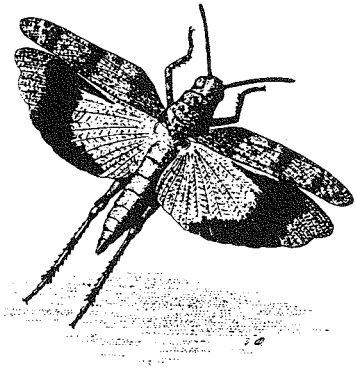
ARTICULATA

Deutsche Gesellschaft für Orthopterologie e.V.

(DGfO)



BEIHEFT 1 1992

Impressum:

ARTICULATA - Beihefte

Zeitschrift der Deutschen Gesellschaft für Orthopterologie e.V. DGfO
ISSN 0942 - 7066

Herausgeber: Deutsche Gesellschaft für Orthopterologie e.V.
Sitz:
D-8520 Erlangen

Manuskripte: Redaktionsadresse:
Dr. Peter Detzel
Haußerstr. 140
D-7400 Tübingen

Dr. Heidrun Kleinert
Institut für Angewandte Zoologie
Universität Bonn
An der Immenburg 1
D-5300 Bonn

Bitte unbedingt "Anweisungen für Autoren" beachten!

Mitgliedschaft: Antrag auf Mitgliedschaft in der DGfO kann gestellt werden bei:
Dr. Helmut Kriegbaum
Institut für Zoologie
Staudtstr. 5
D-8520 Erlangen

Jahresbeitrag :DM 40.-
ermäßigt :DM 20.-

Konto: 321 6608 (BLZ 660 695 82)
bei der Volksbank Hardt e.V.

Vorwort

Die DGfO wurde gegründet um die Zeitschrift "ARTICULATA", die zuvor von Dr. Kurt Harz geleitet wurde, weiterzuführen. Mittlerweile ist die Zeitschrift als Publikationsorgan von Berufs- und Hobby-Entomologen auf dem Gebiet der Heuschreckenerforschung akzeptiert. Die ständig steigende Zahl von Abonnenten läßt uns auch hoffen, daß auch der jetzige Schritt - eine Beiheftreihe herauszugeben - wirtschaftlich vertretbar ist und von unseren Lesern willkommen geheißen wird.
Mit dem, in Ihren Händen liegenden Beiheft unternehmen wir den Versuch, Arbeiten, die den üblichen Rahmen eines Zeitschriftenartikels sprengen, einem großen Leserkreis vorzustellen.

Allerdings sind bis zur Veröffentlichung einer Arbeit verschiedene Hürden zu nehmen. Die erste ist inhaltlicher Natur. Die eingereichte Arbeit sollte sich schwerpunktmäßig mit Orthopteren beschäftigen und die Schriftleitung muß der Meinung sein, daß die Arbeit thematisch und sprachlich geeignet ist, einem breiten Publikum vorgestellt zu werden.
Diese erste Hürde hat ein Autor selbstverständlich bei jeder Zeitschrift oder Verlag zu nehmen. Die Zweite allerdings ist finanzieller Art und stellt sich speziell für unsere relativ kleine Gesellschaft. Ein Beiheft ist von der anfallenden Arbeit her und insbesondere den Druckkosten teurer als ein normales Heft der ARTICULATA. Die Schriftleitung und der Vorstand wollten trotzdem nicht den Weg beschreiten, die Bände einzeln zu verkaufen. Jedes Mitglied wird automatisch auch das Beiheft erhalten.
Um diese finanzielle Zwickmühle zu überwinden, schränkten wir die Erscheinungshäufigkeit der Zeitschrift ein. So erscheint 1992 nur ein Heft; mit dem eingesparten Geld wird dieses Beiheft bezahlt. Auf dieser Basis werden wir zumindest bis zur nächsten Mitgliederversammlung in Jena 1994 weitermachen.
Sollte ein Autor in der Lage sein, selbst die Druckkosten für seine Beiheft-Arbeit bereitzustellen, können wir auch wieder ein zweites Zeitschriftenheft pro Jahrgang herausgeben.

Heidrun Kleinert Peter Detzel

INHALT

Entwicklung eines Biotopbewertungskonzeptes am Beispiel der Saltatoria (Orthoptera)

1.	Einleitung	4
2.	Untersuchungsgebiete	5
2.1.	Geographische und naturräumliche Einordnung	5
2.2.	Böden und Klima	7
2.3.	Beschreibung der Untersuchungsgebiete	9
3.	Methoden	16
3.1.	Erfassung biotopbestimmender Umweltfaktoren	16
3.2.	Erfassungsmethoden der Saltatoria	20
3.3.	Auswertungsverfahren	22
3.4.	Terminologie und Bestimmungsliteratur	24
4.	Ergebnisse	25
4.1.	Arteninventar	25
4.2.	Demökologische Analyse	27
4.2.1.	Artenzahlen und Verteilung der Arten im Raum	27
4.2.2.	Individuendichte	30
4.3.	Autökologische Analyse	33
4.3.1.	Autökologie der Arten	34
4.3.2	Biotopstruktur	43
4.3.3	Mobilität der Arten	48
4.3.4.	Zoogeographische Aspekte	51
4.3.5.	Autökologische Typisierung der Arten	56
4.3.6.	Schutzstatus der Arten	58
4.4.	Synökologische Analyse	59
5.	Bewertungsverfahren	66
6.	Diskussion des Bewertungskonzeptes	89
7.	Literaturverzeichnis	99
8.	Anhang	112
9.	Stichwortverzeichnis	115

ARTICULATA - Beihefte 1 (1992): 1-117 ÖKOLOGIE

Entwicklung eines Biotopbewertungskonzeptes am Beispiel der Saltatoria (Orthoptera)

Heidrun Kleinert

Abstract

The aim of the present study is to develop a practicable concept of habitat appraisal. The use of this concept makes it possible to assess every type of habitat, except coastal and alpine areas. It is supposed to yield objective results which are easy to reproduce and to compare.

This project was realized using Saltatoria as an example. It consists of the development of standardized methods of determining size and species composition of grasshopper populations. Standardized methods of compiling and analysing data were developed. The criteria of appraisal were designed as objective as possible, unequivocally defined and easy to reproduce. As a result, a synoptic procedure of appraisal allowed a differential evaluation of data.

