deutlich *C. splendens*. Larven dieser Art konnten ausschließlich hier und am Einlauf des Grabens vom Fohnsee in den Großen Ostersee nachgewiesen werden (6d). Deutlich war eine Abnahme der Populationsdichte 1981 gegenüber dem Vorjahr zu beobachten. Inwieweit dies auf einen zufälligen Massenwechsel oder auf eine Zunahme der anthropogen bedingten Belastung zurückzuführen ist, kann nicht abgeschätzt werden. War im Jahre 1980 an der begrenzten Schilfinsel am Einlauf ein Zahlenverhältnis von 20:6 (*C. splendens*: *C. virgo*) zu verzeichnen, so war dies 1981 nur noch 8:1 zur gleichen Jahreszeit und bei ähnlicher Wetterlage. Ähnliche Rückgangssphänomene zeigten in diesem Abschnitt die Malermuschel *Unio pictorum*, von der zahllose juvenile tote Individuen ausgespült wurden, sowie die Köcherfliege *Molanna* im Fohnsee am Ablauf.

Sympetma paedisca Brauer

Das Vorkommen dieser Kleinlibelle im Gebiet der Osterseen (Abb. 3) ist sicher als einmalig zu bezeichnen und kennzeichnet das Gebiet in besonderer Weise. Diese von PRETSCHER (1977) als stark gefährdet klassifizierte Art wird neben dem nördlichen

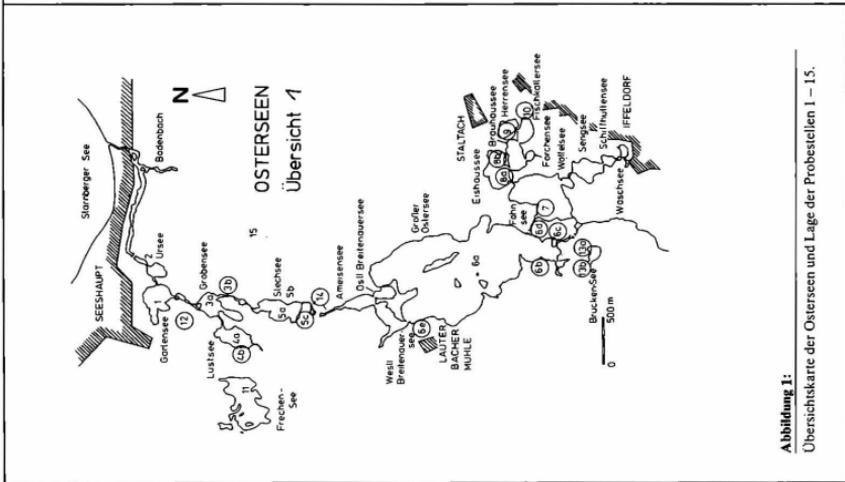


Abbildung 1:

Übersichtskarte der Osterseen und Lage der Probestellen 1 - 15.

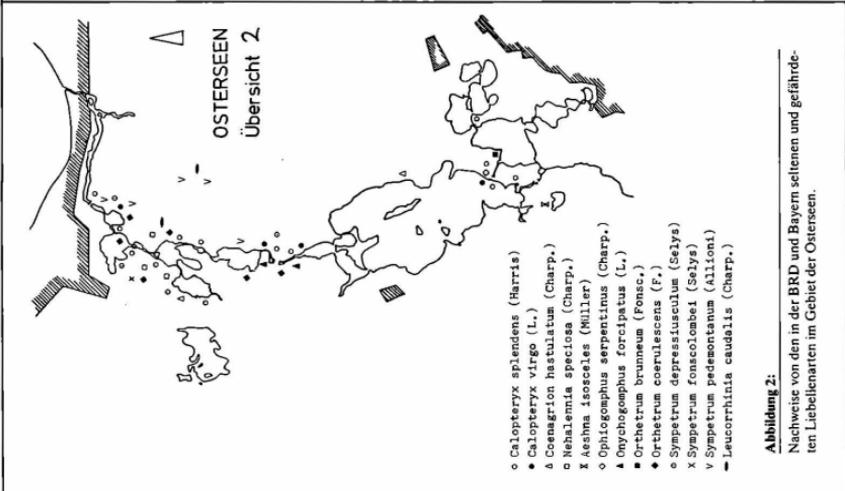


Abbildung 2:

Nachweise von den in der BRD und Bayern seltenen und gefährdeten Libellenarten im Gebiet der Osterseen.

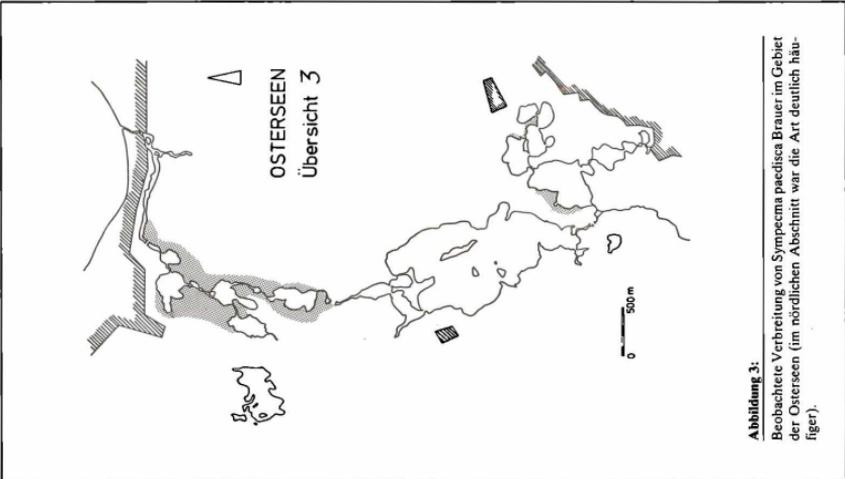


Abbildung 3:

Beobachtete Verbreitung von *Sympetma paedica* Brauer im Gebiet der Osterseen (im nördlichen Abschnitt war die Art deutlich häufiger).

Verbreitungsgebiet aus Bayern und Oberschwaben sowie Nordtirol (FREY 1951, BREHME 1974, ST. QUENTIN 1959) nur vereinzelt gemeldet. ST. QUENTIN (1960) weist ein relikartiges Auftreten in Mitteleuropa nach und JAKOB (1969) stellt fest, daß *S. paedisca* in Mitteleuropa ausgesprochen wärmelebend und die Verbreitung möglicherweise auf Gebiete relativ milder Wintertemperaturen beschränkt ist. Die überwinterten Imagines vertragen Temperaturen bis -17°C . Bereits DEUTLER weist auf einen mitteleuropäischen Verbreitungsschwerpunkt im Gebiet der Osterseen hin. Besonders häufig war diese Art im Einzugsgebiet der Moore und der *Cladium*-Riede zu beobachten. In den randlichen Schilfzonen der nördlichen Seenkette und vor allem auf der trockenengefallenen Heidefläche am Lustsee (4) konnten mehrere 100 Individuen beobachtet werden. Die verwandte Art *Sympecma fusca* (Linden) war demgegenüber nur vereinzelt oder selten anzutreffen. Larven konnten nur in den Schlenken und *Cladium* bewachsenen Uferzonen des Brückensees gefangen werden. Im Vergleich mit den Verbreitungangaben von SCHIEMENZ (1953) kann ein verwischter Glazialreliktharakter dieser Sibirischen Winterlibelle *S. paedisca* angenommen werden. Dies bestätigt die Herkunft und geringe Veränderung des Gebietes.

Nehalennia speciosa (Charp.)

Diese kleinste Libelle unserer Fauna wurde vielfach übersehen, so daß sie als selten klassifiziert wurde. Auch im Verlauf der Untersuchung konnten nur Einzelindividuen nachgewiesen werden. Die Bindung an *Equisetum*-Sümpfe und *Carex*-Schwingrasen läßt diese Art nur in Moorgebieten erwarten (BURMEISTER 1982). Prinz RASSO von BAYERN (mündl. Mitteilung) hat sie im Gebiet häufig beobachtet und meldet auch vom Bernrieder Filz eine beachtliche Population. Die Verbreitung und Ökologie von *Nehalennia speciosa* wurden erst durch die neueren Funde aufgeklärt (FREY 1951, LOHMANN 1967, DEUTLER 1979, CASPERS 1981, BURMEISTER 1982).

Brachytron pratense (Müller)

Während der Beobachtungszeit konnte nur ein Individuum dieser Art erbeutet werden. Demgegenüber waren Larven sehr zahlreich in den unterschiedlichen Gewässern zu finden (Tab. 1). Die Larven lassen sich dank der Darstellungen und Beschreibungen von FRANKE (1979) und SCHIEMENZ (1953) sowie SCHMIDT (1936) gut klassifizieren. Diese Großlibelle erscheint bereits im Mai und bevorzugt den Rand schilfbestandener größerer stehender Gewässer. Die Häufigkeit der Larven, die gegenüber der anderer Aeshniden Larven auffällig war, läßt eine große Population erwarten.

Aeshna isosceles (Müller)

Diese seltene Libelle wurde für Oberbayern erstmals 1949 von H. BILEK (München) am Stechsee im Gebiet der Osterseen nachgewiesen (FREY 1951). Diese Libelle gilt als stark gefährdet (PRETSCHER 1977). Im Untersuchungsgebiet konnte eine Larve in den Schlenken am Brückensee nachgewiesen werden. Über die ökologischen Ansprüche widersprechen sich die Angaben der Autoren, ebenso wie über ihre Fluggewohnheiten. Eine Habitatbindung an Moore erwähnt unter anderem SCHMIDT (1978). Funde aus dem Chiemseegebiet liegen nicht vor. Gemeldet wurde diese zur Invasionsfauna aus dem westlichen Mittelmeergebiet zählende Libelle (ST.

QUENTIN 1960, JAKOB 1969) in Bayern bei Regensburg, Kahl und Aschaffenburg (MAY 1933).

Ophiogomphus serpentinus (Charp.)

Diese eurosibirische Libelle ist nur im Osten häufig, sonst allgemein selten. Sie bevorzugt schnell fließende Gewässer; die Larven sind auf sandigem Grund anzutreffen. SCHIEMENZ (1953) erwähnt ein gegenüber den übrigen mitteleuropäischen Gomphidae erhöhtes Sauerstoffbedürfnis. Erstaunlich ist das Vorkommen am Zulauf zum Großen Ostersee (6d). Hier konnten zwei Individuen, von denen eins frisch geschlüpft war, beobachtet und gefangen werden. Dieser Zulauf ist weder rasch fließend noch sauerstoffreich und entspricht in keiner Weise einem Mittelgebirgsbach, doch ist er deutlich in seiner »Qualität« vom Fohnsee abgesetzt (wie auch der Große Ostersee). Welche Bedingungen zur erfolgreichen Besiedlung dieses Gewässers durch die in Bayern stark gefährdete (Rote Liste) und in der Bundesrepublik Deutschland vom Aussterben bedrohte Libelle hier gegeben sind, ist nicht abzuschätzen. *Ophiogomphus serpentinus* wird von FREY (1951) ebenfalls für das Osterseegebiet erwähnt; Angaben fehlen jedoch bei jüngeren Aufsammlungen (LOHMANN 1967, DEUTLER 1979, CASPERS 1981).

Onychogomphus forcipatus (L.)

Diese ebenfalls an klare fließende Gewässer mit sandigem Grund gebundene Libelle gilt als stark gefährdet. Der Rückgang, der in Bayern noch die geringsten Ausmaße hat, kann auf die Gewässerverschmutzung und die Verbauungen der Gewässer zurückgeführt werden. DEUTLER (1979) konnte am Lichtenbach (14) einige Individuen beobachten, und im Verlauf dieser Erhebung waren in diesem Abschnitt einige Larven auf dem kiesigen und auch feinschlammigen Untergrund nachzuweisen. Bei fortschreitender Belastung der Gewässer der südlichen Seenplatte, die alle durch den Lichtenbach in die nördliche Seenkette entwässern, die der Gr. Ostersee als biologischer Filter absichert, ist ein starker Rückgang bzw. das Verschwinden der hier lebenden Benthosorganismen zu befürchten, wie dies CASPERS (1979) bereits im Chiemseegebiet beobachten konnte.

Cordulia aenea (L.) und *Somatochlora*-Arten

Cordulia aenea, die von SCHIEMENZ (1953) und ST. QUENTIN (1959) als eurytop, von SCHMIDT (1963) als tyrophophil bezeichnet wird, konnte vor allem an Hochmoorbiotopen besonders am Brückensee und der benachbarten Schilfzone des Großen Ostersees beobachtet werden. Dies entspricht den Funden von BURMEISTER (1982) im Murnauer Moos. DEUTLER erwähnt diese Art weder für das Osterseegebiet noch für das Hochmoor Bernrieder Filz, weist aber auf die leichte Verwechslung mit *Somatochlora metallica*. Eine solche ist bei diesen Angaben nicht auszuschließen, so daß jedes beobachtete Individuum zum Nachweis gefangen werden mußte. Nicht derartig bestimmte Tiere werden nicht aufgeführt. Das Fehlen von *S. metallica* in den Jahren 1980 und 1981 ist auffällig, könnte jedoch auf einem Massenwechsel beruhen, da auch *Somatochlora flavomaculata* zwar als Larve, jedoch nur zwei Imagines in dieser Zeit gefangen wurden, obwohl DEUTLER (1979) an beiden Fundpunkten (1, 14) zahlreiche Individuen beobachten konnte. Im Gegensatz zu den beiden anderen Arten beobachtete man *S. flavoma-*

culata über den Verdlandbereichen und in Waldnähe jedoch fast nie über der Wasserfläche.

Libellula fulva (Müller)

Diese Großlibelle gilt in Deutschland als selten, nur lokal sind mehrere Funde bekannt. FREY (1951) gibt verstreute Funde an, erwähnt aber ausdrücklich das Osterseegebiet. Ein einziges Exemplar konnte an der Südostspitze des Großen Ostersees nachgewiesen werden. DEUTLER (1979) verzeichnet ebenso wie LOHMANN (1967) und CASPERS (1981) keine neueren Funde aus dem Gebiet.

Orthetrum brunneum (Fonsc.)

Von dieser sehr seltenen Art konnte nur eine Larve im Cladium-Ried des Fohnsees (7) nachgewiesen werden. SCHIEMENZ (1953) erwähnt als Habitate besonders feuchte Wiesen in Gebirgsgegenden, schließt jedoch Torfgewässer aus. ST. QUENTIN (1959), FREY (1951) und CASPERS (1981) führen Funde aus dem Alpenraum und dem Alpenvorland auf. Über die Entwicklung ist bisher nur wenig bekannt.

Orthetrum coerulescens (Fabricius)

Der Kleine Blaupfeil bevorzugt Moorgräben, Torfgewässer und Gräben mit schwach fließendem Wasser (SCHMIDT 1929, SCHIEMENZ 1953). FREY (1951) meldet zahlreiche Funde in Oberbayern, DEUTLER (1979) erwähnt Funde dieser stark bedrohten Art vom Lichtenbach. Während dieser Erhebung konnte diese Art im Bereich der nördlichen Seenkette selten aber beständig beobachtet werden. Häufiger waren die Tiere im Uferbereich des nördlichen isolierten Hochmoorteiches und den sich anschließenden Schilf- und Spirkenbeständen. Nachweise der sonst häufigeren Libelle *Orthetrum cancellatum* (L.) fehlen im Gebiet der Osterseen.

Sympetrum depressiusculum (Selys)

Diese ebenfalls stark gefährdete Heidelibelle (PRETSCHER 1977) konnte DEUTLER (1979) im Gebiet überall zahlreich beobachten. Die hier durchgeführte, sich zwei Jahre später anschließende Beobachtungszeit erbrachte nur vereinzelte Nachweise im Bereich der nördlichen Seen (Tab. 1). FREY (1951) meldet diese Art noch als häufig besonders im Einzugsgebiet des Starnberger Sees und der Osterseen. Durch die Bindung an Schwinggras und feuchte Sumpfwiesen ist diese Art durch Entwässerungsmaßnahmen besonders bedroht (PRETSCHER 1977).

Sympetrum fonscolombeii (Selys)

DEUTLER (1979) konnte ein Individuum am Gartensee beobachten. Im Zeitraum dieser Untersuchung konnte diese aus Südeuropa einwandernde Art, deren Vermehrung in unserem Raum nicht gesichert ist, nicht nachgewiesen werden. Die Fluggewandtheit dieser Heidelibelle des Spätsommeraspektes macht einen gesicherten Nachweis meist unmöglich.

Sympetrum flaveolum (L.)

Ein Individuum dieser Art konnte am Brückensee gefangen werden. LOHMANN (1967) und CASPERS (1981) konnten diese Art regelmäßig im Bereich des Chiemsees nachweisen, doch war diese Libelle nicht häufig. FREY (1951) erwähnt die lokale Häufigkeit und stellenweise Dominanz und führt zahlreiche oberbayerische Fundorte auf. Allgemein besiedelt diese Art stehende Gewässer, Imagines werden nur sehr selten über der Wasserfläche beobachtet.

Leucorrhinia caudalis (Charp.)

Als typische Bewohner der Mooregebiete konnte im Bereich der Osterseen nur diese Art unter den *Leucorrhinia*-Arten im Weid-Filz gefunden werden. Hinzu kommt der Nachweis einer Larve, die durch charakteristische Dorsaldornen ausgezeichnet ist (FRANKE 1979), in einer großen Schlenke am Gröbensee (3). Die mächtige Torfauflage des Bodens bestätigt die Bindung dieser Arten an Torfgewässer. Möglicherweise ebenfalls Vertreter dieser Art konnten vereinzelt auf den Seerosenblättern ruhend an den nördlichen Seen beobachtet werden. Eine Art-diagnose war jedoch in solchen Fällen nicht möglich. Als Bewohner der zurückgehenden Moore ist auch diese Art wie die Vertreter dieser Gattung überhaupt in ihrem Bestand stark gefährdet. Nachweise verzeichnen FREY (1951), im Gegensatz zu DEUTLER (1979), auch im Osterseegebiet sowie LOHMANN (1967) und CASPERS (1981) im Chiemgau.

Neben den verzeichneten Nachweisen der Imaginalstadien (Tab. 1) und der besonders erwähnten Larven, konnten Larvenstadien und Imagines noch von zahlreichen weiteren Fundlokalitäten gemeldet werden. So wurden noch Larven folgender Arten verzeichnet: *Lestes viridis*, *Platycnemis pennipes*, *Enallagma cyathigerum*, *Coenagrion puella* und *C. pulchellum*, die artlich nicht getrennt werden können, *Pyrrhosoma nymphula*, *Coenagrion hastulatum*, *Ischnura elegans*, *Aeshna cyanea*, *Aeshna grandis*, *Aeshna* sp., *Libellula* sp., *Sympetrum danae* und *Sympetrum vulgatum* sowie nicht näher bestimmbar *Sympetrum*-Larven.

Fließwasserarten

Im Untersuchungsgebiet der Osterseen wurden zwei Fließgewässer in die Beobachtung mit einbezogen (6d, 14). Hier konnten folgende Fließwasserbewohner nachgewiesen werden.

Calopteryx splendens (Harris)

Calopteryx virgo (L.)

Ophiogomphus serpentinus (Charp.)

Onychogomphus forcipatus (L.)

Alle vier Arten sind auf der Roten Liste der gefährdeten Tierarten (PRETSCHER 1977) verzeichnet. Ihr Bestand ist durch Gewässerverschmutzung, Uferverbauung und bei den *Calopteryx*-Arten durch Vegetationszerstörung stark gefährdet.

Moorliebende Arten

Ausgedehnte Teile des Untersuchungsgebietes sind durch ihren Moorcharakter gekennzeichnet. So treten Nieder-, Übergangs- und Hochmoorareale auf, in denen tyrphophile Libellen nachgewiesen werden konnten. Ausgesprochen tyrphobionte Arten konnten nicht beobachtet werden. Auch *Leucorrhinia caudalis* besiedelt neben Mooren auch Tümpel und Seen.

Aeshna juncea (L.)

Cordulia aenea (L.)

Somatochlora metallica (Linden)

Somatochlora flavomaculata (Linden)

Orthetrum coerulescens (Fabricius)

Orthetrum brunneum (Fonsc.)

Sympetrum danae (Sulzer)

Sympetrum depressiusculum (Selys)

Sympetrum pedemontanum (Allioni)

Sympetrum vulgatum (L.)

Libellula quadrimaculata L.

Leucorrhinia caudalis (Charp.)

Lestes sponsa (Hansemann)
Nehalennia speciosa (Charp.)
Enallagma cyathigerum (Charp.)
Coenagrion hastulatum (Charp.)
Pyrrhosoma nymphula (Sulzer)
Aeshna grandis (Müller)

Von diesen 18 Arten sind 8 ebenfalls auf der Roten Liste von PRETSCHER verzeichnet. Zu den tyrphophilen Arten ist möglicherweise aufgrund dieser Erhebung durch ihr Auftreten im Moorbereich und ihre Häufigkeit noch *Sympetma paedisca* Brauer zu zählen, da die Tiere hier offensichtlich ein Optimum im Gegensatz zu dem bisher bekannten Vorkommen besitzen. Auch diese Art zählt zu den stark gefährdeten Arten (s. o.). PRETSCHER (1977) gibt als Lebensräume Tümpel, Weiher und Teiche an (Abb. 3).

B. Aquatische Coleoptera

Im Verlauf der faunistischen Erfassung eines Teils der aquatischen Insekten im Gebiet der Osterseen konnten auch die Wasserkäfer mit besammelt werden. Als günstigste Jahreszeit zum Fang von Wasserkäfern erwies sich das Frühjahr und der Frühsommer, was jedoch auf lokale Einflüsse und besondere Witterungsbedingungen zurückzuführen ist. So war im Jahr 1981 der Mai besonders trocken, so daß sich in den verbleibenden kleinen Wasserlöchern zahlreiche flugfähige Käfer sammelten. Natürlich besiedeln zahlreiche Arten auch die großen stehenden oder langsam fließenden Gewässer im Gebiet, doch sind hier Nachweise nur schwer zu führen, da nur ein kleiner Teil des Litoralstreifens beobachtet und untersucht werden kann. Aus den Funden der Imagines lassen sich keine Rückschlüsse auf das Habitat der Larven herleiten.

Insgesamt konnten im zweijährigen Beobachtungszeitraum 81 aquatische Käferarten nachgewiesen werden (Tab. 2). Die Verteilung der Arten zeigt Tabelle 2. Unter diesen Arten sind neben zahlreichen allgemein verbreiteten Arten, die keine speziellen Habitatanforderungen zu stellen scheinen, auch solche, die selten sind oder bisher nur vereinzelt gefunden wurden. Besonders hervorzuheben ist die Diversität in den Kleingewässern der Moorareale, die, wie bereits erwähnt, als Rückzugsgebiete fungieren. So konnten in einer Schlenke am Nordwestufer des Lustsees bei Niedrigwasser (Wasseroberfläche max. 1 m²) folgende Artenzusammensetzung gefunden werden. 7.4.81 – *Laccophilus variegatus* 2 Ind., *Bidessus unistriatus* 8 Ind., *B. grossepunctatus* 6 Ind., *Porhydrus lineatus* 2 Ind., *Hydroporus erythrocephalus* 32 Ind., *Hydroporus memnonius* 3 Ind., *Hydroporus palustris* 6 Ind., *H. obscurus* 3 Ind., *H. tristis* 2 Ind., *H. umbrosus* 2 Ind., *H. striola* 1 Ind., *Agabus affinis* 3 Ind., *Copelatus haemorrhoidalis* 3 Ind., *Hydaticus seminiger* 9 Ind., *Noterus crassicornis* 1 Ind., *Helophorus aquaticus* 2 Ind., *Helochares griseus* 12 Ind., *Enochrus affinis* 25 Ind., *E. ochropterus* 1 Ind., *E. coarctatus* 1 Ind., *Laccobius biguttatus* 6 Ind., *Hydrobius fuscipes* 4 Ind., *Dryops auriculatus* 1 Ind. Am 31. 5. 1981 konnte in einer annähernd gleich großen Schlenke am Brückensee (13b) eine ähnliche Artenzusammensetzung und quantitative Verteilung festgestellt werden. Es traten hier ubiquitärere Arten hinzu, was möglicherweise auf die Beeinflussung durch angrenzende Habitate zurückzuführen ist: *Hydrobius inaequalis* 12 Ind., *Coelambus impressopunctatus* 1 Ind., *Anacaena limbata* 15 Ind. Zusätzlich wa-

ren seltenere Wasserkäfer nachzuweisen, wie *Graptodytes granularis* 2 Ind., *Laccobius alutaceus* 1 Ind., *Ilybius obscurus* 3 Ind., *Hygrotus decoratus* 1 Ind., *Hydroporus rufifrons* 6 Ind. Häufigere Arten wie *Guignotus pusillus* (5 Ind.) und *Graptodytes pictus* (6 Ind.), die als Bewohner lehmiger und pflanzenarmer Gewässer gelten können, waren auch hier zu finden. Sie gehören vermutlich zur Litoralfauna der großen stehenden Gewässer, die randlich lehmige Substrate besitzen, etwa wie der Große Ostersee.

In den Quellen, die im gesamten Einzugsbereich der Osterseen einen bedeutsamen Gewässertyp repräsentieren (Abb. 1), konnten *Agabus paludosus* häufig (4b), *Agabus melanarius* (4b), *Hydroporus palustris* (4b, 6c), *Hydraena bohemica* (6b, 6c) *Laccobius bipunctatus* (6b), *Halipilus obliquus* (4b), *Hydroporus striola* (4b), *Limnebius nitidus* (4b) nachgewiesen werden. Larven von Dytisciden und Hydrophiliden waren in den Quellen selbst nicht zu finden, dagegen besiedelten einzelne *Agabus*- und *Hydroporus*-Larven die mit Laubstreuen bedeckten Randzonen der Quelltrichter. Hier waren auch vor allem Plecopteren-Larven nachzuweisen.

Die wenigen charakteristischen Fließgewässer werden von Faunenelementen besiedelt, die häufig auch in der Brandungszone größerer stehender Gewässer beobachtet werden. Ebenso sind zahlreiche der in den Quellen gefundenen Arten, von denen hier Larvalfunde fehlen, Bewohner der fließenden sauerstoffreichen und kalten Gewässer. Im Einzugsgebiet der Osterseen konnten *Halipilus fluvialis*, *Orectochilus villosus*, *Oreodytes rivalis* mit Larven (14), *Platambus maculatus*, einige *Limnius*-Larven, deren Artzugehörigkeit nicht genau zu ermitteln ist, und *Elmis maugetii* nachgewiesen werden.

Von den bei HEBAUER (1974) aufgeführten tyrphobionten im Moor lebenden Arten konnten im Untersuchungsgebiet der Osterseen *Hydroporus obscurus*, und *Agabus affinis* nachgewiesen werden. Als tyrphophil sind die Wasserkäferarten *Bidessus unipunctatus*, *B. grossepunctatus*, *Hygrotus decoratus*, *Hydroporus tristis*, *H. umbrosus*, *H. incognitus*, *H. angustatus*, *H. erythrocephalus*, *H. rufifrons*, *Graptodytes granularis*, *Ilybius aeneus*, *Enochrus affinis*, *E. ochropterus* und *E. quadripunctatus* anzusprechen. Eine derartige Klassifizierung beruht jedoch weitgehend auf Erkenntnissen aus der lokalen Fauna, in anderen Gebieten bes. in Norddeutschland können ganz andere Habitatpräferenzen vorliegen. In Moorarealen des Osterseengebietes konnten auch noch zahlreiche andere Arten beobachtet werden (Abb. 1, Probestellen: 3b, 4b, 5b, 6b, 7, 8a, 13a, 13b, 12), die jedoch nur sehr bedingt als moorliebende Arten angesprochen werden können. Das gesamte Gebiet ist durch Gewässer gekennzeichnet, die stark verlanden und dadurch Niedermoores ausbilden. Nieder- und Übergangsmoores werden auch von einer reichhaltigen Fauna besiedelt, deren Optimum vermutlich in stehenden pflanzenreichen Gewässern zu suchen ist. Da an den Probestellen der Moorcharakter vorherrscht, waren auch solche Arten hier anzutreffen, die möglicherweise im Gebiet gleich verteilt sind, da entsprechend günstige Lebensräume nicht zur Verfügung stehen. So fanden sich in den Moorgewässern, sieht man von dem einen ungestörten Hochmoorteach ab (12), *Copelatus haemorrhoidalis*, *Hydroporus memnonius*, *Hydaticus seminiger*, *Acilius sulcatus* und *Hydraena bohemica*. Der Biotop der randlichen *Sphagnumpolster* am Hochmoorgewässer (12) wurde

Tabelle 2

Nachgewiesene aquatische Coleopterenarten im Gebiet der Osterseen und ihre Verteilung auf die unterschiedlichen Gewässer.

● häufig bis sehr häufig; ○ vereinzelt bis regelmäßig (nicht häufig); * Einzelfunde, selten

Arten	Fundgewässer																				
	2	3a	3b	4a	4b	5b	5c	6b	6c	6d	6e	7	8a	8b	9	10	12	13a	13b	14	
Haliplidae																					
<i>Haliplus fluviatilis</i> Aubé																					
<i>Haliplus heydeni</i> Wehncke																					
<i>Haliplus lineatocollis</i> Marsh.																					
<i>Haliplus obliquus</i> F.																					
<i>Haliplus ruficollis</i> Deg.																					
Gyrinidae																					
<i>Gyrinus distinctus</i> Aubé																					
<i>Gyrinus suffriani</i> Scriba																					
<i>Gyrinus paykulli</i> Ochs																					
<i>Gyrinus substriatus</i> Steph.																					
<i>Orectochilus villosus</i> Müller																					
Noteridae																					
<i>Noterus clavicornis</i> Deg.																					
<i>Noterus crassicornis</i> Müll.																					
Dytiscidae																					
<i>Laccophilus minutus</i> (L.)																					
<i>Laccophilus variegatus</i> (Germ.)																					
<i>Hyphydrus ovatus</i> (L.)																					
<i>Bidessus grossepunctatus</i> Vorbr.																					
<i>Bidessus unistriatus</i> (Schrank)																					
<i>Guignotis pusillus</i> (F.)																					
<i>Coelambus impressopunctatus</i> (Schall.)																					
<i>Hygrotus decoratus</i> (Gyll.)																					
<i>Hygrotus inaequalis</i> (F.)																					
<i>Hydroporus angustatus</i> Sturm																					
<i>Hydroporus elongatulus</i> Sturm																					
<i>Hydroporus erythrocephalus</i> (L.)																					
<i>Hydroporus incognitus</i> Sharp																					
<i>Hydroporus memnonius</i> Nicol.																					
<i>Hydroporus nigita</i> (F.)																					
<i>Hydroporus obscurus</i> Sturm																					
<i>Hydroporus palustris</i> L.																					
<i>Hydroporus planus</i> (F.)																					
<i>Hydroporus rufifrons</i> (Duft.)																					
<i>Hydroporus striola</i> (Gyll.)																					
<i>Hydroporus tristis</i> (Payk.)																					
<i>Hydroporus umbrosus</i> (Gyll.)																					
<i>Graptodytes granularis</i> (L.)																					
<i>Graptodytes pictus</i> (F.)																					
<i>Scarodytes halensis</i> (F.)																					
<i>Oreodytes rivalis</i> (Gyll.)																					
<i>Porhydrus lineatus</i> (F.)																					
<i>Copelatus haemorrhoidalis</i> (F.)																					
<i>Platambus maculatus</i> (L.)																					
<i>Agabus affinis</i> (Payk.)																					
<i>Agabus bipustulatus</i> (L.)																					
<i>Agabus congener</i> (Payk.)																					
<i>Agabus melanarius</i> (Aubé)																					
<i>Agabus paludosus</i> (F.)																					
<i>Agabus sturmi</i> (Gyll.)																					
<i>Ilybius aeneascens</i> Thoms.																					
<i>Ilybius ater</i> (Deg.)																					
<i>Ilybius fuliginosus</i> (F.)																					
<i>Ilybius obscurus</i> Marsh.																					
<i>Nartus grapei</i> (Gyll.)																					
<i>Rhantus pulverosus</i> (Steph.)																					
<i>Colymbetes fuscus</i> (L.)																					
<i>Hydaticus seminiger</i> (Deg.)																					
<i>Graphoderes spec.</i> (larvae)																					
<i>Dytiscus marginalis</i> L.																					
<i>Dytiscus spec.</i> (larvae)																					
<i>Acilius sulcatus</i> (L.)																					

Arten	Fundgewässer																				
	2	3a	3b	4a	4b	5b	5c	6b	6c	6d	6e	7	6a	8b	9	10	12	13a	13b	14	
Hydraenidae																					
<i>Hydraena bohemica</i> Hrbáček						o	.	.	o	.											
Helophoridae																					
<i>Helophorus aquaticus</i> L.					.				o						.						
<i>Helophorus brevipalpis</i> Bedel									o			o								.	
<i>Helophorus griseus</i> Herbst															.						
<i>Helophorus minutus</i> F.											.										
Limnebiidae																					
<i>Limnebius nitidus</i> Marsh.					.																
Hydrophilidae																					
<i>Hydrobius fuscipes</i> L.						o			o	.											o
<i>Anacaena globulus</i> Payk.						.															
<i>Anacaena limbata</i> F.					o	.	.	o		.	.	o
<i>Laccobius biguttatus</i> Gerh.					o	o	o	.									
<i>Laccobius bipunctatus</i> (F.)					o			.									
<i>Laccobius minutus</i> (L.)													
<i>Helochares griseus</i> F.													
<i>Enochrus affinis</i> Thunbg.									o	.	.	.	o
<i>Enochrus coarctatus</i> Gredl.					o	.	.	.	o
<i>Enochrus ochropterus</i> Marsh.				
<i>Enochrus quadripunctatus</i> Herbst				
<i>Enochrus testaceus</i> F.				
<i>Hydrophilus caraboides</i> L.				
<i>Hydrous piceus</i> L. (?)							?
Dryopidae																					
<i>Dryops auriculatus</i> (Geoffr.)					.	.															
Elminthidae																					
<i>Elmis maugetii</i> Latr.																					.
<i>Limnius spec.</i> (larvae)																					.

von 17 Arten besiedelt, unter denen *Enochrus affinis* die größte Dichte besitzt. Das kleine Moor hat vermutlich eine zu geringe Ausdehnung, so daß eine starke Invasionsfauna hier eingreift. Die Torfgewässer des Weid-Filzes beinhalten sicher eine ausgeprägtere Moorgesellschaft, doch wurden sie nicht mit in diese Untersuchung einbezogen (Abb. 1, Nr. 15).

Die im Verlauf der Untersuchung erstellte Artenliste von 81 Arten ist mit Sicherheit nicht vollständig, bedenkt man vor allem die Dytiscidae und Hydrophiloidea. Ebenso wurden die Helodidae und Cyphoniidae nicht berücksichtigt, deren Larven sehr häufig auch in den Moorschlenken zu finden waren. Doch schon jetzt zeigen sich bereits interessante Arten, die in Oberbayern bisher nur sehr selten gefunden wurden.

Haliphus obiquus Fabricius 1787

HOCH u. FREUDE (1971) erwähnen zwar, daß diese Art häufig ist, Funde in Bayern sind dagegen nur vereinzelt gemeldet worden. HORION (1941) bemerkt, daß diese Art nur lokal auftritt und selten ist, was auch für den Süddeutschen Raum zutrifft. Ein Individuum konnte am oberirdischen Abfluß (Hochwasser) des Quelltrichters der Limnokrene im Bruchwald westlich des Lustsees nachgewiesen werden.

Gyrinidae

Besonders auffällig war die Vielfalt der Arten bei dieser oberflächenbewohnenden Wasserkäfergruppe, obwohl nur wenige Individuen nachgewiesen

werden konnten. Nur *Gyrinus suffriani* war am Fohnsee häufig in den Riedzonen zu finden. Er gilt als Schilftier (HOCH u. FREUDE 1971) und ist in der Regel nicht häufig. BURMEISTER (1982) konnte diese Art auch im Murnauer Moos nachweisen. Der sonst sehr häufige *Gyrinus substriatus* war nur vereinzelt zu beobachten. *Gyrinus paykulli* kann wie *G. suffriani* als seltener Bewohner dichter Schilfbestände angesehen werden. Beide Arten waren miteinander vergesellschaftet. Im Areal des Einlaufs vom Fohnsee in den Großen Ostersee (6d konnte regelmäßig *Orectochilus villosus* als Fließwasserbewohner nachgewiesen werden. Ebenfalls in diesem Abschnitt fand sich an einem Fundtag *Gyrinus distinctus* häufiger, der ebenfalls von HOCH u. FREUDE (1971) als Schilftier angesprochen wird. Funde von *G. distinctus* fehlen bei HORION (1941) in Bayern ebenso wie von *G. paykulli* aus Südbayern. Hierbei stützt sich HORION auf die alten Angaben von IHSSSEN (1934, 1937). *G. distinctus* ist aus dem Allgäu bekannt, *G. paykulli* aus Franken. Die im Gebiet der Osterseen gemachten Funde dieser Art sind vermutlich die bisher einzigen im oberbayerischen Großraum.

Noteridae

Im Gegensatz zu den Angaben von SCHAEFLEIN (1971), daß *Noterus clavicornis* deutlich häufiger sei als *N. crassicornis*, konnte im Untersuchungsgebiet wie auch im Murnauer Moos (Burmeister 1982) festgestellt werden, daß letztere Art weiter verbreitet ist. Möglicherweise ist dies auf den sauren Charakter der Gewässer zurückzuführen. Auch HEBAUER (1973)

fund im Alburger Moos ausschließlich *Noterus crassicornis* in großer Anzahl. Regelmäßig aber nicht derartig häufig war diese Art in der Verlandungszone des Fohnsees und in den Moorgewässern mit teilweisem Hochmoorcharakter (Tab. 2).

Laccophilus variegatus (GERMAR 1812)

Laccophilus variegatus gilt als Bewohner konkurrenzarmer Lebensräume und ist vor allem in Moorgebieten anzutreffen (SCHAEFLEIN 1971, KOCH 1968, BURMEISTER 1982). HEBAUER (1976) ordnet diese Art in die Reihe der salzliebenden (halophile) Arten ein, was sie in ihrem Verbreitungsmuster jedoch zu stark einschränkt und besonders der Salzarmut in Moorgewässern widerspricht. HORION (1941) erwähnt nur wenige Funde in Bayern, obwohl die Art in den Mooren der Voralpen sicher regelmäßig zu finden ist. FREUDE hat in einer handschriftlichen Eintragung bei HORION vermerkt: »sehr selten«. Neuer Fund: Iffeldorf (Osterseen).

Bidessus unistriatus (Schrank 1781) und *Bidessus grossepunctatus* (Vorbringer 1907)

Beide Arten, von denen *B. grossepunctatus* als die seltenere gilt, konnten ausschließlich in den Schlenken der Moorareale am Brückensee und nördlich des Lustsees nachgewiesen werden. Die Häufigkeitsverteilung *B. unistriatus*/*B. grossepunct.* betrug etwa 5/4. Beide Arten sind nur in Mooren zu finden, wobei ein Rückgang von *B. unistriatus* beobachtet werden kann. Funde aus Bayern erwähnen HORION (1941) und BURMEISTER (1982).

Hygrotus decoratus (Gyllenhal 1810)

war vergesellschaftet mit den beiden *Bidessus*-Arten auch vereinzelt in den Schlenken am Brückensee zu finden. Die drei Arten ähneln sich in Färbung und Größe sehr stark. Häufiger war *H. decoratus* dagegen im See selbst an den aus anstehendem Torf gebildeten Uferwänden zu beobachten. Diese boreale Art gilt allgemein als selten, wird jedoch sicher häufig übersehen und ist im Voralpengebiet in Mooren sicher weit verbreitet. In der Aufstellung von HEBAUER (1973) fehlen jedoch Nachweise dieser kleinen Arten.

Hydroporus elongatulus STURM 1835

Diese nord- und mitteleuropäische Art gilt in Süddeutschland als selten oder sogar als sehr selten (HORION 1941, SCHAEFLEIN 1971). Eine Häufung in Moorhabitaten scheint gerade in diesem Gebiet aufzutreten (SCHAEFLEIN 1971). BURMEISTER 1982 fand die Art auch im Murnauer Moos. Im Einzugsgebiet des Großen Ostersees fand sich je ein Individuum zu verschiedenen Zeiten in den Braunmoospolstern der Quellzone am Großen Ostersee.

Hydroporus rufifrons (DUFTSCHMIDT 1805)

Diese Art gilt als in Deutschland überall verbreitet, doch sind häufigere Funde bisher nicht gemacht worden. Nach Süddeutschland hin scheint ein deutlicher Rückgang der Häufigkeit vorzuliegen (HORION 1941, SCHAEFLEIN 1971). FREUDE verzeichnet in seinen Anmerkungen zu HORION (1941) eine Häufung in Bayern und eine Bindung an Hochmoore. Neben einzelnen Nachweisen im Untersuchungsgebiet war diese Art besonders häufig in den Schlenken (Übergangs- bis Hochmoor) am Brückensee, die eine hohe Diversität zeigten (s. o.).

