



# Ökologische Dauerbeobachtung im Naturschutz

---

Laufener Seminarbeiträge 7/91

**ANL**

BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE



# Ökologische Dauerbeobachtung im Naturschutz

Symposium  
12. – 14. März 1990  
Augsburg

Seminarleitung:  
Dipl.-Biol. Dr. Michael Vogel, ANL

---

Herausgeber:  
Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL),  
D-8229 Laufen/Salzach, Postfach 1261, Tel. (08682) 7097, Telefax (08682) 9497

**Titelbild: Ökologische Dauerbeobachtung an einer Meßstation**

Wie in diesem Heft dargelegt wird, ist die Dauerbeobachtung im Bereich des Umweltschutzes, einschließlich Naturschutz und Landschaftspflege, eine komplexe, querschnittsorientierte Aufgabe.

Ökologische Dauerbeobachtung geschieht in vielfältiger Weise. Auch Meßgrößen aus dem Bereich der Klimatologie und Hydrologie gehören dazu. Sowohl durch ökologische Lehr- und Forschungsstationen wie die der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) in Laufen-Straß als auch durch die Forschungseinrichtungen in Nationalparks ist es möglich, die Datenerhebung erheblich zu verfeinern und auf die Forschungsziele im biotischen Bereich und insbesondere auf die Fragestellungen des Naturschutzes abzustimmen.

(Foto: Kurt Wagner, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden)

**Laufener Seminarbeiträge 7/91**

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) – 1991

ISSN 0175-0852

ISBN 3-924374-75-9

---

Schriftleitung und Redaktion: Dr. Notker Mallach, ANL

Für die Einzelbeiträge zeichnen die jeweiligen Referenten verantwortlich.

Die Herstellung von Vervielfältigungen – auch auszugsweise – aus den Veröffentlichungen der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege sowie deren Benutzung zur Herstellung anderer Veröffentlichungen bedürfen der schriftlichen Genehmigung.

Satz: PROFIL Satz & Grafik (Tittmoning)

Druck: ANL; Druck auf Recyclingpapier (aus 100 % Altpapier)

## Programm des Symposiums

Referenten	Referate und Diskussionen
<b>Montag, 12. März 1990</b>	
Dr. Michael Vogel, Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen (Salzach)	Begrüßung und Einführung
Prof. Dr. Harald Plachter, Landesamt für Umweltschutz, München	Stellenwert und Zielrichtungen der zoologischen Dauerbeobachtung in Naturschutz und Landschaftspflege
Prof. Dr. Josef Reichholf, Zoologische Staatssammlung, München	Kurzfristige Bestandsveränderungen, mittel- und langfristige Trends von Tierpopulationen: Relevanz für den Naturschutz
Dr. Werner d'Oleire-Oltmanns, Nationalpark Berchtesgaden	Möglichkeiten zur Erfassung der Verteilungs- muster von Tierarten oder -gruppen mit Hilfe geographischer Informationssysteme
Dr. Helmut Kriegbaum, Friedrich-Alexander-Universität, Erlangen - Nürnberg	Analyse von Bestandsänderungen: Erfassung und Ursachensuche am Beispiel von Fledermaus- und Heuschreckenpopulationen
Prof. Dr. M. Mühlenberg, Ökologische Station der Universität Würzburg	Gefährdungsgradanalysen von ausgewählten Zielarten im Naturschutz und deren Langzeit- beobachtung
<b>Dienstag, 13. März 1990</b>	
Dr. Einhard Bezzel, Institut für Vogelkunde, Garmisch-Partenkirchen	Langzeitbeobachtungen in der Avifaunistik: Fragestellungen, praktische Durchführung, Ergebnisse und ihre Interpretation
R. Schlenker, Vogelwarte Schloß Möggingen, Radolfzell	Das MRI-Programm der Vogelwarte Radolfzell, eine Erfassung von Kleinvogelbeständen in Mitteleuropa von 1972 - 1996: Ziele, technische Daten und bisherige Ergebnisse
Dr. Hermann Ellenberg, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Hamburg	Ansätze für Langzeitbeobachtungen an Säugetieren
Prof. Dr. Karsten Reise, Wattenmeerstation Sylt der Biologischen Anstalt Helgoland, List	Dauerbeobachtungen und historische Vergleiche zu Veränderungen in der Bodenfauna des Watten- meeres
Dr. Gerhard Bauer, Universität Bayreuth	Dauerbeobachtung von Muschelbeständen - Notwendigkeit, Methodik, Nutzen
Kurt Kreimes, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe	Faunistische Dauerbeobachtungsflächen in natur- nahen Waldökosystemen als Instrumentarium für einen vorbeugenden Umweltschutz
Dr. Rudolf Bährmann, Friedrich-Schiller-Universität, Jena	Dauerbeobachtungen an Dipteren im NSG „Leutratal“
<b>Mittwoch, 14. März 1990</b>	
Prof. Dr. Wilhelm Funke, Universität Ulm	Faunistische Dauerbeobachtung als Mittel zum Erkennen von Ökosystemveränderungen - Untersuchungen in Waldökosystemen
Dr. Josef Blab, Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Bonn	Monitoring von „Leitartenspektren“ - Möglichkeiten und Grenzen
Dr. Jerzy Karg, Institute of Agrobiolgy and Forestry, Field Station Turew, Poland	Monitoring of insect diversity and abundance in big areas
Dr. Lech Janusz Krzysztofiak, Experimental Station of Forest Research Institute, Suwalki, Poland	Entomological monitoring in the Wigierski National Park (north-east Poland)

# Inhalt

		Seite
Seminarergebnis	Michael VOGEL	5
Biologische Dauerbeobachtung in Naturschutz und Landschaftspflege	Harald PLACHTER	7-29
Dauerbeobachtung von Muschelbeständen – Notwendigkeit, Methodik, Nutzen	Gerhard BAUER, Susanne HOCHWALD, Christine SCHMIDT, Hans SCHMIDT und Karl-Heinz REGER	30-37
Dauerbeobachtungen an Dipteren im NSG „Leutratal“ bei Jena unter Berücksichtigung von Vergleichsbiotopen	Rudolf BÄHRMANN	38-54
Dauerbeobachtungen und historische Vergleiche zu Veränderungen in der Bodenfauna des Wattenmeeres	Karsten REISE	55-60
Monitoring of insect diversity and abundance in large areas	Jerzy KARG	61-67
Verteilungsmuster von Tierarten oder -gruppen im Nationalpark Berchtesgaden. Erfassung mit Hilfe eines geographischen Informationssystems	Werner d'OLEIRE-OLTMANN	68-72
Bibliographie: Geobotanische Dauerbeobachtung	Evelin KÖSTLER, Rainer BUCHWALD und Peter POSCHLOD	73-86

## Seminarergebnis

### Faunistische Dauerbeobachtung im Naturschutz

#### Symposium

vom 12.–14.3.1990 in Augsburg

Dauerbeobachtungs-, Langzeitbeobachtungs- oder Monitoringkonzepte sind im Bereich des technischen Umweltschutzes schon lange Standardmethoden.

Im ökologischen, biologischen Umweltschutz (= Naturschutz und Landschaftspflege) sind Dauerbeobachtungskonzepte noch nicht als Standard etabliert. Somit gibt es auch noch kein geschlossenes Konzept zur faunistischen Dauerbeobachtung im Naturschutz. Gleichwohl ist die Dauerbeobachtung als wichtig erkannt, da Fragestellungen, die uns heute und jetzt beschäftigen, gezielt bearbeitet werden können.

Als Beispiele seien erwähnt:

1. Fragestellungen aus dem wissenschaftlichen Grundlagenbereich.
2. Durchführung eines allgemeinen Umweltmonitorings. Beobachtung und Analyse von Landschaftsentwicklungen. Aussagen zum Verhalten und zur Dynamik von Arten.
3. Zentrierung auf bestimmte Fragestellungen:
  - z. B. – Monitoring stofflicher Belastungen
  - Monitoring aus Artenschutzgründen
  - Monitoring zur Biotopentwicklung
4. Das Instrumentarium der Dauerbeobachtung kann im Bereich der Erfolgskontrolle eingesetzt werden.

Faunistik ist die Untersuchung der raumzeitlichen Verteilung von Tieren. Der Beobachtungsraum wird soweit vorgegeben vom örtlichen Bestand der Tierpopulation und/oder Teilpopulation. Die Zeitachse der Beobachtung hängt wiederum ab von der Raumgröße. Erkennt und mit einbezogen werden muß die Dynamik sowohl des Beobachtungsraumes als auch der zu beobachtenden Tierpopulation und/oder Teilpopulation. Also auch Fluktuationen, sowohl saisonal, kurzfristig und langfristig müssen mit erfaßt werden. Der Minimum-Beobachtungszeitraum, also die Grundlage der Zeitachse sollte eine Generationsdauer oder besser die Dauer des Austausches der Individuen einer Generation nicht unterschreiten (dies sind z. B. bei Kohlmeisen 11 Jahre oder bei Großvögeln ca. 13 Jahre).

Um Aussagen zum Gesamtartenspektrum eines Gebietes zu machen, sollte beachtet werden: 10 Jahre systematisches „Sammeln“ ergibt einen Erfassungsgrad von ca. 90 % der Artengarnitur.

Die Methodik der Dauerbeobachtung soll einfach und großflächig anwendbar und lange durchführbar sein. Die Genauigkeit der Daten muß standardisiert werden. Mittlerweile stehen auch Instrumentarien der EDV zur Verfügung, um auch punktuell erfaßte Daten in die Fläche umsetzen zu können (als Beispiel seien Geographische-Informationssysteme genannt). Aufgrund der flächigen Darstellung von Hypothesen kann nach einer Verbesserung der Datengrundlage von

potentiellen Verbreitungskarten zu realen Verbreitungskarten gekommen werden. Die Aussagekraft der erarbeiteten Daten muß durch spezielle Untersuchungen ergänzt und verfeinert werden. Hierzu sind Grundlagenuntersuchungen unumgänglich, die auch Aussagen zur Autökologie des betrachteten Tieres (Indikators) ergeben. Biomonitoring hat als Grundlage die Bioindikation. Hierzu können verschiedene Ebenen unterschieden werden.

- Bioindikatoren 1. Ordnung: reagieren auf einen Einzelfaktor
- Bioindikatoren 2. Ordnung: reagieren auf Gruppen von Eingriffen
- Bioindikatoren 3. Ordnung: integrieren über die Gesamtsituation

Die Schwierigkeit ist es, diese Indikatoren zu finden. Beispielhafte Untersuchungen zeigen, daß es Systeme von Tieren mit hoher Spezifität und rascher Reaktion gibt (z. B. Bodentiere), die als ein „Frühwarnsystem“ benutzt werden können, um Belastungen zu erkennen. Hier müssen Detailuntersuchungen hinzukommen, um Kausalitäten zu finden.

Dauer- oder Langzeitbeobachtung soll die Möglichkeit zur Langzeitprognose geben. Untersuchungsmethoden wie Gefährdungsgradanalysen, Habitat-Eignungs-Analyse, minimum viable population size, Raumanspruch- und Verbreitungsanalysen müssen Eingang in eine moderne Naturschutzforschung finden.

Dauerbeobachtungsvorhaben sind langfristige Forschungsvorhaben. Sie kosten auch Geld. Sie sind aber andererseits eine langfristige Kapitalanlage mit hoher Rendite. Faunistische Dauerbeobachtung muß Bestandteil eines integrierten Dauerbeobachtungskonzeptes sein.

Eine Dauerbeobachtung muß professionalisiert durchgeführt werden von hauptberuflichen Bearbeitern über lange Zeiträume. Überlegungen zur Bildung einer eigenen Institution, die behördenbegleitend arbeitet, sollten nicht von vornherein verworfen werden. Universitäten sind geeignet, kurzfristig zu bearbeitende Mosaiksteine beizusteuern.

Im übrigen bestand einhellige Zustimmung zu der Formulierung von M. Usher, der im Journal of Applied Ecology 26, 1989, schreibt: „Der große Auftrag für den Naturschutz der 90er Jahre wird sein: Wie schaffen wir es am besten, aus der Phase der Erfassung in eine Phase der kontinuierlichen Beobachtung zu kommen; wie müssen wir unsere Programme für ein effektives Management unserer natürlichen Ressourcen entwickeln, sowohl in Schutzgebieten als auch landesweit über alle Flächen und schließlich und endlich, wie gelingt es uns, die wachsenden Erkenntnisse der Ökologie und ökologischen Theorie für den Schutz aller lebenden Individuen nutzbar zu machen?“

Dr. Michael Vogel, ANL





# Biologische Dauerbeobachtung in Naturschutz und Landschaftspflege

Harald Plachter

Inhalt	Seite
1. Einleitung	.7
2. Dauerbeobachtung als Thema von Naturschutz und Landschaftspflege	.7
3. Bisherige Methoden und Ansätze der Dauerbeobachtung	.8
4. Spezifische Probleme der Dauerbeobachtung	. 14
4.1 Welche Indikatoren sind geeignet?	14
4.2 Die Fragestellung bestimmt die Methode	19
4.3 Entwicklung und Optimierung der Methoden	.21
4.4 Der Beitrag der Zoologie	.23
5. Dauerbeobachtung als komplexes Problem	.24
6. Zusammenfassung	.26
7. Literaturverzeichnis	.27

## 1. Einleitung

Viele Veränderungen der Natur lassen sich erst aus langfristigen Meß- oder Beobachtungsreihen heraus dokumentieren und richtig interpretieren. Dies ist besonders dann der Fall, wenn die Amplitude kurzfristiger Schwankungen eines bestimmten Umweltparameters jene der langfristigen Veränderungen des Mittelwertes deutlich übertrifft. Beispiele hierfür sind unser Klima, viele Abläufe im Rahmen der natürlichen Sukzession oder die zeitliche Entwicklung von Tier- oder Pflanzenpopulationen.

Die kontinuierliche Beobachtung bestimmter Umweltparameter wird als Dauerbeobachtung (Monitoring) bezeichnet, wobei man methodisch ein passives und ein aktives Monitoring unterscheiden kann (Beobachtung von Teilen der natürlichen Umwelt oder von Exponaten (ARNDT et al. 1987, KREEB 1990)). Motivationen für solche langfristigen Untersuchungen können sein: wissenschaftliches Interesse, die Dokumentation vergangener Entwicklungen (z. B. auch zum Zwecke der Beweissicherung) und die Ermittlung von Datengrundlagen für eine ausreichend gesicherte Prognose künftiger Zustände. Die Fragestellung kann sich entweder auf natürliche Veränderungen (z. B. Klima, Sukzession) oder auf Veränderungen beziehen, die durch den Menschen verursacht wurden (z. B. stoffliche Belastungen, Nutzungsänderungen).

Während in der Meteorologie zunächst die Dokumentation und Prognose natürlicher Vorgänge im Vordergrund stand, hatte die Dauerbeobachtung im Bereich des Umweltschutzes von Anfang an das vorrangige Ziel, anthropogene Belastungen und Veränderungen des Naturhaushaltes zu messen. Entsprechende Beobachtungssysteme

wurden auch hier zunächst nur für einen Belastungsfaktor, nämlich für stoffliche Belastungen (Schadstoffe) eingerichtet. Betrieben werden solche Systeme in Mitteleuropa überwiegend von Institutionen des technischen Umweltschutzes (UMWELTBUNDESAMT BERLIN 1989). Es besteht Einvernehmen, daß die Dauerbeobachtung eine zentrale Aufgabe des Umweltschutzes ist (vgl. z. B. SOULÉ & KOHM 1989, RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1987).

## 2. Dauerbeobachtung als Thema von Naturschutz und Landschaftspflege

Die Immission von Schadstoffen ist nur ein einziger unter vielen anthropogenen Belastungs- bzw. Veränderungsfaktoren, und neben der von Menschen verursachten Belastung des Naturhaushaltes spielt das natürliche Geschehen in der Biosphäre für Fragestellungen des Umweltschutzes ebenso eine wichtige Rolle. Eine nur auf Schadstoffbelastungen ausgerichtete Dauerbeobachtung ist demzufolge unzureichend. Trotzdem blieben Methodenentwicklung und die Verwirklichung konkreter Vorhaben im letzten Jahrzehnt weitgehend auf den ökotoxikologischen Bereich beschränkt, und mit dem an sich neutralen Begriff Dauerbeobachtung wurde zunehmend nur der Problemkomplex von Schadstoffimmissionen verknüpft. Die gilt für den angelsächsischen und skandinavischen Raum, wo inzwischen groß angelegte Umwelt-Überwachungsprogramme installiert wurden (z. B. HELLAWELL 1986, LETTEVALL 1984, MANNING & FEDER 1980, MARTIN & COUGHTREY 1982, MORIARTY 1990, NEWMAN & AGG 1988, POLLARD 1979, SJÖGREN 1989) ebenso wie für Mitteleuropa.

Besonders hingewiesen sei auf das weltweite „Global Environment Monitoring System (GEMS)“ im Rahmen des „United Nations Environment Programme (UNEP)“ der Vereinten Nationen (BOTKIN et al. 1989).

Zu Mitteleuropa gehen selbst neueste Konzeptstudien und thematische Zusammenfassungen ausschließlich von ökotoxikologischen Ansätzen, teilweise in Verbindung mit der Erforschung natürlicher Ökosystementwicklungen aus (z. B. KREEB 1990, LEWIS et al. 1989). Nur wenige Arbeiten diskutieren grundsätzlich andere wichtige Aufgabenfelder der Dauerbeobachtung im Umweltschutz und nur einzelne versuchen hierfür einen komplexen, querschnittsorientierten Rahmen zu definieren (BEZZEL 1982, FUNKE 1986, 1990, JENKINS 1971, KLÖTZLI 1989, MÜHLENBERG 1989 a, b, NEW 1984, PRICE 1984, REICHHOLF 1986 a, b, STÖHR 1989, SUKOPP et al. 1988). Fast unübersehbar ist dagegen inzwischen die Literatur über Bioindikation, ohne daß in vielen Fällen ein ausreichender Bezug zur Dauerbeobachtung geschaffen worden wäre (neuere Zusammenfassung z. B. bei ARNDT et al. 1987, BICK 1982, BLAB 1988, ELLENBERG et al. 1985, PLACHTER 1989b, SCHUBERT 1985).

Ausgangspunkt der Diskussion über Aufgaben und Ziele der Dauerbeobachtung im Umweltschutz sollte eine Benennung jener prioritärer Fragen sein, bei denen eine langfristige Beobachtung bestimmter Umweltparameter nötig und besonders zielführend erscheint. Vorrangig ist zunächst eine Erweiterung des bestehenden Schadstoffmonitorings auf weitere Substanzen (z. B. Nährstoffe; vgl. ELLENBERG 1985) und Medien (teilweise Wasser, insb. aber Boden). Handlungsbedarf besteht aber darüber hinaus für viele Fragestellungen des Naturschutzes und der Landschaftspflege im traditionellen Sinn. Auch hier ergeben sich im übrigen Aufgaben beim Schutz der abiotischen Ressourcen Wasser, Boden und Luft, allerdings nicht mit dem ausschließlich anthropozentrischen Ansatz des technischen Um-

weltschutzes, sondern unter dem Aspekt des Schutzes essentieller Kompartimente natürlicher Ökosysteme und von Landschaften (PLACHTER 1991).

Bei näherer Betrachtung zeigt sich, daß das Spektrum der Aufgaben gerade im Bereich Naturschutz und Landschaftspflege sehr breit ist. Es reicht von der Beobachtung bestimmter Tier- und Pflanzenarten über die Bilanzierung der anthropogenen Veränderungen naturnaher Ökosysteme und die Evaluierung der unterschiedlichen Nutzungseinflüsse bis hin zu Beobachtung von Veränderungen der Landschaftsstruktur. Einer der Schwerpunkte wird auch hier der menschliche Einfluß auf Natur und Landschaft sein. Nachdem natürliche dynamische Prozesse aber in den letzten Jahren zunehmend als prägende und erhaltende Eigenschaft von Ökosystemen erkannt wurden (FRANKEL & SOULÉ 1981, REMMERT 1985, 1988, 1989) und ein zentrales wertbestimmendes Merkmal des Naturschutzes darstellen (PLACHTER 1989a, 1991), sind auch diese in den Gesamtbereich der Dauerbeobachtung zu integrieren. Für den zuletzt genannten Bereich kann teilweise auf die traditionellen Methoden der Ökosystemforschung zurückgegriffen werden, teilweise müssen adäquate Methoden jedoch erst entwickelt werden.

Der vorliegende Beitrag beschränkt sich auf die Diskussion biologischer Sachverhalte, also auf die biotischen Kompartimente von Ökosystemen und Landschaften sowie auf biologische Meß- bzw. Beobachtungsverfahren, wobei ein gewisser Schwerpunkt auf zoologische Methoden gelegt wird. Sie sind bisher wesentlich schlechter bearbeitet als botanische (insb. vegetationskundliche).

### 3. Bisherige Methoden und Ansätze der Dauerbeobachtung

Zu Dauerbeobachtung wird synonym häufig der Begriff „Monitoring“ verwendet. Dieser ist im angelsächsischen Sprachgebrauch allerdings wei-

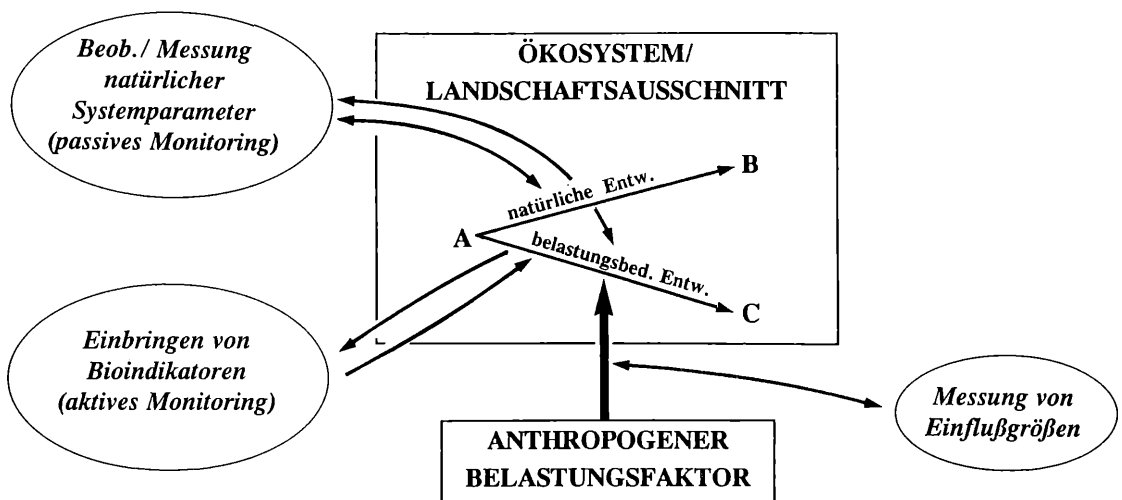


Abbildung 1

#### Methoden und Einsatzgebiete der Dauerbeobachtung (generalisiert).

Das betrachtete Ökosystem bzw. der Landschaftsausschnitt entwickelt sich unter natürlichen Bedingungen von A nach B, unter dem Einfluß eines anthropogenen Belastungsfaktors von A nach C.

ter gefaßt und schließt auch zeitlich begrenzte Untersuchungsprogramme ein (vgl. z. B. WESSELS BOER 1983). Unter Dauerbeobachtung sollen hier nur Meß- und Beobachtungsvorhaben verstanden werden, die

- mit eindeutigen, reproduzierbaren Methoden
- ohne absehbare Zeitbegrenzung

● kontinuierlich

Daten ermitteln.

Ziel der Dauerbeobachtung ist es, Veränderungen bestimmter Ausschnitte der Natur zu dokumentieren. Hierzu können zwei Wege beschriftet werden: Bestimmte Vorhaben messen die auf das

### Schwefeldioxyd- Emission 1986 :

Klassen der Emissionsdichte

Dichte- Tonnen je km % des Mittelwertes  
klasse

□	0 - 2,4	0 - 26
□	2,4 - 4,8	26 - 51
■	4,8 - 9,5	51 - 100
■	9,5 - 19	100 - 200
■	19 - 37	200 - 390
■	37 - 2300	390 - 24000

Maßstab 1 : 4 000 000

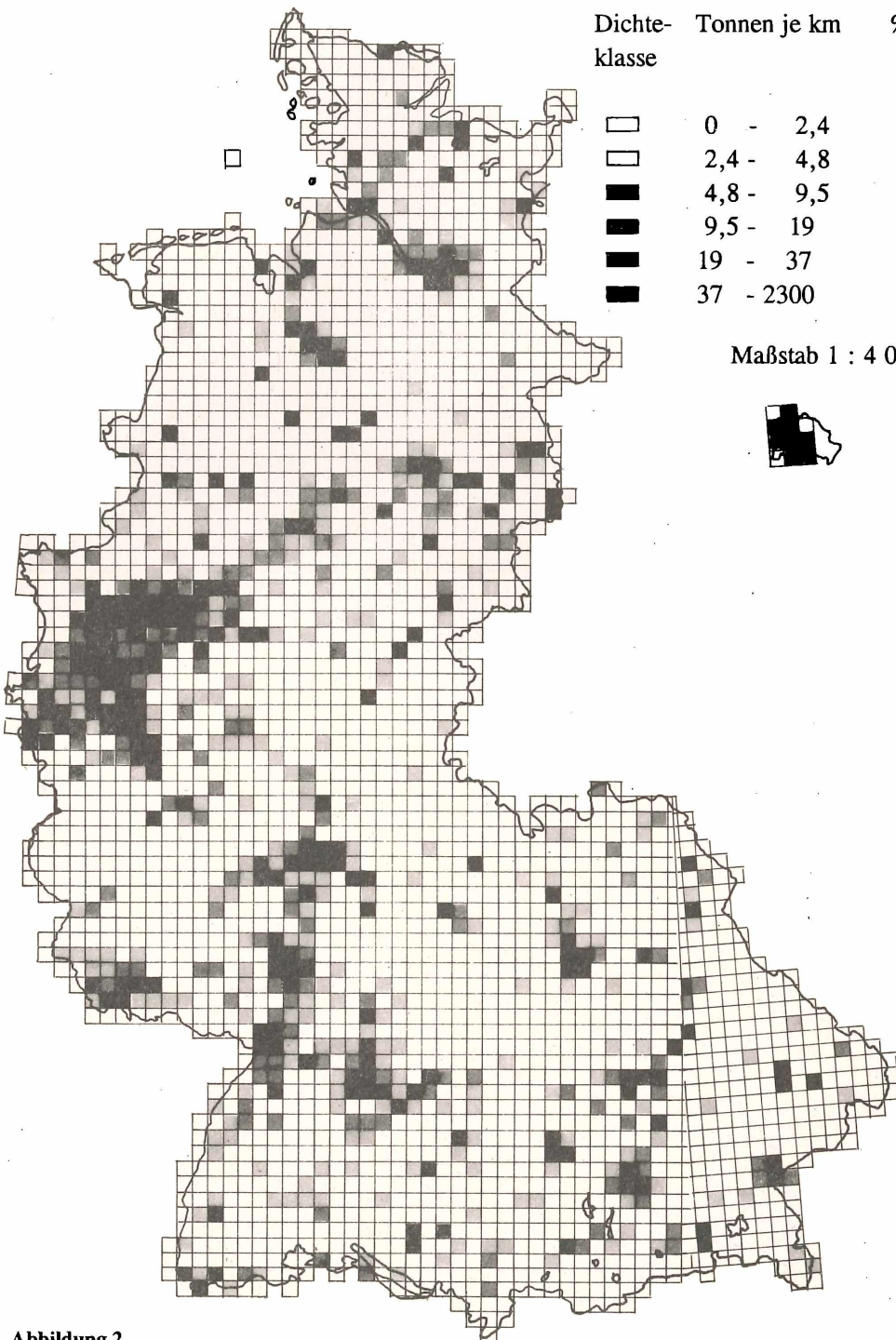
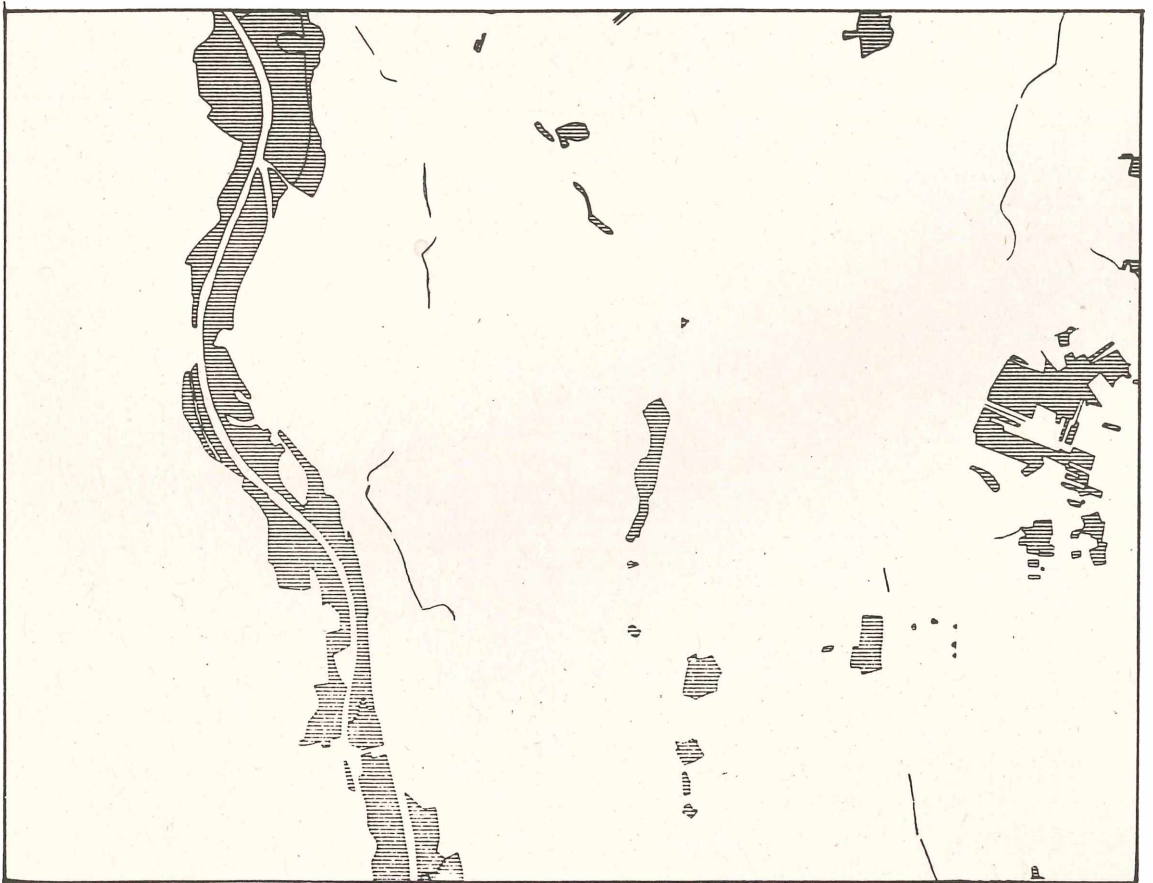
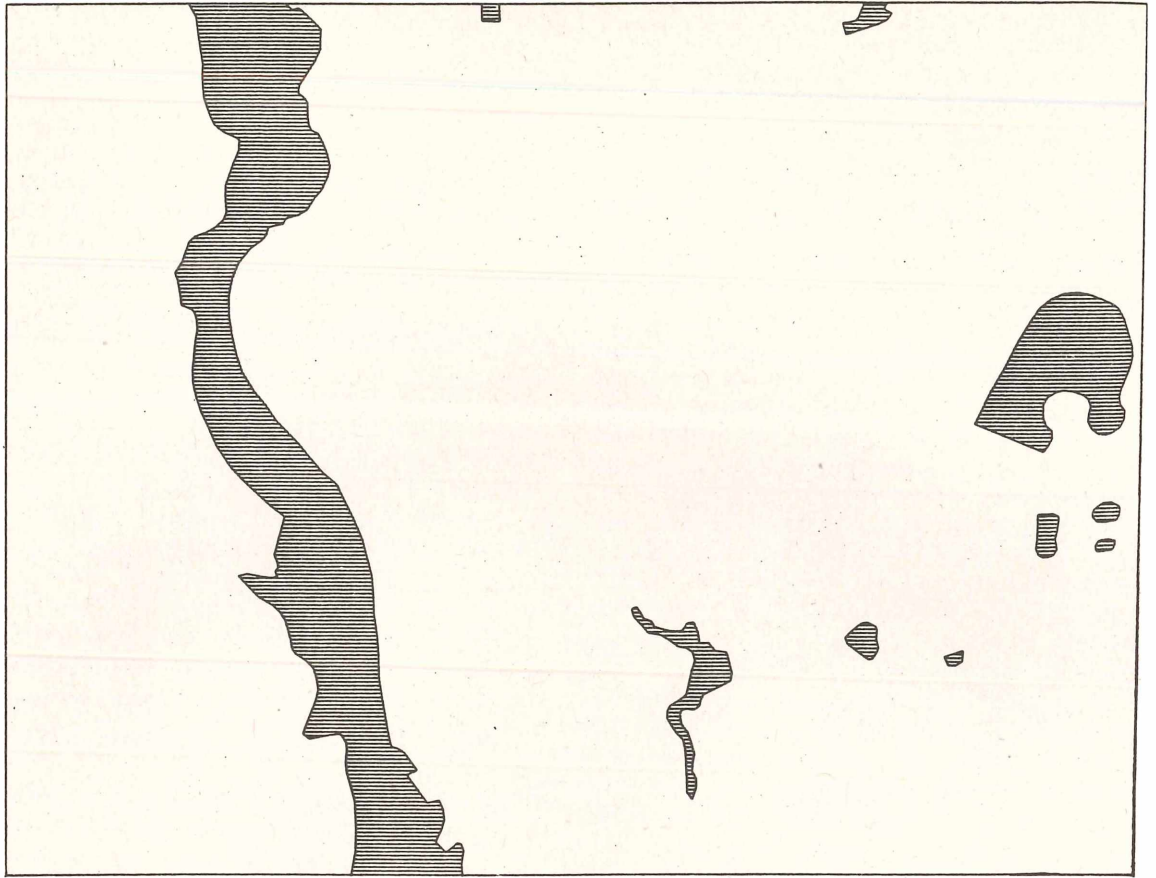


Abbildung 2

SO<sub>2</sub>-Emission in der Bundesrepublik Deutschland 1986, (nach UMWELTBUNDESAMT BERLIN 1989, umgezeichnet und vereinfacht).



**Abbildung 3**

**Biotopkartierung in Bayern: Ausschnitt aus dem Kartenblatt 7726 (Illertissen); Vergleich des ersten (a) und des zweiten Durchganges (b). Original-Kartierungsmaßstab ist bei a) 1:50.000, bei b) 1:5.000 (aus PLACHTER 1989a).**

betrachtete System wirkenden Einflußgrößen (z. B. Schadstoffimmission). Deren tatsächliche Wirkung (als die für den Naturschutz entscheidende Größe) bleibt aber in vielen Fällen wegen der Komplexität biologischer Systeme zunächst unklar. Andere Vorhaben beobachten jene Systemteile, für die Reaktionen vermutet werden oder an anderer Stelle bereits nachgewiesen sind (Abb. 1).

Methodische Erfahrungen in größerem Umfang liegen nur zu einzelnen Fragestellungen – bzw. bei komplexen Fragestellungen – zu kleinen Gebieten vor. In diesem Rahmen ist aber die Zahl einzelner Projekte oder Projektvorschläge bereits sehr groß, so daß nachfolgend nur wenige Beispiele näher angesprochen werden können. Sie umreißen in ihrer Gesamtheit aber immerhin, aus welchen Teilen ein umfassendes System der Dauerbeobachtung für die Ziele von Naturschutz und Landschaftspflege bestehen könnte und welche methodischen Lösungsansätze verfügbar sind.

Ein auf großer Fläche arbeitendes, in erheblichem Umfang biologische Daten berücksichtigendes System der Dauerbeobachtung ist die Gewässergüteaufsicht der Wasserwirtschaftsbehörden (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 1985, UMWELTBUNDESAMT BERLIN 1989). Es besitzt in vielerlei Hinsicht Modellcharakter für entsprechende Systeme des Naturschutzes und der Landschaftspflege, da es methodische Wege für großräumige Vorhaben aufzeigt und verschiedene Datentypen integrativ verarbeitet. Wegen der eingeschränkten Fragestellung (v. a. stoffliche Belastungen) reicht die Gewässergüteaufsicht für eine Dauerbelastung aquatischer Ökosysteme im

Naturschutz allerdings nicht aus. Beispiele aus Skandinavien können als Modelle für entsprechende Erweiterungen herangezogen werden (LETTEVALL 1984).

Noch stärker auf stoffliche Belastungen beschränkt sind die in großer Zahl bestehenden Meßsysteme für Luftschadstoffe. Sie bestimmen überwiegend mit physikalisch-chemischen Methoden die Einflußgrößen selbst (z. B. über Meßstationen) (vergl. UMWELTBUNDESAMT BERLIN 1989), arbeiten teilweise aber auch mit Bioindikatoren (z. B. Flechten, Gräser; seltener Tiere, wie etwa Greifvögel), also Teilen natürlicher Ökosysteme. Die im Zusammenhang mit dem „Waldsterben“ aufgebauten Dauerbeobachtungssysteme bedienen sich beider Datenquellen (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1989). Auch Probenbanken mit dem Ziel, das konservierte organische oder anorganische Material für spätere Untersuchungen vorzuhalten, sind hier einzuordnen (BUNDESMINISTERIUM FÜR FORSCHUNG UND TECHNOLOGIE 1988). Trotz der mitunter bestechenden Ergebnisse, die derartige Beobachtungssysteme liefern (Abb. 2), darf nicht verkannt werden, daß sie nur einen sehr kleinen Ausschnitt aller menschlichen Belastungsformen abdecken, die tatsächliche Wirkung der Schadstoffe in natürlichen Ökosystemen weitgehend im Unklaren bleibt und ihre Methoden nicht oder doch nicht ohne weiteres auf andere Fragestellungen im Zusammenhang mit der Dauerbeobachtung übertragen werden können.

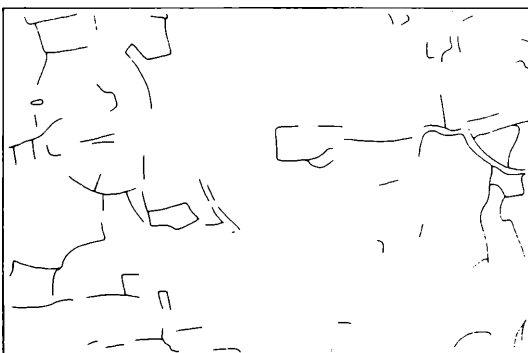
1877



1954



1979



mittlere Knickdichte (m je ha)

1877	_____	133,4
1954	_____	93,75
1979	_____	29,1

Abbildung 4

Abnahme von Wallhecken in Schleswig-Holstein (aus JEDICKE 1990)

Als wichtiger Beitrag für eine naturschutzbezogene Dauerbeobachtung werden häufig systematische Kartierungen von Tier- und Pflanzenarten oder Ökosystemen (Arten- und Biotopkartierungen) angesehen (Abb. 3 und 5). Ihr Informationsgehalt darf aber nicht überschätzt werden. Sie dienen primär anderen Fragestellungen, ursprünglich z. B. biogeographischen und heute zunehmend der Inventarisierung und der Schutzpraxis für größere Bezugsgebiete, und sind methodisch hierauf optimiert. Wenn überhaupt, so erlauben die in Fundort- und Biotopkatastern gespeicherten Daten Zeitreihenvergleiche nur in sehr groben Intervallen, die wissenschaftlich einwandfreie Dokumentation von Abundanzschwankungen einer Art innerhalb ihres Areals ist nur im Ausnahmefall möglich. Werden

Biotopkartierungen in regelmäßigen Intervallen mit gleichen Aufnahmemethoden wiederholt, so sind besonders aussagekräftige Ergebnisse zu erwarten, wie das Beispiel der Abb. 4, das allerdings aus anderen Quellen stammt, zeigt. Ob eine Standardisierung der Methoden der Biotopkartierungen in der Bundesrepublik und von Aufnahme zu Aufnahme noch gelingen wird, muß zum jetzigen Zeitpunkt allerdings offenbleiben.

Dagegen läßt sich aus vielen biologischen Untersuchungen die Entwicklung von Tier- oder Pflanzenpopulationen über mehr oder weniger lange Zeiträume gut dokumentieren (vgl. z. B. KAULE & ELLENBERG 1985, KAULE et al. 1978, NITSCHE & PLACHTER 1987). Die Beispiele der

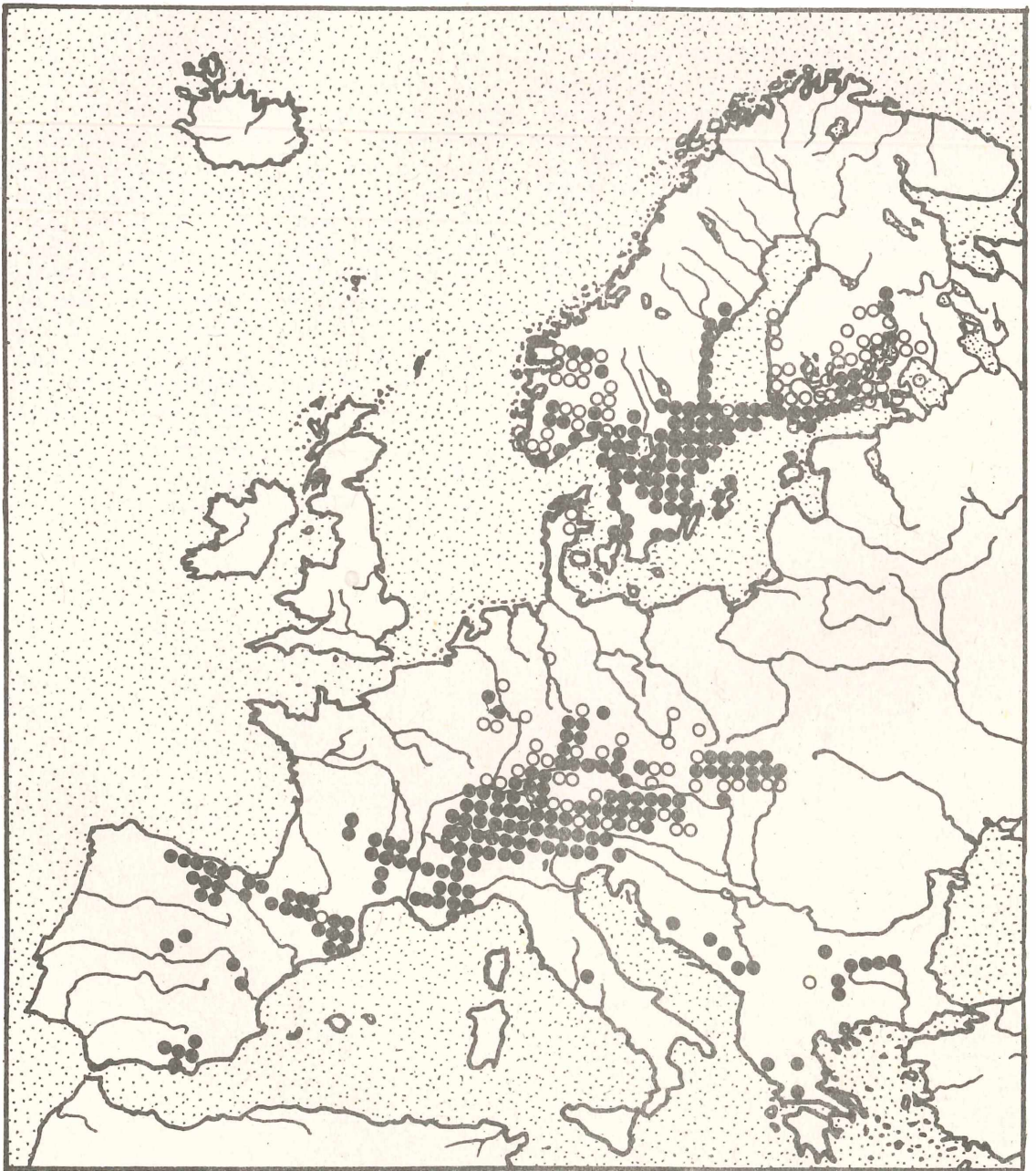


Abbildung 5

**Verbreitung des Apollofalters (*Parnassius apollo*) in Europa.**

Beispiel eines Ergebnisses aus dem Projekt „Erfassung Europäischer Wirbelloser“ (aus MEYER 1985, veränd.).

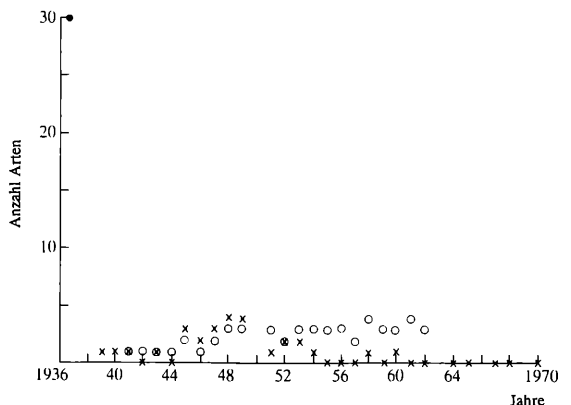
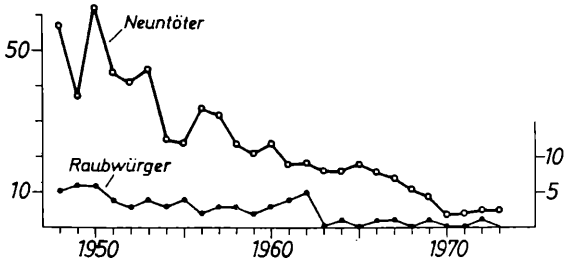
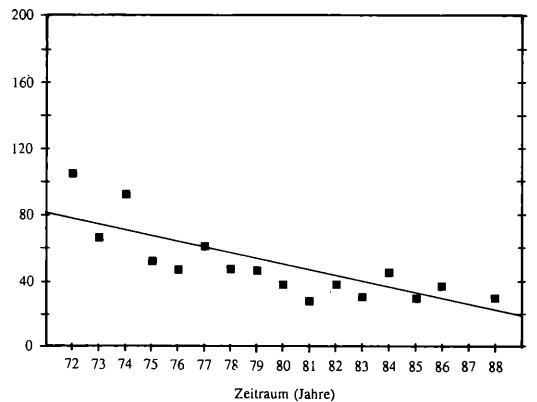
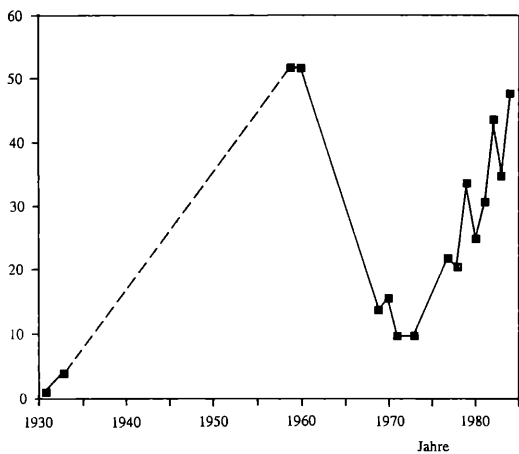
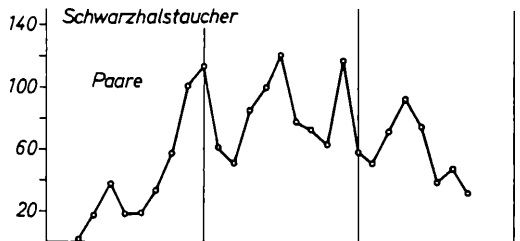
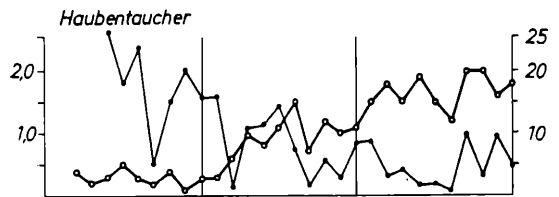
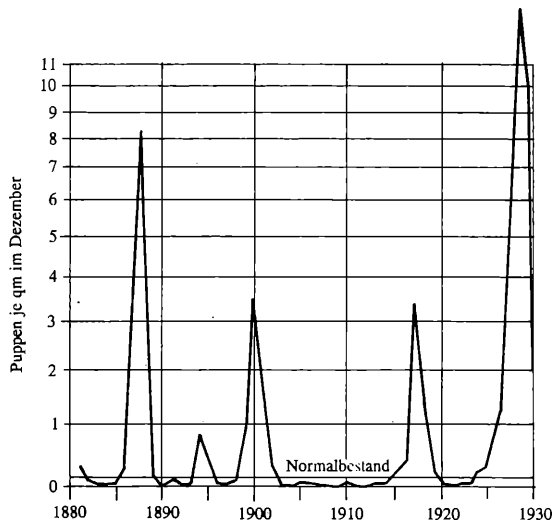


Abbildung 6

Beispiele von Ergebnissen langzeitlicher biologischer Forschung.

a. Fluktuationen des Kiefernspanners (*Bupalus piniarius*) zwischen 1880 und 1930 in einem Hauptschadensgebiet (aus EIDMANN & KÜHLHORN 1970)

b. Brutbestand des Teichrohrsängers (*Acrocephalus scirpaceus*) am Ismaninger Speichersee b. München zwischen 1930 und 1984 (nach Daten aus WÜST 1980 und KROSIGH 1985, 1988)

c. Bestandsrückgang von Neuntöter (*Lanius collurio*) und Raubwürger (*Lanius excubitor*) auf einer Probefläche am Bodensee (aus BEZZEL 1980 nach SONNABEND & POLTZ 1978, 1979)

d. Bestandsentwicklung des Haubentauchers (*Podiceps cristatus*) in Unterfranken und des Schwarzhalstauchers (*Podiceps nigricollis*) in Baden-Württemberg.

Beim Haubentaucher ist außerdem die Zahl der Jungen/Paar angegeben (aus BEZZEL 1980 nach BANDORF briefl. und PRINZINGER 1979)

e. Anzahl der gefangenen Gartenrotschwänze (*Phoenicurus phoenicurus*) der Vogelwarte Radolfzell auf der Station Mettnau am Bodensee von 1972 bis 1988.

Beispiel aus dem MRI-Programm (vgl. Text) (aus BERTHOLD 1989)

f. Arten-, „turnover“ auf einer Probefläche eines Kalkmagergrassens nach Ausschluß des Kaninchens im Jahr 1936.

● = Zahl ursprünglich vorhandener Pflanzenarten, ○ = neu auftretende Pflanzenarten, x = Pflanzenarten, die sich zeitweise auf Maulwurfshügeln ansiedelten (nach WATT 1974 aus SILVERTOWN 1987)

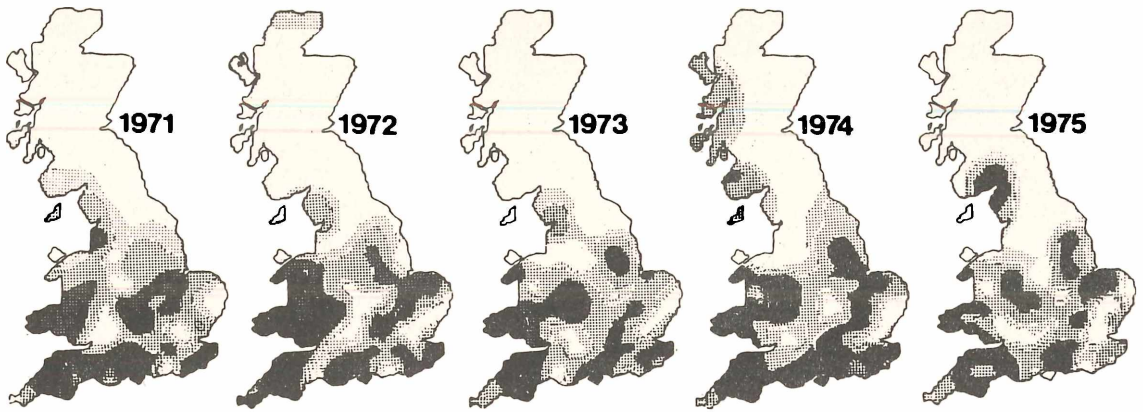


Abbildung 7

**Dichteverteilung von Imagines der Gelben Tigermotte (*Spilosoma luteum*) in England zwischen 1971 und 1975.**  
 Stärkere Schwärzung = höhere Dichte. Beispiel eines Ergebnisses aus dem „Rothamsted Insect Survey“ (aus PRICE 1984)

Abb. 6 machen den hohen Aussagewert langfristiger Beobachtungen besonders deutlich. Allerdings beziehen sich derartige Untersuchungen meist nur auf einen oder wenige Bestände (Teilpopulationen). Die dort festgestellten Trends müssen nicht repräsentativ für größere Gebiete sein. Als Ausnahmen sollen hier zwei Vorhaben mit engem Naturschutzbezug genannt werden, die zumindest bis zu einem gewissen Grad Flächenrepräsentanz erreichen. Das Mettnau-Reit-Illmitz-Projekt, bei dem an 3 Fangstationen in Mitteleuropa die durchziehenden Kleinvögel systematisch erfaßt werden (BERTHOLD 1989, BERTHOLD et al. 1986) und die Internationale Wasservogelzählung (BEZZEL 1982).

Ein bereits in den '70er Jahren eingerichtetes biologisches Beobachtungssystem, das großflächige Aussage und zeitliche Varianz ausreichend miteinander verknüpft, ist das 'Rothamsted Insect Survey' in Großbritannien (TAYLOR 1979, TAYLOR et al. 1978). Kontinuierliche Daten aus fast 200 über das Land verteilten Lichtfallen liefern nicht nur hervorragende Informationen über die Abundanzschwankungen von Schmetterlingen und einigen weiteren Insektengruppen, sondern sind auch Grundlage für flächendeckende Auswertungen (Abb. 7). Das 'Rothamsted Insect Survey' zeigt, daß bei entsprechender Organisation eine Dauerbeobachtung von Tier- und Pflanzenarten auch auf großer Fläche möglich ist.

In Deutschland wurden auf Landesebene in den letzten Jahren langfristig angelegte Beobachtungsvorhaben mit verschiedenen Fragestellungen begonnen, von denen hier nur einige beispielhaft genannt werden können. Einige Bundesländer untersuchen die Auswirkungen bestimmter Pflegemaßnahmen oder der Naturschutz- und der Extensivierungsprogramme. Hervorzuheben sind die langfristigen Untersuchungen in den Nationalparks und hier insbesondere das Monitoring im Nationalpark Berchtesgaden (FRANZ & d'OLIERE-OLTMANN 1989, d'OLIERE-OLTMANN 1984, SPANDAU 1988). Die im Rahmen des UNESCO-Programms 'Man and Biosphere' (MaB) entwickelten Methoden der Ökosystem- und Landschaftsbe-

obachtung sowie der Datenverarbeitung sind in mancher Hinsicht beispielgebend. Der Aufwand, der bei einer Übertragung auf große Bezugsgebiete entstehen würde, ist allerdings sehr hoch.

#### 4. Spezifische Probleme der Dauerbeobachtung

##### 4.1 Welche Indikatoren sind geeignet?

Für die Dauerbeobachtung in Naturschutz und Landschaftspflege könne drei grundsätzlich unterschiedliche Datentypen herangezogen werden (vgl. Abb. 1):

- Daten über externe Belastungsgrößen (z.B. Schadstoffimmissionen, Nutzungseinflüsse)
- Daten über jene Objekte, die im Mittelpunkt einer spezifischen Fragestellung stehen, sofern diese einer unmittelbaren Beobachtung mit vertretbarem Aufwand zugänglich sind. So reicht es z.B. für die Effizienzkontrolle einer Artenhilfsmaßnahme, die Bestandsentwicklung der jeweiligen Art zu dokumentieren.
- Mittelbare Daten über komplexe Ausschnitte der betroffenen Ökosysteme/Landschaften unter Zuhilfenahme von Indikatoren.

Das Prinzip der Indikation findet in Naturschutz und Landschaftspflege verbreitete Anwendung und ist immer dann unverzichtbar, wenn komplexe Sachverhalte (z.B. Biozönosen, Ökosysteme, Landschaftsausschnitte) insgesamt zu beurteilen sind. Die mit dem Einsatz von Indikatoren verbundenen Probleme wurden bereits an anderer Stelle eingehend diskutiert (BLAB 1988, PLACHTER 1989b, 1990), so daß hier auf eine allgemeine Darstellung verzichtet werden kann. Auf einige Aspekte, die im Zusammenhang mit der Dauerbeobachtung von besonderer Bedeutung sind, soll jedoch hingewiesen werden.

Indikatoren können nicht nur Organismenarten sein. Auch abgeleiteten Größen (z.B. Diversität, Evenness, Artenidentität) kann für bestimmte Fragestellungen große indikatorische Bedeutung zukommen. Dies gilt bei der Beurteilung von Ökosystemen und Landschaftsausschnitten ebenso wie für abiotische Größen wie horizontale und vertikale Raumstruktur, standörtliche Faktoren wie Exposition und Besonnung sowie großflä-



chige raumstrukturelle Eigenschaften (z.B. Zonationen, Verteilung gleichartiger Ökosysteme in einem größeren Gebiet).

Das Prinzip der Indikation wurde für Sachverhalte eingeführt, die sich aufgrund ihrer hohen Komplexität einer direkten, kausalanalytischen Messung entziehen. Eine wissenschaftlich exakte, empirische Bestimmung des Zustandes oder der Entwicklung eines Ökosystems ist nur durch getrennte Messung aller Einflußgrößen und aller Zustandsvariablen des Systems selbst möglich (vgl. Arbeitsmethoden der Ökosystemanalyse). Daß dieses Verfahren in der Praxis ausscheidet, ist offensichtlich. Die bessere Handhabbarkeit indi-

katorischer Verfahren wird jedoch stets mit einer geringeren Aussageschärfe, meist auch mit einer höheren Fehlerwahrscheinlichkeit erkauft, auch wenn diese teilweise durch statistische Auswertungsverfahren kompensiert werden kann. Ein guter Indikator ist ein Kompromiß zwischen guter Handhabbarkeit in der Praxis und noch ausreichender Aussagegenauigkeit in Bezug auf die jeweils anstehende Fragestellung. Er unterscheidet sich damit grundsätzlich von physikalischen oder chemischen Meßergebnissen. Der Auswahl der „richtigen“ Indikatoren bereits vor Beginn der Beobachtungen kommt demzufolge eine entscheidende Bedeutung zu. Vor der Einrichtung eines flächendeckenden bzw. flächenre-

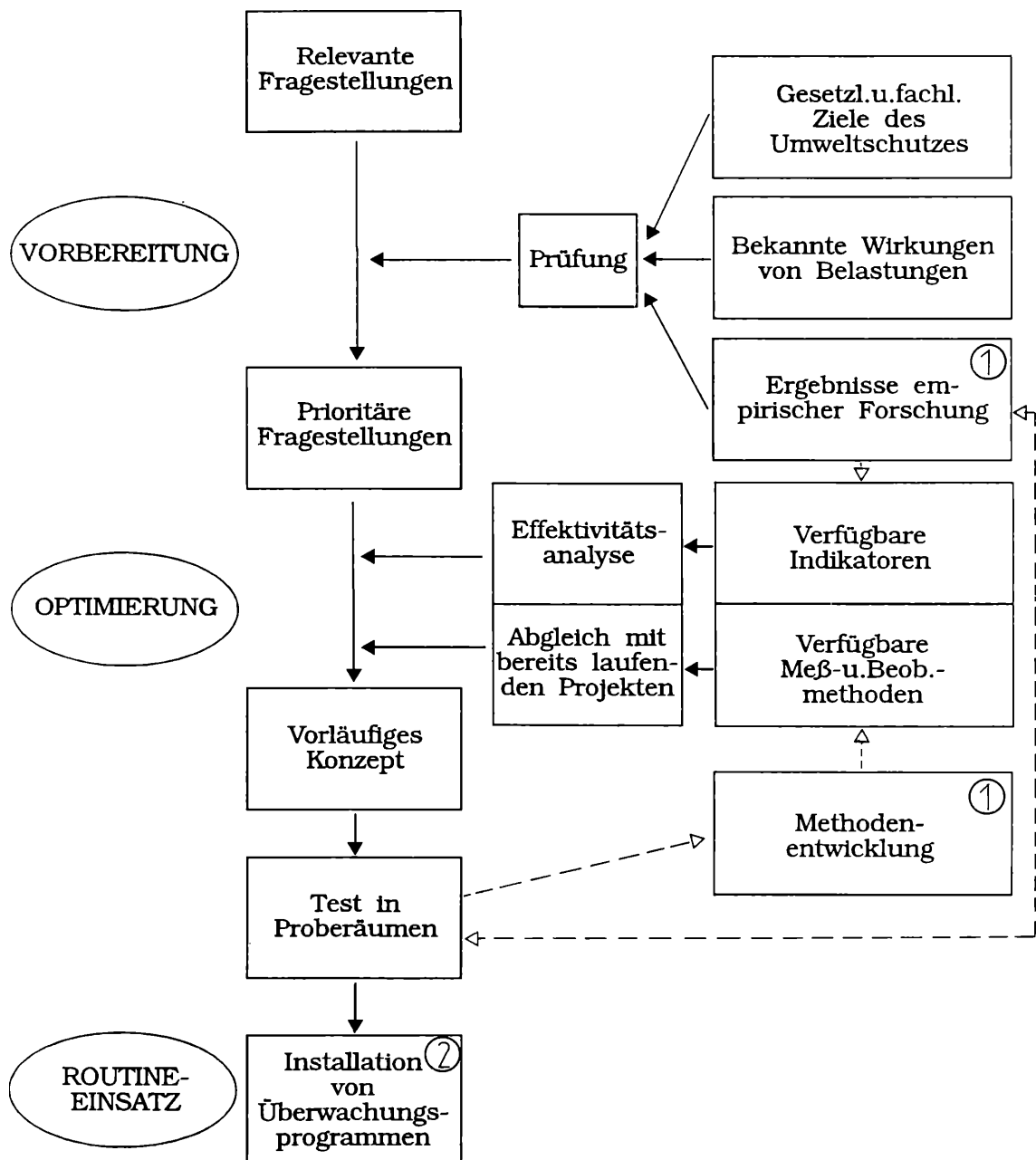


Abbildung 8

**Ablaufschema für den Aufbau von Routine-Überwachungsprogrammen.**

1 = Aufgaben der Forschung im Rahmen der Dauerbeobachtung, 2 = allgemeines oder spezifisches Monitoring (vgl. Text).

präsentativen Programmes müssen somit in wissenschaftlichen Untersuchungen die geeigneten Indikatoren gefunden werden. Ein Programm der

Dauerbeobachtung, das im ersten Schnitt beliebige Umweltdaten erhebt und erst im zweiten die vorliegenden Ergebnisse auf ihren indikatori-

**Tabelle 1**

**Die Dauerbeobachtung bestimmter Ökosystem-/Landschaftsausschnitte ist bei vielen Problemen des Naturschutzes und der Landschaftspflege sinnvoll. Die Vielfalt von Einzelfragen und spezifischen Beobachtungsmethoden wird an zwei Beispielen gezeigt: (a) Landschaftsentwicklung, (b) Biotopentwicklung von Kalkmagerrasen.**

A = Langzeitbeobachtungen ausgewählter Arten, BK = Biotopkartierungen in regelmäßigen Abständen mit den z. Zt. üblichen Aufnahmemethoden, AP = aggregierte Parameter wie Arten- o. Strukturdiversität, Randlinienlängen etc., F = Fernerkundungsdaten (Luft- und Satellitenbilder), PC = physikal. oder chem. Meßdaten, DF = Dauerbeobachtungsflächen und -transsekte i. S. der Vegetationskunde; ++ = gut geeignet, + = im Einzelfall geeignet, - = wenig geeignet oder ungeeignet.