The basis of this study is the description of the Saltoria of 3 different areas: Hafenlohrtal (Sandsteinspessart; 1984, 1985, 1988, 1989; a total of 24 species were found), "Eifel" (Östliche Eifel; 1988, 1989; total number of species: 15) and Sattelberg (Mittelrheinisches Becken; 1989; total number of species: 8). In every area of investigation those habitats were selected which allow a representative cross-section of the respective area. In the Hafenlohrtal 16 habitat areas were investigated, in the Eifel 12 and on the Sattelberg 2. Of these 30 habitat areas 10 were quantitatively analysed: 3 areas in the Hafenlohrtal and 7 areas in the Eifel.

The following methods of collecting specimens were used: the square-method, the net-method and the time-depending-method. Additionally, the acoustic-method was used (Bat Detector). The experiences with these methods led to the construction of a new "isolation-square" with an improved sampling efficiency.

The data obtained in the field were used to investigate the ecological demands of individual species, the population structure of species and the community structure of Saltatoria in a given habitat area. Additionally, new evaluation methods were developed; species saturation, strata-usage, species value, proportion of immobile species, degree of integration of the habitat in the surrounding landscape and type and extent of land use of the habitat. The procedure of appraisal is based on six criteria, which allow an appraisal of the grasshopper community as well as of the habitat.

Appraisal of grasshopper community:
1. Species saturation (proportion of number of species present compared to potential total number of species)
2. species value ("value" of a species, calculated on the basis of commonness of species and of its ecological demands)
3. "Red-list-species" (endangered species)

Appraisal of habitat:
4. Strata usage (usage of strata of vegetation by the species)
6. Integration of habitat with surrounding area
7. Type of land use of habitat and surrounding area

A classification in 5 categories of the results of each criterion appraisal was used. For all criteria sufficient data based on the investigations presented here exist. The significance of the species value was additionally tested with the help of 40 ficticious data of investigation. The final assessment follows a conclusive interpretation which is illustrated graphically. In contrast to other concepts of appraisal, the results of this concept are not summarized in one (calculated) final value. Thus, a differential appraisal is made possible.

For complementary assessment by a biodescriptive concept, species have been found, with which the degree of area integration and habitat conservation can be characterized. The degree of threat to habitat types and specific habitats can also be judged on the basis of the presence of these species. Furthermore, the proportion of immobile species is considered in order to rate the stability or unstability of an area. For practical application, printed forms of assessment were developed.

Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit hat das Ziel, ein praxisrelevantes Biotopbewertungskonzept zu entwickeln, mit dessen Hilfe jeder Biotoptyp -- mit Ausnahme von Küsten- und Alpenlandschaften -- bewertet werden kann. Dabei sollte es den Forderungen nach Objektivität, Nachvollziehbarkeit und Vergleichbarkeit der Bewertungsergebnisse genügen. Das Vorhaben wurde am Beispiel der Saltatoria durchgeführt. Es beinhaltet die Entwicklung standardisierter Erfassungsmethoden, standardisierter Bearbeitungs- und Auswertungs-methoden, möglichst objektiver, eindeutig definierter und nachvollziehbarer Bewertungs-kriterien, sowie die Konzeption eines synoptischen Bewertungsverfahrens, welches eine differenzierte Bewertung zuläßt.

Grundlage der Arbeit ist die Erfassung der Saltatoria-Fauna aus 3 verschiedenen Landschaftsräumen: Hafenlohrtal (Sandsteinspessart; 1984, 1985, 1988, 1989; insgesamt 24 Arten erfaßt), "Eifel" (Östliche Eifel; 1988, 1989; insgesamt 15 Arten erfaßt) und Sattelberg (Mittelrheinisches Becken; 1989; insgesamt 8 Arten erfaßt). In jedem Untersuchungsgebiet wurden Standorte ausgewählt, die einen repräsentativen Querschnitt durch das entsprechende Gebiet darstellen. Im Hafenlohrtal wurden 16

Probestellen, in der Eifel 12 und auf dem Sattelberg 2 bearbeitet. Von diesen insgesamt 30 Flächen wurden 10 Standorte quantitativ bearbeitet: 3 Flächen im Hafenlohrtal und 7 Flächen in der Eifel.

Es kamen folgende Fangmethoden zur Anwendung: die Isolationsquadratmethode (QM), die Keschermethode (KM) und die zeitabhängige Methode (ZM). Zusätzlich wurde die Akustikmethode eingesetzt (Bat Detector). Die Erfahrungen mit diesen Methoden führten zur Neukonstruktion eines "Isolationsquadrates" mit verbesserter Fangeffizienz.

Die im Freiland gewonnenen Daten wurden einer dem-, aut- und synökologischen Analyse unterzogen (mittels den gebräuchlichen ökologischen Indizes Dominanz, Abundanz und Präsenz). Zusätzlich wurden neue Auswertungsmethoden entwickelt: Artenfülle, Straten-Nutzung, Artwert, Anteil immobiler Arten, Vernetzungsgrad des Standortes und Nutzungstyp des Standortes. Das Bewertungsverfahren basiert auf 6 Kriterien, die eine Bewertung sowohl der Heuschreckenfauna als auch der Standorte ermöglichen.

Fauna-Bewertung:
1. Artenfülle (Verhältnis der vorhandenen Artenzahl zur potentiell möglichen)
2. Artwert ("Wert" der einzelnen Art, ermittelt aus der Häufigkeit der Art sowie deren ökologischen Ansprüchen)
3. Rote-Liste-Arten (gefährdete Arten)

Standortbewertung:
4. Straten-Nutzung (Nutzung der vorhandenen Straten durch die Arten)
5. Vernetzungsgrad (des Standortes mit den umgebenden Flächen)
6. Nutzungstyp (des Standortes sowie der umgebenden Flächen)

Die "Inwertsetzung" der einzelnen Kriterien erfolgt durch eine auf den Ausprägungen der Kriterien beruhenden Einstufung in 5 Kategorien. Die Abgrenzungen der Merkmalsausprägungen konnten problemlos durchgeführt werden, da für alle Kriterien ausreichend Erfahrungs- oder Untersuchungsdaten vorliegen. Der Artwert wurde zusätzlich mit Hilfe einer Auswertung von 40 fiktiven Untersuchungsdaten abgesichert. Die Gesamtbewertung erfolgt über eine zusammenfassende Interpretation, die graphisch veranschaulicht wird. Im Unterschied zu anderen Bewertungsmodellen münden in diesem Konzept die Ergebnisse n i c h t in einen (errechneten) Endwert. Dadurch wird eine differenziertere Bewertung ermöglicht.

Als ergänzende Bewertungshilfen werden in einem Biodeskriptor-Konzept Arten herausgearbeitet, mittels derer der Vernetzungsgrad und der Pflegezustand einer Fläche sowie die Gefährdung eines Biotoptyps bzw. Sonderstandorte charakterisiert werden können. Desweiteren wird der Anteil immobiler Arten hinzugezogen, um Hinweise auf die Stabilität resp. Labilität eines Landschaftsraumes erhalten zu können. Für eine praxisgerechte Handhabung wurden Bewertungsbögen entwickelt.