Hydraena bohemica (Hrbáček 1951)

Nachweise von *Hydraena bohemica* mehrten sich in den letzten Jahren aus Bayern. LOHSE (1971) erwähnt vornehmlich Funde aus benachbarten Gebie-

ten. HEBAUER (1979) führt neuere Funde aus dem Bayerischen Wald und Ostbayern auf. Eine Verbreitung in Oberbayern scheinen die im Osterseegebiet gemachten Funde sowie die Nachweise im Murnauer Moos zu belegen. Erstaunlicherweise war diese Art im Bereich des Lustsees, des Stechsees und des Großen Ostersees nicht selten als einzige Art dieser artenreichen Gattung zu beobachten.

Limnebius nitidus (MARSHAM 1802)

HEBAUER (1979) erwähnt nur zwei Nachweise aus Ostbayern. Demgegenüber führt HORION (1941) ältere Funde aus Freising, Posenhofen und Föhring auf (1875-1910). Der Einzelfund in der Quelle am Lustsee scheint dem bisher bekannten Habitat der Art nicht zu entsprechen, da sie in den Uferzonen von Bächen und Kiesgrubentümpeln (Iotischer Bereich) beheimatet zu sein scheint (HEBAUER 1979). CHIESA (1959) erwähnt Funde aus den montanen Regionen, in denen sie klares Wasser zu bevorzugen scheinen.

Enochrus coarctatus (GREDLER 1863)

Diese Art gilt in Südbayern als besonders selten (HORION 1941). Funde aus dem Münchener Raum und Franken sind dagegen häufiger. Erstaunlicherweise war diese Art im Gebiet der Osterseen verbreitet und nicht selten. Zahlreiche Funde beziehen sich auf moorige Gewässer und auf pflanzenreiche Quell- und anschließende Fließwasserabschnitte. Sicher spielt hier der lokale Charakter der Gewässer eine besondere Rolle.

Besonders erstaunlich ist auch die Verbreitung von *Enochrus ochropterus* im Gebiet (5 Fundlokalitäten), der ebenfalls in Süddeutschland als selten gilt.

Hydrous piceus Linné 1758 (?)

Von dieser Art liegt als Nachweis nur ein Hinterbein vor (Femur + Tibia), das in der Oberflächendrift des Moosloches nordwestlich des Gröbenensees nachgewiesen werden konnte. Beobachtungen von Ortskundigen zeigen, daß Kolbenwasserkäfer auch im Verbindungskanal zwischen Eishaussee und Fohnsee vorkommen. Ob es sich dabei um die in Bayern bisher nicht sicher nachgewiesene Art *H. piceus* oder um die im Gebiet selten aber beständig beobachtete Art *H. aterrimus* (Eschsch.) handelt, kann nicht entschieden werden. HORION (1949) erwähnt einen Fund von NERESHEIMER (1908), der von IHSEN zitiert wird, bei Starnberg (*H. aterrimus*). Im Vergleich mit den Hinterextremitäten der beiden Arten handelt es sich aufgrund des Borstenmusters bei dem gefundenen Beinteil um *H. piceus*. Diese Determination ist jedoch nicht korrekt und bedarf des Nachweises durch ein vollständig erhaltenes Individuum. Besonders bemerkenswert ist der Fundort der Tiere: Im einen Fall das stark pflanzenfeindliche Hochmoorgewässer im anderen ein verkrauteter Durchflußgraben.

Neben den aquatischen Hydrophilidae konnten durch Lichtfänge auch einige semiterrestrische *Cercyon*-Arten nachgewiesen werden, die im folgenden kurz aufgeführt werden (Fundort: am Brückensee):

Cercyon unipunctatus L.

Cercyon marinus Thoms. (in Südbayern sehr selten)

Cercyon bifenestratus Küst.

Cercyon quisquilius L.

C. Limnische Mollusca

Die Wassermolusken werden bei faunistischen Bestandsaufnahmen meist vernachlässigt, obwohl gera-

Tabelle 3

Nachgewiesene aquatische Gastropoden und Eulamellibranchiaten (Muscheln) im Gebiet der Osterseen und ihre Verteilung auf die unterschiedlichen Gewässer.

● häufig bis sehr häufig; ○ vereinzelt bis regelmäßig (nicht häufig); * Einzelfunde, selten

Arten	Fundgewässer																				
	2	3b	4a	4b	5a	5b	5c	6a	6c	6d	6e	7	8a	8b	9	10	12	13a	13b	14	
Gastropoda - Prosobranchia																					
Valvatidae																					
Valvata cristata Müller				o!							*	*			o						
Valvata piscinalis Müller									*				o								
Hydrobiidae																					
Bythinella alta Clessin									*												
Bythinella austriaca Frfl.											*										
Bithyniidae																					
Bithynia tentaculata L.	o	o	o	o	o	o		*	*	*	o	*	o	o	o	o			o	o	*
Gastropoda - Pulmonata																					
Physidae																					
Aplexa hypnorum L.				*	*					o			o								
Physa fontinalis L.				*									o								
Lymnaeidae																					
Galba corvus Gmel.				*	*																
Galba turricula Held				*	*																
Galba truncatula Müll.				o									o								
Galba palustris Müll.				*	*																
Radix peregra Müll.		*	*	*	*								*	*	*	*	*	*	*	*	*
Radix ovata Drp.		o	*	*	*	*							o	*	*	*	*	*	*	*	*
Radix auricularia L.																					
Lymnaea stagnalis L.				*	*																
Planorbidae																					
Planorbis planorbis L.		*	*	*	o	o	o	o		*	*	*	*	*	o				*	o	*
Anisus leucostomus Millet	o	*	*	*	*	o															
Anisus spirorbis L.					o																
Bathyomphalus contortus L.			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	o					o	*
Gyraulus acronicus Fér.					*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Gyraulus albus Müll.			*	o									*	*	*	*	*	*	*	*	*
Gyraulus laevis Alder																					
Hippeutis complanatus L.						*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Planorbartus corneus L.								*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Eulamellibranchiata																					
Unionidae																					
Anodonta cygnea L.										o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Unio crassus Philip.		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Unio pictorum L.										o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Sphaeriidae																					
Sphaerium corneum L.	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	o	o	o	o	o	o	o
Sphaerium sp.	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Pisidium casertanum Poli		o	o							o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Pisidium milium Held.										o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Pisidium nitidum Jenyns										*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Pisidium obtusale Lam.													o	o	o	o	o	o	o	o	o
Pisidium personatum Malm		*	o	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Pisidium subtruncatum Malm													o	o	o	o	o	o	o	o	o
Pisidium sp.		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Dreissenidae																					
Dreissena polymorpha Pallas													*	*	*	*	*	*	*	*	*

de sie ein wesentliches Element in diesem Lebensraum darstellen. Während des einjährigen Beobachtungszeitraumes konnten im Gebiet der Osterseen 24 aquatische Gastropodenarten und 11 Arten der Eulamellibranchia nachgewiesen werden (Tab. 3). Vergleichbare Bestandshebungen sind im Raum selten. Im südlichen Einzugsgebiet des Ammersees fand SALZMANN (1954) 22 Wasserschneckenarten und 15 Süßwassermuscheln. Diese Studie galt jedoch ausschließlich diesen Faunenelementen. HAGEN

(1952) fand im Bereich des Lech (Flußufer - Kiefernwald) 14 Schneckenarten und 3 Sphaeriidae im Süßwasser, betont aber die Armut der aquatischen Habitate.

Unter den Schnecken fanden sich Klarwasserformen vor allem in den Quelltrichtern (Limnokrenen) (Abb. 1), die häufig in den Verlandungszonen der stehenden Großgewässer auftreten. So ist *Valvata cristata* in den Quellen und angrenzenden Seeufern,

Valvata piscinalis häufiger in den Rieden zu finden. Typische kaltstenotherme Arten sind *Bythinella austriaca*, die in ungeheuren Mengen in der submersen Krautschicht des Quellteiches an der Lauterbacher Mühle zu beobachten war, und *Bythinella alta*, die nur im Quelltrichter am Großen Ostersee nachgewiesen werden konnte. Im Murnauer Moos war in Quelltrichtern der Streuwiesenzone ausschließlich *Bythinella austriaca* zu finden (BURMEISTER 1982). Die meisten Nachweise der limnischen Gastropoda beziehen sich auf lebende Individuen, doch waren gerade in den Kaltwasserbereichen und an den Quelltrichtern leere Schalen oder sogar subfossile Schalen zu beobachten. Im Lichtenbach fanden sich neben ungeheuren Ansammlungen von *Sphaerium corneum* auch größere Mengen von *Bithynia* und *Planorbis* Schalen. Zwischen diesen kletterte die Wasserwanze *Aphelocheirus aestivalis* (F.) herum, die sich vor allem von Muscheln (Sphaeriidae) ernährt. In den Fließgewässern ebenfalls häufig war *Dreissena polymorpha* zu beobachten, die die groberen Schotter (meist Kalkgestein) dicht besiedelte. Auch hier waren am Lichtenbach (14) in ruhigen Buchten Ansammlungen leerer Schalenhälfen zu finden, die wie auch bei den übrigen Arten sicher aus dem südlichen Einzugsgebiet ausgeschwemmt und hier abgelagert werden.

Zu den im Gebiet häufigsten Arten gehören *Bithynia tentaculata* und *Planorbis planorbis* sowie *Anisus leucostomus*. Erstaunlicherweise treten die Lymnaeiden deutlich zurück. Häufiger in Moorgewässern finden sich *Galba corvus* und *Galba turricula*. Im Brückensee, der als Moorgewässer angesprochen werden kann, war *G. corvus* dagegen seltener. Hier war wiederum *Bithynia tentaculata* häufig. BURMEISTER (1982), der für das Murnauer Moos ebenfalls 24 Wasserschneckenarten nachweist, gibt für dieses Gebiet Hinweise auf die Zuordnung bestimmter Arten zu deren Lebensräumen, die auch hier gelten, sieht man von den typischen Moorgewässern (Hochmoor) ab, die nur von einigen wenigen Schnecken meist zufällig besiedelt werden. Eine Ausnahme stellen hier die Torfstiche dar, die im Murnauer Moos konstant von bestimmten meist selteneren Arten besiedelt waren. Derartige Torfstiche finden sich auch im sog. Weid-Filz, das sich nach Osten an die Osterseenkette anschließt. Während einer einzigen Beobachtung, die nicht in diese Erhebung miteinbezogen wurde, konnten in diesen Torfgewässern ähnliche Artensamensetzungen gefunden werden, wie BURMEISTER sie für das Murnauer Moos beschreibt.

Unter den im Gebiet der Osterseen nachgewiesenen Schneckenarten gelten *Bythinella alta*, *Radix auricularia*, *Anisus spirorbis* und *Gyraulus laevis* als seltene Arten. Diese Zuordnung bezieht sich besonders auf den Voralpenraum. *Gyraulus acronicus* gehört nach BLAB et al. (1977) zu den stark gefährdeten Arten, die nach heutigem Kenntnisstand vom Aussterben bedroht sind. Bei einer Ausdehnung der Beobachtungszeit und bei intensiver Besammlung der Kleinschnecken in der Schilfstreu und den Carex-Bünten sind sicher im Gebiet weitere Arten nachzuweisen. So sind *Armiger crista* L. sicher häufig und *Segmentina nitida* Müll. in Torfgewässern vereinzelt zu finden. Im Gebiet fehlen vermutlich Vivipariden und Acyliden.

Unter den Süßwassermuscheln waren *Unio pictorum* und *Anodonta cygnea* besonders häufig. Lebende In-

dividuen waren jedoch nie in Massensammlungen zu finden, etwa wie *Sphaerium corneum* am Lichtenbach (s. o.). In den stark kalkangereicherten Gewässern waren die Schalen von *Unio* und *Anodonta* besonders dickschalig. Am Eishaussee waren sehr große *Unio*-Schalen zu finden, die durch ihre Schwarzfärbung (Faulschlamm?) und vor allem durch starke Erodierungsnarben gekennzeichnet waren. In Moorgewässern waren die Schalen auch lebender Teichmuscheln (*Anodonta*) wie zu erwarten sehr dünn-schalig. Andere Muscheln mit Ausnahme der Sphaeriidae fehlen in derartig sauren Gewässern.

Die im Gebiet gefundenen *Pisidium*-Arten sind alle kalkindifferent (RÄHLE, schriftl. Mitteilung). Eine Ausnahme macht hier nur *Pisidium personatum*, die Kalk im Lebensraum benötigt, der ihr im Gebiet ausreichend zur Verfügung steht. Daß diese Art ausschließlich in einigen wenigen Gewässern der nördlichen Seenplatte (Tab. 3) vorkommt, zeigt, daß nicht nur der Kalkgehalt sondern auch die Gewässergüte sicher eine entscheidende Rolle spielt. Von den hier gefundenen *Pisidium*-Arten übernehme ich die Bemerkungen zur Ökologie von Dr. W. RAEHLE (Tübingen), dem ich auch für die Bestimmung danke, die sich mit den Angaben von GLÖER, MEIERBROOK, OSTERMANN (1980) decken.

Pisidium-Arten (Erbsen-Muscheln)

Pisidium obtusale: Moor- und Sumpfwart, humusreiche Gewässer bevorzugend; scheint auf höhere Vegetation (submerse Makrophyten) angewiesen zu sein; lebt auch in zeitweise austrocknenden Tümpeln (dort lediglich von *Pisidium casertanum* begleitet).

Pisidium casertanum: sehr formenreich und in einem weiten ökologischen Bereich vorkommend; besonders charakteristisch für Kleingewässer – kann unter extremen Bedingungen existieren.

Pisidium personatum: gleichmäßig kühle Biotope bevorzugend (Quellen, Quellbäche, Limnokrenen, subterrane Gewässer und Profundal tiefer Seen), kalkbedürftig.

Pisidium subtruncatum: das am meisten euryöke der mitteleuropäischen Pisidien; in allen Gewässertypen.

Pisidium milium: in schlammreichen Biotopen.

Pisidium nitidum: in allen Gewässern außer Quellen, Bächen und Tümpeln. Deutliche Präferenz für Großgewässer wie Seen und Tieflandflüsse.

Ausgerechnet *Pisidium subtruncatum* war im Untersuchungszeitraum nur im sicher belasteten Fohnsee zu beobachten. Möglicherweise lag in andern Gewässern eine Präferenz der anderen Arten vor. *Pisidium personatum* fehlte in den Limnokrenen des Großen Ostersees und der sich südöstlich anschließenden Seenkette. Vielleicht sind hierfür anthropogen bedingte Einflüsse im Grundwasser oder in den Zuflüssen eine Erklärung, da alle Quellareale stark kalkhaltiges Wasser führen.

SALZMANN (1957) fand bis 1954 im Litoral und Profundal des Ammersees neben einigen Arten, die auch im Gebiet der Osterseen nachgewiesen werden konnten, noch *Pisidium conventus* Clessin *Pisidium moistertianum* Paladilhe, *Pisidium hibernicum* Wester. und *Pisidium henslowianum* Sheppard. Diese Arten sind durchaus auch im Großen Ostersee zu erwarten. *Pisidium amnicum* Müll. fand SALZMANN nur in der Alten Ammer, einem Flußsystem, das im Unter-

suchungsgebiet keinen vergleichbaren Gewässertyp besitzt. Hinzu kommen einige sehr seltene Funde im Ammersee selbst als subfossile Schalen.

V. Zur Schutzwürdigkeit des Gebietes

Aufgrund der Wirbellosenfunde im Gebiet der Osterseen, die sich verständlicherweise nur auf kleine Areale beziehen können, lassen sich bestimmte Habitate klassifizieren. Durch die zunehmenden Veränderungen in der Landschaft und vor allem durch die Bedrohung der Feuchtgebiete sind zahlreiche Arten gefährdet, zum Teil stark gefährdet oder von der Ausrottung bedroht. Ein Opfer haben wasserbauliche Maßnahmen der letzten Jahre aus der heimischen Libellenfauna bereits gefordert. *Coenagrion hylas* (Trybom), die LOHMANN (1967) noch zahlreich nachweisen konnte, ist inzwischen verschwunden. Ein Rückgang zahlreicher Libellen-Arten ist zu verzeichnen. Ein Beispiel ist *Erythromma najas* (Hansemann), die überall als ungemein häufig im Gebiet erwähnt wird, während heute Funde jedoch schon zu den Seltenheiten gehören. Gleiches gilt für die Lestiden, von denen jedoch im Untersuchungsgebiet ein Massenvorkommen von *Sympetma paedisca* Brauer beschrieben werden konnte. Ein Schwund an Großlibellen wird im mitteleuropäischen Verbreitungsgebiet überall deutlich. Besonders gefährdete Lebensräume sind unsere Fließgewässer, Moore und Sumpfgebiete. So sind von den 39 zusammen mit DEUTLER (1979) im Gebiet der Osterseen nachgewiesenen Arten 22 in diesen Biotopen zu finden, von denen wiederum 12 auf der Roten Liste der gefährdeten Tiere in der Bundesrepublik Deutschland (PRETSCHER 1977) verzeichnet sind. Insgesamt sind von den 37 während der Beobachtungszeit 1980/81 und den 2 von DEUTLER (1979) 1978/79 zusätzlich beobachteten Arten 13 auf der Liste der bedrohten Tierarten mit unterschiedlichem Grad der Bedrohung in der Bundesrepublik Deutschland vermerkt. Als Vermehrungsgast gilt *Sympetrum fonscolombi* (Selys). Auf der Roten Liste von Bayern (1976) sind 10 Arten als besonders gefährdet angegeben. Ausgehend vom heutigen Stand der Beobachtungen zur Libellenfauna sind sicherlich einige weitere Arten hinzuzufügen.

Bei einem Anteil von 33 % (39:13 bzw. 14) bedrohter Arten (hier Libellen) in einer Arteninventarliste, ist ein Gebiet wie dieses, hinreichend klassifiziert. Bereits aus Tabelle 1 wird deutlich, daß der Hauptanteil der gefährdeten Libellen und vor allem deren relative Häufigkeit auf die nördliche Seenkette entfällt (Abb. 2). Wie bereits erwähnt, ist dieser Abschnitt besonders gefährdet, da er direkt durch die südliche Seenkette, in die vermutlich Abwässer und vor allem stark zur Eutrophierung beitragende landwirtschaftliche Abflüsse eindringen, beeinflusst wird.

Noch nimmt die Gewässergüte von Süd nach Nord zu, doch zeichnen sich bereits Veränderungen gegenüber der pflanzenkundlichen Erhebung von MELZER (1976) ab. Eine kontinuierliche Beobachtung gerade so auffälliger Organismen wie der Libellen, unter denen im Gegensatz zu vielen anderen aquatischen Insekten Anzeigerarten aufgrund ihrer ökologischen Präferenzen ermittelt werden konnten, erscheint notwendig. Eine Intensivierung der augenblicklichen Einleitungen im Süden, werden die Seen des Stalacher- und Iffelder Gemarktes zu libellenarmen Seen machen. Zur Zeit sind dort vorwiegend ubiqui-

täre Arten anzutreffen. Früher oder später wird es dadurch auch zum Verlust der seltenen und für Bayern sicher neben anderen großräumigen Habitaten einmaligen Faunenelementen kommen. Große Gefahren gehen für die Gesamtfauna auch von dem zunehmenden Badebetrieb aus, der die Uferzonen in besonderem Maße negativ beeinflusst. Die ständigen Bewegungen in diesem Verlandungsbereich scheinen viele Faunenelemente nicht zu tolerieren (s. o.). Der Rückgang einzelner Arten wurde bereits aufgezeigt. Der Erholungsbetrieb, der die südlichen Seen und im besonderen den Großen Ostersee und den Fohnsee betrifft, ist möglicherweise mit ein Grund für die Artenarmut in diesem Gebiet. Bedauerlicherweise scheint sich, wie 1981 beobachtet werden konnte, der Strom der Erholungssuchenden und Badenden trotz der sinnvoll eingeschränkten Parkmöglichkeiten auch auf die Seenufer der nördlichen Seenkette auszuweiten. Hier sollte rechtzeitig Abhilfe geschaffen werden.

Im Verlauf dieser Untersuchung konnte festgestellt werden, daß häufiger juvenile *Unio-* und *Anodonta-* Individuen aus den Feinsedimenten etwa des Fohnsees ausgespült werden, was sich auch am Einlauf des Grabens vom Fohnsee in den Großen Ostersee an den leeren Schalen zeigte. Dies ist möglicherweise auf einen Massenwechsel zurückzuführen, wahrscheinlicher ist jedoch, daß diese Tiere durch die vermehrte Wasserbewegung in den Uferzonen des Fohnsees, hervorgerufen durch Schwimmer und Surfer, ausgespült werden und nicht in der Lage sind, sich wieder einzugraben. Ursache eines derartig gehäuftem Sterbens dieser Muscheln gerade im Fohnsee kann auch die Umweltbelastung, die vom möglicherweise überfüllten Campingplatz ausgeht, (Abwasserbeseitigung) sein.

Im Vergleich läßt sich erkennen, daß in der nördlichen Seenkette 50 und in der südlichen 51 Wasserkäferarten nachgewiesen werden konnten. Bei dieser Erhebung sind die extremen Habitate des Moorteiches im Norden (NW. Gröbensee) und die des Brückensees sowie des Lichtenbaches (14) nicht berücksichtigt. Der Brückensee und die anschließenden Schlenken besitzen zusätzlich zum Arteninventar der ausgedehnten südlichen Gewässer 12 weitere Arten, von denen drei nur in diesem Habitat zu finden sind. Das Moorloch im Norden weist drei weitere Arten auf, die in den umgebenden Gewässern nicht nachgewiesen werden konnten. Ähnlich wie bei den Libellen (BURMEISTER 1982) zeigt sich, daß die nördliche Seenkette mit ihren isolierten Kleingewässern eine nicht auffällige größere Artenvielfalt über eine bemerkenswerte Häufung seltener Arten aufweist. Der Brückensee und seine Einflußzone ist als isolierter Moorbereich von einer diversen Wasserkäferfauna besiedelt, die der der nördlichen Areale, die meist Moorcharakter zeigen, weitgehend entspricht. Artenarm erwiesen sich im Verlauf der Untersuchung die südwestlichen meist anthropogen stark beeinflussten Gewässer, doch waren auch hier seltene Käfer zu finden.

Deutlich ist die Artenarmut an Wasserkäfern aber auch an anderen aquatischen Insekten in den großen stehenden Gewässern. Hier sind Coleoptera allgemein selten. Ihr Vorkommen ist meist an reichhaltigen Uferbewuchs und geringe Strömung gebunden. So fehlen aquatische Insekten bereits in zahlreichen sog. Badebuchten. Die Nutzung der Uferstreifen durch Badende führt fortschreitend zum Verlust der

Ufervegetation und dadurch zum Verlust zahlreicher Faunenelemente, die wie bei den Wasserkäfern meist nicht beachtet werden. Echte Besiedler der Brandungszone der Seen kommen bei den Wasserkäfern nicht vor, sind dagegen bei Köcherfliegen und anderen Gruppen durchaus zu erwarten. Besonders die Beunruhigungen im Nordteil, der zusehends von Urlaubern besucht und belagert wird, führt möglicherweise zu einem Verlust wesentlicher Faunenelemente in diesem Bereich. Dies ist vor allem bei den Wasserinsekten auf die Störungen bei der Kopulation und der Eiablage zurückzuführen. Bei zahlreichen Wasserkäfern werden die Eier in Blattachseln oder in das Pflanzengewebe selbst abgelegt. Bei zu starker mechanischer Beeinflussung werden die Pflanzen untergetaucht und häufig im Bodenschlamm eingetreten, was zum Absterben der Eier und der Brut führt. Demgegenüber sind Kiesbereiche, in denen nur selten Imagines nachgewiesen werden können, als Badeplätze zu nützen ohne größeren Schaden zu verursachen, sieht man von anderen Insekten ab. Besonderen Schutz bedürfen die Verlandungszonen, die einer reichhaltigen aquatischen Fauna Lebensmöglichkeiten bieten.

Im Gebiet der Osterseen zeigt sich, daß der Schutz von Lebensräumen, in denen seltene Arten nachgewiesen wurden und die sich für bestimmte Faunenelemente als Refugialgebiete herausstellten, wie etwa die nördliche Seenkette (auch der Brückensee und vermutlich der Gr. Ostersee), nur unter Berücksichtigung der jeweiligen Beeinflussung dieser Areale sinnvoll ist. Große Uferbereiche wurden inzwischen in ein Naturschutzgebiet umgewandelt, gleiches sollte mit den noch bestehenden Landschaftsschutzgebieten geschehen. Ebenso ist eine Kontrolle der Abwasserbeseitigung im Südteil unbedingt erforderlich. Bereits heute stellt sich der vom Durchlauf unabhängige Lustsee als das Gewässer mit der vermutlich besten Gewässergüte dar. Der allgemein oligotrophe Zustand des Großen Ostersees und der sich nördlich anschließenden Seenkette muß unbedingt erhalten bleiben, um den Bestand der vom aquatischen Lebensraum abhängigen Fauna zu sichern. Neben den nördlichen Seen und dem Großen Ostersee, dessen Uferzonen durch den Sommertourismus beeinträchtigt werden, ist vor allem das kleine isolierte Moor um den Brückensee faunistisch von besonderer Bedeutung. Insgesamt konnten an diesem großen Torfgewässer 14 vorwiegend tyrphophile Libellen und zahlreiche Wasserkäfer-Arten nachgewiesen werden.

Die Hauptmasse der seltenen und überall zurückgedrängten Arten konnte an den nördlichen Gewässern beobachtet werden. Eine Unterschutzstellung dieses Gebietes ist jedoch nur dann sinnvoll, wenn die südlichen Teile, die die anthropogen bedingten Belastungen aufnehmen und dem Nordteil zuführen, ebenfalls in derartige Schutzmaßnahmen miteinbezogen werden. Ergebnisse, wie sie durch die Inventarisierung von Arten der aquatischen Insektengruppe der Libellen aufgezeigt wurden, sind auch bei anderen Tiergruppen zu erwarten.

Zusammenfassung

In den Jahren 1980 und 1981 wurden im Gebiet der Osterseen unterschiedliche Gewässer auf ihr Arteninventar an Macroinvertebraten geprüft. In diesem Zeitraum konnten 39 Libellenarten, 81 aquatische Käferarten, 24 Wasserschneckenarten und 11

Muschelarten nachgewiesen werden. Unter diesen Arten sind auch solche, die in Bayern als gefährdet angesehen werden können. Eine Gefährdung des gesamten aquatischen Lebensraumes geht von den Anliegern der südlichen Seenplatte aus. Die Schadstoffe gelangen auf dem Wege des Durchflusses in alle Seen bis zum Einlauf in den Starnberger See, was sich im Arteninventar der unterschiedlichen Gewässer niederschlägt. Der Lustsee und der Brückensee besitzen vermutlich die am wenigsten beeinflusste Biozönose. Einer weiteren Gefährdung der Uferbereiche bzw. einem Fortschreiten der Zerstörung durch Freizeitsport ist dringend Einhalt zu gebieten.

Summary

In 1980 and 1981 various waters located in the Ostersee Region (Southern Bavaria) were examined with regard to their stock of macroinvertebrate species. In the course of these investigations proof was furnished of 39 dragonfly species, 81 aquatic beetle species, 24 water gastropods and 11 shell species existing. These included species regarded as being endangered in Bavaria. The entire aquatic biota is threatened by the local community residing within the vicinity of the southern lakes. Their pollutant emission eventually enters all lakes until being intercepted by Lake Starnberg, a circumstance which has an effect on stock of species present in the various stretches of water. Those biocoenoses located in the Lustsee and Brückensee are least affected by pollution. Urgent steps are necessary to put a stop to further endangerment to the shore areas and progressive destruction as a consequence of recreational sports activities.

VI. Anhang*

Odonata – Libellen

<i>Aeshna cyanea</i> (Müller)	Blaugrüne Mosaikjungfer
<i>Aeshna grandis</i> (Müller)	Braune Mosaikjungfer
<i>Aeshna isosecles</i> (Müller)	Keilflecklibelle
<i>Aeshna juncea</i> (L.)	Torfmosaikjungfer
<i>Aeshna spec.</i>	Mosaikjungfer
<i>Brachytron pratense</i> (Müller)	Kleine Mosaikjungfer
<i>Calopteryx splendens</i> (Harris)	Gebänderte Prachtlibelle
<i>Calopteryx virgo</i> (L.)	Blaufügel-Prachtlibelle
<i>Coenagrion hastulatum</i> (Charp.)	Speer-Azurjungfer
<i>Coenagrion hylas</i> (Trybom)	
<i>Coenagrion puella</i> (L.)	Hufeisen-Azurjungfer
<i>Coenagrion pulchellum</i>	Fledermaus-Azurjungfer
<i>Cordulia aenea</i> (L.)	Gemeine Smaragdlibelle
<i>Enallagma cyathigerum</i> (Charp.)	Becher-Azurjungfer
<i>Erythromma najas</i> (Hansemann)	Großes Granatauge
<i>Gomphus vulgatissimus</i> L.	Gemeine Keiljungfer
<i>Ischnura elegans</i> (Linden)	Große Pechlibelle oder Gemeine Pechlibelle
<i>Lestes sponsa</i> (Hansemann)	Gemeine Binsenjungfer
<i>Lestes viridis</i> (Linden)	Weidenjungfer oder Große Binsenjungfer
<i>Leucorrhinia caudalis</i> (Charp.)	Zierliche Moosjungfer
<i>Leucorrhinia rubicunda</i> L.	Nordische Moosjungfer
<i>Libellula depressa</i> L.	Plattbauch
<i>Libellula fulva</i> (Müller)	Spitzenfleck
<i>Libellula quadrimaculata</i> L.	Vierfleck
<i>Libellula spec.</i>	Segellibellen
<i>Nehalennia speciosa</i> (Charp.)	Zwerglibelle
<i>Onychogomphus forcipatus</i> (L.)	Kleine Zangenlibelle
<i>Ophiogomphus serpentinus</i> (Charp.)	
<i>Orthetrum brunneum</i> (Fonsc.)	Grüne Keiljungfer
<i>Orthetrum cancellatum</i> (L.)	Südlicher Blaupfeil
<i>Orthetrum coerulescens</i> (Fabricius)	Großer Blaupfeil
<i>Platycnemis pennipes</i> (Pallas)	Kleiner Blaupfeil
<i>Pyrrhosoma nymphula</i> (Sulzer)	Federlibelle Frühe Adonislibelle
<i>Somatochlora flavomaculata</i> (Linden)	Gefleckte Smaragdlibelle
<i>Somatochlora metallica</i> (Linden)	Glänzende Smaragdlibelle
<i>Sympetma fusca</i> (Linden)	Gemeine Winterlibelle
<i>Sympetma paedisca</i> (Brauer)	Sibirische Winterlibelle
<i>Sympetrum danae</i> (Sulzer)	Schwarze Heidelibelle
<i>Sympetrum depressiusculum</i> (Seelys)	Sumpf-Heidelibelle
<i>Sympetrum flaveolum</i> (L.)	Gefleckte Heidelibelle
<i>Sympetrum fonscolombesi</i> (Seelys)	
<i>Sympetrum pedemontanum</i> (Allioni)	Frühe Heidelibelle
<i>Sympetrum vulgatum</i> (L.)	Gebänderte Heidelibelle Gemeine Heidelibelle

Aquatische Coleoptera – Schwimm-Wasserkäfer

<i>Acilius sulcatus</i> (L.)	Furchenschwimmer (Echter Schwimmkäfer)
<i>Agabus spec.</i>	Schnellschwimmer
<i>Dryops spec.</i>	Großer Hakenkäfer
Dytiscidae	Echte Schwimmkäfer
<i>Elmis spec.</i>	Kleiner Hakenkäfer
Gyrinidae	Taumelkäfer
Haliplidae	Wasserträter
Hydrophilidae	Wasserfreunde
<i>Hydrous piceus</i> (L.)	Kolbenwasserkäfer
<i>Ilybius spec.</i>	Schlammchwimmer

* Hier sind nur solche Arten von Libellen, Wasserkäfern, Schnecken und Muscheln aufgeführt, die gebräuchliche Namen besitzen.

<i>Laccophilus spec.</i>	Grundschwimmer
<i>Limnius spec.</i>	Hakenkäfer
<i>Orectochilus villosus</i> (Müll.)	Bachtaumelkäfer
Limnische Mollusca	
<i>Anodonta cygnaea</i> (L.)	Teichmuschel (Gr.)
<i>Aphelocheirus aestivalis</i> (F.)	Grundwanze. Wasserwanze
<i>Armiger crista</i> (L.)	
<i>Bythinella alta</i> (Clessin)	Quellschnecke
<i>Bythinella austriaca</i> (Frauenfeld)	Quellschnecke
<i>Bithynia tentaculata</i>	Kleine Deckelschnecke
<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas)	Wandermuschel oder Dreiecksmuschel
<i>Pisidium</i> -Arten	Erbsen-Muscheln
<i>Planorbis spec.</i>	Tellerschnecke
<i>Planorbis planorbis</i> (L.)	Tellerschnecke
<i>Radix auricularia</i> (L.)	Ohrschlamm-schnecke
<i>Sphaerium corneum</i> (L.)	Kugelmuschel
<i>Sphaeriidae</i>	Kugelmuscheln
<i>Unio pictorum</i> (L.)	Malermuschel (Gr.)

VII. Literatur

A. Odonata und Allgemeines

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ

Rote Liste bedrohter Tiere in Bayern (Stand Dez. 1976), Wirbeltiere und Insekten

BREHME, W. (1974):

Die Libellen des Federseegebietes. – Beihefte zu den Veröffentlichungen der Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg Nr. 4, Beiträge zur Insektenfauna des Naturschutzgebietes Federsee, 89–134

BURMEISTER, E. G. (1982):

Die Libellenfauna des Murnauer Moores in Oberbayern (Odonata, Insecta). – Entomofauna Suppl. 1, 133–184

BUTZ, W. (1973):

Odonaten als ökologische Indikatoren für saarländische Landschaften. – Abh. Arb. gem. tier- u. pflanzengeogr. Heimattforsch. Saarland, 4, 52–67

CASPERS, N. (1981):

Die Libellen der Eggstätter und Seeoner Seenplatte (Chiemgau). – Nachrichtenbl. Bayer. Entomol., 30, 56–60

DEUTLER, R. (1979):

Libellen (Odonata). Beitrag zur Kenntnis der Odonatenfauna von Oberbayern unter Berücksichtigung ihrer Biotopbindung. – Zulassungsarbeit TU – München (nicht publiziert)

FEHN, H. (1968):

Topographischer Atlas Bayern. Blatt 120. – List Verlag, München

FRANKE, U. (1979):

Bildbestimmungsschlüssel mitteleuropäischer Libellen-Larven (Insecta: Odonata). – Stuttgarter Beitr. Naturk. A. 333, 1–17

FREY, G. (1951):

Die Libellen der schwäb.-bayerischen Hochebene. – Ent. Arb. Mus. Frey 2, 104–115

GARDNER, A. E. (1977):

A key to larvae. In: C. O. Hammond (ed.): the Dragonflies of Great Britain and Ireland, 72–89, London

JURZITZA, G. (1978):

Unsere Libellen. – Franckh'sche Verlagsh., Stuttgart

JAKOB, U. (1969):

Untersuchungen zu den Beziehungen zwischen Ökologie und Verbreitung einheimischer Libellen. – Faun. Abh. Staatl. Mus. Tierk. Dresden 2, 197–239

LEHER, K. (1958):

Vergleichend – ökologische Untersuchungen einiger Desmidiaceengesellschaften in den Hochmooren der Osterseen. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 32, 48–83

LOHMANN, H. (1967):

Notizen über Odonatenfunde im Chiemgau. – Dtsch. Entom. Z. 14, 363–369

MAY, E. (1933):

Libellen oder Wasserjungfern. In: Dahl: Die Tierwelt Deutschlands, Teil 27, – Jena

MELZER, A. (1976):

Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen. – Dissertationes Botanicae Bd. 34

PRETSCHER, P. (1977):

Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland gefährdeten Tierarten, Teil II Wirbellose 1. Libellen, Odonata. – Natur und Landschaft 52, 10–12

REISS, F. (1984):

Die Chironomidenfauna (Diptera, Insecta) des Osterseegebietes in Oberbayern. – Berichte der ANL, Heft 8

SCHIEMENZ, H. (1953):

Die Libellen unserer Heimat. – Urania Verl. Jena

SCHMIDT, Eb. (1977):

Ausgestorbene und bedrohte Libellenarten in der Bundesrepublik Deutschland. – Odonatologica 6, 97–103

SCHMIDT, Eb. (1978):

Odonata. In: J. Illies (ed.): Limnofauna Europaea 2. Aufl. – Fischer, Stuttgart

SCHMIDT, Eb. (1979):

Approaches to a qualification of the decrease of dragonfly species in industrialized countries. – Odonatologica 8, 63–67

SCHMIDT, Eb. (1980):

Quantifizierung und Analyse des Rückgangs einiger gefährlicher Libellenarten in der Bundesrepublik Deutschland. – Vortrag Entomologentagung St. Gallen 1980

SCHMIDT, Er. (1929):

7. Ordnung: Libellen, Odonata. In: Brohmer, Ehrmann, Ulmer (eds.): Die Tierwelt Mitteleuropas V. 1b

SCHMIDT, Er. (1936):

Die mitteleuropäischen *Aeshna*-Larven nach ihren letzten Häuten. – Deutsch. Ent. Zeitschr. Jahrg. 1936, 53–73

ST. QUENTIN, D. (1959): Ord.: Odonata, Libellen. In: Catalogus Faunae, Austriae Teil XII. – Wien, 1–11

ST. QUENTIN, D. (1959): Ord.: Odonata, Libellen. In: Catalogus Faunae, Austriae Teil XII. – Wien, 1–11

ZAHNER, R. (1959):

Über die Bindung der mitteleuropäischen *Calopteryx*-Arten (Odonata – Zygoptera) an den Lebensraum des fließenden Wassers. – Int. Rev. ges. Hydrobiol. 44, 51–130

ZORELL, F. (1940/41):

Beiträge zur Kenntnis der oberbayerischen Osterseen. – Mitt. Geogr. Ges. München 33, 19–42

B. Aquatische Coleoptera

BURMEISTER, E. G. (1982):
Die aquatische Coleopterenfauna des Murnauer
Mooses (Coleoptera: Haliplidae, Gyridae, Note-
ridae, Dytiscidae, Hydraenidae, Helophoridae, Hy-
drophilidae). – Entomofauna Suppl. 1

CHIESA, A. (1959):
Hydrophilidae Europae. – Bologna

HEBAUER, F. (1973):
Statistische Analyse eines Dytiscidenfangs im Albur-
ger Moor bei Straubing Ndby. (Col.). – Nachrichten-
bl. Bayer. Entomol. 22. 80-88

HEBAUER, F. (1974):
Über die ökologische Nomenklatur wasserbewoh-
nender Käferarten (Coleoptera). – Nachrichtenbl.
Bayer. Entomol. 23, 87-92

HEBAUER, F. (1976):
Subhalophile Dytisciden. – Ent.Bl.72, 105-113

HEBAUER, F. (1979):
Beitrag zur Faunistik und Ökologie der Elminthidae
und Hydraenidae in Ostbayern (Coleoptera). – Mitt.
Ent.Ges. 69, 29-80

HOCH, K., FREUDE, H. (1971):
Familie: Haliplidae, Wassertreter, In: Freude, Harde,
Lohse, ed.: Die Käfer Mitteleuropas, Bd. 3 – Krefeld

HORION, A. (1941):
Faunistik der deutschen Käfer, Bd. I. Adepaga –
Caraboidea. – Wien

HORION, A. (1949):
Faunistik der mitteleuropäischen Käfer, Band II. Pal-
picornia – Staphylinoida (außer Staphylinidae). –
Frankfurt

IHSSEN, (1934, 1937):
Beiträge zur Kenntnis der Fauna von Südbayern. –
Ent.Bl. 1934, 97-109; 1937, 201-203

KOCH, K. (1968):
Käferfauna der Rheinprovinz. – Decheniana Beihefte,
13, 1-382

LOHSE, A. (1971):
Hydraenidea, Hydrophilinae. In: Freude, Harde,
Lohse, ed.: Die Käfer Mitteleuropas, Bd. 3 – Krefeld

SCHAEFLEIN, H. (1971):
Familie Dytiscidae, echte Schwimmkäfer. In: Freude,
Harde, Lohse, ed.: Die Käfer Mitteleuropas, Bd. 3 –
Krefeld

C. Limnische Mollusca

BLAB, J., NOWAK, A. K., TRAUTMANN, W. u.
SUKOPP, H. (1977):
Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der
Bundesrepublik Deutschland. – Kilda Verlag, Gre-
ven, 66pp

BURMEISTER, E. G. (1982):
Ein Beitrag zur Fauna aquatischer Gastropoda des
Murnauer Mooses (Eulamellibranchiata mitberück-
sichtigt). – Entomofauna Suppl. 1, 97-118

GLÖER, P., MEIER-BROOK, C., OSTERMANN,
O. (1980):
Süßwassermollusken. – DJN (hrsg.) 2. Aufl., 73pp

HAGEN, B. (1952):
Die bestimmenden Umweltbedingungen für die
Weichtierwelt eines süddeutschen Flußufer-Kiefern-
waldes. – Veröff. Zool. Staatssamml. München 2

SALZMANN, P. E. (1957):
Faunistisch-ökologische Untersuchungen über Süß-
wassermollusken im Verlandungsgebiet am Süden-
de des Ammersees. – Veröff. Zool. Staatssamml. Mün-
chen, 4, 1-115.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Ernst-Gerhard Burmeister
Zoologische Staatssammlung
Maria-Ward-Str. 1b
8000 München 19

Die Chironomidenfauna (Diptera, Insecta) des Osterseengebietes in Oberbayern

Friedrich Reiss

1. Einleitung

Bayern besitzt, im Vergleich zu anderen Bundesländern, eine herausragende Vielfalt verschiedenartiger Gewässer, deren zivilisationsbedingte Belastung häufig nicht das heute schon übliche Ausmaß erreicht hat. Dies gilt im besonderen für Gewässer des alpinen und voralpinen Raumes, in dem uns etwa naturnahe Hochmoore, nährstoffarme Seen oder entlang der Flüsse recht ungestörte Auwaldreste mit ihren charakteristischen Gewässern erhalten geblieben sind. Solche naturnahen »Inseln« bieten letzte Chancen für die Erfassung der aquatischen Fauna in angenähert ursprünglicher Zusammensetzung.