**(a) Landschaftsentwicklung**

Wichtige menschliche Einflüsse	Auswahl zu erwartender Folgen	Geeignete Meß-/Beobachtungsgrundlagen						
		A	BK	AP	F	PC	DF	Sonstiges
Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung	Verarmung der Landschaftsstruktur	+	+	++	++			Histor. Karten; Standard. Photographie
	Rückgang naturnaher Biotope	+	++	+	+			Histor. Karten
	Rückgang von Grünland zugunsten von Äckern u. forstl. Monokulturen	++		+	++			Realnutzungskart.
	Stoffl. u. mechan. Belastung des Bodens			+		++	++	
	Stoffl. Belastung des Oberflächen- u. Grundwassers	+		+		++		
Ausdehnung von Siedlungen	Flächenverbrauch				++			Statistiken; Standard. Photographie
	Rückgang naturnaher Biotope	+	++	+	+			Histor. Karten
	Blockierung von Ausbreitungssachsen	+			++			Histor. Karten
Verdichtung des Straßennetzes	Flächenverbrauch				++			Statistiken
	Rückgang naturnaher Biotope	+	++	+	+			Histor. Karten
	Isolationseffekte	++		+				
Zunehmende Erholungsnutzung	Optische und akustische Störungen	++		+				
	„Erschließungsmaßnahmen“ u. akzessorische Maßnahmen	+			++			Statistiken; demoskop. Umfragen

**(b) Biotopentwicklung von Kalkmagerrasen**

Wichtige menschliche Einflüsse	Auswahl zu erwartender Folgen	Geeignete Meß-/Beobachtungsgrundlagen						
		A	BK	AP	F	PC	DF	Sonstiges
Keine	Natürliche Sukzession	++		+	++		+	Standard. Photographie
Nutzung/Pflege	Schafbeweidung	++		+	+		++	Vegetationsstruktur auf Gesamtfläche
	Mahd	++		+	+		++	Vegetationsstruktur auf Gesamtfläche
	Entbuschen	++		+	+			Vegetationsstruktur auf Gesamtfläche
Stoffliche Immissionen	Belastungen durch Schadstoffe	+		+			++	+
	Entrophierung	++		+	+	++	++	Standard. Photographie
Erholungsnutzung	Optische u. akustische Störungen	++		+				Statistiken
	Trittschäden	+			+		+	Kartierung auf Gesamtfläche; Standard. Photographie
Veränderungen in der Umgebung	Größere Isolation	++	+		++			
	Flächenverkleinerung		++		++			

schen Aussagewert prüft, ist nicht nur wissenschaftlich zweifelhaft, sondern wahrscheinlich auch wenig effektiv (Abb. 8).

Steht eine bestimmte, genau definierte Fragestellung im Vordergrund, so sollten Indikatoren gefunden werden, die auf die jeweilige Systemänderung sowohl ausreichend empfindlich als auch möglichst spezifisch reagieren. Die für die Beobachtung von Luftschadstoffen eingesetzten Indikatorarten erfüllen diese Voraussetzungen mehr oder weniger gut. Die einzelnen Arten bzw. Sorten (z. B. Gladiole, Tabak) reagieren auf einzelne Luftschadstoffe empfindlich oder reichen diese besonders stark in ihrem Gewebe an. Dem Vorteil hoher Spezifität und Empfindlichkeit und damit der Möglichkeit, Veränderungen (Krankheit, Verschwinden etc.) kausal einen Einflußfaktor zuordnen zu können, steht der Nachteil entgegen, für die unterschiedlichen Einflußgrößen verschiedene Indikatoren zu benötigen. Schon allein für den Bereich stofflicher Belastungen ist die Palette der Indikatoren sehr breit. Noch sehr viel höher wird ihre Zahl, wenn auch die übrigen für eine Dauerbeobachtung in Naturschutz und Landschaftspflege wichtigen Fragestellungen (vgl. Abschn. 3.2 und Tab. 1) berücksichtigt werden. Ein Dauerbeobachtungssystem, das ausschließlich auf hoch spezifischen Indikatoren aufbaut, muß sehr viele Parameter gleichzeitig erfassen und wird demzufolge sehr aufwendig.

Eine Reduktion des Satzes zu erhebender Parameter ist offenbar durch Verwendung von Indika-

toren möglich, die mehrere Zustandsvariablen bzw. verschiedene Einflußgrößen integrieren. Theoretisch könnte man sich einen einzigen Indikator vorstellen, der den Gesamtzustand eines Ökosystems oder Landschaftsausschnittes bzw. seine Veränderung ausreichend widerspiegelt. Hierzu müßte dieser Indikator allerdings auf alle in Abb. 9 genannten Einflußgrößen empfindlich reagieren. Es ist wenig wahrscheinlich, einen derartigen Indikator zu finden. Bestimmte Arten und komplexe Parameter sind aber immerhin für mehrere Einflußgrößen gleichzeitig empfindlich. Der Wanderfalke (*Falco peregrinus*) z. B. auf Schadstoffbelastungen sowie optische und akustische Störungen, der große Bachvogel (*Numenius arquata*) auf Nutzungsänderungen im Grünland, Störungen und die Struktur und Fläche seines Lebensraumes, der Weißstorch (*Ciconia ciconia*) auf Nutzungs- und auf Strukturveränderungen eines größeren Landschaftsausschnittes, in dem er lebt. Gerade die genannten Arten machen aber den entscheidenden Nachteil derartiger Indikatoren für die Dauerbeobachtung deutlich: Als gefährdete Arten unterliegen sie seit Jahren einer besonders intensiven wissenschaftlichen Beobachtung. Trotzdem konnte der Anteil der einzelnen Belastungsfaktoren am Bestandsrückgang nur unvollständig aufgeklärt werden, da stets mehrere Faktoren gleichzeitig auf die Populationen wirken.

Hoch aggregierende und damit wenig spezifische Indikatoren können also bis zu einem gewissen Grad ein grobes Bild vom allgemeinen Zustand

Indikatoren  
3. Ordn.

Indikatoren  
2. Ordn.

Indikatoren  
1. Ordn.

GEBIETS-  
BEWERTUNG

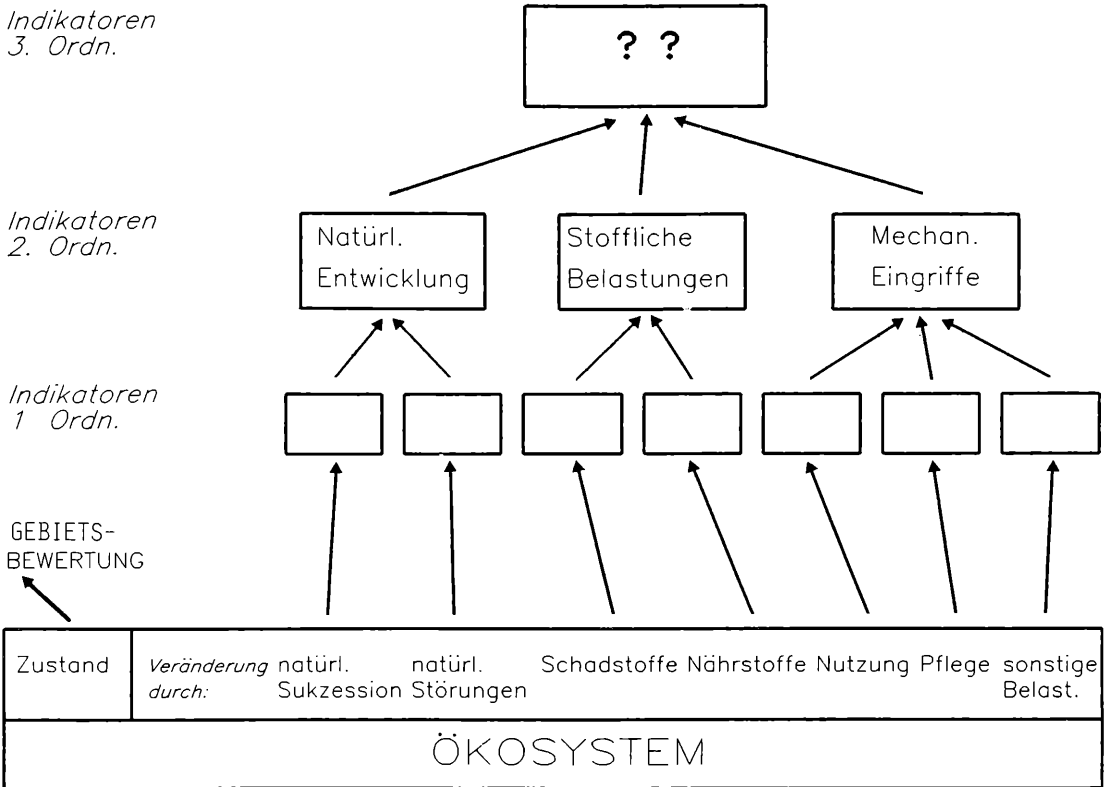


Abbildung 9

**Schematische Darstellung verschiedener Aggregationsebenen der Indikation.**

In der untersten Ebene werden Indikatoren benötigt, die nur für einen einzigen Belastungsfaktor sensibel sind. Es ist fragwürdig, ob ein Indikator benannt werden kann, der auf alle Ökosystemveränderungen sensibel reagiert. Näheres vgl. Text.

eines Ökosystems oder Landschaftsausschnittes zeichnen. Für eine Zustandsbewertung von Ökosystemen und Landschaften (s. u.) sind sie mitunter hervorragend geeignet. Auffällige Reaktionen der Art (z. B. Bestandsabnahmen) können aber – wenn überhaupt – nur mit sehr hohem Aufwand mit einzelnen Belastungsfaktoren in kausalen Zusammenhang gebracht werden. Dieser kausale Nachweis ist jedoch i. d. R. erforderlich (auch aus rechtlichen Gründen), wenn dieser Belastungsfaktor verringert werden soll.

Der Einsatzbereich hoch aggregierender Indikatoren liegt somit vorrangig in einem unspezifischen „Frühwarnsystem“ (als Teil eines komplexen Dauerbeobachtungssystems). Durch eine vertretbare Zahl solcher Indikatoren sollte es möglich sein, ein allgemeines Bild vom Zustand der Natur zu erhalten und gravierende neue Belastungen des Naturhaushalts durch Reaktion einzelner Indikatoren zu erkennen. Die Identifikation des entscheidenden Einflußfaktors müßte dann allerdings durch weitere, gezielte Nachsuche erfolgen.

Vorschläge zur Verwendung von Indikatoren für die Gebietsbewertung liegen in großer Zahl vor. Hierbei handelt es sich allerdings überwiegend um Indikatoren, die zur Beurteilung bestimmter Zustände von Natur und Landschaft dienen sollen (z.B. MULSOW 1980, PLACHTER 1989b, SCHLÜPMANN 1988). Sie dienen im Prinzip der Wertzuweisung. Ziel der Dauerbeobachtung ist es hingegen, Entwicklungen, also i. d. R. Verände-

rungen, zu dokumentieren. Diese können mit einer Veränderung des naturschutzfachlichen Wertes verbunden sein, müssen es aber nicht. Der Satz von Indikatoren zur Zustandsbewertung ist somit nicht identisch mit jenem der Dauerbeobachtung, wenngleich etliche Indikatoren sicher in beiden Bereichen sinnvoll eingesetzt werden können.

Als weitere Randbedingung bei der Auswahl von Indikatoren kommt in vielen Fällen hinzu, daß Naturschutz und Landschaftspflege flächendeckende oder zumindest flächenrepräsentative Daten für große Bezugsgebiete benötigen (z. B. Land, Region, Naturraum). In ihrer flächigen Arbeitsweise unterscheiden sich viele naturschutzbezogenen Untersuchungen von der überwiegend punktuellen Arbeitsweise der Biologie. Im Rahmen biologischer Forschung als grundsätzlich geeignet erkannte Indikatoren sind demzufolge mitunter in der Praxis nur bedingt einsetzbar, z. B. wenn eine Beobachtung auf großer Fläche unmöglich oder sehr aufwendig ist oder ein flächenrepräsentatives Auftreten des Parameters nicht gewährleistet ist.

Auf der Grundlage dieser Randbedingungen lassen sich für die Verwendung von Indikatoren in der Dauerbeobachtung naturschutzrelevanter Größen folgende wichtige Festlegungen treffen:

1. Ein umfassendes System der Dauerbeobachtung kommt nicht ohne indikatorische Arbeitsmethoden (neben direkten Messungen) aus.

2. Indikatoren können nicht nur Arten und deren Populationen, sondern auch abgeleitete Größen, räumstrukturelle und standörtliche Merkmale sein.

3. Es gibt keinen einzelnen „Universalindikator“, der alle Fragestellungen von Naturschutz und Landschaftspflege integrierend abdeckt. (Diese ansich triviale Aussage ist wichtig, da die aktuelle Diskussion über Dauerbeobachtung teilweise immer noch von der Suche nach solchen „Universalindikatoren“ geprägt ist).

4. Manche Indikatoren reagieren auf mehrere Belastungsgrößen gleichermaßen empfindlich. Sie sind für ein allgemeines Umweltmonitoring („Frühwarnsystem“) besonders geeignet. Eine kausale Herleitung einer Reaktion des Indikators aus einer bestimmten Belastungsgröße ist allerdings in der Praxis i. d. R. nicht möglich.

5. Hiervon zu unterscheiden sind Indikatoren, die auf einzelne Umweltvariable (Belastungsgrößen) empfindlich reagieren (spezifische Indikatoren). Für die Beobachtung jeder Umweltvariablen ist ein anderer Satz solcher Indikatoren erforderlich.

6. In vielen Fällen sollte der Indikator in größeren Bezugsgebieten flächendeckend oder flächenrepräsentativ beobachtbar sein. Hierzu ist auch eine Entwicklung geeigneter Beobachtungsmethoden Voraussetzung.

#### 4.2 Die Fragestellung bestimmt die Methode

Die derzeitige Diskussion über Methoden der Dauerbeobachtung leidet darunter, daß der Zweck der Untersuchungen teilweise nicht ausreichend vorab geklärt ist. Es zeigt sich, daß in Naturschutz und Landschaftspflege ein sehr breites, heterogenes Spektrum von Fragen ansteht, die mit den Methoden der Dauerbeobachtung bearbeitet werden sollten. Eine Klassifizierung dieser Fragen wird durch zahlreiche thematische und räumliche Überschneidungen erschwert. Wenn nachfolgend und im Bewußtsein dieses Problems dennoch eine solche Klassifizierung erfolgt, so deshalb, weil nur auf ihrer Grundlage eine zieloptimierte Einrichtung entsprechender Programme in der Praxis möglich ist.

Grundsätzlich lassen sich zwei Bereiche der Dauerbeobachtung unterscheiden: Exemplarische Untersuchungen, die entweder der Forschung oder der Entwicklung von Methoden für einen zukünftigen praktischen Einsatz dienen und Routineprogramme mit dem Ziel der Zustandüberwachung der Umwelt. Letztere können in ein allgemeines, unspezifisches Umweltmonitoring und in ein Spektrum von Programmen zur Beobachtung einzelner, besonders wichtiger Umweltgrößen gegliedert werden (Tab. 2).

Tabelle 2

#### Bereiche der Dauerbeobachtung und Beispiele wichtiger Fragestellungen.

Zielrichtung	Bereich	Beispiele wichtiger Fragestellungen
<b>A. Ermittlung wissenschaftlicher Erkenntnisse</b>		Ablauf ökosystemarer Sukzession, Ökosystemdynamik (einschl. natürlicher „Katastrophenereignisse“ wie z. B. Überschwemmungen), Konkurrenz- und Prädationsbeziehungen, Arealodynamik von Arten, Ausbreitung und Rückgang von Arten, Wirkung von Schad- und Nährstoffen auf Arten und Ökosysteme, Langzeitwirkungen der Bodenbearbeitung, Identifikation von Indikatorparametern.
<b>B. Umwelt-Überwachungsprogramme</b>	<b>B1: Allgemeines Umweltmonitoring</b>	Erkennen auffälliger Veränderungen von Landschaft, Ökosystemen und Populationen im Sinne eines „Frühwarnsystems“ ohne die Ursache(n) im einzelnen sofort kausal bestimmen zu können.
	<b>B2: Spezifische Überwachungsprogramme</b>	<p><b>a) Gezielte Überwachung einzelner Schad- u. Nährstoffe:</b> Beobachtung von Ökosystem u. Ökosystemteilen (z. B. Arten, Boden, Grundwasser), die sich nach Untersuchung in A. als besonders sensibel erwiesen haben; Direkte Messung über physik.-chem. Meßnetze.</p> <p><b>b) Veränderungen durch Nutzungseinflüsse:</b> Nutzungsbedingte allgemeine Landschaftsveränderungen, Veränderungen durch Straßen- u. Siedlungsbau sowie wasserwirtschaftliche Maßnahmen, Auswirkung der Nutzungsintensivierung auf ausgewählte Ökosysteme; Problemkomplex Freizeit und Erholung.</p> <p><b>c) Artendynamik:</b> Abnahme und regionales Aussterben von Arten; Zunahme bestimmter Arten, einschließlich auf natürlichem Weg einwandernde und eingebürgerte Arten.</p> <p><b>d) Erfolgskontrolle von Naturschutzmaßnahmen:</b> Wirkung von Pflegemaßnahmen, Effizienz von Naturschutzprogrammen (Vertragsnaturschutz), Entwicklung von neu geschaffenen Lebensräumen an exemplarischen Beispielen, Effizienz von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen.</p>

## A. Dauerbeobachtung im Forschungsbereich

Bei vielen thematischen Überschneidungen unterscheidet sich dieser Bereich durch seinen naturwissenschaftlich-deduktiven Arbeitsansatz klar von den beiden folgenden. Die einschlägigen Vorhaben sind Forschungs- aber keine routinemäßigen Überwachungsprogramme. Aufgabe ist die Aufklärung grundsätzlicher Zusammenhänge oder methodischer Probleme an exemplarischen Beispielen (vgl. hierzu BEZZEL 1982, LIKENS 1989, MOONEY & GODRON 1983, MÜHLENBERG 1989a). Die Fragestellungen reichen vom Grundlagenbereich (z. B. Ökosystemforschung: wie verändern sich Ökosysteme im Rahmen ihrer natürlichen Dynamik) über die Ökotoxikologie (z. B. welche Langzeitwirkungen entfalten einzelne Schadstoffe in bestimmten Organismen) bis zu Problemen, die unmittelbar aus der Praxis kommen (z. B. welche Langzeitwirkungen hat die zunehmende Fragmentierung und Isolierung von Lebensräumen in Kulturlandschaften). Die Arbeitsmethode wird in den meisten Fällen die unmittelbare Messung (Beobachtung) sein. Indikatorische Methoden können in der Regel nicht eingesetzt werden. Vielmehr ist die Suche nach geeigneten Indikatoren für einen späteren Einsatz in Überwachungsprogrammen eine der Aufgaben dieses Bereiches der Dauerbeobachtung.

## B. Dauerbeobachtung als Überwachungsprogramme

Dieser Bereich dient der Überwachung des Zustandes und der Entwicklung der Umwelt. Soweit sinnvoll, können neben anthropogenen Belastungen auch natürliche Umweltparameter (z. B. klimatische, edaphische) einbezogen werden. Die Notwendigkeit einschlägiger Vorhaben ergibt sich aus dem Auftrag der Umwelt- und Naturschutzgesetze, schädigende Einflüsse auf den Menschen bzw. auf Natur und Landschaft zu verhindern. Dies ist nur möglich, wenn diese bekannt bzw. prognostizierbar sind.

In diesen Bereich fällt auch die Beweissicherung beim Betrieb potentiell umweltgefährdender Anlagen.

Im Vordergrund steht nicht der Zugewinn an wissenschaftlicher oder technischer (Methoden-) Erkenntnis, sondern der gesetzliche Handlungsauftrag für einen konkreten, räumlich und/oder sachlich begrenzten Teil der Natur. Methodisch gefordert wird in vielen Fällen ein enger Bezug zur jeweiligen Fragestellung und in der Regel eine Flächenrepräsentanz der Ergebnisse, teilweise für relativ große Bezugsgebiete. Dies kann eine tatsächlich flächendeckende Aussage sein (z. B. bei der Beobachtung von Landschaftsveränderungen mit Hilfe der Fernerkundung) oder aber Aussagen auf der Grundlage repräsentativer Stichproben.

Dieser Bereich zerfällt in zwei Teile:

### B.1 Allgemeines Umweltmonitoring

Ziel ist primär die allgemeine Beobachtung von Natur und Landschaft im Sinne des bereits oben

erwähnten unspezifischen „Frühwarnsystems“ Entwicklungstrends sollen anhand wichtiger Parameter grob charakterisiert, auffällige Veränderungen möglichst frühzeitig erkannt werden.

Hierzu sollte ein derartiges Programm zum einen die bekannten großflächig wirksamen Belastungen (z. B. Schadstoffe, Nährstoffe) im wesentlichen abdecken, zum anderen aber auch möglichst viele Informationen zur Veränderung von Landschaften (z. B. Nutzungsänderungen, Veränderungen des Biotopgefüges) liefern. Die verwendeten Parameter sollten großflächig und flächenrepräsentativ beobachtbar sein. Teilweise wird man auf unmittelbare Meßdaten (Schad- und Nährstoffe) und flächenrepräsentative Erhebung (z. B. Biotopkartierungen, Fernerkundung; vgl. hierzu z. B. AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE 1990, VUJACOVIC 1987) zurückgreifen. Soweit möglich, wird man hoch aggregierende Parameter heranziehen. Bei Bioindikatoren sind dies z. B. Arten mit hoher trophischer Position, im limnischen Bereich evtl. auch Filtrierer oder Arten mit hohen und komplexen Raumansprüchen (vgl. KINZELBACH & FRIEDRICH 1990, MÜHLENBERG 1989a). Daß man gerade bei solchen Arten eine Bestandsveränderung meist nicht unmittelbar einer bestimmten Ursache zuordnen kann, wurde bereits ausgeführt.

Programme zum allgemeinen Umweltmonitoring sollten in den einzelnen Ländern und länderübergreifend auf Bundesebene unverzüglich eingerichtet werden. Bereits z. Zt. erhobene statistische Daten zu Natur und Landschaft (vgl. z. B. UMWELTBUNDESAMT BERLIN 1989) könnten gut in ein derartiges Programm integriert werden. Daneben kann unter bestimmten Bedingungen, z. B. im Umfeld größerer Emittenten oder in den Nationalparks, ein allgemeines Umweltmonitoring auch für kleine Bezugsgebiete sinnvoll sein. Die Beobachtungsmethoden sind dann entsprechend zu verfeinern.

### B.2 Spezifische Überwachungsprogramme

In vielen Bereichen des Naturschutzes und der Landschaftspflege besteht zunehmend die Notwendigkeit, bestimmte Entwicklungen gezielt zu überwachen und, soll dies zeitlich unbegrenzt geschehen, so fallen auch solche Vorhaben in den Bereich der Dauerbeobachtung. Im Vordergrund steht hier die einzelne Fragestellung, an der sich die Beobachtungsmethode möglichst eng orientieren sollte.

Die Vielfalt unterschiedlicher Fragestellungen (Tab. 1) bedingt demzufolge ein breites Spektrum unterschiedlicher Methoden und räumlicher Zuordnung. Dies gilt insbesondere für die Verwendung von Indikatoren. Sie sollten, im Gegensatz zum vorgenannten Bereich, auf den untersuchten Ursache-/Wirkungszusammenhang möglichst spezifisch reagieren. Folgende wichtige Themenkreise seien besonders genannt:

### **a. Spezifisches Schadstoff- und Nährstoffmonitoring**

Es ergänzt den entsprechenden Bereich des allgemeinen Umweltmonitorings durch die eingehende Beobachtung einzelner Stoffe. Beobachtungsprogramme sollten vor allem für jene Stoffe und Stoffgruppen verwirklicht werden, für die bereits nach den vorliegenden Daten nachhaltige Beeinträchtigungen der Umwelt angenommen werden müssen. Für den Bereich des Naturschutzes und der Landschaftspflege kommt hier den Nährstoffen (insb. Stickstoff und Phosphor) besondere Bedeutung zu. Zur Beobachtung der einzelnen Stoffe und bezogen auf die jeweilige Fragestellung sind unterschiedliche Erfassungsmethoden und oft sicherlich auch räumlich abweichende Konfigurationen der Probenahme erforderlich. Flächendeckende Aussagen für große Bezugsgebiete werden wegen des hohen Aufwandes nur in wenigen Fällen zu erreichen sein. Erfolgversprechender ist die Beobachtung in repräsentativen Probestandorten und/oder die Untersuchung jener Objekte (Arten/Ökosysteme), auf die besonders schwerwiegende Wirkungen des jeweiligen Stoffes zu erwarten sind.

### **b. Dauerbeobachtung anderer Nutzungseinflüsse**

Auch alle übrigen Formen menschlicher Nutzung können die Natur – unabhängig von stofflichen Einträgen – mehr oder weniger stark belasten. Für viele Formen der Erholungsnutzung sind die Schäden inzwischen nicht mehr zu bestreiten, aufgrund bisher fehlender Daten allerdings auch nicht zu quantifizieren (vgl. z. B. PLACHTER 1991, PUTZER 1989). Gleiches gilt aber auch für die traditionellen Formen der Landnutzung. Moderne Bewirtschaftungsverfahren in der Landwirtschaft verändern die Böden ebenso wie die auch heute noch übliche Anpflanzung bestimmter Baumarten in forstlichen Monokulturen. Die nutzungsbedingten Veränderungen des Biotopgefüges und insbesondere der Verlust hochwertiger Lebensräume bedürfen dringend einer besseren, statistisch abgesicherten Dokumentation, eine Aufgabe, die durch einmalige Inventarisierung offenkundig nicht geleistet werden kann.

Ein besonderes Problem, das in den Aufgabenbereich der Dauerbeobachtung hineinreicht, sind Nutzungsänderungen in nutzungsgeprägten oder anthropogenen Lebensräumen (z. B. Intensivierung von Schafbeweidung auf Halbtrockenrasen, Intensivierung der Grünlandnutzung). Ein Teil der hier anstehenden Fragestellungen kann wohl über die vorgenannten Bereiche, z. B. in Form exemplarischer Langzeituntersuchungen oder im Rahmen einer flächendeckenden Landschaftsbeobachtung abgedeckt werden. Für bestimmte Fragestellungen wird aber auch hier ein spezifisches Monitoring anzustreben sein.

### **c. Monitoring der Artendynamik**

Eine der augenfälligsten Wirkungen der Belastung der Natur durch den Menschen ist der Rückgang von Arten, wie er in Roten Listen

dokumentiert ist. Die gegen die z. Zt. vorliegenden Listen bestehenden Bedenken hinsichtlich einer unsicheren Datengrundlage können nur durch zusätzliche Untersuchungen behoben werden. Hierzu sind aufgrund der erheblichen Fluktuationen, denen Populationen natürlicherweise unterliegen können, langfristige Beobachtungsreihen unverzichtbar (FROBEL & BECK 1982, REICHHOLF 1986a, 1988b, 1988). In seiner Gesamtheit sollte ein solches Monitoringprogramm zeitlich unbegrenzt angelegt sein. Da auf Grund ihrer großen Zahl bei weitem nicht alle gefährdeten Organismenarten in das Programm einbezogen werden können, sind Auswahlkriterien für vorrangig zu beobachtende Arten zu entwickeln (vgl. z. B. PLACHTER 1991).

Ebenfalls berücksichtigt werden könnten in diesem Programm Arten mit auffälliger Ausbreitungstendenz, einschl. einiger neu eingeführter Arten (mögliche Beeinträchtigungen von Ökosystemen z. B. bei etlichen Neophyten; vgl. KOWARIK & SUKOPP 1986b).

### **d. Erfolgskontrolle von Naturschutzmaßnahmen**

Die Organe des Naturschutzes und der Landschaftspflege (Naturschutzbehörden und -verbände) führen in zunehmendem Maße eigene Maßnahmen durch. Hinzu kommen Naturschutzmaßnahmen anderer Behörden und der Kommunen sowie Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen im Zuge von Eingriffen. Schließlich legt die Landschaftsplanung und neuerdings eine eigenständige Naturschutzplanung (z. B. in Form von Arten- und Biotopschutzprogrammen; PLACHTER 1987, 1989a) in großem Umfang Maßnahmen i. S. von Naturschutz und Landschaftspflege fest. Das Spektrum reicht von der Unterschutzstellung oder dem Ankauf von Gebieten über den sogenannten „Vertragsnaturschutz“ (Nutzungsvereinbarungen mit Landwirten) bis hin zur Neuschaffung von Lebensräumen und unterschiedlichsten Pflegemaßnahmen.

Obleich viele dieser Aktivitäten wegen ihres akuten Handlungsbedarfs auf einer ungenügenden Wissensgrundlage über die Erfolgsaussichten in die Wege geleitet werden (vgl. Effizienz bestehender Schutzgebietssysteme; HAARMANN et al. 1983, HAARMANN & PRETSCHER 1988, PLACHTER 1985, WITTIG 1983) werden sie nur selten von wissenschaftlichen Untersuchungen ausreichend begleitet. Eine umfassende Erfolgskontrolle von Naturschutzmaßnahmen wäre aber nicht nur aus fachlichen (verbessertes Wissen für künftige Maßnahmen), sondern auch aus verwaltungstechnischen Gründen dringend erforderlich. Schließlich binden solche Maßnahmen einen großen Teil der personellen und finanziellen Kapazität des Naturschutzes, so daß über ihre Wirksamkeit zumindest grobe Vorstellungen existieren sollten. Ein Teil der nötigen Untersuchungen ist zeitlich begrenzt, ein anderer kann über Langzeitforschungsvorhaben abgedeckt werden. Für den Rest, und dies gilt vor allem für Neuschaffungs- und Pflegemaßnahmen wird man ohne spezifische Überwachungspro-

gramme aber kaum auskommen. Entsprechende Ansätze finden sich zur Zeit vor allem im Bereich des Vertragsnaturschutzes (BEINTEMA 1983, HOLZ 1988, NATURSCHUTZZENTRUM NORDRHEIN-WESTFALEN 1988, NITSCHKE 1989, OTTE et al. 1988, RITSCHEL-KANDEL 1988, VOGEL 1988, WOIKE 1988).

### 4.3 Entwicklung und Optimierung der Methoden

Bei der Dauerbeobachtung im Forschungs- und Entwicklungsbereich wird man die Arbeitsmethoden i.d.R. im Rahmen der Konzeptphase des einzelnen Vorhabens festlegen. Allgemeine Empfehlungen sind hier nicht möglich. Anders im Bereich der Umweltüberwachung: Sollen Vorhaben hier demnächst begonnen werden oder bereits laufende Programme allmählich in ein komplexeres System integriert werden, so sind methodische Entscheidungen unverzüglich zu treffen und aufgrund ihrer Tragweite auf eine möglichst breite Basis fachlicher Akzeptanz zu stellen. Fehlentscheidungen sind oft nur mit großem Aufwand oder langfristig korrigierbar, die Ergebnisse mangelhafter Programme der Umweltüberwachung können zu Mißinterpretationen führen.

Es darf nicht übersehen werden, daß für viele Fragestellungen der Dauerbeobachtung ausgereifte Methodenvorschläge noch nicht vorliegen. Eine deutliche Ausweitung der diesbezüglichen Forschung ist vorrangig (vgl. Kap. 5). Umgekehrt sind aber etliche Methoden verfügbar, mit deren Hilfe bestimmte Umweltgrößen ausreichend bestimmt werden können. Es ist zielführend zu prüfen, auf welche Fragestellungen diese Methoden Antworten erwarten lassen und hier mit dem Aufbau eines komplexen Dauerbeobachtungssystems zu beginnen. Grundsätzlich sind folgende Datentypen verfügbar bzw. verhältnismäßig einfach verfügbar zu machen:

#### A. Daten aus unmittelbaren Meßverfahren

- Physikalische oder chemische Messung einzelner Größen
- Daten aus flächenrepräsentativen Kartierungen (z. B. Biotop-, Arten- oder Landnutzungskartierungen)
- Daten aus der Fernerkundung (Luftbild- und Satellitenbilddauswertung)
- Daten über Organismen, soweit sich die Fragestellung auf diese bezieht (z. B. bei der Erfolgskontrolle von Artenhilfsmaßnahmen).

#### B. Daten aus mittelbaren (indikatorischen) Meßverfahren

- Daten aus A mit indikatorischer Funktion für eine größere Anzahl hiervon abhängiger Parameter (z. B. Summe der Randlinien in einem Landschaftsausschnitt als Maß für die Strukturdiversität der Landschaft oder demoskopische Daten über das Freizeitverhalten der Bevölkerung als Maß für die Belastung wertvoller Lebensräume)

- Komplexe, abgeleitete Größen (z. B. Erosionsneigung eines Gebietes, Artendiversität, tier- und pflanzensoziologische Größen, Saprobiegrad)
- Tier- und Pflanzenarten mit indikatorischer Funktion.

Besonders wertvolle Daten über vergangene Zustände können mitunter aus historischen Quellen (altes Kartenmaterial, Sedimente, Organismenproben) abgeleitet werden.

Es versteht sich eigentlich von selbst, daß nicht nur die für die jeweilige Fragestellung geeignetsten Methoden zur Anwendung gelangen sollten, sondern daß auch Redundanz von Ergebnissen angesichts des mit jedem zusätzlichen Programm verbundenen Aufwandes möglichst vermieden werden sollte. Diese Randbedingungen werden in der derzeitigen Methodendiskussion nicht ausreichend beachtet, was seinen Grund wahrscheinlich darin hat, daß weniger die geeignetste Methode zu einer bereits festliegenden, gut definierten Fragestellung gesucht wird, sondern umgekehrt über die Einsatzbereiche einer verfügbaren, anscheinend für die Dauerbeobachtung geeigneten Meßmethode diskutiert wird. Das Problem läßt sich am Beispiel des Einsatzes vegetationskundlicher Dauerbeobachtungsflächen exemplarisch veranschaulichen.

Zur Aufnahme pflanzensoziologischer Sachverhalte sind ausgereifte Feldmethoden verfügbar. Sie arbeiten mit Stichproben, die auf einer repräsentativen Serie von Probeflächen oder auf linearen Transekten ermittelt werden. Es lag nahe, diese Methoden auf ihre Verwendbarkeit in der Dauerbeobachtung zu überprüfen und hieraus operable Handlungsanweisungen für die Praxis abzuleiten. Solche liegen inzwischen vor und sind von großer Bedeutung für einzelne Fragestellungen der Dauerbeobachtung (PFADENHAUER et al. 1986). Die Grundmethode ist aber gleich geblieben: Bestimmt werden vegetationskundliche Veränderungen (gewöhnlich beschränkt auf die Blütenpflanzen der Krautschicht) und der Einsatzbereich in der Dauerbeobachtung muß demzufolge auf Einflußgrößen beschränkt sein, die sich in vegetationskundlichen (bzw. oft nur in pflanzensoziologischen) Veränderungen niederschlagen und die durch solche ausreichend indizierbar sind. Beispiele sind verschiedene Formen der natürlichen ökosystemaren Sukzession (bereits problematisch: Gehölzbestände), bestimmte Formen der Landnutzung und der Pflege oder Veränderungen des Nährstoffhaushalts durch atmosphärische Immissionen. Ungeeignet ist die Methode – zumindest bei vertretbarem Aufwand – dagegen für fast alle Fragestellungen auf landschaftsökologischem Niveau (z. B. „Biotopturnover“, Nutzungswandel, „Landschaftsgefüge“) und für alle punktuell oder kleinflächig auf die Vegetationsdecke wirkenden Einflüsse wie z. B. bestimmte Formen der Pflege (Entbuschung von Magerrasen, Neuschaffung kleinflächiger Habitate usw.) oder die meisten Formen der Erholungsnutzung.



Auch auf Nährstoffveränderungen reagiert die Vegetation auf Gesellschaftsebene mitunter relativ träge, während sich Raumstruktur und Dominanzgefüge als gerade für Tiere wichtige Habitatrequisiten bereits vorher deutlich verändert haben. Eine Alternative kann hier – ebenso wie in anderen Bereichen – die Verwendung von Zeigerarten sein, doch ist auch hier eine vorsichtige, differenzierte Interpretation angezeigt (KOWARIK & SEIDLING 1989). Grundsätzliche Probleme bestehen in limnischen und in ausgesprochen heterogenen Ökosystemen (hoher Aufwand für repräsentative Stichprobe). Aus dem gleichen Grund dürfte es illusorisch sein, alle ca. 80 terrestrischen Ökosystemtypen Deutschlands mit repräsentativen, statistisch ausreichenden Stichproben über vegetationskundliche Dauerbeobachtungsflächen ausreichend abzudecken.

Die Verfügbarkeit einer ausgereiften Methode führte zu Versuchen, auch andere Verfahren der Dauerbeobachtung in ihrer räumlichen Konfiguration an die der vegetationskundlichen Dauerbeobachtung anzupassen. Bei der direkten Messung von Einflußgrößen (Klima, Immissionen etc.), aber auch bei vielen bodenkundlichen Fragen bestehen hierfür noch vergleichsweise günstige Voraussetzungen. Für alle Fragestellungen, die sich mit großräumigen Zusammenhängen beschäftigen und für die meisten zoologischen Arbeitsmethoden im Rahmen der Dauerbeobachtung scheidet hingegen eine räumliche Deckung mit vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsflächen und -transekten aus. Bei letzteren sollte, im übrigen ebenso wie bei manchen botanischen Fragestellungen, der von der Population bzw. Metapopulation genutzte Lebensraum die räumliche Bezugsgröße sein (SOULÉ 1987).

#### 4.4 Der Beitrag der Zoologie

Gerade die Möglichkeiten zoologischer Untersuchungen sind im Rahmen von Umwelt-Überwachungsprogrammen bei weitem noch nicht ausgeschöpft. Indizierende Parameter können hier einzelne Arten, ganze Artengruppen oder abgeleitete Größen (z. B. Diversität) sein. Die Diskussion über Existenz und Struktur von Tiergesellschaften ist noch zu heterogen, als daß sie bereits als Größen von Routine-Überwachungsprogrammen empfohlen werden könnten.

Generelle Vorteile tierischer Indikatoren für bestimmte Fragestellungen sind bei allerdings grob vereinfachter Darstellung:

- Eine mitunter sehr hohe Sensibilität und Spezifität für bestimmte Belastungen;
- Gute Tauglichkeit in Bereichen, in denen botanische Parameter von vorneherein ausscheiden (z.B. optische oder akustische Belastungen);
- Eine vergleichsweise rasche Reaktion auf Veränderungen bestimmter Belastungen, die sich z. B. in Ab- oder Zuwanderung von Individuen und bei kurzer Generationsfolge in der Populationsgröße niederschlägt;

- Die Integration über große Räume bei Tierarten mit hohem Flächenanspruch und/oder komplexen Habitatansprüchen;
- Die hohe Indikationsfähigkeit mancher Arten für die Gesamtbelastung von Ökosystemen und Landschaftsausschnitten. Tiere spielen deshalb neben Meßdaten im allgemeinen Umweltmonitoring eine zentrale Rolle.

Die Nachteile tierischer Indikatoren stehen häufig im Zusammenhang mit methodischen Problemen:

- Tiere sind oft verhältnismäßig schlecht nachweisbar. Quantitative Aussagen zur Bestandsgröße, wie sie gerade in der Dauerbeobachtung unumgänglich sind, erfordern – mit wenigen Ausnahmen – einen sehr hohen Aufwand;
- Tiere unterliegen oft sehr großen natürlichen Bestandsfluktuationen (es wäre allerdings zu prüfen, ob dies nicht auch bei den meisten Pflanzen der Fall ist). Eine Trennung natürlicher und anthropogener, also belastungsbedingter Bestandsveränderungen ist in vielen Fällen schwierig;
- Tiere sind zu aktivem Ortswechsel befähigt. Im Sinne der o. g. Gesichtspunkte kann dies ein Vorteil sein. Es kann aber auch das gesamte Meßprogramm in Frage stellen, wenn die beobachtete Art wegen Abwanderung im Untersuchungsgebiet nicht mehr zur Verfügung steht. Außerdem schließt der kleinräumige Ortswechsel, den die meisten Arten als Reaktion auf klimatische Einflüsse wohl regelmäßig ausführen, punktuelle Stichprobenverfahren zur Beobachtung weitgehend aus.

Zusammengefaßt läßt sich zur Verwendung von Tieren bei der Dauerbeobachtung sagen:

1. Viele Tiere sind enger eingemischt als Pflanzen und stellen differenziertere Ansprüche an ihre Umwelt. Sie sind für verschiedene Fragestellungen der spezifischen Umweltüberwachung besonders geeignet.
2. Andere Arten bieten aufgrund ihrer komplexen Umweltansprüche oder eines hohen Raumbedarfs günstige Voraussetzungen für einen Einsatz im allgemeinen Umweltmonitoring.
3. Die Beobachtung allein von Arten oder aggregierten zoologischen Parametern führt oft zu schwer interpretierbaren Ergebnissen. Zusätzlich sollten deshalb klimatische Daten und wichtige Größen des Lebensraumes aufgenommen werden (z. B. Zusammensetzung der Vegetation, Raumstruktur, Art und Verteilung einzelner Habitate, standörtliche Verhältnisse). Die Aufnahme von Tieren kann auch aus diesem Grund nicht isoliert, sondern nur im Rahmen komplexer Beobachtungsprogramme diskutiert werden.
4. Zu den einzelnen Arten/Artengruppen sind meist quantitative Daten (Abundanz) erforderlich.
5. Aufgrund des vergleichsweise hohen Aufwandes sollten Tiere vor allem in jenen Bereichen der Dauerbeobachtung zum Einsatz kommen, in denen über andere, leichter handhabbare Para-

meter keine äquivalenten Informationen zu erwarten sind.

6. Die Methoden der Pflanzensoziologie sind für die zoologische Dauerbeobachtung kaum geeignet, da

- nach wie vor unklar ist, ob Tiergesellschaften im Sinne der Pflanzensoziologie überhaupt definiert und im Gelände mit vertretbarem Aufwand angesprochen werden können;
- die spezifische Raum-Zeit-Einbindung von Tieren andere Aufnahmemethoden erfordert.

Grundeinheit der zoologischen Bioindikation sollte deshalb die Population (Metapopulation) sein.

7. In der Diskussion über indizierende Parameter sollte unterschieden werden zwischen:

- wertneutralen Klassifizierungssystemen (die Pflanzensoziologie ist ein solches System)
- Parametern zur Bewertung des Ist-Zustandes von Ökosystemen und Landschaften;
- Parametern zur Beschreibung (und ggfs. Bewertung) von Veränderungen von Ökosystemen und Landschaften;

Nur letztere sind für die Dauerbeobachtung geeignet.

### 5. Dauerbeobachtung als komplexes Problem

Wie gezeigt wurde, ist die Dauerbeobachtung im Bereich des Umweltschutzes, einschließlich Naturschutz und Landschaftspflege, eine komplexe, querschnittsorientierte Aufgabe.

#### Zu beachten sind:

a. Anthropogene Einflüsse wie stoffliche Einträge, die Landnutzung, verschiedene Formen der Bautätigkeit, Belastungen durch Freizeit und Erholung, Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege (Pflege, Neuschaffung etc.).

#### Diese wirken auf:

b. Die Ökosystemkompartimente Mensch, Tier- und Pflanzenarten, Wasser (Still-, Fließ-, Grundwasser, Meer), Boden und Luft.

#### Hieraus ergibt sich:

c. Eine Vielzahl von Ursache-/Wirkungspaaren, die alle mit spezifischen Parametern erfaßt werden müßten. Eine isolierte Betrachtung einzelner Ursache-/Wirkungspaare ist aufgrund synergistischer Effekte und der gegenseitigen Abhängigkeit der Kompartimente von Ökosystemen oft nur bedingt zielführend.

#### Zu unterscheiden sind:

d. Forschungs- und Entwicklungsvorhaben, die im Bereich der Dauerbeobachtung u. a. der Entwicklung operabler Methoden für Routineprogramme dienen sollten und unbefristete Programme der Umweltüberwachung.

#### Eine weitere Voraussetzung ist:

e. die ausreichende Trennung natürlicher (Sukzession, Bestandsfluktuationen) und belastungsbedingter Ökosystemveränderungen.

#### Für die Dauerbeobachtung stehen:

f. nur teilweise ausgereifte Meß- bzw. Beobachtungsmethoden zur Verfügung.

### Die bei den einzelnen Parametern abweichenden Meßmethoden erfordern:

g. eine unterschiedliche räumliche Abmessung und Konfiguration der Meßstellen, Probeflächen usw. Diese reichen von einzelnen Meßpunkten (z.B. physikalische Meßdaten) bis zu ganzen Landschaftsräumen (z.B. Tendenzen des Nutzungswandels).

#### Besonders vernachlässigt wurde bisher:

h. Die Dauerbeobachtung für Fragestellungen des Naturschutzes und der Landschaftspflege.

Aus dem Aufwand für bereits funktionierende Teilprogramme der Dauerbeobachtung (Ökotoxikologie, Gewässergüteaufsicht) kann abgeleitet werden, daß ein umfassendes Umweltüberwachungssystem, das die genannten Bereiche im wesentlichen abdeckt, z. Zt. weder finanzierbar noch mit den vorhandenen Personalkapazitäten realisierbar sein wird. Des weiteren stehen einem solchen System erhebliche Wissenslücken über ökosystemare Zusammenhänge und gravierende methodische Defizite entgegen. Beides ist kurzfristig nicht behebbar.

Dennoch besteht vorrangiger Bedarf, Rahmenkonzepte für eine querschnittsorientierte Umweltüberwachung zu entwickeln und auf Bundes- und Landesebene zu implementieren. Nur so ist gewährleistet, daß einzelne Programme, die jetzt begonnen werden, später reibungslos in ein umfassenderes Überwachungssystem integriert werden können. Der Bedarf hierfür ist groß, wie die Vielzahl inzwischen vorliegender Projektskizzen und vor allem im Bereich der Ökotoxikologie bereits gewonnener Vorhaben zeigt (vgl. hierzu auch Tab. 3).

Bis solche Rahmenkonzepte vorliegen, sollten weitere Programme nur begonnen werden, wenn folgende Fragen ausreichend beantwortet sind:

1. Ist die Fragestellung, bezogen auf das gesamte Spektrum der Aufgaben der Dauerbeobachtung im Umweltschutz (in Naturschutz und Landschaftspflege) prioritär?
2. Welchem Bereich der Dauerbeobachtung (Forschung und Entwicklung, allgemeines oder spezifisches Umweltmonitoring) ist das Projekt zuzuordnen?
3. Wurden aus den verfügbaren Methoden und Parametern jene ausgewählt, die das günstigste Verhältnis von Aufwand und Aussagewert erwarten lassen?
4. Ist ein langfristiger Betrieb des Projektes durch geeignetes Personal gesichert? In der Regel wird man hierzu auf hauptamtliches Personal zurückgreifen müssen, auch wenn ehrenamtliche Mitarbeiter wichtige Teilbeiträge leisten können. Gründe für die „Professionalisierung“ der Dauerbeobachtung sind:
  - die hohen Anforderungen an Qualität und Homogenität der Daten,
  - die enge räumliche und zeitliche Bindung der Datenaufnahme
  - die Langfristigkeit der Vorhaben.

Tabelle 3

**Eignung der Daten aus den im Text genannten, bereits laufenden Vorhaben für die verschiedenen Fragestellungen der Dauerbeobachtung.**

++ = Daten können überwiegend oder vollständig verwendet werden, ○ = Daten können nur bedingt oder nach Anpassung der Methoden verwendet werden, - = nicht geeignet; 1) = nur bei Wiederholungskartierungen nach gleichen Methoden, 2) = nicht auf landschaftlicher, sondern nur auf ökosystemarer Ebene.

Laufende/vorgeschlagene Projekte	DB im Forschungsbereich	Allgem. Umweltmonitoring	Spezifisches Umweltmonitoring			
			Ausgew. Schad-/Nährstoffe	andere Nutzungseinflüsse	Arten-dynamik	Erfolgskontrolle Naturschutzmaßnahmen
Schadstoffmonitoring (bestehend)	○	++	○			
Schadstoffmonitoring in Probestandorten nach LEWIS et al. (1989)	++	++	++		○	
Waldschadenserhebung (bestehend)	++	++	○			
Erfassung Europäischer Wirbelloser	++	++		○	++ <sup>1)</sup>	○ <sup>1)</sup>
MRI-Programm	++	++			++	○
Internationale Wasservogelzählung	++	++			++	○
Rothamsted Insect Survey (nach Übertragung auf Mitteleuropa)	++	++			++	
Regionale Artenkartierungen	○ <sup>1)</sup>	○ <sup>1)</sup>			++ <sup>1)</sup>	○ <sup>1)</sup>
Beobachtung ausgewählter bedrohter Arten	++	○ <sup>1)</sup>			++ <sup>1)</sup>	++ <sup>1)</sup>
Zielarten nach MÜHLENBERG (1989a, b)	○ <sup>1)</sup>	○ <sup>1)</sup>			++ <sup>1)</sup>	++ <sup>1)</sup>
Vegetationskundl. Dauerbeobachtungsflächen und Transekte:						
a) Pflanzen	++	○	++ <sup>2)</sup>	○ <sup>2)</sup>		○
b) Tiere	○	○	++ <sup>2)</sup>	○	○ <sup>2)</sup>	○

5. ist die räumliche Konfiguration der Beobachtungs-/Meßstellen, Beobachtungsflächen etc. koinzident mit vergleichbaren, bereits laufenden Vorhaben in benachbarten Gebieten?

Wie gezeigt wurde, kann den verschiedenen Fragestellungen der Dauerbeobachtung nicht in einem einzigen, sondern nur in mehreren unterschiedlichen räumlichen Bezugssystemen nachgegangen werden. Unterschieden werden können folgende räumliche Ebenen:

a. Flächendeckende oder flächenrepräsentative Datenerhebung in großen, heterogenen, meist politisch abgegrenzten Gebieten (weltweit, Gebiet der EG, Staaten, Länder etc.).

b. Repräsentiv verteilte, heterogene Landschaftsausschnitte (Testräume mit bestimmten Eigenschaften z. B. typische Landschaftsstruktur, Naturnähe, kontrollierbare Nutzung). Die Abgrenzung solcher Räume wird sich i. d. R. an naturräumlichen Kriterien, an der Nutzungs-

struktur oder an pragmatischen Vorgaben (z. B. vorgegebene Grenzen von Nationalparks) orientieren.

c. Landschaftsausschnitte, die sich in der Abgrenzung an artbezogenen Kriterien orientieren. Ziel ist die Beobachtung einzelner (Meta) – Populationen ausgewählter Arten.

d. Repräsentative Stichproben aus den Ökosystemen bzw. Biotopen eines bestimmten Typs in einem bestimmten Bezugsgebietes (z. B. Kalkmagerrasen eines Naturraumes oder Moore eines Bundeslandes).

Beobachtungsmethoden und Fragestellungen, die den verschiedenen Ebenen zugeordnet sind, können Tab. 4 entnommen werden.

Einen Sonderfall stellen Dauerbeobachtungsprogramme im Zusammenhang mit einzelnen Eingriffen oder mit dem Betrieb von Industrieanlagen dar. Der für die Beobachtung relevante Raum

Tabelle 4

**Räumliche Ebenen der Dauerbeobachtung für Naturschutz und Landschaftspflege**, Beispiele für die einzelnen Ebenen geeigneter Erhebungsmethoden und relevanter Fragestellungen.

Räumliche Ebene	Auswahl geeigneter Erhebungsmethoden	Beispiele relevanter Fragestellungen
<b>Großraum</b> (z. B. Europa, BRD, Bundesland)	Periodische Rasterfeldkartierungen von Arten und Ökosystemen; Lichtfallennetze; Quantitative Beobachtung ausgewählter Arten; Schadstoff-Meßnetze; Satellitenbildauswertung; Gewässergüteaufsicht; Bodenkataster	Allgemeines Umweltmonitoring; Teile des spezifischen Schad- u. Nährstoffmonitorings sowie der Beobachtung der Artendynamik; Landschafts- und Nutzungsänderungen
<b>Repräsentative Landschaftsräume</b>	Ökosystemanalyse; Periodische Biotopkartierungen (verfeinert); Quantitative Beobachtung ausgewählter Arten; Verdichtete Schad- und Nährstoffmeßnetze; Luft- und Satellitenbildauswertung	Ökosystem- und Sukzessionsforschung; Zusatzinformationen für allgemeines Umweltmonitoring; Teile des spezifischen Schad- und Nährstoffmonitorings; Landschafts- und Nutzungsänderungen; Erfolgskontrolle bestimmter Naturschutzmaßnahmen
<b>(Meta-) Populationen ausgewählter Tier- und Pflanzenarten</b>	Periodische, quantitative Arten erfassungen	Artendynamik; Teile des spezifischen Schad-u. Nährstoffmonitorings; Forschung: Reaktion von Arten auf Lebensraumveränderungen; Erfolgskontrolle von Artenhilfsmaßnahmen
<b>Stichproben einzelner Ökosysteme bzw. Biotope</b>	Detaillierte Vegetations- u. Artenkartierungen; vegetationskundl. Dauerbeobachtungsflächen u. -transekte; physik.-chem. Meßstellen; Bodenprobenstellen; Standard. Photographie; Luftbildauswertung	Sukzessionsforschung; Erfolgskontrolle von Pflegemaßnahmen; Belastungen durch Schad- und Nährstoffe sowie Erholungsnutzung; Nutzungsänderungen

solcher Beweissicherungen ist entweder das Planungsgebiet, einschließlich des Gebietes, in dem Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen durchgeführt wurden, oder das von möglichen betriebsbedingten Emissionen betroffene Gebiet. Für diesen gilt die dargestellte räumliche Hierarchie sinngemäß: ein Teil der Datenerhebung wird auf der gesamten Fläche erfolgen, ein anderer in ausgewählten Testgebieten, ein dritter lediglich auf ausgewählten Flächen bestimmter Ökosystemtypen.

Werden diese Randbedingungen ausreichend beachtet, so ist die Bearbeitung von Teilaspekten der Dauerbeobachtung bereits zum jetzigen Zeitpunkt nicht nur sinnvoll, sondern in Anbetracht der aktuellen Umweltschäden und Belastungen sogar unverzichtbar. Eine Entscheidung darüber, welche Projekte prioritär begonnen werden sollten, kann im Rahmen dieses Aufsatzes nicht getroffen werden. Hierfür sind auch verwaltungstechnische und organisatorische Vorgaben auf Bundes- und Landesebene zu beachten.

## 6. Zusammenfassung

Die zeitlich unbefristete Beobachtung bestimmter Umweltparameter liefert wichtige Informationen über den Zustand und die durch natürliche oder anthropogene Belastungen bedingten Entwicklungen von Ökosystemen. Dauerbeobachtung (Monitoring) wurde allerdings, v. a. in Mitteleuropa, bisher überwiegend oder ausschließlich bezogen auf den Problembereich stofflicher Belastungen (Immissionen) diskutiert. Auch in ande-

ren Bereichen des Umweltschutzes ist die Dauerbeobachtung aber von zentraler Bedeutung. Dies gilt in besonderem Maß für den Naturschutz und die Landschaftspflege.

Unterschieden werden können unbefristete Forschungs- und Entwicklungsvorhaben mit exemplarischem Charakter und Umwelt-Überwachungsprogramme. Hier können ein allgemeines Umweltmonitoring mit „Frühwarncharakter“ und verschiedene Projekte einer spezifischen, auf einzelne Fragestellungen bezogenen Dauerbeobachtung definiert werden. Wichtige Aufgaben des spezifischen Monitorings in Naturschutz und Landschaftspflege sind die Beobachtung besonders problematischer Schad- und Nährstoffe, von Nutzungseinflüssen, ausgewählter Arten und die Erfolgskontrolle von Naturschutzmaßnahmen.

Jede Fragestellung bedarf einer spezifischen Aufnahmemethode und eines spezifischen Satzes von Umweltparametern. Dies ist u. a. bei der Anzahl von Indikatoren zu beachten.

Für viele Bereiche der Dauerbeobachtung fehlen heute ausgereifte Methodenvorschläge. Im Rahmen eines komplexen fachübergreifenden Konzeptes sollten aber einzelne Fragestellungen der Dauerbeobachtung unverzüglich begonnen werden.

## 7. Literaturverzeichnis

AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (Hrsg.) (1990): Einsatzmöglichkeiten der Fernerkundung in der Landschaftsökologie. – Laufener Seminarbeitr. 1/90: 84 S. Laufen/Salzach.