1. Einleitung

Leider ist es immer noch Praxis, daß der Natur- und Umweltschutz zwar ein bedeutendes, aber eben nur ein Anliegen ist, das mit vielen anderen (z.B. Straßenbau, Land- und Forstwirtschaft) abzuwägen ist. Dies führt dazu, daß die Belange des Natur- und Umweltschutzes zwar gehört, ihnen aber nur selten eine vorrangige Bedeutung zuerkannt wird. Hier ist vornehmlich die ökologische Forschung gefordert: Sie muß ökologische Zusammenhänge aufzeigen und Grundlagendaten in aufbereiteter Form zur Verfügung stellen, damit diese als Entscheidungskriterien wirksam werden können. Fehlende Grundlagen sind jedoch ein zentrales Problem der ökologisch argumentierenden Wissenschaften, die -- wohl wissend, daß sich die Natur nur schwerlich "messen" läßt -- verbindliche Wertungen und Aussagen über einen "ökologischen Soll-Zustand" oft zu umgehen versuchen. Dennoch müssen -- gegenwärtig dringender denn je -- Wertmaßstäbe entwickelt werden, damit das derzeitige ökonomische Planungssystem von naturwissenschaftlich-ökologischer Seite her beeinflußt werden kann.

Die Entwicklung zoo-ökologischer Bewertungskonzepte, die sowohl eine hohe Aussageschärfe beinhalten als auch in die Praxis umsetzbar sind, ist dringend erforderlich. Von grundlegender Bedeutung ist dabei die Anwendung klar definierter und nachvollziehbarer Bewertungskriterien, mit deren Hilfe die ökologische Situation hinreichend genau erfaßt werden kann.

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist, ein zoo-ökologisches Bewertungskonzept am Beispiel der Saltatoria zu entwickeln, welches auf der Grundlage standardisierter Erfassungs- und Verarbeitungsmethoden eine möglichst genaue und objektive Bewertung aller, und damit nicht nur seltener, gefährdeter oder in anderer Weise herausragender, Biotope ermöglicht. Darüberhinaus soll durch die hier vorgestellte Vorgehensweise bei der Erfassung und Bewertung "unauffälliger" Biotope eine überregionale Anwendbarkeit und generelle Praktikabilität geschaffen werden, die mit den bisher gebräuchlichen Methoden zur Erfassung und Bewertung herausragender Biotope nicht erreicht werden kann.

Das vorgestellte Konzept basiert auf Freilanduntersuchungen ausgewählter Flächen im Sandsteinspessart (Hafenlohrtal), in der Östlichen Eifel ("Eifel") und im Mittelrheinischen Becken (Sattelberg). Die freilandökologischen Untersuchungen umfaßten die Jahre 1984, 1985, 1988 und 1989 (Juli bis Oktober). Das Hafenlohrtal wurde in allen Jahren bearbeitet, wobei 1988 lediglich Kontrolluntersuchungen vorgenommen wurden. Die Untersuchungen in der Eifel wurden in den Jahren 1988 und 1989 durchgeführt. Im Jahr 1989 wurde zusätzlich der Standort bei Nickenich/Kruft hinzugezogen. Der Schwerpunkt der Untersuchungen in allen Gebieten lag im Jahr 1989.

2. Untersuchungsgebiete

2.1. Geographische und naturräumliche Einordnung

Das Untersuchungsgebiet Hafenlohrtal liegt im waldreichen Mittelgebirge des Naturraumes Sandsteinspessart. Das Hafenlohrtal ist ca. 25 km lang und verläuft in südöstlicher Richtung von der Ortschaft Rothenbuch bis Hafenlohr (Abb.1). Das Hauptfließgewässer des Hafenlohrtales, die Hafenlohr, hat seinen Ursprung in der Ortschaft Rothenbuch bei ca. 450 m ü. NN und mündet bei 150 m ü. NN in den Main. Nach der Bezirksverordnung vom 10.04.73 liegt das Hafenlohrtal in einem Landschaftsschutzgebiet, welches gleichzeitig als "Naturpark Bayerischer Spessart" ausgewiesen ist.

Das Untersuchungsgebiet "Eifel" liegt im nördlichen Teil der Hochflächenlandschaft der Zentraleifel in der Kalkeifel, (MÜLLER-MINY 1953-1962). Es umfaßt eine Untersuchungsfläche in der Gemeinde Nettersheim (Abb. 2) sowie 11 weitere Flächen, die von der Ortschaft Tondorf etwa 13 km parallel der L 115 über Rohr, Lommersdorf, Ahrhütte und der B 258 weiter südöstlich nach Dorsel a.d. Ahr verteilt liegen (Abb. 2). Der gesamte Bearbeitungsraum gehört zum Naturpark Nordeifel, der Bestandteil des Deutsch-Belgischen Naturparks ist.

Das Untersuchungsgebiet Sattelberg liegt wenige Kilometer südöstlich der Ortschaft Nickenich, Gemarkung Kruft (Landkreis Mayen) in der Pellenzebene (ca. 200 m ü. NN). Die Pellenzebene erstreckt sich als Untereinheit des Mittelrheinischen Beckens (MÜLLER-MINY 1953-1962) ca. 15 km in südwestlicher Richtung im Anschluß an das Nordende des Neuwieder Beckens (Abb. 3).

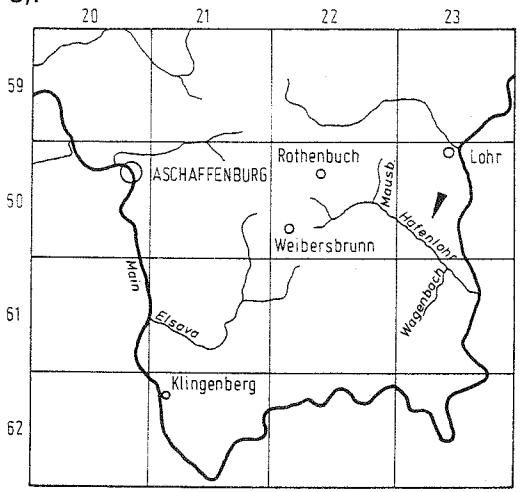


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes Hafenlohrtal (Zahlen entsprechen den Nummern der amtlichen Karte TK 25; Zeichnung: E. Wolfram)