Ausgehend von diesen Voraussetzungen, wurde 1976 damit begonnen, eine wichtige Komponente der aquatischen Insektenfauna, die Zuckmücken oder Chironomiden, an ausgewählten naturnahen Standorten in Bayern faunistisch aufzunehmen. Die ersten derartigen Untersuchungen im Murnauer Moos und an den Stauseen und Flußauen des Unteren Inn sind inzwischen abgeschlossen (REISS 1982a, REISS und KOHMANN 1982). Die dritte faunistische Bestandsaufnahme wurde an den Osterseen durchgeführt. Ein weiteres mehrjähriges Projekt befaßt sich mit der Fauna der Isar und Donau sowie deren Angewässern. Das Ziel aller dieser Untersuchungen ist die möglichst komplette qualitative Bestandsaufnahme der in bayerischen Gewässern lebenden Chironomidenarten unter Berücksichtigung ihrer Biotoppräferenzen. Eine erste Bilanz (REISS 1983) erbrachte den Nachweis von insgesamt 417 im Lande auftretenden Arten.

Die Untersuchungen wurden vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz in den Jahren 1980 und 1981 mit einer Aufwandsersatzung im Rahmen des Forschungsvorhabens »Aufnahme einer ausgewählten Wirbellosenfauna im Gebiet der Osterseen, Lkr. Weilheim-Schongau« unterstützt, wofür an dieser Stelle gedankt sei.

2. Untersuchungsgebiet

Südlich des Starnberger Sees liegt zwischen den Orten Seeshaupt und Iffeldorf eine etwa 10 km² große Seenplatte, die Osterseen. Sie verdanken ihre Entstehung der Bildung von zahlreichen Toteislinen beim Rückgang der jüngsten Würmvergletscherung. Das Abtauen dieser Eisreste ließ die heutigen Seenbecken entstehen. Außer den Toteisseen selbst besitzt das Gebiet eine Fülle eiszeitlicher Landschaftsformen, die ihm, zusammen mit der die Seen teilweise umgebenden Ried- und Moorvegetation, seinen besonderen, an Skandinavien erinnernden Reiz verleihen.

Die 21 Seen bilden eine von Süden nach Norden verlaufende Kette (Abbildung 1) und sind, mit Ausnahme des Frechensees, untereinander durch natürliche Fließwasserabschnitte oder Gräben verbunden. Der südlichst gelegene Waschsee liegt mit 594 m NN um 10 m höher als der Starnberger See, in den das Gesamtsystem entwässert. Der Zulauf zu den

Osterseen wird neben einigen Bächen ganz wesentlich vom Grundwasser bestimmt, das den Seen in ihren Becken selbst, aber auch an den Ufern durch zahlreiche Quelltrichter zugeführt wird (vgl. MELZER 1976). Diese Limnokrenen können, wie etwa am West- oder Südostufer des großen Ostersees, Durchmesser von über 10 m erreichen, und tragen mit ihrem smaragdgrünen Wasser zur Schönheit der Landschaft bei.

Die südliche Iffeldorfer Seengruppe umfaßt Seen mit einer Größe zwischen 0,9 und 21 ha, unter denen der Fohnsee als größter und tiefster See (Maximaltiefe 23,7 m) hervorzuheben ist. Die Eutrophierung ist in dieser Seengruppe am weitesten fortgeschritten. Der Einfluß des Ortes Iffeldorf und eines Campingplatzes am Ostufer des Fohnsees ist spürbar. Am polytrophen Fischkaltersee wurden in den vergangenen Jahren Sanierungsmaßnahmen durchgeführt (STEINBERG u. BUCKSTEEG 1980, STEINBERG u. SCHRIMPF 1982).

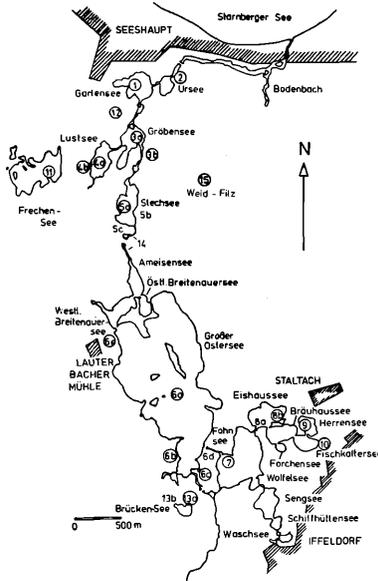


Abbildung 1
 Übersichtskarte des Osterseengebietes mit Lage der Probestellen 1–15. Einkreisige Ziffern bezeichnen Probestellen, an denen Chironomiden gesammelt wurden (verändert nach MELZER 1976).

Zur zentralen Osterseengruppe gehört der Große Ostersee mit einer Maximaltiefe von 29,8 m und 119 ha Fläche. Seine Nebenseen mit Flächen zwischen 2,4 und 6,1 ha sind bedeutend flacher. Um den Großen Ostersee fehlen Siedlungen. Die Belastung durch den Wochenendtourismus aus dem Großraum München hält sich durch wirksame Verkehrsregulierung, d. h. durch geplanten Abbau von Parkmöglichkeiten, in bis jetzt noch vertretbaren Grenzen.

Die nördliche Seeshaupter Seengruppe schließt, exklusive Frechensee, Seen mit einer Fläche zwischen 0,3 und 7,5 ha ein. Die Maximaltiefe schwankt zwischen 4,7 und 18 m. Dieser nördliche Teil der Osterseen ist, auch an der Faunenzusammensetzung gemessen, am geringsten belastet. Dies gilt in besonderem Maße für den Lustsee, der von MELZER (1976:63) als einziger unbelasteter See der gesamten Osterseenplatte angesehen wird. Seine von limnochemischen Daten gestützten Untersuchungen zeigen klar, daß die Belastung in Fließrichtung von Süd nach Nord abnimmt und der nördliche Lustsee seine heutige hohe Wasserqualität der Lage abseits der Seenkette, verbunden mit starken Quellaustritten, verdankt.

Außer den Seen, die in der Osterseenplatte die Landschaft prägen und auch dem Großteil der nachgewiesenen Zuckmückenarten Lebensraum bieten, kommen im Gebiet zahlreiche weitere aquatische Biotope vor, deren Fauna ebenfalls, wenn auch nicht in derselben Intensität, bei den Untersuchungen berücksichtigt wurde. Als Beispiel eines Teiches wurden der Brückensee, stellvertretend für die Quellen mehrere Quelltrichter am Großen Ostersee und Lustsee, sowie der einzige verfügbare Moorkolk zwischen Gröben- und Gartensee besammelt. Die Bach- und Grabenfauna wurde, ihrer untergeordneten Rolle wegen, nicht erfaßt. Jedoch wurden einige Stichproben aus dem östlich an die Seeshaupter Seengruppe anschließenden Weid-Filz, einem zum Teil noch intakten Hochmoor, entnommen.

3. Methodik

In den Jahren 1979-1981 wurden zu folgenden Terminen Probeserien entnommen, so daß Schlüpfzeiten von Ende Februar bis Ende Oktober erfaßt werden konnten:

1979: 13. 04.; 20. 04.; 10. 05.;
1980: 23. 02.; 16. 03.; 12. 04.; 16. 05.; 16.-17. 06.; 25.-26. 06.; 17. 09.
1981: 17. 04.; 05. 05.; 07. 06.; 09. 07.; 30. 08.; 12. 09.; 25. 10.

Die einzelnen Probeserien umfaßten insgesamt 18 über das Gebiet verteilte Probestellen, die jedoch nicht bei jedem Probetermin berücksichtigt werden konnten. Die Lage der Probestellen ist aus Abbildung 1 zu entnehmen. Eine eingehendere Beschreibung der einzelnen Probestellen findet sich im selben Heft (BURMEISTER 1984).

Da das Ziel der Untersuchung eine qualitative, nicht quantitative Erfassung der Chironomidenfauna war, konnte auf wartungsaufwendige Fangmethoden, wie Emergenzfallen oder Larvenfänge mit Bodengreifern, verzichtet werden. Imagines wurden im Schwarm oder in der gewässernahen Vegetation gesichert, die Oberflächendrift zum Fang von Puppen, Exuvien und beim Schlüpfen verunglückten Imagines an windexponierten Uferabschnitten entnommen.

Auf die qualitative Entnahme von Larven wurde ebenfalls weitgehend verzichtet, da dies zum einen den Einsatz eines Bootes erfordert hätte und zum anderen die Larven auch heute noch in vielen Fällen nicht bis zur Art bestimmt werden können.

4. Liste der Chironomidenarten des Osterseengebietes

In der Tabelle 1 sind alle bisher im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Arten, das nachgewiesene Stadium (Im = Imago, P = Puppe, Pe = Puppenhaut, L = Larve) sowie die Fundorte aufgeführt. Die Fundorte sind in Klammern mit den Nummern der Probestellen 1-15 aufgelistet. Ihre Lage im Gebiet ist aus Abb. 1, ihre Beschreibung aus dem Beitrag von BURMEISTER (1984) zu entnehmen. Die Signaturen, die den einzelnen Arten vorgestellt sind, weisen auf die Biotoppräferenzen der Larven und Puppen hin. Arten ohne Signatur zeigen keine deutliche Präferenz für einen der genannten aquatischen Lebensräume oder ihre Ökologie ist unbekannt.

- + ausschließlich (tyrphobiont) oder vorwiegend (tyrphophil) in Hochmooren
- △ ausschließlich (krenobiont) oder vorwiegend (krenophil) in Quellen
- ausschließlich oder vorwiegend in Seen (lakustrische Art)
- vorwiegend in Teichen und Tümpeln
- ausschließlich (rheobiont) oder vorwiegend (rheophil) in Fließgewässern (Bäche)
- △ terrestrisch oder semiterrestrisch

Ein Teil der genannten Zuckmücken ist nicht bis zur Art bestimmbar, da entsprechende Gattungsrevisionen fehlen. Dies gilt besonders für die Art der Gattungen Procladius Skuse, Bryophaenocladus Thienemann, Limnophyes Eaton, Orthocladus v. d. Wulp, Smittia Holmgren, Chironomus Meigen und Cladotanytarsus Kieffer.

5. Diskussion einzelner Arten

Lasiodiamesa sphagnicola (Kieffer)

Diese regional stenotope Hochmoorart wurde im Murnauer Moos erstmals für das gesamte Alpengebiet nachgewiesen (REISS 1982a). Eine zweite Fundstelle in Bayern ist das Weid-Filz. Hier traten ♂ Imagines Ende April 1979 recht häufig auf.

Protanypus caudatus Edwards

Alle drei europäisch verbreiteten Protanypus-Arten werden als charakteristische Vertreter der profunden Chironomidengesellschaften tiefer, nährstoffarmer Seen angesehen. P. caudatus galt bis vor kurzem als exklusiv nordisch verbreitete Art. Der erste alpine Nachweis gelang im Königssee bei Salet, wo am 26. 04. 1957 Puppenhäute und 1 ♂ Imago in der Oberflächendrift gefunden wurden (leg. W. Engelhardt). Ein zweiter Nachweis war 1 Puppenhaut am 06. 04. 1978 in der Oberflächendrift des Innstausees bei Eggling (REISS u. KOHMANN 1982). Im Osterseengebiet trat die Art ausschließlich im Frühjahr mit vereinzelt Puppenhäuten in der Oberflächendrift des Großen Ostersees (13. 04. 1979), Stechsees (16. 03. 1980) und Gartensees (12. u. 16. 04. 1980) auf. P. caudatus zeigt damit ein deutliches boreomontanes Verbreitungsbild.

Tabelle 1

Chironomidenarten des Osterseegebietes

<i>Podonominae</i>		
+ Lasiodiamesa sphagnicola (K.)	Im	(5a;15)
<i>Tanypodinae</i>		
○● Ablabesmyia longistyla Fittk.	Im, Pe	(2;4a;6a;7;8b;12;13a)
○● Ablabesmyia monilis (L.)	Im, Pe	(2;3a;3b;4a;5a;6a;7;13a)
△· Apsectrotanypus trifascipennis (Zett.)	Pe	(6c)
● Arctopelopia barbitarsis (Zett.)	Pe	(5a)
● Arctopelopia griseipennis (v.d.W.)	Im, Pe	(2;3a;3b;4a;5a;6a;7)
· Conchapelopia melanops (Wied.)	Pe	(3b;5a;7)
· Conchapelopia pallidula (Mg.)	Pe	(6a)
○ Guttipielopia guttipennis (v.d.W.)	Im	(7)
△ Krenopelopia binotata (Wied.)	Im	(7)
· Macropelopia nebulosa (Mg.)	Pe	(6c)
△· Macropelopia notata (Mg.)	Pe	(4b;5b;5c;6b)
● Paramerina cingulata (Walk.)	P, Pe	(3a;4a;5a;6a;7;13a)
● Procladius pectinatus K.	Im, Pe	(4a;6a)
Procladius (Gattung)	Im, Pe	(2;3a;3b;4a;5a;6a;7;8b;9;11;12;13a)
Tanypus vilipennis (K.)	Pe	(3b;4a)
● Thienemannimyia northumbrica (Edw.)	Pe	(6a)
△· Trissopelopia longimana (Staeg.)	P, Pe	(4b;6c)
○ Xenopelopia nigricans Fittk.	P	(12)
△ Zavrelimyia ?melanura (Mg.)	Pe	(5a)
Zavrelimyia sp.	Im	(7)
○ Pentaneurini ? gen. schineri Strobl	Im	(7)
<i>Diamesinae</i>		
● Pothastia longimana K.	Pe	(6a)
● Protanypus caudatus Edw.	Pe	(1;5a;6a)
<i>Prodiamesinae</i>		
Monodiamesa nitida (Mg.)	Im	(7)
Prodiamesa olivacea (K.)	Im,L	(4b;6e)
<i>Orthoclaadiinae</i>		
△· Brilliella longifurca K.	Im	(4b)
Corynoneura edwardsi Br.	Im	(7;11;12)
Corynoneura ?lobata Edw.	Im	(12)
Corynoneura minuscula Br.	Im	(3a;6a)
● Corynoneura scutellata Winn.	Im	(4a;12)
· Cricotopus annulator G.	Im	(12)
· Cricotopus bicinctus (Mg.)	Im	(1;4a)
○● Cricotopus festivellus (K.)	Im	(6a;7)
● Cricotopus pirifer Hirv.	Im	(4a)
Cricotopus sylvestris (Fabr.)	Im	(6a;13a)
● Heterotrissocladius marcidus (Walk.)	Pe	(5a;6a;6b;6c)
Hydrobaenus sp.	Im	(5a)
▽ Limnophyes prolongatus K.	Im	(15)
Limnophyes (Gattung)	Im, Pe	(1;3a;4a;5a;7;8b;12;13a)
△· Metriocnemus fuscipes (Mg.)	Im	(5a;7;12)
● Nanocladius balticus Pal.	Pe	(7;8b)
· Nanocladius bicolor (Zett.)	Pe	(3b;6a)
· Nanocladius rectinervis (K.)	Pe	(3a;5a;6a;7;12)
● Orthoclaadius consobrinus (Holmgr.)	Pe	(6a)
● Orthoclaadius oblidens (Walk.)	Pe	(1)
· Orthoclaadius saxicola (K.)	Pe	(1;5a)
· Orthoclaadius ?thienemanni (K.)	Im	(12)
● Paracladius alpicola (Zett.)	Im, Pe	(4a;5a)
· Paracladius conversus (Walk.)	Im	(6a;7)
· Parakiefferiella bathophila (K.)	Im, Pe	(1;3a;4a;5a;6a;7;13a)
△· Parametriocnemus stylatus (K.)	Pe	(6a)
Paraphaenoclaadius pseudirritus Str.	Im	(12) (det.N.Caspers)
● Psectrocladius barbatipes K.	Pe	(3a;4a;4b;5a)
○● Psectrocladius barbimanus Edw.	Pe	(6a)
+ Psectrocladius bisetus G.	Pe	(12)
+ Psectrocladius brehmi K.	Pe	(8b)

○● Psectrocladius fennicus Storå	Pe	(8b;11)
Psectrocladius limbatellus/edwardsi	Pe	(6a)
Psectrocladius obvius (Walk.)	Pe	(3a;3b)
△○ Psectrocladius octomaculatus Wülk.	Pe	(5a)
+ Psectrocladius oligosetus Wülk.	Pe	(3a;7;12)
+ Psectrocladius platypus Edw.	Pe	(5a;12)
○● Psectrocladius pilopterus K.	Pe	(3a;3b;4a;4b;5a;6a;7;13a)
● Psectrocladius schliezi Wülk.	Pe	(5a)
Psectrocladius ventricosus K.	Pe	(6a)
△ · Pseudorthocladius filiformis (K.)	Im	(7) (det.N.Caspers)
Pseudorthocladius sp.	Im	(7)
Pseudosmittia triplex Str.	Im	(2)
· Rheocricotopus fuscipes (K.)	Pe	(6a;6b)
Smittia macrura G.	Im	(6a)
Smittia (Gattung)	Im	(3a;4a;5a;6a;7;9;12)
·● Synorthocladius semivirens (K.)	Pe	(1;5a;6a;11)
· Tvetenia calvescens (Edw.)	Pe	(5a)

Chironominae

Chironomini-Pseudochironomini

● Chironomus anthracinus Zett.	Im	(5a;6a)
Chironomus ?plumosus L.	Im, Pe	(6a;12)
Chironomus ?thummi K.	Im	(9)
○● Cladopelma viridula (Fabr.)	Im, Pe	(2;3a;3b;4a;6a;7;12;13a)
● Cryptochironomus defectus K.	Im	(6a)
● Cryptochironomus psittacinus (Mg.)	Im, Pe	(12)
● Demicrochironomus vulneratus (Zett.)	Im	(3a;4a;6a;7)
● Dicrotendipes lobiger K.	Im	(6a;7)
○● Dicrotendipes nervosus (Staeg.)	Im	(7)
○● Dicrotendipes pulsus (Walk.)	Pe	(3a;3b;5a;6a;7)
○● Dicrotendipes tritonus (K.)	Pe	(6a;6b;7;8b;12;13a)
● Einfeldia dissidens (Walk.)	Pe	(3a;3b)
● Einfeldia longipes (Staeg.)	Im	(7)
○● Endochironomus albipennis (Mg.)	Im, Pe, L	(3a;3b;5a;6a;7;8b;9;10;12;13a)
○ Endochironomus tendens (Fabr.)	L	(6a)
Glyptotendipes gripekoveni K.	Im, Pe	(6a;7;9;12;13a)
○● Glyptotendipes pallens (Mg.)	Im	(5a;7;8b)
○● Glyptotendipes paripes Edw.	Im	(6a;10;13a)
○ Glyptotendipes varipes G.	Pe	(6a)
Harnischia sp.	Pe	(6a)
● Microtendipes chloris K.	Im, Pe	(1;4a;5a;6b;7;8b;11;12)
Microtendipes confinis (Mg.)	Im	(6a)
·○● Microtendipes pedellus (de G.)	Im, Pe	(2;4a;6a;8b)
● Pagastiella orophila (Edw.)	Pe	(3a;3b)
Parachironomus arcuatus G.	Im	(6a;7;13a)
○● Parachironomus biannulatus (Staeg.)	Im, Pe	(6a;13a)
○● Parachironomus parilis (Walk.)	Im	(7;12)
○● Parachironomus vitiosus G.	Im, Pe	(6a)
Paracladopelma camptolabis K.	Im, ?Pe	(5a;6a;7)
● Paracladopelma laminata K.	Im	(6a;7)
Paratendipes albimanus (Mg.)	Im, Pe	(5a;6a;7;12)
Phaenopspectra flavipes (Mg.)	Im, Pe	(4a;6a;7)
+ Polypedilum ?arundinetum G.	Im	(6a)
○● Polypedilum bicrenatum K.	Im	(7)
· Polypedilum convictum (Walk.)	Im	(7)
Polypedilum nubeculosum (Mg.)	Im, Pe	(5a;6a;7;9;10;13a)
· Polypedilum scalaenum (Schr.)	Im	(7)
○● Polypedilum sordens (v.d.W.)	Im, Pe	(6a;9;10;13a)
Polypedilum tritum (Walk.)	Im	(7)
Polypedilum sp.	Im, Pe	(12)
○● Pseudochironomus prasinatus (Staeg.)	Im, Pe	(3a;3b;13a)
● Sergentia coracina (Zett.)	Im, Pe	(4a;5a;6a)
○ Stenochironomus hibernicus Edw.	Im	(7)
Stenochironomus sp.	Pe	(3b)
○ Stictochironomus pictulus (Mg.)	Im	(6a)
○● Tribelos intextus (Walk.)	Im, Pe	(3b;7)

Tanytarsini

• ● Cladotanytarsus (3 Arten)	Im, Pe (3a;3b;4a;5a;6a;7;9;12;13a)
• Micropsectra atrofasciata K.	Im (7)
● Micropsectra contracta Reiss	Im (12)
● Micropsectra coracina (Kieff.)	Im, P, Pe (1;4a;5a;6a;7;12)
• Micropsectra junci (Mg.)	Im (5a;12)
Micropsectra sp.	Im (5a)
△ Parapsectra styriaca (Reiss)	Im (4b)
• ○ Paratanytarsus austriacus K.	Pe (6a;12)
○● Paratanytarsus bituberculatus Edw.	Im, Pe (3b;4a;5a;6a;7)
Paratanytarsus inopertus (Walk.)	Pe (6a;7;13a)
○● Paratanytarsus intricatus G.	Im (12)
○● Paratanytarsus laetipes (Zett.)	Pe (4a;5a;6a;7)
○● Paratanytarsus penicillatus G.	Im, Pe (1;4a;5a)
Paratanytarsus tenuis (Mg.)	Im, Pe (4a;6a;6b;7;8b;12)
• Rheotanytarsus photophilus G.	Pe (3a)
○● Stempellina bausei K.	Im, Pe (3a;3b;4a;4b;5a;6a;6b;7;8b;12;13a)
● Stempellina subglabripennis Br.	Im (7)
• ● Stempellinella brevis Edw.	Im, Pe (5a;6a;7)
● Stempellinella minor Edw.	Im, Pe (3a;4a;5a;6a;7;12;13a)
● Tanytarsus bathophilus (K.)	Im, Pe (6a;12)
• ● Tanytarsus brundini Lind.	Im, Pe (1;4b;6a;6b;7;12;13a)
• Tanytarsus chinyensis G.	Im (7)
● Tanytarsus debilis (Mg.)	Im (5a;6a;7;8b;10;13)
• Tanytarsus eminulus Walk.	Im, (12)
△ Tanytarsus gibbosiceps K.	Im (4b;5a)
○● Tanytarsus glabrescens Edw.	Im (6a;7)
○● Tanytarsus holochlorus Edw.	Im (6a;7;10;12;13a)
● Tanytarsus inaequalis G.	Im (7)
Tanytarsus lestagei – Gr.	Im (6a;7;8b;10;12)
● Tanytarsus lugens K.	Im (1)
○● Tanytarsus mirforceps K.	Im (4a;5a)
○● Tanytarsus nemorosus Edw.	Im (5a;12)
○● Tanytarsus niger Anders.	Im, Pe (1;4a;5a;6a)
Tanytarsus nigricollis G.	Im (9)
○● Tanytarsus occultus Br.	Im (6a;12;13a)
○● Tanytarsus pallidicornis Walk.	Im (4a;6a;7)
● Tanytarsus quadridentatus Br.	Im (7)
● Tanytarsus recurvatus Br.	Im (3a)
○● Tanytarsus sylvaticus v.d.W.	Im (5a)
○● Tanytarsus usmaensis Pag.	Im (6a;7)
• Virgatanytarsus arduennensis (G.)	Im (12)

Cricotopus pirifer Hirvenoja

Die Art war bisher nur vom ursprünglich oligotrophen Stechlinsee in Brandenburg und dem See Port-Bielh (2285 NN) in den Hochpyrenäen bekannt (HIRVENOJA 1973: 181). Die Bestimmung wurde freundlicherweise vom Autor dieser Art bestätigt. Es handelt sich offenbar um eine kälteliebende Seenart, die im Osterseegebiet als Imago am 12. 04. und 16. 05. 1980 entlang des Lustseeufers gefangen wurde.

Psectrocladius barbatipes Kieffer

Von dieser Art sind nur wenige Fundorte bekannt geworden, obwohl es sich offenbar um eine überwiegend in Seen auftretende Art handelt, und Seen fraglos die faunistisch besterfaßten aquatischen Lebensräume sind. Locus typicus ist Trebitsch in Böhmen (♂ Imago; Kieffer 1922: 144). Weitere Nachweise: Abisko in Schwedisch-Lappland (vereinzelt Puppenhäute in einem moorigen Graben; zahlreiche Puppenhäute in einem Teich, Juli 1937; THIENEMANN 1939, sub *Psectrocladius* sp. »connectens«); Norwegen (leg. Valkanov, Puppenhäute ohne weitere Fundortangaben in der Zoologischen Staatssamm-

lung München); Südwestirland, Mockross Lake. Killarneyarea, Puppenhäute am 13. 07. 1974 (MURRAY 1974); Nordschottland, Puppenhäute aus 3 Lochs (LANGTON 1980); französische Hochpyrenäenseen, Lac d'Anglade (2185 m NN) und Gourg Nère Inferieur II (2201 m NN), Massif de Neouvielle, Juli 1966 (LAVILLE 1971); Oberbayern, Pfrillensee am Eibsee bei Garmisch (973 m NN), Puppenhäute am 31. 05. 1933 und 04. 05. 1934 (THIENEMANN 1939, sub *Psectrocladius* sp. »connectens«).

Im Osterseegebiet trat *P. barbatipes* mit Puppenhäuten ausschließlich in der Seeshaupter Seengruppe auf: Stechsee, 10. 05. 1979 zahlreich, 16. 05. 1980 vereinzelt; Lustsee, 16. 05. 1980 selten, 26. 09. 1981 selten; Gartensee 16. 05. 1980 selten).

Die genannten Fundorte lassen eine arktalpiner Verbreitung mit Reliktstandorten im Zwischengebiet vermuten. Als ein solcher Reliktstandort kann das Osterseegebiet verstanden werden, wo die offenbar kälteliebende Art, mit einer Ausnahme im Herbst, ausschließlich im Frühjahr gefunden wurde.

Psectrocladius fennicus Storå

Diese Art galt als ausschließlich nördlich verbreitet.

Die bisher bekannten Fundorte liegen in Nordfinnland, Schweden (Südschweden bis Schwedisch-Lappland), Norwegen, Karelien, den Britischen Inseln (Schottland und Wales) sowie Irland.

Im Osterseegebiet trat die Art mit Puppenhäuten nur im Frühjahr und nur im Frechensee (12. 04. 1980, häufig) und im Eishaussee (12. 04. 1980, selten) auf. Dies ist der erste Nachweis dieser kälteliebenden Art in Mitteleuropa.

Psectrocladius octomaculatus Wülker

Das Vorkommen dieser ebenfalls kälteliebenden Art schien in Europa auf Skandinavien, die Britischen Inseln, die Alpen, Hochpyrenäen und hohe Mittelgebirgslagen (Schwarzwald, Vogesen, Bayerischer Wald) beschränkt zu sein. Das, wenn auch seltene Auftreten im Osterseegebiet (16. 05. 1980, Stechsee, Puppenhäute selten) zeigt, daß die Art auch in tiefer gelegenen Gebieten existieren kann. Bestätigt wird dies durch den kürzlichen Fund einer starken Population in einem kalten, tiefen Aubach der 564 m hoch gelegenen Pupplinger Au in Oberbayern (02. 04. 1983, Puppenhäute häufig, leg. F. Reiss).

Polypedilum sp.

Bisher liegt von dieser Art nur 1 ♂ Imago mit anhängender Puppenhaut aus einem Moorkolk (Lokalität 12; 30. 08. 1981) vor. Nach imaginal- und Puppenmerkmalen handelt es sich um eine offenbar noch unbeschriebene Art.

Micropsectra sp.

Auch bei diesem Insekt ist der Artstatus noch nicht geklärt. Es trat im Gebiet nur am Stechsee (zahlreiche Imagines am 10. 05. 1979) auf. Die vermutlich nächststehende Art, *Micropsectra tori* Sæwedal, wurde kürzlich aus Grönland beschrieben.

Parapsectra styriaca Reiss

Es handelt sich hier um eine seltene Art, die nur aus der Umgebung des Stechlinsees in Brandenburg, aus der Steiermark, dem Bodenseegebiet und neuerdings auch aus Holland in wenigen Exemplaren bekannt ist. Die Ökologie war bis vor kurzem, als die Art aus einer holländischen Quelle gezüchtet wurde, unbekannt (REISS 1982b). Der Fund einer ♂ Imago am Rand einer kleinen Limnokrene am Westufer des Lustsees (Lokalität 4b) bestätigt die Einordnung als eine krenobionte Art.

Paratanytarsus penicillatus Goetghebuer

Es handelt sich hier um eine kälteliebende litorale Seen- und Teichart mit arktalpiner Verbreitung und Relikt vorkommen im Zwischengebiet. Letzteres ist belegt durch Funde am Stechlinsee in Brandenburg (MOTHES 1964), im französischen Jura (VERNEAUX et VERGON 1974) sowie im Murnauer Moos (REISS 1982a). Ein zweiter voralpiner Fundort in Bayern ist das Osterseegebiet, wo die Art mit Imagines und Puppenhäuten in der Seeshaupter Seengruppe im Frühjahr mehrfach nachgewiesen werden konnte: Gartensee 12. 04. 1980, selten; Lustsee 16. 03. 1980, vereinzelt; Stechsee 12. 04. 1980 und 20. 04. 1979, selten.

Tanytarsus niger Andersen

Eine faunistisch-zoogeographische Besonderheit im Osterseegebiet ist die bisher größte nachgewiesene Population dieser offenbar hauptsächlich arktisch-zirkumpolar verbreiteten kaltstenothermen Chironomidenart (Abb. 2). In Mitteleuropa ist *Tanytarsus niger* rezent von 3 weiteren Lokalitäten bekannt, ebenso wie in den Osterseen, als Glazialrelikt-Vor-



Abbildung 2

Verbreitung der boreomontan verbreiteten Chironomidart *Tanytarsus niger* Andersen. (Offener Kreis bedeutet subfossiles Vorkommen.)

kommen gedeutet werden können: Stechlinsee, Brandenburg (MOTHES 1966); Lac des Rousses, französischer Jura, 1059 m NN, 90 ha Fläche, Maximaltiefe 18 m, abundant in der ganzen Litoralzone bis 6 m Tiefe (VERNEAUX et VERGON 1974 und briefl. Mitt. von Dr. J. VERNEAUX); Niederösterreichisches Waldviertel (leg. B. Janacek, nicht publiziert). Subfossil kennt man die Art aus 2 Ostholsteiner Seen, wo sie heute nicht mehr vorkommt. Aus den Alpen selbst liegen bisher keine Nachweise vor.

Im Untersuchungsgebiet trat *Tanytarsus niger* überwiegend in der Seeshaupter Seengruppe, vereinzelt auch im Großen Ostersee, mit einer auf das Frühjahr von Mitte März bis Mitte Mai begrenzten Schlüpfzeit auf: Großer Ostersee, 13. 04. 1979, vereinzelt. Gartensee, 12. 04. 1980, vereinzelt. Lustsee, 12. 04. 1980, selten. Stechsee, 20. 04. 1979 massenhaft; 10. 05. 1979 vereinzelt; 16. 03. 1980 häufig; 12. 04. 1980 häufig; 16. 05. 1980 selten.

Da, wie schon erwähnt, weder die einzelnen Seen in regelmäßigen Abständen besammelt, noch Larvenproben genommen wurden, lassen sich leider keine genauen Angaben zur quantitativen Verteilung über die in Frage kommenden Seen und zur Tiefenverteilung in den einzelnen Seen machen.

Tanytarsus nigricollis Goetghebuer

Von dieser selten gefundenen Art sind bisher nur ♂ Imagines von 3 Lokalitäten, alle in Mitteleuropa gelegen, bekannt (REISS und FITTKAU 1971). Von der vierten Fundstelle, dem Herrensee, liegen ebenfalls nur ♂ Imagines vor (17. 09. 1980, vereinzelt).

6. Faunistik und Ökologie

Im gesamten Osterseengebiet konnten 163 Zuckmückenarten nachgewiesen werden, die sich auf folgende Unterfamilien verteilen:

Podonominae	1	(0,5 %)
Tanypodinae	21	(13 %)
Diamesinae	2	(1 %)
Prodiamesinae	2	(1 %)
Orthocladiinae	48	(29 %)
Chironominae	89	(55 %)
gesamt	163	

Die vorliegende Bestandsaufnahme dürfte einen grob geschätzten Anteil von 70 % der im Untersuchungsgebiet lebenden Zuckmückenarten erfassen haben. Der Fehlbetrag ist einerseits bedingt durch die relativ kurze Untersuchungszeit und geringe Zahl der Probenahmeterminen, andererseits durch die Nichtberücksichtigung einiger Biotop, die an die nördlichen Seen angrenzenden Moorkomplexe und die im Süden zufließenden Bäche. Auf ihre Untersuchung wurde bewußt zugunsten der dominierenden größeren stehenden Gewässer verzichtet. Nur bezogen auf letztere, dürfte der Anteil der erfaßten Arten zwischen 80 und 90 % liegen. Das Osterseengebiet ist damit nach dem Murnauer Moos mit nachgewiesenen 204 Arten (REISS 1982a) das an Chironomiden reichste Gebiet Bayerns. Ihm folgt an Artenreichtum (140) die Flußlandschaft des Unteren Inn (REISS u. KOHMANN 1982).

Der hohe Anteil an Arten der Unterfamilie Chironominae – über die Hälfte des Gesamtbestandes – zeigt, daß die Fauna des Osterseengebietes sich überwiegend aus Habitaten stehender Gewässer rekrutiert.

Die Vertreter der Unterfamilie Orthocladiinae, die ihr Artenmaximum in fließenden Gewässern haben, treten mit weniger als einem Drittel des Gesamtbestandes stark zurück. Das Murnauer Moos mit seinen zahlreichen Bächen, Gräben und Quellabflüssen hat einen Orthocladiinen-Artenbestand von nahezu 40 %.

Gemäß ihrer Entstehung sind die Seen im Untersuchungsgebiet größtenteils recht flach. Nur der Große Ostersee hat eine Maximaltiefe von fast 30 m. Eine Tiefen- und Profundalzone, wie man sie von den großen Alpenrandseen, etwa dem Starnberger See, Chiemsee, Königssee oder Bodensee kennt, fehlt also weitgehend. So läßt sich im Osterseengebiet auch nur ein Teil der von der hohen Wasserqualität her zu erwartenden Arten der profunden Chironomidengesellschaft oligotropher bis mesotropher Seen nachweisen. Sie sind in ihrem Vorkommen fast ganz auf die zentrale Osterseegruppe und die Seeshaupter Seengruppe beschränkt.

Protanypus caudatus (allgemein selten, da karnivor)
Heterotrissocladius marcidus (vereinzelt)
Sergentia coracina (lokal häufig)
Micropsectra coracina (lokal häufig; auch im Fohnsee)

Von *Micropsectra contracta*, der sonst häufigsten Profundalart der mäßig belasteten Alpenrandseen, liegen nur vereinzelt Nachweise von Imagines vor. Bei *Micropsectra* sp. kann ein profundales Vorkommen nicht ausgeschlossen werden, da mehrere *Micropsectra*-Arten in Mittel- und Nordeuropa im Profundal auftreten.

Die übrigen charakteristischen Vertreter der profunden Chironomidengesellschaft, *Macropelopia fehlmanni* (K.), *Monodiamesa bathyphila* (K.), *Paracladopelma nigrifulva* G., *Stictochironomus rosenscholdi* (Zett.) und *Micropsectra groenlandica* Anders., waren an den Osterseen bisher nicht nachweisbar und sind auch sicher nicht in nennenswerten Populationsgrößen vorhanden.

Die litorale lakustrische Zuckmückenfauna ist, wie aus der Artenliste ersichtlich (mit ● markiert), arten- und auch individuenreich vertreten. Ein qualitativer Unterschied zwischen der stärker belasteten Iffeldorfer Seengruppe und den mäßig belasteten übrigen Seen ist nach der vorliegenden Untersuchung nicht vorhanden. Eine exakte Beantwortung dieser Frage setzt jedoch wesentlich umfangreichere Bestandsaufnahmen voraus.

Insgesamt leben die Jugendstadien von über der Hälfte der 163 nachgewiesenen Zuckmückenarten des Osterseengebietes ausschließlich oder vorwiegend in den Seen und hier wiederum, abgesehen von den wenigen Profundalarten, in der Litoralzone. Die anderen aquatischen Lebensräume sind artenärmer. Ihr Faunenbestand kann aus der Artenliste entnommen werden.

Besondere Aufmerksamkeit wurde während der Untersuchungen einem charakteristischen Kleinlebensraum, den Quelltrichtern oder Limnokrenen, geschenkt (Lokalitäten 3b, 4b, 5c, 6b, 6e). Ihre beobachtete Größe variiert zwischen wenigen Zentimetern und mehr als 10 m Durchmesser und etwa 1 bis mehreren Metern Tiefe. Submerser Bewuchs, vor allem Chara-Rasen, ist regelmäßig an den Trichterändern anzutreffen. Die Chironomidenfauna ist arten- und individuenarm und setzt sich aus folgenden, meist auch schon im Murnauer Moos beobachteten, krenophilen bis krenobionten Vertretern zusammen:

Krenopelopia binotata
Macropelopia notata
Trissopelopia longimana
Zavrelimyia ?melanura
Parapsectra styriaca
Tanytarsus gibbosiceps

Nachweise einiger weiterer Arten sind zu erwarten, da eine Bestandsaufnahme in den meist im See gelegenen Quelltrichtern methodisch schwierig ist.

Eine Besonderheit der Chironomidenfauna des Osterseengebietes ist die Häufung von Arten, deren bekannte Vorbereitung boreomontan, zum Teil mit relikartigen Vorkommen im Zwischengebiet, ist. Als ein solcher Reliktstandort kann auch das Untersuchungsgebiet angesehen werden. Vermutliche Reliktarten, die fast alle in Kapitel 5 ausführlicher behandelt wurden, sind:

Lasiodiamesa sphagnicola
Protanypus caudatus
Psectrocladius barbatipes
Psectrocladius bisetus
Psectrocladius fennicus
Psectrocladius octomaculatus
Paratanytarsus penicillatus
Tanytarsus niger

Ihre gemeinsamen ökologischen Merkmale sind eine ausgeprägte Kaltstenothermie der Larven und Puppen sowie eine damit verbundene frühe bis sehr frühe Flugzeit der Imagines, deren Schlupfzeiten auf eine meist kurze Frühjahrsphase begrenzt bleibt. Nur ausnahmsweise folgt eine zweite, sehr viel schwächere Schlupfphase im Herbst. Beispiel für eine solche bivoltine kaltstenotherme Art im Untersuchungsgebiet ist *Psectrocladius barbatipes* (vgl. Kapitel 5). Keine der genannten Arten konnte 1962 – 1965 (REISS 1968) im Bodensee und in stehenden Gewässern des Umlandes, trotz beträchtlich intensiveren Bestandsaufnahmen als sie an den Osterseen stattfanden, nachgewiesen werden. Durch dieses gehäufte Vorkommen von Glazialrelikten in der Zuckmückenfauna erhalten die Seen im Osterseengebiet eine Sonderstellung im nördlichen Alpenvorland. Solche Kostbarkeiten in der heimischen Wasserinsektenfauna, die noch heute lebende Zeugen des Eiszeitgeschehens sind, verdienen besonderen Schutz, der, wie immer in solchen Fällen unscheinbarer Tierarten, nur durch wirksamen Biotopschutz erzielt werden kann. Entsprechende Maßnahmen, deren Erfolg spätere faunistische Erfassungen rasch zeigen werden, sind eingeleitet worden.

7. Zusammenfassung

In den Jahren 1979 – 1981 wurde im Osterseengebiet eine qualitative faunistische Erfassung der vorwiegend aquatisch lebenden Insektenfamilie der Zuckmücken oder Chironomidae durchgeführt. Insgesamt ließen sich 163 Arten nachweisen, die etwa zur Hälfte ökologisch an die dortigen Seen gebunden sind. Die restlichen Arten leben in kleineren stehenden Gewässern, Fließgewässern und Quellen sowie in umliegenden Ried- und Moorbiotopen. Die Artenliste enthält Fundortangaben und Hinweise auf die Biotoppräferenz der einzelnen Arten. Besonders auffällig und bisher einmalig für Seen des nördlichen Alpenrandgebietes ist das gehäufte Auftreten von Reliktarten mit boreomontanem Verbreitungsbild im Untersuchungsgebiet. Die Funde solcher Glazialre-

likte unter den Chironomiden konzentrieren sich auf die am geringsten belasteten Seen der Seeshaupter Seengruppe und den Großen Ostersee. Auf den Schutz dieser faunistischen Besonderheit Bayerns wird hingewiesen.