- ARNDT, U., NOBEL, W. & SCHWEITZER, B. (1987):  
Bioindikatoren – Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. – 388 S.; Stuttgart (Ulmer Verl.).
- BEINTEMA, A.J. (1983):  
Meadow birds as indicators. – Environm. Monit. and Assessm. 3: 391-398.
- BERTHOLD, P. (1989):  
Zur Bestandsentwicklung mitteleuropäischer Vogelarten – Ergebnisse aus dem MRI-Programm. – Schr. R. Bayer. Landesamt für Umweltschutz 92: 71-86.
- BERTHOLD, P., FLIEGE, G., QUERNER, M. & WINKLER, H. (1986):  
Die Bestandentwicklung von Kleinvögeln in Mitteleuropa: Analyse von Fangzahlen. – J.Orn. 127: 144-155.
- BEZZEL, E. (1982):  
Vögel in der Kulturlandschaft. – 350 S.; Stuttgart (Ulmer Verl.).
- BICK, H. (1982):  
Bioindikation und Umweltschutz. – Decheniana, Beih. 26: 2-5.
- BLAB, J. (1988):  
Bioindikation und Naturschutzplanung. Theoretische Anmerkungen zu einem komplexen Thema. – Natur u. Landschaft 63: 147-149.
- BOTKIN, D.B., CASWELL, M.E., ESTES, J.E. & ORIO, A.A. (Hrsg.) (1989):  
Changing the global environment. – 459 S.; Boston (Academic Press).
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1989):  
Waldzustandsbericht. Ergebnisse der Waldschadenserhebung 1989. 94 S.; Bonn.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR FORSCHUNG UND TECHNOLOGIE (1988):  
Umweltprobenbank. Bericht und Bewertung der Pilotphase. – 158 S.; Berlin etc. (Springer Verl.).
- EIDMANN, H. & KÜHLHORN, F. (1970):  
Lehrbuch der Entomologie. – 633 S.; Hamburg, Berlin (Parey Verl.).
- ELLENBERG, H. (1985):  
Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß von Düngung und Immissionen. – Schweiz. Z. Forstwesen 136: 19-39.
- ELLENBERG, H., DIETRICH, J., GAST, F., HAHN, E. & MAY, R. (1985):  
Vögel als Biomonitoren für die Schadstoffbelastung von Landschaftsausschnitten – Ein Überblick. – Z. Jagdwiss. 31: 22-33.
- FRANZ, H.P. & d'OLIERE-OLTMANN, W. (1989):  
Der Einfluß des Menschen auf Hochgebirgsökosysteme. Fachbericht Zoologie, Teil. A. – 39 S., Berchtesgaden.
- FROBEL, K. & BECK, P. (1982):  
Langfristige Änderung des Vogelbestandes im Landkreis Coburg (Nordbayern). – Ökol. Vögel 4: 67-79.
- FUNKE, W. (1986):  
Tiergesellschaften im Ökosystem „Fichtenforst“ (Protozoa, Metazoa-Invertebrata) – Indikatoren für Veränderungen in Waldökosystemen. – 150 S.; Forschungsbericht Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH.
- FUNKE, W. (1990):  
Tiere als Indikatoren von Veränderungen in unserer Umwelt. – Inform.zentr. Umweltschutz 6: 1-20 (= Tagungsbd. „Bioindikatoren“), Graz.
- HAARMANN, K. & PRETSCHER, P. (1988):  
Naturschutzgebiete in der Bundesrepublik Deutschland. – Naturschutz aktuell Nr. 3: 182 S.; Greven (Kilda Verl.).
- HAARMANN, K., PRETSCHER, P. & SAUER, M. (1983):  
Bestandsaufnahme ökologischer, naturgeschichtlicher und landeskundlicher Daten aus Schutzgebieten und deren Auswertung zur Verbesserung des Gebiets-schutzes. – Jahresbericht 1982 der BFANL, 30 S.; Bonn.
- HELLAWELL, J.M. (1986):  
Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. – 546 S.; London u. New York (Elsevier Publ.).
- HOLZ, B. (1988):  
Die landschaftsökologische Bedeutung der Ackerrandstreifenprogramme. – Schr.R. Bayer. Landesamt Umweltsch. 84: 245-261. (= Beitr. zum Artenschutz 7).
- INSTITUT FÜR VOGELKUNDE (1987):  
Brutbestand des Graureihers in Bayern 1986. – Vogel-schutz 2/87: 11.
- JEDICKE, E. (1990):  
Biotopverbund. – 254 S.; Stuttgart (Ulmer Verl.).
- JENKINS, D.W. (1971):  
Global biological monitoring. – In: MATTHEWS, W.H. (Hrsg.): Man's impact on terrestrial and oceanic ecosystems, S. 351-370; Cambridge (Mass.).
- KAULE, G. & ELLENBERG, H. (1985):  
Ursachen und Folgen der Arten-Dynamik in Mitteleuropa, dargestellt und diskutiert am Beispiel des Saarlandes. – Verh. zool.-bot.Ges. Österreich 123: 175-198.
- KAULE, G., SCHALLER, J. & SCHÖBER, H.-M. (1978):  
Auswertung der Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern. Allgemeiner Teil – Außer-alpine Naturräume. – Schr.R. Schutzwürdige Biotope in Bayern 1: 154 S.; München.
- KINZELBACH, R. & FRIEDRICH, G. (Hrsg.) (1990):  
Biologie des Rheins. – 495 S.; Stuttgart und New York (G. Fischer Verlag).
- KLÖTZLI, F. (1989):  
Ökologie. – 400 S.; Stuttgart (G. Fischer Verl.).
- KOWARIK, I. & SEIDLING, W. (1989):  
Zeigerwertberechnungen nach Ellenberg – Zu Problemen und Einschränkungen einer sinnvollen Methode. – Landschaft + Stadt 21: 132-143.
- KOWARIK, I. & SUKOPP, H. (1986b):  
Unerwartete Auswirkungen neu eingeführter Pflanzenarten. – Universitas 41: 828-845.
- KREEB, K.H. (1990):  
Methoden der Pflanzenökologie und Bioindikation. – 327 S.; Stuttgart und New York (G. Fischer Verlag).
- KROSIGH, E. von (1985):  
Europareservat Ismaninger Teichgebiet. 35. Bericht: 1983-1984. – Anz. orn. Ges. Bayern 24: 1-38.
- KROSIGH, E. von (1988):  
Europareservat Ismaninger Teichgebiet. 36. Bericht: 1985-1987. – Anz. orn. Ges. Bayern 27: 173-225.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1985):  
Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland. – Stuttgart.
- LETTEVALL, U. (1984):  
Monitoring and management of inland waters in Sweden, prerequisites for water resources planning. – Schr.R. FB Landschaftsentwickl. der TU Berlin 22: 34-55; Berlin.
- LEWIS, R.A., PAULUS, M., HORRAS, C. & KLEIN, B. (1989):  
Auswahl und Empfehlung von ökologischen Umweltbeobachtungsgebieten in der Bundesrepublik Deutschland. – MaB-Mitt. 29: 167 S.; Bonn.
- LIKENS, G.E. (Hrsg.) (1989):  
Long-term studies in ecology. – 214 S.; New York (Springer Verl.).

- MANNING, W.J. & FEDER, W.A. (1980):  
Biomonitoring air pollutants with plants. – 142 S.;  
London und New York (Elsevier Publ.).
- MARTIN, M.H. & COUGHTREY, P.J. (1982):  
Biological monitoring of heavy metal pollution. – 475 S.;  
London und New York (Elsevier Publ.).
- MEYER, M. (1985):  
Erfassung der Europäischen Wirbellosen. – Naturopa  
49: 8-9.
- MOONEY, H.A. & GODRON, M. (Hrsg.) (1983):  
Disturbance and ecosystems. – Ecol. Studies 44: 292 S.;  
Berlin (Springer Verl.).
- MOORE, H.J. (1954):  
Some observations on the migration of the toad (*Bufo*  
*bufo*). – Brit. Journ. Herpet. 1954: 194-224.
- MORIARTY, F. (1990):  
Ecotoxicology. 2. Aufl., 289 S.; London (Academic  
Press).
- MÜHLENBERG, M. (1989a):  
Freilandökologie. – UTB 595, 2. Aufl., 430 S.; Heidelberg  
(Quelle Meyer Verl.).
- MÜHLENBERG, M. (1989b):  
Langzeitbeobachtung für Naturschutz – Faunistische  
Erhebungs- und Bewertungsverfahren. Laufener For-  
schungsber. 8/89, 17 S. (unveröffentl.).
- MULSOW, R. (1980):  
Untersuchungen zur Rolle der Vögel als Bioindikatoren  
am Beispiel ausgewählter Vogelgemeinschaften im  
Raum Hamburg. – Hamburger avifaun. Beitr. 17: 1-270.
- NATURSCHUTZZENTRUM NORDRHEIN-WESTFA-  
LEN (1988):  
Mittelgebirgsprogramm Nordrhein-Westfalen. – Semi-  
narber. Naturschutzzentrum Nordrhein-Westfalen 4:  
40 S.
- NEW, T.R. (1984):  
Insect conservation. An Australian perspective. – 184 S.;  
Dordrecht.
- NEWMAN, P.J. & AGG, A.R. (1988):  
Environmental protection of the North Sea. – 886 S.;  
Oxford (Heinemann Prof. Publ.).
- NITSCHKE, G. (1989):  
Bestandsentwicklung von Wiesenvögeln in Bayern  
1980 und 1986. – Schr.R. Bayer. Landesamt Umweltsch.  
95: 137-152.
- NITSCHKE, G. & PLACHTER, H. (1987):  
Atlas der Brutvögel Bayerns 1979-1983. – 269 S.;  
München.
- ØKLAND, T. (1989):  
A project for monitoring boreal forest vegetation in  
Norway. – in SJÖGREN, E. (Hrsg.): Forests of the world:  
Studies Plant Ecol. 18: 197-198.
- d'OLIERE-OLTMANN, W. (1984):  
Das Projekt MAB 6 in Berchtesgaden – Planung,  
Struktur, Perspektiven. – Verh. Ges. Ökol. (Bern 1982)  
12: 53-57.
- OTTE, A., ZWINGEL, W., NAAB, M. & PFADENHAU-  
ER, J. (1988):  
Ergebnisse der Erfolgskontrollen zum Ackerrandstrei-  
fenprogramm aus den Regierungsbezirken Oberbayern  
und Schwaben in den Jahren 1986 und 1987. – Schr.R.  
Bayer. Landesamt Umweltsch. 84: 161-206.
- PALMER, M.E. (1987):  
A critical look at rare plant monitoring in the United  
States. – Biol. Conserv. 39: 113-127
- PFADENHAUER, J., POSCHLOD, P. & BUCHWALD,  
R. (1986):  
Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dau-  
erbeobachtungsflächen für Bayern. Teil I: Methodik der  
Anlage und Aufnahme. – Ber. Akad. Naturschutz  
Landschaftspf. 10: 41-60
- PHILLIPS, D.J.H. (1980):  
Quantitative aquatic biological indicators. – 488 S.;  
London und New York (Elsevier Publ.).
- PLACHTER, H. (1985):  
Schutz der Fauna durch Flächensicherung – Stand,  
Möglichkeiten und Grenzen. – Schr. R. Dt. Rat Lan-  
despfl. 43: 618-630.
- PLACHTER, H. (1987):  
Arten- und Biotopschutzprogramme als umfassende  
Zielkonzepte des Naturschutzes. – Jb. Naturschutz  
Landschaftspf. ABN 39: 106-126.
- PLACHTER, H. (1989a):  
Naturschutzplanung auf wissenschaftlicher Grundla-  
ge. – Schr. R. Bayer. Landesamt Umweltschutz 80: 58-89.
- PLACHTER, H. (1989b):  
Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von  
Gebieten. – Schr. R. Landschaftspf. Naturschutz 29:  
107-135; Bonn.
- PLACHTER, H. (1990):  
Indikatorische Methoden zur Bestimmung der Lei-  
stungsfähigkeit des Naturhaushaltes. Schr. R. Land-  
schaftspf. Natursch. 32: 187-199.
- PLACHTER, H. (1991):  
Naturschutz. – 463 S.; Stuttgart (G. Fischer Verlag).
- PRICE, P.W. (1984):  
Insect ecology. – 2. Aufl., 607 S.; New York etc. (J. Wiley  
& Sons).
- PUTZER, D. (1989):  
Wirkung und Wichtung menschlicher Anwesenheit  
und Störung am Beispiel bestandbedrohter an Feucht-  
gebiete gebundener Vogelarten. – Schr.R. Land-  
schaftspf. Naturschutz 29: 169-194; Bonn.
- RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELT-  
FRAGEN (1987):  
Umweltgutachten 1987 – 674 S.; Stuttgart und Mainz  
(W. Kohlhammer Verlag).
- REICHHOLF, J. (1986a):  
Tagfalter: Indikatoren für Umweltveränderungen. –  
Ber. Akad. Natursch. Landschaftspf. 10: 159-169.
- REICHHOLF, J. (1986b):  
Gewinne und Verluste: Ein halbes Jahrhundert Verän-  
derung in der Avifauna eines Gebietes im nördlichen  
Voralpenraum. – Anz. orn. Ges. Bayern 25: 81-92.
- REICHHOLF, J. (1988):  
Die Verarmung unserer Umwelt aus der Sicht des  
Zoologen. – Forstw. Centralbl. 107: 263-273.
- REMMERT, H. (1988):  
Naturschutz. Ein Lesebuch. – 202 S.; Berlin etc. (Sprin-  
ger Verl.).
- REMMERT, H. (1989):  
Ökologie. – 4. Aufl. 289 S.; Berlin, Heidelberg, New York  
(Springer Verl.).
- RITSCHKE-KANDEL, G. (1988):  
Die Bedeutung der extensiven Ackernutzung für den  
Arten- und Biotopschutz in Unterfranken. – Schr.R.  
Bayer. Landesamt Umweltsch. 84: 207-218.
- SCHLÜPMANN, M. (1988):  
Bioökologische Bewertungskriterien für die Land-  
schaftsplanung. – Natur u. Landschaft 63: 155-159.
- SCHUBERT, R. (1985):  
Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. – 327 S.;  
Stuttgart (G. Fischer Verl.).

- SILVERTOWN, J. (1987):  
Introduction to plant population ecology. – 2. Aufl., 229 S.; Singapore (Longman Sci. Publ.).
- SJÖGREN, E. (Hrsg.) (1989):  
Forests of the world: diversity and dynamics. – Stud. Plant Ecol. 18: 295 S.; Upsala.
- SOULÉ, M.E. (Hrsg.) (1986):  
Conservation biology. The science of scarcity and diversity. – 584 S.; Sunderland/Mass. (Sinauer Assoc. Publ.).
- SOULÉ, M.E. (Hrsg.) (1987):  
Viable populations for conservation. – 189 S.; Washington (Island Press).
- SOULÉ, M.E. & KOHM, K.A. (Hrsg.) (1989):  
Research priorities for conservation biology. – 97 S.; Washington D.C. (Island Press).
- SOUTHWOOD, T.R.E., BROWN, V.K. & READER, P.M. (1979):  
The relationship of plant and insect diversity in succession. – Biol.J.Linn.Soc. 12: 327-348.
- SPANDAU, L. (1988):  
Angewandte Ökosystemforschung im Nationalpark Berchtesgaden. – Forschungsbericht Nat. Park Berchtesgaden 17.
- STÖHR, M. (1989):  
Biomonitoring. – Landschaft + Stadt 21: 121-132.
- SUKOPP, H., SEIDEL, K. & BÖCKER, R. (1988):  
Bausteine zu einem Monitoring für den Naturschutz. – Ber. Akad. Naturschutz Landschaftspfl. 10: 27-39.
- TAYLOR, L.R. (1979):  
The Rothamsted insect survey – an approach to the theory and practice of synoptic pest forecasting in agriculture. – In: RAAB, R.L. & KENNEDY, G.G. (Hrsg.): Movement of highly mobile insects: Concepts and methodology in research, S. 148-185; Raleigh, North Carolina.
- TAYLOR, L.R., FRENCH, R.A. & WOIWOD, I.P. (1978):  
The Rothamsted insect survey and the urbanisation of land in Great Britain. – In: FRANKIE, G.W. & KOEHLER, C.S. (Hrsg.): Perspectives in urban entomology, 417 S.; New York, San Francisco, London (Academic Press).
- UMWELTBUNDESAMT BERLIN (1989):  
Daten zur Umwelt 1988/89. – 612 S.; Berlin (E. Schmidt Verl.).
- VOGEL, H. (1988):  
Naturschutzprogramme mit der Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Übersicht. – Jb Naturschutz Landschaftspfl. ABN 41: 183-195.
- VUJAKOVIC, P. (1987):  
Monitoring extensive 'Buffer Zones' in Africa: an application for satellite Imagery. – Biol. Conserv. 39: 195-208.
- WATT, A.S. (1974):  
Senescens and rejuvenation in ungrazed chalk grassland (grassland B) in Breckland: the significance of litter and moles. – J.Appl. Ecol. 11: 1157-1171.
- WESSELS BOER, J.G. (1983):  
Ecological indicator organisms for environmental protection policy. – Environm. Monit. and Assessm. 3: 399-403.
- WITTIG, R. (1983):  
Investigation and assessment of the botanical efficiency of conservation in selected nature reserves of Westphalia (Federal Republic of Germany). – Biol. Conserv. 25: 307-314.
- WOIKE, M. (1988):  
Grünlandprogramme in Nordrhein-Westfalen. – Jb. Naturschutz Landschaftspfl. 41: 105-122.
- WÜST, W. (1980):  
Avifauna Bavariae, Bd. I. – 727 S.; München.

**Anschrift des Verfassers:**

Prof. Dr. Harald Plachter  
Universität Marburg  
FB Biologie  
Fachgebiet Naturschutz  
Lahnberge  
D(W)-3550 Marburg

# Dauerbeobachtung von Muschelbeständen

## Notwendigkeit, Methodik, Nutzen

Gerhard Bauer, Susanne Hochwald, Christine Schmidt, Hans Schmidt, Karl-Heinz Reger

### 1. Einleitung

Für bayerische Forellenbäche sind zwei Muschelarten typisch. Die Flußperlmuschel (*Margaritifera*

*margaritifera*) ist ein strenger Kalkflüchter. Ihr Vorkommen ist daher ausschließlich auf Urgesteine (Bayerischer Wald, Fichtelgebirge) und auf kalkarme Sandsteine (Rhön) beschränkt. Die

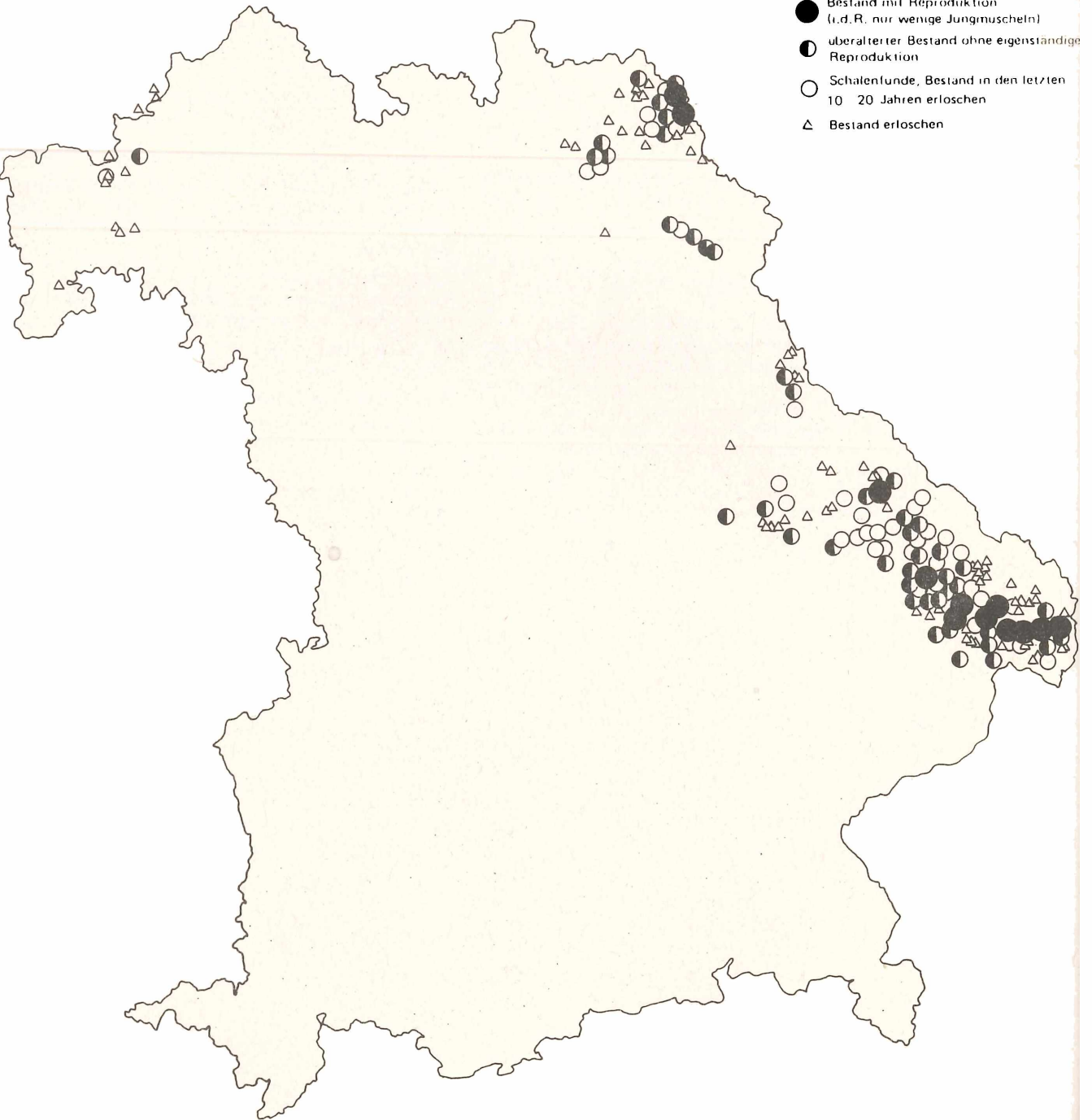


Abbildung 1a

Situation von *Margaritifera margaritifera* in Bayern (aus Schmidt 1990). Quelle: Bayer. Landesamt für Umweltschutz



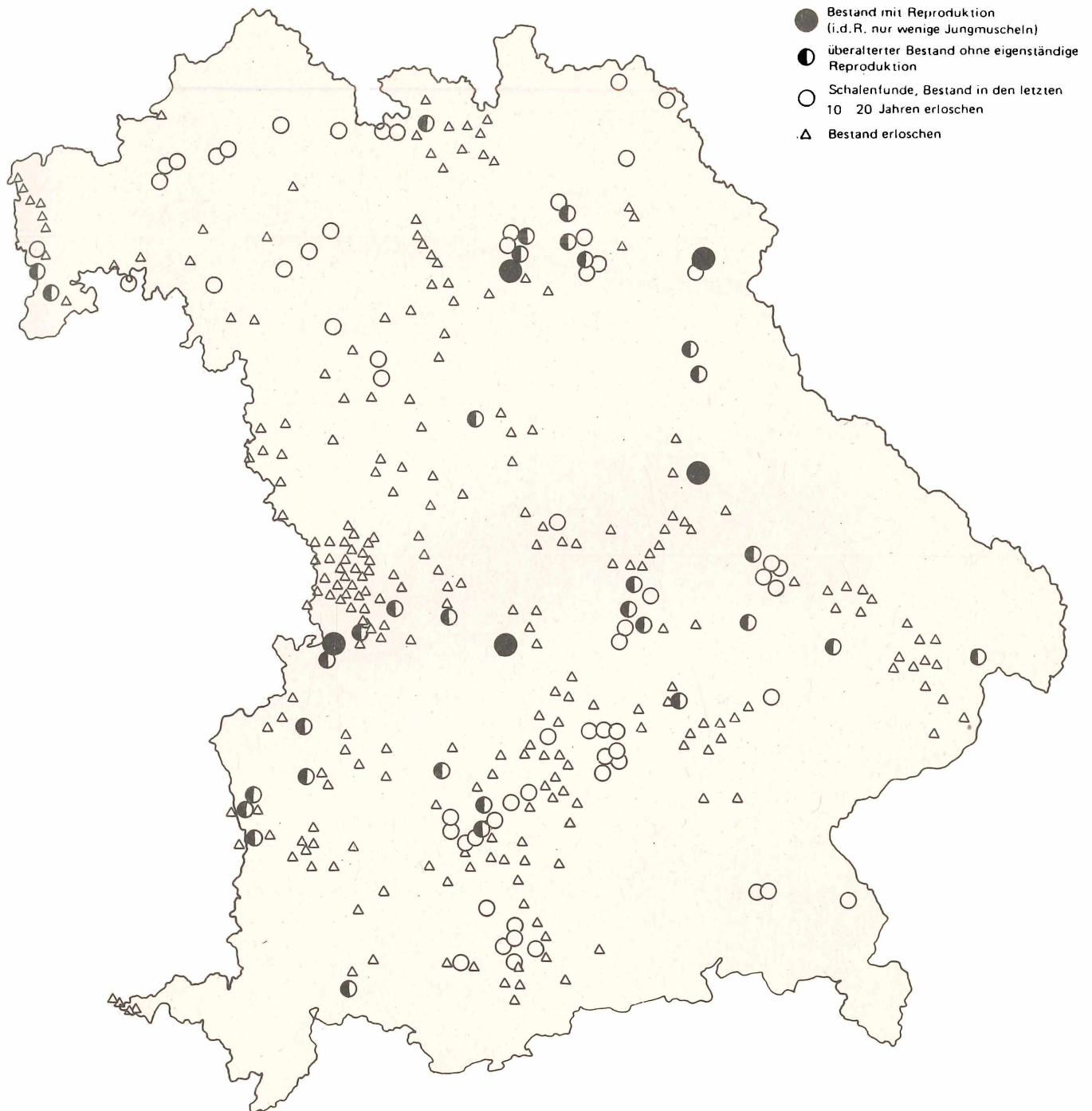


Abbildung 1b

Situation von *Unio crassus* in Bayern (aus Schmidt 1990). Quelle: Bayer. Landesamt für Umweltschutz

zweite Art, die Bachmuschel (*Unio crassus*) ist wesentlich weniger spezialisiert. Sie bewohnt sowohl kalkreiche als auch kalkarme Bäche. Gelegentlich kommt sie neben der Flußperlmuschel vor.

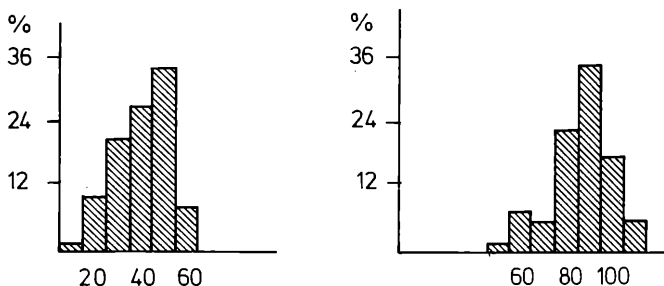
Die erwachsenen Tiere sind Filtrierer. Zur Fortpflanzungszeit geben die Weibchen kleine Larven (Glochidien) ins Wasser ab. Diese müssen, um sich weiterentwickeln zu können, eine parasitäre Phase an einem Wirtsfisch durchlaufen. Die Glochidien der Flußperlmuschel befallen die Kiemen der Bachforelle (*Salmo trutta*) während die von *U. crassus* nach unseren Untersuchungen an den Kiemen bzw. bei Jungfischen auch an den

Flossen von Mühlkoppe (*Cottus gobio*), Elritze (*Phoxinus phoxinus*) und Döbel (*Leuciscus cephalus*) parasitieren. Nach Verlassen des Wirts leben die Jungmuscheln vermutlich im Lückensystem des Bachgrunds.

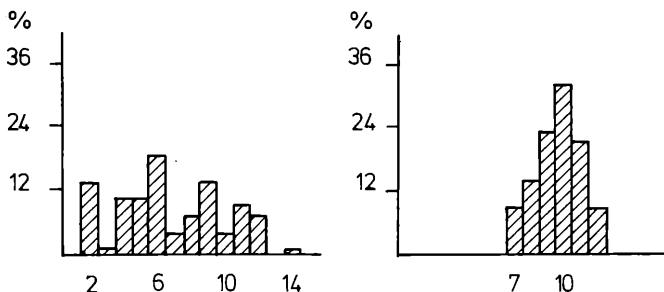
## 2. Situation von *M. margaritifera* und *U. crassus*

Beide Arten sind in diesem Jahrhundert um mehr als 90 % zurückgegangen (Abb.1a, b). Die Restbestände sind größtenteils überaltert, da kaum Jungmuscheln aufwachsen (Abb.2). Wegen der hohen individuellen Lebensdauer der Flußperlmuschel können überalterte Bestände dieser Art noch Jahrzehnte existieren. *Unio crassus* wird

## M. margaritifera



## U. crassus



Alter (Jahre) →

Abbildung 2

Typische Altersstrukturen von Perl- und Bachmuschelbeständen.

dagegen in der Regel 15 höchstens 25 Jahre alt. Überalterte Bestände brechen daher bereits in den nächsten Jahren schnell zusammen (BAUER 1988, HOCHWALD & BAUER 1990).

### 3. Gefährdungsfaktoren

#### 3.1 Flußperlmuschel

Wichtigster Gefährdungsfaktor ist die Gewässerverschmutzung. Bereits bei geringen Verschmutzungsgraden sterben die äußerst empfindlichen Jungmuscheln nach Verlassen des Wirtsfisches ab, was vermutlich auf eine Verschlammung des Bachgrunds zurückzuführen ist. Auch die Sterblichkeit der Alttiere wird von der Wasserqualität beeinflusst, sie steigt mit zunehmender  $\text{NO}_3$ -Konzentration im Wasser an (BAUER 1988). Hinsichtlich der Schädigung eines Perlmuschelbestands durch Eutrophierung lassen sich also zwei Phasen unterscheiden: Geringe Eutrophierung unterbricht den Entwicklungszyklus, die Population überaltert langsam. Mit steigender Eutrophierung bzw. erhöhtem Nitratgehalt sinkt die Lebenserwartung der Tiere und der Bestand bricht schnell zusammen.

Gewässerversauerung wirkt sich vor allem in sauberen Perlbächen aus, indem durch kurzzeitige „Säureschübe“ insbesondere zur Zeit der Schneeschmelze die Wirtsfische absterben. Nach solchen Säureschüben läßt sich aber auch eine Schädigung der Muscheln beobachten: Sie produzieren dann wesentlich weniger Glochidien. Die Trächtigkeitsrate, d.h. der Anteil derjenigen Tiere, deren Kiemen Eier enthalten, liegt normalerweise bei 30 %. Dieser Wert ist in einer Population, die durch Versauerung geschädigt wurde, wesentlich niedriger (Abb. 3).

Perlbäche erweisen sich also als hochempfindliche Ökosysteme, für die bei der derzeitigen Umweltmisere nur ein schmaler Grat zwischen Versauerung einerseits und Eutrophierung andererseits besteht. Aufgrund ihrer natürlichen Ionenarmut ist ihre Pufferkapazität für Säuren sehr gering. Eutrophierung erhöht zwar die Pufferkapazität, tötet aber die Jungmuscheln im Bachgrund und verkürzt die Lebenserwartung der Alttiere.

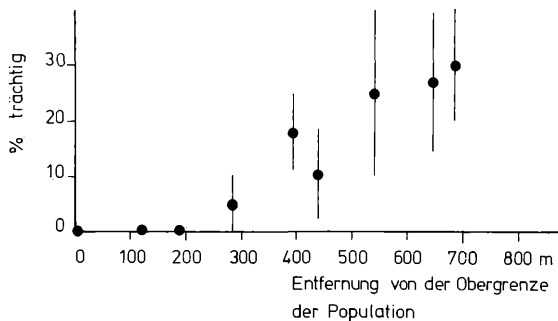
Lokal ist auch die Perlräuberei als Negativfaktor wichtig. Besonders im Bayerischen Wald werden häufig Perlmuscheln aufgeschnitten oder zer schlagen.

#### 3.2 Bachmuschel

Auch für die Bachmuschel ist die Verschmutzung der Gewässer der wichtigste Gefährdungsfaktor, wobei offensichtlich wiederum der  $\text{NO}_3$ -Konzentration eine wichtige Rolle zukommt.

Zusätzlich treten hier aber noch eine Reihe weiterer Negativfaktoren auf. Immer noch werden Bestände durch wasserbauliche Maßnahmen sowie durch Gewässerpflege und -unterhaltungsmaßnahmen (ENGEL u. WÄCHTLER 1990) vernichtet. Ein wichtiger Räuber ist der Bisam (AKKERMANN 1972), der allein im Winter 1988/89 die Bestände teilweise um ein Drittel dezimierte. In einigen Fällen besitzen wir Hinweise, daß der Rückgang der Bachmuschel durch einen Rückgang der Wirtsfische verursacht wird.

Alle diese Faktoren führen zu einer verminderten Individuendichte. Damit setzt nun ein Teufelskreis ein. Die Flußperlmuschel kann ihre hohe Fertilität auch in kleinen Populationen aufrecht erhalten, da in solchen Fällen die Weibchen auf



**Abbildung 3**

**Trächtigkeit in einer Perlmuschelpopulation, die durch Versauerung im Oberlauf geschädigt wurde.** Bachabwärts wurden die Säuren zunehmend abgepuffert.

Zwitter umschalten (BAUER 1987a). Dagegen ist die Bachmuschel streng getrennt geschlechtlich. Die Eier werden befruchtet indem die Männchen ihre Spermien ins Wasser abgeben, wo sie dann wohl mehr oder weniger zufällig von den Weibchen mit dem Atemwasser eingestrudelt werden. Bei sehr kleinen Populationen ist natürlich die Spermienkonzentration im Wasser sehr gering und damit nimmt die Wahrscheinlichkeit, daß Eier befruchtet werden, stark ab (HOCHWALD & BAUER 1990).

#### 4. Notwendigkeit einer Dauerbeobachtung

Eine umfangreiche Dokumentation europäischer Perlmuschelbestände wird zur Zeit vom 'Förderverein Perlfischereimuseum' durchgeführt. Diese Dokumentation stellt eine wichtige Basis für das hier vorgestellte Projekt dar, da sie einen schnellen Zugriff auf wichtige Daten, wie Pachtverhältnisse, wirtschaftliche Struktur des Umlands etc. erlaubt.

Bis 1988 konnten die meisten Bestände von uns nur sporadisch kontrolliert werden. Hierbei zeigten sich im Fall der Perlmuschel gravierende Unterschiede hinsichtlich der Bestandsentwicklung (Abb. 4). Während sich einige Bestände als relativ stabil erwiesen, nahmen andere innerhalb weniger Jahre stark ab oder erloschen sogar. Von *Unio crassus* liegen bisher nur wenige Untersuchungen vor. In allen Fällen zeigte sich eine rückläufige Bestandsentwicklung (Abb. 5).

Derartige Erhebungen sind sehr unbefriedigend, da

- a) die Ursachen für einen starken Rückgang meist unbekannt bleiben.
- b) häufig keine Zeit mehr bleibt, um Gegenmaßnahmen einzuleiten.
- c) man der Entwicklung lediglich hinterher läuft.

An einigen Muschelbächen wurden inzwischen Schutz- und Sanierungsmaßnahmen begonnen. Hierbei handelt es sich um Pilotprojekte über die keinerlei Erfahrungs- und Richtwerte vorliegen. Es werden verschiedene Methoden angewandt, wie ungenutzte Uferstreifen (HEUSINGER & HARNISCHMACHER 1990), Abwassersammler (BAUER & EICKE 1986) und Einsetzen von Wirtsfischen (KLUPP 1985), die künstlich mit

Glochidien infiziert wurden. Um die Effektivität solcher Projekte zu optimieren ist daher eine sorgfältige langfristige Erfolgskontrolle nötig.

Das Bayerische Landesamt für Umweltschutz finanziert daher seit 1989 ein Projekt zur Dauerbeobachtung ausgewählter Perl- und Bachmuschelbestände. Aus diesem Projekt fließen Daten in ein Artenhilfsprogramm für die beiden Muscheln ein.

#### 5. Methodik

Grundsätzlich wäre es natürlich wünschenswert, alle Bestände laufend zu kontrollieren. Da dies derzeit aus finanziellen Gründen nicht möglich ist, haben wir Bestände ausgewählt, deren Problematik möglichst unterschiedlich ist (unterschiedliche Populationsgrößen, Altersstrukturen, Gefährdungsfaktoren). Diese Bestände werden jährlich analysiert.

##### 5.1 Im Fall der Flußperlmuschel werden folgende Parameter erhoben.

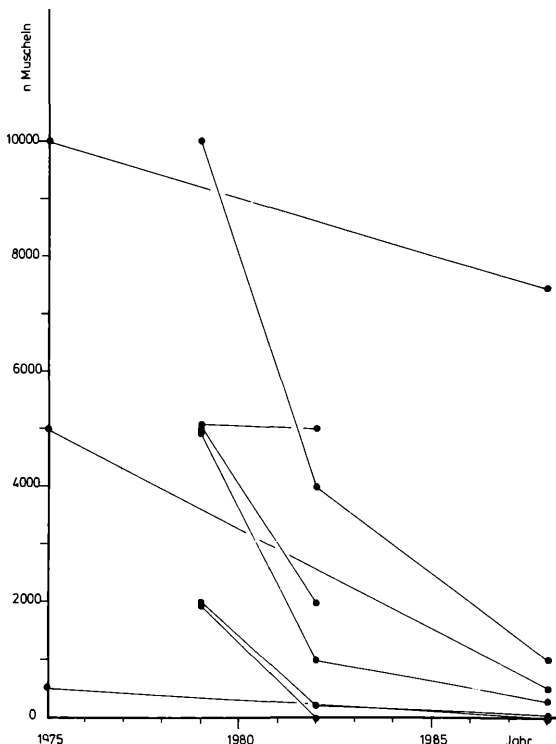
###### a) Populationsparameter

Besiedelte Bachstrecke:

Viele Bestände wurden in der Vergangenheit bereits einmal kartiert. Die Erhebung soll daher einen Vergleich mit diesen Daten ermöglichen.

Anzahl der Tiere in einem ausgewählten Bachabschnitt:

Dieser Parameter soll eine genaue Aussage über den Populationstrend ermöglichen. Auf einer bei der ersten Begehung festgelegten Strecke werden alle Muscheln gezählt.



**Abbildung 4**

**Entwicklung von Perlmuschelbeständen.** Die Punkte markieren die Jahre, in denen die Bestände kontrolliert werden.

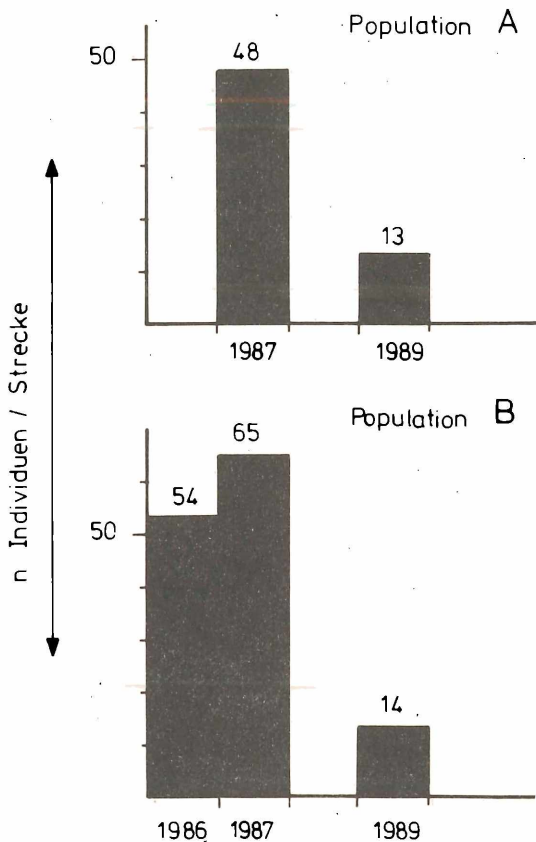


Abbildung 5

#### Bestandsentwicklung in zwei Bachmuschelbeständen

##### Altersstruktur:

Die Altersstruktur wird über eine Ligament-Wachstumskurve ermittelt (BAUER 1983). Sie soll Hinweise über den zu erwartenden Populationstrend und über den Erfolg von Schutzmaßnahmen geben. Besonderer Wert wird hierbei natürlich auf das Vorhandensein von Jungmuscheln gelegt. Weiterhin ist die Zahl der Altersklassen und das Maximalalter wichtig.

##### b) Fortpflanzungsparameter

Es wird die Trächtigkeitsrate festgestellt, d.h. der Anteil derjenigen Tiere, deren Kiemen Eier enthalten. Normalerweise liegt dieser Wert um 30 %. Sind wesentlich weniger Tiere trächtig, so ist dies ein Zeichen dafür, daß die Population irgendwann im letzten Jahr durch Negativfaktoren (z. B. durch Versauerung) geschädigt wurde (Abb.3).

##### c) Physikalisch chemische Parameter

Da die Gewässerverschmutzung der wichtigste Gefährdungsfaktor ist, sollen verschiedene Eutrophierungsparameter analysiert werden. In vielen Fällen konnten die zuständigen Wasserwirtschaftsämter zu weiteren Analysen veranlaßt werden, sodaß für jedes Jahr mehrere Messungen vorliegen.

##### d) Weitere Gefährdungsfaktoren

Zu dieser Kategorie zählen etwa wasserbauliche Maßnahmen, Veränderungen im landwirtschaft-

lichen Umland, Baumaßnahmen, Zeichen von Perlräuberei etc.

## 5.2 Bachmuschel

Obgleich die verschiedenen Süßwassermuschelarten eine ähnliche Lebensweise und Fortpflanzungsbiologie haben, unterscheidet sich die Methodik für eine Dauerbeobachtung selbst bei so ähnlichen Arten wie Flußperlmuschel und Bachmuschel. *Unio crassus* verbringt sein Leben fast völlig im Sediment eingegraben, während sich bei der Flußperlmuschel nur die Jugendstadien im Interstitial aufhalten. Die adulten Perlmuscheln kann man also sehr einfach zählen, dagegen hat man bei *Unio crassus* erhebliche Schwierigkeiten beim Auffinden der Tiere. Da sich die *Unio crassus*-Bäche im Sediment (Sand/Feinkies/Schlammanteil) bzw. im Algen- und Makrophytenbewuchs sehr stark unterscheiden, wird jeweils ein unterschiedlicher Anteil an Tieren aufgefunden. Um die Zahl der Tiere innerhalb definierter Bachabschnitte festzustellen, müssen daher Capture-Recapture Experimente durchgeführt werden, die in den nächsten Jahren wiederholt werden sollen.

Die Muscheln werden auf dem Schalenvordere mit einem Schwimmbadanstrich markiert, der mindestens 3 Jahre haltbar ist. Die Markierung ist bei eingegrabenen Tieren völlig unsichtbar. Die Tiere werden dann wieder freigelassen und nach einigen Wochen wird die gleiche Bachstrecke nochmals abgesucht. Über den „Lincoln Index“ (MÜHLENBERG 1976) wird dann die Gesamtzahl der Tiere berechnet.

Tabelle 1 zeigt die Variabilität der Such-Effektivität in verschiedenen Bächen.

Die Altersbestimmung ist bei den kurzlebigen Unioniden weniger zeitaufwendig und genauer als bei der Flußperlmuschel. Das Mindestalter der Muscheln läßt sich recht einfach an den Winterringen (=Zeiten verlangsamten Wachstums) ablesen.

Aufgrund ihrer Kurzlebigkeit sind Populationen von *Unio crassus* wesentlich labiler, als Perlmuschelbestände. Schon wenige Jahre nach den ersten Anzeichen einer Überalterung kann ein Vorkommen daher vollkommen aussterben. Für einige Bestände haben wir bereits Altersstrukturen, die von Tieren aus dem selben Bachabschnitt in aufeinanderfolgenden Jahren aufgenommen wurden. Wie Abb.6 zeigt, kann die Altersstruktur schon nach zwei Jahren deutlich zu den höheren Altersklassen hin verschoben sein.

Alle weiteren, für die Perlmuschel wichtigsten Parameter werden auch für die Bachmuschel erhoben mit Ausnahme der Trächtigkeitsrate. Aus verschiedenen Gründen (HOCHWALD & BAUER 1990) erfordert nämlich die Analyse von Fortpflanzungsparametern bei der Bachmuschel einen unverhältnismäßig hohen Zeitaufwand. Nur an sehr wenigen Beständen wird die Befruchtungsrates der Eier bestimmt, die ein wichtiges Kriterium für das weitere Management eines etwaigen Schutzprojektes darstellt (z. B. Zusam-

Tabelle 1

Ergebnisse der Capture-Recapture Versuche in einigen *Unio crassus*-Beständen.

	Bachstrecke	Suchzeit pro Fang	N Muscheln beim Fang	Wiederfang (markiert)	% 1. Fang / N <sub>ges</sub>
A	167 m	5 h 30'	33	30 (13)	43%
B	50	50'	40	39 (11)	28
C	7	5 h 15'	54	55 (30)	54
D	7	1 h 10'	29	32 (24)	76
E	310	1 h 30'	10	16 ( 5)	31
F	74	7 h 30'	47	56 (16)	54

mensetzen eines Bestands; künstliche Infektion von Wirtsfischen mit Muschellarven). Die Aussagekraft der Trächtigkeitsrate über Negativfaktoren ist noch nicht geklärt.

Zu den weiteren Gefährdungsfaktoren (vergl. 5.1d) zählen bei der Bachmuschel auch Gewässerunterhaltungsmaßnahmen wie z.B. Grundräumungen und unsachgemäße Mahd des Uferrandstreifens (ENGEL & WÄCHTLER 1990) sowie Fraßdruck durch den Bisam.

6. Nutzen

Im Rahmen des Projekts wird es möglich sein, besonders gefährdete Populationen rechtzeitig zu erkennen. Wir wollen weiterhin eine Prioritätenliste aufstellen, um auf diese Weise die wenigen für Schutzmaßnahmen zur Verfügung stehenden Mittel sinnvoll zu kanalisieren. Kriterien sind

hierbei der Gefährdungsgrad der Populationen (der sich im Populationstrend ausdrückt), die Güte von Populationen, sowie die Durchsetzungswahrscheinlichkeit von Schutzmaßnahmen. Die Wichtung dieser einzelnen Kriterien erfolgt nicht anhand eines Schemas, vielmehr wird sie auf die jeweilige Situation abgestimmt. Ein großes Vorkommen mit noch relativ günstiger Altersstruktur kann wegen seiner internationalen Bedeutung eine hohe Priorität erhalten. Den gleichen Prioritätsgrad kann aber auch ein kleiner, stark rückläufiger Bestand erhalten, falls die dortigen Behörden eine starke Bereitschaft zu Sanierungsmaßnahmen zeigen, und diese kostengünstig durchzuführen sind.

Weiterhin wird das Projekt Hinweise auf die jeweils wichtigsten Gefährdungsfaktoren liefern und damit die Grundlage für Schutz- und Sanie-

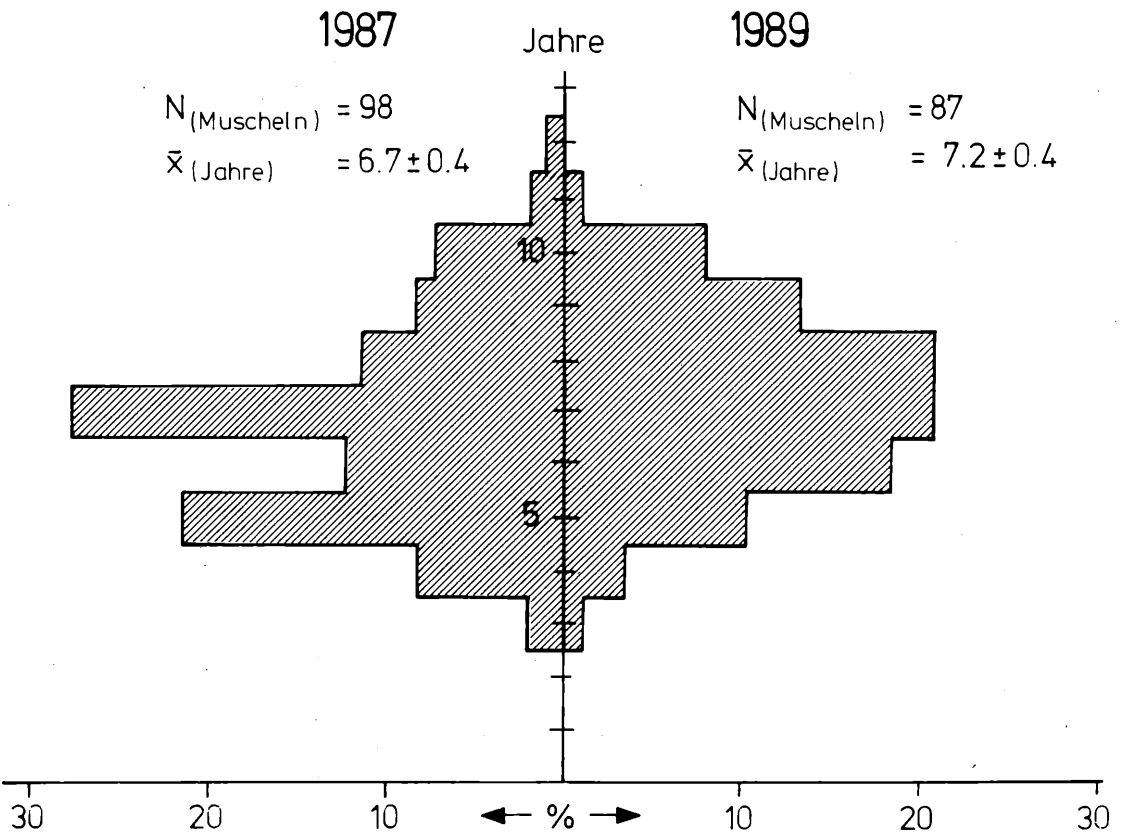


Abbildung 6

Altersstruktur eines Bachmuschelbestandes im Abstand von zwei Jahren

rungsmaßnahmen bilden. Die Trächtigkeitsrate erlaubt z.B. einen Schluß darüber, ob die Population während des zurückliegenden Jahres unter gravierend schlechten Bedingungen zu leiden hatte. Wichtig ist jedoch, daß nicht nur aktuell wirkende Gefährdungsfaktoren erfaßt werden.

Alle erhobenen Parameter sind geeignet, den Erfolg von Schutzmaßnahmen festzustellen.

Schließlich wird das Projekt einen Beitrag zum „Umwelt Monitoring“ leisten, wobei zwei Aspekte wichtig sind. Eine schwedische Arbeitsgruppe versucht die jährlich abgelagerten Kalkschichten von Perl- und Bachmuschelschalen auf verschiedene Elemente hin zu analysieren, um hieraus Rückschlüsse über die chemische Vergangenheit des jeweiligen Gewässers zu gewinnen (CARELL et al. 1987). Voraussetzung ist allerdings eine genaue Eichung mit Hilfe von Vergleichsdaten, die unser Projekt liefern kann.

Der zweite Aspekt ergibt sich aus der Tatsache, daß ein dauerhafter Schutz einer Muschelpopulation nur über den Schutz der Biozönose erreicht werden kann. Gezielte Artenhilfsmaßnahmen, wie das Aussetzen künstlich infizierter Fische können nur ein Notbehelf sein. Anzustreben sind stabile reproduktionsfähige Bestände, was nur in einer intakten Biozönose möglich ist. Die Muschelpopulationen sind also Indikatoren für den Zustand der Biozönose „Forellenbach“ Für diese Funktion sind sie sehr gut geeignet, da

a) sie in enger Beziehung zu verschiedenen Komponenten der Biozönose stehen. Zum Beispiel benötigen die Alttiere zur Ernährung einen bestimmten Anteil an Schwebstoffen im Wasser. Zur Fortpflanzung sind Wirtsfischpopulationen nötig, deren Alterstruktur wichtig sein kann (BAUER 1987b). Die Jungmuscheln können sich nur in bestimmten Substrattypen entwickeln;

b) die Tiere nahezu sessil sind;

c) Muscheln, wie kaum eine andere Tiergruppe die Möglichkeit bieten, relativ einfach populationsökologisch relevante Parameter zu messen;

d) ihre Lebensraumansprüche relativ gut bekannt sind;

e) sie zum Teil extrem empfindlich auf Belastungsfaktoren reagieren. Für die meisten dieser Faktoren sind korrelative Beziehungen zu populationsökologischen Prozessen bzw. Schwellenwerte bekannt;

f) ihre Lebensdauer lang, bzw. extrem lang ist. Sie können daher als „Zeitarchive“ fungieren, wobei nicht allein die jährliche Deposition einer Kalkschicht in den Schalen wichtig ist. Bereits die Altersstrukturen können Auskunft über günstige und ungünstige Perioden geben.

Der gegenwärtige Zustand der Muschelpopulationen lehrt uns aber, daß intakte Forellenbäche zu einer außerordentlichen Rarität geworden sind. Derartige Gewässer stellen Refugien für eine Vielzahl empfindlicher Fließwasserorganismen dar (SCHMIDT 1989). Wenn es also gelingt, einen Bach wieder so zu sanieren, daß dort eine intakte Muschelpopulation entsteht, dann kommt dies der gesamten Biozönose zugute.

Wir haben zwar erst wenige zuverlässige Daten über die fortschreitende Zerstörung ausgewählter Bestände. Diese sind jedoch alarmierend genug. Im Zusammenhang mit den bereits soliden Kenntnissen zur Gesamtsituation der beiden Muschelarten in Bayern ergibt sich die Forderung nach weiterreichenden Maßnahmen. Wir sollten nicht solange Monitoring betreiben, bis die Tiere vollkommen ausgestorben sind. Daher wird parallel hierzu ein Artenhilfsprogramm für die Muscheln erstellt, das Grundlage für gezielte Hilfsmaßnahmen sein soll.

## 7. Zusammenfassung

Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) und Bachmuschel (*Unio crassus*) sind in Mitteleuropa vom Aussterben bedroht. Die Gefährdungsursachen sind im wesentlichen bekannt. Im Rahmen eines Dauerbeobachtungsprojektes werden ausgewählte Bestände beider Arten seit 1989 überwacht, wobei in einjährigem Abstand Populationsparameter, Fortpflanzungsparameter, physikalisch-chemische Parameter etc. erhoben werden. Ziel ist, besonders gefährdete Populationen rechtzeitig zu erkennen, eine Datenbasis für effektive Schutzmaßnahmen zu liefern, den Erfolg von Schutzmaßnahmen zu kontrollieren, sowie einen Beitrag zum „Umwelt Monitoring“ zu leisten.

## 8. Literaturverzeichnis

- AKKERMANN, R. 1972:  
Süßwassermuscheln als tierische Zukost des Bisams. – Bonn. zool. Beitr. 23:61-65.
- BAUER, G. 1983:  
Age structure, age specific mortality rates and population trend of the freshwater pearl mussel in North Bavaria. – Arch. Hydrobiol. 98, 523-32.
- , G. 1987a:  
Reproductive strategy of the freshwater pearl mussel. – J. Anim. Ec. 56, 691-704.
- , G. 1987b:  
The parasitic stage of the freshwater pearl mussel II. Susceptibility of brown trout. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 76. 403-412.
- , G. 1988:  
Threats to the freshwater pearl mussel in Central Europe. – Biol. Cons. 45, 239-53.
- BAUER, G. & L. EICKE 1986:  
Pilotprojekt zur Rettung der Flußperlmuschel. – Natur & Landschaft 4, 140-143.
- CARELL, B., FORBERG, S., GRUNDELIUS, E., HENRIKSON, L., JOHNELS, A., LINDH, U., MUTVEI, H., OLSSON, M., SVÄRDSTRÖM, K., WESTERMARK, T. 1987:  
Can mussel shells reveal Environmental History? Ambio 16, 1-10.
- ENGEL, H. & K. WÄCHTLER 1990:  
Folgen von Bachentkrautungsmaßnahmen auf einen Süßwassermuschelbestand am Beispiel eines kleinen Fließgewässers des südlichen Drawehn (Lüchow-Daunenber). – Natur und Landschaft 65 (2): 63-65.
- HOCHWALD, S. & G. BAUER 1990:  
Untersuchungen zur Populationsökologie und Fortpflanzungsbiologie der Bachmuschel *Unio crassus* (PHIL.) 1788. – Schr. R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 97 (Beiträge zum Artenschutz 10): 31-49.

HEUSINGER, G. & M. HARNISCHMACHER 1990:  
Zur Umsetzung des Arten- und Biotopschutzprogrammes. – Informationen zum bayerischen Arten- und Biotopschutzprogramm 3: 2-7.

KLUPP, R. 1985:  
Fischerei in Oberfranken. – Bezirksfischereiverband Oberfranken e.V. (Eigenverlag)

MÜHLENBERG, M. 1976:  
Freilandökologie. Quelle & Meyer, Heidelberg.

SCHMIDT, C. 1989:  
Physikalisch-chemische Faktoren in Perlbächen und deren Einfluß auf die Benthosorganismen. – Diplomarbeit, Universität Bayreuth.

SCHMIDT, H. 1990:  
Entwicklung eines Artenhilfsprogramms für die beiden Großmuschelarten Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L. 1758) und Bachmuschel (*Unio crassus* PHIL. 1788). – Schr. R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 97 (Beiträge zum Artenschutz 10); 5-13.

**Adressen der Autoren:**

Gerhard Bauer, Susanne Hochwald und  
Christine Schmidt  
Universität Bayreuth  
Lehrstuhl f. Tierökologie I  
D(W)-8580 Bayreuth

Hans Schmidt  
ÖKON GmbH  
Bahnhofstraße 110  
D(W)-8032 Gräfelfing

Karl-Heinz Reger  
Förderverein Perlfischereimuseum  
Heinrich-Kröllerstraße 17  
D(W)-8000 München 90

# Dauerbeobachtungen an Dipteren im NSG „Leutratal“ bei Jena unter Berücksichtigung von Vergleichsbiotopen

Rudolf Bährmann

## 1. Einleitung

Durch menschliche Tätigkeit sind im Verlauf großer Zeiträume ausgedehnte Grünlandflächen entstanden, die in Europa und Asien nahezu 55% der landwirtschaftlichen Nutzfläche einnehmen (TISCHLER 1984). Sie dienen größtenteils als Wiesen und Weiden und können nur durch ständige menschliche Eingriffe in Form der Weidewirtschaft oder durch regelmäßige Mahd auf dem vom Nutzer gewünschten Stadium der Sukzession erhalten werden (anthropogen bedingte Paraklimax). Nach dem Feuchtigkeits- und Nährstoffgehalt lassen sich in Anlehnung an TISCHLER (1980) mehrere Grünlandtypen voneinander unterscheiden: 1. sehr feuchte bis wechselfeuchte Ried- oder Naßwiesen, 2. Frischwiesen mittlerer Feuchtigkeit, 3. nährstoffreiche Wiesen auf trockenen bis mittelfeuchten Böden, 4. Halbtrockenrasen auf basenreichen bis neutralen Böden. Schließlich seien 5. noch Feldgrasfluren und Trockenrasen auf flachgründigen Standorten erwähnt. All diese Grünlandtypen sind auch im

Leutratal bei Jena vorhanden, in dem die hier dargestellten dipterologischen Untersuchungen vorzugsweise stattgefunden haben, insbesondere auf den Grünlandtypen 2, 4 und 5.