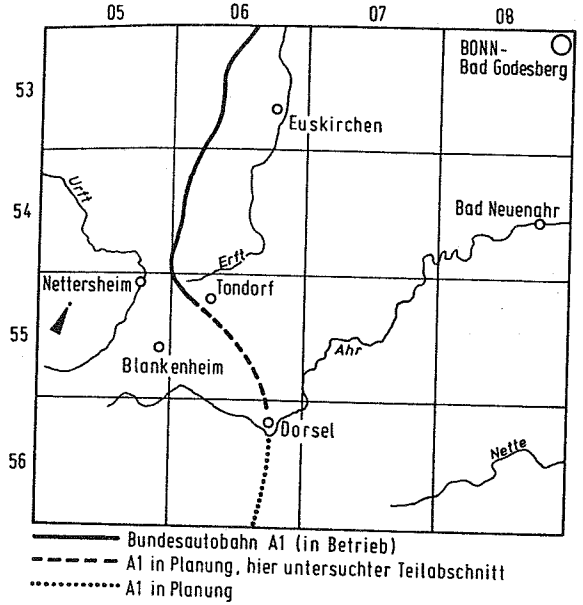


Abb. 2: Lage des Untersuchungsgebietes "Eifel" (Zahlen entsprechen den Nummern der amtlichen Karte TK 25; Zeichnung: E. Wolfram)

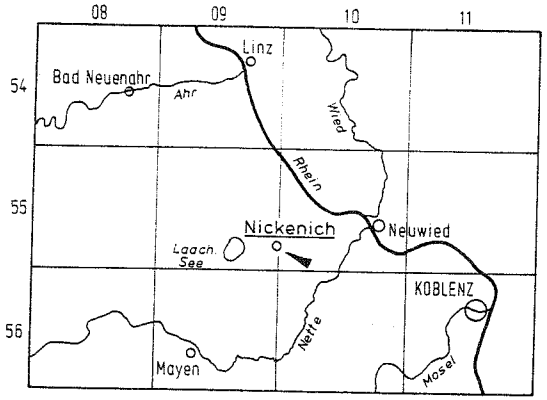


Abb. 3: Lage des Untersuchungsgebietes "Sattelberg" (Zahlen entsprechen den Nummern der amtlichen Karte TK 25; Zeichnung: E. Wolfram)

2.2. Böden und Klima

Im Bereich des Hafenlohrtales herrscht der Mittlere und der Untere Buntsandstein vor. Im unteren und mittleren Talbereich ist das Gefälle der Hafenlohr durch die Nähe der Erosionsbasis Main gering, so daß sich ein Kerbsohlental bildete. In der Talaue entwickelte die Hafenlohr ausgeprägte Mäanderschlingen. Das Untersuchungsgebiet "Eifel" liegt geologisch in der Mitteleifelsenke, welche Kalkmulden aus Karbonatgesteinen enthält. Die geologischen Sättel zwischen den Mulden setzen sich aus Silikatgesteinen zusammen. (FINKE et al. 1981). Der Sattelberg ist ein jungpleistozäner, basaltischer Schlacken- und Tuffkegel, der wie der gesamte östliche Teil der Vulkaneifel mit Bimssteinböden (Laacher Trachyte) bedeckt ist (FALKE 1968).

Die klimatischen Verhältnisse des oberen Bereiches des Hafenlohrtales (Quellbereich) ist durch das für den Sandstein-Spessart typische atlantisch getönte Mittelgebirgsklima gekennzeichnet. Die Lufttemperaturen betragen im Jahresmittel 6 - 7 °C. Der untere Bereich des Untersuchungsgebietes, der mit ca. 160 m ü. NN. fast auf dem Höhenniveau des Maintales liegt, gehört zum Übergangsbereich des trocken-warmen Klimabezirks der mainfränkischen Platten mit Lufttemperaturen zwischen 7 und 8 °C (WITTMANN 1967). Der Klimacharakter der Eifel ist subatlantisch mit relativ milden Wintern und kühlen Sommern. Bedingt durch die Meereshöhe von z.T. über 500 m ü. NN betragen die Jahresmitteltemperaturen in dieser kühlgemäßigten Zone ebenfalls 6 - 7 °C (DEUTSCHER WETTERDIENST 1960). Das Klima in der Pellenzebene ist trocken-warm und stellt einen Übergang zwischen dem südwestdeutschen (mehr kontinentalen) und dem nordwestdeutschen (mehr maritimen) Klimabereich dar (DEUTSCHER WETTERDIENST 1957). Das Jahresmittel der Lufttemperatur liegt bei 8 - 9,5 °C, durchschnittlich 2 - 3 °C höher als in den beiden anderen Untersuchungsgebieten (vgl. Tab.1).

Tab. 1: Übersicht über die naturräumliche Lage und die klimatischen Verhältnisse der Untersuchungsgebiete (langjährige Jahresmittel)

	HAFENLOHRTAL	EIFEL	SATTELBERG
Naturraum	Sandstein-Spessart	Kalkeifel in der Östlichen Eifel	Mittelrhein. Becken
Höhenlage	170 - 270 m	360 - 525 m	190 - 200 m
Klimatyp	gemäßigt, ozeanisch mit atlant.Tönung, Übergang zur trocken-warmen Klimazone	subatlantisch	im Übergang kontinentaler zur maritimen Klimazone
Charakter	mild und regenfeucht	mild u. relativ trocken	trocken-warm, sonnig
Lufttemp.	7 - 8 °C	6 - 7 °C	8 - 9,5 °C
Niederschlag	900 - 950 mm	675 - 725 mm	550 - 600 mm
Zahl der Nebeltage	hoch	hoch	gering

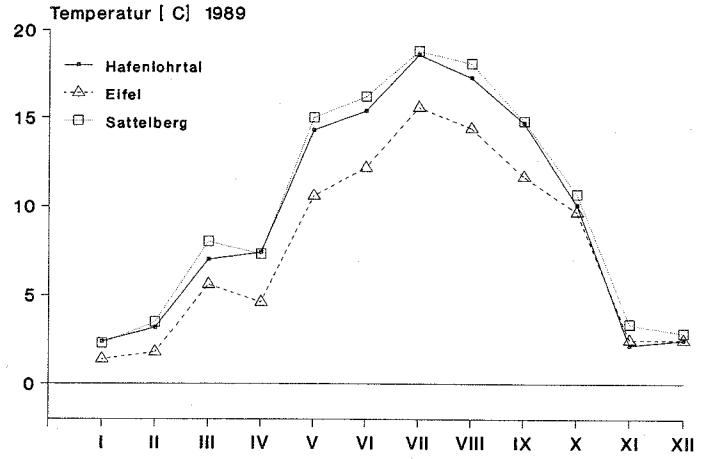


Abb. 4: Monatswerte (Mittelwert) der Lufttemperatur im Untersuchungsjahr 1989 (nach Angaben der Meßstationen Steinbach bei Lohr, Borler (Eifel))