Summary

The chironomid fauna (Diptera, Insecta) of the Osterseen lake district in Upper Bavaria

A qualitative faunistic survey of the predominantly aquatic family of chironomid midges was made in the area of the »Osterseen«, a lake district southeast of Munich, Bavaria, during the years of 1979 to 1981. A total of 163 species was recorded, half of which are likely to come from the lakes directly. The other species inhabit small ponds, creeks and springs or the adjacent swamps and raised bogs.

The list of species contains the localities and gives some indications of the habitat preferences. A striking and hitherto unrecorded result is the concentrated occurrence of relict species of the boreomontane type of distribution. These glacial relicts are mainly found in the virtually unpolluted lakes of the Seeshaupt region and in the lake called Großer Ostersee. The importance of preservation of these habitats is stressed.

8. Literatur

- BURMEISTER, E. G. (1984):
Zur Faunistik der Libellen, Wasserkäfer und wasserbewohnenden Weichtiere im Naturschutzgebiet »Osterseen« (Oberbayern) (Insecta: Odonata, Coleoptera; limnische Mollusca). – Ber. Akad. Natur-
schutz u. Landschaftspflege, Heft 8. S. 167–185.
- HIRVENOJA, J. (1973):
Revision der Gattung *Cricotopus* van der Wulp und ihrer Verwandten (Diptera, Chironomidae). – Ann. zool. fenn. 10: 1-363.
- KIEFFER, J. J. (1922):
Chironomides nouveaux ou peu connus de la région paléarctique. – Anns Soc. scient. Brux. 42: 71-128, 138-180.
- LANGTON, P. H. (1980):
The genus *Psectrocladius* Kieffer (Diptera: Chironomidae) in Britain. – Entomol. Gazette 31: 75-88.
- LAVILLE, H. (1971):
Recherches sur les Chironomides (Diptera) lacustres du massif de Néouville (Hautes-Pyrénées). Première partie: Systématique, écologie, phénologie. – Anns Limnol. 7: 173-332.
- MELZER, A. (1976):
Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen. – Dissertationes Botanicae 34, 191 pp.
- MOTHES, G. (1964):
Die makroskopische Bodenfauna des Stechlinsees. Ein Überblick über ihre quantitative Verteilung. – Limnologica 2:205-216.

- MOTHES, G. (1966):
Die makroskopische Bodenfauna des oligotrophen Stechlinsees im Vergleich zu eutrophen Nachbarseen. – Verh. int. Verein. Limnol. 16: 258-262.
- MURRAY, D. A. (1974):
Notes on some Chironomidae (Diptera) from the Killarney area, Ireland. – Ent. Tidskr. Suppl. 95: 177-181.
- REISS, F. (1968):
Ökologische und systematische Untersuchungen an Chironomiden (Diptera) des Bodensees. Ein Beitrag zur lakustrischen Chironomidenfauna des nördlichen Alpenvorlandes. – Arch. Hydrobiol. 64: 176-323.
- REISS, F. (1982a):
Die Chironomidenfauna des Murnauer Moooses in Oberbayern (Insecta, Diptera). – Entomofauna, Suppl. 1: 263-288.
- REISS, F. (1982b):
Beschreibung der Puppe von *Parapsectra styriaca* (Reiss) nov. comb. (Diptera, Chironomidae). – Nachrichtenbl. bayerischer Entomol. 31: 121-124.
- REISS, F. (1983):
Die faunistische Erfassung der Chironomidae Bayerns (Diptera, Insecta). Informationsber. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtsch. 7/1983 : 143-193.
- REISS, F. und FITTKAU, E. J. (1971):
Taxonomie und Ökologie europäisch verbreiteter Tanytarsus-Arten (Chironomidae, Diptera). – Arch. Hydrobiol. Suppl. 40: 75-200.
- REISS, F. und KOHMANN, F. (1982):
Die Chironomidenfauna (Diptera, Insecta) des Unteren Inn. – Mitt. zool. Ges. Braunau 4: 77-88.
- STEINBERG, C. und BUCKSTEEG, K. (1980):
Versuch der Therapie eines polytrophen Kleinsees mit Aluminiumchlorid. – Vom Wasser 55: 47-62.
- STEINBERG, C. und SCHRIMPF, A. (1982):
Auswirkung einer künstlichen Volldurchmischung auf das Geschehen im Fischkaltersee (Osterseeengebiet). – In: Beiträge zur Limnologie bayerischer Seen. Informationsber. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtsch. 1/82: 7-54.
- THIENEMANN, A. (1939):
Chironomiden-Metamorphosen. XVIII. Neue Orthocladiniinen-Metamorphosen. – Dt. ent. Z.: 1-19.
- VERNEAUX, J. et VERGON, J. P. (1974):
Faune dulcaquicole de Franche-Comté. Sixième partie: Les diptères chironomides. – Annl. scient. Univ. Besançon 3ème Sér., 11: 179-198.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Friedrich Reiss
Zoologische Staatssammlung
Maria-Ward-Str. 1b
8000 München 19

II. Die Köcherfliegen des Osterseengebietes* Beiträge zur Köcherfliegenfauna Oberbayerns (Insecta, Trichoptera)

Ernst-Gerhard Burmeister und Hedwig Burmeister

Einleitung

Die Köcherfliegen gehören zu den wesentlichen Faunenelementen unserer Gewässer. Hier sind sie häufig als köchertragende oder freilebende Larven zu beobachten. Seltener erkennt man die fliegenden Geschlechtstiere, die an Gewässerrändern oft in großer Zahl vorkommen, aber meist in der Vegetation versteckt sind. Erst in der Dämmerung erscheinen sie, oft in großen Schwärmen. Ähnlich den Schmetterlingen, mit denen sie häufig verwechselt werden und mit denen sie verwandt sind, kann man sie in der Nacht an Lampen beobachten.

Die Köcherfliegenarten lassen sich unterschiedlichen Gewässertypen zuordnen. In neuerer Zeit wird versucht, Indikatorarten für bestimmte Zustände des Gewässers, etwa Verschmutzung, herauszustellen. Dazu ist eine Erfassung aller möglichen Lebensräume und deren nicht biologische Faktoren notwendig. Hier ist besonders die Faunistik angesprochen, die gerade bei den aquatischen Insektengruppen und auch besonders bei den Köcherfliegen in Bayern sehr vernachlässigt wurde. Darum sind Erfassungen des Artbestandes bayerischer Feuchtgebiete von besonderer Dringlichkeit. Nach dem Eggstätter Seengebiet und dem Murnauer Moos ist das Gebiet der Osterseen erst das dritte Areal, in dem eine faunistische Bestandsaufnahme der Köcherfliegen in neuerer Zeit durchgeführt wurde. An Hand der Befunde lassen sich Rückschlüsse auf den Gesamtartenbestand in Bayern, aber auch auf lokale Erscheinungen und Bedingungen ableiten. Eine Gefährdung der aquatischen Lebensräume ist gerade im Gebiet der Osterseen offensichtlich.

Methodik und Fundgewässer

Im Verlauf von 18 Exkursionen in das Osterseengebiet wurden die Larven und Fluginsekten der Köcherfliegen besammelt. Dabei wurde zur Erfassung der Larven der Gewässerboden und die submerse Vegetation mit einem Sieb und einem Ketscher abgestreift. Bedauerlicherweise ist es trotz vorhandener Literatur nicht in allen Fällen möglich, die Larven artlich zu determinieren (LEPNEVA 1964–1966, HICKIN 1977, ULMER 1909). In den Fließgewässern wurde der Bewuchs der Steine auf Larvenbesatz geprüft, in beschatteten Waldtümpeln und Quelltrichtern war eine Siebung der Laubstreu oder des feineren Sedimentes notwendig. Besonders die Exuvien der Phryganeidae waren in der Oberflächendrift der moorigen stehenden Gewässer nachzuweisen. Für eine Zuordnung der Arten zum Gewässer sind nur die Larven und Exuvien (Puppenhäute) geeignet, da die flugfähigen, geschlechtsreifen Imagines durchaus das Wohngewässer verlassen, wie dies sich am Anflug an einer Lichtquelle ablesen läßt.

* Mit freundlicher Unterstützung des Landesamtes für Umweltschutz München und der Gemeinden Seeshaupt und Iffeldorf.

Zum Fang der Imagines wurde die Randvegetation der jeweiligen Gewässer mit einem Streifnetz abgeketschert. In der Dämmerung konnten vor allem an exponierten Landmarken fliegende Tiere gefangen werden. Massenflüge verschiedener Arten konnten beobachtet werden, auf die hier nicht eingegangen wird. Der Zeitraum der Nachweise von Köcherfliegen (1980, 1981) sowie die nur seltene Begehung des Gebietes lassen keine Aussagen über Häufigkeiten zu. Natürliche Massenwechsel können nicht abgeschätzt werden. In Ausnahmefällen ist eine Gewässerklassifizierung mit entsprechenden Tendenzen möglich.

Am 9.7.1981 und am 30.8.1981 wurde eine Lichtfalle (UV-Leuchtstoffröhre) zwischen dem Großen Ostersee und dem Brückensee auf einer Anhöhe exponiert (16). Der Anflug setzt sich aus verschiedenen Köcherfliegenarten zusammen, deren Larven sicher unterschiedlichste Gewässer etwa den Großen Ostersee, ausgedehnte Schilfflächen, den Brückensee mit seinen randlichen Schlenken (Moor) und verschiedenste Gräben besiedeln.

Das Gebiet der Osterseen mit den unterschiedlichen Gewässern ist etwa 10 km² groß und erstreckt sich von Iffeldorf (594 m NN) bis Seeshaupt (584 m NN). Morphologische Angaben sind den Ausführungen von BURMEISTER und vor allem von ZORELL (1940–41) zu entnehmen.

Der Reichtum unterschiedlicher Gewässer macht gerade dieses Gebiet für Flora und Fauna besonders reizvoll. Negative Beeinflussungen gehen vor allem von den Abwasserbelastungen durch Landwirtschaft und Siedlungen, im Osterseengebiet von Iffeldorf aus. Hinzu kommt der in diesem Gebiet sich ständig vermehrende Druck des Tourismus mit seinen gerade für die wertvollen Uferzonen zerstörenden Auswirkungen. Besonders gefährdet sind der Fohensee und der Große Ostersee. Gewässerbelastungen durchziehen von Süden die gesamten Gewässer und beeinflussen nachhaltig die gesamte Fauna. Durch die Klarwassereinflüsse und die Selbstreinigungskraft gerade des Großen Ostersees, der mit einer Fläche von 120 ha und einem Volumen von 1 400 000 m³ (größte Tiefe: 30 m, mittlere Tiefe: 11,7 m; nach MELZER 1976) der größte der Seen ist, sind die nördlichen Seen noch relativ gering belastet (BURMEISTER 1984).

In Abbildung 1 sind alle im Verlauf der Erfassung aquatischer Tiergruppen gesammelten Habitate vermerkt. Die, die auf ihren Besatz an Köcherfliegen geprüft wurden, sind besonders gekennzeichnet und werden im folgenden charakterisiert. Dabei beziehen sich Nachweise von Imagines auf den Rander der bezeichneten Gewässer. Hierbei wurden Uferstreifen und Buschvegetationen besonders berücksichtigt. Die Ziffern werden bei den Arten vermerkt (Abb. 1).

3b *Verlandungszone südöstlich des Gröbensees*
Ausgedehnte Riedflächen in die kleinere Teiche ein-

gestreut sind. Diese werden teilweise von Quellen gespeist oder sind selbst große Quelltöpfe (Limnokrenen). Die Dunkelfärbung des Wassers weist auf Huminsäureanreicherung hin. Möglicherweise beeinflusst auch das nach Osten ansteigende Weidfeld mit seinen westlichen Abläufen den Chemismus dieser Kleingewässer. Diese sind mit Wasserpflanzen wie Nymphaea, Myriophyllum und Utricularia bewachsen und stehen im Frühsommer alle miteinander in Verbindung, da ausgedehnte Riedflächen überschwemmt sind.

4b Westufer des Lustsees, Waldquelle mit Ablauf
Der Lustsee gilt, da er nicht in das direkte Durchflusssystem eingegliedert ist, als der ungestörteste See. Er ist der tiefste der nördlichen Seenkette und wird durch Hang- und Seequellen gespeist (ZORELL 1940–81, LEHER 1958, MELZER 1976). Besammelt wurde im Verlauf dieser Untersuchung ein isolierter Quelltopf im zum Hang hin ansteigenden westlichen Bruchwald. Dieser ist über 2 m tief und weist an Ruhezonen dichte Laubstreulagen auf, die von den stark beschattenden Bäumen stammen (Durchmesser 1,2 m). Die Ränder bestehen aus überhängenden Braunmoospolstern. Der Ablauf zum See erfolgt bei starker Wasserführung über einen kleinen Bach hin zum Lustseeufer, sonst unterirdisch. Die Mündung liegt in einer breiten Schilfzone auf der Kalkmulde, in die einige tiefere Buchten mit Wasserpflanzen und Laubstreu eingegliedert sind.

5c Südwestecke des Stechsee
Seeufer hier steil, Verlandungszone hier mit hohen Schilfbeständen, Boden zum Teil mit groben Kiesen bedeckt, Wasserpflanzen fehlen. In Ufernähe einige Limnokrenen mit unterirdischem Ablauf. An diese Zone schließt sich im Süden und Südwesten ein Bruchwald an. In isolierten kleinen Buchten und durch die Wasserstände beeinflussten isolierten Kleinteichen und Pfützen bildet das Substrat eine dichte Laubauflage mit Faulschlammablagung.

6. Großer Ostersee und angrenzende Gewässer
Durch seine Größe besonders ausgezeichnet (s.o.) mit ausgesprochener Tiefenzone (Profundal). Die Uferzonen werden fast vollständig durch ausgedehnte Schilfränder gebildet, Cladium fehlt hier (MELZER 1976). Angrenzend an diese Uferbereiche sind vor allem Nadelwaldbestände und Weidflächen vorhanden. Am Ufer treten neben Kalkmuldestreifen auch Schotterflächen und Tonablagerungsränder auf.

6b Niedermoorabschnitt im Südwesten
Hier zahlreiche Limnokrenen und angrenzende Überläufe, die in die allgemein verbreiteten Vernässungszonen übergehen. Die Limnokrenen teilweise sehr tief und randlich mit Wasserminze (Mentha) sowie Braunmoosen bewachsen. Im westlich angrenzenden Bruchwaldstreifen tiefe vollständig mit Laub angefüllte, nur selten ständig wasserführende Quelltrichter.

6c Zuflußmündung aus dem Fohnsee (durch den Stichgraben 6d entlastet)

Verzweigtes Grabensystem mit schlammigen und steilen Ufern gebildet aus Seggentorfen, anschließend ein Großseggenried, das an die Hänge des ansteigenden Rückens der Hart angrenzt. In diesem Bereich eine sehr große Limnokrene mit entsprechender Klarwasserschüttung. Die Limnokrene sprudelt auch ständig Kalkmulde auf, in flachen Zonen Was-

serminzenbestände, sonst keine Wasserpflanzen oder Laubstreuablagerungen.

6d Ausfluß des Stichgrabens vom Fohnsee
Der Graben mit steilen Wänden und groben Schottern als Untergrund. Am Ausfluß zum Großen Ostersee eine Insel mit Wasserpflanzen (Myriophyllum, Phragmites, Juncus, Mentha) auf einem eingeströmten Geröllkegel. Der Gewässerboden hier im schnellfließenden Grabenabschnitt mit flutenden Beständen von Teichrosen (Nuphar lutea). Die Randzonen gekennzeichnet von dichten Carex-Büschelein und überhängenden Weichhölzern. Carexbestände bis zu 80 cm hoch und vom steinigen Uferstrand ansteigend.

6e Großer Quellteich an der Lauterbacher Mühle
Hier gespeist durch Limnokrenen und gefaßte Hangquellen. Die Uferböschung ist bewachsen, an flachen Abschnitten hangwärts dichte Carexbüschlein, sonst Inseln mit Wasserminze bestanden. Die gefaßten Hangquellen münden mäandrierend in den »Teich«.

6f Osterseeufer südlich der Lauterbacher Mühle.
Verlandungszone mit Phragmites Schilfzonen und Carex-Gesellschaften, Seggentorfbildung über der feinsedimentierenden Torfmulde (Kalk anstehend). Zwischen den Seggentorfaufgaben zahlreiche Kleinlebensräume bildend.

7. Westufer mit vorspringender Landzunge am Fohnsee

Diese Landzunge, die mit Weidengebüschen bedeckt ist, ragt in den Fohnsee hinein. Nach Norden schließt sich ein Cladiumried an. Zur Einengung in den Grabenabschnitt zum Großen Ostersee dehnt sich ebenfalls Cladiumried aus, in das Schilfinnseln eingestreut sind. An der Landzunge selbst steile Ufer mit feinem Sediment, dieses auch am Seeboden. Die Riedzonen gehen randlich zum Hang der Hart über in Großseggenried, die meist überschwemmt sind. Im Abflubereich zum Graben sind einige submerse Nupharbestände und Binseninseln (Juncus, Scirpus) vorhanden. In den Verlandungsbereichen steht rezenter Seggentorf an.

8.a Verbindungsgraben zwischen Eishaussee und Fohnsee

Dieses Gewässer mit steilen Ufern und seichten kleinen Buchten mit Hartschotter. Am Gewässerboden flutende Bestände der Teichrose (Nuphar lutea). Die Mündung zum Fohnsee weist lockere Schilfbestände auf.

8.b Ostufer des Eishaussees

Die abfallende Uferböschung ist mit Laubgehölzen bestanden, deren Blattfall am Ufer zu dichter Laubstreu führt. Hier bildet sich Faulschlamm, der zum Absterben großer Muschelbestände im Untersuchungszeitraum 1980 führte (Bedingungen?). Der See selbst stark eutrophiert, was vor allem am Ostufer zu starker Veralgung führt (Windeinfluß). Dieser See zeigte 1974/75 die stärkste Abnahme der Sichttiefe, bedingt durch die starke Erhöhung der Trophiestufe (MELZER 1976). Auch im Untersuchungszeitraum war im Sommer eine sehr auffällige Wasserblüte erkennbar.

9. Herrensee, Westufer

See flachauslaufend, auf hellen Seetonen dichte Phragmites-Bestände und Cladium mariscus-Ried am Übergang zu den anschließenden landwirtschaftlichen Nutzflächen. Kaum Wasserpflanzen vorhanden, randlich vereinzelt Gebüsche und tiefere, kurze einmündende Grabenabschnitte. Im Westen ein stark

veralgter blind endender Ausläufer des Bräuhausees, der in den Bruchwald (Norden) hineinreicht. In diesem tiefen Graben dichter Pflanzenwuchs und randlich mächtige *Carex*-Bulte.

10. Ostufer des Fischkaltersees

Flache Uferzone mit Schilf (*Phragmites communis*) und *Cladium*-Ried bewachsen, durch die stark beschattenden randlichen Bäume mit Laubstreu am Boden des Seeufers und im Ostabschnitt mächtige Faulschlammablagerungen, Uferstreifen schmal bis zum steil ansteigenden Terrassenabschnitt, auf dem dichte Nadelholzbestände aufstocken. Die negative Sauerstoffbilanz in diesem See, auch die angrenzenden stehenden Gewässer (Abb. 1) sind ähnlich belastet und zeigen im Sommer eine dichte Algenblüte, hat das Landesamt für Wasserwirtschaft zu Regenerationsmaßnahmen veranlaßt (Versuch). Zum Abbau der mächtigen Faulschlammablagerungen wird der Seeboden belüftet.

12. Moorteich nordwestlich des Gröbensees

Kleines Moorage in einem Hochmoorkomplex, der nach Osten bis zur Verlandungszone der Seen (Niedermoor) abfällt. Nach Süden ist dieser begrenzte Komplex offen mit Schwingrasen (Vegetation s. LEHER 1958), an den übrigen Ufern reichen die Spirkenbestände teilweise bis unmittelbar an die Wasserfläche. Moorteich selbst ohne Zu- oder Abfluss, Beeinflussungen von anderen Gewässertypen sind in den Überschwemmungsphasen sicher vorhanden. Im Wasser selbst einige Fische, die im Verlauf solcher Überschwemmungen in dieses extreme Gewässer gelangt sind; die stets deutliche Oberflächen-drift zeigt die Produktion an.

13. Brückensee

Kleines isoliertes Moor mit zentralem Weiher, umgeben von steilen Hängen, die im Süden und Westen von alten Fichtenbeständen bedeckt sind, im Norden kleiner Erlenbruch entlang eines Grabens, der nur zu Überschwemmungsphasen ein Ablauf hin zum Großen Ostersee darstellt. Im Südosten stehen Sphagnum-Torfe an (hochmoorig), im Nordosten nasse Sauergraswiesen auf Schilftorfen, die die steilen Uferänder bilden. Unmittelbar am Ufer hohe *Cladium*-Bestände, im Weiher selbst reiche Bestände der Seerose *Nymphaea alba*. Im Westen ist eine ausgedehnte Bülden- und Schlenken-Gesellschaft (Weiherbülden bis 160 cm hoch) ausgeprägt.

13a. Seeufer im Norden und Westen, am Torfabbau und auf umgestürzten Birken, kleine Erlengebüsche.

13b. Schlenken im Norden, tiefe Schlenken, die bis zum Niveau des Seebodens hinabreichen und flache mit Sauergräsern und Braunmoosen, die mit Torfschlamm angefüllt sind.

14. Lichtenbach, Verbindungsgraben zwischen Armeisee (Großer Ostersee) und Stechsee (Abb. 1)

Die sich verengenden sehr ausgedehnten und dichten Schilfbestände im Nordabschnitt des Großen Ostersees verengen sich stark zum Lichtenbach, der unter der Eisenbahnlinie und Straße (Seeshaupt – Iffeldorf) mit stärkerem Gefälle hindurchfließt (mit Barriere, Verhinderung der Fischabwanderung). Boden mit Grobschottern im südlichen Teil randlich keine Vegetationsinseln, steile Ufer. Von der Straßenbrücke ab, deren Bau zur Vermehrung von Schottern und Riegeln geführt hat, zur Einmündung in die südliche Verlandungszone des Stechsees mit dichten

Schilfinseln. Hier ruhigere Wasserführung, der Prallhang stark ausgetieft und am Gleithang mächtige Schlammablagerungen. Länge der ausgesprochenen Fließwasserstrecke etwa 10 m, Breite 4-6 m. Der Chemismus und die physikalischen Bedingungen sind sicher nicht mit denen eines Mittelgebirgsbaches vergleichbar, Wasserqualität entspricht der des Großen Ostersees.

16. Exponierte Lichtfalle zwischen Brückensee und Großem Ostersee

Auf einer Anhöhe zwischen beiden stehenden Gewässern, Viehweide, Ausrichtung nach Südosten, Funddaten s. o. Ihr Einzugsgebiet ist vor allem der Südabschnitt des Großen Ostersees mit seinen Schilf- und Riedzonen sowie zahlreichen sehr großen Limnokrenen (Quelltrichopteren), zwischen denen kleine Fließwasserstrecken mit feinem Sediment vorhanden sind. Gleichfalls kommen als mögliche Besiedlungsgewässer der Larven anliegender Köcherfliegen in Frage: Fließgewässer – Verbindungsgraben zwischen Fohnsee und Südteil Großer Ostersee, Kleine Bäche im Waldbereich westlich des Großen Ostersees; Moorgewässer: Brückensee mit angrenzenden Schlenken; Kleingewässer: Weidepflüzen und flache Tümpel im Südabschnitt des Fohnsees und Großen Ostersees; Seen: Großer Ostersee und Fohnsee mit Tiefenzone (Fohnsee nach dem Ostersee der größte des Gebietes), Feinsedimenten, Kiesabschnitten, Verlandungszonen.

Das Arteninventar

Die im Gebiet der Osterseen nachgewiesenen Köcherfliegenarten werden im folgenden entsprechend ihrer Fundorte getrennt nach Imagines und Larven aufgeführt. Die Habitate der Larven und die Lokalitäten, in denen die Imagines gefangen wurden (Umgebung der Gewässer) sind der Fundortliste (3b-16. Ziffern) zu entnehmen. Die systematische Reihenfolge entspricht in beiden Artenlisten der von BOTOSANEANU & MALICKY (1978).

Imaginallunde (geflügelte Geschlechtsiere)

Rhyacophilidae	
<i>Rhyacophila dorsalis</i> Curt.	– 16
Glossosomatidae	
<i>Glossosoma boltoni</i> Curt.	– 16
<i>Glossosoma</i> sp.	– 16
<i>Agapetus fuscipes</i> Curt.	– 16
<i>Agapetus ochripes</i> Curt.	– 16
Hydroptilidae	
<i>Oxyethira</i> sp.	– 16
<i>Hydroptila forcipata</i> Eat.	– 16
<i>Hydroptila pulchricornis</i> Pict.	– 6d
Hydropsychidae	
<i>Hydropsyche angustipennis</i> Curt.	– 14
<i>Hydropsyche guttata</i> Pict.	– 16
<i>Hydropsyche</i> sp.	– 16
Polycentropidae	
<i>Neureclipsis bimaculata</i> L.	– 6d,6c,16.7
<i>Plectrocnemia geniculata</i> McL.	– 6d
<i>Polycentropus irroratus</i> Curt.	– 14
<i>Polycentropus flavomaculatus</i> Pict.	– 16
<i>Polycentropus</i> sp.	– 13b
<i>Cyrnus flavidus</i> McL.	– 4b
<i>Cyrnus trimaculatus</i> Curt.	– 7.6d,6c,6e,6f,16

Psychomyidae	
<i>Lype phaeopa</i> Steph.	– 6c,6d
<i>Tinodes waeneri</i> L.	– 6c,6d,6e
Phryganeidae	
<i>Agrypnia varia</i> F.	– 16
Limnephilidae	
<i>Limnephilus binotatus</i> Curt.	– 3b,7.13a.16.6d
<i>Limnephilus decipiens</i> Kol.	– 6d,6e,12
<i>Limnephilus extricatus</i> McL.	– 16
<i>Limnephilus fuscicornis</i> Ramb.	– 6d
<i>Limnephilus germanus</i> McL.	– 7.13a,6c,10
<i>Limnephilus ignavus</i> McL.	– 13a
<i>Limnephilus lunatus</i> Curt.	– 6d,6f,6c,13a,16
<i>Limnephilus marmoratus</i> Curt.	– 6d,6c,13a,16
<i>Limnephilus rhombicus</i> L.	– 7.16
<i>Limnephilus sparsus</i> Curt.	– 16
<i>Anabolia nervosa</i> Curt.	– 13a,13b,6d
<i>Allogamus auricollis</i> Pict.	– 7
<i>Chaetopteryx villosa</i> F.	– 6f
Goeridae	
<i>Goera pilosa</i> F.	– 6c,6d,16
<i>Silo pallipes</i> F.	– 16
Lepidostomatidae	
<i>Lepidostoma hirtum</i> F.	– 16
Leptoceridae	
<i>Athripsodes aterrimus</i> Steph.	– 13b,6c,6d,13a,16,7
<i>Athripsodes cinereus</i> Curt.	– 6d,7
<i>Ceraclea dissimilis</i> Steph.	– 16
<i>Mystacides azurea</i> L.	– 7.6d,8a,6c,13a,16
<i>Mystacides longicornis</i> L.	– 7.16,6e
<i>Erotesis baltica</i> McL.	– 13b,7.13a,6e,16
<i>Oeceis furva</i> Ramb.	– 16
<i>Oeceis lacustris</i> Pict.	– 16
<i>Oeceis ochracea</i> Curt.	– 16
<i>Ceraclea</i> sp.	– 16
Molannidae	
<i>Molanna angustata</i> Curt.	– 6d,6f,7.16
Larvenfunde (Jugendstadien im Gewässer)	
Hydropsychidae	
<i>Hydropsyche</i> sp.	– 14
Polycentropidae	
<i>Neureclipsis bimaculata</i> L.	– 6d,14.7
<i>Plectrocnemia geniculata</i> McL.	– 6c
<i>Polycentropus flavomaculatus</i> Pict.	– 14
<i>Cyrnus flavividus</i> McL.	– 7
<i>Polycentropus</i> sp.	– 14,6d
Phryganeidae	
<i>Oligotricha striata</i> L.	– 13a,13b
<i>Phryganea</i> sp.	– 3b
Limnephilidae	
<i>Limnephilus lunatus</i> Curt.	– 6c,6d,3b,6e
<i>Limnephilus politus</i> McL.	– 7
<i>Limnephilus</i> sp.	– 4b,8b,9.7.5c,13b,7.6c,6f
<i>Limnephilidae</i> gen. sp.	– 6d,6b,6c,3b,6f
<i>Glyphotaelius pellucidus</i> Retz.	– 4b
<i>Potamophylax</i> sp.	– 6e
<i>Halesus</i> sp.	– 13a
Goeridae	
<i>Silo pallipes</i> F.	– 14

Leptoceridae	
<i>Athripsodes aterrimus</i> Steph.	– 7
<i>Athripsodes cinereus</i> Curt.	– 7
<i>Mystacides longicornis</i> L.	– 7
<i>Mystacides</i> sp.	– 7,6c
<i>Leptocerus tineiformis</i> Curt.	– 4b
<i>Leptocerus</i> sp.	– 7
<i>Leptoceridae</i> gen. sp.	– 7,8a,9,4b,10
Sericostomatidae	
<i>Sericostoma personatum</i> K. & Sp.	– 6e
Molannidae	
<i>Molanna</i> sp.	– 7,6c

Aufgrund der Imaginal- und Larvenfunde sind damit für das Osterseeengebiet 52 Köcherfliegenarten nachgewiesen. 44 Arten waren dabei als Imagines zu bestimmen, 8 konnten zusätzlich unter zahllosen Larven determiniert werden (Arten bzw. Gattungen ohne mögliche Artbestimmung, meist ♀♀ oder juv. Larven).

Damit gehört das Gebiet der Osterseen zu den in neuerer Zeit bestuntersuchten Arealen. Vergleichbar sind hier die Untersuchungen von WICHARD & UNKELBACH (1973) über das Eggstätter Seengebiet im Chiemgau und die Aufsammlung im Murnauer Moos durch BURMEISTER u. BURMEISTER (1982). Als publizierte ältere Arbeiten zur Köcherfliegenfauna Oberbayerns und des Voralpenraumes, die einen Vergleich mit den hier vorliegenden Untersuchungen zulassen, sind zu nennen: THIENEMANN (1936), FISCHER (1968) und DÖHLER (1948), dessen sehr reichhaltige Sammlung bayerischer Trichopteren bisher noch nicht vollständig bearbeitet werden konnte.

Verteilung der Arten auf die Lebensräume

Das Gebiet der Osterseen wird besonders durch die Vielzahl größerer und kleinerer stehender oder schwach durchflossener Gewässer charakterisiert. Außer diesen dominierenden Lebensräumen, die für Besiedler des Seebodens sowie der Brandungs- und Verlandungszone von Seen (WICHARD & UNKELBACH 1973) ein besonders reichhaltiges Habitatangebot darstellen, sind vor allem noch die Quellen, meist Limnokrenen, und die kurzen Fließwasserabschnitte sowie die Moorgewässer für aquatische Insekten besiedelbar. Diese müssen eine Toleranz gegenüber dem hohen Kalkgehalt ihres Lebensraumes besitzen.

Fließwasserarten

Als Fließgewässer sind im Gebiet der Osterseen neben kleinen Waldbächen im Südwesten des Gebietes, die jedoch im Verlauf dieser Untersuchung nicht berücksichtigt wurden, die schneller fließenden Verbindungsgewässer der Seen zu nennen. Hier treten besonders der Lichtenbach (14) und der Zufluß vom Fohnsee zum Großen Ostersee (6d) als Besiedlungsräume hervor. Charakteristische Hartsubstrate sind nur stellenweise vorhanden, vielmehr besitzen diese den Charakter von Tieflandbächen. Neben diesen sind die Quellläufe selbst oder sogar die Quellen als Lebensräume von Fließwasserarten anzusprechen. Dies ist vor allem am Südufer des Großen Ostersees der Fall. Diese Habitate sind im Gegensatz zu den ausgesprochenen Fließgewässern sehr sauerstoffarm, was an die Bewohner spezielle

Anforderungen stellt. Unter den Polycentropiden und Goeridae (*Goerapilosa* F.) sowie den Psychomyidae sind einige Arten auch in der Brandungszone der Seen zu finden, obwohl diese Familien ausgesprochen fließwasserbesiedelnde Arten enthalten. Die Brandung besitzt vermutlich ähnliche Lebensbedingungen wie Sauerstoffreichtum, mechanische Bewegung bzw. hydraulischen Streß wie Fließgewässer der Mittelgebirge.

Als Fließgewässerarten wurden im Verlauf dieser Untersuchung im Gebiet der Osterseen *Rhyacophila dorsalis* Curt., die Glossosomatidae mit mindestens 3 Arten, von denen *Agapetus fuscipes* Curt. auch Quellen besiedelt, *Hydroptila*-Arten, von denen *H. pulchricornis* auch aus Seen gemeldet wird, nachgewiesen. Allgemein stellen WICHARD & UNKELBACH (1973) und WICHARD (1974) die Hydroptilidae zu den Gruppen, die eine Präferenz für die Verlandungszonen der Seen besitzen. Demgegenüber ist jedoch die Mehrzahl der Arten dieser Familie in Fließgewässern (Bäche und Flüsse) nachgewiesen worden (BOTOSANEANU & MALICKY 1978). Charakteristische Bewohner unserer Fließgewässer sind die Arten der Gattung *Hydropsyche*, die auch als Larven leicht kenntlich sind, artlich jedoch nicht getrennt werden können. *Hydropsyche angustipennis* Curt. wurde in der Randvegetation am Lichtenbach beobachtet, dem einzigen Fließgewässer mit Gefälle, in dem auch zahllose Larven gefunden wurden. Wie auch von *H. guttata* Pict. liegen in Bayern mehrere Funde aus Bächen und Flüssen vor (BURMEISTER 1983). Die meisten Fließwasserbewohner wurden wie auch *H. guttata* jedoch an der exponierten Lichtfalle beobachtet (16), das Wohngewässer der Larven ist dadurch nicht bestimmbar. Eigentliche Fließgewässer, die etwa von *Hydropsyche* oder *Rhyacophila* besiedelt werden könnten, fehlen jedoch in diesem Gebiet (Großer Ostersee, Brückensee). An dem langsam fließenden Verbindungsgraben zwischen Fohnsee und Großem Ostersee konnte die Fließwasserart *Plectrocnemia geniculata* McL. nachgewiesen werden, die Larven fanden sich im großen Quelltrichter am Großen Ostersee (6c), einem Lebensraum, den BOTOSANEANU & MALICKY (1978) neben typischen Bächen angeben. TOBIAS & TOBIAS (1981) erwähnen *P. geniculata* auch als crenobiont nur kurz unterhalb der Quelle im Bach vorkommend. Ein Bachsystem ist jedoch hier im Anschluß an die Limnokrene nicht vorhanden. Die beiden *Polycentropus*-Arten, die einzigen, die in Bayern nachgewiesen sind (BURMEISTER 1983), besiedeln vorwiegend Fließgewässer, Larven wurden ausschließlich in solchen im Gebiet der Osterseen beobachtet. *Polycentropus irroratus* Curt. wurde aus Bayern in den letzten Jahren nicht mehr gemeldet. Nur Fischer (1968) erwähnt Funde in Schwaben.

Unter den Limnephilidae, eine Familie, die weitgehend Bewohner stehender Gewässer umfaßt und eine deutliche Präferenz für die Verlandungszonen der Seen aufweist (WICHARD & UNKELBACH 1973), sind nur wenige Arten, die auch Fließgewässer besiedeln. Unter den *Limnephilus*-Arten sind zahlreiche, die pflanzenreiche Uferzonen großer Flüsse besiedeln, aber dies nicht ausschließlich (TOBIAS & TOBIAS 1981, BOTOSANEANU & MALICKY 1978). Dagegen gehört die Gattung *Potamophylax* zur Bach- aber auch Quellfauna, was durch den Larvenfund im kalten sauerstoffreichen Quellteich an der Lauterbacher Mühle bestätigt wird. Ebenso

gehören *Allogamus* und *Halesus* zur Fließwasserfauna, wobei letztere Gattung auch im Uferbereich größerer stehender Gewässer (Brandungszone) vorkommen kann.

WICHARD & UNKELBACH (1973) fanden dagegen diese Gattung in ihrem oberbayerischen Untersuchungsgebiet nicht im Uferbereich der Seen. Der Larvenfund am Brückensee ist von besonderer Bedeutung, da es sich hier um ein Moorgewässer handelt, in das jedoch an der Fundstelle ein schwach wasserführender Quellhorizont sich zusammenschließt und einen Klarwasseraustausch hier zuläßt (Brückensee – Südufer).

Typische Fließwasserformen sind *Silo pallipes* F. und *Sericostoma*-Arten. Diese waren jedoch als Larven nicht in den Fließwasserabschnitten des Gebietes nachzuweisen. So ist das Fehlen von *Silo* im Lichtenbach erstaunlich, da diese Arten oft in großer Zahl gemeinsam mit *Hydropsyche* und *Rhyacophila* derartige Lebensräume besiedeln. Letztere Gattungsvertreter fehlen auch in diesem Gewässerabschnitt. Aus welchem Lebensraum die Lichtfallenfänge von *Silo pallipes* und *Rhyacophila dorsalis* stammen (16), ist nicht zu klären. *Sericostoma personatum* Larven fanden sich dagegen im Quellteich an der Lauterbacher Mühle wie *Potamophylax* (s. o.), was die Bedeutung dieses Gewässers vor allem für Klarwasserformen verdeutlicht. Auf die Gefährdung gerade solcher Lebensräume wird im folgenden noch eingegangen.

Keine direkte Präferenz für Fließgewässer zeigt *Lepidostoma hirtum*, doch sind Funde aus solchen häufig ebenso wie Nachweise aus der Brandungszone der Seen. Dies wird durch TOBIAS & TOBIAS (1981) bestätigt, die bewegtes Wasser als bevorzugten Lebensraum erwähnen. Ähnliches gilt für die Mehrzahl der auch an den Osterseen häufig gefundenen Leptoceridae, die WICHARD & UNKELBACH (1973) eindeutig der Seenbrandungszone als dominante Gruppe zuordnen, Funde aus Verlandungszonen dagegen selten sind, bzw. beide Habitatangebote genutzt werden. Larvenfunde dieser Gruppe waren im Gebiet vor allem in den südöstlichen Seen sehr häufig, wobei die direkten Verlandungszonen mit ihren flachen überschwemmten *Carex*- und *Cladium*beständen meist gemieden wurden. Besonders zahlreiche Arten fanden sich an der Westspitze und der vorragenden Halbinsel am Fohnsee (7), was jedoch auf die Zugänglichkeit zurückzuführen ist. Nur hier konnte der Seeboden und der sich verflachende Bereich hin zum Ausfluß besammelt werden, was in anderen Gewässern durch den breiten unbeherrschbaren Verlandungstreifen unmöglich war. Echte Fließwasserbewohner unter den Leptoceridae wie *Adicella* und *Setodes* waren im Gebiet nicht nachzuweisen.

Die Leptoceridae mit ihrer Bevorzugung für bewegte Gewässer leiten über zur Seenausflußbioocoenose.

Köcherfliegenarten der Seen

Seen sind im Gegensatz zu Weihern und Teichen charakterisiert durch eine Sprungschicht, die eine Tiefenzone von einer Oberflächenebene abgrenzt. Letztere wird im Jahreszyklus sehr häufig umgeschichtet, erstere meist nur ein bis zwei mal im Jahr. Unter den Insekten sind nur wenige Gruppen in die Tiefenzone, das sog. Profundal vorgedrungen. Hier sind vor allem die Chironomiden (Zuckmücken) zu nennen, die den Bodenschlamm neben Würmern und Kleinkrebsen besiedeln. Im Gebiet der Osterseen ist

hinsichtlich der Schichtung nur der Große Ostersee (max. Tiefe 30 m) und möglicherweise der Fohnsee (max. Tiefe 23,7 m) als echter See anzusprechen. Die übrigen großen stehenden Gewässer sind nach dieser Definition »nur« größere Weiher. Größere Tiefen besitzen die sich nördlich an den großen Ostersee anschließenden Gewässer (15,6 – 19 m), die faunistisch sicher zum Komplex Großer Ostersee gehören und der Eishaussee und Lustsee (19,6 m bzw. 18 m). Der Eishaussee zeigt in Sommermonaten eine dichte Algenblüte, d. h. einen eutrophen Zustand, der auf den Weihercharakter hinweist. Über den Lustsee, der von der Nutzfischerei als besonders »gut« bezeichnet wird, lassen sich diesbezüglich keine Aussagen machen, Algenblüten sind hier jedoch nicht zu beobachten.