Abgesehen vom unterschiedlichen pflanzensoziologischen Charakter dieser Biotope zeigen die einzelnen Typen auch Unterschiede in der Architektur der Pflanzenbestände, die für die Einnischung tierischer Organismen und damit auch der Dipteren von erheblicher Bedeutung sein können. Die Architektur bzw. Raumstruktur der Krautschicht hängt zum einen vom Grünlandtyp ab, wird andererseits aber auch durch die jeweilige Artenzusammensetzung der Pflanzen mitbestimmt. Horstbildende Poaceen und andere, eine dichte Pflanzendecke schaffende Vegetationsstrukturen, führen beispielsweise zur Aufrechterhaltung einer hohen Luftfeuchte im Pflanzenbestand, deren Werte sich aber etageal ändern und damit zur Differenzierung der Lebensräume beitragen können. In den oberen Bereichen der Krautschicht und in der Blütenregion kommt es



Abbildung 1

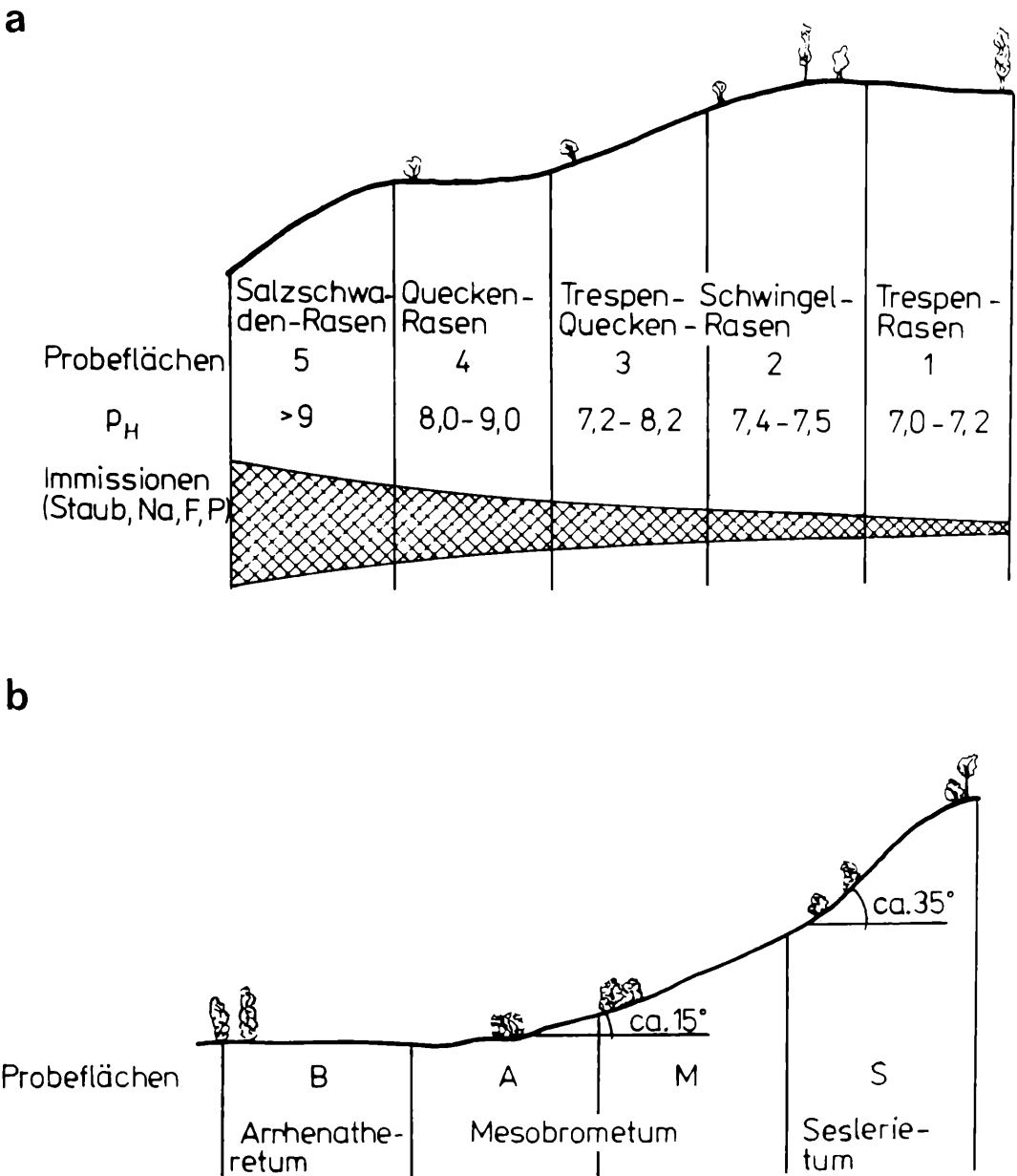
Ansicht des Leutralales bei Jena aus östlicher Richtung mit Blick auf den Südhang (rechts im Bild).  
Aufnahme: P. MICHAELIS



bei entsprechend starker Sonneneinstrahlung leicht zu hoher Erwärmung. Ausgeglichenener ist das Mesoklima in den beschatteten Krautschichtbereichen, womit sich auch die Nischenparameter verändern. Eine Nischenspreizung ergibt sich ferner durch die architektonische Vielfalt der Blütenformen und der tiefer gelegenen Regionen der Krautschicht, die von der Dipterenfauna genutzt werden. Von besonderer Bedeutung für die Raumstruktur der Rasenbiotope ist die vom Feuchte- und Nährstoffgehalt des Bodens abhängige Höhe der Krautschicht, die in der Regel von feuchten zu trockenen Rasenbiotopen abnimmt. Damit verringert sich aber auch insgesamt die Anzahl der Kleinlebensräume für die Dipteren innerhalb der Krautschicht. Infolgedessen ist die Dipterenfauna im Bereich feuchter und frischer

Wiesen auch wesentlich artenreicher als auf Trockenrasenstandorten (BÄHRMANN 1984, 1985).

Die bei synökologischen Untersuchungen der Insektenfauna in Rasenbiotopen ermittelten Anteile der Zweiflügler sind verhältnismäßig groß (BONESS 1953, DOSKOČIL & HURKA 1962, MÜLLER et al. 1978, OST 1979, ŠKAPEC 1979 u. a.). Auf den südexponierten Rasenflächen des im Muschelkalkgebiet bei Jena gelegenen Leutraltales (Abb. 1) stellen die brachyceren Dipteren über 50% aller mit dem Kescher erfaßten Insektenarten (MÜLLER et al. 1978). Auf Mähwiesen ermittelte BONESS (1953) im norddeutschen Flachland zwar einen geringeren Anteil von nur 29%, der aber dennoch eine verhältnismäßig hohe Artendichte der Dipteren zum Ausdruck bringt.



**Abbildung 2**

**Profilskizzen durch die Untersuchungsgebiete a) Immissionsgebiet bei Steudnitz im Saaletal, b) Leutralal. Weitere Erläuterung im Text.**

Die Individuendichte liegt hier bei 43%. Auch in Rasenbiotopen des böhmisch-mährischen Hügellandes stellt der Anteil der Dipteren an der Gesamtfaua der Insekten einen beträchtlichen Anteil dar. ŠKAPEC (1979) wies hier auf naturnahen Rasenflächen 32,3%, auf Wirtschaftswiesen sogar 44,7% Dipteren nach, während sich ihre Individuenzahl in den allerdings vorwiegend trockenen Rasenbiotopen des Leutratales nur auf ca. 14% aller gekescherten Insekten und Spinnentiere beläuft.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen soll der Frage nachgegangen werden, welche Dominanzstrukturen die Dipterenfauna in naturnahen Rasenbiotopen aufweist, wozu vor allem die dipterologischen Untersuchungen im Leutratal dienen, und welche Unterschiede zu anthropogen belasteten, industrienahen Halbtrockenrasen auftreten, welche Beziehungen zwischen Dominanzstruktur und Artenkonstanz über mehrere Jahre hinweg vorhanden sind und wie groß die jährlichen Artenfluktuationen sind. Hingewiesen werden soll weiterhin auf Charakterarten und damit auf Biotopspezialisten, die nicht nur als Bioindikatoren Bedeutung besitzen, sondern die auch bei der Frage nach dem Biotopschutz, insbesondere der überall in Mitteleuropa gefährdeten Trockenrasen als leicht kenntliche Zeigerarten eine wichtige Rolle spielen können. Hervorgehoben werden auch die zoophagen Dipteren, die im Nahrungsnetz der Ökosysteme und einzelner Subsysteme, in denen sie als Imagines vorkommen, bei verhältnismäßig hoher Abundanz für die Stabilität der Konsumentenbeziehungen von Bedeutung sein dürften.

Zu den Erfassungsmethoden der Dipterenfauna gehören in erster Linie Kescherfänge, Fänge mittels Bodenfallen, in einzelnen Fällen aber auch Fänge mit Gelbschalen und Dauereklektoren.

## 2. Die Untersuchungsgebiete

Durch semiquantitative Kescherfänge (WITSACK 1975) und mit Bodenfallen wurde die Dipterenfauna des naturnahen Leutratales im wesentlichen auf 4 bzw. 8 Probeflächen ermittelt.

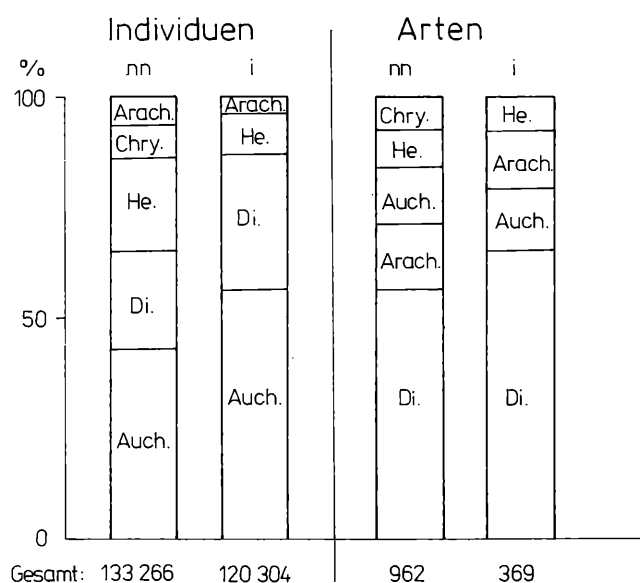


Abbildung 3

Prozentuale Individuen- und Artenanteile der von 1971-1974 im naturnahen Leutratal (nn) und von 1978-1982 im industrienahen Untersuchungsgebiet des Saaletales (i) gekescherten Insekten und Spinnentiere (Arach.). Von den Insekten sind nur die genauer untersuchten Ordnungen in die Übersicht aufgenommen worden. He. = Heteroptera; Chry. = Chrysomelidae (Coleoptera).

stika dieser Insektenordnung in den untersuchten Rasenökosystemen (Abb. 4). Die 1971-1974, 1975-1978 und 1983-1985 in den naturnahen Rasenbiotopen des Leutratal A, M und S erbeuteten ranghöchsten Arten mit mehr als 1% der jeweiligen Gesamtindividuenzahl pro Untersuchungsfläche bilden in den drei genannten Zeitabschnitten im großen und ganzen eine ähnliche Dominanzstruktur. Diese Arten werden in allen drei Fällen durch ca. 10% der Gesamtindividuenzahl repräsentiert. Die Individuenanteile der darauf-

folgenden Arten führen zu einer verhältnismäßig flachen Dominanzkurve, wenn man von dem Sprung zwischen der ersten und zweiten Art von 1983-1985 absieht. Er ergibt sich aus der in diesen Jahren relativ individuenreichen Ausbeute bei der Chloropiden-Art *Oscinella frit*. Da sie aber zu denjenigen Arten gehört, die von Jahr zu Jahr erhebliche Dichteschwankungen aufweisen können (BÄHRMANN 1980, BÄHRMANN & WEIPERT 1989), ist der Abstand in der Individuendichte zur folgenden Art zeitlich mit einiger

### Dominanzstrukturen

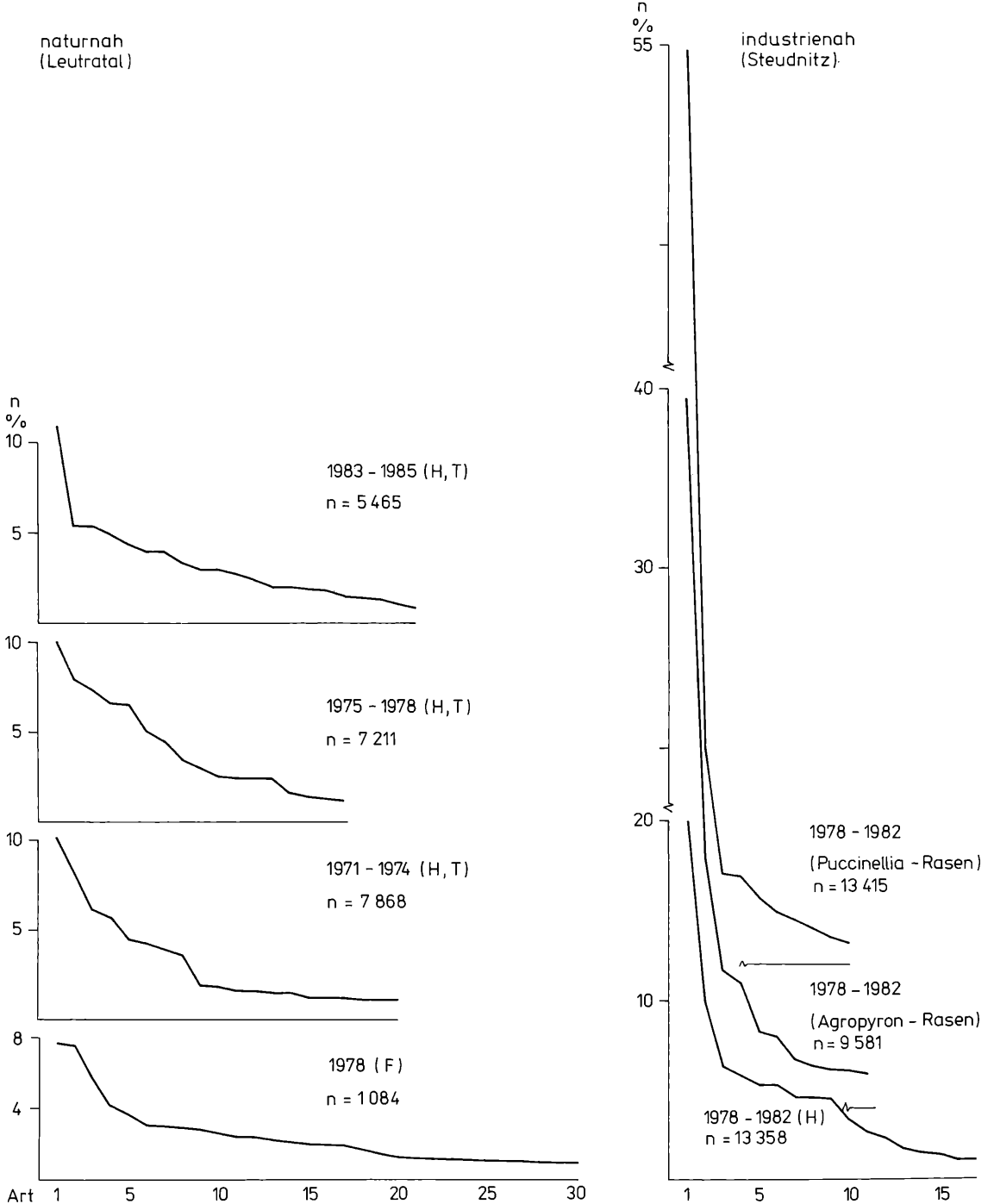


Abbildung 4

**Dominanzkurven der ranghöchsten Arten von den naturnahen und immissionsbelasteten Probestellen nach den Kescherergebnissen.** Zusammengefaßt sind die Individuenanteile der Halbtrockenrasen (H) und des Trockenrasens (T) im Leutratal. Das gleiche gilt für die drei relativ gering belasteten Halbtrockenrasenflächen (H) des Immissionsgebietes. F, Feuchtwiese. Weitere Erläuterungen im Text.

Sicherheit variabel, so daß sich am Gesamtcharakter der Dominanzstruktur zwischen 1971 und 1985 nur wenig geändert haben dürfte.

Noch flacher als die Dominanzkurve der Dipterenzöosen in den Halbtrockenrasen verläuft diejenige aus dem Gebiet der Feuchtwiese des

Leutratales (Fläche F), die 1978 ermittelt worden ist. Sie gibt die typische Dominanzstruktur von Dipteren-Gemeinschaften auf Feuchtwiesen wieder, was aus weiteren Untersuchungen der Dipteren auf thüringischen Feuchtwiesen hervorgeht (BÄHRMANN unveröffentlicht).

**Tabelle 1**

**Konstanz und Fluktuation der individuenreichsten Dipteren-Arten der Trocken- und Halbtrockenrasen sowie einer Feuchtwiese im Leutratal zwischen 1971 und 1985.** Die in Klammern beigefügten Zahlen dienen der schnelleren Auffindbarkeit der konstanten Arten. A, M, S, 2 - 9: Probeflächen.

A, M, S 1971 -1974		%	2-9 1975 - 1978		%
1) <i>Meromyza laeta</i>	(1)	11,0	1) <i>Trachysiphonella scutellata</i>	(2)	10,2
2) <i>Trachysiphonella scutellata</i>	(2)	7,8	2) <i>Scaptomyza pallida</i>	(3)	7,9
3) <i>Scaptomyza pallida</i>	(3)	5,8	3) <i>Meromyza laeta</i>	(1)	7,4
4) <i>Spelobia ochripes</i>	(4)	5,4	4) <i>Dicraeus vagans</i>		6,6
5) <i>Geomyza tripunctata</i>	(5)	4,3	5) <i>Trachysiphonella pygmaea</i>	(6)	6,5
6) <i>Trachysiphonella pygmaea</i>	(6)	4,1	6) <i>Oscinella frit</i>	(7)	5,0
7) <i>Oscinella frit</i>	(7)	3,9	7) <i>Pteremis fenestralis</i>	(9)	4,5
8) <i>Oscinimorpha minutissima</i>	(8)	3,4	8) <i>Sepsis cynipsea</i>		3,4
9) <i>Platyphalpus pygialis</i>		1,8	9) <i>Geomyza tripunctata</i>	(5)	3,0
10) <i>Geomyza venusta</i>		1,7	10) <i>Dicraeus ingratus</i>		2,5
11) <i>Sepsis violacea</i>		1,6	11) <i>Oscinimorpha minutissima</i>	(8)	2,4
12) <i>Liriomyza cicerina</i>		1,5	12) <i>Spelobia ochripes</i>	(4)	2,4
13) <i>Pteremis fenestralis</i>	(9)	1,4	13) <i>Geomyza venusta</i>		2,4
14) <i>Meromyza femorata</i>		1,4	14) <i>Symphoromyia immaculata</i>		1,6
15) <i>Chamaemyia juncorum</i>		1,2	15) <i>Crossopalpus nigrivetellus</i>	(10)	1,4
16) <i>Conioscinella frontella</i>		1,2	16) <i>Psilopa nitidula</i>		1,3
17) <i>Crossopalpus nigrivetellus</i>	(10)	1,2	17) <i>Sepsis violacea</i>		1,2
18) <i>Pseudonapomyza atra</i>		1,1			
19) <i>Sepsis fulgens</i>		1,1			
20) <i>Psilopa nitidula</i>		1,1			
Summenwerte:	n = 5620	71,4%		n = 5038	70,0%
A, M, S 1983 - 1985		%	Feuchtwiese 1978		%
1) <i>Oscinella frit</i>	(7)	10,8	1) <i>Lonchoptera furcata</i>		7,7
2) <i>Oscinimorpha minutissima</i>	(8)	5,3	2) <i>Lonchoptera lutea</i>		7,1
3) <i>Scaptomyza pallida</i>	(3)	5,3	3) <i>Opacifrons coxata</i>		5,7
4) <i>Spelobia ochripes</i>	(4)	5,0	4) <i>Hydrellia ranunculi</i>		4,2
5) <i>Sepsis fulgens</i>		4,4	5) <i>Themira annulipes</i>		3,7
6) <i>Sepsis orthocnemis</i>		4,0	6) <i>Opomyza germinationis</i>		3,1
7) <i>Geomyza tripunctata</i>	(5)	4,0	7) <i>Hercostomus plagiatus</i>		3,0
8) <i>Sepsis cynipsea</i>		3,4	8) <i>Fannia serena</i>		2,9
9) <i>Pteremis fenestralis</i>	(9)	2,9	9) <i>Chrysopilus auratus</i>		2,8
10) <i>Meromyza laeta</i>	(1)	2,9	10) <i>Elachiptera cornuta</i>		2,6
11) <i>Minilimosina vitripennis</i>		2,7	11) <i>Copromyza atra</i>		2,4
12) <i>Trachysiphonella scutellata</i>	(2)	2,4	12) <i>Limnia unguicornis</i>		2,4
13) <i>Trachysiphonella pygmaea</i>	(6)	2,0	13) <i>Elachiptera tuberculifera</i>		2,2
14) <i>Hyadina guttata</i>		2,0	14) <i>Dolichopus pennatus</i>		2,1
15) <i>Crossopalpus nigrivetellus</i>	(10)	1,9	15) <i>Geomyza tripunctata</i>	(5)	2,0
16) <i>Nostima picta</i>		1,8	16) <i>Oxyna flavipennis</i>		2,0
17) <i>Leptocera nigra</i>		1,5	17) <i>Phytomyza cineracea</i>		1,9
18) <i>Incertella albipalpis</i>		1,4	18) <i>Rhopalopterus fasciola</i>		1,5
19) <i>Scaptomyza graminum</i>		1,3	19) <i>Scaptomyza flava</i>		1,3
			20) <i>Phytomyza ranunculi</i>		1,2
			21) <i>Phytomyza affinis</i>		1,2
			22) <i>Pherbellia schoenherri</i>		1,2
			23) <i>Sepsis flavimana</i>		1,2
			24) <i>Scaptomyza pallida</i>	(3)	1,1
			25) <i>Sepsis punctum</i>		1,1
			26) <i>Copromyza fimetaria</i>		1,1
Summenwerte:	n = 3592	65,0%		n = 747	68,7%

Tabelle 2

Die individuenreichsten Dipteren-Arten in den relativ gering belasteten Probeflächen 1 - 3 sowie in den durch die Emissionen des Düngemittelwerkes bei Steudnitz stark belasteten Einart-Probeflächen 4 (*Agropyron*-Rasen) und 5 (*Puccinellia*-Rasen). Die in Klammern beigefügten Zahlen entsprechen denen der im Leutratal konstanten Arten (Tab. 1).

Probefläche 1 - 3	%	4	%
1) <i>Incertella albipalpis</i>	20,0	1) <i>Oscinella trigonella</i>	39,5
2) <i>Oscinella frit</i> (7)	9,9	2) <i>Incertella albipalpis</i>	13,9
3) <i>Chlorops ringens</i>	6,3	3) <i>Oscinella frit</i> (7)	7,7
4) <i>Oscinella hortensis</i>	5,8	4) <i>Meromyza nigriventris</i>	7,0
5) <i>Geomyza venusta</i>	5,3	5) <i>Chamaemyia polystigma</i>	4,2
6) <i>Meromyza laeta</i> (1)	5,3	6) <i>Pelomyiella mallochi</i>	4,0
7) <i>Chamaemyia juncorum</i>	4,6	7) <i>Sepsis fulgens</i>	2,7
8) <i>Pelomyiella mallochi</i>	4,6	8) <i>Scaptomyza pallida</i> (3)	2,3
9) <i>Oscinella trigonella</i>	4,5	9) <i>Chamaemyia juncorum</i>	2,1
10) <i>Oscinimorpha albisetosa</i>	3,3	10) <i>Platypalpus pallidicornis</i>	2,1
11) <i>Meromyza nigriventris</i>	2,6	11) <i>Aphanotrigonum cinctellum</i>	1,9
12) <i>Oscinella pusilla</i>	2,3	Summenwerte n = 8383	87,5%
13) <i>Geomyza tripunctata</i> (5)	1,7	5	%
14) <i>Spelobia ochripes</i> (4)	1,5	1) <i>Pelomyiella mallochi</i>	54,8
15) <i>Sepsis fulgens</i>	1,4	2) <i>Incertella albipalpis</i>	11,9
16) <i>Scaptomyza pallida</i> (3)	1,1	3) <i>Oscinella trigonella</i>	5,1
17) <i>Chamaemyia polystigma</i>	1,1	4) <i>Oscinella frit</i> (7)	4,9
Summenwerte n = 10869	81,7%	5) <i>Aphanotrigonum cinctellum</i>	3,7
		6) <i>Chamaemyia juncorum</i>	2,9
		7) <i>Oscinimorpha albisetosa</i>	2,5
		8) <i>Chamaemyia polystigma</i>	2,0
		9) <i>Scatophila cribata</i>	1,5
		10) <i>Scaptomyza pallida</i> (3)	1,2
		Summenwerte n = 12148	90,5%

Tabelle 3

Individuen (n)-, Arten (sp)- und Mannigfaltigkeitsstruktur (H') in *Bromus*- und *Brachypodium*-Rasenflächen des naturnahen Leutraltales. Der Dipteren-Ausbeute liegen Kescher- und Eklektorfänge zugrunde.

	<i>Brachypodium</i> -Rasen	<i>Bromus</i> -Rasen
n	276	341
%	44,7	55,3
sp	67	50
%	76,1	56,8
H'	3,317	2,718

Im Gegensatz dazu unterscheiden sich die Dominanzstrukturen der Dipterenfauna in den immisionsbelasteten Rasenökosystemen von denen im Leutratal in auffälliger Weise. Die Dominanzkurven sind in allen drei Fällen ausgesprochen steil, insbesondere die der stark belasteten Probeflächen 4 und 5. Das aber heißt, daß sich hier die ranghöchsten Arten bei offensichtlich verhältnismäßig geringer Konkurrenz infolge der extremen Valenzbedingungen relativ stark vermehren.

Von den 1971-1974 in den Rasenbiotopen des Leutraltales A, M, S gekescherten individuenreichsten Arten ließen sich, wenn auch in veränderter Rangfolge, 10 Arten, also ca. 50%, auch

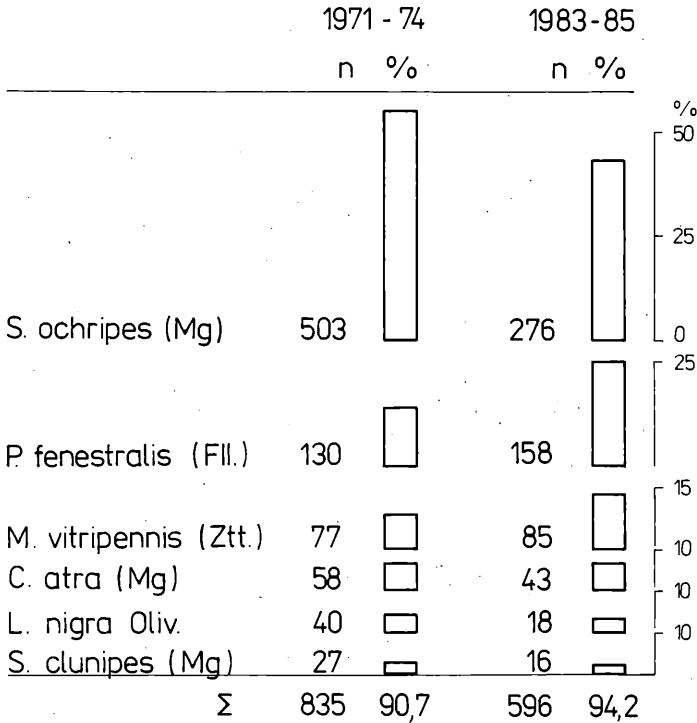
1975-1978 und 1983-1985 wieder unter den häufigsten Arten mit mehr als 1% Individuenanteilen feststellen (Tab. 1). Demzufolge existiert eine bemerkenswerte Konstanz dieser Arten über den Zeitraum von mehr als 10 Jahren. Auf der 1978 ebenfalls im Leutratal untersuchten Feuchtwiese kommen von diesen Arten aber nur zwei vor; es sind dies die eurytopen Species *Scaptomyza pallida* und *Geomyza tripunctata*. In den verhältnismäßig gering belasteten Untersuchungsflächen 1-3 des Immissionsgebietes treten 5 dieser Arten auf (Tab. 2), in den stark belasteten Flächen 4 und 5 sind es aber nur je zwei, und zwar wiederum Eurytope, *Scaptomyza pallida* und des weiteren *Oscinella frit*. Die nahezu einartige *Agropyron*-

und *Puccinellia*-Rasen besitzen verständlicherweise ebenfalls eine recht spezifische Dipterenfauna, was aus Tabelle 2 zu entnehmen ist. Charakteristisch sind die mehr oder weniger halophilen Arten *Pelomyiella mallochi* und *Oscinella trigonella*. Dominanzstruktur und Artengarnitur der häufigeren Arten vermögen in auffälliger Weise die Differenzen zwischen den natur- und industrienahen Halbtrocken- und Trockenrasen zu verdeutlichen. Darüber hinaus finden selbst

Unterschiede in der Dominanz einzelner Grasarten innerhalb des Mesobrometums im Leutratal ihren Niederschlag in Differenzen der Dipterenfauna, wie sie bei einem Vorherrschen von *Brachypodium pinnatum* einerseits und *Bromus erectus* andererseits gefunden werden konnten (Tab. 3). Dieser Befund weist daraufhin, daß die Dipterenzönosen in Rasenökosystemen eine Mosaikstruktur besitzen, deren Kenntnis dann von Bedeutung ist, wenn es darum geht, die zönoti-

a

Sphaeroceriden - Arten des Leutratales



b

Chloropiden - Arten des Leutratales

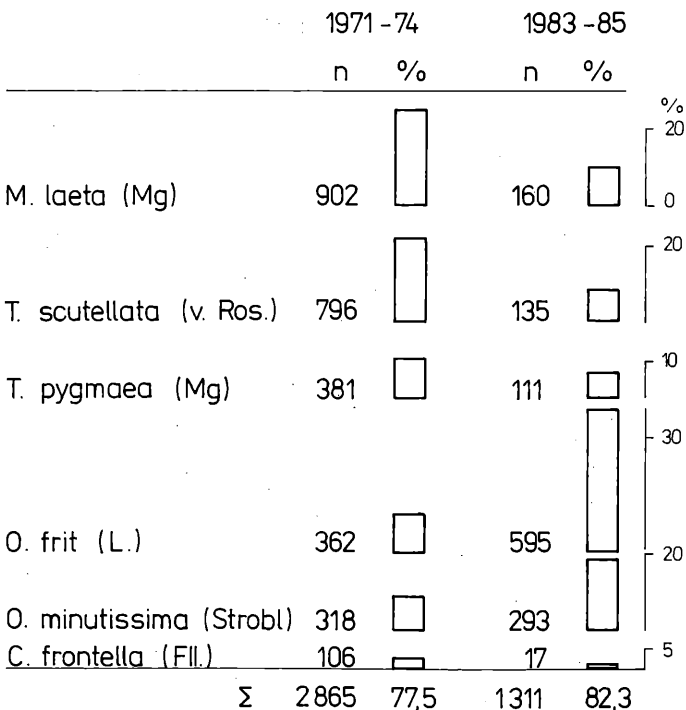


Abbildung 5a, b

Individuendichten der 6 ranghöchsten Arten während der Untersuchungsperioden 1971/74 und 1983/85 im Leutratal, a) Sphaeroceridae, b) Chloropidae.

sche Struktur eines Taxons oder auch eines Lebensformtyps innerhalb eines Biotopes richtig zu beurteilen.

### 5. Weitere Ergebnisse zur Konstanz der Dipterenfauna

Wie aus Tabelle 1 hervorgeht, kommen für die einzelnen Rasenbiotope offensichtlich charakteristische Dipterenarten über mehrere Jahre in mehr oder weniger stabilen Gruppierungen vor. In den Halbtrocken- bzw. Trockenrasenflächen A, M, S des Leutratales gehören 10 der 17 bis 20 ranghöchsten Arten von 1971 bis 1985 zu denjenigen, die konstant vorhanden gewesen sind. Dieser Tatbestand führt zu der Frage, in welchem Umfang die Dominanzstrukturen einzelner taxonomischer Einheiten bzw. einzelner Lebensformgruppen in den aufeinanderfolgenden Untersuchungsperioden Übereinstimmungen zeigen. Zur Beantwortung dieser Frage wurden besonders individuenreiche Dipterenfamilien ausgewählt, deren Arten zugleich verhältnismäßig einheitliche Lebensformen repräsentieren, und zwar die Sphaeroceriden, eine Familie, die sich im Untersuchungsgebiet des Leutratales überwiegend aus sapro- und koprophagen sowie die Familie der

Chloropiden, die sich hier vor allem aus saprophagen und phytosaprophagen Arten zusammensetzt. In den Untersuchungszeiten 1971-1975 und 1983-1985 gleichen die 6 ranghöchsten Sphaeroceriden-Arten einander nicht nur in der Rangfolge, sondern auch in der Individuendichte. Daraus läßt sich abermals eine hohe Konstanz in der Dominanzstruktur ableiten, die in diesem Fall möglicherweise mit der bodennahen Lebensweise der Sphaeroceriden in Zusammenhang zu bringen ist, da die Valenzbedingungen in Bodennähe geringeren Schwankungen ausgesetzt sein dürften als dies in weiterer Entfernung von der Bodenoberfläche der Fall sein wird und demzufolge gleichbleibendere Lebensbedingungen für die Dipteren gegeben sind. In beiden Zeitabschnitten weniger gut übereinstimmend ist die Rangfolge der häufigen Chloropiden-Arten, wenn auch die prozentualen Anteile der 6 individuenreichsten Arten in den 70er und 80er Jahren insgesamt einander recht ähnlich sind (Abb. 5).

Ein Abundanzvergleich der häufigsten Arten sämtlicher erbeuteten brachyceren Dipteren zeigt, daß von den bereits erwähnten 17 Dominanten 9 in den 70er und 80er Jahren mit ähnlichen Prozentanteilen gekeschert wurden. 14

Konstanz der Arten (n > 1%), Leutratal (A, M, S)

	1971-74		1983-85		A	M	S	
	n	%	%	n				
1 <i>M. laeta</i>	902	11,0	2,9	160	■	■	■	1971 - 74 1983 - 85
2 <i>T. scutellata</i>	726	7,8	2,4	135	▨	▨	▨	
3 <i>S. pallida</i>	539	5,8	5,3	292	■	■	■	
4 <i>S. ochripes</i>	503	5,4	5,0	276	▨	▨	▨	
5 <i>G. tripunctata</i>	394	4,3	4,0	200	■	■	■	
6 <i>T. pygmaea</i>	381	4,1	2,0	111	▨	▨	▨	
7 <i>O. frit</i>	362	3,9	10,8	595	■	■	■	
8 <i>O. minutissima</i>	318	3,4	5,3	293	▨	▨	▨	
9 <i>P. pygialis</i>	171	1,8	0	-	■	■	■	
10 <i>G. venusta</i>	155	1,7	0,5	29	▨	▨	▨	
11 <i>S. violacea</i>	145	1,6	0,02	1	■	■	■	
12 <i>S. fulgens</i>	101	1,1	4,4	242	▨	▨	▨	
13 <i>S. orthocnemis</i>	5	0,06	4,0	222	■	■	■	
14 <i>S. cynipsea</i>	34	0,4	3,4	186	▨	▨	▨	
15 <i>P. fenestralis</i>	130	1,4	2,9	160	■	■	■	
16 <i>M. vitripennis</i>	40	0,5	2,7	150	▨	▨	▨	
17 <i>C. nigritellus</i>	108	1,7	1,9	107	■	■	■	

Abbildung 6

Individuendichte und Artenkonstanz ranghoher Dipterenarten in zwei Untersuchungsperioden (1971/74, 1983/85) auf den Probeflächen A, M, S im Leutratal. ■: Arten treten von 1971 bis 1974 jährlich auf; ▨: Arten treten von 1983 bis 1985 jährlich auf.

waren stets mit einer Individuendichte von mehr als 1% der jeweiligen Gesamtindividuenzahl vorhanden und drei Arten kamen in jedem der Untersuchungsjahre 1971-1974 und 1983-1985 in allen drei Probeflächen vor. Dabei handelt es sich um *Oscinella frit*, *Minilimosina vitripennis* und *Crossopalpus nigritellus*, wobei sich die beiden letzteren wiederum durch bodennahe Lebensweise auszeichnen. Doch auch die übrigen 14 Arten bringen in den einzelnen Rasenbiotopen eine hohe zeitliche Konstanz zum Ausdruck. Es wurde keine Art mit mehr als 1% Individuenanteilen gesichert, die nicht zumindest in einem

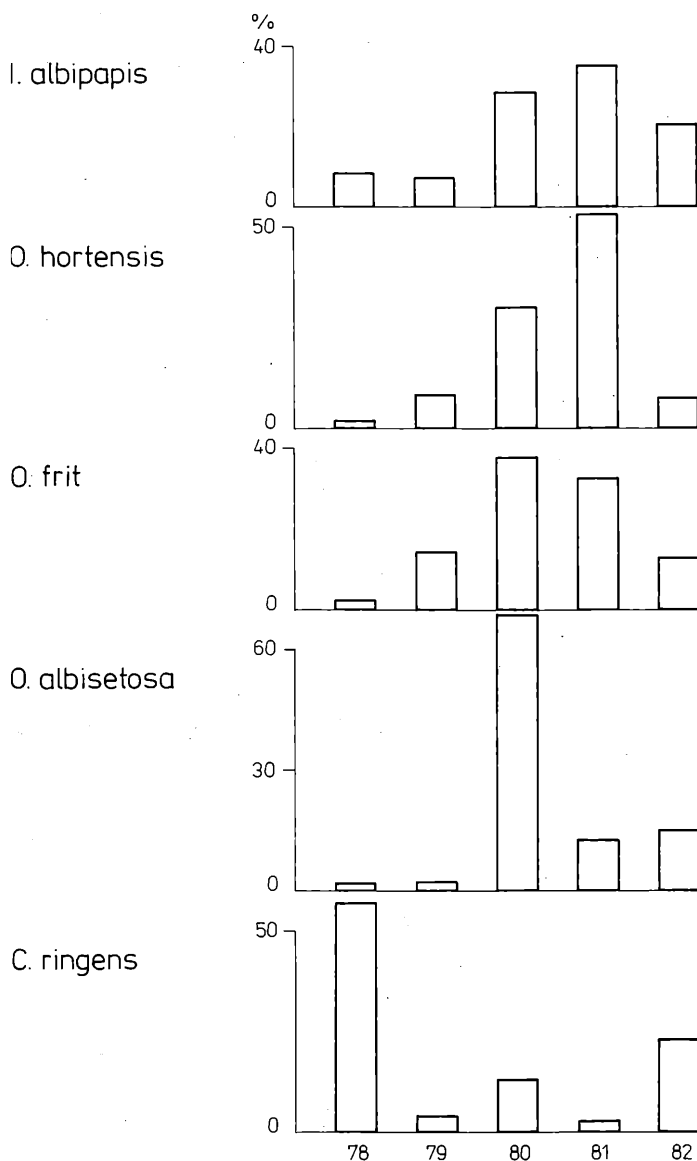
der Rasenbiotope während der Untersuchungs-jahre regelmäßig erbeutet worden wäre (Abb. 6).

Weiterhin soll geprüft werden, welche Veränderungen in der Dominanzidentität zwischen den Untersuchungsflächen des Mesobrometums A und M bestehen. Tabelle 4 zeigt, daß die von 1971 bis 1974 beobachtete, verhältnismäßig hohe Ähnlichkeit in der Dominanzidentität zwischen den beiden Probeflächen auch in den 80er Jahren unverändert fortbestanden hat. Die beiden RENKONEN-Werte stimmen nahezu miteinander überein. Die Dominanzidentität zwischen den

**Tabelle 4**

**Dominanz-Identität (RENKONEN-Zahl) und Artenzahl pro Flächenpaar der brachyceren Dipteren während zweier Untersuchungsperioden in den Trocken- und Halbtrockenrasen des Leutratales.**

	1971 - 1974				1983 - 1985		
	A	M	S		A	M	S
A	-	54,7	22,3	A	-	55,5	36,3
M	124	-	25,8	M	88	-	52,6
S	83	86	-	S	79	68	-



**Abbildung 7**

**Darstellung der Populationsdichteschwankungen ausgewählter Chloropidenarten von 1978 - 1982**



Flächenpaaren A/S und M/S ist jedoch von den 70er zu den 80er Jahren deutlich angestiegen, was u. a. höchstwahrscheinlich mit der in diesem Zeitraum fortgeschrittenen Verbuschung der vormals gemähten, während den Untersuchungsperioden aber schon nicht mehr bewirtschafteten Rasenbiotopen in Zusammenhang zu bringen sein dürfte.

Das neben den beobachteten Konstanzerscheinungen aber auch beträchtliche Populationschwankungen auftreten können, zeigt Abbildung 7. Hier sind die Individuendichten dominanter Chloropidenarten aus Kescherfängen in 5 aufeinanderfolgenden Untersuchungsjahren aus dem Immissionsgebiet Steudnitz dargestellt. Hervorgehoben seien insbesondere die Populationschwankungen von *Oscinimorpha albisetosa* und *Chlorops ringens*. Relativ ausgeglichen hingegen sind die Kescherfangergebnisse bei *Incertella albipalpis*. Weitere Beispiele derartiger Populationschwankungen liegen auch aus naturnahen Untersuchungsgebieten vor (BÄHRMANN 1987).

## 6. Artenfluktuationen

In Verbindung mit Populationsschwankungen ergeben sich auch Artenfluktuationen innerhalb der Dipterenfauna. Viele Arten treten auf den Untersuchungsflächen nur mit geringen Individuenzahlen auf, so daß sie zeitweise leicht ganz verschwinden und später erst wieder zuwandern können, was sich in entsprechenden Artenfluktuationen äußert. Aus den Untersuchungen der naturnahen Probeflächen A und M des Leutratalles läßt sich entnehmen, daß jährlich im Durchschnitt 40% der im Vorjahr erfaßten Arten neu hinzukommen können. Annähernd ebenso viele Arten fehlen von einem Jahr zum anderen, so daß in diesem Fall die jährliche Fluktuationsrate mit 40% angegeben werden kann (BÄHRMANN 1987). Noch aussagekräftiger werden die Untersuchungsergebnisse zur Artenfluktuation, wenn

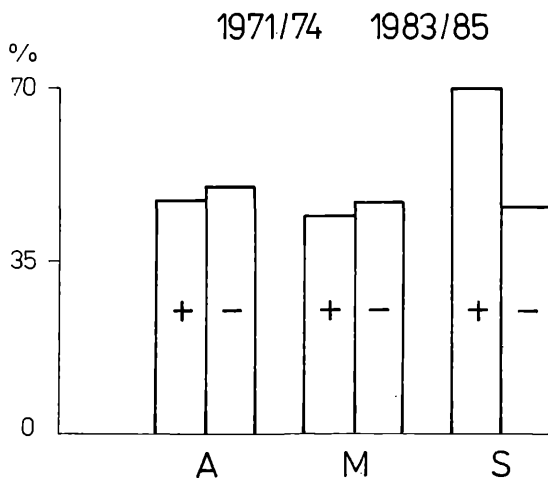


Abbildung 8

**Prozentuale Darstellung der Fluktuation gekescherter Dipterenarten zwischen den Untersuchungsperioden 1971 - 1974 und 1983 - 1985.** +: 1983/85 neu hinzugekommene Arten; -: Arten, die während des ersten Untersuchungszeitraumes vorhanden waren, zwischen 1983 und 1985 aber nicht mehr nachgewiesen werden konnten.

man die Artenspektren der einzelnen Rasenbiotopie in größeren Zeitabständen miteinander vergleicht. Ein solcher Vergleich wurde zwischen den 70er und den 80er Untersuchungsjahren vorgenommen und führte zu folgendem Ergebnis: Von den 1971-1974 in A, M und S ermittelten Arten ( $n > 1\%$ ) waren 1983-1985 in allen drei Probeflächen bei nahezu gleichgebliebener Gesamtartenzahl nur noch 50-54% vorhanden. 47% der Arten in der Fläche A und 44% in der Fläche M, die 1983-1985 erbeutet werden konnten, waren zwischen 1971 und 1974 noch nicht vorhanden. Sie traten in den 80er Jahren neu in Erscheinung. Bei den meisten von ihnen handelt es sich um Rezedente. Der Prozentsatz, der im Seslerietum neu hinzugekommenen Arten stieg sogar auf ca. 70% an (Abb. 8).

## 7. Dipterenarten als Bioindikatoren

Der bioindikatorische Wert von Insektenarten ist vielfach belegt worden (SCHUBERT 1985, ARNDT et al. 1987 u. a.). Die Dominanzspektren in Tabelle 1 und 2 sowie die Darstellung der Repräsentanz der Dipteren in Abbildung 9 machen deutlich, daß auch dieser Insektenordnung eine bioindikatorische Bedeutung beigemessen werden kann. So zeigt sich, daß die auf Feuchtwiesen, Halbtrocken- und Trockenrasen bekannt gewordenen exklusiv auftretenden Arten eine für die einzelnen Vegetationstypen charakteristische Dipteregemeinschaft bilden können. Auch auf Salzwiesen und anthropogen belasteten Rasenbiotopen sind, wie bereits erörtert, charakteristische Dipterenarten anzutreffen. So gehören z. B. die Chloropiden-Arten *Trachysiphonella pygmaea* und *Oscinimorpha minutissima* zu den typischen Trockenrasenbewohnern, *Oscinimorpha albisetosa*, *Pelomyiella mallochi* und *Aphanotrigonum cincelum* zu den Charakterarten der Salzwiesen, die aber auch in anthropogen belasteten Rasenökosystemen mit einem hohen pH-Wert des Bodens vorkommen und, weil leicht erkennbar, vorzügliche Bioindikatoren darstellen. Die ebenfalls halophile Chloropiden-Art *Melanum laterale* hingegen gehört beispielsweise zu denjenigen Arten, die bislang immer nur auf naturnahen Salzwiesen angetroffen werden konnten (BÄHRMANN unveröffentlicht), so daß mit Hilfe der Dipterenarten auch naturnahe und durch Immissionen entstandene Salzstandorte voneinander unterschieden werden können.

Da der Naturschutz Ökosysteme vergleichend beurteilen und auch deren Veränderungen erkennen muß, um geeignete Maßnahmen zum Biotopschutz empfehlen bzw. einleiten zu können (PLACHTER 1989), ist eine Kenntnis der biologischen Sachverhalte in den Ökosystemen und damit ein Einblick in die Struktur der Artenmannigfaltigkeit auf den unterschiedlichen Konsumentenebenen von besonderem Wert. Nur auf diese Weise lassen sich die für die Naturschutzarbeit unabdingbaren Schnellinformationen bezüglich der Struktur und Funktionsfähigkeit eines Ökosystems gewinnen.

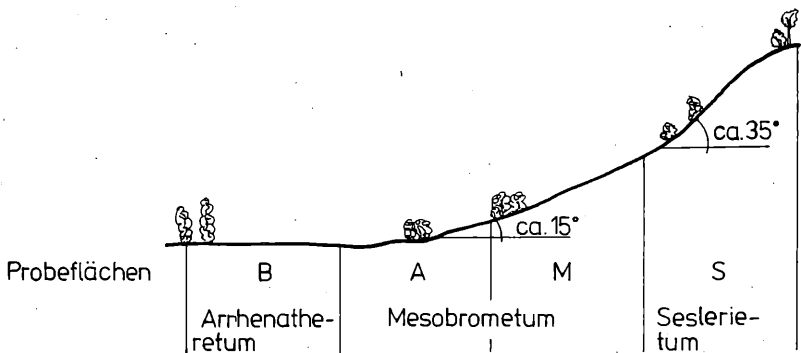
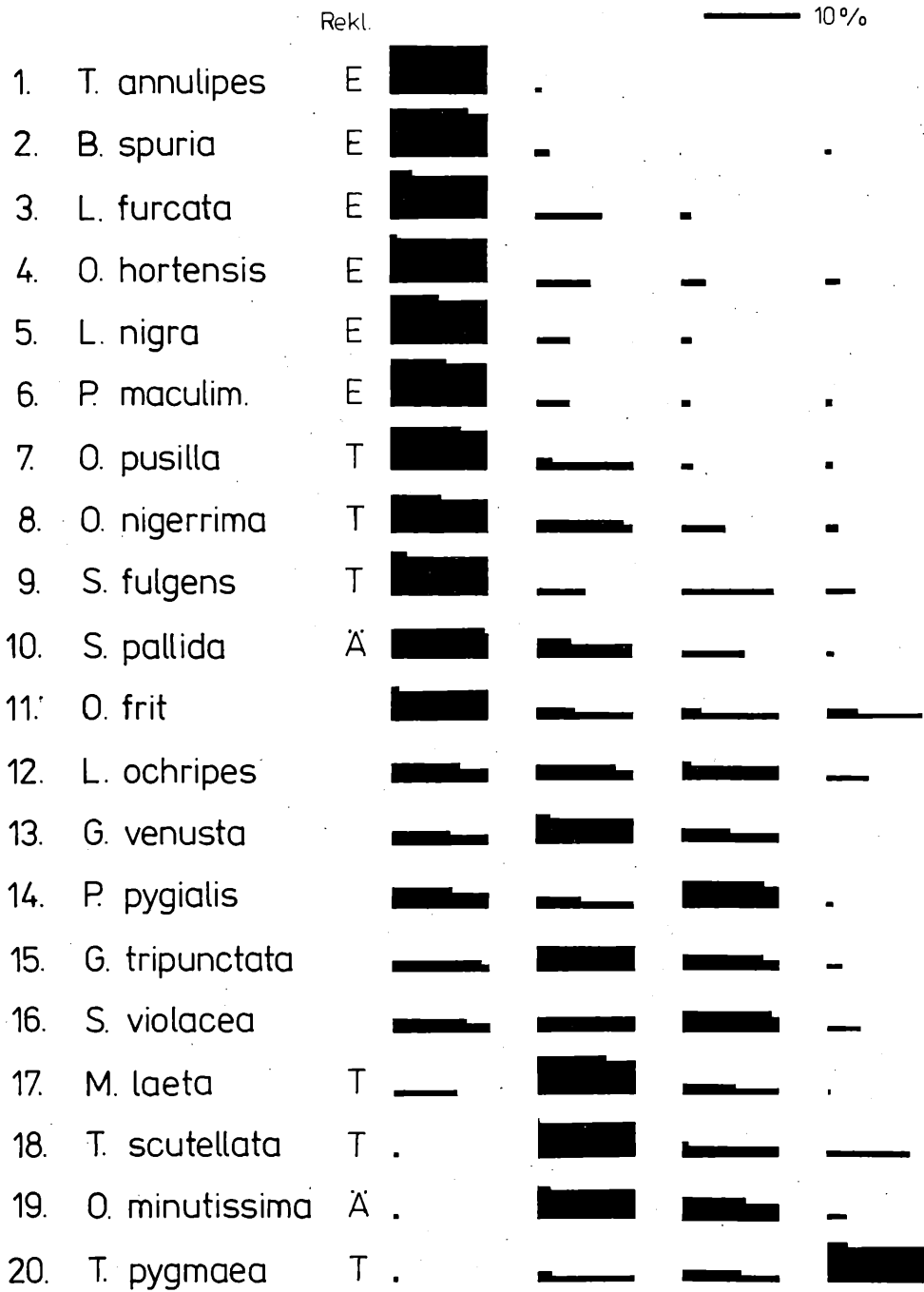


Abbildung 9

Die Repräsentanz (prozentuale Individuenverteilung über die Probestellen) der 20 individuenreichsten Dipterenarten auf den vier Untersuchungsflächen im Leutratl während des ersten Untersuchungszeitraumes (1971 - 1974). E, Exklusive =  $\geq 90\%$  Repräsentanz (Re) in einer Probestelle; T, Transgrediente =  $\geq 70\%$  Re in einer von zwei benachbarten Probestellen; Ä, Äquale =  $\geq 90\%$  Re in zwei benachbarten Probestellen.

Die Kenntnis der typischen Trockenrasenarten auch unter den Dipteren dürfte eine Voraussetzung dafür sein, naturschutzbezogene Flächenbewertungen zu erleichtern.

## 8. Zoophage Arten

In jedem Rasenökosystem treten zoophage Dipteren-Imagines auf. Ihr Anteil an der Gesamtzahl der brachyceren Dipteren ist unterschiedlich groß. Kommen relativ viele räuberische Fliegen vor, dürften sie als Sekundärkonsumenten innerhalb der Nahrungsketten bzw. der Nahrungsnetze mitunter eine erhebliche Bedeutung besitzen und einen nennenswerten Faktor bei der Aufrechterhaltung der Ökosystemstabilität darstellen. Sicherlich spielen sie auch im Rahmen der biologischen Schädlingsbekämpfung gelegentlich eine nicht zu unterschätzende Rolle.

Untersucht man die prozentualen Anteile der zoophagen Imagines an der Gesamtzahl der brachyceren Dipteren in Rasenökosystemen, kommt man nach den vorliegenden Befunden in den naturnahen Rasenbiotopen des Leutratal (nn) und den durch die Immissionen des Düngemittelwerkes belasteten Rasenflächen im Saaletal (i) beim Vergleich dreier Strata, der Bodenoberfläche, der Kraut- und der Strauchschicht zu den folgenden Arten- und Individuenanteilen: In der Gehölzschicht stellen Arten- und Individuenzahlen der Zoophagen, die sich übrigens hauptsächlich aus Empididen- und Hybotiden-Arten zusammensetzen, 25-35% aller dort gesicherten brachyceren Zweiflügler dar. In der Krautschicht der Trocken- und Halbtrockenrasen ist der Prozentsatz der zoophagen Dipteren verhältnismäßig gering. Er beläuft sich im naturnahen Untersuchungsgebiet durchschnittlich auf etwas mehr als 5%, während der Artenanteil größer ist und bei 15-20% liegt. Deutlich geringer fallen die Werte für die entsprechenden Arten- und Individuenzahlen in beiden Strata des untersuchten Immissionsgebietes im Saaletal aus. Die Bodenfallenergebnisse hingegen weichen in beiden Untersuchungsgebieten nicht so deutlich voneinander ab (Abb. 10). Diese Beobachtungsergebnisse ließen sich durch Vergleichsuntersuchungen in mehreren Biotopen Thüringens bestätigen (BÄHRMANN unveröffentlicht). Werden auch Feuchtwiesen in den Vergleich einbezogen, zeigt sich, daß der Individuenreichtum der zoophagen Dipteren auf hier vorhandenen Gehölzen bedeutend größer ist als auf Bäumen und Sträuchern im Bereich von Trocken- und Halbtrockenrasen, während bei einer Gegenüberstellung der Artenzahlen keine derartigen Differenzen zutage treten. Auch in der Krautschicht der Feuchtwiesen sind die Individuenanteile der räuberischen Fliegen größer als in den Trockenrasen. Das trifft hier auch auf die Artendichte zu. Niedrige Individuendichten der zoophagen Dipteren ergaben sich in der Krautschicht des Immissionsgebietes bei Steudnitz und auf einer feuchten Salzwiese im Thüringer Becken bei Auleben, Kreis Nordhausen (Tab. 5, Nr. 2 und Nr. 16). Auch die Artendichte ist im Immissionsgebiet (Nr. 2) niedriger als in der

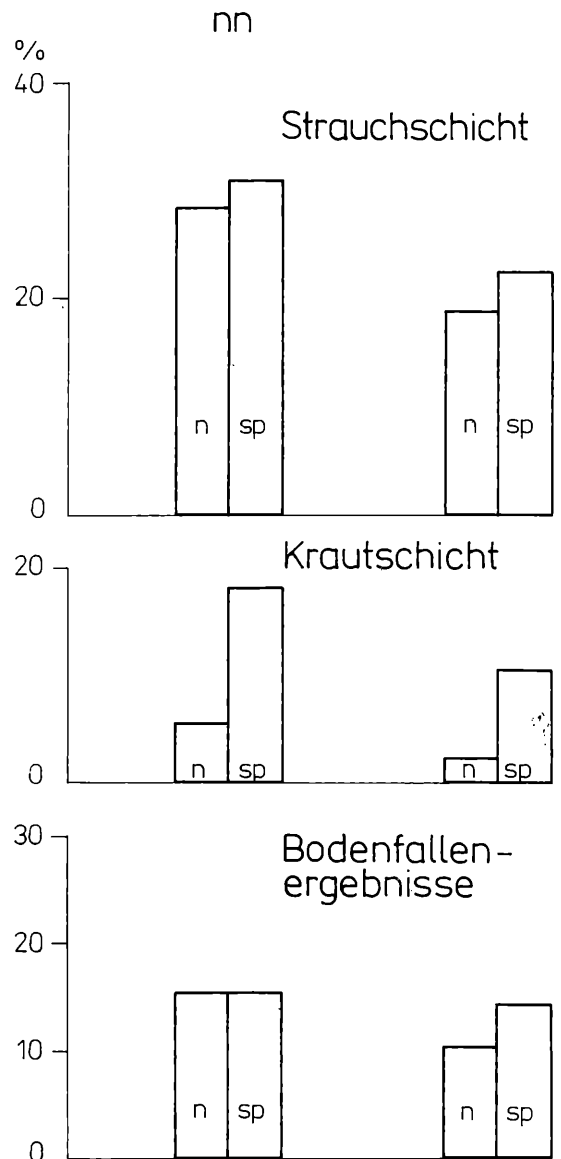


Abbildung 10

**Individuen (n)- und Artenanteile (sp) der im Imaginalstadium zoophagen Dipteren, die in drei unterschiedlichen Strata des Leutratal (nn) und des Immissionsgebietes (i) erbeutet werden konnten.**

Krautschicht der übrigen Rasenbiotope. Der Anteil der mit Bodenfallen erbeuteten zoophagen Zweiflügler ist auf den untersuchten Feuchtwiesen bemerkenswerterweise deutlich geringer als in den trockenen Rasenökosystemen. Relativ hohe Bodenfeuchte verhindert möglicherweise höhere Populationsdichten der zoophagen Dipteren, während die Artenzahlen keine derartigen Besonderheiten erkennen lassen.

Die in diesem Zusammenhang untersuchten 8 Probeflächen im Leutratal legen die Vermutung nahe, daß in den Trocken- und Halbtrockenrasen hauptsächlich dort überall relativ viele räuberische Fliegen vorkommen, wo sich Gehölze im näheren Umkreis der Rasenbiotope befinden bzw. wo die Rasenflächen von Gehölzen durchsetzt sind. Es wäre denkbar, daß das Mesoklima in Gehölznähe für die beobachteten Fliegenarten günstiger oder auch das Beutespektrum größer ist

Tabelle 5

Prozentualer Anteil der zoophagen Dipteren-Imagines in drei unterschiedlichen Strata (Gehölzen, G; Krautschicht, K; Bodenoberfläche, B) von mehreren Rasen-Ökosystemen Thüringens; n, Individuenzahl; sp, Artenzahl. Vergleiche auch Abbildung 12, Nr 3, 4, 5, 6: Leutratal. Weitere Erläuterungen im Text.

Fläche	Trocken-, Halbtrockenrasen (T)									Feuchtwiesen (F)							
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
G	n	26	171	600								1391	4847				
	%	18,6	18,9	26,5								51,9	39,1				
	sp	16	25	77								65					
	%	23,9	22,7	31,2								27,8					
K	n	214	575	1041	293	650	129	130	96	47		1808		94	375	268	
	%	4,3	1,6	6,1	5,4	3,9	5,8	6,1	5,4	3,9		14,1		9,8	17,6	4,5	
	sp	37	25	67	45	26	29	37	25	15		48			76	54	
	%	23,0	10,4	16,5	18,7	16,6	20,4	23,6	17,4	14,9					28,2	27,8	
B	n	448	727	171							337		327	21	40		
	%	14,5	10,5	14,5							23,7		8,9	9,1	3,5		
	sp	24	30	18							21		52	10			
	%	19,3	14,5	13,9							15,9		23,8	19,6			

als auf freien Rasenflächen und sich für die räuberischen Dipteren dadurch günstigere Lebensbedingungen ergeben, woraus sich die hier vorhandene höhere Dichte der Zoophagen erklären ließe (Abb. 11).

13-21, die in der Krautschicht und 22-26, die vor allem in Bodennähe dominieren. Diese Tatsache dürfte u. a. Ausdruck für eine Nischenspreizung sein. Bemerkenswert ist schließlich auch die Beobachtung, daß drei von den bevorzugt bodennah lebenden 5 Arten eine beachtliche saisonale Streubreite aufweisen, d. h., daß diese Arten entweder ganzjährig oder zumindest während mehrerer Monate erbeutet werden konnten. Dies sind die Arten *Crossopalpus nigritellus*, *Tachydromia arrogans* und *Stilpon graminum*. Möglicherweise ist es die bodennahe Lebensweise bei verhältnismäßig ausgeglichenen Valenzbedingungen, die ein jahreszeitlich ausgedehntes Vorkommen dieser Arten im Imaginalzustand ermöglicht, was

Besonders auf mit Gehölzen durchsetzten Feuchtwiesen wird deutlich, daß hier drei Artengruppen der zoophagen Empididen und Hybotiden existieren, die in unterschiedlichem Umfang eines der drei Strata Bodenoberfläche, Krautschicht und Strauchschicht besiedeln (Abb. 12). Von den in Abbildung 12 dargestellten, verhältnismäßig häufigen Empididen- und Hybotiden-Arten sind es die Arten Nr.1-12, die in der Strauchschicht,

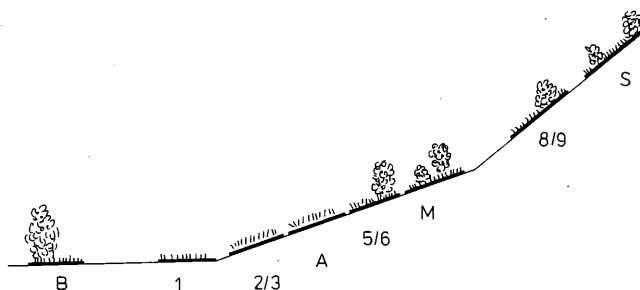
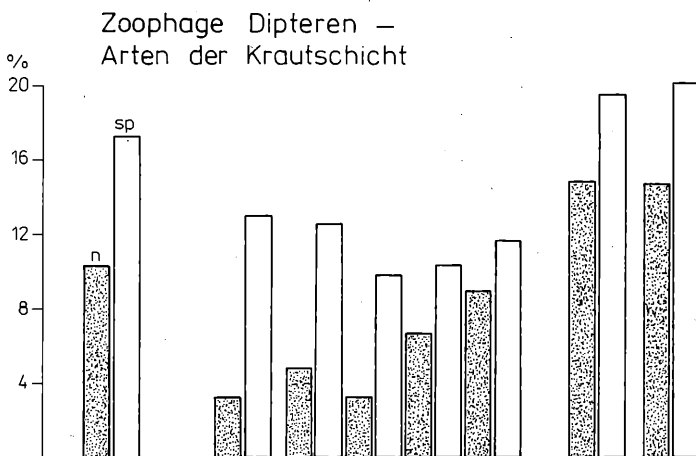


Abbildung 11

Individuen (n)- und Artendichte (sp) der durch Kescherfänge erbeuteten zoophagen Dipteren auf 8 verschiedenen Probleflächen im Leutratal, von denen sich die Flächen B, 5/6, M, 8/9 und S durch einzelne Gehölze im Bereich der Rasenbiotopie auszeichnen. Weitere Erläuterungen im Text.