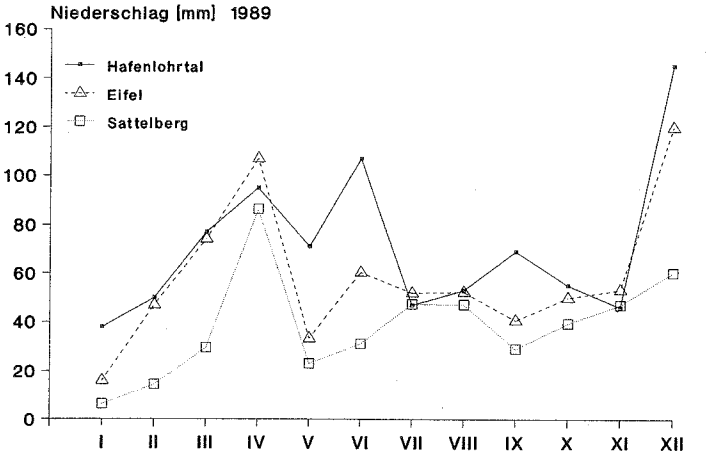


Abb. 5: Monatswerte der Niederschlagsmengen im Untersuchungsjahr 1989 (Angaben s. Abb. 4)

2.3. Beschreibung der Untersuchungsgebiete und Untersuchungsflächen

Untersuchungsgebiete

Das Landschaftsbild des Hafenlohrtales wird durch einen kleinräumigen Wechsel von Waldbeständen und offenem Wirtschaftsgrünland geprägt. Im gewässerreichen Talgrund stellen temporäre Kleingewässer, Teichanlagen und der weitgehend noch mäandrierende Verlauf der Hafenlohr mit seiner bachbegleitenden Vegetation landschaftsbildende Elemente dar. Die Talauen sind in Gewässernähe mit staunassen Zonen und Gräben mit stark schwankendem Wasserstand und Mulden durchsetzt. Die Hanglagen der mittleren und oberen Talabschnitte sowie der Talgrund der unteren Hafenlohr sind durch magere Glatthaferwiesen gekennzeichnet. Auf nährstoffarmen, bodensauren Talhängen stockt zum größten Teil Hainsimsen-Buchenwald. Die Talhänge und der Talgrund des mittleren Bereiches des Hafenlohrtales sind durch ausgedehnte Fichtenanpflanzungen geprägt (ca. 1,35 km²). Die heutige Bewirtschaftungsform variiert zwischen intensiver und extensiver Mäh- und Weidewirtschaft. Hinzu kommt die forstwirtschaftliche Nutzung der ausgedehnten Waldungen, insbesondere der Fichtenmonokulturen im mittleren Talbereich. Eine ackerbauliche Nutzung ist aufgrund der vorherrschenden Bodeneigenschaften in weiten Bereichen des Tales nicht wirtschaftlich.

Das Untersuchungsgebiet "Eifel" ist durch land- und forstwirtschaftliche Nutzung geprägt, wobei die Nutzung im Gegensatz zum Hafenlohrtal großflächige Bereiche umfaßt. Der Nordteil (Flur "Am Kampbäumchen") sowie die Hochflächen im Süden (Bereich Ahrdorf und Dorsel) sind durch ausgedehnte landwirtschaftliche Nutzflächen bestimmt. Das Zentrum des Untersuchungsgebietes (bei Lommersdorf) ist vorrangig forstwirtschaftlich genutzt, wobei umfangreiche Fichtenmonokulturen standorttypische Laubwälder verdrängt haben. Wegen der größtenteils intensiven Nutzung der Flächen entweder durch Ackerbau (Getreide) oder durch Weide- bzw. Mähwirtschaft sind "naturnahe" Flächen auf wenige, meist isolierte Bereiche reduziert. Vereinzelt sind noch die ursprünglich weit verbreiteten Kalkmagerrasen vorhanden, die sich mittlerweile in fortgeschrittener Sukzession befinden.

Die Pellenzebene ist geprägt durch Asche- und Schlackenkegel, die durch einen weitreichenden Bimsabbau z.T. stark beschädigt sind. Der markanteste Vulkan dieses Bereiches ist hier der Plaidter Hummerich, der mit zwei weiteren Vulkanen sowie dem Korrets- und Tönchesberg ein kleineres, isoliertes Vulkanmassiv bildet. Andere, kleinere Kegel haben ebenfalls bereits durch den Intensiv-Abbau starke Einbußen als landschaftsbestimmende Faktoren erlitten. Zu ihnen gehört u.a. der untersuchte Sattelberg, der durch unverfüllte Steinbrüche und -Halden gekennzeichnet ist. Dieser Vulkankegel liegt inmitten einer intensiv genutzten Agrarlandschaft, die (trotz großflächigem Tuffabbaus) hier noch 50 % der Gesamtfläche ausmacht. Durch die umgebende agrarische Nutzung der Landschaft ist der Sattelberg nahezu vollständig isoliert. Nur wenige, nach Süd-Westen hin reichende Reststrukturen einer alten Agrarlandschaft (Heckensäume) sind mit jener Fläche verknüpft.

Untersuchungsflächen

Im Untersuchungsgebiet Hafenlohrtal wurden insgesamt 16 Untersuchungsflächen, in der "Eifel" 12 und auf dem Sattelberg 2 Untersuchungsflächen ausgewählt. Eine Übersicht über die Flächen, ihre Größe, Lage im Untersuchungsgebiet sowie die genaue kartographische Lage in den Untersuchungsgebieten ist der Tab. 3 zu entnehmen. Die Biotope wurden durchnumeriert und jeweils mit dem Anfangsbuchstaben des Untersuchungsgebietes versehen (Hafenlohrtal = H, Eifel = E, Sattelberg = S).