Als echte Seearten sind am ehesten die Molannidae unter den Köcherfliegen anzusprechen, da sie auch in größerer Tiefe weit unter dem Bereich der am Boden wurzelnden Pflanzen angetroffen werden können. Im Gebiet der Osterseen war diese Familie durch *Molanna angustata* Curt. vertreten. Auf diese Art lassen sich sicher auch die Larvenfunde beziehen. WICHARD & UNKELBACH (1973) fanden diese Art ausschließlich im Eggstätter Seengebiet. *Molanna angustata* war vor allem auf dem Feinsediment des Seebodens im Fohnsee, am Großen Ostersee und der ausgedehnten Limnokrene im Südosten (2 leere Gehäuse) zu finden. Besonders häufig waren Larven 1980 nördlich der westlichen Landzunge des Fohnsees in 1 bis 3 m Tiefe zu beobachten. Da die Art auch aus größerer Tiefe bekannt ist, ist eine weitere Besiedlung des Fohnsees und des Großen Ostersees anzunehmen. Die häufigen Imaginalfunde am Fohnsee und Großen Ostersee bestätigen diese Annahme der dichten Besiedlung. Im Jahr 1981 ließ sich ein auffälliger Rückgang der Art am Fohnsee beobachten, auf den noch eingegangen werden soll. In diesem Jahr waren Imagines nur noch am Großen Ostersee (+ Lichtfalle) nachzuweisen. *Molanna angustata* scheint Schilfzonen und Pflanzengürtel trotz vorhandenem Feinsediment zu meiden. Die Larven, die zum Gehäuseaufbau diese feinkörnigen Partikel benötigen, waren nur auf unbewachsenem Gewässerboden zu finden.

Die in der Verlandungs- aber auch der Brandungszone der Seen lebenden Köcherfliegen gehören sicher nicht zur eigentlichen Seefauna. Sie sind in allen größeren Gewässern wie Weihern und Teichen zu finden. Hier sind vor allem die Limnephilidae zu nennen, die WICHARD (1974) und WICHARD & UNKELBACH (1973) zusammen mit den Phryganeidae und Hydroptilidae der Verlandungszone der Seen zurechnet, d. h. der Großteil der Arten diesen Lebensraum bevorzugt. Dies beruht vermutlich auf dem Nahrungsangebot durch die Vielzahl verschiedener Verlandungsbesiedler (eigene pflanzensoziologische Einheit) und die geringe mechanische Beanspruchung. Demgegenüber finden sich Leptoceridae, Psychomyiidae und Molannidae (s. o.) nach WICHARD u. UNKELBACH (1973) vorwiegend in der Brandungszone, wobei berücksichtigt werden muß, daß hier ausschließlich von Imaginalfängen ausgegangen wird. Brandungs- und Verlandungszone etwa am Großen Ostersee sind unmittelbar miteinander verzahnt und kleinräumig, so daß hier eine Differenzierung nicht möglich ist. An den nördlichen Seen sind fast ausschließlich Verlandungszone uferbildend. Da größere Flächen von Brandungszone, im

Gebiet auf Kiese oder Tone auflaufend, als Badeplätze genutzt werden, sind am Boden lebende Köcherfliegenlarven hier besonders selten, was selbst auf das Frühjahr zutrifft.

Als typische Besiedler der Brandungszone werden von WICHARD (1974) ohne Ausnahme die Leptoceridae aufgeführt. Die im Jahre 1980 in großer Zahl vorhandenen Larven verschiedener Arten am Fohnsee widersprechen dieser Auffassung, da in diesem Bereich keine Brandungszone ausgeprägt ist. Wahrscheinlicher ist, daß sie zur sog. Seenausflußbiozönose gehören, zu der vor allem auch *Neureclipsis bimaculata* L. zu zählen ist (BURMEISTER 1983, siehe auch Nachweise im Gebiet). Besonders die Verengung des Fohnsees hin zum künstlichen Ablauf in den Großen Ostersee, der den früheren natürlichen Ablauf im Süden umgeht, dieser ist nur noch in Überschwemmungsphasen funktionstüchtig, könnte einen günstigen Lebensraum für eine derartige Lebensgemeinschaft bilden. Es ist denkbar, daß sich hier ursprüngliche Fließwasserarten ansiedeln, vergleichbar denen der Brandungsufer der Seen. Dieser Biotop der Seeausflüsse müßte in der Zukunft genauer untersucht werden, um eine Lebensgemeinschaft zu ordnen zu können. Gerade in diesem Abschnitt des Fohnsees fand sich auch die Fließwasserart *Allogamus auricollis* Pict. und Arten mit einer Präferenz für ruhige Gewässerabschnitte, wie *Cyrnus flavidus* McL. (im Gebiet nur ungenügend bekannt) und *Limnephilus politus*, der auch tiefere Zonen des Seenlitorals besiedelt.

Die Psychomyiidae, im Gebiet der Osterseen durch *Lype phaeopa* Steph. und *Tinodes waeneri* L. wie im Eggstätter Seengebiet (WICHARD & UNKELBACH 1973) vertreten, werden von diesen Autoren der Seebbrandungszone zugeschrieben. Die Nachweise der Imagines am Großen Ostersee lassen eine derartige Zuordnung nicht zu, da der Nachweis der Larven nicht erbracht werden konnte.

Arten der pflanzenreichen Kleingewässer

Pflanzenreiche Kleingewässer wie Teiche und Weiher zeigen ähnliche Bedingungen wie die Seuefer und weisen unter den Köcherfliegen auch ein fast identisches Arteninventar auf. Einige Arten sind vor allem aufgrund des Köcherbaues auf Blattanteile angewiesen, die von der dichten Randvegetation, deren lebenden Anteile (etwa *Carex*- oder das weniger beliebte Schneidegras *Cladium*) oder vom Laubfall (Gebüsche und Bäume) herrühren. *Glyptotaelius pellucidus* Retz. mit seinen voluminösen Gehäusen fand sich nur im Bereich der Waldquelle mit ihren dichten Laubstreuauflagen. Hier waren auch *Leptocerus tineiformis* Curt. und unbestimmbare Leptoceridae sowie *Limnephilus*-Arten zu finden. Neben diesen sind vor allem auch Phryganeidae in derartigen Kleingewässern häufiger nachzuweisen. *Phryganea*-Larven fanden sich in den isolierten Kleinteichen am Gröbensee (3b).

Bewohner von Moorgewässern

Im Gebiet der Osterseen sind neben den großen stehenden Gewässern auch ausgedehnte Moorflächen vorhanden, die zu den Verlandungszone uferleitend. Meist handelt es sich bei diesen um Niedermoore, die keine charakteristischen Köcherfliegenarten aufweisen. Eigentlichen Moorcharakter, mit seinem extremen Wasserchemismus besitzt nur das

Moorloch im Norden (12) und der Brückensee mit seinen Randzonen. Als echte Hochmoore sind jedoch beide Habitate nicht anzusprechen, was auch durch die Besiedlung der *Limnephilus*-Arten bestätigt wird. Aus Mooren speziell werden dagegen *Erotesis baltica* McL. und *Oligotricha striata* L. gemeldet (BOTOSANEANU & MALICKY 1978, BURMEISTER u. BURMEISTER 1982), die am Brückensee (13) beobachtet werden konnten.

Bemerkenswerte Arten

Im Verlauf der Aufsammlung von Köcherfliegen im Gebiet der Osterseen konnten einige Arten nachgewiesen werden, die als selten anzusprechen sind. Diese Aussage muß jedoch auch dahingehend verstanden werden, daß zwar Nachweise bisher selten erwähnt werden, was jedoch auf die zu geringe Kenntnis der Verbreitung dieser Tiergruppe in Bayern zurückgeführt werden kann (BURMEISTER 1983). Bisher wurde der aquatische Lebensraum besonders im Bayern auf seinen Besatz an Tieren nur in Einzelfällen geprüft, so daß eine Aussage zur Faunistik einzelner Arten nur in sehr vorsichtigem Maße erfolgen kann.

Hydroptila pulchricornis Pict.

Nachweise dieser Art sind bisher aus Bayern nicht bekannt (BURMEISTER 1983). Auch TOBIAS & TOBIAS (1981) klammern Bayern als Verbreitungsgebiet in seinen sonst sehr großzügigen Karten aus. Das südlichste Vorkommen reicht bis zu den Westalpen (Frankreich) und nach Osten bis in Höhe des Bodensees. Im Norden ist die Art in Dänemark, Norddeutschland, BeNeLux, über Polen bis zur UdSSR, Schweden und Finnland verbreitet. Als Besiedlungsgewässer werden pflanzenreiche, langsam fließende aber auch stehende Gewässer angegeben. Im Gebiet der Osterseen ist eine Zuordnung des einen Männchens dieser Art, das am Zufluß des Großen Ostersees (6d) gefangen werden konnte, zum Wohngewässer der Larve nicht möglich. Ein mögliches Habitat können die Pflanzeninseln im Einlauf sein.

Neben *Hydroptila pulchricornis* Pict. sind einige weitere Arten bisher nur von wenigen Lokalitäten in Bayern bekannt, oder es fehlen neuere Nachweise. Derartige Funde stellen die Bedeutung eines Gebietes heraus, doch sollten sie nicht überbewertet werden. Der Grad der Diversität der Fauna, die meist mit den Funden seltener Arten parallel verläuft (Ausnahme: besonders extreme Lebensräume), sollte vor allem als Indiz für die Lebensraumqualität herangezogen werden. Gleichzeitig strebt der Bearbeiter einer Tiergruppe eine Qualifizierung der Arten an, nach der ausgewogene Arten- und Individuenzahlen in einem Areal eine »bessere« Beurteilung erhalten als zahlreiche ubiquitäre Arten, die möglicherweise ursprüngliche Besiedler bereits verdrängt haben.

Unter den seltenen Arten sind zu nennen:

Oxyethira sp., von der in Bayern bisher nur *O. flavicornis* Pict. und *O. frici* Klap. nachgewiesen wurde. Erste Art fand auch WICHARD & UNKELBACH (1973) im Eggstätter Seengebiet – bisher einziger Fund, Funde von *O. frici* stammen aus Franken (bis 1924).

Hydroptila forcipata Eat. – auch diese Art der vermutlich wenig besammelten Familie der Hydroptilidae, die besonders kleine Arten enthält, ist in

Bayern selten. Publierte Nachweise für Bayern fehlen. Ältere Funde sind in der Zoologischen Staatssammlung München (ZSM) und in der Sammlung Döhler (Senckenberg-Museum Frankfurt) aus Bayern hinterlegt. TOBIAS & TOBIAS (1981) geben als Lebensraum der Larven größere Flüsse an.

Polycentropus irroratus Curt. – Publierte Fundangaben sind nur bei FISCHER (1968) aus Schwaben enthalten. Dies gilt auch für *Limnephilus fuscicornis* Ramb., der zusätzlich nur bei WALSER (1848, 1864) und ULMER (1920) belegt ist. Die Angaben von FISCHER beruhen vielfach auch auf älteren Funden, die er erst 1968 zusammengefaßt hat.

Ceraclea dissimilis Steph. – Auch diese Art wird nur bei FISCHER (1968) aus bayerisch Schwaben erwähnt, neuere Angaben fehlen. Erst in jüngster Zeit konnte diese Art am Unteren Inn wiedergefunden werden (BURMEISTER 1983). Auch bei der Beurteilung dieser Art, die in ganz Europa verbreitet ist, wird der Mangel an faunistischen Untersuchungen besonders in Bayern deutlich. Diese Art, deren Larven Flüsse und Seen besiedeln, ist sicher im Gebiet nicht selten.

Erotesis baltica McL. – Dieser Moorbewohner ist in Bayern bisher nur aus dem Eggstätter Seengebiet (WICHARD & UNKELBACH 1973) und dem Murnauer Moos im Alpenvorland (BURMEISTER & BURMEISTER 1982) gemeldet. Nur ULMER (1920) erwähnt alte Funde in Bayern, vermutlich ist sie jedoch in Mooren regelmäßig anzutreffen.

Oecetis furva Ramb. – Publierte Angaben aus Bayern zu dieser Art liegen nicht vor. Nur DÖHLER (Sammlungsprotokoll) fand sie im Maingebiet, damit handelt es sich hier um den ersten publizierten Nachweis aus Oberbayern. Belegstücke in alten Sammlungen sind nicht bekannt. TOBIAS & TOBIAS geben als Lebensraum der Jugendstadien pflanzenreiche, unbeschattete, flache Tümpel und Teiche an.

Oecetis lacustris Pict. – Dieser Bewohner stehender und langsam durchströmter Gewässer, wie sie das Gebiet in besonders reicher Zahl enthält, wird nur bei WALSER (1848, 1864), ULMER (1920) und in neuerer Zeit bei ENGELHARDT (1951) und FISCHER (1968) erwähnt. Alte Funde aus Bayern sind in Sammlungen hinterlegt.

Oecetis ochracea Curt. – TOBIAS & TOBIAS (1981) geben für diese Art als Lebensraum Teiche, Seen, Altwässer und Flußbuchten an. Den ersten Nachweis für Oberbayern melden WICHARD & UNKELBACH (1973) aus dem Eggstätter Seengebiet. DÖHLER (Sammlungsprotokoll) fand die Art im Maingebiet, Funde ab 1940 fehlen jedoch. Die Art ist in Mitteleuropa sonst überall verbreitet.

Leptocerus tineiformis Curt. – Auch diese Art wird hiermit erstmalig für Oberbayern gemeldet. Vergleiche mit den Angaben bei BURMEISTER (1983) zeigen, daß diese Art bisher nur aus Unterfranken (WEIDNER 1963) bekannt war. Die Artcharakteristika der Larven erlauben es, die Determination der Larven als gesichert anzusehen und sie in diese Aufzählung mitaufzuführen.

Von den im Gebiet der Osterseen nachgewiesenen 52 Arten sind 10 bisher aus Bayern überhaupt nicht bekannt, nur ältere Funde liegen vor, oder sie sind bisher nur von einer oder wenigen Lokalitäten in

Bayern bekannt geworden. Dies zeigt den geringen Kenntnisstand der Faunistik dieser Tiergruppe, die zu den charakteristischen Bewohnern unserer Gewässer gehört. Dieser bedauerliche Mangel an Untersuchungen zeigt sich auch in der Anzahl der Nachweise sonst in Europa allgemein als häufig erwählter Arten. So sind *Limnephilus binotatus* Curt., *L. decipiens* Kol., *L. marmoratus* Curt., *Allogamus auricollis* Pict., *Oecetis lacustris* Pict. (s. o.), *Cyrnus flavidus* McL. und *Tinodes waeneri* L. ab dem Jahre 1930 nur von etwa zwei Standorten in Bayern gemeldet worden, obwohl sie teilweise im Gebiet der Osterseen durchaus häufig waren. Diese Aufzählungen zeigen zunächst den Wert des Gebietes als Lebensraum für eine aquatische Insektengruppe aber auch die Notwendigkeit derartiger Untersuchungen.

Die Gefährdungen des Gebietes

Aus den Fundlokalitäten der Köcherfliegen und der geringen Intensität der Besammlungen von Imagines im nördlichen Seenabschnitt wird ersichtlich, daß ein Vergleich zwischen der nördlichen und südlichen Seenplatte nicht möglich ist. BURMEISTER (1984) erwähnt, daß die nördlichen stehenden Gewässer ungestörter sind als die südlichen, was auf Einflüsse durch den Ort Iffeldorf und den im Süden deutlich stärkeren Tourismus zurückgeführt werden kann. Innerhalb der Jahre 1980 und 1981 konnten jedoch gerade bei der Besiedlung von Köcherfliegen im Gebiet der südlichen Seen beängstigende Beobachtungen gemacht werden, die sich mit denen bei anderen Tiergruppen decken. Massenwechsel in einer Biozönose bei einzelnen Arten sind ein natürlicher Vorgang, doch wenn diese bei verschiedenen Arten zeitlich und räumlich parallel verlaufen, kann dies auf äußere Bedingungen meist anthropogener Herkunft zurückgeführt werden, gerade dann, wenn sich eine folgende Stabilisierung des Gleichgewichtes nicht wieder einstellt.

Im Jahre 1980 konnten im Fohnsee auf dem Feinsediment in großer Zahl vor allem *Molanna*-Larven beobachtet werden. Ebenso fanden sich Imagines in großer Dichte in der Randvegetation des Westufers. Die Larvengehäuse dieser Art sind besonders nach Durchsieben des Sandes leicht kenntlich. 1981 fand sich im gleichen Areal (westliche Landzunge) und zur gleichen Zeit (10. 5. – 20. 6.) nur noch ein leeres Gehäuse. Ähnliche Verhältnisse lagen bei den Larven der Leptoceeridae vor, deren Population in diesem Bereich (s.o.) einen augenfälligen Schwund zeigte. Gleichzeitig konnte am Einlauf des großen Ostersees beobachtet werden, wie zahllose juvenile Individuen der bodenbewohnenden Muscheln (*Unio*, *Anodonta* = Maler-, Teichmuschel) 1984 aus dem Fohnsee angespült wurden. (Burmeister 1984). Gerade im Jahr 1980 (Ende) und am Beginn des Jahres 1981 nahm der Wassersport gerade am Fohnsee überraschend zu, so daß für diese Erscheinungen dies als mögliche Ursache gesehen werden kann. Durch die unnatürlichen Wasserbewegungen wie sie durch Schwimmer oder Surfer hervorgerufen werden, wird der Bodenschlamm in geringeren Tiefen (bis 150 cm) derart aufgewirbelt (leichte Kalkpartikel der Bodenmulde), daß sich viele Bodenbewohner nicht mehr halten können und andere vom Sediment zugedeckt werden und so ersticken. Besonders die Uferstreifen sind durch Anfänger des Surfsports stark gefährdet. Wichard & Unkelbach (1973) geben zwar *Molanna angustata* Curt. aus der

Brandungszone an, führen aber nur Imagines auf, die aus den tieferen Searealen stammen. Im Jahre 1981 konnte diese Köcherfliege nur noch am Großen Ostersee und an der Lichtfalle nachgewiesen werden. Ein Schutz der Uferzonen mit ihrer mehr oder weniger dichten Vegetation trägt zum Erhalt dieses sehr differenzierten Lebensraumes bei. Dabei sollten nicht nur die Wasservögel beachtet werden, sondern auch die mit zahllosen Arten vertretenen Kleinlebewesen, die einen wesentlichen Baustein des gesamten Systems darstellen (Nahrung, Herstellung von Räuber-Beute Gleichgewichten, Zurückdrängung bestimmter Pflanzen, etc.). Trotz der Schutzräume für Brutvögel am Fohnsee kommt es in Abschnitten zum Verlust von Faunenelementen, der sich zwangsläufig auf die ohne Barriere angrenzenden Areale überträgt. Der Bedeutung der Ufer, ob Brandungs- oder Verlandungsabschnitte, ist die Regierung von Oberbayern gerecht geworden, indem sie einige dieser Habitate in ein Naturschutzgebiet überführt hat. Dieses ist jedoch nur dann zu erhalten, wenn eine weitere Intensivierung des Tourismus vermieden wird. Gerade hier sind entsprechende Auflagen nötig. Eine Behinderung oder gar ein Verbot des Parkens von Fahrzeugen ist dazu ein erster Schritt.

Neben dem Tourismus mit seinem Freizeitsport als belastender Faktor besonders am Fohnsee und am Großen Ostersee, bedauerlicherweise wirkt sich dieser bereits auch auf die nördlichen Seen negativ aus, sind vor allem die Anliegergemeinden um vermehrte Vorsicht bei Einleitungen von Abwässern zu bitten. Gerade der landwirtschaftliche Bereich trägt mit zur Verschmutzung und vor allem auch Eutrophierung in den südöstlichen Seen bei, was bereits aufwendige Regenerationsmaßnahmen nötig machte. Gleichzeitig muß bei der Entnahme von Verbrauchswasser behutsam vorgegangen werden, da die einmündenden klarwasserführenden Quellen einen wesentlichen Beitrag zum Erhalt dieses Lebensraumes und vor allem zur biologischen Selbstreinigung liefern. Die überaus interessante Hangquelle mit ihrem angrenzenden Quellteich ist bereits gefaßt und ihr wird Wasser entnommen. Eine Intensivierung würde zum Verlust des Klarwassereintrags und auch wesentlicher Faunenelemente führen. Ungefaßte Quellen sind in ganz Bayern selbst im alpinen Raum zur Seltenheit geworden.

Die bisher behutsam betriebene Fischerei sollte nicht intensiviert werden. Besonders das Fischen vom Boot aus macht das Betreten der stark gefährdeten Ufervegetation unnötig.

Zusammenfassung

In den Jahren 1980 und 1981 sind im Gebiet der Osterseen südlich des Starnberger Sees (Oberbayern) 52 Köcherfliegenarten beobachtet worden. Die Nachweise für dieses Gebiet, das damit zu den wenigen bayerischen Feuchtgebieten gehört, in denen man diese Tiergruppe erfaßte, wurden durch Lichtfang der Imagines und durch Ketscherfang der Larven wie der Imagines erbracht. 10 der Arten sind in Bayern selten oder nur vereinzelt gefunden worden. *Hydropila pulchricornis* Pict. wurde in Bayern noch nie beobachtet, auch liegen Funde aus den mittleren und östlichen Alpen und Voralpen nicht vor. Ebenso fehlten Angaben zu *Oecetis furva* Ramb., der jedoch in Bayern vermutet werden konnte.

Im Verlauf der Untersuchung wurde der Rückgang

von einigen Arten im Bereich des Fohnsees festgestellt, was wahrscheinlich auf die Intensivierung des Freizeitsports in diesem Gewässer zurückzuführen ist. Gefährdungen in diesem Gebiet werden aufgezeigt.

Summary

During fauna investigations conducted in 1980 and 1981 in the Ostersee Region, south of Lake Starnberg (Southern Bavaria) 52 species of the caddis fly were observed. Evidence in respect of this region, which is the one of the few Bavarian lake areas in which this animal category is recorded, has been adduced by light interception of the imagines and net interception of the larvae. Ten of the species are rare in Bavaria and seldom encountered, *Hydroptila pulchricornis* Pict. has never been observed in Bavaria, neither have there been any discoveries in the Central and Eastern Alps or lower alpine regions. The same applies to *Oecetis furva* Ramb. although this might have been assumed in Bavaria.

In the course of the investigations the decline of a number of species was recorded in the area of Fohnsee, this presumably being attributed to increased leisure sports activities in these water stretches. The threat to this area is disclosed.

Literatur

BOTOSANEANU, L., & MALICKY, H. (1978): Trichoptera. – In: Illies, J.: Limnofauna Europaea, p. 333-359. – Stuttgart. New York. Amsterdam

BURMEISTER, E. G. (1983): Die faunistische Erfassung der Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera und Trichoptera (Insecta) in Bayern. – Schriftenreihe d. Landesamt. f. Wasserwirtschaft

BURMEISTER, E. G. (1984): Zur Faunistik der Libellen, Wasserkäfer und wasserbewohnenden Weichtiere im Naturschutzgebiet »Osterseen« (Oberbayern). (Insecta: Odonata, Coleoptera; limnische Mollusca). – Berichte der ANL, Heft 8

BURMEISTER, E. G., & BURMEISTER, H. (1982): Beiträge zur Köcherfliegenfauna Oberbayerns (Insecta, Trichoptera). I. Die Köcherfliegen des Murnauer Moores. – Entomofauna Suppl. 1. 201-226

DÖHLER, W. (1948): Beitrag zur Trichopteren-Fauna von Schwaben. – 1. Ber. Naturf. Ges. Augsburg, 98-100

ENGELHARDT, W. (1951): Faunistisch-ökologische Untersuchungen über Wasserinsekten an den südlichen Zuflüssen des Ammersees. – Mitt. Münch. Ent. Ges. 41, 1-135

FISCHER, H. (1968): Die Tierwelt Schwabens. 18. Teil: Die Köcherfliegen. – 22. Ber. Naturf. Ges. Augsburg, 121-136

HICKIN, N. E. (1967): Caddis larvae. Larvae of the British Trichoptera. – London, 476 pp

LEHER, K. (1958): Vergleichend-ökologische Untersuchungen einiger Desmidiaceengesellschaften in den Hochmooren der Osterseen. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 32, 48-83

LEPNEVA, S. G. (1964-66): Fauna CCCP, Köcherfliegen. Bd. I und II. – Moskau

MELZER, A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen. – Dissertationes Botanicae Bd. 34

THIENEMANN, A. (1936): Alpine Chironomiden. Ergebnisse von Untersuchungen in der Gegend von Garmisch-Partenkirchen. Oberbayern. – Arch. Hydrobiol. 30, 167-262

TOBIAS W., & TOBIAS, D. (1981): Trichoptera Germanica, Teil I. – Cour. Forsch. Inst. Senckenberg 49

ULMER, G. (1909): Trichoptera. – In: Brauer: Die Süßwasserfauna Deutschlands. – Jena



Abbildung 1:

Fundorte der Köcherfliegenlarven und Imagines in den Jahren 1980/81 im Gebiet der Osterseen (nach Melzer 1976 verändert) (Erklärung im Text)

● = 16 – Lichtfalle auf einer Anhöhe zwischen Großem Ostersee und Brückensee
○ – eingekreiste Fundortziffern wurden bei der Untersuchung zur Köcherfliegenfauna ausschließlich berücksichtigt.

ULMER, G. (1920):
Zur Trichopteren-Fauna Deutschlands. III. Bayern.
– Zeitschr. f. wiss. Insektenbiol. 25, 183-186

WALSER, D. (1848):
Zur Naturgeschichte der Phryganeen. – Corrb. Zool.
miner. Ver. Regensburg II, 54-58

WALSER, D. (1864):
Trichoptera bavarica. Die bisher in der Umgebung
von Schwabhausen in Oberbayern aufgefundenen
Phryganiden, deren bekannte Larven und Gehäuse.
nebst genereller Notizen über letztere. – 17. Jahres-
ber. Naturhist. Ver. Augsburg, 29-75

WEIDNER, H. (1963):
Beiträge und Bemerkungen zur Insektenfauna Unter-
frankens, 2. Reihe – Mitt. Naturw. Mus. Aschaf-
fenburg 11, H. N. F., 1-28

WICHARD, W. (1974):
Grundzüge der Trichopterenbesiedlung mitteleuro-
päischer Seen. – Gewässer u. Abwässer 53/54, 85-90

WICHARD, W., & UNKELBACH, G. (1973):
Köcherfliegen (Trichoptera) des Eggstätter Seenge-
bietes im Chiemgau. – Nachrichtenbl. Bayer. Ento-
mol. 22 (2), 17-22

ZORELL, F. (1940-41):
Beiträge zur Kenntnis der oberbayerischen Oster-
seen. – Mitt. Geogr. Ges. München 33, 19-42

Anschrift der Verfasser:

Dr. Ernst-Gerhard Burmeister
Konservator
Hedwig Burmeister
Freie Mitarbeiterin
Zoologische Staatssammlung
Maria-Ward-Straße 1b
8000 München 19

Auswertung der Beifänge aquatischer Wirbelloser (Macroinvertebrata), aquatischer Wirbeltiere (Vertebrata) und terrestrischer Wirbelloser (Macroinvertebrata)

Ein Beitrag zur Kenntnis der Fauna Oberbayerns*

Ernst-Gerhard Burmeister

Im Verlauf der gezielten Erfassung ausgewählter aquatischer Tiergruppen wie Libellen, Wasserkäfer, Köcherfliegen, Wasserschnecken und Muscheln wurden auch andere Tiergruppen mitberücksichtigt, da der faunistische Kenntnisstand gerade wasserlebender Faunenelemente zur Zeit noch besonders schlecht ist. Darum sind bereits die Nachweise weniger Arten für eine Faunistik in Bayern unerlässlich. Gleichzeitig wird durch den Nachweis einzelner Arten deren Autökologie in wertvollem Maße aufgehehlt. Zur Beurteilung der Gewässer ist die Kenntnis des ganzen Arteninventars besonders nützlich, obwohl dies bisher in keinem Habitat erreicht werden konnte. Sich auf wenige sog. Indikatorarten zu stützen, bleibt nach bisherigem Kenntnisstand sehr umstritten.

Neben einer Aufsammlung von aquatischen Insekten und Weichtieren (Schnecken – Gastropoda; Muscheln – Eulamellibranchia) konnten einige aquatische Wirbeltiere wie Amphibien, Reptilien (auch landlebende), Vögel und Fische beobachtet werden. Um ein abgerundetes Bild der Wasserfauna der Osterseen darzustellen, war es angebracht, eine Liste der vorhandenen Fischarten mit aufzuführen, die durch Herrn Dr. M. Bohl (Wilensbach) zustande gekommen ist. Auch einige weitere Spezialisten, denen an dieser Stelle gedankt wird, waren bereit, ihre Funde aus dem Untersuchungsgebiet weiterzugeben oder vom Verfasser eingebrachtes Tiermaterial zu bestimmen.

Zusammen mit den wasserlebenden Faunenelementen wurden in den Beobachtungsjahren auch einige landlebende Insektengruppen stichprobenartig gesammelt. In diesen Aufsammlungen wären sicher auch Hinweise auf den früheren Bestand zu finden, doch sind diese für die Wissenschaft verloren. Ein Dokumentationszwang von Sammelergebnissen ist in Zukunft unbedingt zu fordern, da Vergleiche in Zukunft besondere Bedeutung bekommen. Auch sind Daten zur faunistischen Erfassung der Tiere in Bayern notwendig, um die Arten und ihre Einbindung in ein

Ökosystem besser verstehen zu können. Bei einer Vergabe von Sammelgenehmigungen für Privatsammler und Institutionen ist ein Dokumentationszwang zu fordern.



Abbildung 1
Lageskizze des Osterseen (nach MELZER 1976 verändert) und Fundorte (Ziffern 1–15). Die Fundorte entsprechen den Angaben von BURMEISTER (1984)

Methodik und besammelte Habitate

Bei der Besammlung aquatischer Insekten und anderer wirbelloser Tiere wurde mit einem engmaschigen Sieb der Gewässergrund und die Randvegetation abgeketschert. Jungfische waren dadurch ebenso nachzuweisen wie oberflächenbewohnende Wasserwanzen und an der Wasseroberfläche treibende Beu-

* Mit freundlicher Unterstützung des Landesamtes für Umweltschutz München und der Gemeinden Seeshaupt und Iffeldorf.

teriere (Drift). Diese Oberflächendrift gibt einen Hinweis auf den Artenbestand der Insektenarten, deren Larven im Wasser leben und deren Geschlechts-tiere vom Wasser oder von Wasserpflanzen aus als geflügelte Individuen einen anderen Lebensraum einnehmen (REISS 1984, BURMEISTER 1984). Neben dieser Sammelmethode, die sowohl in den im Gebiet vorhandenen stehenden als auch fließenden Gewässern angewandt wurde, konnten auch die terr. Insekten der Randvegetation und des Uferbodens berücksichtigt werden, was sich in der Liste der Arten niederschlägt.

Die besammelten Habitate entsprechen denen der Angaben zum Arteninventar der Libellen (Odonata), aquat. Käfer (Coleoptera) und aquat. Schnecken (Gastropoda) sowie der Muscheln (Eulamellibranchia) (BURMEISTER 1983). Soweit die Fundlokalitäten von diesen allgemein beschriebenen differieren, wird dies entsprechend der Tiergruppe besonders erwähnt. Abbildung 1 gibt einen Überblick über die Osterseen und die Fundlokalitäten.

A. Aquatische Wirbellose (Macroinvertebrata)

1. Porifera, Spongillidae (Süßwasserschwämme)
Spongilla lacustris L. Nordteil des Gr. Ostersees. Ausfluß zum Lichtenbach (14)
Ephydatia fluviatilis L. – 14

Beide Arten bevorzugen ruhiges Wasser, sind aber im Verlauf der Untersuchung nur im Fließwasserbereich zwischen südlicher und nördlicher Seenplatte angetroffen worden. Dies ist möglicherweise auf den in Ruhezonen starken Anteil der Schlammssedimentierung und den hohen Kalkgehalt (Kalkmulde) zurückzuführen.

2. Coelenterata, Hydrozoa (Süßwasserpolypen)
Chlorohydra viridissima Pall. – 13b,2
3. Turbellaria (Strudelwürmer)
Euplana gonocephala Duges – 6e
Dendrocoelum lacteum Müll. – 8b,7.4a,4b,5a
4. Crustacea – Isopoda (Asseln)
Asellus aquaticus L. – 3b,4a,4b,5b,5c,6c,6e,7.8b,13a,14

Diese Wasserassel ist in allen Gewässern mit Ausnahme sauerstoffreicher Fließgewässer häufig und erträgt auch hohe Belastungen. Im Gebiet trat sie auch in Quellen (Limnokrene) mit randlicher Laubstreu sowie in Waldtümpeln und in den Carexinseln der Seeufer auf. Auch hier ist sie von einer dichten Streuschicht abhängig.

5. Crustacea – Amphipoda (Bachflohkrebse)
Gammarus fossarum Koch – 4b,5a,5c,6c,6d,6e,8a,12,13a
Gammarus roeseli Gervais – 2,14

Bereits aus der Verteilung beider nachgewiesener Arten zeigt sich die deutliche Differenzierung der Habitatbindung im Gebiet. *Gammarus roeseli* bevorzugt sauerstoffreiche Fließgewässer, wohingegen *Gammarus fossarum*, der im Voralpengebiet weit verbreitet ist, alle pflanzenreichen Gewässer besiedelt. Besonders ist das Vorkommen dieser Art im Quelltrichter am Lustsee (4b).

6. Aranea – Agelenidae (Trichterspinnen)
Argyroseta aquatica Clerck (Wasserspinn) – 4b,12,13b

Die tyrophile (moorliebende) Wasserspinne fand sich auch im Gebiet der Osterseen ausschließlich in

Moorgebieten vor allem in flachen Niedermoor-schlenken am Lustsee und Brückensee. Andere Moorhabitate wie am Ostufer des Stechsees (5b) und im Weidfilz (15) wurden zu oberflächlich untersucht, um hier Bestandsaussagen machen zu können. Am Moorloch zwischen Gartensee und Lustsee (Hochmoorrest, 12) fand sich nur 1 Individuum.

7. Insecta – Ephemeroptera (Eintagsfliegen)

- | | |
|--------------------------------------|------------------|
| <i>Siphonurus lacustris</i> Etn. | (Larven) |
| – 5c | |
| <i>Siphonurus</i> sp. | (Larven) |
| – 5c,4a | |
| <i>Baetis</i> sp. | (Imagines) |
| – 6d,13 | |
| <i>Baetis rhodani</i> Pict. | (Larven) – Lux |
| – 6c,6d | |
| <i>Centroptilum luteolum</i> Müll. | (Larven) |
| – 6c,6d | |
| <i>Cloeon dipterum</i> L. | (Larven) |
| – 7,6d,6e,13b | |
| <i>Cloeon dipterum</i> L. | (Imagines) |
| – 5a | |
| <i>Rhitrogena diaphana</i> Nav. | (Imagines) – Lux |
| – 14 | |
| <i>Caenis horaria</i> L. | (Larven) |
| – 6a,6c,5a,5c,9 | |
| <i>Caenis horaria</i> L. | (Imagines) – Lux |
| – 6-13 | |
| <i>Paraleptophlebia cincta</i> Retz. | (Larven) |
| – 7 | |
| <i>Paraleptophlebia cincta</i> Retz. | (Imagines) |
| – 6c | |
| <i>Heptagenia fuscogrisea</i> Reth. | (Larven) |
| – 5c | |
| <i>Ephemera danica</i> Müll. | (Imagines) |
| – 2 | |
| <i>Ephemera vulgata</i> L. | (Larven) |
| – 7,6a | |
| <i>Ephemera vulgata</i> L. | (Imagines) |
| – 6a,6c,6d,7,5a,5c | |

Eine Ausbeute von 10 Eintagsfliegenarten ist sicher nicht repräsentativ für dieses Gebiet mit seinen unterschiedlichen Gewässern. Ein Großteil der Ausbeute konnte bis zu dieser Zusammenstellung nicht mehr bearbeitet werden.

Damit dürfte das Osterseengebiet zusammen mit dem Murnauer Moos der in neuerer Zeit bestuntersuchte Lebensraum für aquatische Insekten sein (BURMEISTER 1982). Unter den oben aufgeführten Arten ist besonders *Heptagenia fuscogrisea* Retz. hervorzuheben. Diese Art besiedelt größere Flüsse und Seen und wurde in Oberbayern nur von ENGELHARDT (nicht publiziert) am Königssee nachgewiesen. PUTHZ (1978) lagen keine Funde aus dem Alpenraum vor, neuere Funde fehlen aus Bayern (BURMEISTER 1983).

Besonders auffällig sind im Gebiet die Massenschwärme von *Caenis horaria* L., die mit zwei Schlüpfphasen im April (7. 4. 1981) am Großen Ostersee und am Stechsee als Larvenexuvien (I) in ungeheurer Dichte angespült wurden sowie im Herbst (9. 8., 6. 9. 1981) am Südteil des Großen Ostersees als Fluginsekten in dichten Schwärmen auftraten. Die Larven leben auf den Feinsedimenten der Seen in großer Dichte (auch im Schilf) und bilden zusammen mit den Zuckmücken (Chironomidae) ein wesentliches Glied der Nahrungskette. An einer zwischen dem Großen Ostersee und Brückensee expo-

nierten Lichtfalle (die mit Lux bezeichneten Arten entstammen dem Anflug) fanden sich diese kleinen Eintagsfliegen in solcher Dichte ein, daß sie auf mehreren Quadratmetern den Boden als cm-hohe Schicht bedeckten.

Paraleptophlebia cincta Retz. gilt als Bewohner großer Fließgewässer, wurde im Osterseegebiet jedoch ausschließlich in Ruhezonen am Fohnsee und als Imagines an Quelltrichtern am Südende des Gr. Ostersees (6c) beobachtet. Hier sind möglicherweise auch Bedingungen wie in ruhigeren Fließgewässern vorhanden, doch fehlen hier sonst besiedelte Hartsubstrate. Die fließwasserliebende Art *Ephemera danica* Müll. fand sich nur am Ausfluß der Seenplatte (2. s. Abb. 1), dagegen besiedelten Larven von *E. vulgata* L. in großer Dichte die Feinsedimente des großen Ostersees, Fohnsees und Stechsees.

Besonders auffällig ist die geringe Besiedlungsdichte an Eintagsfliegen in den Staltacher Seen, d. h. der südöstlichen Seenplatte. Dies ist vermutlich auf den geringen Sauerstoffgehalt zurückzuführen, der in diesen Seen bereits zu Regenerationsmaßnahmen Anlaß gab.

8. Insecta – Plecoptera (Steinfliegen)

<i>Nemoura cinerea</i> Retz.	(Larven)
– 6d,5c	
<i>Nemoura cinerea</i> Retz.	(Imagines)
– 6e,5c	
<i>Nemourella picteti</i> Klp.	(Larven)
– 4b,5a,6e,13b	
<i>Leuctra fusca</i> L.	(Imagines)
– 6c	
<i>Leuctra hippopus</i> Kempn.	(Imagines)
– 6d	
<i>Leuctra albida</i> Kempn.	(Imagines)
– 6d,6c	
<i>Leuctra</i> sp.	(Larven)
– 5c,6e,6c	

Alle hier aufgeführten Arten sind im Voralpengebiet verbreitet. Nachweise von Standorten in Oberbayern vor allem in tieferen Lagen sind jedoch selten (ILLIES 1955, BURMEISTER 1983). Auch bei dieser Insektengruppe ist noch ein Großteil der Funde in Bearbeitung (Dr. SIVEC, Ljubljana). Sicher werden sich auch aus der dann vollständigeren Artenliste, die auch wie alle anderen Aufstellungen der Beifänge keinen Anspruch auf annähernde Vollständigkeit erhebt, besondere Aspekte für das Untersuchungsgebiet ergeben. Ausgesprochene Fließwasserbewohner fehlen im Gebiet, da die Fließwasserzonen meist mit Feinsedimenten bedeckt sind (Lichtenbach – 14. nördlicher Ausfluß – 2) oder die Wasserführung zu wenig Gefälle aufweist oder der Sauerstoffgehalt zu gering ist (Verbindungsgraben Großer Ostersee – Fohnsee – 6d).

9. Insecta – aquat. Heteroptera (Wasserwanzen)

<i>Callicorixa praeusta</i> Fieb.	– 13a,6-13 (Lux)
<i>Corixa punctata</i> Illig.	– 5a,7
<i>Hesperocorixa linnei</i> Fieb.	– 4b,7,5a,12,13a
<i>Hesperocorixa sahlbergi</i> Fieb.	– 6c,6-13 (Lux)
<i>Parasigara concinna</i> Fieb.	– 6-13 (Lux)
<i>Sigara distincta</i> Fieb.	– 12
<i>Sigara falleni</i> Fieb.	– 4b,7,6-13 (Lux), 5a,5c,13a,3b,12, 13b,10
<i>Sigara fossarum</i> Leach	– 7,6d,5a,4b,8b,9, 12,4a,10,6b
<i>Sigara nigrolineata</i> Fieb.	– 12

<i>Sigara striata</i> Fieb.	– 6-13 (Lux),7, 13a-b,12,6d,6a,6b
<i>Sigara</i> sp.	– 6a-d,7,5a,4a,8
<i>Cymatia coleoprata</i> F.	– 7,6d,5a,5c,4b,9, 10,12
<i>Aphelocheirus aestivalis</i> F.	– 14
<i>Ilyocoris cimicoides</i> L.	– 12,13b
<i>Nepa cinerea</i> L. (= <i>rubra</i> L.)	– 14,4a,6d
<i>Ranatra linearis</i> L.	– 8a,13a,4a,12
<i>Notonecta glauca</i> L.	– 4a,5c,5b,13a,6d
<i>Notonecta lutea</i> Müll.	– 13a
<i>Plea leachi</i> Mc Greg u. Kirk.	– 5a
<i>Hebrus pusillus</i> Fall.	– 13a,4a
<i>Gerris gibbifer</i> Schumm.	– 13a
<i>Gerris lacustris</i> L.	– 3a,3b,4a,5c,6d,7
<i>Gerris lateralis</i> Schumm.	– 4a
<i>Gerris odontogaster</i> Zett.	– 6d, südl. Zufluß Gr. Ostersee südl. 6c,4a

Velia caprai Tam.