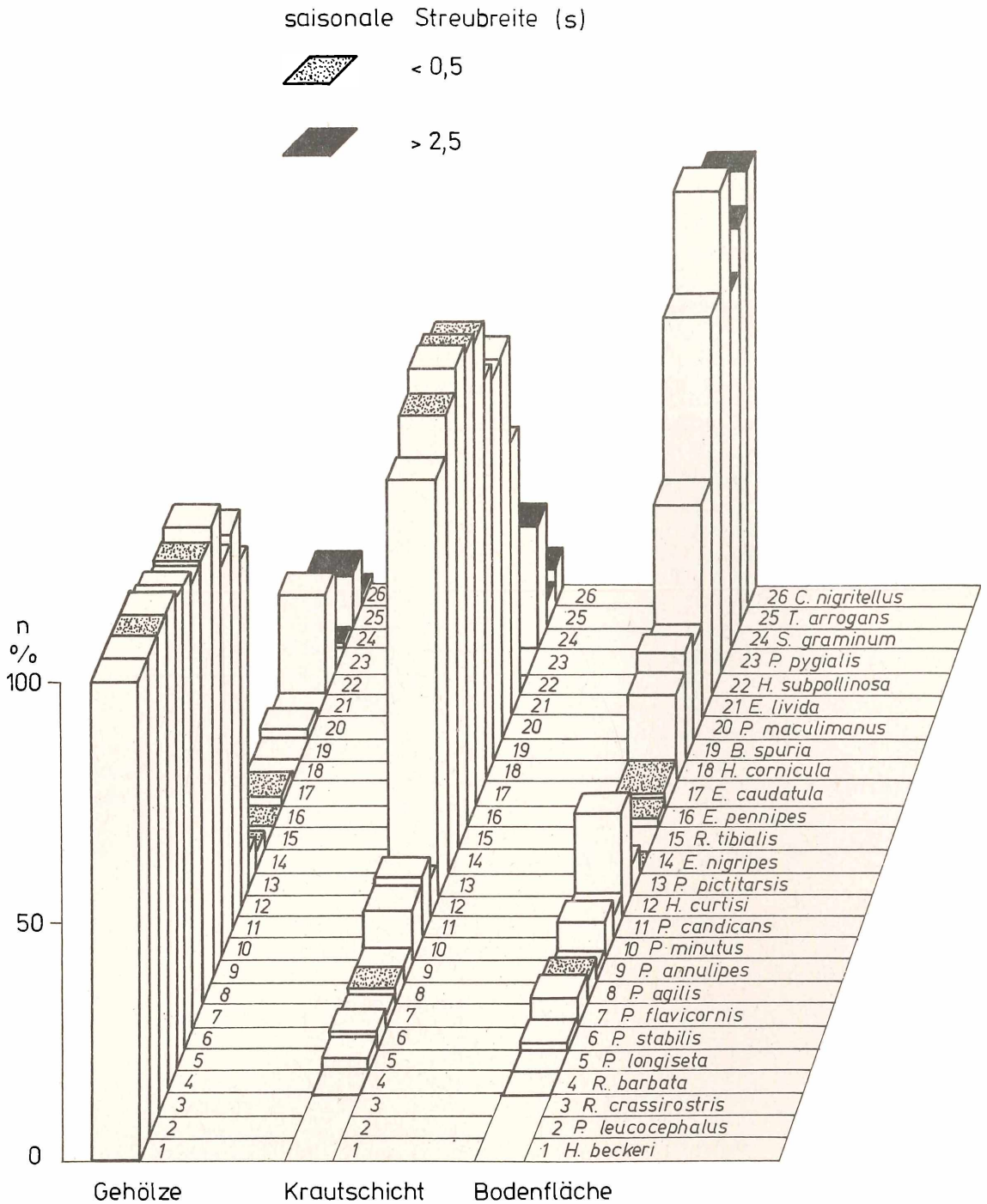


Abbildung 12

Individuendichte der 26 häufigsten Empididen- und Hybotiden-Arten, die im NSG „Apfelstädter Ried“ bei Erfurt in Thüringen in drei unterschiedlichen Strata erbeutet werden konnten. Deutlich sind drei Artengruppen mit relativ hohen Individuendichten voneinander zu unterscheiden. Die Arten mit hoher saisonaler Streubreite ( $S > 2,5$ ) leben vor allem bodennah; 1 s entspricht einem Zeitraum von 14 Tagen.

für Gehölbewohner, aber auch für die Krautschichtarten in der Regel nicht zutrifft. Wobei allerdings noch nichts über die Generationenfolge ausgesagt ist.

Vergleicht man die prozentualen Individuen- und Artenanteile der zoophagen Dipteren in den Halbtrocken- und Trockenrasen des Leutratales während der 70er und der 80er Jahre, ergeben sich recht auffällige Übereinstimmungen (Tab. 6). Individuen- und Artendichte der Zoophagen

nehmen von der Probefläche A über M nach S deutlich zu. Die zoophage Dipterenfauna ist auf der mit Gehölzen durchsetzten und von Nadelwald begrenzten Trockenrasenfläche S artenreicher und durch eine höhere Mannigfaltigkeit ausgezeichnet als diejenige des Mesobrometums (Probefläche M und A). Die Gesamtzahlen der prozentualen Individuen- und Artendichte stimmen in beiden Untersuchungsperioden recht gut miteinander überein, auch die beiden Werte für die durchschnittliche Biotopbreite, ermittelt nach

Tabelle 6

Zoophage Dipteren-Imagines (%) aus Kescherfängen (Leutraal bei Jena). Weitere Erläuterungen im Text.

Untersuchungszeiträume	Probefläche	A	M	S	Summen	Durchschnittliche Biotopbreite
1971 - 1974	Individuen	3,3	9,0	15,4	588 (= 7,5%)	1,33
	Arten	11,7	12,9	21,6	47 (= 15,3%)	
1983 - 1985	Individuen	3,4	4,4	8,8	292 (= 5,3%)	1,30
	Arten	13,0	14,4	19,0	45 (= 18,7%)	
Ähnlichkeitsmaß nach BRAY & CURTIS		0,43	0,22	0,53		

COLWELL & FUTUYMA (1971), ist in beiden Zeiträumen nahezu gleich groß. Diese Ergebnisse sprechen für eine verhältnismäßig hohe Stabilität der zoophagen Dipteren-Gemeinschaften in den trockenen Rasenbiotopen des naturnahen Leutraales. Die für die Untersuchungsfläche M ermittelte relativ niedrige Maßzahl nach BRAY & CURTIS (SOUTHWOOD 1978), die einen Ähnlichkeitswert darstellt, zeigt an, daß im Mesobrometum (M-Fläche) die Veränderung der Artenzusammensetzung innerhalb der Zoophagen im Verlauf eines Jahrzehnts größer als in A und S gewesen ist, was u. a. auf die besonders in dieser Fläche des Mesobrometums ausgeprägte Zunahme der Verbuschung zurückzuführen sein dürfte.

Übersicht über sämtliche erwähnten Dipterenarten in alphabetischer Reihenfolge

<i>affinis</i> FLL.	<i>Phytomyza</i>	<i>flavipennis</i> (LOEW)	<i>Oxyina</i>
<i>agilis</i> (MG.)	<i>Platypalpus</i>	<i>frit</i> (L.)	<i>Oscinella</i>
<i>albipalpis</i> (MG.)	<i>Incertella</i>	<i>frontella</i> (FLL.)	<i>Conioscinella</i>
<i>albisetosa</i> (DUDA)	<i>Oscinimorpha</i>	<i>fulgens</i> MG.	<i>Sepsis</i>
<i>annulipes</i> (MG.)	<i>Platypalpus</i>	<i>furcata</i> (FLL.)	<i>Lonchoptera</i>
<i>annulipes</i> MG.	<i>Themira</i>	<i>germinationis</i> (L.)	<i>Opomyza</i>
<i>arrogans</i> (L.)	<i>Tachydromia</i>	<i>graminum</i> (FLL.)	<i>Scaptomyza</i>
<i>atra</i> (MG.)	<i>Copromyza</i>	<i>graminum</i> (FLL.)	<i>Stilpon</i>
<i>atra</i> (MG.)	<i>Pseudonapomyza</i>	<i>guttata</i> (FLL.)	<i>Hyadina</i>
<i>auratus</i> (F.)	<i>Chrysopilus</i>	<i>hortensis</i> COLL.	<i>Oscinella</i>
<i>barbata</i> (MCQ.)	<i>Rhamphomyia</i>	<i>immaculata</i> (MG.)	<i>Symphoromyia</i>
<i>beckeri</i> STROBL	<i>Hilara</i>	<i>ingratus</i> (LOEW)	<i>Dicraeus</i>
<i>candicans</i> (FLL.)	<i>Platypalpus</i>	<i>juncorum</i> (FLL.)	<i>Chamaemyia</i>
<i>caudatula</i> LOEW	<i>Empis</i>	<i>laeta</i> MG.	<i>Meromyza</i>
<i>cicerina</i> (RD.)	<i>Liriomyza</i>	<i>laterale</i> (HAL.)	<i>Melanum</i>
<i>cinctellum</i> (ZTT.)	<i>Aphanotrigonum</i>	<i>leucocephalus</i> (v. ROS.)	<i>Platypalpus</i>
<i>cineracea</i> HDL.	<i>Phytomyza</i>	<i>livida</i> (L.)	<i>Empis</i>
<i>clunipes</i> (MG.)	<i>Spelobia</i>	<i>longiseta</i> (ZTT.)	<i>Platypalpus</i>
<i>cornicula</i> LOEW	<i>Hilara</i>	<i>lutea</i> PZ.	<i>Lonchoptera</i>
<i>cornuta</i> (FLL.)	<i>Elachiptera</i>	<i>maculimana</i> (ZTT.)	<i>Platypalpus</i>
<i>coxata</i> (STENH.)	<i>Opacifrons</i>	<i>mallochii</i> (STURTEV.)	<i>Pelomyiella</i>
<i>crassirostris</i> (FLL.)	<i>Rhamphomyia</i>	<i>minutissima</i> (STROBL)	<i>Oscinimorpha</i>
<i>cribrata</i> (STENH.)	<i>Scatophila</i>	<i>minutus</i> (MG.)	<i>Platypalpus</i>
<i>curtisi</i> COLL.	<i>Hilara</i>	<i>nigerrima</i> (MCQ.)	<i>Oscinella</i>
<i>cynipsea</i> (L.)	<i>Sepsis</i>	<i>nigra</i> OLIV.	<i>Leptocera</i>
<i>fasciola</i> (MG.)	<i>Rhopalopterus</i>	<i>nigripes</i> F.	<i>Empis</i>
<i>femorata</i> MCQ.	<i>Meromyza</i>	<i>nigritellus</i> (ZTT.)	<i>Crossopalpus</i>
<i>fenestralis</i> (FLL.)	<i>Pteremis</i>	<i>nigriventris</i> MCQ.	<i>Meromyza</i>
<i>fimetaria</i> (MG.)	<i>Copromyza</i>	<i>nitidula</i> (FLL.)	<i>Psilopa</i>
<i>flava</i> (FLL.)	<i>Scaptomyza</i>	<i>ochripes</i> (MG.)	<i>Spelobia (Limosina)</i>
<i>flavicornis</i> (MG.)	<i>Platypalpus</i>	<i>orthocnemis</i> FREY	<i>Sepsis</i>
<i>flavimana</i> MG.	<i>Sepsis</i>	<i>pallida</i> (ZTT.)	<i>Scaptomyza</i>
		<i>pallidicornis</i> (COLL.)	<i>Platypalpus</i>
		<i>pennatus</i> MG.	<i>Dolichopus</i>
		<i>pennipes</i> L.	<i>Empis</i>
		<i>picta</i> (FLL.)	<i>Nostima</i>
		<i>pictitarsis</i> (BECK.)	<i>Platypalpus</i>
		<i>plagiatus</i> LOEW	<i>Hercostomus</i>
		<i>polystigma</i> (MG.)	<i>Chamaemyia</i>
		<i>punctum</i> (L.)	<i>Sepsis</i>
		<i>pusilla</i> (MG.)	<i>Oscinella</i>
		<i>pygialis</i> CHVÁLA	<i>Platypalpus</i>
		<i>pygmaea</i> (MG.)	<i>Trachysiphonella</i>
		<i>ranunculi</i> HAL.	<i>Hydrellia</i>
		<i>ranunculi</i> (SCHRK.)	<i>Phytomyza</i>
		<i>ringens</i> LOEW	<i>Chlorops</i>
		<i>schoenherri</i> (FLL.)	<i>Pherbellia</i>
		<i>scutellata</i> (v. ROSER)	<i>Trachysiphonella</i>
		<i>serena</i> (FLL.)	<i>Fannia</i>
		<i>spuria</i> (FLL.)	<i>Bicellaria</i>

<i>stabilis</i> (COLL.)	<i>Platypalpus</i>
<i>subpollinosa</i> COLL.	<i>Hilara</i>
<i>tibialis</i> MG.	<i>Rhamphomyia</i>
<i>trigonella</i> DUDA	<i>Oscinella</i>
<i>tripunctata</i> FLL.	<i>Geomyza</i>
<i>tuberculifera</i> CORTI	<i>Elachiptera</i>
<i>unguicornis</i> (SCOP.)	<i>Limnia</i>
<i>vagans</i> (MG.)	<i>Dicraeus</i>
<i>venusta</i> (MG.)	<i>Geomyza</i>
<i>violacea</i> MG.	<i>Sepsis</i>
<i>vitripennis</i> (ZTT.)	<i>Minilimosina</i>

## 9. Zusammenfassung

1. In naturnahen wie auch in industrienahen und damit in durch Immissionen belasteten Rasen-ökosystemen sind Dipteren durch hohe Artenzahlen vertreten, wobei sich die Artendichte mit abnehmender Bodenfeuchte und Strukturmanigfaltigkeit der Vegetation verringert.

2. Die Dominanzstruktur der Dipterenarten naturnaher Rasenbiotope unterscheidet sich deutlich von derjenigen in anthropogen veränderten Rasengesellschaften. Während die Dominanzkurven der Zweiflügler in naturnahen Halbtrocken- und Trockenrasen, aber auch auf Feuchtwiesen einen relativ flachen Verlauf nehmen, haben sie in anthropogen belasteten Rasenökosystemen eine steile Form, was auf die hohen Individuendichten der ranghöchsten Arten in diesen Biotopen zurückzuführen ist. Sowohl in natur- wie auch in industrienahen Rasenbiotopen treten charakteristische Dipterenarten auf, die zum Teil eine bemerkenswerte Zeitkonstanz erkennen lassen. Beispiele dafür bieten die Arten *Meromyza laeta*, *Trachysiphonella scutellata*, *T. pygmaea*, *Spelobia ochripes*, *Crossopalpus nigritellus*. Deutliche Differenzen in der Artenzusammensetzung bestehen zwischen naturnahen und anthropogen belasteten, industrienahen Rasenbiotopen.

3. Einzelne Artengruppen, die zugleich einheitliche Lebensformtypen repräsentieren, wie Saprophage, Phytosaprophage oder Zoophage, können über eine längere Zeit von mehreren Jahren nicht allein in der Artenzusammensetzung, sondern auch in der Rangfolge der Arten ein hohes Maß an Konstanz aufweisen, was insbesondere für die Sphaeroceriden-Arten und offensichtlich auch für andere Artengruppen zutrifft, deren Vertreter im Imaginalstadium vorwiegend in Bodennähe leben.

Nur wenige der erbeuteten Arten kommen in den Untersuchungsgebieten gleichzeitig euryök und zeitkonstant vor. Zu ihnen gehören die bodennah lebenden Arten *Crossopalpus nigritellus* und *Minilimosina vitripennis* sowie die eurytope Chloropiden-Art *Oscinella frit*. Ausdruck für eine verhältnismäßig hohe Konstanz der Dipterenfauna in den naturnahen Halbtrocken- und Trockenrasenbiotopen ist auch die zwischen den 70er und den 80er Jahren ermittelte Dominanzidentität in den Untersuchungsflächen des Mesobrometums.

4. Hervorzuheben sind die jährlichen Fluktuationen auf der Artenebene, die mit den hohen Artenzahlen der Zweiflügler in den untersuchten Biotopen in Zusammenhang gebracht werden

können und bei denen die große Zahl der Rezedenten besonders ins Gewicht fällt. In den naturnahen Halbtrockenrasen erreichen die Artenfluktuationen zwischen den Untersuchungsjahren 1971/1974 und 1983/1985 über 40% und liegen in den Trockenrasenflächen des Seslerietums noch darüber.

5. Von den einzelnen Lebensformtypen wurden die Zoophagen genauer untersucht. In natur- wie industrienahen Rasengesellschaften ist der Prozentsatz der im Imaginalstadium zoophag lebenden Arten auf Gehölzen, die sich im Bereich der Rasenflächen befinden, größer (im Durchschnitt 26%) als der Anteil der Zoophagen in der Krautschicht oder an der Bodenoberfläche (Durchschnitt 18%). Die Individuendichte der räuberischen Fliegen ist auf Gehölzen verhältnismäßig groß (21-22%), in der Krautschicht der Trocken- und Halbtrockenrasen hingegen gering (4-5%). Die prozentuale Artendichte liegt hier bei 14-24%. Die mit Bodenfallen ermittelte Aktivitätsdichte der Zoophagen ist relativ hoch. Ca. 15% der mit Bodenfallen erbeuteten Dipteren in den Trocken- und Halbtrockenrasen bestehen aus Zoophagen; niedriger ist sie auf Feuchtwiesen (ca. 7%). Die Artendichte ist aber auch bei den räuberischen Dipteren auf Feuchtwiesen größer als diejenige der Zoophagen in Trockenrasen. Extrem niedrig ist die Individuendichte der krautschichtbewohnenden räuberischen Fliegen im untersuchten Immissionsgebiet des Saaletales bei Steudnitz. Sie stellt lediglich 1,6% der Gesamtindividuenzahl dar. Auch die prozentuale Artendichte ist hier geringer als in vergleichbaren naturnahen Trockenrasen.

6. Nach der für die Zoophagen ermittelten  $\beta$ -Diversität (Maßzahl nach BRAY & CURTIS) nimmt mit zunehmender Verbuschung der Halbtrockenrasen die Artenmannigfaltigkeit ab, womit auf ein schwerwiegendes Problem des Biotop-schutzes aufmerksam gemacht werden soll.

7. Eine Übersicht über sämtliche im Text erwähnte Dipterenarten ergänzt in Tabellenform Abbildungen und tabellarische Darstellungen.

## 10. Literatur

ARNDT, U., NOBEL, W., SCHWEIZER, B. (1987): Bioindikatoren. Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

BÄHRMANN, R. (1980): Ökofaunistische Untersuchungen an Halmfliegen (Chloropidae, Diptera) in Rasenbiotopen des Leutrales bei Jena (Thüringen). – Zool. Jb. Syst. 107, 235-264.

————— (1984): Die Zweiflügler (Diptera Brachycera) der Kraut- und Strauchschicht des Leutrales bei Jena (Thüringen) – ein ökofaunistischer Vergleich. – Zool. Jb. Syst. 111, 175-217.

————— (1985): Untersuchungen zur Diversität und Stabilität der Dipterenfauna einer naturnahen und einer anthropogen beeinflussten Rasenkatena bei Jena/Thüringen. – Zool. Jb. Syst. 112, 235-248.

- (1987):  
Zweiflügler (Diptera Brachycera) thüringischer Rasenbiotope unter besonderer Berücksichtigung des Leutrales bei Jena. – *Wiss. Z. Friedrich-Schiller-Univ. Jena, Naturwiss. R.*, 36, 349-373.
- , WEIPERT, J. (1989):  
Die Chloropidenfauna (Diptera, Chloropidae) immisionsgeschädigter Rasenbiotope im Saaleetal bei Jena (Thür.). XV. Beitrag über den Einfluß von Luftverunreinigungen auf Ökosysteme. – *Beitr. Ent. Berlin* 39, 279-317
- BONESS, M. (1953):  
Die Fauna der Wiesen unter besonderer Berücksichtigung der Mahd. – *Z. Morph. Ökol. Tiere* 42, 225-277
- COLWELL, R.K., FUTUYMA, D.J. (1971):  
On the measurement of niche breadth and overlap. – *Ecology* 52, 567-576.
- DOSKOČIL, J., HŮRKA, K. (1962):  
(Entomofauna der Wiese, Verband Arrhenatherion elatioris und ihre Entwicklung). – *Roz. Čsl. akad. ved.* 72, 1-100.
- MÜLLER, H.J., BÄHRMANN, R., HEINRICH, W., MARSTALLER, R., SCHÄLLER, WITSACK, W. (1978):  
Zur Strukturanalyse der epigäischen Arthropodenfauna einer Rasen-Katena durch Kescherfänge. – *Zool. Jb. Syst.* 105, 131-184.
- OST, G. (1979):  
Auswirkungen der Mahd auf die Artenmannigfaltigkeit (Diversität) eines Seggenriedes am Federsee. – *Veröff. Natursch. Landschaftspf. Bad.-Württ.* 49/50, 407-439.
- PLACHTER, H. (1989):  
Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten. – *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, Bonn - Bad Godesberg*, H. 29, 107-135.
- SCHUBERT, R., Hrsg., (1985):  
Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. – Gustav Fischer Verlag, Jena.
- ŠKAPEC, L. (1979):  
Two methods used for quantitative sampling of insects in the investigation of the grassland at Kamencky. In: RYCHNOWSKÁ, M. (ed.): *Progress Report on MAB Project No 91, Function of grasslands in spring region.* – Kamencky Project, Brno. 189-194.
- SOUTHWOOD, T.R.E. (1978):  
Ecological methods with particular reference to the study of insect populations. – Chapman and Hall, London.
- TISCHLER, W. (1980):  
Biologie der Kulturlandschaft. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- (1984):  
Einführung in die Ökologie. 3. Aufl. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- WITSACK, W. (1975):  
Eine quantitative Keschermethode zur Erfassung der epigäischen Arthropoden-Fauna. – *Entomol. Nachr., Dresden*, 8, 123-128.

**Anschrift des Verfassers:**

Doz. Dr. habil. Rudolf Bährmann  
Friedrich-Schiller-Universität Jena  
Institut für Ökologie  
Biologische Fakultät  
Neugasse 23  
D(O)-6900 Jena



# Dauerbeobachtungen und historische Vergleiche zu Veränderungen in der Bodenfauna des Wattenmeeres

Karsten Reise

## 1. Einleitung

Seit 1985 sind weite Teile des Wattenmeeres zum Nationalpark erklärt worden. Ökologische Dauerbeobachtungen sind notwendig, um die Wirkung der Schutzmaßnahmen zu kontrollieren und um von außen einwirkende Schädigungen zu erkennen. Für die Bodenfauna des Wattenmeeres wird diskutiert, welche Tierarten und welche Vorgehensweisen für ein Überwachungsprogramm geeignet sind.

## 2. Dauerbeobachtungen an größeren Formen der Wattbodenfauna

Eine Gesamtanalyse der Bodenfauna ist methodisch sehr aufwendig und arbeitsintensiv. Für Dauerbeobachtungen wird daher eine Auswahl zu treffen sein. Zu fragen ist:

1. Kann die Populationsstärke mit einfachen Methoden erfaßt werden? Voraussetzung dafür ist vor allem, daß die zu zählenden Organismen nicht zu klein, dennoch häufig und möglichst gleichförmig verteilt sind.

2. Liegt der Verbreitungsschwerpunkt im Wattenmeer? Populationen, die außer im Wattenmeer auch in der tieferen Nordsee verbreitet sind, werden mit ihren Bestandsschwankungen integrierend auf die Lebensbedingungen beider Regionen antworten. Das gilt besonders dann, wenn sie pelagische Larvenstadien haben, die mit den Strömungen weit verdriftet werden. Spezifische Aussagen zum Zustand des Wattenmeeres sind von diesen Arten nicht ableitbar.

3. Wird das gesamte Gebiet des Wattenmeeres besiedelt? Die weite Verbreitung einer Art ist Voraussetzung, um auch lokal begrenzte Phänomene im Wattenmeer aufdecken zu können. Die übrige Region gilt dann als Referenzgebiet.

4. Liegt eine permanente Besiedlung des Wattenmeeres vor mit möglichst geringen, natürlichen Schwankungen der Populationsstärke in Raum und Zeit? Zeitliche Trendanalysen werden durch "Nullwerte" und eine hohe Varianz der Häufigkeitsdaten erschwert. Trends werden um so früher erkannt, je geringer die Fluktuationen sind.

5. Ist die Population frei von einer direkten wirtschaftlichen Nutzung? Unterliegen Arten einer fischereilichen Nutzung, so sind ihre Populationsstärken auch von marktwirtschaftlichen Vorgängen, von Quotenregelungen oder der Fangtechnik abhängig. Zur Verhinderung einer Übernutzung sind Dauerbeobachtungen angebracht. Sie erlauben aber meist wenig Rückschlüsse auf den Zustand des gesamten Ökosystems.

6. Ist die Art schon seit langem im Wattenmeer ansässig? In der vergangenen Zeit sind durch Schifffahrt und Muschelkulturen exotische Arten in das Wattenmeer eingeschleppt worden. Deren Populationsstärken unterliegen oft noch einer historischen Entwicklung bis die ökologische Einnischung abgeschlossen ist.

7. Ist die Art im Wattenmeer genetisch einheitlich und ist sie taxonomisch gut bearbeitet? Bei Sammelarten, die aus morphologisch nicht oder schwer trennbaren Untereinheiten bestehen, ist die Interpretation von Bestandsschwankungen kompliziert. Für historische Vergleiche ist wichtig, daß eine Art auch in früheren Bearbeitungen als dieselbe Einheit aufgefaßt wurde.

Nur für wenige Arten der Wattbodenfauna können die Fragen 1 bis 7 mit einem Ja beantwortet werden (Abb.1). Von den bekannteren Arten der Wattbodenfauna scheidet die Herzmuschel *Cerastoderma edule* aus wegen Nichterfüllung von Kriterium 4, 5 und 7, die Miesmuschel *Mytilus*

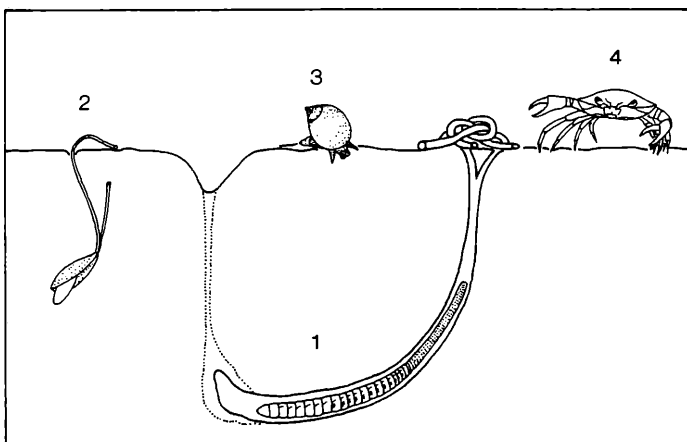


Abbildung 1

Für die Dauerbeobachtung der Populationsstärke besonders geeignete Arten der Wattbodenfauna: 1 *Arenicola marina* (Wattwurm), 2 *Macoma balthica* (Plattmuschel), 3 *Littorina littorea* (Strandschnecke), 4 *Carcinus maenas* (Strandkrabbe).

*edulis* wegen 1, 4 und 5, die Sandklaffmuschel *Mya arenaria* wegen 1, 4 und 6, die Wattschnecke *Hydrobia ulvae* wegen 1 und 7, die Polychaeten *Nereis diversicolor* und *Heteromastus filiformis* wegen 4, *Scoloplos armiger* wegen 2, *Lanice conchilega* und *Nephtys hombergi* wegen 2 und 4, der Schlickkrebis *Corophium volutator* wegen 4, die im Sublitoral verbreiteten Seesterne (*Asterias rubens*) und Einsiedlerkrebse (*Pagurus bernhardus*) wegen 2 und 3.

Alle Kriterien werden vom Wattwurm *Arenicola marina* erfüllt. Die Siedlungsdichte kann durch einfaches Auszählen der Kotschnurhäufchen ermittelt werden. Jungtiere sind oft in Brutwatten des oberen Gezeitenbereiches konzentriert und wandern von dort nach und nach in die Altwurmsiedlungen ein. Diese weisen eine räumlich und zeitlich sehr gleichförmige Siedlungsdichte auf (REISE 1985). Mit seiner Wühltätigkeit und der Anlage von Wohngängen trägt der Wattwurm bedeutend zur Biotopgestaltung bei und beeinflusst dadurch viele andere Arten. Mit seiner Biomasse dominiert er auf vielen Watten (BEUKEMA 1976) und nimmt deshalb im trophischen Netz eine Schlüsselstellung ein.

Die Plattmuschel *Macoma balthica* erfüllt ebenfalls alle Kriterien. Außer im Wattenmeer kommt sie allerdings noch recht häufig im Schlickgebiet der Helgoländer Bucht vor (SALZWEDEL et al. 1985). Durch die Anlage deutlicher Jahresringe ist eine exakte Altersbestimmung möglich und Wachstumsvorgänge können an der Schale abgelesen werden. BEUKEMA und CADEE (1986) zeigten, daß bei *M. balthica* im holländischen Wattenmeer

das Wachstum von 1969 bis 1984 eine zunehmende Tendenz aufwies.

Die Strandschnecke *Littorina littorea* bleibt wie der Wattwurm weitgehend auf den Gezeitenbereich beschränkt. Ohne besondere Hilfsmittel können die Schnecken auf Flächeneinheiten gezählt und gesammelt werden. Allerdings konzentriert sich die Verteilung oft auf bestimmte Biotopstrukturen wie Muschelbänke oder Seegraswiesen und kann sich durch saisonale Wanderungen der Schnecken ändern. Jungtiere können mit der ähnlichen *Littorina saxatilis* verwechselt werden.

Bei der Strandkrabbe *Carcinus maenas* halten sich nur die Jungtiere dauerhaft im Gezeitenbereich auf. Die älteren Krabben wandern mit den Gezeiten oder bleiben in der Dauerflutungszone. Relative Bestandsabschätzungen sind am besten mit einer Dredge vom Schiff aus durchzuführen. Ersatzweise kann im Gezeitenbereich die Aktivitätsdichte mit Fallen ermittelt werden. Im Winter verkriecht sich die Strandkrabbe und entzieht sich damit diesen Fangmethoden.

Von den für Dauerbeobachtungen besonders geeigneten vier Arten (Abb.1) sind die ersten drei Mikroalgen- und Bakterienfresser und die letzte Art ein Räuber. Zwei leben im Boden und zwei auf dem Boden. Die Kehrseite bei Erfüllung der Kriterien 2, 3 und 4 ist möglicherweise eine geringe Sensibilität gegenüber anthropogenen Störungen. Während diese vier Arten wegen ihrer hohen Anpassungsfähigkeit an diesen von der Natur aus sehr wechselhaften Lebensraum noch unbeeinträchtigt sind, können andere Arten schon aus dem Watt verschwunden sein. Es

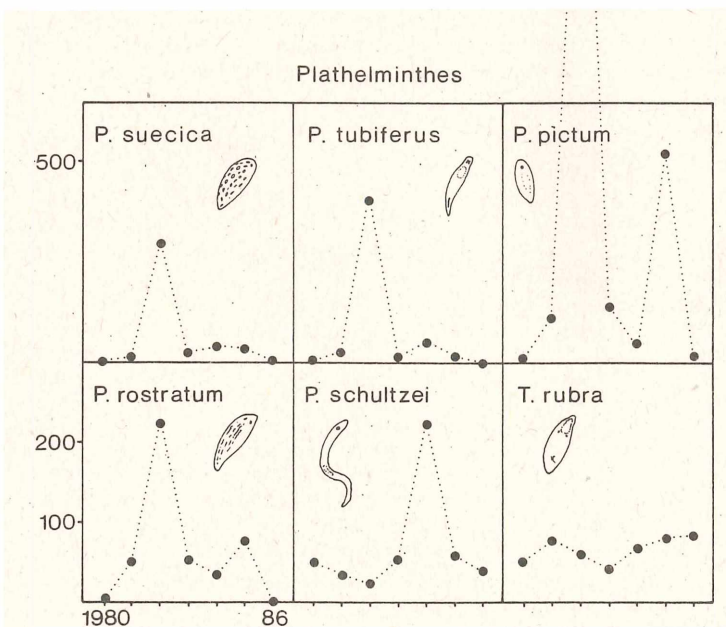


Abbildung 2

Individuenzahlen in 520 cm<sup>3</sup> Sediment von Juni 1980 bis Juni 1986 der Turbellariensarten *Pogaina suecica*, *Provortex tubiferus*, *Postmecynostomum pictum*, *Promesostoma rostratum*, *Promonotus schultzei* und *Typhlopolycystis rubra* in einem Sandwatt bei Sylt.

scheint daher riskant, ein Dauerbeobachtungsprogramm allein auf diese „robusten“ Arten abzustellen. An einigen ausgewählten Dauerstationen sollte auch eine Analyse der Gesamtfaua erfolgen, um Veränderungen im Artenspektrum feststellen zu können.

### 3. Dauerbeobachtungen an kleineren Formen der Wattbodenfauna

Während die größeren Formen der Wattbodenfauna im Vergleich zur tieferen Nordsee relativ artenarm sind, entfalten die kleineren eine beachtliche Artenfülle. Das gilt besonders für die freilebenden Plathelminthen (REISE 1988). Diese Turbellarien sind meist weniger als 5 mm lang, leben nahe der Bodenoberfläche und entlang der Wohnbauten größerer Tiere des Wattbodens.

Über einen Zeitraum von 7 Jahren nahm ich jeden Juni von 26 Mikrohabitaten im Wattboden jeweils 10 Sedimentproben von 2 cm<sup>3</sup> und fand insgesamt 90 Plathelminthenarten in einem Areal von 100 m<sup>2</sup>. Fast alle Arten, die an der Bodenoberfläche leben, zeigten 1982 eine äußerst hohe Siedlungsdichte (Abb.2: obere Reihe und links unten). Für die an den Wohnhängen des Wattwurmes *Arenicola marina* lebenden Arten war 1982 dagegen kein ungewöhnliches Jahr (Abb.2: untere Reihe Mitte und rechts). Die auf das Mikrohabitat „Freßtasche“ der *Arenicola*-Bauten spezialisierte *Typhlopolycystis rubra* bleibt abweichend von allen übrigen Arten in ihrer Populationsstärke nahezu konstant.

Keine Art zeigt einen zu- oder abnehmenden Trend über die 7 Jahre. Die Artenzahl pro Jahr

### PLATHELMINTHES

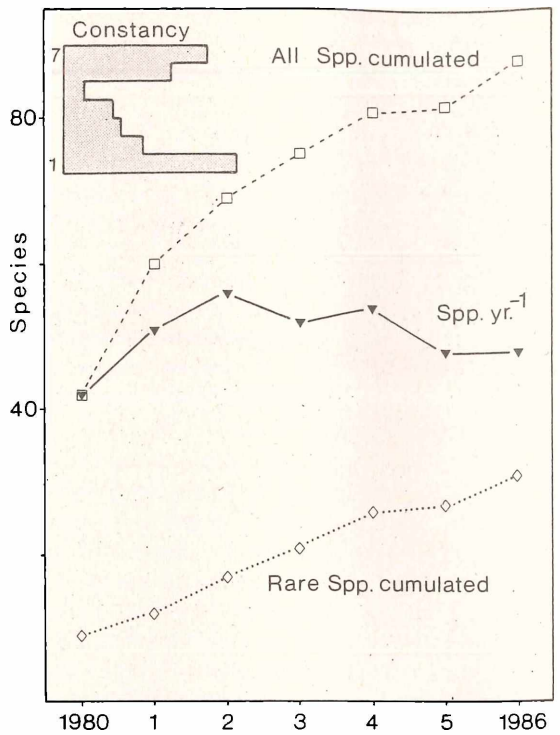


Abbildung 3

Artenzahl (Spp.) der Turbellarien in 520 cm<sup>3</sup> Sediment, entnommen von 26 Mikrohabitaten im Sandwatt bei Sylt im Juni 1980 bis Juni 1986. Seltene Arten (rare spp.; 6 oder weniger Individuen in der Gesamtuntersuchung) bedingen 82% vom Anstieg der kumulativen Artenzahl. Die Konstanz der Arten ist durch die Zahl der Jahre (1-7) im Blockdiagramm dargestellt.

### Polychaeta

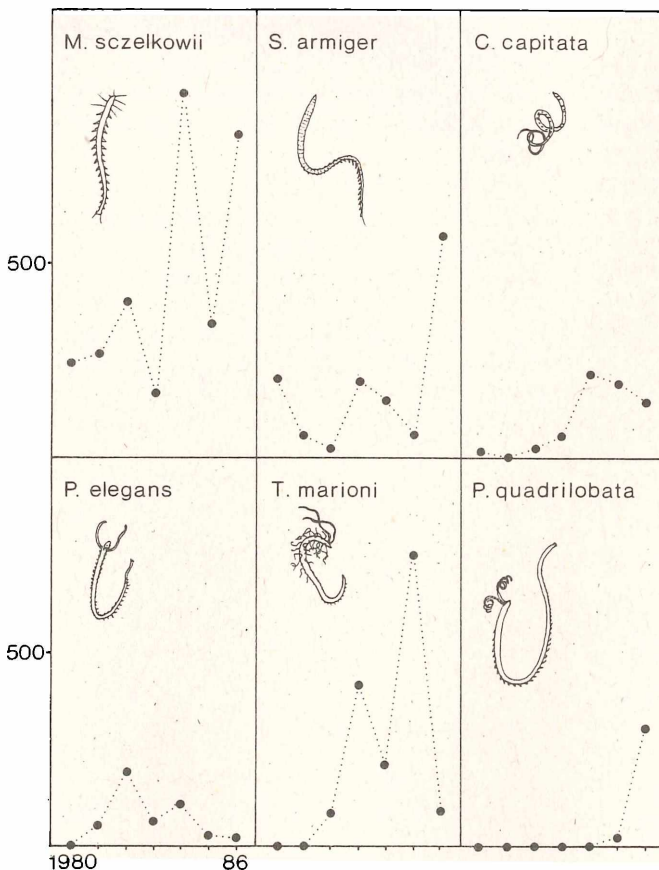


Abbildung 4

Individuenzahlen der Polychaetenarten *Microphthalmus sczelkowi*, *Scoloplos armiger* (vorwiegend Jungtiere), *Capitella capitata*, *Pygospio elegans*, *Tharyx marioni* (vorwiegend Jungtiere) und *Polydora quadrilobata*. Siehe Legende zu Abbildung 2.

variiert wenig und reagiert nicht abweichend auf das Jahr 1982 (Abb.3). Selten auftretende Arten führen zu einem fortwährenden Anstieg der Gesamtartenzahl im Verlauf der Jahre. Durch die Vielzahl der Arten ist der Zeitaufwand dieser Untersuchung hoch und Spezialwissen ist erforderlich.

In demselben Probensatz zeigen alle kleineren Polychaeten über die 7 Jahre voneinander abweichende Populationsschwankungen, aber mit einer leichten Tendenz zu höheren Siedlungsdichten gegen Ende des Zeitintervalls (Abb.4). Dies zeigt sich auch in der mittleren Artenzahl, die aber bei den Polychaeten stärker variiert als bei den Plathelminthen, weil die Gesamtartenzahl nur 25 beträgt (Abb.5).

So wie die einzelnen Arten abweichende Abundanzveränderungen über 7 Jahre zeigen, so sind auch die Gesamtbilder der beiden Tiergruppen *Plathelminthes* und *Polychaeta* verschieden und führen zu keiner einheitlichen Aussage über einzelne Jahre oder über einen möglichen Trend innerhalb des Beobachtungsintervalls. Für Trendbeobachtungen scheint die Artenzahl ein besseres Maß zu sein als die Populationstärken.

In den 7 Jahren traten keine Ereignisse auf, die alle kleineren Formen der Wattbodenfauna gleichsinnig beeinflussten. Es muß wohl als unwahrscheinlich gelten, daß diese Dauerbeobachtungen zu klaren Signalen führen. Obwohl einzelne Arten sicher schnell auf Umweltveränderungen reagieren, wird die Vielzahl der Einzelsignale einer raschen Deutung entgegen wirken. Damit ist die Funktion eines „Frühwarnsystems“ für den Naturschutz nicht erfüllt.

#### 4. Historische Vergleiche

Im Naturschutz verdienen nicht die jährlichen Schwankungen, sondern die über Jahrzehnte ablaufenden Prozesse die größte Aufmerksamkeit. Für diese gibt es nur selten Zeitreihenbeobachtungen genügender Länge. Ein Ersatz sind methodengleiche Wiederholungen früherer faunistischer Bearbeitungen, wenn sie mit Kenntnissen über normale Schwankungen von Jahr zu Jahr kombiniert werden. Trotz unbeobachteter Zwischenzeiten können so Veränderungen über Jahrzehnte dokumentiert werden.

Ein Problem bei historischen Vergleichen ist oft die unzureichende Übermittlung der Untersu-

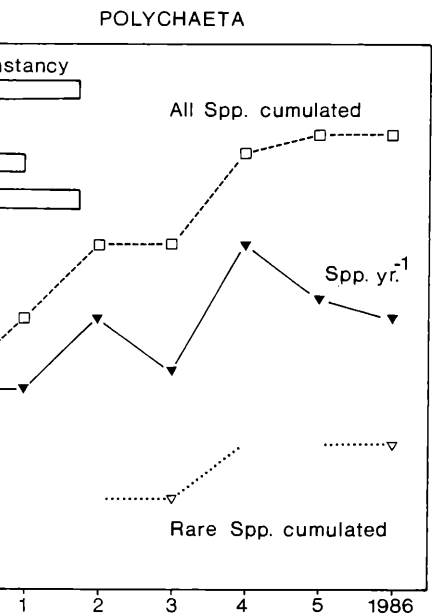
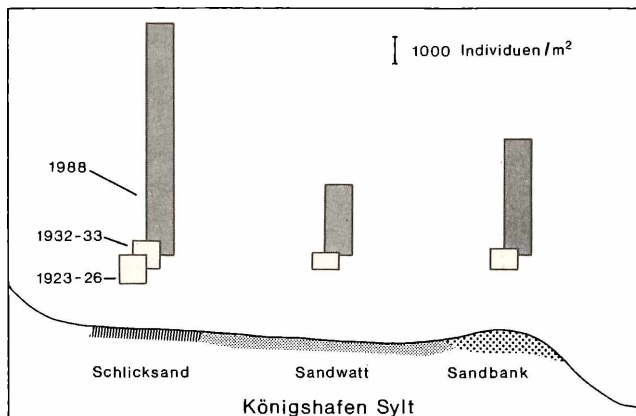


Abbildung 5

Artenzahl und Konstanz kleinerer Polychaeten im Sandwatt (siehe Legende zu Abb. 3). Seltene Arten bedingen 73% des Anstiegs der kumulativen Artenzahl.

chungsmethoden in den faunistischen Bearbeitungen zu Beginn dieses Jahrhunderts. Detektivisches Nachforschen kann nötig sein, um eine methodengleiche Wiederholung auch tatsächlich zu erreichen.

Im Sylter Wattenmeer wurden erste quantitative Bearbeitungen der Bodenfauna in den 20er und 30er Jahren vorgenommen (HAGMEIER und KÄNDLER 1927, HAGMEIER 1941, WOHLBERG 1937). Neubearbeitungen durch REISE (1981, 1982), RIESEN und REISE (1982), REISE und SCHUBERT (1987) und REISE et al. (1989) geben Hinweise auf Auswirkungen einer zunehmenden Eutrophierung und auf fischereiliche Effekte.

Die Gesamtindividuenzahl der Makrofauna im Wattboden des Gezeitenbereiches ist heute bedeutend höher als noch vor rund 60 Jahren (Abb.6). Der Unterschied übersteigt bei weitem die in aufeinanderfolgenden Jahren auftretenden Schwankungen. Vermutlich erhöhte sich die Siedlungsdichte durch zunehmendes Nahrungsangebot. Dieses wiederum stieg durch den anthropo-

Abbildung 6

Abundanz der Makrofauna (1 mm Siebmaschenweite) im Gezeitenbereich des Wattenmeeres bei Sylt vor rund 60 Jahren und heute.

genen Nährstoffeintrag (siehe BEUKEMA und CADEE 1986, RADACH und BERG 1986).

Auch im Dauerflutungsbereich des Wattenmeeres nahm die Siedlungsdichte der im Boden lebenden Tiere zu (RIESEN und REISE 1982). Unter den auf dem Boden lebenden Muscheln, Röhrenwürmern, Seeanemonen und Tierkolonien gab es dagegen Verluste (Abb.7). Da mobile Formen der auf dem Boden lebenden Fauna weitgehend unbeeinträchtigt blieben, ist eine mechanische Störung des Wattbodens die wahrscheinlichste Ursache. Eine solche Störung stellen die Bodenschleppnetze der Fischerei dar. Ein direkter Nachweis dieses Wirkungszusammenhanges steht noch aus.

Die Relevanz dieser historischen Vergleichsuntersuchungen für den Naturschutz liegt auf der Hand. Sie zeigen Problembereiche auf und geben Hinweise, worauf bei Dauerbeobachtungen besonders zu achten ist. Sie können auch als Aufforderung gesehen werden, heute methodisch sorgfältig dokumentierte, faunistische Gebietsbearbeitungen vorzunehmen, um sie in nachfolgenden Jahrzehnten zu wiederholen. Dies sollte ein Bestandteil des Vorsorgeprinzips im Umweltschutz sein.

### 5. Zusammenfassung

Kriterien werden genannt, nach denen aus der Wattbodenfauna geeignete Arten für ein Monito-

ring ausgewählt werden können. Vorgeschlagen wird der Wattwurm *Arenicola marina*, die Plattmuschel *Macoma balthica*, die Uferschnecke *Littorina littorea* und die Strandkrabbe *Carcinus maenas*. Veränderungen in den Populationen dieser Arten erlauben Rückschlüsse auf den Zustand des Ökosystems Wattenmeer. Sie werden aber voraussichtlich nicht sehr sensibel auf anthropogene Störungen reagieren. Geeigneter wäre die flächenbezogene Artenzahl kleinwüchsiger und kurzlebiger Arten der Wattfauna als Parameter für Trendanalysen. Diese Bearbeitung ist aber zeitaufwendig und erfordert Spezialwissen. Aussagekräftiger für den Naturschutz sind methodengleiche Wiederholungen faunistischer Untersuchungen aus der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts. Sie dokumentieren historische Veränderungen in der Fauna, zeigen problematische Entwicklungen auf und liefern damit auch Fragestellungen für künftige, faunistische Dauerbeobachtungen.

### Summary:

*Sustained faunistic research and historical comparisons in the benthos of the Wadden Sea.*

Criteria are proposed to select species from the benthic fauna which are particularly suitable for a long-term monitoring in the Wadden Sea. Changes in the populations of *Arenicola marina*, *Macoma balthica*, *Littorina littorea* and *Carcinus*

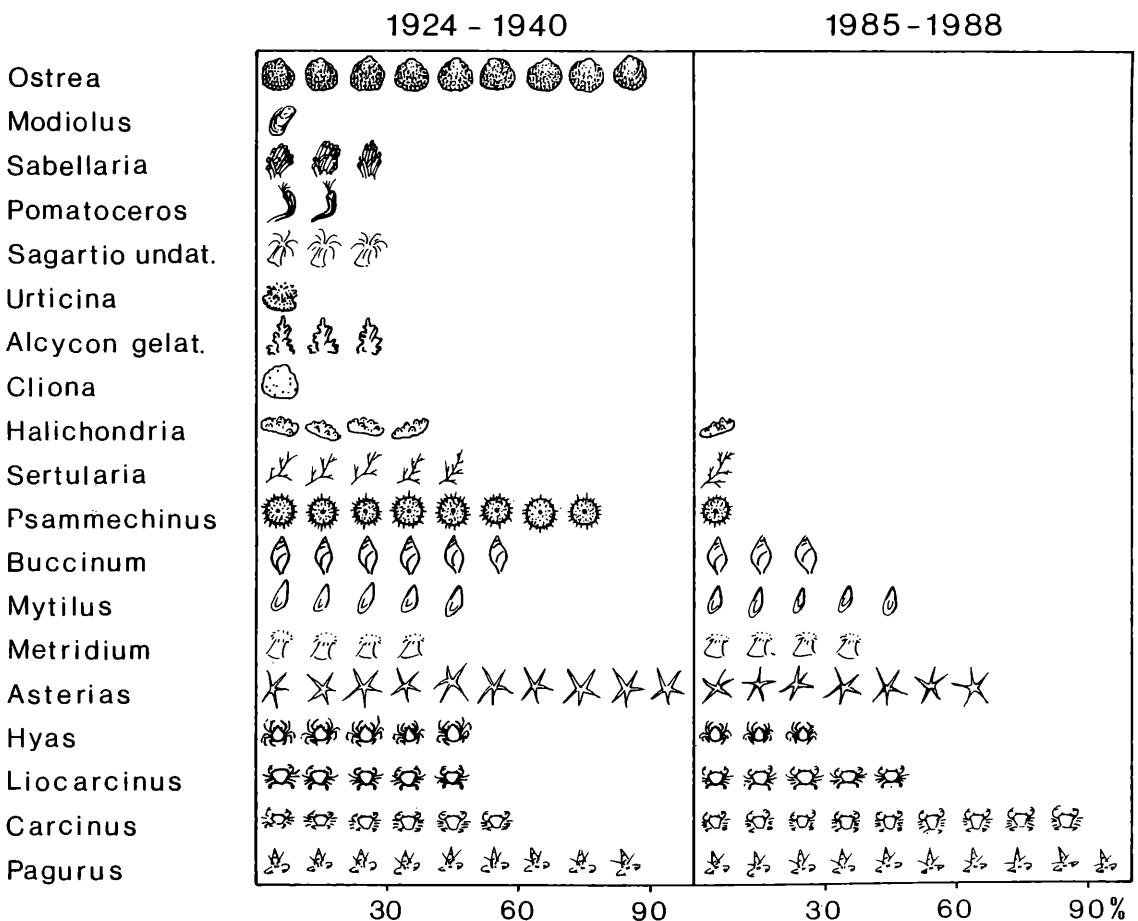


Abbildung 7

Präsenz der Epifauna in 46 (1924 - 40) und in 98 (1985 - 88) Dredgegefängen aus den Rinnen des nordfriesischen Wattenmeeres.

*maenas* are expected to provide inferences on the state of the entire ecosystem. A more sensible parameter for trend analysis studies, however, may be the number of species per unit area in the small-sized zoobenthos, i.e. turbellarians and polychaetes. Such an investigation is time consuming and requires much expertise. As far as nature conservation is concerned, a more powerful tool seems to be the revisiting of sites studied at the beginning of this century, and repeating the former surveys with identical methods. Historical changes may be documented, critical developments become visible, and hypotheses may be derived to direct future long-term observations on the benthic fauna of the Wadden Sea.

## 6. Literatur

- BEUKEMA, J.J. (1976):  
Biomass and species richness of the macro-benthic animals living on the tidal flats of the Dutch Wadden Sea. – Neth. J. Sea Res 10: 236-261
- BEUKEMA, J.J., CADEE, G. C. (1986):  
Zoobenthos responses to eutrophication of the Dutch Wadden Sea. – *Ophelia* 26: 55-64
- HAGMEIER, A. (1941):  
Die intensive Nutzung des nordfriesischen Wattenmeeres durch Austern- und Muschelkultur. – *Z. Fisch* 39: 105-165
- HAGMEIER, A., KÄNDLER, R. (1927):  
Neue Untersuchungen im nordfriesischen Wattenmeer und auf den fiskalischen Austernbänken. – *Wiss Meeresunters (Abt. Helgoland)* 16: 1-90
- RADACH, G., BERG, J. (1986):  
Trends in den Konzentrationen der Nährstoffe und des Phytoplanktons in der Helgoländer Bucht (Helgoland Reede Daten). – *Ber Biol Anst Helgoland* 2: 1-63
- REISE, K. (1981):  
Ökologische Experimente zur Dynamik und Vielfalt der Bodenfauna in den Nordseewatten. – *Verh. Dtsch. Zool. Ges.* 1981: 1-15
- (1982):  
Long-term changes in the macrobenthic invertebrate fauna of the Wadden Sea: are polychaetes about to take over? – *Neth. J. Sea. Res.* 16: 29-36
- (1985):  
Tidal flat ecology. – Springer, Berlin, 191 pp.
- 1988):  
Plathelminth diversity in littoral sediments around the island of Sylt in the North Sea. – *Fortschr. Zool.* 36: 469-480
- REISE, K., SCHUBERT, A. (1987):  
Macrobenthic turnover in the subtidal Wadden Sea: the Norderaue revisited after 60 years. – *Helgoländer Meeresunters* 41: 69-82
- REISE, K., HERRE, E., STURM, M. (1989):  
Historical changes in the benthos of the Wadden Sea around the island of Sylt in the North Sea. – *Helgoländer Meeresunters* 43: 417-433
- RIESEN, W., REISE, K. (1982):  
Macrobenthos of the subtidal Wadden Sea: revisited after 55 years. – *Helgoländer Meeresunters* 35: 409-423
- SALZWEDEL, H., RACHOR, E., GERDES, D. (1985):  
Benthic macrofauna communities in the German Bight. – *Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh.* 20: 199-267
- WOHLENBERG, E. (1937):  
Die Wattenmeer-Lebensgemeinschaften im Königshafen von Sylt. – *Helgoländer wiss Meeresunters* 1: 1-92

### Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Karsten Reise  
Wattenmeerstation Sylt der  
Biologischen Anstalt Helgoland  
D(W) - 2282 List

# Monitoring of insect diversity and abundance in large areas.

Jerzy Karg

## 1. Introduction

In studies on a spatial structure of animals in the landscape it is important to estimate their resources in various ecosystems, the attractiveness of which to some particular species or groups of animals may be of different type and may vary to a different degree. Some habitats, for instance, may be very attractive to certain animals on account of essential food resources, whereas others may serve as refuge places suitable for reproduction or hibernation. In this aspect, the fact certain ecosystems are present or absent in the landscape mosaics or that they constitute some portion of the landscape may result in the impoverishment or enrichment of the landscape in definite groups of animals, which is particularly important in the case of trophic groups, and may also affect the proportion of variation and diversity of the fauna in this landscape (BANASZAK 1985, RYSZKOWSKI and KARG 1986).

The amount of fauna in agricultural landscape may also depend to a significant degree on the scale of a pressure exerted by man on various ecosystems. On this account, classification of animal resources in a landscape is frequently adequate to the extent of man's interference mainly in the form of a widely understood agrotechnical activities.

Studies on a spatial structure of the density of animals in a landscape are very difficult to carry out for methodical reasons. In view of that, the so-far monographs concern only some species or taxonomic groups, the density of which could be estimated by methods specially worked out for them. The necessity of a simultaneous taking of a considerable number of samples from large areas causes that the biocenometric method, for instance, widely applied for estimations of epigeic invertebrates, is of little use in this case.

In order to estimate a spatial diversity of flying insects in the aspect of absolute values of their density an original method consisting in a rapid capture of a considerable number of samples on a large area has been elaborated (KARG 1975, 1980). This method called a motorcycle-net has been tested in the course of several year studies on the structure of flying insect fauna in the agricultural landscape in central-west Poland.

## 2. Description of method

Insect flying over individual studies ecosystems were captured by nets arranged at the field motorcycle mast. Samples were taken when

driving a motorcycle through the studies habitat at a definite speed (averagely 35 km/h). Insects were captured in three layers of air: at the height of 0.5, 1.5 and 2.5 m from the ground surface. The density of flying insects per unit air volume (100 m<sup>3</sup>) was counted on the basis of the known ride length and of a capturing diameter of each net using the formula for cylinder volume.

This method differs from the remaining ones first of all by the fact that insects in this case are captured in an active way. It is also important that this method is based on a simple construction very easy in use and that it is very operative in the field, which differs it from various other types of stationary suction traps (TAYLOR 1955, JOHNSON 1969, TAYLOR and PALMER 1972). This method is similar to traps erected on airplanes and used for estimation of insects present in the higher layers of the atmosphere (GLICK 1939), and to truck traps (TAKAHASHI 1988).

Testing studies were carried out with the aim of choosing the most optimal parameters concerning the influence of the speed of the motorcycle while taking samples and of the wind as well as of the net size. It has been found that the speed of driving ranging within 20-50 km/h while taking samples has no influence on reliability of results. This also concerns the speed of wind below 2 m/sec. A capturing net surface 0.5 m in diameter was taken as an optimal net size.

Very important factors, which can be significantly reflected on results obtained in studies on flying insects, are a daily activity of insects and weather conditions, chiefly thermal conditions. A higher temperature generally causes an increase in the activity of insects. Also during the day the activity of various species is different, an extreme example of which are species flying exclusively at night as some *Lepidoptera* or beetles. On the basis of the performed daily estimations of insects density in the air and estimations concerning the influence of temperature on their density (KARG 1980, KARG and RYSZKOWSKI 1985) as well as on the basis of data obtained by other authors (TAYLOR 1963) the time from 11<sup>00</sup> to 16<sup>00</sup> was taken as optimal for taking samples. At this time interval under comparable weather conditions the highest densities of the majority of insect species occurring in the studied area are noted. In addition to that samples are taken only in sunny and warm days, when the wind does not exceed the speed of 2 m/sec.

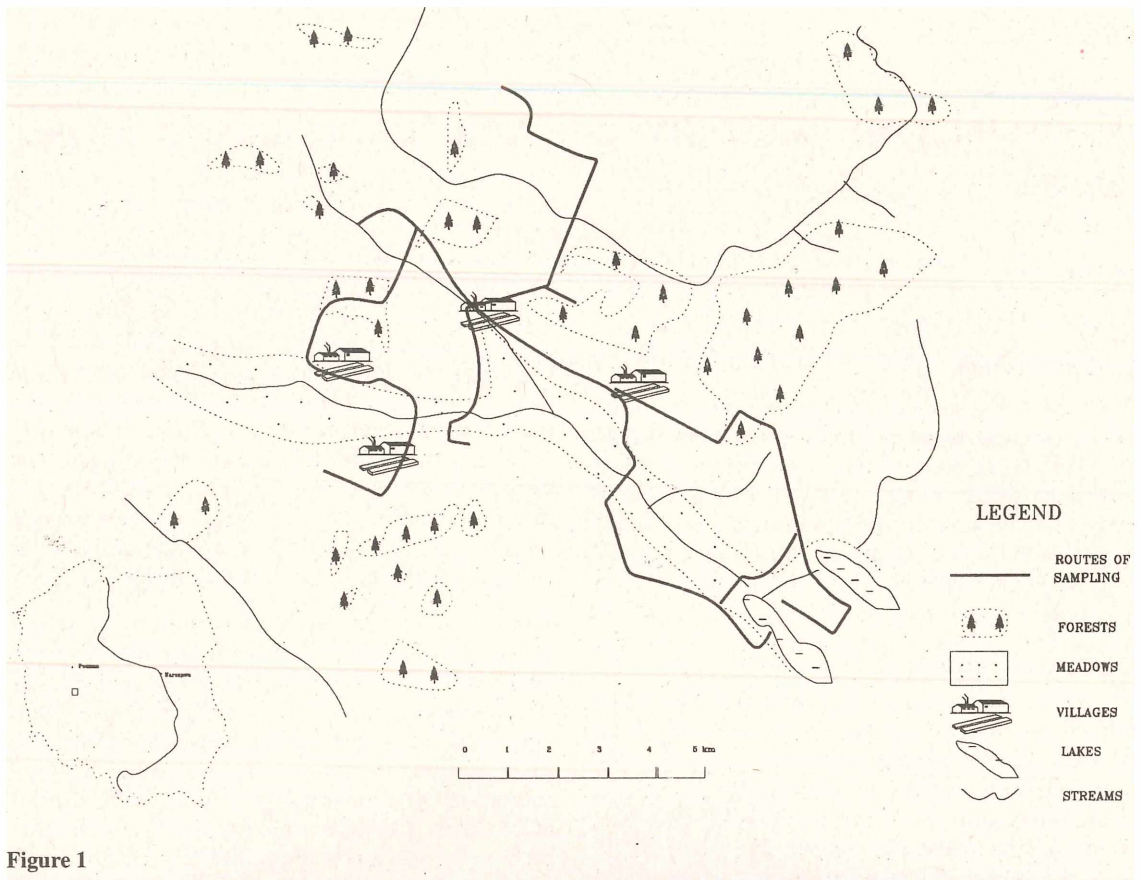


Figure 1

### Terrain of investigation

A single sample consists of insects captured during one drive through a given habitat within the marked transect. The length of the drive route within the studied habitat was determined by its size.