Die Wahl der Untersuchungsflächen erfolgte auf Grund verschiedener landschaftsökologischer Parameter und geomorphologischer Strukturelemente, so daß ein repräsentativer Querschnitt durch das entsprechende Untersuchungsgebiet entstand (vgl. folgendes Kapitel). Insgesamt ergaben sich 8 Biotoptypen (Tab. 2):

Tab. 2: Die Biotoptypen der Untersuchungsgebiete Hafenlohrtal (H), Eifel (E) und Sattelberg (S)

Biotoptypen	H	E	S	Abkürz.
Fettwiesen	▪	▪	–	FWs
Fettweiden	▪	▪	–	FWd
Feuchtflächen	▪	▪	–	FFl
Grünlandbrachen	▪	▪	–	Bra
Halbtrockenrasen	–	▪	–	HTR
Ruderalflächen	▪	▪	▪	Rud
Rohbodenstandorte	–	▪	▪	RoB
"Abbruchkanten"	▪	–	–	AbK

Anmerkung: Die nebenstehenden Abkürzungen werden nachfolgend in Tabellen, Abbildungen und Text verwendet

Zur Charakterisierung der Flächen im Hafenlohrtal lagen neben eigenen floristischen Erfassungen floristisch-vegetationskundliche Bestandsaufnahmen der Arbeitsgruppe Botanik II der Universität Würzburg vor (ULLMANN 1985). Für die Flächen in der Eifel wurden zusätzlich die Ergebnisse der vegetationskundlichen Kartierung für den Autobahnabschnitt Tondorf-Lommersdorf-Nohn A1 herangezogen (BORGGRÄFE et al. 1989). Eine nähere Beschreibung der Untersuchungsflächen folgt der Tab. 3 (S.11); die Lage der Untersuchungsflächen ist den Abb. 7, 13, 14 und 15 zu entnehmen (S. 13, 15).

Tab. 3: Übersicht über die untersuchten Flächen im Hafenlohrtal (H1-H16), Eifel (E1-E12), Sattelberg (S1-S2)

Nr.	Biotop	Größe (m²)	geograph. rechts	Lage hoch	TK 25
H1	FWs	1920	3540	5526	6123
H2	FWs	1920	3540	5526	
H3	FFl	1800	3540	5527	
H4	FWs	1530	3540	5527	
H5	Bra	675	3539	5529	6023
H6	FWs	1000	3539	5529	
H7	FFl	1200	3539	5529	
H8	AbK	75	3538	5530	
H9	Rud	580	3537	5531	
H10	FWd	15000	3534	5533	6022
H11	AbK	210	3534	5533	
H12	Bra	2600	3533	5534	
H13	FWs	6000	3533	5534	
H14	FWd	17500	3531	5534	
H15	Rud	150	3531	5534	
H16	FFl	265	3531	5534	
E1	Rud	400	2550	5590	5506
E2	RoB	225	2550	5590	
E3	FFl	1225	2550	5590	
E4	Bra	1050	2550	5590	
E5	FWs	2400	2550	5590	
E6	Bra	1222	2550	5590	
E7	HTR	544	2550	5590	
E8	FWd	8000	2551	5590	
E9	HTR	10500	2555	5582	5606
E10	HTR	13000	2555	5582	
E11	Rud	4000	2556	5581	
E12	FWs	10350	2544	5593	5505
S1	RoB	1500	2595	5586	5510
S2	Rud	835	2595	5586	

Hafenlohrtal: TK 25 6022 Rothenbuch,
6023 Lohr a. Main,
6123 Marktheidenfeld
Eifel: TK 25 5506 Aremberg, 5606 Üxheim,
5505 Blankenheim
Sattelberg: TK 25 5510 Neuwied

Abkürzungen s. Tab. 2

Hafenlohrtal

Fettwiesen (FWs):

H1	Fettwiese an der Wagenmühle
H2	Fettwiese an der Wagenmühle
H4	Fettwiese am Hubertushof
H6	Fettwiese an der Fürstenbrücke
H13	Fettwiese an den "Grimmseen"

Bei den untersuchten Fettwiesen handelt es sich um zwei- bis mehrschürige Glatthaferwiesen (Arrhenatherion W. Koch 26)

Fettweiden (FWd):

H10	Fettweide bei den Diana-Teichen (Lolio-Cynosuretum)
H14	Fettweide im Standgrund (Lolio-Cynosuretum)

Feuchtflächen (FFl):

H3	Feuchtwiese am Hubertushof (Scirpus sylvaticus-Gesellschaft; Calthion Tx. 37)
H7	Feuchtfläche an der Fürstenbrücke (Filipendulion Seg. 66)
H16	Feuchtlinse im Standgrund (Phalaridetum arundinaceae; Juncus acutiflorus-Gesellschaft, Juncus effusus-Gesellschaft; Calthion Tx. 37)

Grünlandbrachen (Bra):

H5	Brache an der Fürstenbrücke, nord-ost-exponiert, z.T. staunass
H12	Brache an den Grimmseen, südexponiert, ungenutzt (Arrhenatherion)

Ruderalflächen (Rud):

H9	Ruderalfläche am Lindenfurther Hof, kleinflächig, verbuscht mit urspr. Ruderalcharkater
H15	Ruderalfläche im Standgrund, süd-ostexponierter Pfad mit Trittrasen-Gesellschaften (Plantaginion majoris)

Abbruchkanten (AbK):

H8	Buchenwald-Abbruchkante am Torhaus Breitfurt, südexponiert
H11	Fichtenwald-Abbruchkante bei den Diana-Seen, westexponiert mit hohem Steingehalt

Sattelberg

Rohbodenstandort (RoB):

S1	Rohboden Sattelberg, auf vulkanischen Schlacken und Tuffen

Ruderalfläche (Rud):

S2	Ruderalfläche im Randbereich des Sattelberges (Echio-Melilotetum)

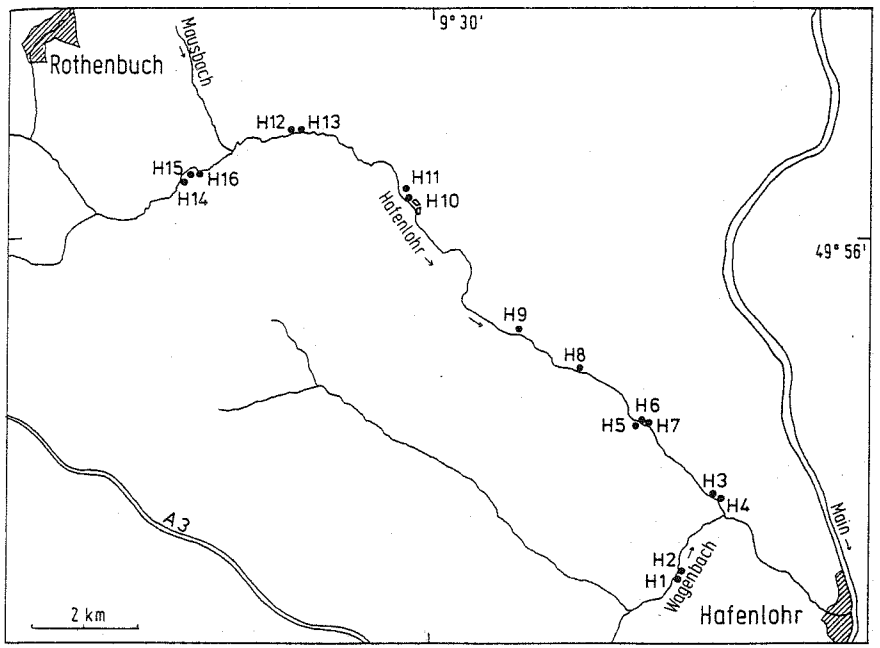


Abb. 6: Lage der Untersuchungsflächen H1 - H16 im Hafenlohrtal (Zeichnung: E. Wolfram)