Velia sp.

Hydrometra gracilentata Horv.

Hydrometra stagnorum L.

– 14,6d
– 6d
– 12
– 8b, veralgte Gräben am Bräuhaussee, 13b,6c

Im Verlauf der Untersuchungen im Gebiet der Osterseen (1980/81) konnten 27 Wasserwanzenarten nachgewiesen werden. Eine intensivere und über mehrere Vegetationsperioden ausgedehnte Besammlung würde sicher einige weitere Artnachweise erbringen. Im Vergleich zum Murnauer Moos (BURMEISTER 1982) sind einige dort seltene Arten im Osterseegebiet besonders weit verbreitet und häufig. Hier sind besonders *Callicorixa praeusta* Fieb., die häufig eine exponierte Lichtfalle anflieg (6-13. s. o.), *Hesperocorixa linnei* Fieb., *Sigara falleni* Fieb. und *Sigara fossarum* Leach zu nennen. Letztere Art gilt nach HEISS (1969) als tyrphophil, wurde jedoch im Gebiet der Osterseen in verschiedenartigsten Gewässern gefunden. Im Gebiet weit verbreitet ist auch *Cymatia coleoprata* F. und *Ranatra linearis* L., die das gesamte Gebiet, bzw. deren Kleingewässer und Uferzonen besiedeln. HEISS (1969) und NIESER (1978) erwähnen beide Arten aus Mooren. Die Dominanz von *Ranatra linearis* L. über *Nepa cinerea* L. im Gebiet scheint diese Auffassung zu bestätigen, sieht man von Hochmoorarbeiten ab. Alle Osterseegegewässer sind im Stadium der Verlandung und besitzen Niedermoor- bis Übergangsmoorcharakter. Im Gegensatz zum Murnauer Moos war *Hesperocorixa sahlbergi* Fieb. selten, wie dies HEISS (1969) aus dem Alpenraum bestätigt. *Notonecta lutea* Müll. ist im Voralpenraum trotz der Bindung an Moore sicher selten, konnte aber am Brückensee regelmäßig beobachtet werden. Die im Murnauer Moos beobachtete *Notonecta reuteri* Hungf. war an den Moorarealen des Osterseegebietes nicht nachzuweisen, vermutlich besteht bei dieser Art eine Bindung an ausgedehnte Hochmoorkomplexe (BURMEISTER 1982).

Besonders bemerkenswert ist das Vorkommen von *Aphelocheirus aestivalis* F. im Lichtenbach, dem Verbindungsgraben zwischen der südlichen und nördlichen Seenplatte. Aus dem Voralpengebiet sind nur wenige Funde bekannt, umso erstaunlicher ist die Häufung in diesem Gewässerabschnitt. NIESER (1978) gibt als Lebensraum große stehende Gewässer an, merkt aber die Unsicherheit dieser an.

In Norddeutschland wird diese Art auch in Wiesen-Gräben teilweise auch auf Hartsubstraten angetroffen.

fen. Abhängig ist das Vorkommen immer vom Auftreten der Nahrungstiere, kleinen Muscheln meist *Sphaerium corneum* L. Diese sind gerade im Lichtenbach (14) sehr häufig. Vermutlich werden diese aus den stark verschliffenen kleineren Seen nördlich des Großen Ostersees (Abb. 1) ausgespült und bleiben an den groben Schotterriegeln im Lichtenbach selbst hängen. Diese sonst im Gebiet seltenen Hartsubstrate sind zusätzlich durch den Straßenbau und Bahnbrückenbau vermehrt worden. Zwischen den Steinen, die auch von anderen typischen Fließwasserbewohnern besiedelt werden (Köcherfliegen: *Hydropsyche*) und auch Überzüge von Schwämmen aufweisen, waren große Schalenanhäufungen von *Sphaerium corneum* zu finden, zwischen den sehr zahlreich die ungeflügelten Wasserwanzen herumkletterten. Auf einer Fläche eines Schalenberges von etwa 1/2 m² (mehrere 100 Muschelschalen) konnten im Hochsommer bis zu 90 *Aphelocheirus* – Individuen beobachtet werden (verschiedene Stadien). *Aphelocheirus aestivalis* wird von HEISS (1969) aus Nordtirol nicht gemeldet.

Die Gerriden (Wasserläufer) *G. gibbifer* Schumm., *G. lateralis* Schumm. und *G. odontogaster* Zett. können als charakteristische Besiedler niedermooriger Gewässer und vor allem der Verlandungszonen angesehen werden. Demgegenüber ist *G. lacustris* ein Ubiquist der größeren und kleineren stehenden Gewässer.

10. Insecta – Megaloptera (Schlammfliegen)
- | | |
|--------------------------------|------------|
| <i>Sialis fuliginosa</i> Pict. | (Imagines) |
| – 6e | |
| <i>Sialis fuliginosa</i> Pict. | (Larven) |
| – 6e | |
| <i>Sialis lutaria</i> L. | (Imagines) |
| – 13b, 5b, 6d, 7, 6d | |
| <i>Sialis lutaria</i> L. | |
| – 4b, 6c, 6e, 7, 3a | |

Die mehr an Fließgewässer angepaßte Art, die im Murnauer Moos fehlende *Sialis fuliginosa* Pict., war nur im sauerstoffreichen Quellteich an der Lauterbacher Mühle zu finden. *Sialis lutaria* fand sich dagegen auch in Moorschlenken und im Feinsediment unter dichter Laubstreu der Verlandungszonen (*Carex*-Bestände).

11. Insecta – Diptera (Mücken und Fliegen)
- Rhagionidae – Schnepfenfliegen
- | | |
|----------------------------------|------------------------------------------------|
| <i>Atherix ibis</i> F. | (Imagines) |
| – 6d | |
| Tabanidae – Bremsen | |
| <i>Chrysops relictus</i> Meigen | (Imagines) |
| – 4b, 12 | |
| <i>Haematopoda pluvialis</i> L. | (Imagines) |
| – 2, 4b, 5b, 6e, 8b, 12, 13a, 14 | |
| <i>Atylotus plebejus</i> Fallén | (Imagines) |
| – 13a | |
| Tabanidae gen. sp. | Waldtrümpel
Westufer
Gr. Ostersee bei 6b |

Die Larven von *Atherix ibis* F. gelten als Bewohner sauerstoffreicher Fließgewässer. Der Fund am Einlauf vom Fohnsee zum Großen Ostersee frischgeschlüpfter Individuen läßt zumindest für diese Art den Rückschluß zu, daß die Larven auch in diesem langsam fließenden Gewässer günstige Bedingungen vorfinden. Die räuberischen Larven leben zwischen den Steinen teilweise im Sediment eingegraben.

In vorhergegangenen Jahren konnte W. SCHACHT im Gebiet der Osterseen neben den oben erwähnten Arten einige weitere Bremsenarten beobachten, die im folgenden aufgezählt werden. Die Mobilität dieser Tiere läßt eine Zuordnung zum Wohngewässer der Larven nicht zu (alles Imaginalfänge). Die mit + gekennzeichneten Arten sind im Voralpenraum selten und von besonderer Bedeutung für das Osterseengebiet.

coll. W. Schacht, Osterseengebiet:

- | |
|-----------------------------------------------------------------------------------|
| <i>Chrysops sepulcralis</i> Meig. + |
| <i>Chrysops rufipes</i> Meig. + |
| <i>Chrysops caecutiens</i> L. |
| <i>Chrysops relictus</i> Meig. |
| <i>Chrysops divaricatus</i> Loew. |
| <i>Chrysops viduatus</i> F. |
| <i>Hybomitra kaurii</i> Chavala & Lyneborg |
| <i>Hybomitra micans</i> Meig. |
| <i>Hybomitra aterrima</i> Meig. (= <i>auripila</i> Meig., forma <i>auripila</i>) |
| <i>Hybomitra mühlfeldi</i> Brau. |
| <i>Hybomitra lundbecki</i> Lyneborg |
| <i>Hybomitra distinguenda</i> Ver. |
| <i>Hybomitra bimaculata</i> Macquart |
| <i>Atylotus fulvus</i> Meig. |
| <i>Atylotus plebejus</i> Fallén |
| <i>Tabanus maculicornis</i> Zett. |
| <i>Tabanus bromius</i> L. |
| <i>Tabanus sudeticus</i> Zeller |
| <i>Heptatoma pellucens</i> F. |
| <i>Haematopoda pluvialis</i> L. |
| <i>Haematopoda subcylindrica</i> Pandellé |

Neben diesen sicher nachgewiesenen Arten kommen im Gebiet weitere 5-6 Arten vor, die sicher bei intensiver Besammlung auch an den Osterseen nachgewiesen werden können.

Chrysops sepulcralis Meig. besitzt in Oberbayern und dem Voralpenraum nur eine begrenzte Verbreitung und kann als Moorart angesprochen werden. Hierbei werden vor allem die Verlandungszonen größerer stehender Gewässer mit ihren charakteristischen Bultgesellschaften besiedelt.

Chrysops rufipes Meig. ist bisher in Bayern nur vom Gartensee (Osterseen) gemeldet (SCHACHT 1980. SCHACHT mündl. Mitteilung) und ist hier lokal häufig. CHVALA, LYNEBORG & MOUCHA (1972) geben als Verbreitungsgebiet ganz Mitteleuropa bis Oberitalien und nach Osten bis Sibirien an. Im Süden scheint die Art an Hochmoore gebunden (Weidfilz!), was auf eine boreomontane Verbreitung schließen läßt.

12. Insecta – semiaquat. Coleoptera (Käfer)
- Chrysomelidae – Blattkäfer
- | | |
|---------------------------------|--------------|
| <i>Donacia impressa</i> Payk. | – 6d, 6e, 4a |
| <i>Galerucella nymphaeae</i> L. | – 3b, 13a |

Der häufige Käfer *Donacia impressa* lebt an *Scirpus lacustris* und ist sicher an allen Beständen dieser Pflanze auch im Gebiet häufig. Gleiches gilt für *Galerucella nymphaeae*, der in auffälliger Dichte besonders im Moorteich – Brückensee an Blättern der Secrose (*Nymphaea alba*) zu beobachten war und dort charakteristische Fraßbilder zeigte (Abb. 2).



Abbildung 2

Fraßbild von *Galerucella nymphaeae* L. an der *Scerose Nymphaea alba* (Brückensee; Foto Burmeister)

B. Aquatische Wirbeltiere (Vertebrata)

1. Pisces. Teleostei (Fische)

Im Verlauf der Untersuchungen konnten, wie bereits erwähnt, einige Fische als Beifänge nachgewiesen werden, die jedoch die Bedeutung dieser Gruppe in keiner Weise repräsentieren. Im Gebiet der Osterseen sind insgesamt 17 Arten bekannt, von denen ein Großteil genutzt wird. Im Gebiet der Osterseen wird die Fischerei sehr behutsam betrieben, was besondere Anerkennung findet. Im Gegensatz zu anderen oberbayerischen Gewässern wird fast ausschließlich vom Boot aus gefischt, was eine Zerstörung der Ufer- und Verlandungszonen verhindert. Ebenso treten hier in einmaliger Weise die Nutzer der Fischbestände auch als Hüter auf, da sie einem zu großen Druck des Tourismus in die Uferbereiche des Gebietes entgegenwirken. Bedauerlicherweise provoziert in vielen Gebieten die zu intensive Fischerei eine Zerstörung ökologischer Gleichgewichte. Im Gebiet gilt unter den Fischern der Lustsee als der vom Fischbestand her wertvollste See, was übertragen verständlicherweise auch auf andere Tiergruppen zutreffen kann. Dies wäre wahrscheinlich auf die abgetrennte Lage zur übrigen Seenplatte zurückzuführen (BURMEISTER 1983), die durch Belastungen von Süden (Iffeldorf) beeinträchtigt werden. Der Selbstreinigungskraft biologischer Systeme wie hier dem Großen Ostersee und den Abläufen nach Norden ist es zuzuschreiben, daß Gewässer wie der Lustsee noch wenig beeinflusst sind.

Im Verlauf dieser Untersuchung wurden im Gebiet nachgewiesen:

<i>Leuciscus cephalus</i> L. (Döbel, Aitel)	– 14
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> L. (Rotfeder)	– 6d,8a
<i>Rutilus rutilus</i> L. (Plötze)	– 4a,5a
<i>Tinca tinca</i> L. (Schleie)	– 12
<i>Abramis brama</i> L. (Blei, Brachse)	– 6d
<i>Esox lucius</i> L. (Hecht)	– 6d,6b,5a,8a
<i>Lucioperca lucioperca</i> L. (Zander)	– 12

Von besonderer Bedeutung sind hier die Nachweise der Schleie (*Tinca tinca* L.) und des Zanders (*Lucioperca lucioperca* L.) in dem Hochmoorgewässer nordwestlich des Gartensees. Vermutlich sind beide Arten im Verlauf von Überschwemmungsphasen in dieses extreme Gewässer gelangt. Die übrige Fauna und Vegetation zeigt den Hochmoorcharakter (BURMEISTER 1983).

Das Gewässer wird augenscheinlich nicht befischt, so daß ein Besatz auszuschließen ist.

In den Vorjahren wurde das Gebiet der Osterseen von Dr. BOHL (Wilenbach) hinsichtlich des Fischbestandes untersucht, dessen Artenliste hier angeführt ist, für die dem Bearbeiter besonders zu danken ist. Die Artenliste ist nach Häufigkeit gestaffelt. Besonders vermerkt sind Arten, die im Gebiet erfolgreich laichen, und nicht durch Besatz ständig ergänzt werden. Die folgenden Angaben entstammen den Beobachtungen im Südteil der Seenkette bis zum Ameisensee und BOHL

(schriftl. Mitteilung) erwähnt aufgrund seiner Untersuchungen (1976 bis 1980), daß sich die nördlichen Seen limnologisch kaum unterscheiden, und ähnliche wenn nicht gar gleiche Fischbestände,

Häufigkeiten und Laichaufkommen zeigen. Dies steht im Widerspruch zu den Angaben aktiver Fischer (s. o.), die jedoch nur den direkt nutzbaren Fischbestand betrachten.

Liste der in den Osterseen vertretenen Fischarten 1976 bis 1980, Angaben nach Dr. Bohl

Art	Bestand	Laichaufkommen
Cypriniden		
Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	sehr häufig	sehr hoch
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	sehr häufig	sehr hoch
Laube (<i>Alburnus alburnus</i>)	häufig	hoch
Brachse (<i>Abramis brama</i>)	sehr häufig	sehr hoch
Aitel (<i>Leuciscus cephalus</i>)	häufig	hoch
Hasel (<i>Leuciscus leuciscus</i>)	sehr selten	fraglich
Karassche (<i>Carassius carassius</i>)	selten	gering
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	häufig	hoch
Karpfen (<i>Cyprinus carpio</i>)	häufig	gut
Wild- und Spiegelkarpfen)		
Bitterling (<i>Rhodeus sericeus amarus</i>)	stellenweise häufig	gut (Anodonta)
Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	sehr selten	fraglich
Salmoniden		
Renke (<i>Coregonus spec.</i>)	vereinzelt (Fohn-Gr. Ostersee)	gering
Siluridae		
Waller (<i>Silurus glanis</i>)	selten	gering
Percidae		
Barsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	häufig	hoch
Zander (<i>Lucioperca lucioperca</i>)	nicht selten	gut
Andere		
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	sehr häufig	sehr hoch
»Tiger Musky«	sehr selten	steril (eingesetzt)
Aal (<i>Anguilla anguilla</i>)	sehr häufig	Zuwanderung aus dem Starnberger See

2. Amphibia (Lurche) und Reptilia (Kriechtiere)

Triturus alpestris Laur. (Bergmolch)
– 13b,5b
Bombina variegata L. (Gelbbauchunke)
– in flachen Pfützen am Westufer des Großen Ostersees und am Lustsee
Bufo bufo L. (Erdkröte)
– 4b,6c,6d,8b – nicht Laichgewässer, stark veralgte Gräben am Herrensee
Hyla arborea L. (Laubfrosch)
– 5c,5b
Rana temporaria L. (Grasfrosch)
– 4b,11.5c,5b,6b,9 (jeweils Randzonen)
Rana 'esculenta' L. (Wasserfroschkomplex – *R. lessonae*!)
– 3b,6d,13a
Natrix natrix L. (Ringelnatter)
– 5b,6b

Neben diesen an den Lebensraum Wasser gebundenen Arten sollen an dieser Stelle auch die Reptilien erwähnt werden, die im Gebiet vorkommen aber nicht unmittelbar zur Fortpflanzung oder als Jagdgrund Gewässer benötigen. Dabei soll darauf hingewiesen werden, daß Berg- bzw. Mooreidechse und Kreuzotter sich zunehmend in Mooregebiete zurückziehen, die wiederum vom Wasser abhängen. Beide Arten sind lebendgebärend, eine Anpassung an die unterschiedlichen Wasserstände, die die Entwicklung der Eier beeinflussen könnten. Beide Arten können schwimmen und tauchen, ebenfalls eine Adaptation

an den aquatischen Lebensraum.

Lacerta agilis L. (Zauneidechse)
– bewirtschaftete Hänge östl. Gr. Ostersee, 10,4b
Lacerta vivipara Jaquin (Berg-, Wald-, Mooreidechse)
– 4b,5b,5c. Hänge am Garten- und Lustsee, 13b
Anguis fragilis L. (Blindschleiche)
– Hänge am Lustsee und an der Lauterbacher Mühle
Vipera berus L. (Kreuzotter)
– 13b (westl.), 15
Das Arteninventar und die ökologischen Bedingungen entsprechen denen des Murnauer Moooses (GRUBER 1982).

Während der Untersuchungen zur aquatischen Insektenfauna des Osterseengebietes wurde es nicht angestrebt, eine Vogelliste zu erstellen. Eine solche ist sicher durch ortsansässige Ornithologen leicht zu erhalten. Es ergaben sich jedoch Beobachtungen einiger wassergebundener Vögel, die hier Erwähnung finden sollen.

Botaurus stellaris L. (Gr. Rohrdommel)
– am Luderplatz eines Fuchses, Ruf 1980 und 1981 im Nordteil der Seen. Umgebung 12
Ardea cinerea L. (Fischreiher)
– im Gebiet selten
Cygnus olor Gmelin (Höckerschwan)
– am Großen Ostersee, Fohnsee
Anser anser L. (Graugans)
– Lustsee, Stechsee, Brückensee. Brutvogel

- Branta canadensis* L. (Canadagans)
 – Großer Ostersee, Stechsee, Gröbensee – zunehmend
- Anas platyrhynchos* L. (Stockente)
 – verbreitet
- Aythya fuligula* L. (Reiherente)
 – verbreitet
- Aythya ferina* L. (Tafelente)
 – verbreitet
- Podiceps cristatus* L. (Haubentaucher)
 – Großer Ostersee, Fohnsee, durch Wassersportler zurückgedrängt
- Gallinula chloropus* L. (Teichhuhn)
 – 3.4.5,6b,9,13
- Fulica atra* L. (Bläßhuhn)
 – verbreitet

C. Terrestrische Wirbellose (Macroinvertebrata)

Wie bereits erwähnt, konnten in Gewässernähe auch einige terrestrische Insektengruppen besammelt werden. Die angegebenen Habitatnummern beziehen sich jeweils auf die unmittelbar an das jeweilige Gewässer angrenzende Uferzone sowie an die benachbarten Krautschichten.

1. Psocoptera = Corrodentia (Staubläuse)
 Bearbeitung durch Dr. W. Seeger (Ludwigsburg)
- Graphopsocus cruciatus* L. – 4b,12
- Mesopsocus unipunctatus* Müll. – bei Seeshaupt
- Kolbea quisquiliarum* Dettcan – 4b
- Philotarsus* spec. – 6c,12,13,7.6d
- Metylophorus nebulosus* Steph. – 7.6d
- Stenopsocus lachlani* Kolbe – 6d,7
- Caecilius piceus* Kolbe – 4b
- Caecilius flavidus* Steph. – 7
- Caecilius despaxi* Badouneil – 7
- Caecilius burmeisteri* Brauer – 14,12,5a

Diese im Freiland, vor allem an Gehölzen lebenden Insekten werden nur selten besammelt. Das Gebiet der Osterseen stellt hinsichtlich dieser Tiergruppe ein besonders berücksichtigtes Gebiet dar. Dies darf nicht zu dem Schluß führen, daß dieses besonders artenreich ist, da Bestandsaufnahmen in vergleichbaren Habitaten fehlen. Als seltene Arten sind *Kolbea quisquiliarum* Dettcan und *Mesopsocus unipunctatus* Müll. anzusprechen. Letztere konnte auch in München nachgewiesen werden. Die *Caeciliidae* mit den nachgewiesenen Gattungen *Kolbea* und *Caecilius* besiedeln ebenfalls Gehölze, nur *Kolbea* ist vor allem in der Moorvegetation anzutreffen. *Caecilius flavidus* Steph. gilt als einer der weit verbreiteten Arten.

2. Coleoptera, Carabidae (Laufkäfer)
- Agonum gracile* Gyll. – 13 (Nachw. ganzj.)
- Agonum ruficornis* Goeze – 6b,6c
- Pterostichus nigrinus* Payk. – 6b
- Trechus quadristriatus* Schr. – 13b
- Demetrias menostigma* Sam. – 6b
- Elaphrus cupreus* Duft. – 4b
- Notiophilus aquaticus* L. – 5b
- Loricera pilicornis* F. – 4b,6d
- Dyschirius globosus* Hrbst. – 7
- Oodes helopioides* F. – 5c
- Odacantha melanura* L. – 5b
- Cymindis vaporarium* L. – 10

Unter den wenigen nachgewiesenen Laufkäfern sind *Agonum gracile* und *Demetrias menostigma* besonders erwähnenswert, da Funde aus Oberbayern und dem Voralpengebiet selten sind, und eine Tyrrhophilie

dieser Arten vorzuliegen scheint. Die Liste der übrigen Arten zeigt Ubiquisten aber auch moorliebende Arten. Gerade die Laufkäfer mit ihrer Habitatbindung an feuchte bis trockene Standorte lassen ökologische Aussagen und Habitatbindungstypenklassifizierungen zu.

3. Mecoptera, Panorpidae (Skorpionsfliegen)

- Panorpa communis* L. – 12,2,6b
- Panorpa alpina* Ramb. – 6c
- Panorpa germanica* L. – 4b
- Panorpa hybrida* Mcl. – 13

4. Dermaptera, Forficulidae (Ohrwürmer)

- Forficula auricularia* L. – 4b,6e,6d,8b
- Labia minor* L. – 6c
- Apterygida* sp. (*media* Hag.) – 6b

Zusammenfassende Bemerkungen

In den Jahren 1980 und 1981 konnten im Rahmen der Erfassung ausgewählter aquatischer Insekten- und Weichtiergruppen auch eine Reihe anderer Tiergruppen als Beifänge im Gebiet der Osterseen mit besammelt werden. Da die Faunistik dieser Tiergruppen gerade im Voralpenraum sehr ungenügend bekannt ist, werden die Funde hier dokumentiert. Außerdem können Nachweise seltener Arten als zusätzliche Beurteilungskriterien für die Gewässer herangezogen werden. Derartige Funde sollen jedoch nicht überbewertet werden, da das gesamte Arteninventar zu berücksichtigen ist. Neben den im Untersuchungszeitraum beobachteten Tieren finden auch solche Erwähnung, die von Spezialisten in vorangegangenen Jahren im Gebiet nachgewiesen werden konnten. Folgende Liste gibt einen Überblick über die insgesamt bearbeiteten Tiergruppen.

Bewohner aquatischer Lebensräume:	Artenzahl
Schwämme (Porifera)	2
Süßwasserpolypen (Hydrozoa)	1
Strudelwürmer (Turbellaria)	2
Süßwasserassel (Isopoda)	1
Flohkrebs (Amphipoda)	2
Trichterspinnen (Agelenidae)	1
Eintagsfliegen (Ephemeroptera)	+ 10
Steinfliegen (Plecoptera)	+ 5
Libellen (Odonata)	++ 39 + 2
Wasserwanzen (aquat. Heteroptera)	27
Schlammfliegen (Megaloptera)	2
Fliegen und Bremsen (Diptera, Brachycera)	4 + 18
Wasserkäfer (aquat. Coleoptera)	++ 81
Käfer (semiaquatisch oder 'feuchtliebend')	6
Wasserschnecken (aquat. Gastropoda)	++ 24
Muscheln (Eulamellibranchia)	11
Köcherfliegen (Trichoptera)	++ 52
Fische (Teleostei)	7 + 12
Lurche (Amphibia) u. Kriechtiere (Reptilia)	11
Vögel (Aves) – am Gewässer	11

Bewohner terrestrischer Lebensräume:	Artenzahl
Staubläuse (Psocoptera)	10
Laufkäfer (Carabidae)	12
Skorpionsfliegen (Mecoptera)	4
Ohrwürmer (Dermaptera)	3

Erklärung:
 + Untersuchungen bisher nicht abgeschlossen;
 ++ Tiergruppe in einem anderen Abschnitt dieses Heftes

Als faunistische Besonderheiten unter den Beispielen der Gewässer sind *Heptagenia fuscogrisea* Retz. (Ephemeroptera), *Chrysops sepulcralis* Meig. und *Chrysops rufipes* Meig. (beide Tabanidae) zu nennen, die alle dem Gebiet der nördlichen Seen entstammen. Dies ist möglicherweise ein weiterer Hinweis auf den Zustand dieser Gewässer, der sich von dem der südlichen vermutlich unterscheidet. Wie bereits erwähnt,

sind vor allem die südöstlichen »Staltacher Seen« (Abb. 1, 8-10) belastet, was sich vor allem in der Fauna niederschlägt. So sind sauerstoffliebende Gruppen wie Eintagsfliegen und Steinfliegen in diesen Seen kaum zu finden und wenn, dann handelt es sich um tolerante ubiquitäre Arten. Eine Sonderstellung im Seensystem nimmt der Große Ostersee, der als Vorfilter dient und durch seine noch intakte Selbstreinigungskraft die nördliche Seenkette mit schützt, sowie der Brückensee als isolierter Moor- teich, ein. Letzterer beherbergt eine Vielzahl (Diversität) von Arten, die tyrophilen Charakter besitzen. Im Gebiet der Osterseen sind besonders unter den wasserbewohnenden Wanzen bemerkenswerte Häufigkeiten sonst seltener Arten zu erkennen. Unter den terrestrischen Besiedlern sind vor allem *Mesopsocus unipunctatus* Müll. (Psocoptera) *Agonum gracile* Gyll. und *Demetrias menostigma* Sam. (beide Carabidae) hervorzuheben. Diese stammen aus den wenig gestörten Habitaten am Brücken- see, dem Westufer, d. h. der Verlandungszone des Gr. Ostersees oder der Nördlichen Seenplatte bei Sees- haupt. Auch hier wird augenscheinlich, daß beson- ders die Uferzonen der Gewässer dieses im Charakter einmaligen Gebietes geschützt werden müssen. Die Fauna dieser Verlandungsbereiche verdient genauere Untersuchung, und der Biotop ist unbedingt zu schützen. Dieser Forderung ist die Unterschutzstel- lung eines Teiles der Uferzone dieser Seen entgegen- gekommen. Bedauerlicherweise sind diese bisher weder gekennzeichnet noch liegen genaue Markie- rungs Grenzen vor.

Summary

During the investigation of the fauna of aquatic macroinvertebrates (Odonata, aquat. Coleoptera, limn. Mollusca and Trichoptera) a lot of other groups could be found in the area of the Osterseen in southern Bavaria. The locality of rare species in the northern part of the lakes shows, that the southern part without the Großer Ostersee is polluted by the habitation of Iffeldorf. Especially the fauna of the lakeshore and the neighborbrought bogs is to be protected.

Literatur

- BURMEISTER, E. G. (1982):
Ein Beitrag zur Fauna der Ephemeroptera, Plecoptera, Megaloptera und aquatischen Lepidoptera im Murnauer Moos – Oberbayern (Insecta). – Entomofauna Suppl. 1, 201-226
- BURMEISTER, E. G. (1982):
Die Fauna aquatischer Heteroptera im Murnauer Moos, Oberbayern. – Entomofauna Suppl. 1, 453-462
- BURMEISTER, E. G. (1983):
Die faunistische Erfassung der Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera und Trichoptera (Insecta) in Bayern. – Schriftenreihe d. Landesamt. f. Wasserwirtschaft
- BURMEISTER, E. G. (1984):
Zur Faunistik der Libellen, Wasserkäfer und wasserbewohnenden Weichtieren im Gebiet der Osterseen Oberbayern) unter besonderer Berücksichtigung schutzwürdiger Biotope (Insecta: Odonata, Coleoptera; limnische Mollusca). – Berichte der ANL, Heft 8

CHVÁLA, M., LYNEBORG, L. & MOUCHA, J. (1972):
The Horse Flies of Europe (Diptera, Tabanidae). – Copenhagen. 499 pp

GRUBER, U. (1982):
Die Lurche und Kriechtiere im Murnauer Moos (Amphibia; Reptilia). – Entomofauna Suppl. 1, 125-132

HEISS, E. (1969):
Zur Heteropterenfauna Nordtirols I: Wasserwanzen (Corixidae – Hydrometridae). – Veröffentl. Univ. Innsbruck. 54 – Alpin-Biologische Studien: 1-28

ILLIES, J. (1955):
Steinfliegen oder Plecoptera: In: Dahl – Die Tierwelt Deutschlands. Teil 43. – Jena

MELZER, A. (1976):
Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen. – Dissertationes Botanicae Bd. 34

NIESER, H. (1978):
Heteroptera: In: Illies: Limnofauna Europaea. – Heidelberg, Berlin, New York

PUTHZ, v. (1978):
Ephemeroptera: In: Illies: Limnofauna Europaea. – Heidelberg, Berlin, New York

REISS, F. (1983):
Die Chironomidenfauna (Diptera, Insecta) des Osterseeengebietes in Oberbayern. – Berichte der ANL Heft 8

SCHACHT, W. (1980):
Faunistische Beiträge zu einigen seltenen europäischen Bremsen-Arten (Tabanidae, Diptera). – Entomofauna 1 (19), 384-396

Zum Gedenken an Professor Dr. Otto Kraus



Am 9. Januar 1984 ist Professor Dr. Otto Kraus im Alter von fast 79 Jahren in seiner Wahlheimat Bad Tölz verstorben. Von 1949 bis 1967 war er Landesbeauftragter für Naturschutz in Bayern und Leiter der Bayer. Landesstelle für Naturschutz beim Bayer. Staatsministerium des Innern. Die Landesstelle wurde mit Inkrafttreten des Bayer. Naturschutzgesetzes am 1. August 1973 aufgelöst und deren Aufgaben dem Landesamt für Umweltschutz übertragen. Professor Kraus hat eine Epoche des bayerischen Naturschutzes entscheidend geprägt, er war maßgeblicher Wegbereiter des deutschen und internationalen Naturschutzes, ein umfassend interessierter und gebildeter Mann.

Otto Kraus wurde am 25. 2. 1905 in Nürnberg geboren. In seiner Rückschau auf den bayerischen Naturschutz, die er als kleines Büchlein zu seinem 75. Geburtstag veröffentlichte, schrieb er über seine Kindheit und Jugend, daß sein Vater die Natur mehr bäuerlich und nüchtern, seine Mutter, die aus Voralberg stammte, die Natur mehr von der musischen Seite betrachtete. Prägend für sein ganzes Leben waren die Ferien im großelterlichen Haus in Balderschwang/Altgäu, das in der Nähe eines Wildbaches lag. Über diesen Wildbach schrieb er mit 75 Jahren: »Sein Rauschen ist mir nie aus dem Gedächtnis gewichen«.

Malen, Musizieren und das Leben mit der Natur kennzeichnen nicht nur die Atmosphäre des Elternhauses in Nürnberg, vielmehr sind es Bezugspunkte, die das gesamte Leben von Otto Kraus durchziehen. Nach dem

Abitur begann er in München zunächst das Studium der Ingenieurwissenschaften, wechselte aber bald an die Münchner Universität, um dort Chemie, Biologie und Geographie zu studieren. Er promovierte mit 23 Jahren über ein Thema der Kristallchemie und legte 1929 und 1930 das 1. und 2. Staatsexamen für das höhere Lehramt ab.

Schon bald nach dem Studium wird Otto Kraus Assistent am Mineralogischen Institut der Universität München. Mitte der Dreißiger Jahre habilitierte er sich.

Bereits in den Dreißiger Jahren wird er im Bund Naturschutz in Bayern aktiv und arbeitet bis 1940 in dessen Auftrag an einer Moorplanung, in deren Rahmen er die Moore und Urlandschaften Bayerns systematisch untersuchte und nicht weniger als 23 Anträge auf Ausweisung als Naturschutzgebiet mit entsprechenden wissenschaftlichen Gutachten stellte. Freilich »ohne sehr befriedigendes Ergebnis«, wie aus einem Pressebericht von 1940 zu entnehmen ist.

Durch seine Arbeiten im Naturschutz hat er bald Verbindung zu den Großen des Naturschutzes der damaligen Zeit, zu Ade, Dingler und Stadler in Bayern, zu Klose und Schoenichen in Berlin. Von 1937 bis 1940 leitet er kommissarisch das Institut für Mineralogie der Münchner Universität. Im Krieg als Flugmeteorologe eingesetzt, kehrt er 1946 an dieses Institut zurück und wird außerplanmäßiger Professor für Mineralogie.

Etwa 1947 erhält er dann vom damaligen Referenten für Naturschutz und späteren Amtschef des Bayer. Innenministeriums, Dr. K. Riedl das Angebot auf Übernahme der Leitung der Bayer. Landesstelle für Naturschutz. Ende 1949 nimmt Professor Kraus dieses Angebot an und wird so zum ersten hauptberuflichen staatlichen Naturschützer Bayerns! Damit stellt sich Otto Kraus mit 44 Jahren ganz in den Dienst des bayerischen Naturschutzes. Damals schrieb er über das »Primat der Landschaft«: Jeder muß heute wissen, daß nur eine biologisch gesunde Landschaft jene innere Beschaffenheit zeigt, die eine dauerhafte und segensreiche Bewirtschaftung verbürgt und daß nur eine solche ausgeglichene Landschaft zugleich jene Schönheitswerte enthält, die sie zur Heimat machen. Führt man weiter fort, die Forderungen einer biologisch begründeten Landschaftspflege zu mißachten, so wird es ganz zuletzt die Natur selbst sein, die über den Fortschritt und über uns alle rächend hinweggehen wird. Soll aber die Zerstörung der Natur unser Schicksal von morgen sein?«

Die Sorge, daß die Zerstörung der Natur zum künftigen Schicksal der Menschheit werden kann, wurde zum Leitmotiv seines Lebens. Er war fest davon überzeugt, daß die Erhaltung der Natur Voraussetzung dafür ist, daß die Menschen ein ihrem Wesen entsprechendes Leben führen können. Für ihn stand fest, daß die Folge der Zerstörung der Natur der Abbau des Menschlichen sein wird. Aus diesem Motiv heraus stellte er sich dem Streit der Interessen, nicht etwa aus Lust am Streiten, sondern als ein zum Streit Gezwungener. Er wußte worum es ging: Das an Natur zu bewahren, was in Jahrtausenden gewachsen ist und was nach seiner Zerstörung durch den Menschen vom Menschen nicht mehr geschaffen werden kann. Daraus schöpfe er die Kraft zum Handeln in einer Zeit, in der der Stellenwert des Natur- und Umweltschutzes noch sehr gering war. So wurde er häufig zum

»Rufer in der Wüste« zumal das Vorausschauen und Vorausdenken um Jahre, ja oft um Jahrzehnte in seinem Wesen stark ausgeprägt war. Zwangsläufig mußte er auch erleben, daß – wie er es mit 75 Jahren bezeichnete – »un glaubliche Vorgänge« zu Verlusten von Natur führten, gegen die er und andere sich – vergeblich – zu stemmen wagten. So geschehen in den Naturschutzgebieten »Hölle« und »Saubachleite«, im Ammergebirge, um nur einige Vorkommnisse zu nennen. Seinen Einsatz für die Sache der Natur konnten diese Ereignisse jedoch nicht lähmen.

Professor Dr. Kraus baute die Tätigkeit der Bayer. Landesstelle für Naturschutz grundlegend neu auf und setzte gezielte Schwerpunkte. Vorrang waren die Bemühungen um die dauernde Sicherung der wertvollsten Naturschnitte Bayerns. Nicht weniger als etwa ein halbes Hundert Naturschutzgebiete, vor allem Moore sowie eine Vielzahl von Landschaftsschutzgebieten waren das Ergebnis.

Seine besondere Sorge galt dem Wasser als wichtigem Lebenselement des Menschen. Der Kampf um die Verhinderung großflächiger Entwässerungen, vor allem der Streuweisen im Alpenvorland, von Bachregulierungen und Flußausbauten wurde mit äußerstem persönlichem Einsatz und unter Hintanstellung gesundheitlicher Rücksichten geführt. Über Jahre hinweg zogen sich die Auseinandersetzungen gegen den Ausbau des Oberen Lechs zur Energiegewinnung. Europaweite Aufmerksamkeit zog dabei die Kontroverse um die »Litzauer Schleife« auf sich. In einem Prozeß gegen die Bayer. Wasserkraftwerke AG gewann der »Naturschutzprofessor 1:0«, wie es damals in der Presse formuliert wurde. Dieser Prozeßausgang hat zweifellos den Naturschutzgedanken stärker im gesellschaftlichen Bewußtsein verankert. Andere wertvolle Flußabschnitte wurden ebenso zäh verteidigt und sind bis heute unverbaut erhalten, z. B. an der Ammer, an Loisach und Isar, an der Alz, der Tiroler Ache, der Salzach und der Wertach. Für Otto Kraus – und viele stimmten ihm damals schon zu – gehörten sie zum unveräußerlichen Natur- und Kulturinventar unserer bayerischen Heimat.

Ein weiterer Schwerpunkt seiner Arbeit war der Naturschutz im alpinen Raum, dem er durch sein mütterliches Erbe besonders verbunden war. Mit Nachdruck setzt er sich gegen die nach dem zweiten Weltkrieg rasch fortschreitende Erschließung und Entwertung des schmalen bayerischen Alpenraumes zur Wehr, gegen zahlreiche Bergbahnprojekte, Lifte, Energievorhaben, Straßen- und Wegebaumaßnahmen und überzogene Fremdenverkehrsprojekte. Daß z. B. die Partnachklamm und Breitachklamm, jene einmaligen Naturschöpfungen, heute noch unverbaut erhalten sind, ist nicht zuletzt sein Verdienst. Eine Anzahl alpiner Naturschutzgebiete, u. a. in den Chiemgauer Alpen und im Wetterstein, ferner das Großlandschaftsschutzgebiet »Allgäuer Hochalpenkette« gehen auf seine Initiativen zurück.

Weitere Schwerpunkte seiner Arbeit waren die Ordnung am Wasser, insbesondere an den Seen, der Schutz der Wälder im Vorfeld der Ballungsräume, die Probleme der Zersiedelung und der Kammerung der Landschaft, der Sand- und Kiesabbau, Straßenbau, Flurbereinigung, Freizeinnutzungen, um nur einige wichtige Bereiche zu nennen.

1951/52 dreht Professor Kraus zusammen mit Eugen Schuhmacher den Film »Natur in Gefahr«, in dem die Autoren schon damals auf die mit den Eingriffen in die Natur verbundenen Gefahren in eindrucksvollen Szenen hingewiesen haben. Dieser Film hat bis auf den heutigen Tag nichts an Aktualität verloren.

1955 ernennt ihn die Münchner Universität zum Professor ehrenhalber für Mineralogie und Naturschutz. Er hält an der Münchner Universität und lange Jahre auch an der Technischen Hochschule in Weihenstephan Vorlesungen über Naturschutz. Seine Fähigkeit frei zu sprechen, präzise und einprägsam zu formulieren, die Dinge in einer klaren, ausgewogenen und ehrlichen Weise darzulegen, machen ihn zu einem beehrten Redner. In unzähligen Vorträgen und mehreren von ihm selbst gedrehten Filmen hat er unermüdet für die Notwendigkeit der Erhaltung von Natur geworben. Erinnert sei hier lediglich an seine Vorträge bei den Deutschen Naturschutztagen 1956 in Passau und 1964 in Goslar. So ist es nicht verwunderlich, daß Professor Dr. Kraus in zahlreichen Organisationen, Gremien und Ausschüsse berufen wurde und hohe Auszeichnungen erhielt, u. a. das Bundesverdienstkreuz erster Klasse, den Bayerischen Verdienstorden, den Van-Tienhoven-Preis der Stiftung F.V.S., die von Loki Schmidt verliehene »Silberdistel«, den Naturschutzpreis des Bundes Naturschutz in Bayern, den Poenttaler der Münchner Turmschreiber. Besonders jedoch freute ihn die Verleihung der Ludwig-Thoma-Medaille der Landeshauptstadt München. Er bekam sie als einer der ersten; sie wurde ihm nicht nur wegen seiner musischen und humoristischen Veranlagung verliehen, sondern auch für sein konsequentes Eintreten für die Belange der Natur. Zahlreiche Vereinigungen und Gesellschaften ernannten ihn zum Ehrenmitglied, so die Arbeitsgemeinschaft der Beauftragten für Naturschutz (ABN), der Bund Naturschutz in Bayern, die Naturforschende Gesellschaft Schaffhausen.