In the studies conducted in the agricultural landscape samples were taken averagely each 20 days during the entire vegetation season. During the entire period of studies totally 1161 samples from each of the three studied layers of air (3483 samples together) were taken obtaining the material numbering 479 087 insects.

In the field, transects were marked in all types of ecosystems, along which samples were taken (Fig. 1). Eight groups of habitats were separated: roads, village buildings, spring crops, winter crops, perennial crops, meadows, ecotones of forests and forests.

## 3. Results

### 3.1 Density of flying insects

An average density of insects present in the air layer from 0.5 to 2.5 m above the ground surface amounts to about 55 ind/100 m<sup>3</sup> in the entire landscape (when taking into consideration landscape structure weighed mean). The largest density is noted on annual (winter) crops as well as on perennial (alfalfa) crops. In the remaining types of ecosystems the insect density is lower. The lowest values of insect density were found in the habitat of village buildings. A significant part

of insects are dominant families associated with agricultural crops (*Chironomidae*, *Sphaeroceridae*) (Table 1).

When grouping individual families of insects according to their largest portions in the density of different habitats, three main groups of families characteristic of definite types of habitats can be distinguished. The first group related with forest habitats consists of about 20 families including the majority of parasitic *Hymenoptera*, the second group covers more or less synanthropic species belonging to the families *Sphaeroceridae*, *Scatopsidae*, *Ephydriidae* and to the suborder *Aphidodea* attaining the highest degree of dominance in village habitats and above communication roads. The third group is definitely associated with the habitat of grass ecosystems (meadows) and is represented by insects of thirty families. This last group also includes the family *Chironomidae* dominant in the aeroentomofauna of the entire landscape.

In the course of vegetation season the insect density in the air significantly changes. The lowest values are generally noted in the entire studied landscape in the spring period (from the end of February to the beginning of May). The density then is averagely about 21 ind/100 m<sup>3</sup>. During full vegetation season (from May to August) it attains 73 ind/100 m<sup>3</sup>, but at the end of this period (from September to December) it remains on a quite high level of about 45 ind/100 m<sup>3</sup> on account of a mass occurrence of autumn



Table 1

Mean density of dominating orders and families of flying insects in different types of ecosystems (ind/100 m<sup>3</sup>).

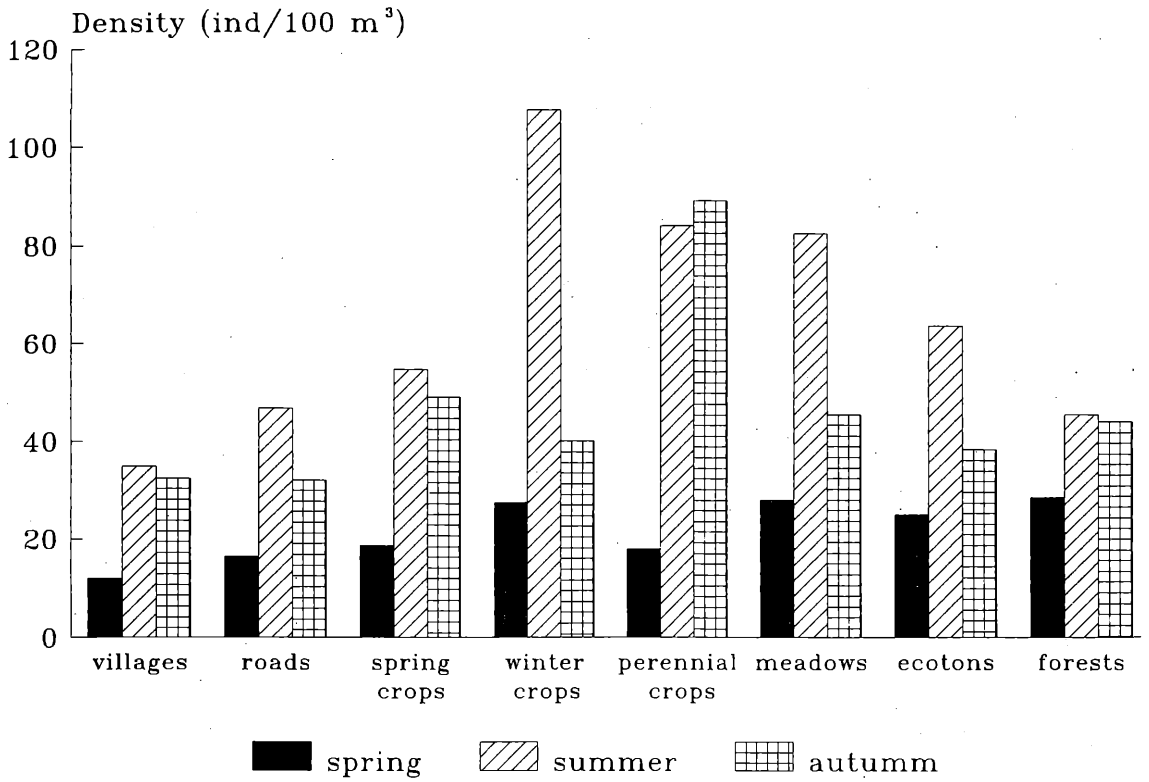
order, family	villages	roads	spring crops	winter crops	perennial crops	meadows	ecotons	forests
Dominating orders								
<i>Diptera</i>	22,65	28,42	33,87	53,81	60,75	47,03	36,04	26,50
<i>Coleoptera</i>	2,28	3,58	2,79	4,72	4,11	2,79	4,72	2,39
<i>Homoptera</i>	3,46	1,82	1,47	5,00	2,18	2,64	3,25	2,35
<i>Hymenoptera</i>	1,61	2,30	2,15	4,11	2,97	3,40	3,66	4,00
<i>Thysanoptera</i>	0,78	1,31	1,62	2,76	2,33	2,21	1,86	2,85
<i>Psocoptera</i>	0,24	0,39	3,27	3,88	1,29	0,41	1,01	0,45
<i>Heteroptera</i>	0,06	0,09	0,11	0,17	0,28	0,18	0,10	0,16
other orders (11)	0,03	0,04	0,04	0,05	0,26	0,24	0,04	0,61
Dominating families								
<i>Chironomidae</i>	6,20	12,60	21,19	25,70	35,73	27,18	13,89	5,70
<i>Sphaeroceridae</i>	7,89	5,59	3,60	6,86	12,23	2,98	4,35	2,49
<i>Staphylinidae</i>	1,63	2,54	1,96	3,16	3,06	1,81	3,10	1,93
<i>Aphidodea</i>	3,35	1,70	1,27	4,66	1,69	2,31	2,98	2,14
<i>Anthomyiidae</i>	1,03	1,28	0,20	4,93	1,86	2,69	5,18	4,79
<i>Scatopsidae</i>	1,73	2,46	2,12	3,12	2,39	2,04	2,05	1,36
<i>Thripidae</i>	0,67	1,13	1,40	2,37	2,00	1,90	1,60	2,45
<i>Sciaridae</i>	1,06	1,24	1,23	2,04	1,58	1,96	2,05	1,89
<i>Empididae</i>	0,38	0,32	0,31	2,61	0,42	2,58	1,34	2,07
<i>Chloropidae</i>	0,57	0,75	1,00	1,75	1,35	1,38	1,32	1,04
<i>Phoridae</i>	0,70	0,56	0,56	1,03	0,85	0,56	1,20	2,25
<i>Ceccidomyiidae</i>	0,64	0,41	0,82	1,50	1,11	0,75	1,25	0,74
<i>Ephydriidae</i>	0,67	1,33	0,57	1,06	0,62	0,78	0,40	0,23
<i>Bibionidae</i>	0,08	0,24	0,75	0,39	0,36	0,65	0,43	0,26
<i>Eulophidae</i>	0,29	0,47	0,50	0,86	0,63	0,81	0,78	0,56
<i>Pteromalidae</i>	0,15	0,19	0,18	0,26	0,37	0,35	0,45	0,61
<i>Ceratopogonidae</i>	0,50	0,42	0,34	0,48	0,41	0,81	0,51	0,49
<i>Braconidae</i>	0,26	0,31	0,30	0,56	0,43	0,61	0,50	0,50
<i>Scelionidae</i>	0,17	0,22	0,28	0,70	0,32	0,38	0,44	0,56
other families (154)	3,14	4,19	6,73	11,45	6,53	6,39	6,86	7,29
total	31,11	37,95	45,31	74,49	73,94	58,92	50,68	39,35

generations of many insect species and of their late-summer and autumn migrations. During full vegetation season the amount of insects in the studies landscape is threefold larger than during the spring period and 1.6- fold larger than in the autumn period (Fig. 2).

### 3.2 Vertical stratification

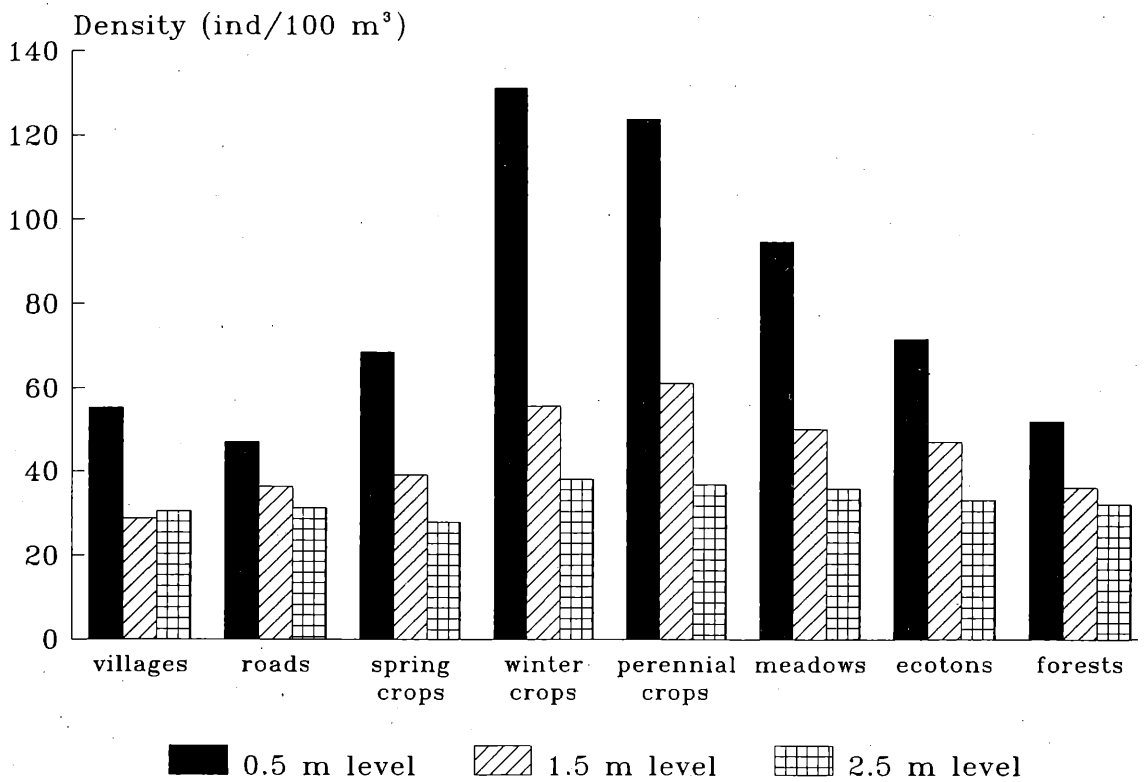
The highest insect density in the entire landscape is generally on the level of the lowest layer and the lowest on the level of the highest layer. It averagely amounts to 78.4, 42.5 and 32.3 ind/100 m<sup>3</sup>, respectively, which is expressed by the

ratio 1 : 0.54 : 0.41. An interrelation of insect density in different air layers significantly differs in individual types of studied ecosystems (Fig.3). This relation is strongly limited in the habitats of village buildings, communication roads as well as in forest habitats. From the entire material three groups of insects differing by the density structure in the vertical stratification can be separated, which may be indicative of the extent of their tendency to migration (Fig.4). The first group includes species attaining the highest density near at the ground surface and diminishing with the height increase. This concerns the majority of insects and the most striking examples are species



**Figure 2**

Density of flying insects in three period of vegetation season (Average in the air layer of 0,5 - 2,5 m)



**Figure 3**

Density of flying insects at different heights

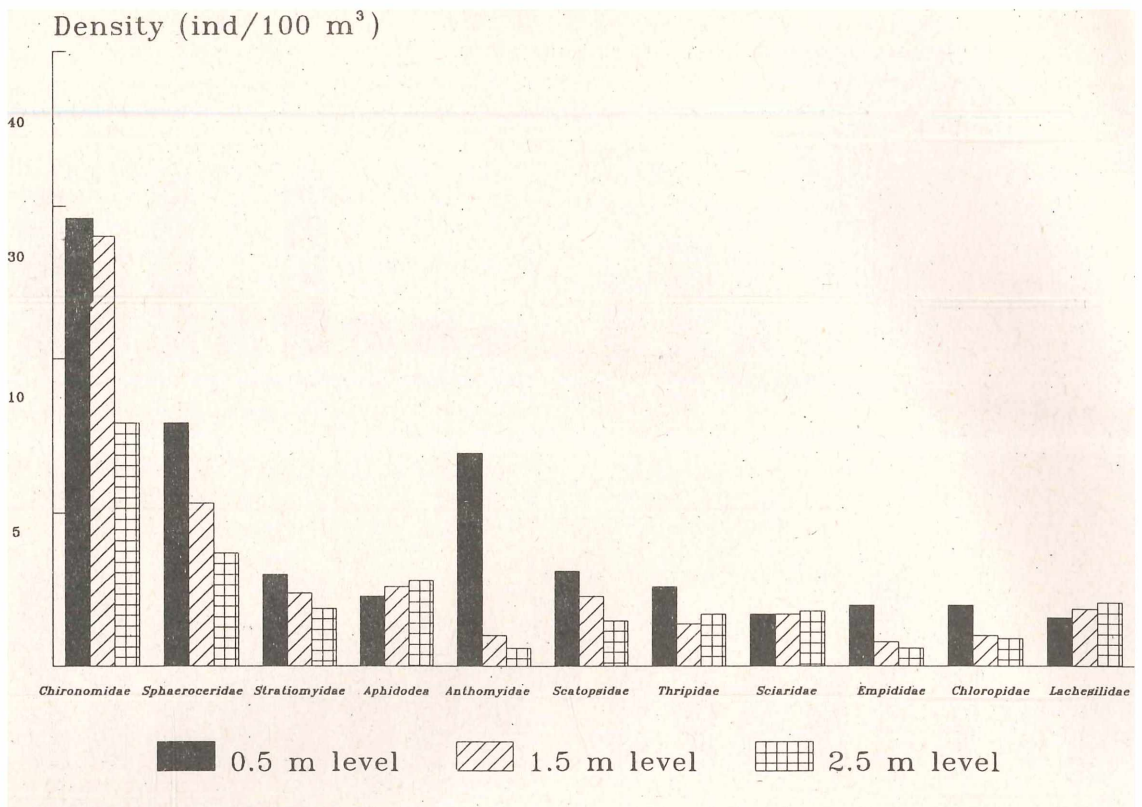


Figure 4

Density of dominating families of flying insects at different heights (Average of the landscape)

from the family *Anthomyiidae* (Diptera) grouping in the predominant majority on the level of 0.5 m. The density ratio of insects from this family in the air layers from the lowest to the highest ones (in the entire landscape) is as 1 : 0.14 : 0.07. These differences are statistically significant in the majority of the studied habitats. The second group consists of families with similar insect densities in the entire air layer which are mainly represented by saprophagous species including several of them belonging to the group of subdominants, like for example *Sciaridae* (Diptera), whose density distribution in vertical stratification is 1 : 0.98 : 1.13 and these differences are not statistically significant. Finally, the third group is a family characterized by a reversal of the above relationships, attains the highest density in the highest layer of air. This concerns species from so numerous taxa as *Aphidodea*, *Lachesillidae* as well as from several families of a small population (e.g. *Ptilidae*). As an example, the distribution of

Table 2

Trophic structure of the flying insects (percentage share in total material)

trophic group	percentage
saprovores	68,4
herbivores	18,0
predators	3,9
parasites	5,7
omnivores	4,0

densities in the case of *Lachesillidae* is 1 : 1.16 : 1.34. These differences are statistically significant in most studied habitats chiefly having the character of open fields.

### 3.3 Trophic structure

Saprophagous insects are decisively predominant in the entire studied landscape. On the average they constitute about 68.4 % of the total number of flying insects. The portion of phytophagous insects in the whole of aeroentomofauna constitutes about 18.0 %. The portion of parasites (5.7 %) is also relatively high, whereas that of predator (only 3.9 %) is the lowest (Table 2).

The mean density of saprophages and phytophages differs significantly in different types of the studied ecosystems. Insects from these both groups attain higher density in typically agricultural ecosystems (spring and winter as well as perennial crops). The highest density of saprophages was noted on perennial crops (57.8 ind/100 m<sup>3</sup>), while the highest density of phytophages (14.8 ind/100 m<sup>3</sup>) was noticed on winter crops (Fig. 5). Predaceous and parasitic species occur with the highest density in the ecosystems of meadows and forests.

### 3.4 Diversity

In all studied types of ecosystems the index of diversity ( $H'$ ) calculated for density has comparatively high values ranging from 2.19 (perennial crops) to 3.29 (forest inside). A low insect diversity was noted in winter and spring crops. Also in

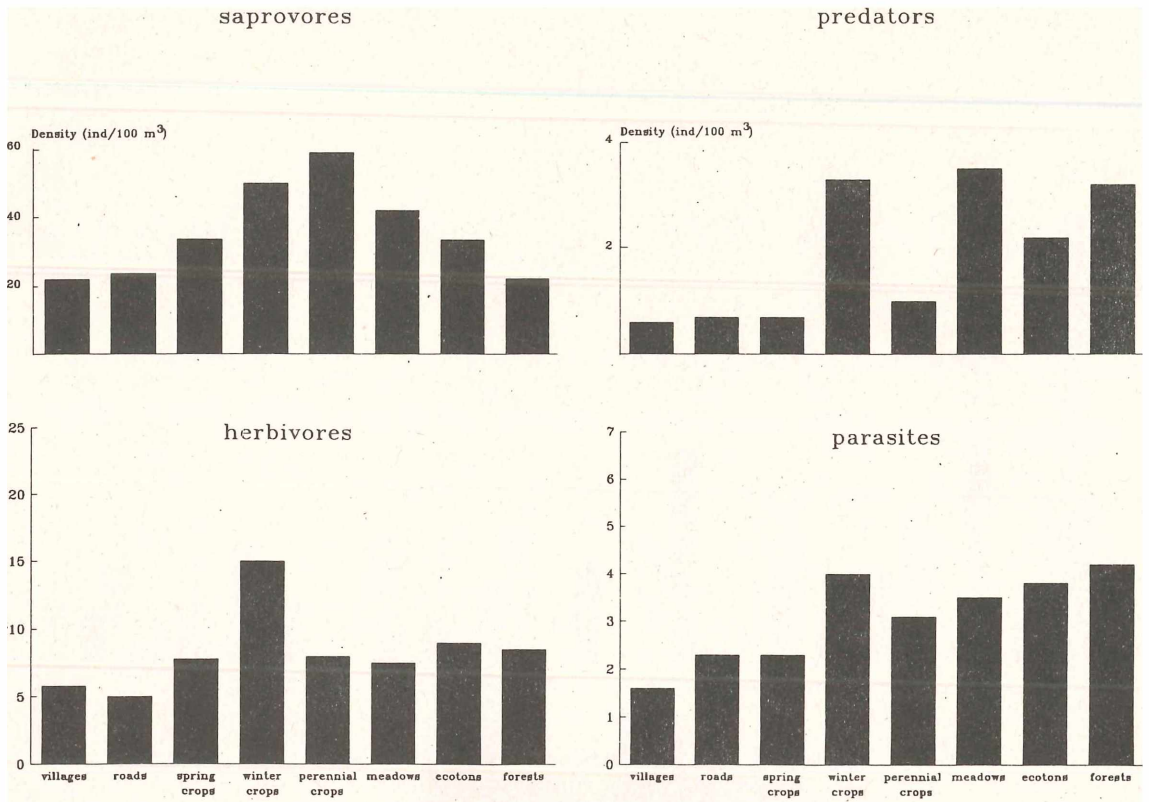


Figure 5

#### Density of trophic groups of flying insects

meadow habitats it is smaller than might be expected (Table. 3). Therefore, even in faunistically very rich habitats there are pronounced tendencies to a dominance of a small number of species. Differences between individual groups of ecosystems in the value of the index of diversity in the most cases are statistically significant (at  $P < 0.01$ ). In vertical stratification of insects the index of diversity characterized by higher values in the highest air layer as compared to the remaining ones. In other words, the higher is the air layer, the larger is insect diversity and the more pronounced is domination of a narrow group of species. The index of diversity in the entire landscape is 2.36 in the lowest layer (0.5 m), 2.60 in the higher layer (1.5 m) and 2.75 in the highest layer (2.5 m) (Table 3).

A larger diversity of the insect fauna in the higher layers of air than in the lowest layer results probably from an increase at larger heights of the portion of insect groups weakly related with a

given habitat, i.e. migrating groups. For that reason at larger heights there also increases the degree of dominance of certain insect groups, because insects with migrating tendencies frequently occur in mass.

#### 3.5 Regularities of flying insect distribution in the landscape

About 70% of the area in the structure of the studied landscape are annual agricultural crops characterized by a relatively high density (about  $60 \text{ ind}/100 \text{ m}^3$ ) of aeroentomofauna. Its composition is, however, little differentiated, and is characterized by a significant dominance of a small number of species, chiefly sapro and phytophagous insects. Particularly simplified in this respect are spring crops, not speaking of the habitats of village buildings. These last ones are also extremely poor regarding the attained values of insect densities. Like annual crops, perennial alfalfa (3.5% of the area), probably on account of

Table 3

#### Diversity index ( $H'$ ) of flying insects in vertical stratification

air layer	villages	roads	spring crops	winter crops	perennial crops	meadows	ecotons	forests
0,5 m	2,48	2,25	2,32	2,31	1,79	2,40	2,59	2,78
1,5 m	2,56	2,54	2,50	2,67	2,14	2,31	2,82	3,24
2,5 m	2,64	2,72	2,67	2,70	2,55	2,47	2,95	3,32

a large intensity of agricultural work drastically interfering into the stability of food basis (frequent cuts), are characterized by a small diversity of entomofauna. Habitats, which are faunistically rich, are forests and afforestations (9.9% of area). The lowest level of insect numbers was noted in the habitats of village buildings. They occupy only about 2.4% of the area of the studies.

On the basis of a dendrite cluster analysis, taking into consideration similarity of insect density in individual ecosystems, three groups of ecosystems differing decisively from one another have been separated. The first group included ecosystems of village buildings, communication roads and field ecosystems covering spring crops. Between these habitats practically no significant differences occur in the density of the whole of insects. These habitats are exposed to a strong pressure of agrotechnical treatments (spring crops) or are specifically developed by man (villages, communication roads). Ecosystems of winter crops (cereals, rapes), ecosystems of perennial crops (alfalfa) and ecosystems of stable crops (mowing meadows) form the second group of ecosystems characterized by a relatively high density of aeroentomofauna at its large variation and small taxonomic diversity. These are ecosystems, where the pressure of a man undoubtedly exists, but it is significantly smaller than that in the ecosystems of the first group. These ecosystems last significantly longer, particularly perennial alfalfa or stable meadows. On the last ones there is almost a complete lack of agrotechnical treatments, such as ploughing, ridging, weeding, etc. The last, third group is formed by the habitats of forest interior and afforestations and it is very markedly distinct as compared to the others. This group includes also forest ecotones.

Diversity of the fauna of flying insects in three separated groups of ecosystems forming the studied landscape manifests itself in many characteristic features. First of all, the third group consisting of forests and afforestations as well as of their ecotones, due to its generally the largest taxonomic abundance differs from the remaining groups. The habitats belonging to that group were found to have from 126 to 150 families of insects, i.e. by about 20% more insect families than other habitats. These differences are reflected in the values of the diversity coefficient calculated on the basis of the number of families and their density. In the ecosystems of the third group the diversity coefficient ranges from 2.9 to 3.3, whereas that in the first and second groups ranges from 2.4 to 2.7 and from 2.1 to 2.7, respectively. Mean insect densities are the highest in the second group (averagely 69.1 ind/100 m<sup>3</sup>). The density in the third group is 45.0 ind/100 m<sup>3</sup>, and its lowest values are in the habitats of the first group (averagely 38.1 ind/100 m<sup>3</sup>).

#### 4. Conclusions

1. It has been shown that the method of motorcycle net is perfectly suitable for monitoring of the

resources entomofauna in the scale of the landscape due to a possibility of collecting samples in a required number of replications easily and rapidly.

2. Using the method of motorcycle net the density of flying insects in the typical agricultural landscape was estimated at 55.0 ind/100 m<sup>3</sup>

3. It has been found that enrichment of a landscape in forest ecosystems has its influence on the increase of a qualitative and quantitative richness of flying insects, whereas the increase of the number of annual ecosystems of agricultural crops impoverishes landscape faunistically.

#### 5. References

- BANASZAK, J. (1985): Ecology of bees (*Apoidea*) of agricultural landscape. – Pol. ecol. Stud. 9, 4: 421-505.
- GLICK, P.A. (1939): The distribution of insects, spiders and mites in the air. – U.S. Dept. Agr. Tech. Bull. 673: 1-150.
- JOHNSON, C.D. (1969): Migration and dispersal of insects by flight. – Menthuen, London: 1-763.
- KARG, J. (1975): A preliminary study of agroecosystem aeroentomo fauna. – Pol. ecol. Stud. 1: 149-154.
- (1980): A method of motor-net for estimation of aeroentomofauna. – Pol. ecol. Stud. 6: 345-354.
- KARG, J., RYSZKOWSKI, L. (1985): Influence of agricultural landscape configuration on the density and stratification of insect flight. – Arch. Naturschutz Landsch. forsch. 25: 247-255.
- RYSZKOWSKI, L., KARG, J. (1986): Impact of agricultural landscape structure on distribution of herbivores and predator biomass. In: Impacts de la structure des paysages agricoles sur la protection des cultures, Poznan 9-14 septembre 1985.
- MISSONNIER, J., RYSZKOWSKI, L. (eds.). Paris: Les Colloques de l'INRA, 36: 38-48.
- TAKAHASHI, K. (1988): Flight activity of insects sampled with a truck trap. I. Flight activity of *Staphylinidae* (*Coleoptera*). – Kontyû, Tokyo, 56(2): 410-416.
- TAYLOR, L.R. (1955): The standardization of air-flow in insect suction traps. – Ann. appl. Biol. 43: 390-408.
- TAYLOR, L.R. (1963): Analysis of the effect of temperature on insects in flight. – J. Animal. Ecol. 32: 99-117.
- TAYLOR, L.R., PALMER, M.P. (1972): Aerial sampling. In: Aphid, technology. VAN EMDEN, H.F. (ed.). – London, New York: Academic Press: 189-234.
- Anschrift des Verfassers:**  
Dr Jerzy Karg  
Research Centre for Agricultural and Forest Environment  
– Field Station –  
64-003 Turew  
Poland

# Verteilungsmuster von Tierarten oder -gruppen im Nationalpark Berchtesgaden. Erfassung mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems

Werner d'Oleire-Oltmanns

## 1. Einführung

Bei der Betrachtung des Themas dieses Symposiums liegt es auf der Hand, daß eine Reihe von Ansätzen umgesetzt werden können und wohl auch eine parallele Berechtigung haben müssen. Trotzdem wird es immer wieder Datensätze geben, die für die speziell erforderliche Anforderung nur bedingt auswertbar sein werden. Hier ist ein offener Ansatz der Datensammlung mit Angabe zur Datenqualität verbunden mit Methoden der Modellbildung hilfreich (HABER 1988, LINDENBERG 1971, STARFIELD & BLELOCH 1986). Damit man für die geforderte Gesamtaussage Daten vergleichbarer Struktur hat, bedarf es einiger gemeinsamer Kriterien. Dieser kleinste gemeinsame Nenner sollte einfach und eindeutig festgelegt werden und die wissenschaftlichen Freiräume nur möglichst wenig einschränken. Dann und nur dann ist gewährleistet, daß die Datenzulieferung erfolgreich umgesetzt werden kann, als auch das notwendige wissenschaftliche Interesse an der Dauerbeobachtung und der Weiterentwicklung der Methodik bestehen bleibt. Auf Grund des enormen Zeitdruckes, den es für Entscheidungen im ökologischen Bereich gibt, -bedingt durch Festlegungen, die in ganz anderen Gebieten geschehen- brauchen wir neben der Entwicklung neuer Betrachtungsweisen, Handwerksgeräte, die uns unsere Ideen schnell und plausibel umsetzen und die den Erhebungsaufwand einschränken. Zudem müssen diese Hilfsmittel in der Lage sein, auf die komplexen Ansprüche ökosystemarer Betrachtungen einzugehen, ohne jedesmal neue Strukturen zu benötigen. Des weiteren ist von solchen untersützendenden Hilfsmitteln zu verlangen, daß sie es einem ermöglichen, eigene Daten mit denen anderer zu kombinieren. Im methodischen Vorgehen benötigt man neben der klaren Datenstruktur die Möglichkeit auf unterschiedlichen Aggregationsebenen modellhaft oder statistisch auszuwerten (DEUTSCHES NATIONALKOMMITEE 1983, 1984). Die angesprochenen Forderungen an ein Handwerkzeug konnten in den letzten Jahren an einem durch das Projekt Man and Biosphere (MaB) (FRANZ 1985) aufgebauten Geographischen Informationssystem getestet und umgesetzt werden. Die Möglichkeiten der Anwendung sollen im folgenden dargelegt werden.

## 2. Was ist ein Geographisches Informationssystem ?

Ein zentrales Arbeitsinstrument des Berchtesgadener MAB 6-Projekts wurde das Geographische

Informationssystem (BURROUGH 1986, SCHALLER 1985, 1988). In einem Geographischen Informationssystem können verschiedene Themen und die daran gebundenen Sachdaten mit Hilfe der elektronischen Datenverarbeitung für ein bestimmtes Gebiet kombiniert und integriert ausgewertet werden. Es ist demnach nicht nur ein kartographisches System. Das Datenmodell ist als hybrides System angelegt (SITTARD 1988). Die topologische Information wird in Form von Polygonen, die in Kreisbögen zerlegt werden, gespeichert. Jede Fläche wird durch einen Beschriftungspunkt eindeutig gekennzeichnet. Dieser gilt auch als Verweis zu einer relationalen Datenbank, in der die Attribute abgespeichert werden. Die Struktur des Geographischen Informationssystems ist so aufgebaut, daß Flächen-, Linien- und Punktdaten nach dem gleichen Schema verwaltet und verschnitten werden können.

Grundlage des Berchtesgadener Geographischen Informationssystems sind ca. 200 aktuelle Nutzungstypen (Realnutzungstypen) die aus Teilkartierungen und Falschfarben-Infrarotbildern, mit Referenzbegehungen abgegrenzt wurden. Die Hangneigung wurde in 10° Stufen, Höhenschichten in 100 m Abständen und die Exposition in 16 Klassen abgebildet. Sie wurden aus Kartengrundlagen im Maßstab 1:10 000 für eine Fläche von ca. 460 km<sup>2</sup> hochgezeichnet, digitalisiert und die Attribute zugeordnet (SPANDAU & SIUDA 1985). Damit wurden ca. 120.000 Einzelflächen als Polygone mit den dazugehörigen Datensätzen erarbeitet und als kleinste gemeinsame Geometrie bezeichnet (KGG) bezeichnet. Sie sind durchschnittlich 0,34 ha groß.

Weitere Informationen über Geologie, Vegetationstypen, Bodentypen der forstlichen Standortkartierung usw. wurden teils flächendeckend, teils für ausgewählte Gebiete erarbeitet und werden dem Informationssystem in weiteren "Schichten" hinzugefügt. Die Einzelkarten können problemspezifisch zu neuen Ausgangsgeometrien verschnitten werden, auf denen die Auswertung durchgeführt wird.

## 3. Wie sehen flächenbezogene biologische Daten aus?

Raumbezogene biologische Daten kennen wir grundsätzlich in zwei Ausprägungen, als Punkte oder Flächen. Im botanischen Bereich ist man

gewöhnt Vegetationskarten zu sehen, die in einem bestimmten Maßstab, nach Methoden der Vegetationskunde kartiert werden. Dabei kommt es nach punktuellen Erhebungen der vorkommenden Arten und der Ableitung von pflanzensoziologischen Einheiten zu einer flächenhaften Abgrenzung von Flächen ähnlichen Inhaltes. Im biologischen Bereich kennen wir weiters geographische Verbreitungskarten, wo entsprechend dem Maßstab Räume ausgewiesen werden, in denen Arten, Artengruppen oder höher aggregierte biogeographische Einheiten vorkommen können. Für die Beschreibung von Arten gibt es Verbreitungskarten oder in der Beschreibung des Verhaltens von Arten unterschiedliche Darstellung der Siedlungsweise. Dabei spielen im großflächigen Maßstab Siedlungsverteilung oder dichte, sowie Größe des Streifgebietes eine wichtige Rolle. Die Grundlage all dieser Darstellungen müssen punktuelle Erfassungen der Einzeldaten sein, aus denen über Aggregationsschritte die räumlichen Darstellungen erarbeitet wurden. Die Bezeichnung Punkt stellt in diesem Zusammenhang immer eine Fläche dar, deren Größe eine Relation zwischen der Größe des Eintrags und dem Maßstab der verwendeten Karte darstellt (FUCHS 1989).

Biologische Daten sind Punktdaten, die mit unterschiedlichen Methoden zu flächenhaften Darstellungen umgesetzt werden. Damit im Rahmen der vielschichtigen Arbeit innerhalb der zoologischen Forschung im Nationalpark Berchtesgaden über alle Arten eine einheitliche Grunddatenstruktur zu erreichen ist, wurden zwei Vorgaben gemacht. Die Datenübergabe muß nach einem Schema vorgenommen werden, daß auf alle Tierarten anwendbar ist (d'OLEIRE-OLTMANN & FRANZ, 1991). Dazu wurde in Anlehnung an andere Vorgaben ein Datenblatt entwickelt, in dem die grundlegenden Angaben wie Fundort, Zeit und Art festgelegt sind. Die detaillierteren Angaben, die an dieses Datenblatt vom einzelnen Bearbeiter angefügt werden können, werden art- oder gruppenspezifisch definiert. Es bleibt somit für zusammenfassende Auswertungen eine gemeinsame Grunddatenmenge.

Zu diesem Datenblatt gehört verbindlich eine Karte, in der die Fundorte - verknüpft über die Fundortnummer mit dem Datenblatt - eingetragen sind. Die Karte kann nach Anforderung sehr unterschiedlich strukturiert sein, sowohl nach Fachinhalten, als auch nach dem Maßstab. Als weitere Vorgabe wurde ein System zur Codierung der Tierarten entwickelt, damit die Verwaltung der unterschiedlichen Artengruppen gewährleistet ist. Der räumliche Bezug ist Mitteleuropa. Die Codierung wurde für alle limnischen und terrestrischen Taxa aufgebaut. Verschiedene Daten ließen es als notwendig erscheinen, das zoologische hierarchische System zu übertragen. Somit ist es möglich, von der Art ausgehend auch auf höheren taxonomischen Ebenen Angaben zu machen. Desweiteren wurde genügend Raum für neue Arten und Namensänderungen eingeräumt. Die Codierung der einzelnen Gruppen wurde in

Anlehnung an die zur Zeit anerkannte und von dem Bearbeiter benutzte Bestimmungsliteratur durchgeführt.

Mit Hilfe dieser Vorgaben, der räumlichen Fixierung der Erhebungsdaten und der Codierung der Arten sehen wir uns in der Lage, langfristig die Daten verwalten zu können. Da diese Angaben wenig nützen, wenn die Lebensraumbedingungen nicht abgebildet sind, wird im Folgenden die Verknüpfung mit dem Geographischen Informationssystem näher erläutert.

#### **4. Wie verbindet man ein Geographisches Informationssystem und biologische Daten?**

Nachdem die Daten von Tierarten nach gängigen ökologischen Methoden erhoben wurden (JANETSCHKE 1982, MÜHLENBERG 1976), werden die biologischen Daten wie die Grunddaten des Gebietes behandelt. Die Punktdaten werden digitalisiert und die dazugehörigen Tabellenwerte werden nach der Struktur des hybriden Datenmodells in die Datenbank eingegeben. Diese Datei wird mit der kleinsten gemeinsamen Geometrie (KGG) verschnitten. Dadurch erhält man einen Datensatz, der sowohl die biologischen als auch die topographischen Informationen enthält. In diesem Stadium der Datenverknüpfung können nun unterschiedliche Auswertungen durchgeführt werden. Die Ausgangsdateien bleiben erhalten, und daher sind auch andere Dateiverknüpfungen möglich.

#### **5. Welche Informationen erhält man durch die Verschneidung?**

Die Verschneidung der biologischen mit den Daten des GIS ergibt eine Tabelle, in der beide Datenstrukturen gekoppelt sind. Deshalb ist es möglich, Analysen zu den tatsächlichen Nutzungen durch die Arten durchzuführen. Die Statistik der Punkte ergibt Hinweise zur Nutzung und Meidung von Realnutzungstypen, zur Ausbreitung in der Höhe u.a.m.. Mit diesem Satz an Daten gekoppelt mit Literatur- und Expertenwissen, kann man differenzierte Angaben zur Lebensraumnutzung aufstellen. Erweitern lassen sich diese Aussagen durch eine erweiterte Auswertung der Daten. Da jedes Tier mobil ist, kann man -zumindest bei Wirbeltieren jedem Beobachtungspunkt eine artspezifische Fläche zuordnen. Die Größe der Fläche wird als Kreis, dessen Mittelpunkt der Beobachtungspunkt ist, abgebildet. Mit diesem Übertragungsschritt schafft man den Übergang vom Punkt zur Fläche. Die ermittelten Verbreitungswolken von Tieren sind einmal recht gute Angaben zum home range und zudem Flächen, die verschnitten mit der Grunddatenbasis, Aussagen über die Ausstattung des genutzten (punktuell ermittelten) Lebensraumes zulassen. Anhand der Verrechnung der punktuellen Nutzungsdaten mit den flächigen Daten zur Ausstattung erhält man Angaben zur Präferenz von Lebensräumelementen für einzelne Tierarten oder -gruppen (BERBERICH 1989, d'OLEIRE-OLTMANN et al., in press).

## 6. Von der Analyse zum Modell

Die Analyse der Ansprüche des betrachteten Objektes führt zu den Grundlagen aus denen man die Übertragung der Daten aus einem Untersuchungsgebiet auf eine größere Fläche beginnen kann. Grundvoraussetzung hierbei ist es, daß die Auswertung auf Flächen vergleichbarer biogeographischer Ausstattung durchgeführt wird. Desweiteren ist zu betonen, daß Übertragungen im Vergleich zur Originalmessung immer einen Genauigkeitsverlust aufweisen. Dies sind Grundsätze, die für alle Auswertungen gelten, die aber bei der noch nicht so eingeführten Modellbildung besonders zu betonen sind.

Die oben angesprochenen punktuellen und räumlichen Analysen können mit Bewertungsschritten und mit der Verknüpfung sonst vorliegenden Wissens in generelle Strukturen eines Verbreitungsschemas umgesetzt werden. Diese Art des Vorgehens führt zu Rechenvorschriften, die lediglich sagen: Hier war die Art unter diesen Rahmenbedingungen und in diesen und ähnlichen Flächen sollte sie auch im Umgriff des Untersuchungsgebietes potentiell anzutreffen sein. Der Schritt ist die Umsetzung der in Testgebieten ermittelten Daten auf eine größere Fläche und stellt ein Verbreitungsmodell oder Simulationsmodell dar (STARFIELD & BLELOCH 1986). Einfacher formuliert fragt man den Rechner, wo die aufgeführten Bedingungen auch außerhalb der Untersuchungsfläche in der gewünschten Kombination vorkommen.

## 7. Wie erstellt man Verbreitungsmodelle?

Die Erstellung von Verbreitungsmodellen kann auf außerordentlich vielfältige Art und Weise durchgeführt werden. Zunächst erscheint es am plausibelsten, auf Grund intensiver Untersuchungen das notwendige Datenmaterial zu beschaffen. In einer Reihe von Fällen wird dies eher nicht möglich sein, da weder Zeit noch finanzielle Kapazitäten vorhanden sind. Deshalb kann man den Ansatz in ganz anderer Weise nutzen. Da alle Verbreitungsmodelle und die daraus resultierenden potentiellen Verbreitungskarten als Hypothesen zu betrachten sind, die validiert werden müssen, kann man auch den anderen Weg gehen und zunächst die Hypothese abbilden und danach die Validierung durchführen (d'OLEIRE-OLTMANN 1987, 1989). Dies bedeutet, mittels Literatur- und Expertenwissen ein Simulationsmodell für die gefragte Situation zu erstellen und abzubilden. Es müssen danach wieder die Experten sein, die die abgebildete Hypothese beurteilen und entscheiden, ob sie einer Überprüfung zuzuführen ist.

Bei der beschriebenen Vorgehensweise ist von großer Bedeutung auf Grund der vorhandenen Datenlage und des Aussageanspruches festzulegen, welche Genauigkeit für die Prognose angestrebt wird. Nur unter diesen gesetzten Rahmenbedingungen darf danach auch die Aussage beurteilt werden. Die Qualität bei solchen Aussagen hängt an folgenden Kriterien: Der Kenntnis

über die Art, der Differenziertheit der Angaben im GIS und dem Eingabemaßstab der Daten.

Die Validierung der Hypothese, durch Absicherung der Potentiellen Verbreitungskarten über Stichprobenerhebungen im Freiland, führt zu Ergänzungen für das Simulationsmodell. In einem iterativen Prozeß kann die Lebensraumbeschreibung weiter differenzieren und bis zur realen Verbreitungskarte vordringen (SCHUSTER 1990).

Abgesicherte Verbreitungsmodelle können auf größere Räume übertragen werden, wobei die Exaktheit der Aussage an die Ähnlichkeit des Raumes und die Datenqualität des GIS gebunden ist. Es ist somit möglich, unter Verlust an Information die Verbreitungsmodelle für große Räume zu nutzen (BANSE 1985, BERBERICH 1989, 1990, DAVID 1990, HAMMELBACHER 1986, 1987, 1988, MÜLLER 1990, TEMPEL-THERAN 1989).

## 8. Die Zeitabhängigkeit der Aussagen

Neben der räumlichen Dimension spielt auch die zeitliche bei der Dauerbeobachtung eine entscheidende Rolle. Innerhalb der Gültigkeit der Angaben zum GIS ist dies nur ein Datenbankproblem. Man kann die Daten nach den gewünschten Bedingungen schichten und auswerten. Geht man über einen längeren Zeitraum, wird es notwendig, zu festgesetzten Zeitpunkten die geographische Datenbasis nachzuführen.

Will man erste Hinweise auf die Auswirkung von Trends oder Entwicklungen erhalten, so kann man das GIS in Verbindung mit anderen Methoden verwenden. Dies ist einer der zentralen Ansätze des MaB6-Projektes. Hierbei werden neben den oben beschriebenen Methoden weitere, stärker aggregierende eingesetzt. Dabei werden zunächst auf sehr hoher Aggregationsstufe Szenarien zu einem Themenbereich formuliert, die mögliche Entwicklungstrends beleuchten. Diese werden in der Folge in Rückkopplungsmodelle übertragen und die Auswirkungen für die zu betrachtende Region werden in Zeitreihen für die eingesetzten Variablen beschrieben. Diese Modelle können nach festgesetzten Zeitsprüngen angehalten werden (GROSSMANN et al. 1984). Am Beispiel der Studie zur Berglandwirtschaft soll das Verfahren erläutert werden und die Aussagemöglichkeiten bis hin zur fachbereichsbezogenen Umsetzung dargestellt werden.

Für die mögliche Entwicklung der Berglandwirtschaft wurden vier Szenarien geschrieben. Diese sollen die Rahmenaussagen denkbarer Entwicklungstrends der Berglandwirtschaft aufzeigen. Im Bereich der gesetzten Eckwerte wurden sozioökonomische feed-back Modelle angewendet. Neben verschiedenen Ergebnissen zur Ökonomie gibt es auch flächenbezogene.

Die landwirtschaftliche genutzte Fläche wurde in vier Nutzungsklassen eingeteilt. Die feed-back Modelle werden in festgelegten Zeitschritten angehalten. Die Veränderung einer Nutzungsklasse durch etwaigen Übergang in eine andere wird prozentual errechnet. Dies kann Zu- oder



Abnahmen im Flächenanteil jeder Klasse bedeuten. Für den in der Simulation betrachteten Zeitraum haben die Vegetationskundler Sukzessionschritte beschrieben. Diese wurden als klar erkennbare und ersichtliche Veränderungen in der Landschaft definiert. Sie werden in Form von Typenübergängen der Realnutzung formuliert. Für die geänderten Lebensraumbedingungen werden die Verbreitungsmodelle der bearbeiteten Tierarten gerechnet. Aus den Änderungen der Biotopzusammensetzung ergeben sich neue Verbreitungsmuster, die sich in Flächengröße und Umfang von der Ausgangslage unterscheiden. Diese Veränderungen werden über die jeweilige Auswertungsmethode dargestellt. Die Beurteilung durch Experten beschreibt sodann die Bedeutung der Veränderung. Dieses Beispiel zeigt eine Verbindung von zeitlicher und räumlicher Betrachtung mit der Möglichkeit, in Grenzen (semi-dynamisch) prognostisch zu arbeiten. Dabei kann der Ansatz für die Dauerbeobachtung wichtig sein, wenn es darum geht abzuschätzen, welche Ausschnitte des Ökosystems betrachtet werden sollen. Mittels dieser Methode können Hinweise für in Zukunft möglicherweise bedeutsame Änderungen angedacht werden, und die Schwerpunktsetzung für die jeweilige Dauerbeobachtung und gegebenenfalls auch Managementmaßnahme gezeigt werden.

Durch eine Methodik, die für verschiedene Fragestellungen und kartographische Maßstäbe durchgängig ist, ergibt sich die Möglichkeit nicht nur faunistische, sondern ökosystemare Dauerbeobachtung durchzuführen (SCHALLER 1988a). Durch die Offenheit des Ansatzes können die Daten für Aussagen von kleinmaßstäbigen bis zu globalen herangezogen werden.

## 9. Schlußbetrachtung

Wir haben nie alle Daten. Wir haben nie perfekte Methoden. Sonst gäbe es keine Wissenschaft, wir hätten das Kapitel Forschung mit Aristoteles schließen können. Da dem so ist, brauchen wir offene Ansätze der Systembetrachtung. Unsere Datensammlung muß darum nach einigen Kriterien klar gegliedert sein. Die Methode muß bekannt und eindeutig beschrieben sein, die raumbezogene Datenerhebung muß klar fixiert sein. (Die Angabe terrestrische Art in der Nähe eines Sees ist eine wenig hilfreiche Angabe). Wenn wir Daten nach diesen beiden Bedingungen erheben und zusätzlich die aktuelle Landnutzung klar beschrieben haben und in der beschriebenen Art ablegen, können im Sinne der Langfristigkeit andere mit diesen Daten Analysen betreiben und Entwicklungen nachvollziehen, zu denen wir heute noch nicht in der Lage sind. Dies ist ein anderer Anwendungsbereich der Datensicherung, wie ihn die Umweltprobenbank einsetzt (LEWIS et al. 1989). Die Grundvoraussetzung für faunistische Dauerbeobachtung ist somit die Verknüpfung von geographischen Parametern mit Angaben aus der Fauna. Damit dies erreicht werden kann, müssen für die Datenhaltung und

Analyse die heute zur Verfügung stehenden offenen Systeme angewendet werden.

Das Geographische Informationssystem kann als zentrales Instrument für fachübergreifende Forschung und Umweltüberwachung bei räumlich relevanten Fragestellungen angesehen werden. Damit ist auch der Zwang nicht mehr so groß, sich bei langfristig angelegten Dauerbeobachtungsprogrammen für längere Zeiträume an eine konkrete Probestelle zu binden. Es besteht die Möglichkeit, das Instrumentarium bei der Ermittlung repräsentativer Probestellen einzusetzen und die Ergebnisse auf andere, noch nicht untersuchte Räume zu projizieren.

## 10. Literaturverzeichnis:

- BANSE, G. (1985):  
RN-Typenbewertung Singvögel. Testgebiet Jenner. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 6 S.
- BERBERICH, W. (1986):  
Untersuchungen am Rotfuchs (*Vulpes vulpes* L.) im Nationalpark Berchtesgaden. Aktivitätsrhythmik, Baustrukturanalyse, Raumnutzung. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht 11, 35-45.
- BERBERICH, W. (1988):  
Untersuchungen zur Raumorganisation und zur Aktivitätsrhythmik des Rotfuchses (*Vulpes vulpes*, L.) im Nationalpark Berchtesgaden. Nationalpark Berchtesgaden, 138 S.
- BERBERICH, W. (1989):  
Das Raum-Zeit-System des Rotfuchses. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsberichte 17, 1-68.
- BERBERICH, W. (1990):  
Raumnutzung des Rotwildes im Nationalpark Berchtesgaden unter Verwendung der im geographischen Informationssystem nutzbaren Datenstrukturen und Erarbeitung von Auswertungsstrategien für Habitatanalysen in der Zoologie. Nationalpark Berchtesgaden, 73 S.
- BURROUGH, P.A. (1986):  
Principles of geographical information systems for land resource assessment Oxford University press, Oxford
- DAVID, A. (1990):  
Zur Ökologie und Einbürgerung des Alpensteinbocks (*Capra ibex ibex* Linne 1758) in den Berchtesgadener Alpen. Diplomarbeit im Fachbereich III der Technischen Universität Braunschweig 86 S.
- Deutsches MAB-Nationalkomitee (1983):  
Ziele, Fragestellungen und Methoden. Ökosystemforschung Berchtesgaden. MAB-Mitteilungen 16.
- Deutsches MAB-Nationalkomitee (1984):  
Szenarien und Auswertungsbeispiele aus dem Testgebiet Jenner. Ökosystemforschung Berchtesgaden. MAB-Mitteilungen 17.
- FRANZ, H.P. (1985):  
Der deutsche Beitrag zum UNESCO - Programm "Der Mensch und die Biosphäre (MAB). Stand, Entwicklung, Ergebnisse und Ausblick. MAB-Mitteilungen 18, 1-197
- FUCHS, M. (1989):  
Wünsche des Naturschutzes an Forschung und Hochschulen Laufener Sem.beitr. 2/89, 21-32.
- GROSSMANN W.-D., SCHALLER J., SITTARD M. (1984):  
„Zeitkarten“: eine neue Methodik zum Test von Hypothesen und Gegenmaßnahmen bei Waldschäden. AFZ, 837-843.

- HABER, W. (Hrsg.) (1988):  
UNESCO Programme on Man and the Biosphere (MAB) – Ökosystemforschung Berchtesgaden – Methodenentwicklung für die integrierte Ökosystemforschung, unveröffentlicht.
- HAMMELBACHER, K. (1987):  
Untersuchungen über die Verbreitung von Weberknechten (*Opiliones*) in unterschiedlichen Lebensräumen. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 17 S.
- HAMMELBACHER, K. (1988):  
Entwicklung von Potentialbiotopkarten am Beispiel von Weberknechten im Alpenpark Berchtesgaden. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 124 S. + Anhang.
- HAMMELBACHER, K. & MÜHLENBERG, M. (1986):  
Laufkäfer (*Carabidae*) und Weberknechtarten (*Opiliones*) als Bioindikatoren für Skibelastung auf Almflächen. Natur und Landschaft 61, 463-466.
- JANETSCHKE, H. (Hrsg.) (1982):  
Ökologische Feldmethoden. Hinweise zur Analyse von Landökosystemen. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart. 175 S.
- LEWIS, R.A. & PAULUS M.; HORRAS C.; KLEIN B. (1989):  
Auswahl von ökologischen Umweltbeobachtungsgebieten in der Bundesrepublik Deutschland. Abschlußbericht zum FE-Vorhaben 10808056, Umweltbundesamt Berlin, pp 169.
- LINDENBERG, S. (1971):  
Simulation und Theoriebildung. In: ALBERT, H. (Ed.): Sozialtheorie und Praxis Mannheimer Sozialwissenschaftliche Studien, Band 3.
- MÜHLENBERG, M. (1976):  
Freilandökologie. UTB 595. Quelle und Meyer, Heidelberg. 214 S.
- MÜLLER, B. (1990):  
Untersuchungen zur Habitatnutzung des Rehes (*Capreolus capreolus* L.) im Alpenpark Berchtesgaden unter Verwendung eines geographischen Informationssystems. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 53 S.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1987):  
Habitatbewertung und potentielle Verbreitung von Tierarten unter touristischem Einfluß. Gesellschaft für Ökologie. Verhandlungen Band XV (Graz 1985), 48-56.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1988):  
Anwendungsmöglichkeiten der erarbeiteten Ergebnisse des MAB-6 Projektes für die weitere Nationalparkarbeit. In: Haber (ed.): UNESCO Programm on Man and Biosphere (MAB) – Ökosystemforschung Berchtesgaden – Methodenentwicklung für die integrierte Ökosystemforschung, unveröffentlicht.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. (1989):  
How Actual Land Use Influences Animal Distribution. In: Final Report of the international workshop „Long-Term ecological Research: A Global Perspective“ MAB-Mitteilungen 31, 62-66.
- d'OLEIRE-OLTMANNNS, W. & FRANZ, H.P. (1991):  
Das zoologische Informationssystem (ZOO LIS) der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, Gesellschaft für Ökologie. (Freising 1990) Band XX, 685-693.
- D'OLEIRE-OLTMANNNS, W. & FRANZ, H.P.; SCHUSTER, A. (im Druck):  
Die Anwendung der Ökosystemforschung für die Analyse der räumlichen Habitatverteilung von Tierarten. Gesellschaft für Ökologie (Osnabrück 1989).
- SCHALLER, J. (1985):  
Anwendung geographischer Informationssysteme an Beispielen landschaftsökologischer Forschung und Lehre. Gesellschaft für Ökologie. Verhandlungen Band XIII (Bremen 1983), 443-464.
- SCHALLER, J. (1988):  
Das Geographische Informationssystem ARC/INFO. Wiener Schriften zur Geographie und Kartographie, Band 1: Digitale Technologie in der Kartographie. Wiener Symposium 1986, 218-227.
- SCHALLER, J. (1988a):  
Ökosystemforschung Berchtesgaden – Diskussionspapier über integrierte ökologische Monitoringanwendungen von Erkenntnissen aus dem MAB-Projekt-6, Berchtesgaden unveröffentlicht.
- SCHUSTER, A. (1990):  
Ornithologische Forschung unter Anwendung eines geographischen Informationssystems. Salzburger Geographische Materialien 15, 115-123.
- SITTARD, M. (1988):  
Geographisches Informationssystem, Datenmodell und Anwendung. In: Haber (ed.): UNESCO Programm on Man and Biosphere (MAB) – Ökosystemforschung Berchtesgaden – Methodenentwicklung für die integrierte Ökosystemforschung, unveröffentlicht.
- SPANDAU, L. & SIUDA, C. (1985):  
Das Geographische Informationssystem im MAB 6-Projekt. Ökosystemforschung Berchtesgaden. Fachbereichsbericht FB 93 Kartographie, Datenaufbereitung. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden.
- STARFIELD, A.M. & BLELOCH, A.L. (1986):  
Building Models for Conservation and Wildlife Management. New York London pp. 253.
- STEIN, W. & FLACKE, W. (1988):  
Ein computergestütztes Konzept zur Planung und flächendeckenden Auswertung ökologischer Untersuchungen anhand punktueller Daten. Stadt + Landschaft, 20 (4), 156-164.
- TEMPEL-THERAN, K. (1989):  
Zur Ökologie waldbewohnender Kleinsäuger im Nationalpark Berchtesgaden. Diplomarbeit der TU Braunschweig, 86 S. + Anhang.

**Anschrift des Verfassers:**

Dr. W. d'Oleire-Oltmanns  
Nationalparkverwaltung  
Doktorberg 6  
D(W)-8240 Berchtesgaden

## Bibliographie: Geobotanische Dauerbeobachtung

343 Zitate; Sachregister: siehe Seite 84  
Stand: 1986

Evelin Köstler; Rainer Buchwald; Peter Poschlod

- 1) AKADEMIE FÜR RAUMFORSCHUNG UND LANDESPLANUNG (1984):  
Angewandte Fernerkundung: Methoden und Beispiele. – Hannover: Vincentz.
- 2) ALLEN, F.H.; SHUGART H.H. (1983):  
Ordination of simulated complex forest succession: A new test of ordination methods. – *Vegetatio* 51: 141-155.
- 3) ARNDT, A. (1952):  
Veränderung des Pflanzenbestandes einer Dauerweide durch Düngung und Mähnutzung. – *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F.* 3: 123-127.
- 4) ARRHENIUS, O. (1921):  
Species and area. – *J. Ecol.* 9: 95-99.
- 5) AUDRY, P.; ROSSETTI, C. (1962):  
Observations sur les sols et la végétation en Mauritanie du Sud-Est et sur la bordure adjacente du Mali (1959 et 1961). – *UNSF/DL/ES/3*. FAO Rome. 267 S.
- 6) AUKES, P.; VOO, E. VAN DER (1966):  
Het Claerkamper Mar. – *De levende Natuur* 69: 271-276.
- 7) AUSTIN, M.P. (1981):  
Permanent quadrats: An interface for theory and practice. – *Vegetatio* 46: 1-10.
- 8) AUSTIN, M.P.; CHUNNINGHAM, R.B.; FLEMING, P.M. (1984):  
New approaches to direct gradient analysis using environmental scalars and statistical curve-fitting procedures. – *Vegetatio* 55: 11-27.
- 9) BAKKER, J.P. (1978):  
Changes in a salt-marsh vegetation as a result of grazing and mowing – a five-year study of permanent plots. – *Vegetatio* 38 (2): 77-87
- 10) BAKKER, J.P.; DE BIE, S.; DALLINGA, J. H.; TJADEN, P.; DE VRIES, Y. (1983):  
Sheep-grazing as a management tool for heathland conservation and regeneration in the Netherlands. – *Journal of Applied Ecology* 20: 541-560.
- 11) BAKKER, J.P.; RUYTER, J.C. (1981):  
Effects of five years of grazing on a salt-marsh vegetation. – *Vegetatio* 44: 81-100.
- 12) BARKMAN, J.J.; DOING, H.; SEGAL, S. (1964):  
Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. – *Acta Botanica Neerlandica* 13: 394-419.
- 13) BAUER, J. (1958):  
Vegetationsveränderungen im Dachsteingebiet zwischen 1800 und 1950. – *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* 75 (3-5): 298-320.
- 14) BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1984):  
100 Jahre Wasserbau am Lech zwischen Landsberg und Augsburg. – *Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft* 19: 126 S.
- 15) BAZZAZ, F.A. (1975):  
Plant species diversity in old-field successional ecosystems in Southern Illinois. – *Ecology* 56: 485-488.
- 16) BEEFTINK, W.G. (1973):  
Ecologie en vegetatie met betrekking tot het Deltaplan. – In: *De Gouden Delta Symposium Gent*, 24. November 1971: 81-109.
- 17) BEEFTINK, W.G.; DAANE, M.C.; MUNCK, W. DE (1971):  
Tien jaar botanisch-oecologische verkenningen langs het Veerse Meer. – *Natuur en Landschap* 25 (2): 50-63.
- 18) BEEFTINK, W.G.; GEHU, J.-M. (1973):  
Spartinetea maritimae (R. Tüxen 1961) W.G. Beeftink, J.-M. Gehu, T. Ohba, R. Tüxen 1971. – *Prodr. Groupem. veg. Europe* 1: 1-49.
- 19) BIONDINI, M.E.; BONHAM, C.D.; REDENTE, E.F. (1985):  
Secondary successional patterns in a sagebrush (*Artemisia tridentata*) community as they relate to soil disturbance and biological activity. – *Vegetatio* 60: 25-36.
- 20) BLANCKMEISTER, I. (1966):  
Zur waldbaulichen Forschung und zu ihrer Methodik in Waldschutzgebieten. – *Arch. Natursch. u. Landschaftsforsch.* 6: 227-248
- 21) BÖTTCHER, H. (1974):  
Bibliographie zum Problem der Sukzessionsforschung mit Hilfe von Dauerquadraten und der Vegetationskartierung. – *Excerpta Botanica, Sectio B*, 14: 35-56.
- 22) ——— (1975):  
Stand der Dauerquadrat-Forschung in Mitteleuropa. – In: (Ed.: R. Tüxen) *Sukzessionsforschung*. Ber. Internat. Sympos. Rinteln/W. Vaduz 1975.
- 23) BOND, W.J. (1984):  
Fire survival of Cape Protaceae - influence of fire season and seed predators. – *Vegetatio* 56: 65-74.
- 24) BONKOUNGOU, G.J.E.; RAYNAL, D.; GEIS, J.W. (1983):  
Tree population dynamics in relation to climate and forest history in the Oswegatchie plains, northern New York. – *Vegetatio* 54: 37-59.
- 25) BORMANN, F.H. (1953):  
The statistic efficiency of sample plot size and shape in forest ecology. – *Ecology* 34: 474-487.