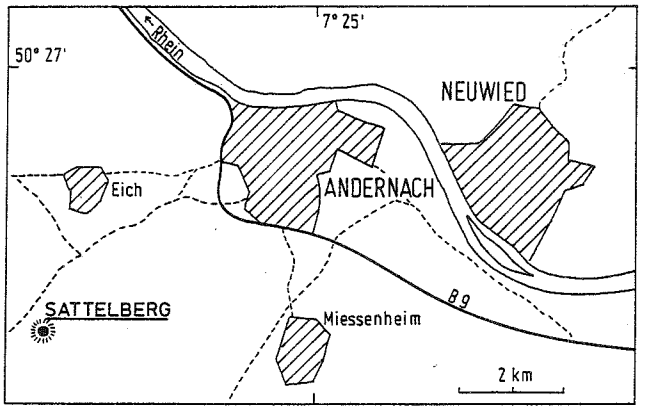


Abb. 7: Lage der Untersuchungsflächen S1 und S2 des Sattelberges (Zeichnung: E. Wolfram)

Eifel

Fettwiesen (FWs):

E5 Fettwiese im Oberstal (Alchemillo-Arrhenatheretum), intensiv
E1 Fettwiese bei Nettersheim (Alchemillo-Arrhenatheretum), extensiv

Fettweide (FWd):

E8 Fettweide in der Flur "Am Kampbäumchen" (Lolio-Cynosuretum)

Grünlandbrachen (Bra):

E4 Brache im Oberstal (Alchemillo-Arrhenatheretum, z.T. Gentiano-Koelerietum)
E6 Brache am Braunenberg (Alchemillo-Arrhenatheretum, z.T. Gentiano-Koelerietum)

Ruderalflächen (Rud):

E1 Ruderalfläche im Oberstal, Trittfläche mit schütterem Bewuchs
E11 Ruderalfläche am Bahnhof Ahrdorf (Echio-Melilotetum)

Halbtrockenrasen (HTR):

E7 Kalkmagerrasen in der Flur "Am Kampbäumchen" (Gentiano-Koelerietum), kleinflächig, leicht südexponiert
E9 Kalkmagerrasen bei Ahrdorf (Gentiano-Koelerietum), südexponiert
E10 Kalkmagerrasen bei Ahrdorf (Gentiano-Koelerietum), süd-westexponiert mit größeren Wacholderbeständen

Feuchtflächen (FFl):

E3 = Feuchtfläche im Oberstal (Calthion), temporär staunass

Rohbodenstandort (RoB):

E2 Oberstal, geringe Humusauflage, hoher Steingehalt

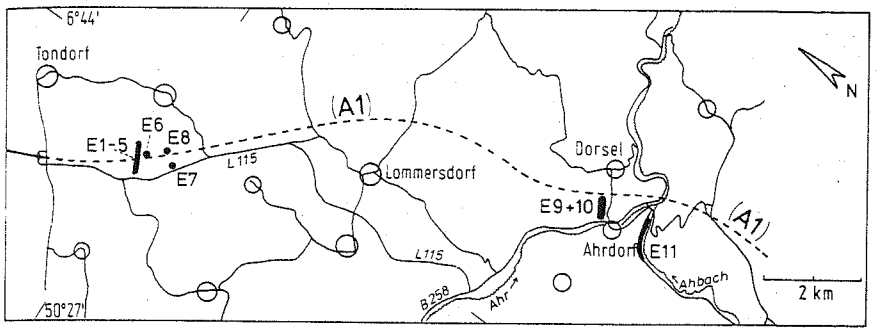


Abb. 8: Lage der Untersuchungsflächen E1 - E11 in der Eifel (Zeichnung: E. Wolfram)

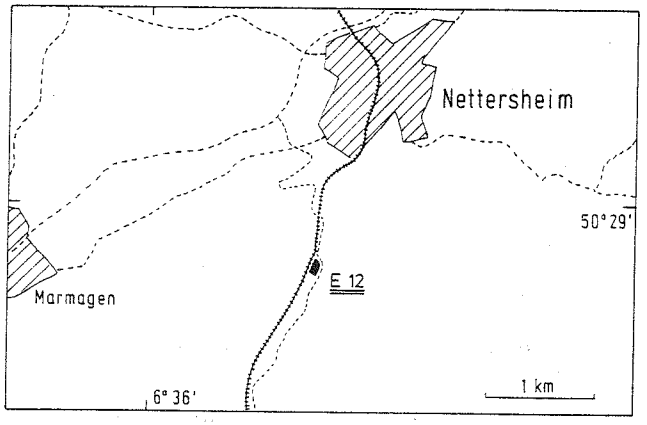


Abb. 9: Lage der Untersuchungsfläche E12 in der Eifel (Zeichnung: E. Wolfram)

3. Methoden

3.1. Erfassung biotopbestimmender Umweltfaktoren

Im Jahr 1989 wurden in den Untersuchungsflächen die unten aufgeführten Umweltfaktoren bestimmt. Die Erfassung erfolgte in den Monaten August und September, in welchen die Faktoren eine relative Konstanz aufweisen. Die unterschiedlichen Ausprägungen der einzelnen Parameter werden nachfolgend definiert und - mit Ausnahme des Vernetzungsgrades und der Höhenlage - einer mehrstufigen Skala zugeordnet.

Exposition/Inklination/Windoffenheit

A wenig Insolation wegen ungünstiger Nordexposition; ausgeprägte Biotoprandstrukturen; hoher Windschutz
B normale Insolation auf horizontalen Arealen; hohe Biotoprandstrukturen; hoher Windschutz
C normale Insolation auf horizontalen Arealen mit geringer Horizonteinengung und geringem Windschutz
D normale Insolation auf schwach geneigten Arealen (0-5°) mit ausgeprägten Biotoprandstrukuren; hoher Windschutz
E hohe Insolation auf stark geneigten, Süd und Südwest exponierten Arealen (10-20°); ausgeprägte Biotoprandstrukturen; hoher Windschutz
F hohe Insolation auf stark geneigten, Süd und Südwest exponierten Arealen (10-20°); geringe Horizonteinengung und geringer Windschutz
G hohe Insolation auf Süd und Südwest exponierten Arealen mit einer Neigung > 45° (schroff)

Höhenlage (in Meter ü. NN)

Die Höhenlage der Untersuchungsflächen wurde der TK 25 entnommen (s. Tab. 4).