Die ersten Jahre seiner Tätigkeit in der Landesstelle für Naturschutz war er ganz allein auf sich gestellt. 1952 erhielt er eine Sekretärin, Frau Kreutterer, 1956 bzw. 1965 zwei Mitarbeiter, Karl und Kadner, die Verfasser dieser Zeilen. 18 Jahre dauerte es also, bis die Landesstelle für Naturschutz wenigstens aus 4 Personen bestand. Typisch für Professor Kraus war, daß er die Landesstelle nicht im Stile eines Amtes führte; sie gleich eher einem Institut. Jeder leistete seinen Beitrag zur Gesamtarbeit; Gedanken frei zu äußern war selbstverständliche Übung aller. Kreativität war groß geschrieben und wurde nicht nur durch einen regen Gedankenaustausch, sondern auch durch den intensiven Kontakt mit der Natur gefördert. Das breitgefächerte Wirken der Landesstelle entstand aus dieser Verbindung von Arbeit am Schreibtisch und im Gelände.

Professor Kraus war ein kontaktfreudiger Mensch. Er konnte mit Bauern ebenso gut reden, wie mit Intellektuellen oder Politikern. Auch war er sich stets bewußt, daß seine Arbeit nur ein Beitrag zum Naturschutz ist und andere, vor allem die Regierungs- und Kreisbeauftragten für Naturschutz ebenfalls einen wesentlichen Anteil leisten. Sein Schriftverkehr mit Naturschutzkollegen erstreckte sich in viele Länder Europas und auch in die USA. Engster Kontakt bestand mit den Fachkollegen der Alpenländer und den alpinen Schutzorganisationen, insbesondere der Internationalen Alpenkommission (CIPRA), die ihn immer wieder zur Unterstützung und Beratung heranzogen. Die Auseinandersetzungen um die Energiegenutzung der Enns im österreichischen Naturschutzgebiet »Gesäuse«, um das Maltatal, die Erlauf samt »Tormäuer«, um die Taminaschlucht um den Ausbau des Spöls im schweizerischen Nationalpark oder eines Isonzozuflusses in Jugoslawien sind mit dem Namen von Professor Kraus verbunden.

Ende 1966 bringt Otto Kraus ausgewählte Abhandlungen und Vorträge als Buch unter dem Titel »Zerstörung der Natur – unser Schicksal von morgen?« heraus. Der

Kreis seiner Tätigkeit als Landesbeauftragter für Naturschutz in Bayern schließt sich. Ende Mai 1967 geht er auf eigenen Wunsch vorzeitig in den Ruhestand. Er hat, wie Gerd Kragh damals schrieb, »bis zum letzten Tage seiner Dienstzeit in einer Fülle von Verfahren sein Bestes gegeben und seine Kräfte offenbar in einer Weise beansprucht, daß ein Ruhestand angezeigt war«. Er zieht nach Bad Tölz und bleibt der Natur und dem Naturschutz treu. Seine Vorlesungen über Naturschutz an der Münchner Universität setzt er noch über Jahre fort. Professor Kraus konnte andere für die Ideen des Naturschutzes begeistern. Er hat praktische Erfahrung mit und in der Natur verknüpft mit intensiver gedanklicher Durchdringung. Seine geistigen Grundsätze waren das Fundament für seine fachliche, in vielen Disziplinen der Naturwissenschaft gründenden Aussagen. Wer immer glaubt, angesichts einer fortschreitenden Zerstörung von Natur sagen zu müssen, er sei nicht gewarnt worden, kann sich nicht auf Vertreter des Naturschutzes berufen. Professor Kraus hat nicht nur gewarnt, er hat Wege in die Zukunft, in einen »Frieden mit der Natur« gewiesen.

Viele der heute in Staat und Öffentlichkeit tätigen Naturschützer waren seine Schüler. Sein Vermächtnis ist unser Auftrag.

Anschriften der Verfasser:
Dr. Helmut Karl
Regierung von Unterfranken
Peterplatz 9
8700 Würzburg

Dieter Kadner
Bayer. Staatsministerium
für Landesentwicklung
und Umweltfragen
Rosenkavalierplatz 2
8000 München 81

Veranstaltungsspiegel der ANL im Berichtszeitraum und Ergebnisse der Seminare

26.–30. September 1983 Gars/Inn

»Naturschutz im Unterricht« für Lehrer an berufsbildenden Schulen.
In Zusammenarbeit mit der Akademie für Lehrerfortbildung Dillingen.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Organisation der Behörden des Naturschutzes und der Landschaftspflege; Rechtsgrundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege, Bayer. Naturschutzgesetz, Bundesnaturschutzgesetz u. a., Naturschutz als Aufgabe der Gesellschaft; die ökologische Bedeutung des Bodens; die ökologische Bedeutung naturnaher Landschaftsbestandteile: Moore und Streuwiesen, Wildgrasfluren und Zwergstrauchheiden; Kurzexkursion zur Ergänzung und Vertiefung der Referate; Ganztagesexkursion; die ökologische Bedeutung naturnaher Landschaftsbestandteile: Gewässer und Gewässerränder.

20. Oktober 1983 Furth im Wald

Fachseminar
eintägig – »Der Landschaftsplan in der Gemeinde – am Beispiel der Stadt Furth im Wald für Kommunalpolitiker der Planungsregion, freie Landschaftsarchitekten, mit der Planaufstellung befaßte Behördenvertreter und Bürger.

Inhalt:

Die Ziele der Landesentwicklung und Raumordnung erfahren ihre konkrete Umsetzung über die Planungen der Gemeinde, die mit dem Planungsinstrument »Bauleitplanung« eine äußerst verantwortungsvolle Aufgabe besitzt. Neben der Flächennutzungsplanung, die als Selbstverständlichkeit angesehen wird, liegt auch die Landschaftsplanung in der Planungshoheit der Gemeinde. Insbesondere auf dem landschaftlichen Sektor der städtischen Planung

bedeutet dies nicht nur das Planungsrecht, sondern vielmehr auch die Pflicht zu einer verantwortlichen Planung. Die Beachtung des Naturhaushaltes als Träger elementarer Funktionen ist verpflichtend für jede Gemeinde. Es sind daher Ziele zur nachhaltigen Sicherung und Entwicklung des Naturhaushalts, der Eigenart und Schönheit der Landschaft sowie der pflegenden Flächennutzung einschließlich der Erholungsplanung zu erarbeiten. Der Landschaftsplan soll als Grundlage der Bauleitplanung ein umfassendes, langfristiges Stadtentwicklungskonzept darstellen, das auf den natürlichen Grundlagen, der Tragfähigkeit von Landschaft und Umwelt aufbaut und von Kommunalpolitikern überzeugend vertreten werden kann.

Ziel dieses Seminars ist es, an einem konkreten Beispiel aufzuzeigen, wie bei einem abgestimmten Einsatz aller Planungsebenen insbesondere die Landschaftsplanung ein konstruktiver Beitrag für die städtische Entwicklung sein kann.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Ziele und Aufgaben der Landschaftsplanung – Grundlage der Stadtentwicklung; der Landschaftsplan als Planungsprozeß – eine gemeinschaftliche Aufgabe von Bürger, Politiker, Verwaltung und Planer; der Landschaftsplan und seine Umsetzung im Rahmen der Bauleitplanung – im innerörtlichen Bereich – im landschaftlichen Bereich; Exkursion zur Thematik.

26.–28. Oktober 1983 Selb/Silberbach

Jahrestagung Bayerischer Naturschutzreferenten »Öffentlichkeitsarbeit«
In Zusammenarbeit mit dem Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.

Information: Die Jahrestagung Bayerischer Naturschutzreferenten ist eine kombinierte Dienstbesprechung und Fortbildung. Aus diesem Grund war die Teilnahme ausschließlich Vertretern des behördlichen Naturschutzes vorbehalten. Die diesjährige Tagung befaßte sich mit der »Öffentlichkeitsarbeit im Naturschutz«. Zu diesem Dialog wurden Referenten aus den Bereichen der Medienarbeit und des Naturschutzes eingeladen.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Erfahrungsaustausch zu Fragen des Naturschutzes und der Landschaftspflege; Presse und Naturschutz; Exkursion zum Thema: Feuchtgebietschutz; Presse und Öffentlichkeitsarbeit im Naturschutz; die Werbung für den Naturschutz.

4.–6. November 1983 Grünberg/Hessen

Fachseminar

»Naturschutz als Ware – Marktaufbereitung und Nachfrageförderung durch Marketingstrategien« für Teilnehmer auf gesonderte Einladung.
In Zusammenarbeit mit der Bundesfor-

schungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (BFANL), Bonn und der Norddeutschen Naturschutzakademie (NNA) in Schneverdingen.

Seminarergebnis

Das Umweltbewußtsein der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland ist gewachsen. Nach Infas-Umfragen messen rund 2/3 der Bundesbürger dem Umweltschutz einen höheren Stellenwert bei als dem Wirtschaftswachstum. Ein Bewußtsein für Zusammenhänge in der Natur, deren oft weitreichende Wirkungen und Rückkoppelungen hat sich jedoch kaum entwickelt.

Naturschutz lebt auch heute noch weitgehend von steriler Information, ohne daß dadurch ein entsprechendes Handeln hervorgerufen wird. Die Nachfrage nach Information über Naturschutz steigt, warum wird noch immer so wenig erreicht? Liegt es an einer schlechten Verkaufsstrategie, wie die Ware »Naturschutz« angeboten wird oder sind es andere Ursachen?

Diesen Fragen näherzukommen, war das Ziel eines 3-tägigen Fachseminars in der Bildungsstätte des Deutschen Gartenbaues e. V. im hessischen Grünberg. Die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege hatte zusammen mit der Norddeutschen Naturschutzakademie und der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie rund 35 Wissenschaftler, Naturschutz-Fachleute sowie Vertreter der Publikations-, Werbe- und Marketingbranche zur Diskussion des Themas eingeladen.

Rudolf SCHREIBER, Leiter einer Beratungsgruppe für Marketing und Kommunikation in Frankfurt, machte gleich im Einführungsreferat deutlich, daß »Naturschutz-Marketing« nicht nach allgemein gültigen Marketingrezepten gehandhabt werden könne. Er warf die kritische Frage auf, ob bei der derzeitigen aktuellen Umweltsituation die bisherige berufliche Marketingauffassung und -technik überhaupt für eine ökologisch und ganzheitlich orientierte Überlebensstrategie einsetzbar sei.

Naturschutz-Marketing müsse ganzheitliches Denken zum Ziel haben, sich diesem Ziel auch unterordnen und nicht, wie die herkömmliche Produktwerbung, ausschließlich auf die möglichst gute Vermarktung und die Sicherung hoher Marktanteile gerichtet sein. Wie weit solch produktorientiertes Marketing führen kann, machte SCHREIBER u. a. am Beispiel der Verpackungsindustrie deutlich, wo durch entsprechenden Konkurrenzdruck die Verpackungskosten vielfach den Wert des Verkaufsobjektes übersteigen. Ohne eine entscheidende Änderung der Einstellung in den Führungsetagen einer Nation werde »Naturschutz als Ware« nie ein attraktives Angebot werden können. Der Bürger sei über die Problematik zwar weitgehend informiert, leider hätten es die Verantwort-

lichen bisher noch nicht verstanden, das umzusetzen, was vom Bürger gefordert werde. Alle bisherigen Naturschutzaktionen wären letzten Endes nur lächerliches Flickwerk an einer untergehenden Arche. Notwendig ist eine »Neue Dimension des Denkens« – weg vom kurzfristigen, linearen Erfolgsdenken, hin zu einem langfristigen, kybernetischen Denken. Marketing müsse deshalb im Wirtschaftsalltag einen Evolutionsprung nachvollziehen und sich zu einem »Öko-Marketing«, das Ökologie und Ökonomie in Einklang sieht, wandeln. So sei es zum Beispiel wichtig, sich an der Begrenztheit der Rohstoffe und nicht an der Bedürfnisweckung zu orientieren. Hersteller, Handel und Konsument müßten sich klar darüber werden, daß in Zukunft über höhere Preise für bessere Produkte auch die Umwelterhaltung finanziert werden müsse. Über möglichst niedrige Preise seien lange Zeit nicht nur die Qualität eines Produktes minimiert und die Arbeitsplätze reduziert, sondern auch die Umwelterstörung forciert worden.

Die bisherigen Naturschutzstrategien sind nach SCHREIBER sekundäre Aufgaben, die als »Information und Motivation«, allenfalls als Vorbereitung zur Einleitung einer Änderung im Großen sein dürfen. Künftiges Marketing muß Umweltschäden verhindern helfen und nicht nur auf Probleme aufmerksam machen.

Professor Dr. Wolfgang ERZ von der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie in Bonn erläuterte die naturschutzinterne Produkt- und Unternehmenssituation.

Ökologische Forschung sei wichtig, jedoch nur ein Teil der Naturschutzforschung und nicht immer die wesentliche. Es hilft alles nichts, so ERZ, wenn diese Erkenntnisse nicht umgesetzt werden. Gesetze allein genügen nicht, der Gesetzgeber kann nicht den Sachverstand für das Gebiet der Naturschutzarbeit ersetzen. Eine Intensivierung der Aus- und Fortbildung sowie der Forschung auf den ethischen, philosophischen Grundlagen der Gesellschaft und ihren Zukunftsperspektiven sei deshalb dringend erforderlich, um die Ziele und Aufgaben kenntlich zu machen und in entsprechende Maßnahmen und Handlungen umzusetzen. Noch würden sich viel zu viele Unternehmen einfach freikaufen von echten Verpflichtungen der Umwelt gegenüber, langfristig müsse der Unternehmer selbst zum Naturschützer werden.

Zieht man jedoch den geringen Zeitraum, die kleine Zahl der im Naturschutz tätigen Personen und die knappen Geldmittel in Relation, so sei die Naturschutzarbeit in letzter Zeit doch schon sehr erfolgreich gewesen.

Rudolf FISCHER, Mitarbeiter eines Marketing-Büros in Wachenheim, machte gleich zu Beginn seiner Ausführungen klar, daß Werbung für ein Produkt Naturschutz gar keine Frage darstellen dürfe, sondern im Gegenteil dringend erforderlich sei.

Bevor dieser Frage weiter nachgegangen werden könne, müsse jedoch erst geklärt werden, was Naturschutz will und wie Gemeinsamkeiten beim Anliegen Naturschutz gesehen bzw. verstanden werden können. Als Werbefachmann müsse er eine optimale Definition des Begriffs »Naturschutz« und eine einfache, klare Produktbeschreibung fordern, aus der vielfältige Argumentationen abgeleitet werden können. Es gäbe zu viele theoretische wissenschaftliche Publikationen oder solche, die zu stark emotionalisieren. Viel zu häufig werde Naturschutz auch als »Vehikel für irgendwelche Ideologien« angesehen.

Abzuarbeiten sind in erster Linie die Dissonanzen zwischen den menschlichen Wünschen des Augenblicks und der Leistungsfähigkeit der Natur in der Zukunft. Zu häufig sei Naturschutz lediglich ein Wunschdenken, das jedoch nicht auf Kosten des eigenen Lebensstandards gehen dürfe. Für die Werbung gebe es unterschiedlichste Ansprechpartner, die »Entscheider«, die »Beeinflusser« und die »Mitläufer«. Für alle diese Gruppen müssen eigene Werbestrategien entwickelt werden, denn Werbung muß sich sowohl an den Verstand, aber auch an das Gefühl, das Unterbewußtsein wenden. In den Reihen der Naturschützer gibt es sehr viel Idealismus. Diese unbezahlbare Kraft zu bündeln und in die richtigen Bahnen zu lenken, stellt eine der großen Aufgaben der Werbung für den Naturschutz dar.

Hubertus BOEHM von Infratest Industria aus München stellt die verschiedenen Marktstrategien einer entsprechenden Öffentlichkeitsarbeit vor. Aufgrund einer Untersuchung für »Öffentlichkeitsarbeit im Naturschutz« kristallisierten sich im wesentlichen 3 Ziele heraus:

- Schaffung eines erhöhten Naturbewußtseins in der Bevölkerung
- Schaffung und Sicherung einer positiven Grundhaltung gegenüber der Natur bei Legislative, Exekutive und Naturutzern
- Impulsgebung zu einer Verhaltensänderung im Sinne der Naturschutzgesetzgebung

Die Verbesserung der Öffentlichkeitsarbeit sollte sich primär auf eine Steigerung des publizistischen, ökonomischen und des organisatorischen Wirkungsgrades konzentrieren. Hierzu gehört vor allem auch eine Verbesserung der Zielgruppenanalyse und des gesamten Naturschutzmarketings.

Mit den herkömmlichen Methoden spreche man meist nur ohnehin am Naturschutz orientierte Kreise an, Ziel müsse es ein, auch bisher nicht am Naturschutz Interessierte für dessen Ziele zu interessieren. Insbesondere sollten immer wieder Eingriffsbahnen und Politiker mit Material beliefert und mögliche Multiplikatoren angesprochen werden.

Ein großes Problem einer gezielten Naturschutz-Öffentlichkeitsarbeit sieht BOEHM darin, daß der notwendige Ganzheitsan-

spruch kaum erfüllt werden kann und, daß im Gegensatz zu den harten Fakten des technischen Umweltschutzes häufig noch viel mit emotionalem Gedankengang argumentiert werden muß. Ziel müsse es deshalb sein, Teilbereiche des Naturschutzes rechenbar zu machen und ethische oder moralische Ziele, zumindest für den aktuellen Einstieg in die Öffentlichkeitsarbeit, den ökonomischen Vorteilen nachzuschieben.

Detlef BRÜCHMANN, Öffentlichkeitsreferent des Deutschen Bundes für Vogelschutz in Hamburg, zeigte die Möglichkeiten, aber auch die Grenzen einer Public-Relations-Arbeit in privaten Naturschutzverbänden auf. Derzeit bewege sich der Naturschutz nur in dem politischen Raum, der von Politik und Wirtschaft freigegeben wurde, und dies sei leider nur ein entscheidungsfreier und kompetenzloser Raum. Er fordert deshalb, eine stärkere Orientierung und Organisation des Naturschutzes nach wissenschaftlichen Kriterien, mehr Mut zum Beschreiten neuer Wege und zum Experiment. Noch würde viel zu viel reagiert und zu wenig agiert. Häufig werde gerade in Verbänden die Öffentlichkeitsarbeit viel zu unstrukturiert, unkoordiniert und viel zu dilettantisch betrieben, um entsprechende Erfolge aufweisen zu können. Die Verbände müßten lernen, daß in der Natur- und Umweltschutzpolitik eine Beteiligung an wichtigen baulichen, planerischen und vor allem politischen Verfahren bei weitem wichtiger sei, als alle Plakate, Broschüren und sonstigen Aktionen.

Leider stehe auch in den einzelnen Verbänden das Interesse an der Organisation des eigenen Verbandes häufig im Vordergrund, und es sei wenig Bereitschaft zur Koordination mit anderen Gruppen zu spüren. Erfahrungen zeigten auch, daß der Artikel oder die Idee Naturschutz in der Regel nur verlangt wird, wenn sich der angesprochene Kreis einen Nutzen oder Vorteil davon verschaffen kann. Uneigennütziges Interesse aus der Verantwortung für's Ganze ist leider viel zu wenig ausgeprägt.

Insgesamt dürfe jedoch nicht übersehen werden, daß allein durch die überwiegend ehrenamtliche Tätigkeit in Verbänden der Wirkungsgrad von vornherein begrenzt ist. BRÜCHMANN plädierte deshalb dafür, sich zunehmend auch in der Naturschutzarbeit professioneller Kräfte zu bedienen, nicht zuletzt, um eine gewisse Kontinuität im Dialog mit der Bevölkerung zu erreichen.

Auf Gestaltungskriterien für bildhafte Naturschutzwerbung ging Professor Dr. Christian L. KRAUSE von der Fachhochschule Wiesbaden ein. Anhand von zahlreichen positiven wie negativen Plakatbeispielen zeigte er die unterschiedlichsten Ausdrucksmöglichkeiten, wie z. B. Sympathie- oder Schockwirkung von Plakaten auf. In jedem Fall sollten erfolgreiche Plakate eine Nachricht so transformieren,

daß sie möglichst allein durch die bildhafte Darstellung bis in die bewußtseinsbildenden Schichten des Empfängers gelangen. Die Aussagekraft des unmittelbaren Ausdrucks eines Plakats könne durch einen sorgfältig geplanten Einsatz noch gesteigert werden.

Über die Aufgaben der Medien in der Naturschutzarbeit, deren Möglichkeiten und Grenzen referierte Dr. Alois RUMMEL, Chefredakteur vom »Rheinischen Merkur« und »Christ und Welt«. Schwierig sei es, Naturschutz im öffentlichen Bewußtsein so anzusiedeln, daß die mittlerweile zu einer menschlichen Existenzfrage gewordene Berücksichtigung von Naturschutzbelangen deutlich wird. Neben der Friedenssicherung sei in der öffentlichen Meinung nach wie vor der Bereich der Unterhaltung vorrangig. Gerade auf diesem Gebiet würden jedoch die Dienstleistungen der Natur so selbstverständlich in Anspruch genommen, ohne zu bedenken, daß diese Daseinsform ihr Fundament verliert, wenn die Naturgrundlagen gestört sind.

RUMMEL wies darauf hin, daß die Medien (vor allem Rundfunk und Fernsehen) in unserer Gesellschaft zwar schon lange so etwas wie die geistige Führung übernommen hätten, sich aber bisher weitgehend als unfähig erweisen würden, ein wirkungsvolles Instrument der Anregung zu sein. Er appellierte an alle auf diesem Sektor Tätigen, sich dieser Führungsmöglichkeiten – und vor allem der Verantwortung – stärker bewußt zu werden.

Schutz der Natur bedeute Vorsorge und Zukunftsplanung in einem, eine Lebenserhaltung im umfassenden Sinn und die Rettung der Erde vor ihrem Zerfall ins Unmenschliche. Die neue Aufgabe der Medien müsse daher lauten: Lehr- und Lernziele sind nur dann komplett, wenn sie den Schutz der Natur als kulturellen Bestandteil unserer Gesellschaft miteinbeziehen.

Die Referate und Diskussionen wurden in 6 verschiedenen Arbeitskreisen vertieft, wobei Möglichkeiten und Vorschläge zu einer insgesamt verbesserten Öffentlichkeitsarbeit erarbeitet wurden.

Heinrich Krauss

5.–6. November 1983 Heigenbrücken

»Einführung in Naturschutz und Landschaftspflege« für Bewerber für die Naturschutzwacht und Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände – Spessartbund.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Landschaftspflege und Schutz des Landschaftsbildes im ländlichen Raum; geschützte Pflanzen und Tiere und ihre Biotope; ökologische Bedeutung von Wald, Wildgrasfluren und Zwergstrauchheiden, Feuchtgebieten sowie Hecken und Gebüschen.

5.–6. November 1983 Hausham/Schliersee

»Einführung in Naturschutz und Landschaftspflege« für Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Organisation der Behörden des Naturschutzes und der Landschaftspflege; Rechtsgrundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege; Bayer. Naturschutzgesetz, Bundesnaturschutzgesetz u. a.; ökologische Bedeutung naturnaher Landschaftsbestandteile: Wald, Hecken und Gebüsche sowie des Bodens; Aufgaben, Tätigkeit und Praxis der Naturschutzwacht.

12. November 1983 Steinbach am Wald

Fachseminar »Naturschutz in der Gemeinde« für Kommunalpolitiker.

Im Seminar wurden anhand von Beispielen Möglichkeiten aufgezeigt, Naturschutzprobleme sowohl innerorts als auch im Außenbereich zu erkennen und zur Handlungsgrundlage der weiteren Gemeindeentwicklung zu machen.

19.–20. November 1983 Hausham/Schliersee

Fortbildungslehrgang A2 »Rechtliche und ökologische Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege« für Angehörige der im Naturschutz tätigen Verbände – Fischereivereine Miesbach und Schliersee.

Referate und Diskussionen zu den Themen:

ökologische Bedeutung naturnaher Landschaftsbestandteile: Wildgrasfluren und Zwergstrauchheiden sowie Gewässer und Gewässerränder; geschützte und gefährdete Pflanzen und ihre Biotope; geschützte und gefährdete Tiere in der Wirtschaftslandschaft und ihre Biotope; ökologische Bedeutung naturnaher Landschaftsbestandteile: Moore, Streuwiesen und feuchte Wirtschaftswiesen; Landschaftspflege im ländlichen Raum.

20. November 1983 Bad Reichenhall

Fortbildungslehrgang »Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege«

Referate und Diskussionen zu den Themen:

Rechtsgrundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege; ökologische Bedeutung naturnaher Landschaftsbestandteile: Gewässer und Gewässerränder, Moore und Streuwiesen; geschützte und gefährdete Pflanzen und Tiere und ihre Biotope.

21.–23. November 1983 Aschaffenburg

Kolloquium »Ausgleichbarkeit von Eingriffen in den Naturhaushalt« für Teilnehmer auf gesonderter Einladung.

Seminarergebnisse

Die Sicherung der nachhaltigen Nutzbarkeit der Naturgüter Boden, Wasser und Luft sowie der Vielfalt der heimischen Pflanzen- und Tierarten einschließlich deren Rolle im Naturhaushalt dient der Existenzsicherung des Menschen. Aus dieser Erkenntnis hat der Gesetzgeber in das im Jahr 1976 in Kraft getretene Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) die Verpflichtung zum Ausgleich von unvermeidbaren Eingriffen in den Naturhaushalt, soweit es zur Verwirklichung der Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege erforderlich ist, aufgenommen. Diese Regelung hat mittlerweile Eingang in die entsprechenden Ländergesetze gefunden. Im Vollzug ergaben sich seitdem eine Reihe von Fragen, die sich auch auf den definitorischen Bereich erstreckten. Daß Antworten in Form einer bundesweiten einheitlichen Lösung hierzu nicht leicht zu finden sind, zeigte sich bei dem wissenschaftlichen Kolloquium, das die Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen/Salzach, in Zusammenarbeit mit dem Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn, in Aschaffenburg veranstaltete. Unter der Leitung des Direktors der Akademie, Dr. Wolfgang ZIELONKOWSKI, diskutierten Teilnehmer aus den Fachbereichen Naturschutz und Landschaftspflege, Biologie, Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Straßenbau, Wasserwirtschaft, Vermessungswesen/Flurbereinigung sowie Recht. Sie waren sich mit Ministerialrat Karl-Günther KOLODZIEJCOK vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn, einig, daß die Eingriffsregelung in der Praxis nicht oder noch nicht das leistet, was man sich von ihr versprochen hat. Der Grund hierfür ist, daß die Eingriffsregelung im Hinblick auf ihre praktische Anwendung noch nicht genügend durchgearbeitet und handhabbar gemacht worden ist. Hier sollte das Kolloquium weiterhelfen. Ministerialrat Dr. Erich GASSNER zeigte in seinem einführenden Referat den rechtlichen Rahmen auf. Er sieht im § 8 BNatSchG, der sich mit den Eingriffen in Natur und Landschaft befaßt, eine zentrale Neuerung des Naturschutzrechts, da er die Staatsaufgabe Naturschutz als Aufgabe aller Behörden, die mit Eingriffen in Natur und Landschaft befaßt sind, konkretisiert und operationalisiert und den Naturschutz insoweit zu einer echten Querschnittsaufgabe macht. Ausgleich setzt zunächst einen Eingriff voraus. Das Gesetz läßt nicht alle Handlungen als Eingriff gelten, sondern beschränkt die Eingriffsregelung auf zwei Handlungstypen, nämlich die Veränderungen von Gestalt oder Nutzung (nicht der Nutzungsintensität) von Grundflächen, die die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes erheblich oder nachhaltig beeinträchtigen können. Dabei ist nach Dr. GASSNER die Beeinträchtigung des Naturhaushaltes als Beeinträchtigung im Naturhaushalt, also

bestimmbarer Strukturen, Funktionen und Prozesse, zu verstehen. Davon ausgenommen ist allerdings die im Sinne des Gesetzes »ordnungsgemäße« land-, forst- und fischereiwirtschaftliche Bodennutzung. Eingriffe haben drei Hauptverpflichtungen, nämlich unnötige Eingriffe zu vermeiden, vorrangig zugelassene Eingriffe auszugleichen und für nicht ausgleichbare, aber vorrangige Eingriffe, Ersatzmaßnahmen vorzunehmen. Dr. GASSNER stellte heraus, daß der Begriff des Ausgleichs ein rechtlicher und kein naturwissenschaftlicher ist. Der Gesetzgeber habe den Ausgleich pragmatisch verstanden als die Wiedergutmachung der Beeinträchtigung im Rahmen des praktisch Möglichen, des vom Menschen Machbaren, also letztlich nur approximative Kompensation. Was jedoch auszugleichen sei, müsse von den Naturwissenschaften beantwortet werden.

Diesen Gedanken griff Prof. Dr. Wolfgang ERZ von der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Bonn, auf, indem er formulierte: »Was ich nicht kenne, kann ich nicht ausgleichen.« Einschränkend stellte er in diesem Zusammenhang fest, daß das Problem der Bestandsaufnahme noch nicht gelöst ist und ein einheitlicher Bewertungsrahmen noch fehlt und im naturwissenschaftlichen Sinne ein Eingriff nicht ausgleichbar, sondern dafür nur Ersatz geleistet werden könne. Als besonders dringlich bezeichnete er es, Vorranggebiete festzulegen, in die nicht eingegriffen werden darf, Vorrangarten festzulegen, die nicht geschädigt werden dürfen und bei wertvollen Biotopen wie Weihern, Tümpeln und Feldholzinseln für jede einzelne Fläche wieder Ersatz zu schaffen.

Über die praktische Handhabung des Ausgleiches bei Eingriffen in Baden-Württemberg berichtete Hauptkonservator Gerhard FUCHS von der Bezirksstelle für Naturschutz in Freiburg. Er wies auf das vielfach zu beobachtende Mißverständnis hin, alle Eingriffe in Natur und Landschaft seien grundsätzlich zulässig, wenn nur Anstrengungen zu deren Ausgleich unternommen werden. Unzulässig sind Maßnahmen, die mit den Zielen der Raumordnung und Landesplanung unvereinbar sind, vermeidbare Eingriffe und in bestimmten Fällen Eingriffe, die nicht ausgleichbar sind. Schwierigkeiten in der Praxis ergeben sich bei Entscheidungsverfahren zur Verwirklichung geeigneter Ausgleichsmaßnahmen. Eine Entziehung ist nur dann zulässig, wenn der angestrebte Ausgleich auf keinen anderen, weniger belastenden Weg erreicht werden kann. Das zu beweisen, dürfte in den meisten Fällen sehr schwierig sein. FUCHS empfahl deshalb den Organen des staatlichen Naturschutzes, unabhängig von der Aktualität eines konkreten Eingriffs, für Ausgleichsmaßnahmen geeignete Objekte festzustellen, damit diese zu gegebener Zeit realisiert werden. Bei am Ort nicht ausgleichbaren,

aber zulässigen Eingriffen stehen in Baden-Württemberg zwei Wege der verfahrensmäßigen Behandlung offen; zum einen den Eingriff an anderer Stelle »auszugleichen«, also eine Ersatzmaßnahme durchzuführen, und zum anderen eine Ausgleichsabgabe festzusetzen. Grundlage hierfür ist eine abstrakte Bewertung der durch die Maßnahme beeinflussten natürlichen Faktoren. Der Übergang zur monetären Bewertung ist methodisch auf verschiedenen Wegen möglich. Die Höhe der ermittelten Ausgleichsabgabe ist dabei nicht identisch mit dem realisierbaren materiellen Wert des beeinträchtigten Naturgutes.

Wie seine Vordredner, betonte auch Prof. Dr. Giselher KAULE vom Institut für Landschaftsplanung der Universität Stuttgart, daß im naturwissenschaftlichen Sinne kein Eingriff ausgleichbar ist, da ein »ökologisch identischer« Zustand nicht wieder herstellbar sei. Es kann damit nicht darum gehen, vollständig auszugleichen, sondern einerseits darum, auf Eingriffe in nicht ersetzbare Ökosysteme zu verzichten, andererseits die Eingriffe so zu gestalten, daß die betroffenen Ökosysteme regenerieren, sich weiter entwickeln können, auch wenn vom Eingriffszeitpunkt an ihre Entwicklung eine neue Richtung nimmt. Die Frage nach der Abgrenzung des konkreten Eingriffsgebietes und damit des Untersuchungsgebietes für das ökologische Gutachten im Zusammenhang mit dem geplanten Eingriff beantwortete Prof. KAULE wie folgt: Das Eingriffsgebiet umfaßt den Raum, in dem über die Umweltmedien Boden, Wasser, Luft oder über die Reaktion von Tieren und Pflanzen Veränderungen zu erwarten sind. Nicht nur die räumliche Reichweite ist von Bedeutung, sondern auch der Faktor Zeit (zeitliche Reichweite). Prof. KAULE wies darauf hin, daß für Ökosysteme, die eine Entwicklungszeit bis max. 75 Jahre haben, eine Regeneration aus biologischer Sicht möglich ist, wenn Populationen aus entsprechenden Lebensräumen noch in ausreichender Nähe vorhanden sind. Ältere Ökosysteme sind durch Eingriffe in jedem Fall nur mehr zerstörbar. Er plädierte dafür, diese Ökosysteme als »Tabuflächen« anzusehen und die hierfür notwendigen Festsetzungen zu treffen.

Zu den Überlegungen von Prof. KAULE steuerte Dr. Gerhard ALBERT von der Planungsgruppe Ökologie und Umwelt, Hannover, Beispiele aus der Praxis bei. In der kritischen Würdigung seiner Erfahrungen kommt er zu dem Schluß, daß, ausgehend von naturwissenschaftlichen Beurteilungskriterien, die derzeitige Planungspraxis in der Regel nur dem Prinzip der Schadensminderung entspricht. Es werden oft nur Einzeleffekte gemindert, ohne zugleich darauf zu achten, welche anderen, meist langfristig wirksamen Folgeeffekte durch den Eingriff und seine »Ausgleichsmaßnahmen« ausgelöst werden. Dr. ALBERT schließt es unter diesem Be-

trachtungspunkt nicht aus, daß das Veränderungspotential trotz Ausgleichsmaßnahmen gleich hoch bleibt.

Die Möglichkeiten und Grenzen des Ausgleiches von Eingriffen in den Naturhaushalt stellten Prof. Dr. Herbert SUKOPP und Dr. Barbara MARKSTEIN von der Technischen Universität Berlin am Beispiel der Pflanzenwelt urban-industrieller Standorte dar. Beim Vorhaben des Ausbaus einer Güterbahnhofsanlage in Berlin (West) ergibt sich die Erfüllung des Eingriffstatbestandes vor allem aus der zu erwartenden Vernichtung wertvoller Vegetationsflächen. So konnten hier 395 Arten von Blütenpflanzen nachgewiesen werden, von denen 46 als gefährdet oder selten einzustufen sind. Die Eingriffe können als erheblich, nachhaltig, zum größten Teil als ausgleichbar bezeichnet werden. Für den Fall, daß überwiegende andere Belange der Allgemeinheit den Eingriff erfordern sollten, wurde ein Katalog für Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen erarbeitet. Ersatzmaßnahmen wurden in anderen Gebieten vorgeschlagen, die hinsichtlich der standörtlichen Verhältnisse und ihrer floristischen und faunistischen Ausstattung ähnlich waren. Zu beachten war, daß die Sicherung eines bereits schutzwürdigen Gebietes weder Ausgleichs- noch Ersatzmaßnahme ist.

Mit dem gleichen Thema beschäftigte sich am Beispiel der Tierwelt Dr. Josef REICHHOLF von der Zoologischen Staatssammlung, München. Er konstatierte, daß alle Eingriffe in den Naturhaushalt sich in Verteilung und Häufigkeit von Tierarten widerspiegeln. Für die Feststellung von Bestandsschwankungen ist es notwendig, Effekte natürlicher Fluktuationen von wirklichen Kapazitätsänderungen zu unterscheiden. Dr. REICHHOLF betonte, daß auch aus tierökologischer Sicht ein wirklich umfassender Ausgleich von Eingriffen nicht möglich ist. Er wies aber, wie auch Prof. KAULE, darauf hin, daß sich die Natur von sich aus stets dynamisch verhält und ein bestimmter Zustand nicht auf immer erhalten bleibt. Unter Beschränkung auf Tierbestände ergibt sich so eine grundsätzliche Ausgleichbarkeit. Ausgleichsmaßnahmen können in Form der Neuschaffung oder Ausweitung von Umweltbedingungen, welche die Kapazität der betreffenden Art begrenzen, an benachbarter Stelle vorgenommen werden. Die Ausgleichsmaßnahme hat allerdings zeitlich vor dem Eingriff zu erfolgen, wenn sie mit minimalem Aufwand maximale Wirkung entfalten soll. Dabei sind auch Verinselungseffekte mit zu berücksichtigen.

Mit den konkreten Möglichkeiten des Ausgleiches von Eingriffen nach dem Stand von Wissenschaft und Technik bei verschiedenen Eingriffsdisziplinen befaßte sich der abschließende Themenkomplex. Prof. Dr. Norbert KNAUER, Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der

Universität Kiel, behandelte in diesem Rahmen die Landwirtschaft. Er stellte fest, daß der Umbruch von Grünland mit nachfolgender langjähriger Nutzung als Ackerland, die Zusammenlegung von Feldern, die Vereinfachung der Anbaustruktur, die regelmäßige Abdrift von Pflanzenschutzmitteln und ihr Eintrag in naturnahe Landschaftselemente, der Übergang zum Anbau von Arten, die keinen wesentlichen Erosionsschutz für den Boden bilden, überhöhte Düngung und die Bekämpfung von Unkräutern über die erkennbare Schadschwelle hinaus eingriffähnliche Maßnahmen darstellen. In jedem Fall als Eingriffe einzustufen seien folgende Maßnahmen: Entfernung von Hecken, Feldgehölzen, Baumgruppen, Einzelbäumen, Wegrändern, Feldrainen; Verfüllen von Tümpeln und Teichen; Kultivierung von Heiden, Mooren, Trockenrasen; Begrüdigung natürlicher Fließgewässer; Befestigung der Ufer von Fließgewässern mit rein technischen Mitteln; flächige Vollbefestigung von Wirtschaftswegen innerhalb der Feldmark; Einsatz von Pflanzenschutzmitteln per Flugzeug. Da ein Vollausgleich praktisch nicht erzielbar ist, forderte Prof. KNAUER, daß im Vordergrund aller landwirtschaftlichen Maßnahmen auf jeden Fall eine *Verringerung aller eingriffähnlichen* und eine Unterlassung von eingriffsgleichen Belastungen des Naturhaushaltes stehen muß. Bei unvermeidbaren Eingriffen, z. B. im Rahmen von Flurbereinigungsmaßnahmen, soll der flächengleichen Wiederherstellung der jeweils beanspruchten Landschaftselemente der Vorrang eingeräumt werden. Prof. KNAUER wandte sich hier gegen das Motto: »Tausche Tümpel gegen Feldgehölz«. Er stellte fest, daß bei der Weiterentwicklung der Landwirtschaft die vorhandenen ökonomischen Leitlinien unbedingt durch ökologische Leitlinien ergänzt werden müssen, damit nicht auch in Zukunft Landschaftszerstörung subventioniert wird.

Ähnliche Gedanken trug Oberregierungsrat Siegfried KOLB von der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, aus der Sicht der Wasserwirtschaft vor. Er ging davon aus, daß jede Maßnahme an oder in einem Gewässer einen Eingriff im Sinne des § 8 BNatSchG darstellt. Grundsätzlich soll eine Minimierung des Eingriffs versucht werden. Geringere Eingriffe erfordern geringere Ausgleichsmaßnahmen. Eingriffsminimierung und Ausgleichsmaßnahmen im Bereich der Gewässer sind möglich hinsichtlich des Ausbaugrades, der Linienführung, der Gestaltung des Längs- und Querschnittes, der Erschließung, Ufersicherung und Bepflanzung, Ersatzmaßnahmen können bestehen in der Anlage von Feuchtbereichen, Schaffung von Auwäldern und in der Renaturierung von verlandeten und naturfern genutzten Altarmen. Der Beitrag aus dem Gebiet des Straßenbaus kam von *Regierungs-Landwirt-*

schafsdirektor Ulrich HÄRLE vom Autobahnamt Baden-Württemberg, Stuttgart. Wie im Wasserbau, hat auch beim Straßenbau die Vermeidung bzw. Minimierung des Eingriffs Priorität. Möglichkeiten der Eingriffsverringering oder des Ausgleiches bestehen hinsichtlich der Trassierung, der Wahl anderer Bauwerke, der Abweichung von der üblichen Bauweise, Zusatzausstattungen wie Amphibiendurchlässe, der Anlage von Regenrückhaltebecken, der Bepflanzung von Ansaaten sowie des Rückbaues oder der Rekultivierung nicht mehr benötigter Straßenteile.