- 26) BORMANN, F.; LIKENS, G.E. (1979):  
Pattern and process in forested exosystem – Springer, New York.
- 27) BORNKAMM, R. (1961):  
Zur Konkurrenzkraft von *Bromus erectus* – ein sechsjähriger Dauerversuch. – Bot. Jb. 80 (4): 466-479.
- 28) ——— (1962):  
Über die Rolle der Durchdringungsgeschwindigkeit bei Klein-Sukzessionen. – Veröff. Geobot. Inst. Stiftg. Rübel 37: 16-26.
- 29) ——— (1974):  
Zur Konkurrenzkraft von *Bromus erectus* II. Ein zwanzigjähriger Dauerversuch. – Bot. Jb. 94: 391-412.
- 30) ——— (1981):  
Rates of change in vegetation during secondary succession. – Vegetatio 47: 213-220.
- 31) ——— (1981):  
Zusammensetzung, Biomasse und Inhaltsstoffe der Vegetation während zehnjähriger Sukzession auf Gartenboden in Köln. – Decheniana 134: 34-48.
- 32) ——— (1984):  
Experimentell-ökologische Untersuchungen zur Sukzession von ruderalen Pflanzengesellschaften. II. Quantität und Qualität der Pflanzmasse. – Flora 175: 45-74.
- 33) BORNKAMM, R.; HENNIG, U. (1978):  
Zur Sukzession von Ruderalgesellschaften auf verschiedenen Böden. – Phytocoenosis 7: 129-150.
- 34) ——— (1982):  
Experimentell-ökologische Untersuchungen zur Sukzession von ruderalen Pflanzengesellschaften auf unterschiedlichen Böden. – Flora 172: 267-316.
- 35) BOURDEAU, P.F.; OOSTING, H.J. (1959):  
The maritime live oak forest in North Carolina. – Ecology 40: 148-152.
- 36) BRAUN-BLANQUET, J. (1931):  
Vegetationsentwicklung im Schweizer Nationalpark. – Dokum. Erforsch. Schweiz. Nationalpark (1931): 1-82.
- 37) ——— (1964):  
Pflanzensoziologie – Wien – New York: Springer. 865 S.
- 38) ——— (1928):  
Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde. – Biologische Studienbücher 7. Berlin: Springer.
- 39) BRAUN-BLANQUET, J.; WIKUS, E.; SUTTER, R.; BRAUN-BLANQUET, G. (1958):  
Lagunenverlandung und Vegetationsentwicklung an der französischen Mittelmeerküste bei Palavas, ein Sukzessionsexperiment. – Veröff. geobot. Inst. Rübel, Zürich 33: 9-32.
- 40) BRAUN, W.; MICHLER, G. (1977):  
Das Herrschinger Moos zwischen Ammersee und Pilsensee (Oberbayern). – Mitt. Geograph. Ges. München 62: 41-74.
- 41) BUCHWALD, R. (1984):  
Untersuchungen zur Auswahl, Anlage und Aufnahme geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen im Nationalpark Bayerischer Wald. – Dipl.Arbeit. Lehrgebiet Geobotanik am Lehrstuhl für Landschaftsökologie. TU-München-Weihenstephan, unveröff.
- 42) BUCK-FEUCHT, G. (1980):  
Vegetationskundliche Beobachtungen im Schonwald Hohes Reisach bei Kirchheim/Teck. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 51/52: 479-513.
- 43) BUDDEMEIER, H. (1963):  
Dauerquadratbeobachtungen in den Kanalwasserversickerungsbecken der Hohen Ward bei Münster. – Natur und Heimat 23 (3): 65-67.
- 44) BÜCKING, W. (1982):  
Bestände des Bannwaldes STEINHÄUSLE, Geschichte und Zustand. – Mitt. forstl. Versuchs- u. Forschungsanstalt Bad.-Württ. Waldschutzgebiet 2: 27-59. Freiburg.
- 45) ——— (1983):  
Zur Vegetationsentwicklung in Waldschutzgebieten am Beispiel einiger der älteren Bannwälder Baden-Württembergs. – In: MAYER, H. ed.: Urwald-Symposium, IUFRO-Gruppe Urwald. Univ. Bodenkultur. Wien 1982. S. 101-119.
- 46) ——— (1984):  
Vegetationskundliche Forschung im Bannwald UNTERECK. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 57/58: 157-170.
- 47) BÜCKING, W.; REINHARDT, W. (1985):  
Vegetationskundliche Forschung im neuen Bannwald im Naturschutzgebiet Taubergießen. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 59/60: 143-174.
- 48) BÜRKI, A. (1981):  
Bestandesstrukturen im Gebirgsfichtenwald. Charakterisierung von Strukturtypen durch Inventurdaten aus Kontrollstichproben. – Beiheft zu den Zeitschriften des Schweizerischen Forstvereins 69. Zürich.
- 49) BUNDESANSTALT FÜR VEGETATIONSKUNDE, NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (1970):  
Sukzessionsuntersuchungen auf einer Dauerfläche im Rheinischen Braunkohlenrevier. – Jahresbericht 1969: M 12-M 15.
- 50) BURRICHTER, E. (1969):  
Das Zwillbrocker Venn, Westmünsterland, in moor- und vegetationskundlicher Sicht. – Abh. Landesmus. Naturk. Münster 31 (1): 1-60.
- 51) CAIN, S.A. (1938):  
The species area curve. – Amer. Midl. Nat. 19: 573-581.
- 52) CAIN, S.A.; DE OLIVEIRA CASTRO, G.M. (1959):  
Manual of vegetation analysis. – Harper. New York.
- 53) CANFIELD, R.H. (1941):  
Application of the Line Interception Method in sampling range vegetation. – Jour. Forestry 39: 388-394.
- 54) CARPENTER, S.R.; CHANEY, J.E. (1983):  
Scale of spatial pattern: four methods compared. – Vegetatio 53: 153-160.
- 55) CATANA, A.J. JR. (1963):  
The wandering quarter method of estimation population density. – Ecology 44: 349-360.
- 56) CHRISTENSEN, N.L.; PLEET, R.K. (1984):  
Convergence during secondary forest succession. – Journal of Ecology 72: 25-36.

- 57) CHRISTIANSEN, W. (1937):  
Beobachtungen an Dauerquadraten auf der  
Lotseninsel Schleimünde. – *Schr. naturw. Ver.  
Schlesw.-Holst.* 22 (1): 69-88.
- 58) ——— (1960):  
Vegetationsstudien auf Helgoland. – *Schr.  
naturw. Ver. Schlesw.-Holst.* 31: 3-24.
- 59) CLEMENTS, F.E. (1916):  
Plant succession. – *Carnegie Inst. Washington*  
242.
- 60) COLLINS, S.L.; ADAMS, D.E. (1982):  
Succession in grassland: Thirty-two years of  
change in a central Oklahoma tallgrass prairie. – *Vegetatio* 51: 181-190.
- 61) CONNELL, J.H.; SLAYTER, R.O. (1977):  
Mechanisms of succession in natural commu-  
nities and their role in community stability  
and organization. – *Amer. Natur.* 111: 1119-  
1144.
- 62) COOPER, W.S. (1923):  
The recent ecological history of Glacier Bay,  
Alaska. III. Permanent quadrats at Glacier  
Bay: an initial report upon a long-period  
study. – *Ecology* 4 (4): 355-365.
- 63) ——— (1931):  
A third expedition to Glacier Bay, Alaska. –  
*Ecology* 12: 61-95.
- 64) ——— (1939):  
A fourth expedition to Glacier Bay, Alaska. –  
*Ecology* 20 (2): 130-155.
- 65) COTTAM, G.; CURTIS, J.T. (1956):  
The use of distance measures in phytosociolo-  
gical sampling. – *Ecology* 37: 441-460.
- 66) DANCAU, B. (1957):  
Zur Beurteilung von Austrocknungs- und  
Vernässungsschäden nach Vegetation und  
Bodenprofil. – *Mitteilungen für Landkultur,  
Moor- und Torfwirtschaft* 5: 30-34.
- 67) ——— (1959):  
Warum pflanzensoziologische Beweissiche-  
rung für landwirtschaftlich genutzte Flächen  
bei wasserbaulichen Maßnahmen. – *Das  
Grünland* 8: 25-26.
- 68) ——— (1961):  
Flächen- oder Punktkartierung bei wasser-  
baulichen Maßnahmen. – *Bay. Landw. Jb.* 38:  
624-630.
- 69) DAUBENMIRE, R. (1959):  
A canopy - cover method of vegetational  
analysis. – *Northwest Sei.* 33: 43-64.
- 70) DAUBENMIRE, R.F. (1968):  
Plant communities: A textbook of plant syn-  
ecology. – *New York: Harper and Row.* 300 S.
- 71) DIERSCHKE, H. (1974):  
Saumgesellschaften im Vegetations- und  
Standortsgefälle an Waldrändern. – *Scripta  
Geobotanica* 6. Göttingen: Goltze. 246 S.
- 72) ——— (1978):  
Vegetationsentwicklung auf Kahlschlägen  
verschiedener Laubwälder bei Göttingen. I.  
Dauerflächen-Untersuchungen 1971-1977. –  
*Phytocoenosis* 7.1/2/3/4 S. 29-42.
- 73) DIERSCHKE, H.; SONG, Y. (1982):  
Vegetationsgliederung und kleinräumige Ho-  
rizontalstruktur eines submontanen Kalkbu-  
chenwaldes. – In: DIERSCHKE, H. (Red.):  
Struktur und Dynamik von Wäldern. *Ber.  
Internat. Symp. IVV Rinteln 1981. Vaduz.*
- 74) DIETERICH, H.; MÜLLER, S.; SCHLENKER,  
G. (1970):  
Urwald von morgen. Bannwaldgebiete der  
Landesforstverwaltung Baden-Württemberg.  
– *Stuttgart 1970.* 174 S.
- 75) DIETVORST, P.E.; MAAREL, E. VAN DER;  
PUTTEN, H. VAN DER (1982):  
A new approach to the minimal area of a plant  
community. – *Vegetatio* 50: 77-91.
- 76) DÖRRIE, A. (1958):  
Das Leistungsvermögen einer Marschweide  
bei intensiver Bewirtschaftung. – *Land-  
wirtsch.-Angew. Wiss.* 88: 1-78.
- 77) DOING, H. (1975):  
Beobachtungen und historische Tatsachen  
über die Sukzession von Dünen-ökosystemen  
in den Niederlanden. – In: (Ed.: R. Tüxen)  
Sukzessionsforschung. *Internat. Sympos. Rin-  
teln, Vaduz 1975.*
- 78) DOING, H.; DOING-HUIS IN 'T VELD, C.J.  
(1971):  
History of landscape and vegetation of coastal  
dune areas in the province of North Holland.  
– *Acta Bot. Neerl.* 20 (1): 183-189.
- 79) DONITA, N. (1972):  
Zahl und Größe der Probeflächen bei der  
direkten Bestimmung der Krautschicht-Bio-  
masse im Walde. – *Oecol. Plant.* 7: 85-94.
- 80) DONSELAAR-TEN BOKKEL HUININK, W.  
(1961):  
An ecological study of the vegetation in three  
former river beds. – *Wentia* 5: 112-162.
- 81) DRURY, W.H.; NISBET, C.T. (1973):  
Succession. – *J. Arnold Arbor.* 54: 331-368.
- 82) DÜ RIETZ, G.E. (1930):  
Vegetationsforschung auf soziationsanalyti-  
scher Grundlage. – *Handbuch der biologi-  
schen Arbeitsmethoden* (Hrsg. E. Abderhal-  
den), Abt. XI, Teil 5, Heft 2: 293 ff.
- 83) EBER, W. (1973):  
Vegetationsvergleich mit der Frequenzbe-  
stimmung. – In: (Ed.: W. Schmidt) Sukzes-  
sionsforschung. *Internat. Symp. Rinteln/W.,  
Vaduz.*
- 84) ——— (1975):  
Vegetationsentwicklung auf trockengefalle-  
nem Schlamm von Westberliner Kleingewäs-  
sern. – In: (Ed.: R. Tüxen) Sukzessionsfor-  
schung. *Internat. Symp. Rinteln/W., Vaduz,*  
S. 607-611.
- 85) ——— (1982):  
Struktur und Dynamik der Bodenvegetation  
im Luzulo-Fagetum. – In: DIERSCHKE, H.  
(Red.): Struktur und Dynamik von Wäldern.  
*Ber. Internat. Symp. IVV Rinteln 1981. Vaduz.*
- 86) ——— (1975):  
Vegetationsvergleich mit der Frequenzbe-  
stimmung. – In: SCHMIDT, W. (Red.): Sukzes-  
sionsforschung. *Ber. Internat. Symp. IVV  
Rinteln 1973: 607-611 Vaduz.*
- 87) EGLOFF, T.; NÄF, E. (1982):  
Grundwasserstandsmessungen in Streuwie-  
sen des unteren Reustales. – *Ber. Geobot. Inst.  
ETH, Stiftg. Rübel* 49: 154-194.
- 88) ELLENBERG, H. (1952):  
Auswirkungen der Grundwassersenkung auf  
die Wiesengesellschaften am Seitenkanal  
westlich Braunschweig. – *Angew. Pflanzenso-  
ziol.* 6: 3-46. *Stolzenau/Weser.*

- 89) — (1956):  
Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. – Stuttgart: Ulmer, 136 S.
- 90) ELLENBERG, H.; MUELLER-DOMBOIS, D. (1965):  
A key to Raunkiaer plant life forms with revised subdivisions. – Ber. geobot. Inst. ETH, Stftg. Rübél 37: 56-73, Zürich.
- 91) ELLING, W.; BAUER, E.; KLEMM, G.; KOCH, H. (1976):  
Klima und Böden. – Wissenschaftliche Schriftenreihe Nationalpark Bayerischer Wald: Heft 1. München: Bay. Staatsmin. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- 92) ERSCHBAUMER, B.; GRABHERR, G.; REISIGEL, H. (1983):  
Spatial pattern in dry grassland communities of the Central Alpes and its ecophysiological significance. – Vegetatio 54: 143-151.
- 93) FALINSKI, J.B. (1976):  
Windwürfe als Faktor der Differenzierung und der Veränderung des Urwaldbiotopes im Licht der Forschungen auf Dauerflächen. – Phytocoenosis 5: 85-108.
- 94) — (1975):  
BIALOWEZA: Sukzession auf fremden, in den Boden eingeführten Substraten im Eichen-Hainbuchenwald. – In: SCHMIDT, W. (Red.): Sukzessionsforschung. Ber. Internat. Symp. IVV Rinteln 1983. Vaduz.
- 95) — (1978):  
Uprooted trees, their distribution and influence in the primeval forest biotop. – Vegetatio 38: 175-183.
- 96) FEEKES, W. (1936):  
De ontwikkeling van de natuurlijke vegetatie in de Wieringermeerpolder. – Ned. kruidk. Arch. 46: 1-295.
- 97) — (1943):  
De Piamer Kooiward en Makkumerwaard. – Ned. kruidk. Arch. 53: 288-330.
- 98) FEEKES, W.; BAKKER, D. (1954):  
De ontwikkeling van de natuurlijke vegetatie in de Noordoostpolder. – Van Zee tot Land 6: 1-92.
- 99) FLOYD, D.A.; ANDERSON, J.E. (1982):  
A new point interception frame for estimating cover of vegetation. – Vegetatio 50: 185-186.
- 100) FORD, E.D.; RENSHAW, E. (1984):  
The interpretation of process from pattern using two-dimensional spectral analysis. – Vegetatio 56: 113-126.
- 101) FRAHM, J.P. (1972):  
Die Vegetation auf Reetdächern. – Mitt. Arbeitsgem. Flor. Schlesw.-Holst. 21: 1-213.
- 102) FRANKENBERG, P. (1982):  
Vegetation und Raum. – Paderborn: Schöningh. 245 S.
- 103) FREY, E. (1959):  
Die Flechtenflora und -vegetation des Nationalparks im Unterengadin. II. Teil: Die Entwicklung der Flechtenvegetation auf photogrammetrisch kontrollierten Dauerflächen. – Ergebn. wiss. Unters. schweiz. Nationalpark (N.F.) 6 (41): 237-319.
- 104) FRIDRIKSSON, S.; PÁLSSON, J. (1970):  
Landgraedslutilraun a Sprengisandi (Landreclamation studies on the desert, Sprengisandur in south central part of Iceland). – Isl. landbun. 2 (2): 34-49.
- 105) GALIANO, E.F. (1983):  
Detection of multi-species patterns in plant populations. – Vegetatio 53: 129-138.
- 106) GAMMON, P.T.; CARTER, V. (1979):  
Vegetation mapping with seasonal color infrared photographs. – Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 45: 87-97.
- 107) GAUCH, H.G., JR. (1982):  
Multivariate analysis in community ecology. – Cambridge: Cambridge Univ. Press. 298 S.
- 108) GEIER, M. (1984):  
Die Vegetation eines Aufichtenwaldes mit künstlicher Wiedervernässung im Nationalpark Bayerischer Wald und ihre Beziehungen zu einigen Standortsfaktoren. – Dipl.-Arbeit am Lehrgebiet Geobotanik der TU München, unveröff.
- 109) GERDOL, R.; FERRARI, C.; PICCOLI, F. (1985):  
Correlation between soil characters and forest types: a study in multiple discriminant analysis. – Vegetatio 60: 49-56.
- 110) GILLI, A. (1935):  
Die Sukzession auf vegetationsfreien Stellen im Lolietum. – Beih. bot. Zbl. 54 B: 59-74.
- 111) — (1950):  
Die Phänologie des Salicornietum herbaceae an der Nordsee. – Phytion 2 (4): 247-259.
- 112) GISI, U.; OERTLI, J.J. (1981):  
Ökologische Entwicklung in Brachland verglichen mit Kulturwiesen. – Acta Oecologia/Oecol. Plant. 2 (16), n. 1: 7-21, 79-86.
- 113) GLAVAC, V. (1972):  
Zur Planung von geobotanischen Dauerbeobachtungsflächen in Waldschutzgebieten. – Natur und Landschaft 47 (5): 139-143.
- 114) — (1975):  
Zur Methodik der vegetationskundlichen Untersuchungen auf Dauerprobeflächen. In SCHMIDT, W. (Red.): Sukzessionsforschung. Ber. Internat. Symp. IVV Rinteln 1973: 619-622. Vaduz.
- 115) GOODALL, D.W. (1952):  
Some considerations in the use of point quadrats for the analysis of vegetation. – Australian J. Sci. Res. 5: 1-41.
- 116) — (1963):  
Pattern analysis and minimal area - some further comments. – J. Ecol. 51: 705-710.
- 117) — (1953):  
Point-quadrat methods for the analysis of vegetation. – Austr. J. Bot. 1: 457-461.
- 118) GREEN, R.H. (1979):  
Sampling design and statistical methods for environmental biologists. – New York: Wiley. 257 S.
- 119) GREIG-SMITH, P. (1964):  
Quantitative plant ecology. – 2. Aufl., London: Butterworths. 256 S.
- 120) — (1983):  
Quantitative plant ecology. – 3. Aufl., Oxford: Blackwell Sc. Publ. 359 S.

- 121) GROSER, K.H.; FISCHER, W.; MANSIK, K.-H. (1967):  
Vegetationskundliche Grundlagen für die Erschließung und Pflege eines Systems von Waldreservaten. – Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg, Beiheft 3. 93 S.
- 122) GRUBB, P.J. (1977):  
The maintenance of species-richness in plant communities: The importance of the regeneration niche. – Biol. Rev. 52: 107-145.
- 123) GUTTE, P. (1971):  
Die Wiederbegrünung städtischen Ödlandes, dargestellt am Beispiel Leipzigs. – Hercynia N.F. 8 (1): 58-81.
- 124) ——— (1971):  
Die Vegetation der Aschehalde Rositz bei Altenburg. – Abh. Ber. naturk. Mus. Altenburg 7: 7-16.
- 125) HALL, J.B.; OKALI, D.U.U. (1979):  
A structural and floristic analysis of woody fallow vegetation near Ibadan, Nigeria. – J. Ecol. 67: 321-346.
- 126) HAVEMANN, A.W. (1937):  
Luftbildmessung und die Erforschung der natürlichen Rohstoffquellen (russ. mit engl. Zusammenfassung). – Akad. d. Wiss. d. UdSSR. 286 S. Moskau, Leningrad.
- 127) HEGG, O. (1984):  
50jährige Dauerflächenbeobachtungen im Nardetum auf der Schynige Platte ob Interlaken. – Verhandl. Ges. f. ökol. (Bern 1982) 12: 159-166.
- 128) HENNINGER, J. (1983):  
Zeitreihen der Bestandsentwicklung in naturnahen Waldbeständen aus Luftbildern. – Diss. Forstwiss. Fak. Univ. Freiburg. 190 S.
- 129) HESMER, H. (1934):  
Naturwaldzellen. – Der deutsche Forstwirt 16: 133-135 u. 141-143.
- 130) HILLGARTER, F.-W. (1971):  
Waldbauliche und ertragskundliche Untersuchungen im subalpinen Fichtenwald Scatle/Brigels. – Diss., ETH Zürich, 80 S.
- 131) HOBBS, R.J.; GIMINGHAM, C.H. (1984):  
Studies on fire in Scottish heathland communities II. Post-fire vegetation development. – J. Ecol. 72: 585-610.
- 132) HÜBSCHMANN, A.V. (1957):  
Kleinmoosgesellschaften extremster Standorte. – Mitt. flor. - soz. Arbeitsgem. N.F. 6/7: 130-146.
- 133) HUECK, K. (1925):  
Vegetationsstudien auf Brandenburgischen Hochmooren. – Beitr. Naturdenkmalpflege 10 (5): 309-408.
- 134) HUWE, C. (1984):  
Grenzen und Möglichkeiten der Photokartierung am Beispiel einiger Seen im Südschwarzwald. – Dipl.-Arb. Univ. Hohenheim, unveröff.
- 135) JAHN, G. (1980):  
Diskussionsbeitrag zur Methode der Erfassung der Bodenvegetation auf Dauerbeobachtungsflächen in Naturwaldreservaten. – Natur und Landschaft 55 (4): 149-150.
- 136) JAKUCS, P. (1972):  
Dynamische Verbindung der Wälder und Rasen. – Budapest: Akademiai Kiado, 228 S.
- 137) JENNY-LIPS, H. (1930):  
Vegetationsbedingungen und Pflanzengesellschaften auf Felsschutt, Phytosoziologische Untersuchungen in den Glarner Alpen. – Beih. bot. Zbl. 46 B (2/3): 119-296.
- 138) JOCHIMSEN, M. (1963):  
Vegetationsentwicklungen im hochalpinen Neuland, Beobachtungen an Dauerflächen im Gletschervorfeld, 1958-1962. – Ber. naturw. med. Ver. Innsbruck 53: 109-123.
- 139) ——— (1970):  
Die Vegetationsentwicklung auf Moränenböden in Abhängigkeit von einigen Umweltfaktoren. – Veröffentlichungen der Universität Innsbruck 46: 22 S.
- 140) JOHANN, K. (1970):  
Ergebnisse strukturanalytischer Untersuchungen in natürlich verjüngten Fichtenbeständen. – Forstw. Cbl. 89: 228-251.
- 141) JONG, P. DE; AARSSSEN, L.W.; TURKINGTON, R. (1983):  
The use of contact sampling in studies of association in vegetation. – J. Ecol. 71: 545-559.
- 142) JUHASZ-NAGY, P.; PODANI, J. (1983):  
Information theory methods for the study of spatial processes and succession. – Vegetatio 51: 129-140.
- 143) KÄTZLER, W.; WEISHAAR, H.; REINHARDT, W. (1984):  
Zur forstlichen Aufnahme der Bannwälder in Baden-Württemberg. – Mitt. forstl. Versuchs- u. Forschungsanstalt Bad.-Württ. 108: 123-130.
- 144) KAULE, G. (1973):  
Die Seen und Moore zwischen Inn und Chiemsee. – Schriftenreihe f. Naturschutz und Landschaftspflege, Heft 3, München: Bay. Landesamt f. Umweltschutz.
- 145) KAULE, G.; PFADENHAUER, J. (1973):  
Vegetation und Ökologie eines Hochmoorrandbereichs im Naturschutzgebiet Eggstätt-Hemhofer Seenplatte. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 44: 201-210.
- 146) KERSHAW, K.A. (1973):  
Quantitative and dynamic plant ecology. – London: Arnold. 308 S.
- 147) KERSHAW, K.A.; LOONEY, J.H.H. (1985):  
Quantitative and dynamic plant ecology. – 3. Aufl., London: Edward Arnold. 282 S.
- 148) KIENER, J. (1984):  
Veränderung der Auenvegetation durch Anhebung des Grundwasserspiegels im Bereich der Staustufe Ingolstadt. – Ber. ANL 8: 104-129.
- 149) KING, T.J.; WOODDELL, S.R.J. (1984):  
Are regular patterns in desert shrubs artefacts of sampling. – J. Ecol. 72: 295-298.
- 150) KLAPP, E. (1958):  
Beobachtung von Dauerquadraten in einer Bergheide. – Abh. naturw. Ver. Bremen 35 (2): 280-295.
- 151) KNAPP, R. (1968):  
Änderung der Artenzusammensetzung von Rasenflächen im Vogelsberg im Verlauf von 19 und 21 Jahren. – Hess. flor. Briefe 17 (201): 47-52.

- 152) — (1969):  
Änderungen in der Vegetation Hessischer Gebirge in den letzten Jahrzehnten. – Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 14: 274-286.
- 153) KOCH, H.; GAISBERG, E. VON (1937):  
Die standörtlichen und forstlichen Verhältnisse des Naturschutzgebietes Untereck. – Veröff. württ. Landesstelle Naturschutz 14: 5-53.
- 154) KOHLER, A. (1978):  
Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. – Landschaft und Stadt 10 (2): 73-85.
- 155) KOHLER, A.; SCHIELE, S. (1985):  
Veränderungen von Flora und Vegetation in den kalkreichen Fließgewässern der Friedberger Au (bei Augsburg) von 1972 - 1982 unter veränderten Belastungsbedingungen. – Arch. Hydrobiol. 103 (2): 137-199.
- 156) KOHLER, A.; SUKOPP, H. (1964):  
Über die soziologische Struktur einiger Robinienbestände im Stadtgebiet von Berlin. – S.B. Ges. naturf. Freunde Berlin (N.F.) 4: 74-88.
- 157) KOHLER, A.; VOLLRATH, H.; BEISL, E. (1971):  
Zur Verbreitung, Gesellschaft und Ökologie der Gefäß-Makrophyten im Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene). – Arch. Hydrobiol. 69 (3): 333-365.
- 158) KONOLD, W. (1984):  
Zur Ökologie kleiner Fließgewässer. – Agrar- und Umweltforschung 6. 262 S.
- 159) KOOP, H. (1982):  
Waldverjüngung, Sukzessionsmosaik und standörtliche Differenzierung infolge spontaner Waldentwicklung. – In: DIERSCHKE, H. (Red.): Struktur und Dynamik von Wäldern. Ber. Internat. Symp. IVV Rinteln 1981: 2.
- 160) KRAUSE, W. (1955):  
Pflanzensoziologische Luftbildauswertung. – Angeandte Pflanzensoziologie 10. 57 S. Stolzenau/Weser.
- 161) KRAUS, K. (1979):  
Zur Theorie der Klassifizierung multispektraler Bilder. – Bildmessung und Luftbildwesen 47: 119-128.
- 162) KRIPPELOVA, T. (1972):  
Ruderalne spolocnostva mesta Malaciek (Ruderalgesellschaften der Stadt Malacky. – Biol. Prace 18 (1): 1-117.
- 163) KRÜSI, B. (1978):  
Grenzen der Aussagekraft von Vegetationsaufnahmen. – Ber. Geobot. Inst. EHT, Stiftg. Rübel 45: 134-155.
- 164) — (1981):  
Phenological methods in permanent plot research. The indicator value of phenological phenomena - a study in limestone grassland in northern Switzerland. – Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftg. Rübel 75.
- 165) KÜCHLER, A.W. (1984):  
Ecological vegetation maps. – Vegetatio 55: 3-10.
- 166) KULOW, D.L. (1966):  
Comparison of forest sampling designs. – Jour. Forestry 64: 469-474.
- 167) KUOCH, R. (1979):  
Mosaiktypen in Waldgesellschaften. – Phytocoenologia 6: 32-36.
- 168) LACHAVANNE, J.-B.; WATTENHOFER, R. (1975):  
Contribution à l'étude des Macrophytes du Léman. – Commission internat. pour la protection des eaux du Léman et du Rhône contre la pollution. Genf.
- 169) LAMPRECHT, H. (1971):  
Zur wald- u. vegetationskundlichen Bedeutung von Naturwaldparzellen. – Forst- und Holzwirt 26: 25-29.
- 170) — (1980):  
Zur Methodik walddkundlicher Untersuchungen in Naturwaldreservaten. – Natur und Landschaft 55: 146-147.
- 171) LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ (1984):  
Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg. Jahresbericht 1984. – Karlsruhe. 209 S.
- 172) LANG, G. (1969):  
Die Ufervegetation des Bodensees im farbigen Luftbild. – Landeskundliche Luftbildauswertung im mitteleuropäischen Raum 8: 1-74.
- 173) — (1973):  
Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees. – Landessammlungen f. Naturk. Karlsruhe 12: 1-67.
- 174) — (1981):  
Die submersen Makrophyten des Bodensees - 1978 im Vergleich mit 1967. – Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 26. 64 S.
- 175) LEAK, W.B. (1970):  
Successional change in Northern hardwoods predicted by birth and death simulation. – Ecology 51 (5): 794-801.
- 176) LEEUWEN VAN, C.G.; VAN DER MAAREL, E. (1971):  
Pattern and process in coastal dune vegetations. – Acta Bot. Neerl. 20 (1): 191-198.
- 177) LEIBUNDGUT, H. (1959):  
Über Zweck und Methodik der Struktur- und Zuwachsanalyse von Urwäldern. – Schweiz. Z. f. Forstw. 3: 111-124.
- 178) — (1982):  
Europäische Urwälder der Bergstufe. – Bern: Haupt. 308 S.
- 179) — (1978):  
Über die Dynamik europäischer Urwälder. – AFZ 33: 686-689.
- 180) LIDDLE, M.J. (1975):  
A selective review of the ecological effects of human trampling on natural ecosystems. – Biol. Conserv. 7: 17-36.
- 181) LINDSAY, A.A.; BARTON, J.D.; MILES, S.R. (1958):  
Field efficiencies of forest sampling methods. – Ecology 39: 428-444.
- 182) LOHMEYER, W. (1970):  
Über das Polygono-Chenopodietum in Westdeutschland unter besonderer Berücksichtigung seiner Vorkommen am Rhein und im Mündungsgebiet der Ahr. – Schr. Reihe Vegetationsk. 5: 7-28.



- 183) LONDO, G. (1966):  
Veränderungen in flora en vegetatie van het Lekwater-infiltratiegebied in de duinen bij Zandvort. – *De levende Natuur* 69: 121-128.
- 184) — (1971):  
Patroon en proces in duinvalleivegetaties langs een gegraven meer in de Kennemerduinen (Pattern and process in dune slack vegetations along an excavated lake in the Kennemer dunes). – *Verh. Rijksinst. Natuurbeheer* 2: 1-279.
- 185) — (1975):  
Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. – In: SCHMIDT, W. (Red.): Sukzessionsforschung. Ber. Internat. Symp. IVV Rinteln 1973. Vaduz.
- 186) — (1975):  
Information über Struktur, Dynamik und ihr Zusammenhang durch Dauerquadratuntersuchungen. – In: SCHMIDT, W. (Red.): Sukzessionsforschung. Ber. Internat. Symp. IVV Rinteln 1973. Vaduz.
- 187) — (1976):  
The decimal scale for relevés of permanent quadrats. – *Vegetatio* 33 (1): 61-64.
- 188) LÜDI, W. (1930):  
Die Methoden der Sukzessionsforschung in der Pflanzensoziologie. – *Handbuch der biologischen Arbeitsmethoden* (Hrsg. E. Abderhalden), Abt. XI, Teil 5, Heft 3: 527-ff.
- 189) — (1936):  
Experimentelle Untersuchungen an alpiner Vegetation. – *Ber. schweiz. bot. Ges.* 46: 632-681.
- 190) — (1940):  
Die Veränderungen von Dauerflächen in der Vegetation des Alpengartens Schinigeplatte innerhalb des Jahrzehnts 1928/29-1938/39. – *Ber. geobot. Forsch. ETH Inst. Rübel* 1939: 93-148.
- 191) MAAREL, E. VAN DER (1979):  
Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. – *Vegetatio* 39: 97-114.
- 192) MAAREL, E. VAN DER; COCK, N. DE; WILDT, E. DE (1985):  
Population dynamics of some major woody species in relation to long-term succession on the dunes of Voorne. – *Vegetatio* 61: 209-219.
- 193) MAHN, E. G. (1966):  
Beobachtungen über die Vegetations- und Bodenentwicklung eines durch Brand gestörten Silikattrockenrasenstandortes. – *Arch. Natursch. Landsch.forsch.* 6 (1/2): 61-90.
- 194) — (1969):  
Untersuchungen zur Bestandsdynamik einiger charakteristischer Segetalgesellschaften unter Berücksichtigung des Einsatzes von Herbiziden. – *Arch. Natursch. Landsch.forsch.* 9 (1): 3-42.
- 195) MATTEWS, J. A. (1979):  
A study of the variability of some successional and climax plant assemblagetypes using multiple discriminant analysis. – *J. Ecol.* 67: 255-271.
- 196) MAYER, H. (1966):  
Vergleichende Strukturuntersuchungen in natürlichen Fagion-Gesellschaften. – *Ange wandte Pflanzensoziologie* (Wien) 18: 65-76.
- 197) MEHRA, M. S.; SINGH, J. S. (1985):  
Pattern of wood litter fall in five forests located along an altitudinal gradient in Central Himalaya. – *Vegetatio* 63: 3-11.
- 198) MEISEL, K. (1983):  
Zum Nachweis von Grünlandveränderungen durch Vegetationserhebungen. – *Tuexenia* 3: 407-415.
- 199) MEISEL, K.; HÜBSCHMANN, A. V. (1973):  
Grundzüge der Vegetationsentwicklung auf Brachflächen. – *Natur und Landschaft* 48 (3): 70-74.
- 200) — (1975):  
Zum Rückgang von Naß- und Feuchtbiotopen im Emstal. – *Natur und Landschaft* 50: 33-38.
- 201) — (1976):  
Veränderungen der Acker- und Grünlandvegetation im nordwestdeutschen Flachland in geringer Zeit. – *Schriftenr. Vegetationskd.* 10: 109-124.
- 202) MELZER, A. (1976):  
Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen. – *Dissertationes Botanicae* 34. 195 S.
- 203) MELZER, A.; HERRMANN, M. (1980):  
Die quantitative Verbreitung der Makrophytenvegetation des Starnberger Sees. – *Ber. Bayer. bot. Ges.* 51: 31-56.
- 204) MOHLER, C. (1983):  
Effect of sampling pattern on estimation of species distributions along gradients. – *Vegetatio* 54: 97-102.
- 205) MORAVEC, J. (1969):  
Succession of plant communities and soil development. – *Folia geobot. phytotax.* 4: 133-164. Praha.
- 206) — (1979):  
Sukzession und Bodenentwicklung auf trockenen Silikathängen. – In: (Ed.: R. Tüxen) *Vegetationsentwicklung (Syndynamik)*. Ber. Internat. Sympos. Rinteln/W., Vaduz.
- 207) MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. (1974):  
Aims and methods of vegetation ecology. – New York: Wiley. 547 S.
- 208) MUELLER-SCHNEIDER, P. (1977):  
Verbreitungsbiologie (Diasporologie) der Blütenpflanzen. – *Ber. geobot. Inst. ETH, Stiftg. Rübel* 61. 2. Aufl..
- 209) MÜLLER, K. (1965):  
Zur Flora und Vegetation der Hochmoore des nordwestdeutschen Flachlandes. – *Schriften des Naturwiss. Ver. f. Schleswig-Holstein* 36: 30-77
- 210) MÜLLER, TH. (1966):  
Vegetationskundliche Beobachtungen im Naturschutzgebiet Hohentwiel. – *Veröff. Landesst. Natursch. Landsch.pfl. Bad.-Württ.* 34: 14-61.
- 211) MUHLE, H. (1977):  
Ein Epiphytenkataster niedersächsischer Naturwaldreservate. – *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F.* 19/20: 47-62.
- 212) — (1978):  
Probleme der Datenerhebung und Auswertung der Dauerprobestellen von Kryptogamensynusien. – *Phytocoenosis* 7: 213-225.

- 213) MUNZERT, M. (1973):  
Zur Methodik der quantitativen floristischen Auswertung von Grünlandversuchen. – Bayer. Landw. Jb. 50 (3): 312-374.
- 214) NEUMANN, M. (1979):  
Bestandesstruktur und Entwicklungsdynamik im Urwald ROTHWALD und im Urwald CORKOVA UVALA/Kroatien. – Diss. Univ. Bodenkultur. Wien.
- 215) NEWBOULD, P.J. (1967):  
Methods for estimating the primary production of forests. – IBP Handbook No. 2. Oxford, Edinburgh: Blackwell. 62 S.
- 216) NEWELL, S.J.; TRAMER, E.J. (1978):  
Reproductive strategies in herbaceous plant communities during succession. – Ecology 59 (2): 228-234.
- 217) NIEMANN, E. (1968):  
Gedanken zur Problematik von Totalreservaten in Wäldern. – Arch. Natursh. u. Landschaftsforsch. 8: 273-290.
- 218) OBERDORFER, E. (1977):  
Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil I. – Stuttgart: Fischer. 311 S.
- 219) ——— (1978):  
Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil II. – Stuttgart: Fischer. 355 S.
- 220) ——— (1983):  
Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil III. – Stuttgart: Fischer. 455 S.
- 221) OBERGFÖLL, F.J. (1984):  
Trittbelastung auf Halbtrockenrasen im Ballungsraum Stuttgart und Möglichkeiten der Renaturierung. – Dissertationes Botanicae 76: 169 S.
- 222) OCHSNER, F. (1928):  
Studien über die Epiphytenvegetation der Schweiz. – Jb. St. Gall. naturw. Ges. 63 (2): 1-108.
- 223) OOMES, M.J.M.; MOOI, H. (1981):  
The effect of cutting and fertilizing on the floristic composition and production of an Arrhenatherion elatioris grassland. – Vegetatio 47: 233-239.
- 224) ORLOCI, L.; KENKEL, N. (1985):  
Introduction to Data analysis with examples from population and community ecology. – Statistical Ecology Monographs, Vol. 1. Fairland: International Co-operative Publishing House. 339 S.
- 225) PFADENHAUER, J. (1985):  
Moore als Bestandteile einer gesunden Landschaft. Bedeutung, Gefährdung und Schutz. – Arcus 5: 203-210.
- 226) ——— (1972):  
Versuch einer vergleichend-ökologischen Analyse der Buchen-Tannenwälder des Schweizer Jura. – Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stift. Rübel 50: 64 S.
- 227) ——— (1972):  
Vegetation und Ökologie einer Doline im Wald des Grand Risoux VD. – Ber. Geobot. Inst. ETH, Stift. Rübel 41: 56-73.
- 228) PFADENHAUER, J.; ESKA, G. (1985):  
Auswirkungen der Inn-Staustufe Perach auf die Auenvegetation. – Tuexenia 5: 447-454.
- 229) PFADENHAUER, J.; KAULE, G. (1972):  
Vegetation und Ökologie eines Waldquellenkomplexes im bayerischen Inn-Chiemsee-Vorland. – Ber. Geobot. Inst. ETH, Stift. Rübel 41: 74-87
- 230) PFADENHAUER, J.; LIEBERMANN, C. (1986):  
Eine geobotanische Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet Garchinger Heide. – Ber. Bay. Bot. Ges. 57: 99-110.
- 231) PFADENHAUER, J.; RINGLER, A. (1984):  
Aufgaben der Geobotanik in der Umweltforschung am Beispiel der Moore. – Landschaft und Stadt 16: 200-210.
- 232) PFADENHAUER, J.; TWENHÖVEN, F.L.; QUINGER, B.; TEWES, S. (1985):  
Trittbelastung an Seen und Weihern im östlichen Landkreis Ravensburg. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 45: 1-80.
- 233) PIETSCH, W. (1968):  
Die Verlandungsvegetation des Sorgenteiches bei Ruhland in der Oberlausitzer Niederung und ihre pflanzengeographische Bedeutung. – Ber. Arbeitsgem. sächs. Bot. N.F. 8 (1966/1967): 55-91.
- 234) ——— (1971):  
Eine Cicendia filiformis-reiche Zwergbinsen-Gesellschaft in der Niederlausitz. – Niederlaus. flor. Mitt. 6: 25-31.
- 235) PLATZ, M. (1984):  
Die Color-Infrarot-Befliegung zur Vitalitäts-ermittlung von Straßenbäumen. – Baum-Zeitung 18 (2): 59-67.
- 236) PODANI, J. (1984):  
Spatial processes in the analysis of vegetation: Theory and review. – Acta Botanica Hungarica 30 (1-2): 75-118.
- 237) PREUHLER, T. (1979):  
Ertragskundliche Merkmale oberbayerischer Bergmischwald-Verjüngungsbestände auf kalkalpinen Standorten im Forstamt Kreuth. – Forstliche Forschungsberichte München 45: 372 S.
- 238) RAABE, E.W. (1954):  
Sukzessionsstudien am Sandkatener Moor. – Arch. Hydrobiol. 49 (3): 349-375.
- 239) ——— (1960):  
Über die Regeneration überschwemmter Grünländereien in der Treene-Niederung. – Schr. naturw. Ver. Schlesw.-Holst. 31: 25-55.
- 240) ——— (1965):  
Sukzessionsstudien an Salzrasen. – Heimat 72 (10): 312-316.
- 241) RAUNKIAER, C. (1913):  
Formationsstatistike undersøgelser paa Ska-gens Odde. – Botan. Tidskr. 33
- 242) ——— (1934):  
The life forms of plants and statistical plant geography. Being the collected papers of C. RAUNKIAER, translated into English by H.G. Carter, A.G. TANSLEY and Miss FANSBOLL. – Clarendon, Oxford: Oxford Univ. Press.
- 243) RAUSCHERT, S. (1969):  
Über einige Probleme der Vegetationsanalyse und Vegetationssystematik. – Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. 9: 153-174.

- 242) ——— (1934):  
The life forms of plants and statistical plant geography. Being the collected papers of C. RAUNKIAER, translated into English by H.G. Carter, A.G. TANSLEY and Miss FANSBOLL. – Clarendon, Oxford: Oxford Univ. Press.
- 243) RAUSCHERT, S. (1969):  
Über einige Probleme der Vegetationsanalyse und Vegetationssystematik. – Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. 9: 153-174.
- 244) RAWES, M. (1983):  
Changes in two high altitude blanket bogs after the cessation of sheep grazing. – J.Ecol. 71: 219-235.
- 245) RAWES, M.; HOBBS, R. (1979):  
Management of semi-natural blanket bog in the Northern Pennines. – J. Ecol. 67: 789-807
- 246) RENSHAW, E.; FORD, E.D. (1984):  
The description of spatial pattern using two-dimensional spectral analysis. – Vegetatio 56: 75-85.
- 247) RICHTER, W. (1965):  
Die natürliche Begrünung der erzgebirgischen Bergwerkshalden. – Hercynia 3: 114-146.
- 248) RODENKIRCHEN, H. (1982):  
Wirkungen von Meliorationsmaßnahmen auf die Bodenvegetation eines ehemals streugenen Kiefernstandortes in der Oberpfalz. – Forstliche Forschungsberichte München 53.
- 249) ROGERS, R.S. (1980):  
Plot distribution in the understory of a Beech-Maple forest: a comparison of two contrasting sampling designs. – Bull. Torrey Bot. Club 107: 530-538.
- 250) ROSEN, E. (1984):  
Some short-term changes in the dynamics of limestone grasslands of South Öland, Sweden. – Nova Acta Regiae Societatis Scientiarum Upsaliensis, Serie V: C, 3: 189-205.
- 251) ROSSETTI, C. (1968):  
Possibilités offertes par la photographie aérienne pour l'étude détaillée du couvert végétal. – In: Fonctionnement des écosystèmes terrestres au niveau de la production primaire. Unesco, Paris.
- 252) ROTHMEIER, I. (1976):  
Untersuchungen über die natürliche Vegetationsentwicklung von Brachland bei Dietldorf (MTB 6737 Schmidmühlen). – Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. 35: 235-277.
- 253) ROTH, C. (1978):  
Das Dauerflächennetz der Schweizer Waldreservate. – Phytocoenosis 7: 21-27
- 254) RUDOLPH, E. (1979):  
Verwendung von Bioindikatoren beim Bayerischen Landesamt für Umweltschutz zur laufenden Erfassung der lufthygienischen Belastung in Ökosystemen. – Amtsblatt des Bayer. Staatsmin. f. Landesentwicklung u. Umweltfragen, 9.7 (20. Sept.). 4 S.
- 255) RUNGE, F. (1961):  
Jährliche Schwankungen in der Individuenzahl in einer nordwestdeutschen trockenen Heide. – Vegetatio 10 (1): 53-56.
- 256) ——— (1962):  
Vegetationsänderungen in den Bockholter Bergen bei Münster. – Natur und Heimat 22 (2): 60-64.
- 257) ——— (1963):  
Die Artmächtigkeitsschwankungen in einem nordwestdeutschen Enzian-Zwenkenrasen. – Vegetatio 11 (4): 237-240.
- 258) ——— (1963):  
Die Vegetationsentwicklung auf einer Brandstelle in einer Bergheide. – Arch. Naturschutz. 3 (2): 173-177
- 259) ——— (1966):  
Jährliche Schwankungen der Individuenzahl in einer nordwestdeutschen trockenen Heide. II. – Vegetatio 13 (4): 207-214.
- 260) ——— (1966):  
Schwankungen der Vegetation in nordwestdeutschen Moorkolken. – Ber. naturh. Ges. Hannover 110: 49-54.
- 261) ——— (1967):  
Die Artmächtigkeitsschwankungen in einem nordwestdeutschen Enzian-Zwenkenrasen, II. – Vegetatio 15 (2): 124-128.
- 262) ——— (1967):  
Die Wirkung des Abflämmens von Brombeerhecken. – Natur und Heimat 27 (1): 45-48.
- 263) ——— (1967):  
Vegetationsschwankungen im Rhynchosporium. – Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 11/12: 49-53.
- 264) ——— (1967):  
Vegetationsschwankungen in Hochheiden des Sauerlandes. – Decheniana 118 (2): 145-151.
- 265) ——— (1968):  
Schwankungen der Vegetation sauerländischer Talsperren. – Arch. Hydrobiol. 65 (2): 223-239.
- 266) ——— (1969):  
Vegetationsschwankungen in einer nassen Heide. – Natur und Heimat 29 (1): 28-30.
- 267) ——— (1970):  
Die pflanzliche Besiedlung eines Straßenbanketts. – Natur und Heimat 30 (2): 54-56.
- 268) ——— (1968):  
Vegetationsänderungen nach Auflassung eines Ackers. – Natur und Heimat 28 (3): 111-115.
- 269) ——— (1971):  
Jährliche Schwankungen der Individuenzahl in einer nordwestdeutschen trockenen Heide. III. – Vegetatio 23 (1-2): 71-76.
- 270) ——— (1969):  
Über die Wirkung des Abflämmens von Wegrainen (Dauerquadrat Beobachtungen). – In: TÜXEN, R. (Edit.) Experimentelle Pflanzensoziologie. Ber. Int. Symp. Rinteln 1965: 213-224.
- 271) ——— (1969):  
Vegetationsschwankungen in einem Melico-Fagetum. – Vegetatio 17: 151-156.
- 272) ——— (1968):  
Vegetationsänderungen in einer Bergheide. – Natur und Heimat 28 (2): 74-75.

- 273) — (1968):  
Vegetationsschwankungen in einem *Ericetum cladonietosum*. – Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 13: 269-271.
- 274) — (1969):  
Vegetationsänderungen in einer aufgelassenen Wiese. – Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 14: 287-290.
- 275) — (1971):  
Vegetationsschwankungen in Hochheiden des Sauerlandes II. – Decheniana 123 (1/2): 49-52.
- 276) — (1973):  
Änderungen der Strauchflora einer neu angelegten Wallhecke. – Natur und Heimat 33 (2): 51-54.
- 277) — (1973):  
Vegetationsschwankungen in einem Waldbinsen-Sumpf des Sauerlandes. – Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 15/16: 98-102.
- 278) SALMON, S.C. (1953):  
Random versus systematic arrangement of field plots. – Agron. Jour. 45: 459-462.
- 279) SCHARFETTER, R. (1930):  
Die kartographische Darstellung der Pflanzengesellschaften. – Handbuch der biologischen Arbeitsmethoden (Hrsg. E. Abderhalden), Abt. XI, Teil 5, Heft 3.
- 280) SCHAUER, W. (1980):  
Bestockungsprofilanalyse einer Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet DORNREICHENBACHER BERG. – Arch. Natursch. u. Landschaftsforsch. 20: 133-144.
- 281) SCHIEFER, J. (1981):  
Brache-Versuche in Baden-Württemberg – Vegetations- und Standortentwicklung auf 16 verschiedenen Versuchsflächen mit unterschiedlichen Behandlungen (Beweidung, Mulchen, kontrolliertes Brennen, ungestörte Sukzession). – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 22: 1-325.
- 282) — (1982):  
Einfluß der Streuzersetzung auf die Vegetationsentwicklung brachliegender Rasengesellschaften. – Tuexenia 2: 209-218.
- 283) — (1982):  
Kontrolliertes Brennen als Landschaftspflegemaßnahme. – Natur und Landschaft 57 (7/8): 264-268.
- 284) — (1983):  
Ergebnisse der Landschaftspflegeversuche in Baden-Württemberg: Wirkungen des Mulchens auf Pflanzenbestand und Streuzersetzung. – Natur und Landschaft 58 (7/8): 295-300.
- 285) SCHMEIDL, H. (1977):  
Veränderung der Vegetation auf Dauerflächen eines präalpinen Hochmoores. – Telma 7: 65-76.
- 286) SCHMIDT, W. (1974):  
Bericht über die Arbeitsgruppe für Sukzessionsforschung auf Dauerflächen der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde. – Vegetatio 29: 69-73.
- 287) — (1975):  
Vegetationsentwicklung auf Brachland – Ergebnisse eines fünfjährigen Sukzessionsversuchs. – In: (Ed.: R. Tüxen) Sukzessionsforschung. Ber. Internat. Sympos. Rinteln/W., Vaduz 1975.
- 288) — (1978):  
Änderungen in der Stickstoffversorgung auf Dauerflächen im Brachland. – Vegetatio 36 (2): 105-113.
- 289) — (1981):  
Ungestörte und gelenkte Sukzession auf Brachäckern. – Scripta Geobotanica XV: 199 S., Göttingen.
- 290) SCHNEIDER, S. (1974):  
Luftbild und Luftbildinterpretation. Lehrbuch der allgemeinen Geographie Band XI. – Berlin, New York: De Gruyter. 530 S.
- 291) SCHREIBER, K.-F. (1980):  
Entwicklung von Brachflächen in Baden-Württemberg unter dem Einfluß verschiedener Landschaftspflegemaßnahmen. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Freising-Weihenstephan 1979) VIII: 185-203.
- 292) SCHREITLING, K. (1959):  
Beiträge zur Erklärung der Salzvegetation in den nordfriesischen Kögen. – Mitt. Arbeitsgem. Flor. Schlesw.-Holst. 8: 1-98.
- 293) SCHREMPF, W. (1978):  
Analyse der Verjüngung im Fichten-Tannen-Buchen-Urwald RÖTHWALD in Niederösterreich. – Cbl. ges. Forstw. 95: 217-245.
- 294) SCHULTE-WÜLWER, H. (1954):  
Gemeinsame Beschaffung von Beweismaterial für eine Beweissicherung. – Angewandte Pflanzensoziologie 8: 163-172. Stolzenau.
- 295) SCHWAAR, J. (1976):  
Feuchtbrachflächen, ihre Vegetationsabfolge und Bodenentwicklung. – Verh. Ges. ökol. Göttingen 1976: 297-311.
- 296) — (1977):  
Neue Aufgaben der Sukzessionsforschung und experimentellen Pflanzensoziologie – ein Arbeitsprogramm. – Geol. Jb. F 4: 125-139.
- 297) SEIBERT, P. (1958):  
Die Pflanzengesellschaften im Naturschutzgebiet Pupplinger Au. – Landschaftpl. u. Natursch. 1: 1-79.
- 298) — (1969):  
Die Auswirkung des Donau-Hochwassers auf Ackerunkrautgesellschaften. – Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 14: 121-135.
- 299) — (1975):  
Veränderung der Auenv egetation nach Anhebung des Grundwasserspiegels in den Donauauen bei Offingen. – Beitr. naturk. Forsch. Südwestd. 34: 329-343.
- 300) SEIBERT, P.; HAGEN, J. (1974):  
Zur Auswahl von Waldreservaten in Bayern. – Forstw. Cbl. 93: 274-284.
- 301) SLOOVER, J. DE (1970):  
Les peuplements de *Cladium mariscus* du district côtier belge. – Lejeunia N.S. 51: 1-24.
- 302) SMART, P.J. (1982):  
Stratigraphy of a site in the Munsary Dubh Lochs, Caithness, Northern Scotland: Development of the present pattern. – J. Ecol. 70: 549-558.
- 303) STRÜBING, H. (1955):  
Beiträge zur Ökologie einiger Hochmoorzirkaden. – Österr. zool. Z. 6 (3/5): 566-596.

- 304) STÜSSI, B. (1970):  
Naturbedingte Entwicklung subalpiner Weidrasen auf Alp La Schera im Schweizer Nationalpark während der Reservatsperiode 1939-1965. – *Ergebn. wiss. Untersuch. schweiz. Nationalpark* 13 (61): 1-385.
- 305) SUKOPP, H. (1959):  
Vergleichende Untersuchungen der Vegetation Berliner Moore unter besonderer Berücksichtigung der anthropogenen Veränderungen. Teil I, II. – *Bot. Jb.* 79 (1/2): 36-191.
- 306) ——— (1971):  
Beiträge zur Ökologie von *Chenopodium botrys* L.. I. Verbreitung und Vergesellschaftung. – *Verh. bot. Ver. Brandenb.* 108: 3-25.
- 307) SWAINE, M.D.; HALL, J.B. (1983):  
Early succession on cleared forest land in Ghana. – *J. Ecol.* 71: 601-624.
- 308) SYKES, J.M.; HORRILL, A.D.; MOUNTFORD, M.D. (1983):  
Use of visual cover assessments as quantitative estimators of some British woodland taxa. – *J. Ecol.* 71: 437-450.
- 309) TALLIS, J.H.; WALDEN, D.W. (1983):  
Peak District Moorland Restoration Project. Phase Z report: Re-vegetation trials. – *Bakewell (England): Peak Park Joint Planning Board.* 95 S.
- 310) TANDON, M.N. (1974):  
Untersuchungen zur Stammzahlermittlung mit Luftbildern und darauf aufbauender Holzvorratsermittlung. – *Diss. Univ. Freiburg.*
- 311) TOOREN, B.F.VAN DER; SCHAT, H.; BORG, S.J.TER (1983):  
Succession and fluctuation in the vegetation of a Dutch beach plain. – *Vegetatio* 53: 139-151.
- 312) TRAUTMANN, W. (1969):  
Zur Einrichtung von Naturwaldreservaten in der Bundesrepublik Deutschland. – *Natur und Landschaft* 4: 88-89.
- 313) TÜXEN, R. (1970):  
Bibliographie zum Problem des Minimium-Areals und der Art-Areal-Kurve. – *Excerpta Botanica Sectio B (Sociologica)* 10 (4): 291-314.
- 314) ——— (1947):  
Der Pflanzensoziologische Garten in Hannover und seine bisherige Entwicklung. – *Jber. natur. Ges. Hannover* 94-98: 113-287.
- 315) TÜXEN, R.; PREISING, E. (1942):  
Grundbegriffe und Methoden zum Studium der Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften. – *Dtsch. Wasserwirtschaft* 37: 10-17, 57-69.
- 316) ULLMANN, H. (1971):  
Hochmoor-Luftbilder mit Hilfe eines Kunststoffballons. – *Österreichische Botanische Zeitschrift* 119: 549-556.
- 317) ——— (1971):  
Methodik der botanischen Untersuchung der Grasnarbe niederösterreichischer Dauerversuche. – *Die Bodenkultur* 22 (2): 138-146.
- 318) VESTAL, A.G. (1949):  
Minimum areas for different vegetations. – *Illinois Biological Monographs* XX (3): 1-129.
- 319) VODERBERG, K.; FRÖDE, E. (1958):  
Die Vegetationsentwicklung auf der Insel Bock in den Jahren 1956-1961. – *Feddes Repert. Beih.* 140: 19-26.
- 320) ——— (1958):  
Die Vegetationsentwicklung auf der Insel Bock. – *Feddes Repert. Beih.* 138: 214-229.
- 321) ——— (1967):  
Abschliessende Betrachtung der Vegetationsentwicklung auf der Insel Bock in den Jahren 1946-1966. – *Feddes Repert.* 74: 171-176.
- 322) VOIGTLÄNDER, G.; VOLLRATH, H. (1970):  
Beobachtungen an Dauerquadraten auf Mähweiden unter Mehrschrittnutzung. – *Das wirtschaftseigene Futter* 1970 (1): 36-47
- 323) WAHL, U. (1982):  
Karten der aktuellen Vegetation (Krautschicht) dreier Dauerbeobachtungsquadrate im Bannwald STEINHAUSLE. – *Mitt. forstl. Versuchs- u. Forschungsanstalt Bad.-Württ. Waldschutzgebiete* 2.
- 324) WANDTNER, R. (1981):  
Indikatoreigenschaften der Vegetation von Hochmooren der Bundesrepublik Deutschland für Schwermetallimmissionen. – *Dissertationes Botanicae* 59: 190 S.
- 325) WATT, A.S. (1981):  
A comparison of grazed and ungrazed grassland A in East Anglian Breckland. – *J. Ecol.* 69: 499-508.
- 326) ——— (1981):  
Further observations on the effects of excluding rabbits from grassland A in East Anglian Breckland: The pattern of change and factors affecting it (1936-1973). – *J. Ecol.* 69: 509-536.
- 327) WEBB, L.J.; TRACEY, J.G.; WILLIAMS, W.T. (1972):  
Regeneration and pattern in the subtropical rain forest. – *J. Ecol.* 60: 675-695.
- 328) WEISSER, P.J.; MARQUES, F. (1979):  
Gross vegetation changes in the dune area between Richards Bay and the Mfolozi River, 1937-1974. – *Bothalia* 12 (4): 711-721.
- 329) WEIS, G.B. (1980):  
Vegetationsdynamik, Ertragsleistung und Futterqualität unterschiedlich bewirtschafteter Almweiden. – *Diss. TU-München-Weihenstephan.*
- 330) WERGER, M.J.A.; SPRANGERS, J.T.C. (1982):  
Comparison of floristic and structural classification of vegetation. – *Vegetatio* 50: 175-183.
- 331) WESTHOFF, V.; DIJK, J.VAN (1952):  
Experimenteel successieonderzoek in natuurreservaten, in het bijzonder in het Korenburger Veen bij Winterswijk. – *De levende Natuur* 55 (1): 5-16.
- 332) WHITTAKER, R.H. (1970):  
Communities and ecosystems. – London: Macmillan Co. 162 S.
- 333) WILKON-MICHALSKA, J. (1970):  
Zmiany sukcesyjne w rezerwacie halofitow Ciechocinek w latach 1954-1965. – *Zakl. ochr. przyr. polsk. Akad. nauk., ochr. przyr.* 35: 25-51.

- 334) WILMANN, O. (1977):  
On forest preserves in the German Federal Republic. – *Naturaliste can.* 104: 175-180.
- 335) WILSON, M.V.; MOHLER, C.L. (1983):  
Measuring compositional change along gradients. – *Vegetatio* 54: 129-141.
- 336) WINKLER, S. (1977):  
Flechten und Moose als Bioindikatoren. – In: (Ed.: Frey/Hurka/Oberwinkler) Beiträge zur Biologie der niederen Pflanzen. Stuttgart: Fischer.
- 337) WOIKE, S. (1958):  
Pflanzensoziologische Studien in der Hildener Heide. – *Niederbergische Beiträge, Sonderreihe, Band 2.* Hilden: Peters. 142 S.
- 338) WOLF, G. (1983):  
Naturwaldreservate in der Bundesrepublik Deutschland. – In: MAYER, H. ed.: *Urwald-Symposium.* IUFRO-Gruppe Urwald. Univ. Bodenkultur. Wien 1982. S. 93-100.
- 339) ——— (1982):  
Minimalprogramm für Untersuchungen zur Entwicklung biologisch reichhaltiger Rasen im Siedlungsbereich. – *Rasen-Turf-Gazon* 1: 8-9.
- 340) ——— (1982):  
Beobachtungen zur Entwicklung von Baumsämlingen im Eichen-Hainbuchen und Eichen-Buchenwald. – In: DIERSCHKE, H. (Red.): *Struktur und Dynamik von Wäldern.* Ber. Internat. Symp. Rinteln. IVV 1981: 4.
- 341) WOODS, K.D. (1984):  
Patterns of tree replacement: canopy effects on understory pattern in hemlocknorthern hardwood forests. – *Vegetatio* 56: 87-107.
- 342) ZEIDE, B. (1980):  
Plot size optimization. – *Forest Sci.* 26: 251-257.
- 343) ZUKRIGL, K.; ECKART, G.; NATHER, J. (1963):  
Standortkundliche und waldbauliche Untersuchungen in Urwaldresten der niederösterreichischen Kalkalpen. – *Mitt. forstl. Bundesversuchsanstalt Mariabrunn* 62. Wien.

## Sachregister

- Äcker 15, 201, 252, 268, 287, 289  
Arten-Areal-Kurve 51, 125, 313  
Aufnahmemethodik 35, 45, 70, 125, 181, 204, 215, 308, 323, 327, 329  
Beweidung 9, 10, 11, 325, 329  
Beweissicherung 66, 67, 68, 198, 228, 294, 299  
Bibliographie 21, 313  
Bioindikatoren 254, 324, 336  
Biomasse 26, 79, 112, 197  
Boden 19, 66, 112, 193, 205, 206, 295  
Brache 15, 112, 199, 252, 268, 281, 282, 283, 284, 287, 288, 289, 291, 295  
Dauerbeobachtungsflächen 3, 7, 9, 10, 16, 17, 18, 21, 22, 29, 31, 32, 36, 41, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 49, 50, 52, 54, 57, 58, 60, 62, 64, 69, 77, 84, 86, 87, 88, 93, 94, 98, 107, 108, 113, 115, 116, 118, 119, 123, 127, 129, 131, 135, 138, 143, 150, 151, 153, 156, 159, 162, 164, 182, 183, 184, 185, 186, 187, 189, 190, 193, 194, 210, 211, 214, 222, 223, 230, 234, 236, 237, 238, 239, 240, 244, 245, 247, 250, 253, 255, 256, 257, 258, 259, 260, 261, 262, 263, 264, 265, 266, 267, 268, 269, 270, 271, 272, 273, 274, 275, 276, 277, 280, 281, 283, 285, 286, 288, 289, 292, 298, 300, 301, 304, 305, 306, 309, 311, 314, 317, 322, 323, 325, 326, 331, 333, 337, 339, 340  
Diversität 56, 142, 335  
Dünen 77, 78, 176, 183, 192, 328  
Dynamik 14, 85, 93, 130, 179, 186, 194, 197, 214, 307, 340, 341  
Feuer 23, 131, 193, 258, 262, 270, 283  
Flechtengesellschaften 103, 211  
Frequenzbestimmung 83, 85, 86, 131, 241, 326  
Gebüsche 210, 262, 276  
Gewässer 80, 168, 265  
    Fließgewässer 155, 157, 158  
    Stillgewässer 144, 172, 173, 174, 202, 203, 233, 234  
Gletschervorfeld 62, 63, 64, 138, 139  
Grundwasser 28, 66, 87, 88, 198, 228, 299, 148  
Heiden 10, 150, 230, 250, 255, 256, 258, 259, 264, 266, 269, 272, 273, 275, 337  
Immissionskataster 171, 254  
Kalkmagerrasen 29, 210, 250, 257, 261, 325, 326  
Kartierung  
    Flächenkartierung 6, 11, 21, 35, 39, 40, 46, 68, 70, 80, 96, 97, 98, 106, 133, 145, 148, 154, 155, 165, 174, 198, 202, 203, 227, 229, 233, 244, 248, 297, 299, 303, 319, 320, 321, 329  
    Kleinquadratkartierung 71, 136, 144, 209  
    Rasterkartierung 42, 47, 73  
    Transektkartierung 41, 71, 73, 130, 131, 136, 143, 184, 214, 230, 280, 326, 329, 343  
Kartographie 279  
Klassifikation 106, 109, 161, 191, 195, 218, 219, 220, 330  
Konkurrenz 27, 28, 100  
Lebensformen 90, 125, 158, 242, 330  
Lichtfaktor 45, 95  
Luftbildauswertung 1, 5, 11, 14, 40, 106, 126, 128, 134, 160, 161, 168, 172, 173, 174, 235, 251, 290, 297, 310, 316  
Mahd 9, 223, 322  
Methodik 2, 7, 8, 12, 20, 37, 38, 42, 48, 55, 69, 79, 82, 87, 89, 93, 102, 107, 114, 118, 119, 120, 129, 141, 142, 143, 145, 146, 147, 154, 157, 163, 164, 167, 170, 174, 177, 178, 186, 188, 196, 207, 212, 213, 214, 224, 229, 236, 248, 279, 280, 286, 315, 317, 332, 335, 339  
Methodendiskussion 25, 53, 135, 166, 169, 217  
Methodenvergleich 52, 54, 65, 249, 278  
Minimum-Areal 4, 52, 75, 116, 142, 217, 313, 318  
Modelling 2, 8, 56, 100, 175, 246  
Moore 144, 225, 231, 238, 296, 302  
    Hochmoore 50, 133, 145, 209, 244, 245, 260, 263, 285, 303, 305, 309, 324, 337

Niedermoore 87, 301  
 Zwischenmoore 305  
 Moosgesellschaften 101, 132, 211, 212, 222  
 Musteranalyse 17, 54, 55, 73, 85, 92, 95, 100, 105, 140, 149, 176, 204, 237, 246, 302, 327  
 Naturschutz 225, 230, 231  
 Naturwaldreservate 22, 44, 45, 46, 47, 74, 129, 135, 153, 169, 170, 177, 178, 179, 211, 280, 293, 312, 323, 338  
 Ordination 2, 56, 60, 191  
 Pflanzensoziologie 37, 38, 82, 218, 219, 220  
 Pflegemaßnahmen 10, 121, 164, 283, 284, 291, 331  
 Populationsdynamik 24, 192, 307, 311  
 Probeflächenoptimierung 25, 51, 79, 166, 181, 249, 342  
 Punkt-Quadrat-Methode 99, 115, 117, 244, 245  
 Regeneration 122, 193, 239, 331  
 Schätzskaalen 12, 69, 174, 185, 187, 191, 202, 203, 308, 315  
 Sampling-Design 25, 51, 69, 79, 85, 118, 140, 141, 143, 166, 237, 249, 278  
 Sandflächen 97, 98, 104, 319, 320, 321, 337  
 Saumgesellschaften 71, 136  
 Silikatmagerrasen 193, 206  
 Statistik 8, 25, 48, 55, 105, 107, 109, 118, 119, 120, 147, 195, 213, 224, 237, 310, 330  
 Steinfluren 137, 210  
 Struktur 85, 186, 214, 330  
 Sukzession 2, 13, 15, 19, 21, 23, 26, 28, 30, 31, 32, 33, 34, 39, 49, 56, 59, 60, 61, 62, 63, 64, 72, 77, 80, 81, 84, 94, 96, 97, 98, 101, 103, 104, 110, 111, 112, 123, 124, 130, 132, 133, 137, 138, 139, 142, 159, 162, 163, 175, 182, 183, 184, 186, 188, 189, 190, 192, 193, 195, 199, 205, 206, 210, 216, 222, 233, 238, 240, 247, 252, 281, 282, 284, 286, 287, 289, 291, 296, 297, 307, 311, 314, 319, 320, 321, 328, 335  
 Theorie 81, 116, 236, 342  
 Totholz 93, 197  
 Trittbelastung 180, 221, 232  
 Typisierung 178, 179, 243  
 Vegetation 19, 21, 46, 59, 66, 106, 141, 155, 165, 185, 302, 330  
   Ackerwildkrautvegetation 194, 298  
   Alpine Vegetation 13, 36, 127, 189, 190, 304  
   Auenvegetation 148, 155, 228, 297, 299  
   Meeresstrandvegetation 6, 9, 11, 16, 17, 18, 39, 57, 58, 96, 111, 184, 240, 292, 319, 320, 321, 333  
   Ruderalvegetation 31, 32, 33, 34, 43, 49, 58, 123, 124, 162, 182, 267, 270, 301, 306  
   Salzwasservegetation 96  
   Süßwasservegetation 80, 133, 154, 155, 157, 168, 172, 173, 174, 202, 203, 233, 234, 265, 315  
 Vegetationsänderung 9, 11, 13, 14, 30, 78, 88, 131, 152, 163, 183, 194, 198, 200, 201, 230, 248, 256, 295, 299, 303, 311  
 Verbreitungsstrategien 208  
 Verjüngung 159, 237, 293, 340, 341  
 Vermehrungsstrategien 216  
 Wald 2, 24, 26, 35, 48, 56, 70, 71, 72, 73, 85, 91, 93, 94, 108, 109, 113, 128, 130, 136, 143, 156, 159, 175, 197, 215, 216, 226, 227, 253, 256, 271, 340, 341, 343  
   Waldinventur 293, 327  
   Waldreservate 121, 253, 300, 334  
   Waldstruktur 20, 24, 25, 26, 44, 45, 46, 47, 48, 55, 73, 93, 128, 130, 140, 153, 167, 170, 177, 178, 179, 181, 196, 214, 215, 217, 249, 293, 307, 310, 343  
 Wasserbau 14, 67, 68, 148, 228, 265  
 Weide 3, 36, 60, 76, 92, 110, 239, 281, 304  
 Wiesen 27, 28, 60, 88, 92, 112, 151, 152, 164, 198, 200, 201, 213, 216, 223, 239, 270, 277, 281, 282, 284, 295, 317, 322, 331



Stand: Juni 1992

## Berichte der ANL

Die seit 1977 jährlich erscheinenden Berichte der ANL enthalten Originalarbeiten, wissenschaftliche Kurzmittelungen und Bekanntmachungen zu zentralen Naturschutzproblemen und damit in Zusammenhang stehenden Fachgebieten.

Heft 1-4/1979 (vergriffen)	
Heft 5 (1981)	DM 23,-
Heft 6 (1982)	DM 34,-
Heft 7 (1983)	DM 27,-
Heft 8 (1984)	DM 39,-
Heft 9 (1985)	DM 25,-
Heft 10 (1986)	DM 48,-
Heft 11 (1987)	DM 38,-
Heft 12 (1988) (vergriffen)	
Heft 13 (1989)	DM 39,-
Heft 14 (1990)	DM 38,-
Heft 15 (1991)	DM 45,-

### Heft 5 (1981)

- RINGLER Alfred: Die Alpenmoore Bayerns – Landschafts-ökologische Grundlagen, Gefährdung, Schutzkonzept. 95 S., 26 Abb. und 14 Farbfotos.
- AMMER Ulrich; SAUTER Ulrich: Überlegungen zur Erfassung der Schutzwürdigkeit von Auebiotopen im Voralpenraum. 38 S., 20 Abb.
- SCHNEIDER Gabriela: Pflanzensoziologische Untersuchung der Hag-Gesellschaften in der montanen Egartenlandschaft des Alpenvorlandes zwischen Isar und Inn. 18 S., 6 Abb.
- KRACH J. Ernst: Gedanken zur Neuauflage der Roten Liste der Gefäßpflanzen in Bayern. 20 S., 12 Rasterkarten
- REICHHOLF Josef: Schutz den Schneeglöckchen. 7 S., 4 Abb. und 5 Farbfotos
- REICHHOLF Josef: Die Helmorchis (*Orchis militaris* L.) an den Dämmen der Innstauseen. 3 S.
- REICHEL Dietmar: Rasterkartierung von Amphibienarten in Oberfranken. 3 S., 10 Rasterkarten DIN A 3
- HERINGER Josef K.: Akustische Ökologie. 10 S.
- HOFMANN Karl: Rechtliche Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege in Verwaltungspraxis und Rechtsprechung. 6 S.
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 23 S.

### Heft 6 (1982)

- DICK Alfred: Rede anlässlich der 2. Lesung der Novelle zum Bayerischen Naturschutzgesetz vor dem Bayerischen Landtag. 2 S.
- DIETZEN Wolfgang; HASSMANN Walter: Der Wanderfalk in Bayern – Rückgangursachen, Situation und Schutzmöglichkeiten. 25 S., Abb.
- BEZZEL Einhard: Verbreitung, Abundanz und Siedlungsstruktur der Brutvögel in der bayerischen Kulturlandschaft. 16 S., Abb.
- REICHHOLF Josef; REICHHOLF-RIEHM, Helgard: Die Stausen am unteren Inn – Ergebnisse einer Ökosystemstudie. 52 S., Abb., 7 Farbfotos
- CEROVSKY Jan: Botanisch-ökologische Probleme des Artenschutzes in der CSSR unter Berücksichtigung der praktischen Naturschutzarbeit. 3 S.
- BRACKEL Wolfgang v.; u.a.: Der Obere Wöhrder See im Stadtgebiet von Nürnberg – Beispielhafte Gestaltung von Insel- und Flachwasserbiotopen im Rahmen der Pegnitz-Hochwasserfreilegung. 16 S., Abb., 3 Farbfotos
- MÜLLER Norbert; WALDERT Reinhard: Stadt Augsburg – Biotopkartierung, Ergebnisse und erste Auswertung. 36 S., Abb., 10 Karten
- MERKEL Johannes: Die Vegetation der Naturwaldreservate in Oberfranken. 94 S., zahlr. Abb.
- REIF Albert; SCHULZE Ernst-Detlef; ZÄHNER Katharina: Der Einfluß des geologischen Untergrundes, der Hangneigung, der Feldgröße und der Flurbereinigung auf die Heckendichte in Oberfranken. 23 S., Abb.
- KNOP Christoph; REIF Albert: Die Vegetation auf Feldrainen Nordost- und Ostbayern – natürliche und anthropogene Einflüsse, Schutzwürdigkeit. 25 S., 7 Farbfotos
- Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen. Empfehlungen für die Wiedereinbürgerung gefährdeter Tiere. Leitsätze zum zoologischen Artenschutz. 4 S.
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 25 S.

### Heft 7 (1983)

- EDELHOFF Alfred: Auebiotope an der Salzach zwischen Laufen und der Saalachmündung. 33 S., Abb., Tab., Ktn.
- BAUER Johannes: Benthosuntersuchungen an der Salzach bei Laufen (Oberbayern). 4 S.
- EHMER-KÜNKELE Ute: Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen im Schöneramer Filz (Oberbayern). 39 S., Abb., 5 Farbfotos
- REICHHOLF Josef: Relative Häufigkeit und Bestandstrends von Kleinraubtieren (Carnivora) in Südbayern. 4 S.
- BEZZEL Einhard: Rastbestände des Haubentauchers (*Podiceps cristatus*) und des Gänsejägers (*Mergus merganser*) in Südbayern. 12 S., Abb.

### FORTSETZUNG: Heft 7 (1983)

- BEUTLER Axel: Vorstudie Amphibienkartierung Bayern. 22 S., Abb.
- RANFTL Helmut; REICHEL Dietmar; SOTHMANN Ludwig: Rasterkartierung ausgewählter Vogelarten der Roten Liste in Oberfranken. 5 S., 7 Faltktn.
- HACKER Hermann: »Eierberge« und »Banzer Berge«, bemerkenswerte Waldgebiete im oberen Maintal: ihre Schmetterlingsfauna – ein Beitrag zum Naturschutz. 8 S.
- ULLMANN Isolde; RÖSSNER Katharina: Zur Wertung gestörter Flächen bei der Planung von Naturschutzgebieten – Beispiel Spitalwald bei Bad Königshofen im Grabfeld. 10 S., Abb., Tab., 3 Farbfotos
- RUF Manfred: Immissionsbelastungen aquatischer Ökosysteme. 10 S., Abb.
- MICHLER Günter: Untersuchungen über die Schwermetallgehalte in Sedimentbohrkernen aus südbayerischen und alpinen Seen. 9 S., Abb.
- GREBE Reinhard; ZIMMERMANN Michael: Natur in der Stadt – das Beispiel Erlangen. 14 S., Abb., 5 Farbfotos
- SPATZ Günter; WEIS G. B.: Der Futterertrag der Waldweide. 5 S., Abb.
- Veranstaltungsspiegel der ANL 22 S.

### Heft 8 (1984)

- GOPPEL Christoph: Emittentenbezogene Flechtenkartierung im Stadtgebiet von Laufen. 18 S., 33 Abb.
- ESSER Joachim: Untersuchung zur Frage der Bestandsgefährdung des Igelis (*Erinaceus europaeus*) in Bayern. 40 S., 16 Abb., 23 Tab.
- PLACHTER Harald: Zur Bedeutung der bayerischen Naturschutzgebiete für den zoologischen Artenschutz. 16 S. mit Abb.
- HEBAUER Franz: Der hydrochemische und zoogeographische Aspekt der Eisenstörfer Kiesgrube bei Plattling. 24 S., Abb. u. 18 Farbfotos
- KIENER Johann: Veränderung der Auenvegetation durch die Anhebung des Grundwasserspiegels im Bereich der Staustufe Ingolstadt. 26 S., 5 z. T. farb. Faltktn.
- VOGEL Michael: Ökologische Untersuchungen in einem Phragmites-Bestand. 36 S., 9 Tab., 28 Abb.
- BURMEISTER E.-G.: Zur Faunistik der Libellen, Wasserkäfer und wasserbewohnenden Weichtiere im Naturschutzgebiet »Osterseen« (Oberbayern) (Insecta: Odonata, Coleoptera, limnische Mollusca). 8 S. mit Abb.
- REISS Friedrich: Die Chironomidenfauna (Diptera, Insecta) des Osterseegebietes in Oberbayern. 8 S. mit Abb.
- BURMEISTER H.; BURMEISTER E.-G.: II. Die Köcherfliegen des Osterseegebietes. Beiträge zur Köcherfliegenfauna Oberbayerns (Insecta, Trichoptera). 9 S.
- BURMEISTER E.-G.: Auswertung der Beifänge aquatischer Wirbelloser (Macroinvertebrata), aquatischer Wirbeltiere (Vertebrata) und terrestrischer Wirbelloser (Macroinvertebrata). Ein Beitrag zur Kenntnis der Fauna Oberbayerns. 7 S.
- KARL Helmut; KANDER Dieter: Zum Gedenken an Prof. Dr. Otto Kraus. 2 S. mit 1 Foto
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 6 S.

### Heft 9 (1985)

- BURMEISTER Ernst-Gerhard: Bestandsaufnahme wasserbewohnender Tiere der Oberen Alz (Chiemgau, Oberbayern) – 1982 und 1983 mit einem Beitrag (III.) zur Köcherfliegenfauna Oberbayerns (Insecta, Trichoptera). 25 S., Abb.
- REICHHOLF Josef: Entwicklung der Köcherfliegenbestände an einem abwasserbelasteten Wiesenbach. 4 S.
- BANSE Wolfgang; BANSE Günter: Untersuchungen zur Abhängigkeit der Libellen-Artenzahl von Biotopparametern bei Stillgewässern. 4 S.
- PFADENHAUER Jörg; KINBERGER Manfred: Torfabbau und Vegetationsentwicklung im Kulbinger Filz. 8 S., Abb.
- PLACHTER Harald: Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf Sandstandorten des unteren Brombachtals (Bayern) und ihre Bewertung aus der Sicht des Naturschutzes. 48 S., Abb., 12 Farbfotos
- HAHN Rainer: Anordnung und Verteilung der Lesesteinriegel der nördlichen Frankenalb am Beispiel der Großgemeinde Heiligenstadt in Oberfranken. 6 S., Abb.
- LEHMANN Reinhold; MICHLER Günther: Palökologische Untersuchungen an Segimentkernen aus dem Wörthsee mit besonderer Berücksichtigung der Schwermetallgehalte. 23 S., Abb.
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 21 S.

### Heft 10 (1986)

- DICK Alfred; HABER Wolfgang: Geleitworte.
- ZIELONKOWSKI Wolfgang: 10 Jahre ANL – ein Rückblick.
- ERZ Wolfgang: Ökologie oder Naturschutz? Überlegungen zur terminologischen Trennung und Zusammenführung.

### FORTSETZUNG: Heft 10 (1986)

- HABER Wolfgang: Umweltschutz – Landwirtschaft – Boden.
- SUKOPP Herbert; SEIDEL Karola; BÖCKER Reinhard: Bausteine zu einem Monitoring für den Naturschutz.
- PFADENHAUER Jörg; POSCHLOD Peter; BUCHWALD Rainer: Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. Teil 1: Methodik der Anlage und Aufnahme.
- KNAUER Norbert: Halligen als Beispiel der gegenseitigen Abhängigkeit von Nutzungssystemen und Schutzsystemen in der Kulturlandschaft.
- ZIERL Hubert: Beitrag eines alpinen Nationalparks zum Schutz des Gebirges.
- OTTE Annette: Standortansprüche, potentielle Wuchsgebiete und Vorschläge zur Erhaltung einer naturraum-spezifischen Ackerwildkraut-Flora (Agrarlandschaft südlich von Ingolstadt).
- ULLMANN Isolde; HEINDL Bärbel: »Ersatzbiotop Straßenrand« – Möglichkeiten und Grenzen des Schutzes von basiphilen Trockenrasen an Straßenböschungen.
- PLACHTER Harald: Die Fauna der Kies- und Schotterbänke dealpiner Flüsse und Empfehlungen für ihren Schutz.
- REMMERT Hermann; VOGEL Michael: Wir pflanzen einen Apfelbaum.
- REICHHOLF Josef: Tagfalter: Indikatoren für Umweltveränderungen.
- ALBRECHT Ludwig; AMMER Ulrich; GEISSNER Wolfgang; UTSCHICK Hans: Tagfalterschutz im Wald.
- KÖSTNER Barbara; LANGE Otto L.: Epiphytische Flechten in bayerischen Waldschadensgebieten des nördlichen Alpenraumes: Floristisch-soziologische Untersuchungen und Vitalitätstests durch Photosynthesmessungen.
- Veranstaltungsspiegel der ANL.
- Anhang: Natur und Landschaft im Wandel. S. unter Sonderdrucken.

### Heft 11 (1987)

- WILD Wolfgang: Natur – Wissenschaft – Technik.
- PFADENHAUER Jörg; BUCHWALD Rainer: Anlage und Aufnahme einer geobotanischen Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet Echinger Lohe (Lkr. Freising).
- ODZUK Wolfgang: Die Pflanzengesellschaften im Quaranten 8037/1 (Glönn; bayer. Alpenvorland).
- OTTE Annette; BRAUN Wolfgang: Veränderungen in der Vegetation des Charlottenhofer Weihergebietes im Zeitraum von 1966–1986.
- REICHEL Dietmar: Veränderungen im Bestand des Laubfroschs (*Hyla arborea*) in Oberfranken.
- WÖRNER Sabine; ROTHENBURGER Werner: Ausbringung von Wildpflanzen als Möglichkeit der Arterhaltung?
- SCHNEIDER Eberhard; SCHULTE Ralf: Haltung und Vermehrung von Wildtierarten in Gefangenschaft unter besonderer Berücksichtigung europäischer Waldvögel – ein Beitrag zum Schutz gefährdeter Tierarten?
- STÖCKLEIN Bernd: Grünfläche an Ämtern – eine bürgerefreundliche Visitenkarte. Tierökologische Aspekte künftiger Gestaltung und Pflege.
- BAUER Johannes; SCHMITT Peter; LEHMANN Reinhold; FISCHER-SCHERL Theresia: Untersuchungen zur Gewässerversauerung an der oberen Waldnaab (Oberpfälzer Wald; Nord-Ostbayern).
- MELZER Arnulf; SIRCH Reinhold: Die Makrophytenvegetation des Abtsees – Angaben zur Verbreiterung und Ökologie.
- ZOTT Hans: Der Fremdenverkehr am Chiemsee und seine Auswirkungen auf den See, seine Ufer und seine Randbereiche.
- VOGEL Michael: Die Leistungsfähigkeit biologischer Systeme bei der Abwasserreinigung.
- SCHREINER Johann: Der Flächenanspruch im Naturschutz.
- MAUCKSCH Wolfgang: Mehr Erfolg durch bessere Zusammenarbeit von Flurbereinigung und Naturschutz.
- ZIELONKOWSKI Wolfgang: Erfordernisse und Möglichkeiten der Fortbildung von Biologen im Berufsfeld Naturschutz.
- Veranstaltungsspiegel der ANL.

### Heft 12 (1988)

- SUHR Dieter: Grundrechte gegen die Natur – Haftung für Naturgüter?
- REMMERT Hermann: Naturschutzforschung und -vermittlung als Aufgabe der Universitäten.
- LIEDTKE Max: Unterrichts und Naturerfahrung – Über die Bedingungen der Vermittlung von ökologischen Kenntnissen und Wertvorstellungen.
- TROMMER Gerhard: Mensch hier – Natur da Was ist und was soll Naturschutzzerziehung?
- HAAS Anneliese: Werbestrategien des Naturschutzes.

## FORTSETZUNG: Heft 12 (1988)

- HILDEBRAND Florian: Das Thema »Boden« in den Medien.
- ROTT Alfred: Das Thema »Boden« in Dichtung, Mythologie und Religion.
- BURMEISTER Ernst-Gerhard: Die Beweissicherung von Arten als Dokumentation faunistischer Erhebung im Sinne eines Instruments des Naturschutzes.
- PFADENHAUER Jörg: Naturschutzstrategien und Naturschutzansprüche an die Landwirtschaft.
- PFADENHAUER Jörg; WIRTH Johanna: Alte und neue Hecken im Vergleich am Beispiel des Terliähügellandes im Lkr. Freising.
- REIF Albert; GÖHLE Silke: Vegetationskundliche und standörtliche Untersuchungen nordostbayerischer Waldmäntel.
- SCHALL Burkhard: Die Vegetation der Waldwege und ihre Korrelation zu den Waldgesellschaften in verschiedenen Landschaften Süddeutschlands mit einigen Vorschlägen zur Anlage und Pflege von Waldwegen.
- ULLMANN Isolde; HEINDL Bärbel; FLECKENSTEIN Martina; MENGLING Ingrid: Die straßenbegleitende Vegetation des mainfränkischen Wärmegebietes.
- KORN Horst; PITZKE Christine: Stellen Straßen eine Ausbreitungsbarriere für Kleinsäuger dar?
- RANFT Helmut: Auswirkungen des Luftsportes auf die Vogelwelt und die sich daraus ergebenden Forderungen.
- FUCHS Karl; KRIGLSTEIN Gert: Gefährdete Amphibienarten in Nordostbayern.
- TRAUTNER Jürgen; BRUNS Diedrich: Tierökologische Grundlagen zur Entwicklung von Steinbrüchen.
- HEBAUER Franz: Gesichtspunkte der ökologischen Zuordnung aquatischer Insekten zu den Sukzessionsstufen der Gewässer.
- DORNBUSCH Max: Bestandsentwicklung und aktueller Status des Elbebibers.
- WITTMANN Helmut; TÜRK Roman: Immissionsbedingte Flechtenzonen im Bundesland Salzburg und ihre Beziehungen zum Problemkreis »Waldsterben«.
- DEIXLER Wolfgang: Die gemeindliche Landschaftsplanung und die landschaftspflegerische Begleitplanung als Fachplanung für Naturschutz und Landschaftspflege.
- KUFELD Walter: Geographisch-planungsrelevante Untersuchungen am Aubachsystem (südlich von Regensburg) als Grundlage eines Bachsanierungskonzeptes.
- KRAUS Werner: Rechtsvorschriften und Verfahrensbeteiligung von Naturschutz und Landschaftspflege bei der Wasserwirtschaft.
- ZIELONKOWSKI Wolfgang: Gedenken an Professor Dr. Herrmann Merxmüller.
- Veranstaltungsspiegel der ANL.

## Heft 13 (1989)

- MÜLLER Johannes: Landschaftsökologische und -ästhetische Funktionen von Hecken und deren Flächenbedarf in süddeutschen Intensiv-Agrarlandschaften.
- MUHLE Hermann; POSCHLOD Peter: Konzept eines Dauerbeobachtungsfächenprogramms für Kryptogamengesellschaften.
- MATTHEIS Anna; OTTE Anette: Die Vegetation der Bahnhöfe im Raum München – Mühlhof – Rosenheim.
- SCHAUMBURG Jochen: Zur Ökologie von Stichling *Gasterosteus aculeatus* L., Bitterling *Rhodeus sericeus amarus* Bloch 1782 und Molerlieschen *Leucaspis delineatus* (Heckel 1843) – drei bestandsbedrohten, einheimischen Kleinfischarten.
- REICHHOLF-RIEHM Helgard: Kleinflächige Vogelbestandsaufnahmen im Auwald an der unteren Isar als Mittel zur Beweissicherung: Ergebnisse und Probleme.
- REISSENWEBER Frank: Veränderungen des Brutbestandes ausgewählter Vogelarten (1965–1989) der »Glender Wiesen« (Stadt Coburg, Oberfranken) in Abhängigkeit vom Strukturwandel in der Landwirtschaft – Bedeutung des Gebietes für den Artenschutz heute.
- RICHARZ Klaus: Erfolgreiche Umsiedelung einer Wochenstubenkolonie der Kleinen Hufeisennase (*Rhinolophus hipposideros*) – Zum aktuellen Status der Art in Bayern.
- KRUG Bettina: Wie stark sind unsere einheimischen Fledermäuse mit chlorierten Kohlenwasserstoff-Pestiziden belastet?
- KADLUBOWSKA Johanna; MICHLER Günther: Palökologische Untersuchungen an Sedimentkernen aus dem Rachelee (Bayerischer Wald).
- MAHN Detlef; FISCHLER Anton: Die Bedeutung der Biologischen Landwirtschaft für den Naturschutz im Grünland.
- HUNDSDORFER Martin: Durchführung von Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege.
- HEISS Rainer; RITSCHEL-KANDEL Gabriele: Überlegungen zu einer Zielkonzeption des Naturschutzes für das NSG »Grainberg-Kolbenstein« und Umgebung (Raum Karlstadt, Lkr. Main-Spessart).
- STÖCKLEIN Bernd: Probleme des Naturschutzes und der Landschaftspflege in der Region 13 – Landshut.
- SCHULTE Heinz: Die Gewässer der Region 13 – Landshut und ihre Probleme.

## FORTSETZUNG: Heft 13 (1989)

- BURMEISTER Ernst-Gerhard: Naturverständnis und Naturschutz – ein erzieherisches Problem.
- Veranstaltungsspiegel der ANL im Jahr 1988 mit den Ergebnissen der Seminare.  
Forschungstätigkeit der ANL.

## Heft 14 (1990)

- ERBRICH Paul SJ: Natur- und Umwelterziehung als Aspekte des Religionsunterrichts – Philosophische Grundüberlegungen zum Thema.
- GOTTSTEIN Klaus: Zukunftsperspektiven der Industriegesellschaft.
- MANULAT Bernd M.: Die versuchte Landkarte! Das »grenzenlose« Versagen der internationalen Umweltpolitik? Eine Beurteilung aus politikwissenschaftlicher Sicht.
- SCHULZ Wolfgang: Heutiges Naturverständnis: Zwischen Rousseauscher Naturromantik und Marlboro-Abenteurer.
- KNAUER Norber: Produktionslandschaften und Protektionslandschaften im Jahre 2050.
- BLÄTTLER Regine; BAUMHAUER Roland; HAGEDORN Horst: Naturkatastrophen – Unwetterereignisse 1987 und 1988 im Stubaialtal.
- Forschungskonzept der ANL.
- JANSSEN Anke: Transektkartierung der potentiellen natürlichen Vegetation in Bayern – Erläuterungen zur Arbeitsmethodik, zum Stand der Bearbeitung und zur Anwendung der Ergebnisse.
- MÜHLENBERG Michael: Langzeitbeobachtungen für Naturschutz – Faunistische Erhebungs- und Bewertungsverfahren.
- SCHNEIDER Katrin: Floristische Untersuchungen des Siedlungsgrüns in vier Dörfern des Kreises Neustrelitz (Mecklenburg).
- BURMEISTER Ernst-Gerhard: Die aquatische Makroinvertebratenfauna des Mündungsgebietes des Lech und der Auen der Donau von der Lechmündung bis Manching (Bayern).
- BRÄU Elisabeth: Libellenvorkommen an Stillgewässern: Abhängigkeit der Artenzahl von Größe und Struktur.
- LENZ Edmund; ZIMMERMANN Michael: Die Jugendsterblichkeit beim Weißstorch.
- SEMMLER Martina: Nestlingsverluste beim Weißstorch – Darstellung der Probleme aus der Sicht des LBV.
- WASSMANN Ralf: Der Pirol – Zur Biologie des »Vogel des Jahres 1990«.
- WERNER Sabine: Untersuchungen zum Vorkommen des Piroles in den Auwäldern der Salzach zwischen Freilassing und Burghausen.
- UTSCHICK Hans: Möglichkeiten des Vogelschutzes im Wirtschaftswald.
- BAIER Hermann: Die Situation der Auwälder an Bayerns Flüssen.
- REIF Albert; AULIG Günther: Neupflanzung von Hecken im Rahmen von Flurbereinigungsmaßnahmen: Ökologische Voraussetzungen, historische Entwicklung der Pflanzkonzepte sowie Entwicklung der Vegetation gepflanzter Hecken.
- Veranstaltungsspiegel der ANL im Jahre 1989 mit den Ergebnissen der Seminare.  
Forschungstätigkeit der ANL.

## Heft 15 (1991)

- WEINZIERL Hubert: Naturschutzverbände als Lobby der Umweltpolitik.
- KLEINE Hans-Dieter: Ergebnisse der Zustandserfassung aus 177 außer-alpinen NSG in Bayern.
- RITSCHEL-KANDEL Gabriele et al.: Die Dreigliederung des Lebensraumkomplexes Mager- und Trockenstandorte in Unterfranken.
- ACHTZIGER Roland: Zur Wanzen- und Zikadenfauna der Saumbiotope Frankens – Eine faunistische Analyse als Grundlage einer naturschutzfachlichen Einschätzung.
- WIESINGER Klaus; OTTE Annette: Extensiv genutzte Obstanlagen in der Gemeinde Neubauern/Inn – Baumbestand, Vegetation und Fauna einer traditionellen, bäuerlichen Nutzung.
- GRAUVOGEL Michael: Artenschutz von Wasserinsekten. Der Beitrag von Gartenteichen.
- BURMEISTER Ernst-Gerhard: Die Fauna aquatischer Insekten ausgewählter Kleingewässer im Isareinzugsgebiet nördlich Landshut (Niederbayern) unter Einbeziehung weiterer Makroinvertebratengruppen.
- REICHEL Dietmar: Naturschutz und Teichwirtschaft im Spannungsfeld.
- SCHOLL Günter: Die Bedeutung naturnaher Teiche für die Tierwelt.
- GELDHAUSER Franz: Die ökonomische Situation der Teichwirtschaft heute.
- JODL Otto: Teichwirtschaft und Naturschutz – Lösungsansätze und Perspektiven aus der Sicht der Naturschutzbehörde.

## FORTSETZUNG: Heft 15 (1991)

- KLUPP R.: Fischereilicher Artenschutz in der Praxis der Fischereifachberatung.
- KRAMER Stefan: Die Situation des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) in Bayern – Bestandentwicklung, Populationsökologie, Schutzkonzept.
- FLECKENSTEIN Kurt; RHIEM Walter: Waldüberspannung versus Walddurchquerung – Ökologische und landschaftspflegerische Aspekte im Freileitungsbau.
- FLECKENSTEIN Kurt; RHIEM Walter: Verfahren zur Bestimmung von Ausgleichsleistungen nach dem Naturschutzgesetz bei der Realisierung von Hochspannungsfertleitungen unterschiedlicher Spannungsebenen.
- SCHREINER Johann; ZWECKL Johann: Die ökologische Lehr- und Forschungsstation der ANL in Laufen-Sträß.
- Forschung an der ANL.
- Veranstaltungsspiegel der ANL.

## Beihfte zu den Berichten

Beihfte erscheinen in unregelmäßiger Folge und beinhalten die Bearbeitung eines Themenbereichs.

### Beihft 1

HERINGER, J.K.: Die Eigenart der Berchtesgadener Landschaft – ihre Sicherung und Pflege aus landschaftsökologischer Sicht, unter besonderer Berücksichtigung des Siedlungswesens und Fremdenverkehrs. 1981. 128 S. mit 129 Fotos. DM 17,-

- Überblick über den Landschaftsraum Berchtesgadener Land.
- Überblick über die landschaftlich bedeutsamen Teilbereiche Berchtesgadener Geschichte.
- Beurteilungs- und Wertungsmaßstab für landschaftliche Eigenart.
- Eigenartsträger – Wertung, Sicherung und Pflege.
- Fremdenverkehr – Verderben oder Chance für landschaftliche Eigenart.

### Beihft 2

Pflanzen- und tierökologische Untersuchungen zur BAB 90 Wolnzach-Regensburg. Teilschnitt Elsendorf-Saalhaup. 71 S., Abb., Ktn., 19 Farfotos. DM 23,-

- KRAUSS, Heinrich: Zusammenfassende Aussagen zum Gesamtvorhaben.  
Einzelbeiträge der Gutachter:
- KIMMERRL, Hans: Vergleichende Untersuchungen von Gehölzstrukturen.
- MADER, Hans-Joachim: Tierökologische Untersuchungen.
- HEIGL, Franz und SCHLEMMER, Richard: Ornithologische Untersuchungen.
- SCHOLL, Günter: Untersuchungen zum Vorkommen der Amphibien mit Vorschlägen für Erhaltungs- und Ausgleichsmaßnahmen.
- STUBBEMANN, Hans Nikolaus: Arachnologische Untersuchungen.  
Bestandsaufnahmen und Beobachtungsflächen anlässlich von Trassenbegehungen am 7. und 8.8.1979:
- ZIELONKOWSKI, Wolfgang: Vegetationskundliche Bestandsaufnahmen.
- Zoologische Beobachtungen.

### Beihft 3

SCHULZE, E.-D. et al.: Die pflanzenökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken.  
= Beihft 3, T. 1 zu den Berichten der ANL. DM 37,-

Gegenstand und Umfang des Forschungsauftrags: Sträucher in der natürlichen und anthropogen beeinflussten Vegetation Mitteleuropas Kohlenstoffhaushalt, Wachstum und Wuchsform von Holzgewächsen im Konkurrenzgefüge eines Heckenstandortes, Diss. von Manfred Küppers Die Ökologie wichtiger Holzarten der Hecken. Die Beziehung von Hecken und Ackerrainen zu ihrem Umland Die Bewertung der nordbayerischen Hecken aus botanischer Sicht Autoren: Ernst-Detlef Schulze, Albert Reif unter Mitarbeit von Christoph Knop und Katharina Zahner.

ZWÖLFER, H. et al.: Die tierökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken.  
= Beihft 3, T. 2 zu den Berichten der ANL. DM 36,-

Ziele und Grundlagen der Arbeit Wissenschaftliche Ergebnisse Schlußfolgerungen für die Praxis der Landschaftspflege und für den integrierten Pflanzenschutz Kontakte zu anderen Institutionen Ergebnisse des Klopfbrosen-Programms Zur Phänologie ausgewählter Arthropodengruppen der Hecke Die Erfassung von Lepidopteren-Larven an Schlehe und Weißdorn Einfluß des Alters auf der räumlichen Verteilung von Weißdornbüschen auf Phytophage und ihre Parasiten Einfluß von Alter und räumlicher Verteilung von Wildrosen auf den Wickler *Notocelia roborana* D.&S. und seine Parasiten Zur Populationsökologie einiger Insekten auf Wildrosen

**FORTSETZUNG: Beiheft 3**

Untersuchungen zum Verhalten, zur Biologie und zur Populationsdynamik von *Yponomeuta padellus* auf der Schlehe Faunistisch-ökologische Analyse ausgewählter Arthropoden-Gruppen Untersuchungen zum Brutvogelbestand verschiedener Heckengebiet – Wildspurendichte und Wildverbiß im Heckenbereich Analyse des Blatt-Biomasse-Konsums an Schlehe, Weißdorn und Wildrose durch photophage Insekten Begründung der Bewertungszahlen für Heckengehölzarten Aus Kleinschmetterlingen in Hecken gezogene Parasitoidenarten (Tabellen) Heckenpflanzen als Wirte landwirtschaftlicher Schadorganismen (Tabellen) Autoren: Helmut Zwölfer, Gerhard Bauer, Gerd Heusinger u.a.

**Beiheft 4**

ZÄHLHEIMER, W.: Artenschutzgemäße Dokumentation und Bewertung floristischer Sachverhalte – Allgemeiner Teil einer Studie zur Gefäßpflanzenflora und ihrer Gefährdung im Jungmoränengebiet des Inn-Vorland-Gletscher (Oberbayern). 143 S., 97 Abb. und Hilfskärtchen, zahlr. Tab., mehrere SW-Fotos. DM 21,-

- Floristische Kartierungsprojekte aus der Perspektive des praktischen Artenschutzes Erfassung der Bestandesgröße Erfassung der Pflanzenmenge Verteilungsaspekte (Verteilungsfläche) Floristische Geländearbeit Flächendeckende floristische Bestandsaufnahme Biotopkartierung Alternative Dokumentationsweise botanisch wertvoller Flächen Floristische Bestandeskarten (Bestandesgrößten-Rasterkarte mit Strichliste, Bestandes-Punkt-Karten) Das Ringsegment-Verfahren zur numerischen Bewertung der subregionalen Artenschutzrelevanz artgleicher Population »Lokalisationswert« Bewertungskomponenten Fundortslage im Areal und subregionale Arealgröße Gebrauch von Ringsegment-Schablonen Bestandesgrößtenfaktoren und Bestandesgrößtenklassen »Umfeldbezogener Bestandeswert« EDV-gemäße Variante des Ringsegment-Verfahrens Konstruktion minimaler Stützpunkt-Verbindungsnetze für artenschutzrelevante Pflanzen Vergleichende numerische Bewertung von Beständen verschiedener Taxa nach den überregionalen, regionalen und subregionalen Verhältnissen Bewertung der Gefährdung nach Roten Landeslisten Ergänzungskriterium Anleitung zur Ermittlung des »Regionaler Gefährdungswert« »Populationspezifischer Artenschutzwert« Bezugsquadrat-Verfahren zur numerischen Bewertung von Sippen und Pflanzenbeständen nach der lokalen Artenschutzrelevanz »Lokale Gefährdungszahl« EDV-gemäße Bewertungsverfahren für Pflanzenbestände Anmerkungen zur Behandlung vegetationskundlicher Aspekte bei naturschutzorientierten Gebietsbewertungen Floristische Sachverhalte Pflanzengesellschafts-Ebene Vegetationskomplexe Zusammenfassung Literatur Anhang (Arbeitsbegriffe, Verbreitungs- bzw. Bestandeskarten).

**Beiheft 5**

ENGELHARDT, W.; OBERGRUBER, R. und REICHHOLF, J.: Lebensbedingungen des europäischen Feldhasen (*Lepus europaeus*) in der Kulturlandschaft und ihre Wirkungen auf Physiologie und Verhalten. DM 28,-

- Organisation und Grundlagen des Forschungsauftrages · Forschungsziel Forschungsmethoden Forschungsgebiete Projektergebnisse Rückstandsanalysen Mageninhaltanalysen Freilandbeobachtungen Auswertung bayrischer Jagdstrecken-Statistiken Straßenverkehrsverluste Populationsdynamik Interpretation der Ergebnisse Regionale und überregionale Bestandentwicklung Populationsökologisches Modell Relative Wirkung der Einzelfaktoren Prognosen und Vorschläge · Anhang: Tabellen, Karten, Literaturangaben Autoren: Prof. Dr. Wolfgang Engelhardt, Roland Obergruber, Dr. Josef Reichholf.

**Beiheft 6**

MELZER, A., MICHLER, G. et al.: Ökologische Untersuchungen an südbayerischen Seen. 171 S., 68 Verbreitungskärtchen, 46 Graphiken, zahlr. Tab. DM 20,-

- MELZER Arnulf, HARLACHER Raimund und VOGT Elise: Verbreitung und Ökologie makrophytischer Wasserpflanzen in 50 bayerischen Seen.
- MICHLER Günther: Temperatur- und Sauerstoffmessungen an 32 südbayerischen Seen zur Zeit der Homothermiephase im Frühjahr 1984 und zur Sommerstagnation im August 1984.
- Glossar (4 S.).

**Beiheft 7**

FOECKLER Francis: Charakterisierung und Bewertung von Augewässern des Donaupraumes Straubing durch Wassermolluskengesellschaften. 149 S., 58 Verbreitungskärtchen, zahlr. Tab. u. Graphiken, 13 Farbfotos. DM 27,-

- Einleitung · Methodik · Das Untersuchungsgebiet · Ergebnisse: Biotopbeschreibung Die Wassermolluskengesellschaften als »Bewertungskriterium« von Augewässern · ökologische Modelle · Malakologische Gewässertypisierung und Bewertung · Diskussion: Wassermolluskengesellschaften als Bioindikatoren und Methodenkritik Die malakologische Gewässertypisierung. Die Rekonstruktion und Verfolgung von Sukzessionen im evolutiven Prozeß mit Wassermolluskengesellschaften und die Bewertung von Augewässern Perspektiven · Zusammenfassung Literaturverzeichnis · Anhang: Systematisches Verzeichnis der nachgewiesenen Wassermolluskarten. Verbreitungskarten der nachgewiesenen Wassermolluskarten · Liste der Abkürzungen

**FORTSETZUNG: Beiheft 7**

**Beiheft 8**

PASSARGE, Harro: Avizönosen in Mitteleuropa. 128 S., 15 Verbreitungskarten, 38 Tab., Register der Arten und Zönosen. DM 18,-

- A: Zur Einführung B: Avizönosen der Kleinvögel: Pieper-Lerchen-Gemeinschaften; Rohrammer-Rohrsäger-Gem., Würger-Grasmücken-Gem., Meisen-Buchfinken-Gem.; Rotschwanz-Sperling-Gem., Segler-Schwalben-Gem.; C: Avizönosen größerer Vögel: Entenartige Schwimmvogel-Gem., Seeschwalben-Möwen-Gem., Schnepfen-Kiebitz-Gem., Storch-Reiher-Gem., Kuckuck-Tauben-Gem., Specht-Gem., Krähenvogel-Gem., Greifvogel-Gem., Eulen-Gem.; D: Zusammenfassende Darstellung und Ausblick: Avizönökologische Mosaikkomplexe Syntaxonomische Übersicht. Angewandte Avizönologie. E: Registerteil: Literatur. Erläuterung deutscher Vogelnamen-kürzel. Abbildungen (Verbreitungskarten). Verzeichnis der Art- und Gemeinschaftsnamen.

**Beiheft 9**

KÖSTLER, Evelin und KROGOLL, Bärbel: Auswirkungen von anthropogenen Nutzungen im Bergland – Zum Einfluß der Schafbeweidung (Eine Literaturstudie). 74 S., 10 Abb., 32 Tab. DM 12,-

- Einleitung Bedeutung und Durchführung der Schafbeweidung: Geschichtliche Entwicklung Betriebswirtschaftliche Bedeutung Weidebetrieb Schaffrasen und ihre Eignung für verschiedene Haltungsformen Einflußfaktoren der Schafbeweidung: Fraß Tritt Schaffung Auswirkungen der Schafbeweidung im Gebirge: Einfluß auf Erosion, Lawinentätigkeit und Steinschlag Einfluß auf die Nutzbarkeit und Leistungsfähigkeit Einfluß auf die Bergwelt als Lebensraum von Pflanzen und Tieren Schlußbemerkungen Danksagung Literaturverzeichnis Abbildungen und Tabellen.

**Beiheft 10**

Bibliographie 1977 – 1990: Veröffentlichungen der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege. 294 S. DM 15,-

- Die vorliegende Bibliographie wird von der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege im Rahmen des Aufgabenbereiches Dokumentation herausgegeben. Die veröffentlichten Hinweise sind in der Literaturdatenbank (LIDO) der ANL gespeichert. Die in den Literaturhinweisen verwendeten Stichwörter/Schlagwörter (Deskriptoren) basieren auf dem Thesaurus der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftspflege. Die vorliegende Bibliographie besteht aus einem Hauptteil mit den bibliographischen Angaben und den inhaltserschließenden Stichwörtern sowie bei 370 Dokumenten den Kurzreferaten (Abstracts) der erfaßten Literatur, einem Abkürzungsverzeichnis und einem Registerteil. Im Hauptteil sind die Literaturhinweise nach der laufenden Dokument-Nummer aufgeführt. Das Abkürzungsverzeichnis löst die in den Literaturdokumenten verwendeten Abkürzungen auf. Der Registerteil ermöglicht über verschiedene Kriterien den gezielten Zugriff auf die Literaturhinweise im Hauptteil. Folgende Register stehen zur Verfügung:
  - Autorenregister
  - Schlagwortregister

**Laufener Seminarbeiträge (Tagungsberichte)**

Zu ausgewählten Seminaren werden Tagungsberichte erstellt. In den jeweiligen Tagungsberichten sind die ungekürzten Vorträge eines Fach- bzw. wissenschaftlichen Seminars abgedruckt. Diese Tagungsberichte sind ab 1/82 in »Laufener Seminarbeiträge« umbenannt worden.

- 2/78 Begründungsmaßnahmen im Gebirge. (vergriffen)
- 3/79 Seenforschung in Bayern. (vergriffen)
- 4/79 Chance für den Artenschutz in Freilichtmuseen. (vergriffen)
- 5/79 Ist Pflege der Landschaft erforderlich? (vergriffen)
- 6/79 Weinberg-Flurbereinigung und Naturschutz. DM 8,-
- 7/79 Wildtierhaltung in Gehegen. DM 6,-
- 1/80 Tierökologische Aspekte im Siedlungsbereich. (vergriffen)
- 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,- (vergriffen)
- 4/80 Naturschutz und Recht DM 12,- (vergriffen)
- 5/80 Ausbringung von Wildpflanzen. DM 12,- (vergriffen)
- 6/80 Baggerseen und Naturschutz. (vergriffen)
- 7/80 Geoökologie und Landschaft. (vergriffen)
- 8/80 Freileitungsbau und Belastung der Landschaft. (vergriffen)
- 9/80 Ökologie und Umwelthygiene. DM 15,- (vergriffen)
- 1/81 Stadtökologie. (vergriffen)

- 2/81 Theologie und Naturschutz. DM 5,-
- 3/81 Greifvögel und Naturschutz. DM 7,-
- 4/81 Fischerei und Naturschutz. (vergriffen)
- 5/81 Fließgewässer in Bayern. (vergriffen)
- 6/81 Aspekte der Moornutzung. (vergriffen)
- 7/81 Beurteilung des Landschaftsbildes. (vergriffen)
- 8/81 Naturschutz im Zeichen knapper Staatshaushalte DM 5,-
- 9/81 Zoologischer Artenschutz. DM 10,-
- 10/81 Naturschutz und Landwirtschaft. (vergriffen)
- 11/81 Die Zukunft der Salzach. DM 8,-
- 12/81 Wiedereinbürgerung gefährdeter Tierarten. (vergriffen)
- 13/81 Seminarergebnisse der Jahre 76-81. DM 10,-
- 1/82 Der Mensch und seine städtische Umwelt – humanökologische Aspekte. (vergriffen)
- 2/82 Immissionsbelastungen ländlicher Ökosysteme. (vergriffen)
- 3/82 Bodennutzung und Naturschutz. DM 8,-
- 4/82 Walderschließungsplanung. DM 9,-
- 5/82 Feldhecken und Feldgehölze. DM 25,-
- 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. (vergriffen)
- 9/82 Waldweide und Naturschutz. (vergriffen)
- 1/83 Dorfökologie – Das Dorf als Lebensraum/ + 1/84 Dorf und Landschaft. Sammelbd. DM 15,-
- 2/83 Naturschutz und Gesellschaft. DM 8,-
- 3/83 Kinder begreifen Natur. DM 10,-
- 4/83 Erholung und Artenschutz. DM 16,-
- 5/83 Marktwirtschaft und Ökologie. (vergriffen)
- 6/83 Schutz von Trockenbiotopen – Trockenrasen, Triften und Hutungen. DM 9,-
- 7/83 Ausgewählte Referate zum Artenschutz. DM 14,-
- 8/83 Naturschutz als Ware – Nachfrage durch Angebot und Werbung. DM 14,-
- 9/83 Ausgleichbarkeit von Eingriffen in den Naturhaushalt. DM 11,-
- 1/84 siehe 1/83
- 2/84 Ökologie alpiner Seen. DM 14,-
- 3/84 Die Region 8 – Westmittelfranken. DM 15,-
- 4/84 Landschaftspflege Almwirtschaft. DM 12,-
- 5/84 Schutz von Trockenbiotopen – Trockenstandorte aus zweiter Hand. DM 8,-
- 6/84 Naturnaher Ausbau von Grünanlagen. DM 9,-
- 7/84 Inselökologie – Anwendung in der Planung des ländlichen Raumes. DM 16,-
- 1/85 Rechts- und Verwaltungsaspekte der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung. DM 11,-
- 2/85 Wasserbau – Entscheidung zwischen Natur und Korrektur. DM 10,-
- 3/85 Die Zukunft der ostbayerischen Donaulandschaft. DM 19,-
- 4/85 Naturschutz und Volksmusik. DM 10,-
- 1/86 Seminarergebnisse der Jahre 81–85 DM 7,-
- 2/86 Elemente der Steuerung und der Regulation in der Pelagialbiozönose. DM 16,-
- 3/86 Die Rolle der Landschaftsschutzgebiete. DM 12,-
- 4/86 Integrierter Pflanzenbau. DM 13,-
- 5/86 Der Neuntöter – Vogel des Jahres 1985. DM 10,-
- Die Saatkrahe – Vogel des Jahres 1986. DM 10,-
- 6/86 Freileitungen und Naturschutz. DM 17,-
- 7/86 Bodenökologie. DM 17,-
- 8/86 Dorfökologie: Wasser und Gewässer. DM 16,-
- 9/86 Leistungen und Engagement von Privatpersonen im Naturschutz. DM 5,-
- 10/86 Biotopverbund in der Landschaft. DM 23,-
- 1/87 Die Rechtspflicht zur Wiedergutmachung ökologischer Schäden. DM 12,-
- 2/87 Strategien einer erfolgreichen Naturschutzpolitik. DM 12,-
- 3/87 Naturschutzpolitik und Landwirtschaft. DM 15,-
- 4/87 Naturschutz braucht Wertmaßstäbe. DM 10,-
- 5/87 Die Region 7 – Industrieregion Mittelfranken. DM 11,-
- 1/88 Landschaftspflege als Aufgabe der Landwirte und Landschaftsgärtner. DM 10,-
- 2/88 Dorfökologie: Wege und Einfriedungen. DM 15,-
- 3/88 Wirkungen von UV-B-Strahlung auf Pflanzen und Tiere. DM 13,-
- 1/89 Greifvogelschutz. DM 13,-
- 2/89 Ringvorlesung Naturschutz. DM 15,-
- 3/89 Das Braunkohlen – Vogel des Jahres 1987. DM 10,-
- Der Wendehals – Vogel des Jahres 1988. DM 10,-
- 4/89 Hat die Natur ein Eigenrecht auf Existenz? DM 10,-
- 1/90 Einsatzmöglichkeiten der Fernerkundung in der Landschaftsökologie. DM 13,-
- 2/90 Sicherung und Schaffung von Arbeitsplätzen durch Naturschutz. DM 12,-
- 3/90 Naturschutzorientierte ökologische Forschung in der BRD. DM 11,-
- 4/90 Auswirkungen der Gewässerversauerung. DM 13,-
- 5/90 Aufgaben und Umsetzung des landschaftspflegerischen Begleitplanes. DM 10,-
- 6/90 Inhalte und Umsetzung der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP). DM 14,-
- 1/91 Umwelt/Mitwelt/Schöpfung – Kirchen und Naturschutz. DM 11,-
- 2/91 Dorfökologie: Bäume und Sträucher. DM 12,-
- 3/91 Artenschutz im Alpenraum DM 23,-
- 4/91 Erhaltung und Entwicklung von Flußauen in Europa. DM 21,-
- 5/91 Mosaik – Zyklus – Konzept der Ökosysteme und seine Bedeutung für den Naturschutz. DM 9,-
- 6/91 Länderübergreifende Zusammenarbeit im Naturschutz (Begegnung von Naturschutzfachleuten aus Bayern und der Tschechischen Republik. (in Vorbereitung)
- 7/91 Ökologische Dauerbeobachtung im Naturschutz. DM 14,-

## Vorschau

- Dorfkologie: Gebäude, Keller und Höhlen.
- Naturschutz, Brauchtum und Heimatpflege.
- Ökologische Bilanz von Stauräumen.
- Wald oder Weideland – Zur Naturgeschichte Mitteleuropas.
- Naturfreundlicher Bildungs- und Erholungstourismus.
- Freilandmuseen.
- Ökonomie der Zukunft.
- Umwelt und Sport.
- JANSEN, Antje: Nährstoffökologische Untersuchungen an Pflanzenarten und Pflanzengemeinschaften von voralpinen Kalkmagerrasen und Streuwiesen unter besonderer Berücksichtigung naturschutzrelevanter Vegetationsänderungen.
- CONRAD-BRAUNER, Michaela: Naturnahe Vegetation im Naturschutzgebiet »Unterer Inn« und seiner Umgebung – Eine vegetationskundlich-ökologische Studie zu den Folgen des Staustufenbaus.

## Sonderdrucke aus den Berichten der ANL

- »Die Stauseen am unteren Inn« aus Heft 6/82 DM 5,-  
»Natur und Landschaft im Wandel« aus Heft 10/86 DM 8,-

## Informationen

Informationen 1 –  
Die Akademie stellt sich vor.  
Faltblatt, *kostenfrei*

Information 2 –  
Grundlagen des Naturschutzes.  
DM 2,-

Informationen 3 –  
Naturschutz im Garten – Tips und Anregungen zum Überdenken, Nachmachen und Weitergeben.  
DM 1,-

Information 4 –  
Begriffe aus Ökologie, Umweltschutz und Landnutzung. In Zusammenarbeit mit dem Dachverband wissenschaftlicher Gesellschaften der Agrar-, Forst-, Ernährungs-, Veterinär- und Umweltforschung e. V., München.  
DM 2,-

*Einzel Exemplare gegen Zusendung eines adressierten und mit DM 2,- frankierten DIN A5 Umschlages kostenfrei. Ab 100 Stk. 10 % Nachlaß. (Nur Info 1-3). Info 4 gegen Rechnung.*

## Diaserien

- Diaserie Nr. 1  
»Feuchtgebiete in Bayern.«  
50 Kleinbilddias mit Textheft. DM 150,-
- Diaserie Nr. 2  
»Trockengebiete in Bayern.«  
50 Kleinbilddias mit Textheft. DM 150,-
- Diaserie Nr. 3  
»Naturschutz im Garten«  
60 Dias mit Textheft  
und Begleittasche. DM 150,-

## Plakatserie »Naturschutz«

- 3 Stück im Vierfarbdruck DIN A2 DM 3,-  
+ Verpackungskostenanteil bis 15 Serien. DM 5,-

## Bezugsbedingungen

### 1. BESTELLUNGEN

Die Veröffentlichungen der Bayerischen 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.

Bitte den Bestellungen kein Bargeld, keine Schecks und keine Briefmarken beifügen; Rechnung liegt der Lieferung jeweils bei.

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 Verwaltungsvereinfachung 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 Staatsoberkasse München unter Nennung des mitgeteilten Buchungskennzeichens erfolgt. Es wird empfohlen, die der Lieferung beigefügten 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 Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege sowie die Benutzung zur Herstellung anderer Veröffentlichungen bedürfen der schriftlichen Genehmigung unseres Hauses.