Aufbauend auf die Referate und Diskussionen des Kolloquiums formulierte Ministerialrat Wolfgang DEIXLER, Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München, *Schlüßfolgerungen und Empfehlungen* (s.u.), die allgemeine Zustimmung fanden.

Johann Schreiner, ANL

Schlüßfolgerungen und Empfehlungen

1. Der Begriff des Ausgleiches im BNatSchG ist ein rechtlicher und kein naturwissenschaftlicher.

2. Ausgleich im Rechtsinn ist die Verminderung der Beeinträchtigung möglichst bis auf Null. Ein voller Ausgleich im naturwissenschaftlichen Sinn ist in der Regel nicht möglich; es kann nur versucht werden, Ersatz im ökologischen Sinne zu schaffen.

3. Soweit die Ausgleichsmaßnahmen nicht zu einem Ökosystem führen, das von gleicher Art wie das beeinträchtigte ist, ist zumindest ein gleichwertiges zu schaffen. Der Raum, in dem der Ausgleich durchzuführen ist, bestimmt sich nach den bewerteten Bestandteilen (Organismen und Medien) des Ökosystems. Bei der Wertung ist von den zeitlichen, den physischen und den biologischen Entstehungsvoraussetzungen der Ökosysteme auszugehen.

4. Unter Gesichtspunkten des Naturschutzes sind bestimmte Ökosysteme oder Habitate bestimmter Arten unersetzbar; diese sind in Roten Listen auszuweisen (Tabulflächen und Tabuarten).

5. Für die verschiedenen Ökosystemtypen sind deren physische und biologische Erhaltungs- und Entstehungsvoraussetzungen darzustellen.

6. Es ist anzustreben, für die verschiedenen Eingriffsarten generell die wesentlichsten Auswirkungen darzustellen. Dazu bedarf es eines Zielsystems, für dessen Erstellung vor allem das Instrument der Landschaftsplanung zu nutzen ist.

7. Ökologische Grunddaten sind möglichst umfassend zu erheben und verfügbar zu halten.

8. Im Hinblick auf die Landwirtschaftsklauseln der Naturschutzgesetze, die einen Ausgleich der schwerwiegenden Auswirkungen der modernen Landwirtschaft auf den Naturhaushalt und einzelner Naturgüter nur sehr beschränkt zulassen, ist dafür Sorge zu tragen, daß nicht im Zuge der Landwirtschaftsförderung, insbes. der Förderung agrarstruktureller Maßnahmen, die Beeinträchtigung restlicher natürlicher und naturnaher Flächen oder Landschaftsteile subventioniert wird.

Anschrift des Verfassers:

Min. Rat. Wolfgang Deixler
Bayer. Staatsministerium für
Landesentwicklung und Umweltfragen
Rosenkavalierplatz 2
8000 München 80

Mitwirkung der ANL-Referenten bei anderen Veranstaltungen

28. Juli 1983

»Naturschutz und Landwirtschaft«
Führungsakademie, Ramstal
(SCHREINER)

29. Juli 1983

»Möglichkeiten und Aufgaben der Verbände im Naturschutz«
Universität Erlangen, Erlangen
(SCHREINER)

29. Juli 1983

»Ökologie in der Großstadt«
Landesgewerbeanstalt, Nürnberg
(HERINGER)

10.–12. August 1983

Internationale Gartenbauausstellung in München IGA 83, Informationstätigkeit mit Kurzexkursionen im Umgriff des Umweltpavillons durch das IGA-Gelände, München
(KRAUSS)

18. August 1983

»Was kann der Gärtner für den Naturschutz tun?«
CEJH – Arbeitsgemeinschaft europäischer Junggärtner,
IGA München
(HERINGER)

21. August 1983

»Heilkräuter unserer Heimat«, Lehrwanderung
Volkshochschule, Laufen
(PREISS)

27. August 1983

»Naturschutzprobleme im Salzach-Hügelland«, Führung von Geographie-Studenten der Freien Universität Berlin
(PREISS)

27. August 1983

»Das ostbayerische Donautal«
Universität Bonn, Regensburg
(SCHREINER)

31. August 1983

»Probleme des Naturschutzes und der Landschaftspflege im Salzach-Hügelland«
Exkursion mit Studenten des Geographischen Instituts der Universität Bonn
(SCHUMACHER)

8.–9. September 1983

Örtliche Führungen auf der IGA 83, München
(MALLACH)

9. September 1983

»Mit der Jugend Natur entdecken«
DJH-Landesverband Bayern, Berchtesgaden-Strub
(HERINGER)

17. September 1983

»Arten- und Biotopschutz im Siedlungsgebiet«
Hanns-Seidel-Stiftung, Wartenberg
(SCHREINER)

17. September 1983

»Naturschutz – eine Verpflichtung der Kommunen«
Hanns-Seidel-Stiftung, Wartenberg
(ZIELONKOWSKI)

28.–30. September 1983

IUCN (Internationale Union zum Schutz der Natur und der natürlichen Hilfsquellen) Jahrestreffen des Nord-West-Europäischen Komitees
Erfahrungsaustausch über den Stand der Umwelterziehung in den nordwesteuropäischen Ländern, Schneverdingen
(KRAUSS)

30. September 1983

»Wasser – Grundlagen des Lebens«
Katholisches Kreisbildungswerk, Schnaittaich/Mfr.
(SCHUMACHER)

1. Oktober 1983

»Aktuelle Naturschutzprobleme am Alpenrand«
Bayernpartei Bezirksverband, Aschau
(HERINGER)

6. Oktober 1983

»Lebensgemeinschaften in Flußauen«
Fachhochschule Weihenstephan, Deggen-dorf
(SCHREINER)

6. Oktober 1983

»Naturschutz im Alpenraum«
DAV, Freilassing
(PREISS)

7. Oktober 1983

»Die Tierwelt in unserem Garten«
Obst- und Gartenbauverein Hörpolding
(SCHREINER)

8. Oktober 1983

»Waldsterben im Berchtesgadener Land – Indikatoren der Umweltsituation«
Kreisverband der CSU Berchtesgadener Land, Exkursion, Berchtesgadener Land
(ZIELONKOWSKI)

9. Oktober 1983

»Naturschutz im ostbayerischen Donautal«
Bund Naturschutz, Donaustauf
(SCHREINER)

13. Oktober 1983

»Naturschutz und Ökologie – Wege der Zukunftssicherung«
Volkshochschule Trostberg
(SCHREINER)

14. Oktober 1983

»Donauausbau aus der Sicht des Naturschutzes und der Ornithologie«
Arbeitskreis der Landschaftsanwälte, Würth/Do.
(SCHREINER)

15. Oktober 1983

»Was geht uns die Natur an?«
Katholische Landjugend, Altheim/Lands-hut
(HERINGER)

20. Oktober 1983

»Naturschutz an Gewässern«
Salzburger Landesregierung, St. Koloman
(HERINGER)

21. Oktober 1983

»Naturräumliche Rahmen der Ortsgestalt«
Bayerischer Landesverein für Heimatpflege«, Bildungsstätte Irsee, Irsee
(HERINGER)

25. Oktober 1983

»Weiterbildung in Naturschutz und Landschaftspflege.
Notwendigkeiten – Möglichkeiten – Erfahrungen«
Arbeitsgemeinschaft der Beauftragten für Naturschutz (ABN), Osnabrück
(ZIELONKOWSKI)

26. Oktober 1983

»Arten- und Biotopschutz«
Fortbildungsinstitut der bayerischen Polizei, Ainring
(HAXEL, PREISS)

28. Oktober 1983

»Naturschutz im Salzburger Becken«
Salzburger Bildungswerk, Adnet/Salzburg
(HERINGER)

29. Oktober 1983

»Kartierung der Brutvogelwelt Bayerns«
Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Ostbayern, Eching/Landshut
(SCHREINER)

29.–30. Oktober 1983

»Naturschutz und Landschaftspflege«
3. Niederösterreichisches Umweltforum der SPÖ in Gresten
(KRAUSS)

5. November 1983

»Schutz der Natur, Formen, Maßnahmen«
Spessartbund, Heizenbrücken
(HERINGER)

10. November 1983

»Arten- und Biotopschutz«
Fortbildungsinstitut der bayerischen Polizei, Ainring
(MALLACH, PREISS)

11. November 1983

»Landschaftsgenese, Landschaftsökologie und Naturschutz im Salzach-Hügelland«
Exkursion mit Studenten des Geographischen Instituts der Universität Augsburg
(SCHUMACHER)

12. November 1983

»Naturschutz im Siedlungsbereich«
Tagesseminar für Kommunalpolitiker im Landkreis Kronach mit Exkursion
(KRAUSS)

17. November 1983

»Denkmalpflege – Kulturlandschaftspflege«
Akademie für Lehrerfortbildung, Dillingen
(HERINGER)

24. November 1983

»Der Garten als Lebensraum«
Siedlerbund Traunreut, Traunreut
(KRAUSS)

1. Dezember 1983

»Naturschutzprobleme um den Haunsberg«
Salzburger Bildungswerk, Nußdorf
(HERINGER)

3. Dezember 1983

»Entropie – ein Grundprinzip der Natur«
Österreichischer Naturschutzbund, Salzburg
(HERINGER)

19. Dezember 1983

»Naturschutz und Landwirtschaft«
Verein landwirtschaftlicher Fachschulabsolventen, Veitshöchheim
(ZIELONKOWSKI)

**Mitglieder des Präsidiums
und ihre Stellvertreter**

Stand Juli 1984

Vorsitzender:

Staatsminister Alfred Dick
Bayer. Staatsministerium für
Landesentwicklung und Umweltfragen
8000 München

Stv.: Staatssekretär Dr. Max Fischer
Bayer. Staatsministerium für Landes-
entwicklung und Umweltfragen
8000 München

**Vertreter der kommunalen
Spitzenverbände:**

Landrat Dr. Joachim Gillessen
Landratsamt München
8000 München

Stv.: 1. Bürgermeister
Heribert Thallmair
8130 Starnberg

**Vertreter der überregional
tätigen Verbände:**

Dipl.-Forstwirt Hubert Weinzierl
Vorsitzender des Bundes Naturschutz
in Bayern e. V.
8070 Ingolstadt

Stv.: Prof. Dr. Gerhard Kneitz
Institut für angewandte Zoologie
der Universität Bonn
5300 Bonn-Endenich

Vorsitzender des Kuratoriums:

Prof. Dr. Wolfgang Haber
Lehrstuhl Landschaftsökologie der
Technischen Universität
München-Weihenstephan
8050 Freising

Stv.: Prof. Dr. Ernst-Detlef Schulze
Lehrstuhl für Pflanzenökologie
der Universität Bayreuth
8580 Bayreuth

Weiteres Mitglied des Kuratoriums:

Prof. Dipl.-Ing. Reinhard Grebe
Landschaftsarchitekt, BDLA
8500 Nürnberg

Stv.: Direktor Dr. Manfred Kraus
Tiergarten
8500 Nürnberg

**Vertreter der Verbände der Land-
und Forstwirtschaft:**

Erwin Seitz, MdL
Präsident des Bezirksverbandes
Schwaben des Bayer. Bauernverbandes
8951 Germaringen

Stv.: Senator Karl Groenen
Mitglied im Bayerischen Senat
8744 Mellrichstadt

Schriftführer:

Ministerialdirigent
Dr. Dieter Engelhardt
Bayer. Staatsministerium für Landes-
entwicklung und Umweltfragen
8000 München

**Mitglieder des Kuratoriums
und ihre Stellvertreter**

Prof. Dr. Andreas Bresinsky
Fachbereich Biologie der
Universität Regensburg
8400 Regensburg

Ministerialdirigent Leo Büttner
Oberste Baubehörde im
Bayer. Staatsministerium des Innern
8000 München

Prof. Dr. Dr. Walter Gräf
Lehrstuhl für Hygiene und
Medizinische Mikrobiologie der
Universität Erlangen-Nürnberg
8520 Erlangen

Prof. Dipl.-Ing. Reinhard Grebe
Landschaftsarchitekt, BDLA
8500 Nürnberg

Prof. Dr. Wolfgang Haber
Lehrstuhl für Landschaftsökologie
der Technischen Universität
München-Weihenstephan
8050 Freising

Dr. Martin Haushofer
Landesverband für Gartenbau
und Landschaftspflege
8000 München 2

Prof. Dr. Adalbert Hohenester
Botanisches Institut der
Universität Erlangen
8520 Erlangen

Direktor Dr. Manfred Kraus
Tiergarten
8500 Nürnberg

Prof. Dr. Otto Ludwig Lange
Lehrstuhl für Botanik der
Universität Würzburg
8700 Würzburg

Prof. Kurt Martini
Fachhochschule Weihenstephan
8050 Freising-Weihenstephan

Prof. Dr. Karl Ruppert
Universität München
Wirtschaftsgeographisches Institut
8000 München

Prof. Dr. Ernst-Detlef Schulze
Universität Bayreuth
Fachbereich Biologie
8580 Bayreuth

Erwin Seitz, MdL
Präsident des Bezirksverbandes
Schwaben des Bayer. Bauernverbandes
8951 Germaringen

Dipl.-Ing. Franz Speer
Beauftragter für Natur- und Umwelt-
schutz im Deutschen Alpenverein e. V.
8000 München

Prof. Dr. Rupprecht Zapf
Lehrstuhl für angewandte landwirt-
schaftliche Betriebslehre an der
Technischen Universität München-
Weihenstephan

Josef Ottmar Zöllner
Bayerischer Rundfunk
8000 München

**Personal der Akademie für
Naturschutz und Landschaftspflege**

Direktor:

Dr. Zielonkowski Wolfgang,
Diplom-Biologe

Mitarbeiter:

Backe Anita, Verw. Ang.
Brandner Willi, Verw. Ang.
Ehinger Josef, Verw. Ang.
Gröbner Elisabeth, Verw. Ang.
Hartenboden Ute, Reg.-Sekt.
Hauenschild Sylvia, Reg.Ass. z. A.
Haxel Helga, Dipl.-Forstwirt, wiss. Ang.
Dr. Heringer Josef, Dipl.-Gärtner, Land-
schaftsarchitekt, Reg.-Rat
Herzog Reinhart, Ing.-grad.
Landespflege, Gartenamt
Höhne Margaretha, Verw. Ang.
Hogger Sigrun, Verw. Ang.
Krauss Heinrich, Dipl.-Ing.
Landschaftsarchitekt, Oberreg.-Rat
Maier Annemarie, Verw.-Ang.
Dr. Mallach Notker, Dipl.-Forstwirt
Dipl.-Volkswirt, Forststrat z. A.
Mayr Anna, Verw. Ang.
Dr. Preiß Herbert, Biologe, wiss. Ang.
Schmidt Josef, Hausmeister
Schreiner Johann, Biologe, Reg.-Rat
Dr. Schumacher Reinhold,
Dipl.-Geograph, Reg.-Rat
Urban Irmgard, Arb.
Zehnter Gerwald, Verw. Dipl. Inh.,
Reg.-Amtsrat

Hinweise für künftige Einsendungen von Manuskripten

1. Themenbereiche

In den Berichten der ANL können Originalarbeiten, wissenschaftliche Kurzmittelungen 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 und englischer 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 Peits zu druckende Absätze am Rand gekennzeichnet werden. Die Verwendung von Abkürzungen ist nur dann zulässig, wenn diese normiert sind oder im Text erläutert werden.

Autorennamen im Zusammenhang mit Literaturangaben sind im Text mit Großbuchstaben zu schreiben und im Anschluß daran ist die entsprechende Jahreszahl der Veröffentlichung zu setzen. Den fachlichen Ausführungen sollte ein Literaturverzeichnis über die im Text zitierten und verwendeten Veröffentlichungen folgen. Sie sind in alphabetischer Folge nach Verfasser chronologisch aufzuführen.

Mehrere Arbeiten eines Verfassers aus einem Erscheinungsjahr sind mit Kleinbuchstaben (a, b, c, etc.) hinter der Jahreszahl zu kennzeichnen.

Die Quellenangabe enthält jeweils die Namen sowie den oder die abgekürzten Vornamen des Verfassers, das Erscheinungsjahr sowie den vollständigen Titel der Arbeit:

a) bei Büchern: ferner den Erscheinungsort, den Verlag, die Seitenzahlen der zitierten Beiträge und ggf. die Auflage.

Beispiel:

OBERDORFER, E., 1970: Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Süddeutschland und die angrenzenden Gebiete, 3. Aufl. Stuttgart: Ulmer, 987 S.

b) bei Zeitschriften: den abgekürzten Zeitschriftentitel, die Nummer des Bandes bzw. Heftes und die Seitenzahl.

Beispiel:

SCHERZINGER, W., 1976: Wirtschaftswald aus der Vogelperspektive. Nationalpark 1, 28-31.

Abbildungen

Es ist wünschenswert, die Abbildungen nach Anzahl und Größe auf ein Mindestmaß zu beschränken, wobei als Vorlage nur scharfe und kontrastreiche reproduktionsfähige Vorlagen Verwendung finden können. Halbtonwerte sind als Strichzeichnungen einzulegen oder bei einer Graufäche auf einem Decker (Transparentpapier) zu kennzeichnen. Über den Reproduktionsmaßstab entscheidet die Druckerei unter weitgehender Berücksichtigung der Vorschläge des Verfassers. Auf der Rückseite der Abbildungen ist die Anschrift des Verfassers anzugeben, bei Diapositiven auf einer Anlage festzuhalten.

Jede Abbildung ist mit einer Abbildungsunterschrift zu versehen. Bildunterschriften sowie dazugehörige Legenden sind auf einem gesonderten Blatt zu vermerken.

Bei Verwendung von Abbildungen aus anderen Veröffentlichungen ist die genaue Quellenangabe erforderlich.

Tabellen

Bei der Verwendung von Tabellen gilt ebenfalls eine Beschränkung auf ein Mindestmaß nach Anzahl und Größe. Erwünscht ist eine durchgehende Numerierung, die Erstellung einer Tabellenübersicht sowie die genaue Quellenangabe bei Tabellen aus anderen Veröffentlichungen. Von der Darstellung des gleichen Sachverhalts in Text und Abbildungen bzw. Tabellen ist abzusehen.

Korrekturhinweise

Die Autoren erhalten die Korrekturfahnen ihrer Arbeit zugesandt, mit der Bitte, sie auf Setzfehler durchzusehen und dann der Schriftleitung zurückzusenden. Die Korrektur durch den Autor in diesem Stadium der Drucklegung sollte sich lediglich auf Rechtschreibfehler beziehen. Weiterführende Berichtigungen, die nicht innerhalb einer Druckzeile durchzuführen sind, können nicht mehr vorgenommen werden.

Sollte der Verfasser nach Ablauf der Korrekturfrist die Druckfahnen nicht zurückgesandt haben, gilt dies als Einverständnis zur Veröffentlichung.

Sonderdrucke

Die ANL stellt jedem Autor 30 Sonderdrucke zur Verfügung.

Erscheinungsweise

Die »Berichte der ANL« erscheinen jährlich und beinhalten neben den Fachbeiträgen einen Rückblick mit Ergebniszusammenfassungen der Seminarveranstaltungen und die Tätigkeitsübersicht der Akademie.

BERICHTE DER ANL

Berichte der ANL

Die seit 1977 jährlich erscheinenden Berichte der ANL enthalten Originalarbeiten, wissenschaftliche Kurzzusammenfassungen 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 DM 34,-
Heft 7/1983 DM 27,-

INHALT Heft 4/1980

- Geoökologie und Landschaft. Eine Zwischenbilanz. 6 S., 2 Abb. Ziegler, Josef H.
- Ökologische Bewertung von homogenen Landschaftsteilen, Ökosystemen und Pflanzen-gesellschaften. 14 S. Seibert, Paul
- Artenschutzstrategien aus Natur-raumansätzen. 26 S., 16 Abb. und 10 Farbfotos Ringler, Alfred
- Wert und Bewertung landschaft-licher Eigenart. 16 S., 2 Abb. und 20 Fotos Heringer, Josef K.
- Sanierung bei baulichen Anlagen, die das sog. Landschaftsgefüge stören. 6 S. Jodl, Otto
- Entwicklungstendenzen der Alm/Alpwirtschaft in Bayern im Hinblick auf Naturhaushalt und Landschaftsbild. 6 S. Engelmaier, Alois
- Fauchtgebiete - von Menschen geschaffen. 1 S. Remmert, Hermann
- Lebensraum Niedermoor: Zustand und geplante Entwicklung. 6 S. Droste, Michael
Nentwig, Wolfgang
Vogel, Michael
Tamm, Michael
- Die Edelratsperr - schutzwürdiger Naturraum von Mengerschand. 6 S., 2 Abb. und 4 Farbfotos
- Die Höhe der Igelverluste auf bayerischen Straßen. 3 S. Esser, Joachim
Reichhoff, Josef
- Die Situation der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) in der Oberpfalz u. Niederbayern. 3 S., 2 Abb. Bauer, Gerhard
- Die Siedlung als klimatisch differen-zierter Lebensraum. 7 S., 7 Abb. Enders, Gerhard
- Der Saatkrahenbestand in Bayern in den Jahren 1950-1979. 8 S. Magerl, Christian
- Beobachtungen zur Nutzung von Klein-strukturen durch Vögel. 7 S., 6 Abb. Bezzel, Einarth
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 16 S.

INHALT Heft 5/1981

- Die Alpermoore 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
- Pflanzensociologische Unter-suchung der Hag-Gesellschaften in der montanen Egarten-Landschaft des Alpenvorlandes zwischen Isar und Inn. 18 S., 6 Abb. Schneider, Gabriela
- Gedanken zur Neuaufgabe der Roten Liste der Gefäßpflanzen in Bayern. 20 S., 12 Rasterkarten Krach, J. Ernst
- Schutz des Schneeglöckchens. 7 S., 4 Abb. und 5 Farbfotos Reichhoff, Josef
- Die Helmorchis (*Orchis militaris* L.) an den Dämmen der Innstaufen. 3 S. Reichhoff, Josef
- Rasterkartierung von Amphibien-arten in Oberfranken. 3 S., 10 Rasterkarten DIN A 3 Reichel, Dietmar
- Akustische Ökologie. 10 S. Heringer, Josef K.
- Rechtliche Grundlagen des Natur-schutzes und der Landschaftspflege in Verwaltungspraxis und Recht-sprechung. 6 S. Hofmann, Karl
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 23 S.

INHALT Heft 6/1982

- Rede anläßlich der 2. Lesung der Novelle zum Bayerischen Naturschutzgesetz vor dem Bayerischen Landtag. 2 S. Dick, Alfred
- Der Wanderfalke in Bayern - Rückgangssursachen, Situation und Schutzmöglichkeiten. 25 S., Abb. Dietzen, Wolfgang
Hassmann, Walter
- Verbreitung, Abundanz und Siedlungsstruktur der Bräutervogel in der bayerischen Kulturlandschaft. 16 S., Abb. Bezzel, Einarth
- Die Stausseen am unteren Inn - Ergebnisse einer Ökosystemstudie. 52 S., Abb., 7 Farbfotos Reichhoff, Josef
Reichhoff-Riemh, Helgard

FORTSETZUNG: INHALT Heft 6/1982

- Botanisch-ökologische Probleme des Artenschutzes in der CSSR unter Berücksichtigung der praktischen Naturschutzarbeit. 3 S. Cefovsky, Jan
- Der Obere Wöhrder See im Stadtgebiet von Nürnberg - Beispielhafte Gestaltung von Insel- und Flachwasserbiotopen im Rahmen der Pegnitz-Hochwasser-freilegung. 16 S., Abb., 3 Farbfotos Brackel, Wolfgang v. u. a.
- Stadt Augsburg - Biotopkartierung, Ergebnisse und erste Auswertung. 36 S., Abb., 10 Karten Müller, Norbert
Waldert, Reinhard
- Die Vegetation der Naturwald-reservate in Oberfranken. 84 S., zahlr. Abb. Merkel, Johannes
- Der Einfluß des geologischen Untergrundes, der Hangeignung, der Felgröße und der Flur-bereinigung auf die Heckendichte in Oberfranken. 23 S., Abb. Reif, Albert
Schulze, Ernst-Detlef
Zahner, Katharina
- Die Vegetation auf Feldrainen Nordost- und Ostbayern - natürliche und anthropogene Einflüsse, Schutzwürdigkeit. 25 S., 7 Farbfotos Knop, Christoph
Reif, Albert
- Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen. Empfehlungen für die Wiedereinbürgerung gefährdeter Tiere. Leitsätze zum zoologischen Artenschutz. 4 S.
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 25 S.

INHALT Heft 7/1983

- Auebiotops an der Salzach zwischen Laufen und der Saalachmündung. 33 S., Abb., Tab., Ktn. Edeihoff, Alfred
- Benthosuntersuchungen an der Salzach bei Laufen (Oberbayern). 4 S. Bauer, Johannes
- Pflanzensociologische und ökologische Untersuchungen im Schönrainer Filz (Oberbayern). 39 S., Abb., 5 Farbfotos Ehmmer-Künkele, Ute
- Relative Häufigkeit und Bestandstrends von Kleinraubtieren (Carnivora) in Südostbayern. 4 S. Reichhoff, Josef
- Rastbestände des Haubentauchers (*Podiceps cristatus*) und des Gänselägers (*Mergus mersanser*) in Südbayern. 12 S., Abb. Bezzel, Einarth
- Vorstudie Amphibienkartierung Bayern. 22 S., Abb. Beutler, Axel
- Rasterkartierung ausgewählter Vogel-arten der Roten Liste in Oberfranken. 5 S., 7 Faltn. Rantl, Helmut
Reichel, Dietmar
Sothmann, Ludwig
Hacker, Hermann
- IEIberger- und Bänzer Berge, bemerkenswerte Waldgebiete im oberen Maintal; ihre Schmetterlings-fauna - ein Beitrag zum Naturschutz. 8 S. Ullmann, Isolde
- Zur Wertung gestörter Flächen bei der Planung von Naturschutz-gebieten - Beispiel Spitalwald bei Bad Königshofen im Grabfeld. 10 S., Abb., Tab., 3 Farbfotos Roßner, Katharina
- Immissionsbelastungen aquatischer Ökosysteme. 10 S., Abb. Ruf, Manfred
- Untersuchungen über die Schwer-metallgehalte in Sedimentbohrkernen aus südbayerischen und alpinen Seen. 9 S., Abb. Michler, Günter
- Natur in der Stadt - das Beispiel Erlangen. 14 S., Abb., 5 Farbfotos Grebe, Reinhard
Zimmermann, Michael
- Der Futtertrag der Waldweide. 5 S., Abb. Spatz, Günter
Weis, G. B.
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 22 S.

Beihfte zu den Berichten

Beihfte erscheinen in unregelmäßiger Folge und beinhalten die Bearbeitung eines Themenbereiches.

Beihfte 1: THEMA und INHALT

- HERINGER, J.K.: Die Eigenart der Berchtsgadener Landschaft - ihre Sicherung und Pflege aus landschaftsökologischer Sicht, unter besonderer Berücksichtigung des Siedlungswesens und Fremdenverkehrs. 1981. 128 S. mit 129 Fotos.
- = Beihfte 1 zu den Berichten der ANL. DM 17,-
- Überblick über den Landschaftsraum Berchtsgadener Land.
 - Überblick über die landschaftlich bedeutsamen Teil-bereiche Berchtsgadener Geschichte.
 - Beurteilungs- und Wertungsmaßstab für landschaftliche Eigenart.
 - Eigenartsträger - Wertung, Sicherung und Pflege.
 - Fremdenverkehr - Verderben oder Chance für die land-schaftliche Eigenart.

Beihfte 2: THEMA und INHALT

- Pflanzen- und tierökologische Untersuchungen zur BAB 90 Wolnzach-Regensburg Teilschnitt Elsendorf-Saalhaupt. 71 S., Abb., Ktn., 19 Farbfotos
- = Beihfte 2 zu den Berichten der ANL. DM 23,-
- Zusammenfassende Aussagen zum Gesamtvorhaben. Krauss, Heinrich
 - Einzelbeiträge der Gutachter:
 - Vergleichende Untersuchungen von Gehölzstrukturen. Kimmerl, Hans
 - Tierökologische Unter-suchungen. Mader, Hans-Joachim
 - Ornithologische Untersuchungen. Heigl, Franz und Schlemmer, Richard
 - Untersuchungen zum Vorkommen der Amphibien mit Vorschlägen für Erhaltungs- und Ausgießmaßnahmen. Scholl, Gerhard
 - Archäologische Unter-suchungen. Stubbemann, Hans Nikolaus
 - Bestandsaufnahmen auf Beobachtungsflächen anläßlich von Trassenbegehungen am 7. und 8.8.1979:
 - Vegetationskundliche Bestandsaufnahmen. Zielonkowski, Wolfgang
 - Zoologische Beobachtungen.

Vorschau

Beihfte 3: THEMA und INHALT

- Die pflanzenökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken.
- = Ökologische Funktionsanalyse von Hecken und Flug-lhözen, Beihfte 3, T. 1 zu den Berichten der ANL. im Druck
- Gegenstand und Umfang des Forschungsauftrags - Sträucher in der natürlichen und anthropogen beeinflussten Vegetation Mitteleuropas - Kohlenstoffhaushalt, Wachstum und Wuchsform von Holzgewächsen im Konkurrenz-gefüge eines Heckenstandortes. Diss. von Manfred Kuppers - Die Ökologie wichtiger Holzarten der Hecken - Die Beziehung von Hecken und Ackerrainen zu ihrem Um-land - Die Bewertung der nordbayerischen Hecken aus botanischer Sicht - Autoren: Ernst-Detlef Zahner, Albert Reif unter Mitarbeit von Christoph Knop und Katharina Zahner.

Die tierökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken.

- = Ökologische Funktionsanalyse von Hecken und Flug-lhözen, Beihfte 3, T. 2 zu den Berichten der ANL. im Druck
- Ziele und Grundlagen der Arbeit - Wissenschaftliche Ergebnisse - Schlußfolgerungen für die Praxis der Land-schaftspflege und für den integrierten Pflanzenschutz - Kontakte zu anderen Institutionen - Ergebnisse des Klopft-roben-Programmes - Zur Phänologie ausgewählter Arthropodengruppen der Hecke - Die Erfassung von Lepidopteren-Larven an Schiele und Weißdorn - Einfluß des Alters auf die räumliche Verteilung von Weißdorn-büschen auf Phytophage und ihre Parasiten - Einfluß von Alter und räumlicher Verteilung von Wildrosen auf den Wickler *Notocelia roborans* D & S und seine Parasiten - Zur Populationsökologie einiger Insekten auf Wildrosen - Untersuchungen zum Verhalten, zur Biologie und zur Populationsdynamik von *Yponomeuta padellus* auf der Schiele - Faunistisch-ökologische Analyse ausgewählter Arthropoden-Gruppen - Untersuchungen zum Brutvogel-bestand verschiedener Heckengebiete - Wildspren-diche und Wildverbli im Heckenbereich - Analyse des Blatt-Biomasse-Konsums an Schiele, Weißdorn und Wildrose durch photophag Insekten - Begründung der Bewertungszahlen für Heckengehölzarten - Aus Klein-schmetterlingen in Hecken gezogene Parasitoidenarten (Tabellen) - Heckenpflanzen als Wirte landwirtschaftlicher Schadorganismen (Tabellen) - Autoren: Helmut Zwifler, Gerhard Bauer, Gerd Heusinger u.a.

☐ Laufener Seminarbeiträge Tagungsberichte

Zu ausgewählten Seminaren werden Tagungsberichte erstellt. In den jeweiligen Tagungsberichten sind die ungekürzten Vorträge eines Fach- bzw. wissenschaftlichen Seminars abgedruckt. Die Tagungsberichte sind ab 1/82 in „Laufener Seminarbeiträge“ umbenannt worden.

2/78 Begrüßungsmaßnahmen im Gebirge	DM 6,-
3/79 Seenerfassung in Bayern	DM 9,-
4/79 Chance für den Artenschutz in Freilichtmuseen	DM 4,-
5/79 Ist Pflege der Landschaft erforderlich?	DM 10,-
6/79 Weinberg-Flurbereinigung und Naturschutz	DM 8,-
7/79 Wildtierhaltung in Gehegen	DM 6,-
1/80 Tierökologische Aspekte im Siedlungsbereich	DM 5,-
2/80 Landschaftsplanung in der Stadtentwicklung, in dt. und engl. Ausgabe	DM 9,- / 11,-
3/80 Die Region Untermain – Region 1 – Die Region Würzburg – Region 2	DM 12,-
4/80 Naturschutz und Recht, vergiffen	DM 8,-
5/80 Ausbringung von Wildpflanzen	DM 12,-
6/80 Baggerseen und Naturschutz	DM 21,-
7/80 Geoökologie und Landschaft	DM 13,-
8/80 Freileitungsnetz und Belastung der Landschaft	DM 9,-
9/80 Ökologie und Umwelthygiene	DM 15,-
1/81 Stadtköologie	DM 8,-
2/81 Theologie und Naturschutz	DM 5,-
3/81 Greifvögel und Jagd	DM 7,-
4/81 Fischerei und Naturschutz	DM 11,-
5/81 Fließgewässer in Bayern	DM 10,-
6/81 Aspekte der Moornutzung	DM 11,-
7/81 Beurteilung des Landschaftsbildes	DM 7,-
8/81 Naturschutz im Zeichen knapper Staatshaushalte	DM 5,-
9/81 Zoologischer Artenschutz	DM 10,-
10/81 Naturschutz und Landwirtschaft	DM 13,-
11/81 Die Zukunft der Salzach	DM 8,-
12/81 Wiedereinbürgerung gefährdeter Tierarten	DM 12,-
1/82 Der Mensch und seine städtische Umwelt – humankologische Aspekte	DM 9,-
2/82 Immissionsbelastungen ländlicher Ökosysteme	DM 12,-
3/82 Bodennutzung und Naturschutz	DM 8,-
4/82 Walderschließungsplanung	DM 9,-
5/82 Feldhecken und Feldgehölze	DM 9,-
6/82 Schutz von Trockenbiotopen – Buckelfluren	DM 9,-
7/82 Geowissenschaftliche Beiträge zum Naturschutz	DM 13,-
8/82 Forstwirtschaft unter Beachtung forstlicher Ziele und der Naturschutzgesetzgebung	DM 7,-
9/82 Waldweide und Naturschutz	DM 8,-
1/83 Dorfköologie – Das Dorf als Lebensraum	DM 13,-
1/84 Dorf und Landschaft, Sammelbd., im Druck	
2/83 Naturschutz und Gesellschaft	DM 8,-
5/83 Marktwirtschaft und Ökologie	DM 9,-
8/83 Naturschutz als Ware – Nachfrage durch Angebot und Werbung, im Druck	
9/83 Ausgleichbarkeit von Eingriffen in den Naturhaushalt	

Laufener Seminarbeiträge/Vorschau

Schutz von Trockenbiotopen – Trockenrasen, Triften und Hutungen, Kinder begreifen Natur, Landschaftspflegliche Almwirtschaft, Ökologie alpiner Seen.

☐ Zusammenstellung der Kurzinformationen 1976–81

geb. DM 10,-

Die Zusammenstellung der Kurzinformationen enthält die von 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 Südbayern - 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 - Straußenbau - Naturschutz und Landschaftspflege - Begrüßungsmaßnahmen im Gebirge - Schutz und Erforschung alpiner Ökosysteme - Camping - Naturschutz und Landschaftspflege - Zukünftig lebenswertere Städte - Kleingartenanlagen im Siedlungsbereich - Seenerfassung in Bayern - Region Regensburg - Region 11 - Naherholung - Naturschutz und Landschaftspflege - Freilichtmuseen - 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 - Freileitungsnetz und Belastung der Landschaft - Stadtköologie - 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-Ilzer - Region 15 - Fließgewässer in Bayern - Aspekte der Moornutzung - Beurteilung des Landschaftsbildes - Alpennationalpark und Raumutzung

Kurzinformationen Sept. 1981 – Juli 1982 kostenfrei

u.d.T.: Veranstaltungsspiegel der ANL im Berichtszeitraum und Ergebnisse der Seminare:

- Naturschutz und Landwirtschaft - Landschaftsplan in der Gemeinde - Naturschutz im Zeichen knapper Staatshaushalte - Zukunft der Salzach - Fließgewässer im Siedlungsbereich - Wiedereinbürgerung gefährdeter Tierarten in der Bundesrepublik Deutschland - Interdisziplinäre Siedlungsgeschichtspunkte - Naturschutz in der Erwachsenenbildung - Mensch und seine städtische Umwelt - Terminologie/Ökologie - Begriffsklärungen in den ökologischen Wissenschaften - Immissionsbelastungen ländlicher Ökosysteme - Bodennutzung und Naturschutz - Walderschließungsplanung - Naturschutz in öffentlichen Grünkonzepten - Feuchtbiotop in der Agrarlandschaft - Region 5 - Oberfranken-Ost - Feldhecken und Feldgehölze - Schutz von Trockenbiotopen - 1. Buckelfluren - Waldweide und Naturschutz

Kurzinformationen Sept. 1982 – Juli 1983 kostenfrei

u.d.T.: Veranstaltungsspiegel der ANL im Berichtszeitraum und Ergebnisse der Seminare:

- Geowissenschaftliche Beiträge zum Naturschutz - Forstwirtschaft unter Beachtung forstlicher Ziele und der Naturschutzgesetzgebung - Naturschutz und Vogelkunde in Ostbayern - Dorfköologie - Das Dorf als Lebensraum - Naturschutz und Gesellschaft - Washingtoner Artenschutzabkommen - Erholung und Artenschutz - Marktwirtschaft und Ökologie - Die Region 10 - Ingolstadt - Schutz von Trockenbiotopen - 2. Trockenrasen, Triften und Hutungen - Kinder begreifen Natur

Kurzinformationen Aug. 1983 – Dez. 1983 kostenfrei

u.d.T.: Veranstaltungsspiegel der ANL im Berichtszeitraum und Ergebnisse der Seminare:

- Ausgleichbarkeit von Eingriffen in den Naturhaushalt - Naturschutz als Ware - Marktaufbereitung und Nachfrageförderung durch Marketingstrategien

☐ Sonderdrucke aus den Berichten der ANL kostenfrei

TEROFAL, F.: Das Artenpektrum der Fische Bayerns in den letzten 50 Jahren. Aus: H. 1/1977.

ESSER, J. u. REICHOLF, J.: Die Höhe der Igelverluste auf bayerischen Straßen. Aus: H. 4/1980.

REICHOLF, J.: Schutz den Schneeglockchen. Aus: H. 5/1981.

LEITLINIEN zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen. EMPFEHLUNGEN zur Wiedereinbürgerung gefährdeter Tierarten. LEITSATZE zum zoologischen Artenschutz. Aus: H. 6/1982.

☐ Informationen

Informationen 1 – Die Akademie stellt sich vor. 3. erw. Aufl., kostenfrei

Informationen 2 – Grundlagen des Naturschutzes. In Vorbereitung

Informationen 3 – Naturschutz im Garten – Tips und Anregungen zum Überdenken, Nachmachen und Weitergeben.

Einzel exemplare gegen Zusendung eines adressierten um mit DM 1,10 frankierten DIN A5 Umschlages kostenlos. Mehrexemplare zum Selbstkostenpreis von DM 1,-. Ab 100 Stk. 10% Nachl. &

Informationen 4 – Begriffe aus Ökologie, Umweltschutz und Landnutzung. In Zusammenarbeit mit dem Dachverband wissenschaftlicher Gesellschaften der Agrar-, Forst-, Ernährung-, Veterinär- und Umweltforschung e.V., München. In Vorbereitung.

Bezugsbedingungen

1. BESTELLUNGEN

Die Veröffentlichungen der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege können nur über die Akademie, Postanschrift: 8229 Laufen/Salzach, Postfach 12 61 bezogen werden. Die Bestellungen sollen eine exakte Bezeichnung des Titels enthalten. Bestellungen mit Rückgaberecht oder zur Ansicht können nicht erfüllt werden. Der Versand erfolgt auf Kosten und Gefahr des Bestellers. Beanstandungen wegen unrichtiger oder unvollständiger Lieferungen können nur innerhalb von 14 Tagen nach Empfang der Sendung berücksichtigt werden.

2. PREISE UND ZAHLUNGSBEDINGUNGEN

Bei Abnahme von 10 und mehr Exemplaren jeweils eines Titels wird aus Gründen der Verwaltungsvereinheitlich ein Mengenrabatt von 10% gewährt. Die Kosten für Verpackung und Porto werden in Rechnung gestellt. Die Rechnungsbeträge sind spätestens zu dem in der Rechnung genannten Termin fällig. Die Zahlung kann nur anerkannt werden, wenn sie auf das in der Rechnung genannte Konto der Staatsbibliothek München unter Nennung des mitgeteilten Buchungskennzeichens erfolgt. Es wird empfohlen, die bei Lieferung beigelegten und vorbereiteten Einzahlungsbelege zu verwenden. Bei Zahlungsverzug werden Mahnkosten erhoben und es können ggf. Verzugszinsen berechnet werden. Erfüllungsort und Gerichtsstand für beide Teile ist München. Bis zur endgültigen Vertragserfüllung behält sich die ANL das Eigentumsrecht an den gelieferten Veröffentlichungen vor.

3. SCHUTZBESTIMMUNGEN

Die Herstellung von Vervielfältigungen – auch auszugsweise – aus den Veröffentlichungen der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege sowie die Benutzung zur Herstellung anderer Veröffentlichungen bedürfen der schriftlichen Genehmigung unseres Hauses.