Bodenverhältnisse (Feuchte, Relief, Typ)

A sehr trocken; Rohböden ohne sichtbaren Humushorizont auf dem Gestein (Syrosem; der A-Horizont befindet sich noch im Initialstadium); stark steinhaltig
B trocken; flachgründige Böden mit schwacher Profilentwicklung (A-C-Böden, eingeschränkter Wurzelraum) aus Silikatgestein (Ranker) oder Karbonatgestein (Rendzina); unregelmäßiges (welliges) Bodenrelief; relativ hoher Steingehalt
C mäßig trocken; klimaphytomorphe Braunerde-Böden mittlerer Entwicklungstiefe (A-B-C-Profil); unregelmäßiges (welliges) Bodenrelief
D frisch-feucht; cultosole (anthropomorphe), mittelgründige Braunerde-Böden (Rigosole), durch intensive Bearbeitung homogenisiert; stark nivelliertes Bodenrelief

E feucht; hydromorphe, tiefgründige Pseudogley-Böden mit temporärer Staunässe unterschiedlicher Phasendauer; sehr unregelmäßiges Bodenrelief
F nass/staunass; hydromorphe, tiefgründige Gley-Böden mit wassergefüllten Gräben und Mulden

Nutzungstyp/Nutzung benachbarter Flächen

A intensive Nutzung; zwei-dreischürige Mahd und/oder Rinderbeweidung; großflächig, ebenso auf benachbarten Flächen; starke Beunruhigung
B intensive Nutzung; wie 1, aber keine oder extensive Nutzung unmittelbar benachbarter Flächen; starke Beunruhigung
C extensive Nutzung; sporadische Beweidung oder einschürige Mahd; intensive Nutzung unmittelbar benachbarter Flächen; mäßige Beunruhigung
D extensive Nutzung; wie 3, aber keine oder ebenfalls extensive Nutzung unmittelbar benachbarter Flächen; mäßige Beunruhigung
E keine Nutzung; brachgefallene oder nicht nutzbare Flächen, aber intensive Nutzung unmittelbar benachbarter Flächen; fast keine Beunruhigung
F keine Nutzung; wie 5, jedoch keine oder nur extensive Nutzung unmittelbar benachbarter Flächen; keine Beunruhigung

Vernetzungsgrad

VNvoll: vollkommen vernetzt in eine Landschaft mit gleichwertigen Biotopen

VNgut: gut vernetzt durch Ökotone in einer andersartige Landschaft

VNmäß: mäßig vernetzt durch Ökotone in einer andersartige Landschaft

VNgering: geringer Vernetzungsgrad, deutlicher Inselcharakter, jedoch mit vernetzendem Bezug zu benachbarten Biotopen

VN-: völlig isoliert, meist kleinflächig und ohne vernetzenden Bezug zu benachbarten Biotopen

In Tab. 4 sind die landschaftsökologischen und geomorphologischen Parameter der einzelnen Untersuchungsflächen zusammengestellt. Der Vernetzungsgrad der Untersuchungsflächen ist Tab. 5 zu entnehmen.

Tab. 4: Landschaftsökologische und geomorphologische Parameter der untersuchten Biotope

NR.	U.-Fläche	EXP	BO	NU	HÖHE (m Ü. NN)
H1	FWs	C	C	B	240
H2	FWs	C	C	B	240
H3	FFl	B	F	C	170
H4	FWs	B	D	B	170
H5	Bra	A	E	F	195
H6	FWs	B	D	B	185
H7	FFl	B	E	E	185
H8	AbK	G	A	F	200
H9	Rud	B	C	F	220
H10	FWd	B	D	A	230
H11	AbK	G	A	E	230
H12	Bra	E	C	C	250
H13	FWs	E	C	B	250
H14	FWd	F	C	D	270
H15	Rud	F	C	F	270
H16	FFl	B	F	F	260
E1	Rud	B	B	E	520
E2	RoB	B	A	E	520
E3	FFl	B	E	E	520
E4	Bra	E	C	E	520
E5	FWs	B	D	B	510
E6	Bra	E	C	E	525
E7	HTR	D	B	E	545
E8	FWd	C	D	A	525
E9	HTR	F	B	C	390
E10	HTR	E	B	C	380
E11	Rud	C	B	F	360
E12	FWs	D	C	D	465
S1	RoB	C	A	F	200
S2	Rud	E	B	F	190

Legende:

Exposition (EXP): A - G
Bodenverhältnisse (BO): A - F
Nutzung/Nutzung benachbarter Flächen (NU): A - F
Höhe (m ü. NN)

Tab.5: Zusammenstellung des Vernetzungsgrades der Untersuchungsflächen H1 - H16 (Hafenlohrtal), E1 - E12 (Eifel), S1 - S2 (Sattelberg)

Nr.	U-Fläche	VNvoll	VNgut	VNmäß	VNgering	VN-
H1	FWs	-	■	-	-	-
H2	FWs	-	■	-	-	-
H3	FFl	-	-	■	-	-
H4	FWs	-	-	■	-	-
H5	Bra	-	-	■	-	-
H6	FWs	-	■	-	-	-
H7	FFl	-	■	-	-	-
H8	AbK	■	-	-	-	-
H9	Rud	-	-	-	■	-
H10	FWd	-	-	-	■	-
H11	AbK	-	-	-	-	■
H12	Bra	■	-	-	-	-
H13	FWs	■	-	-	-	-
H14	FWd	■	-	-	-	-
H15	Rud	-	■	-	-	-
H16	FFl	-	■	-	-	-
		-	-	-	-	-
E1	Rud	-	■	-	-	-
E2	RoB	-	■	-	-	-
E3	FFl	-	-	■	-	-
E4	Bra	-	-	■	-	-
E5	FWs	-	-	■	-	-
E6	Bra	-	-	-	■	-
E7	HTR	-	-	-	■	-
E8	FWd	-	-	-	■	-
E9	HTR	-	-	■	-	-
E10	HTR	-	-	■	-	-
E11	Rud	-	■	-	-	-
E12	FWs	-	■	-	-	-
S1	RoB	-	-	-	-	■
S2	Rud	-	-	-	■	-

Legende:

VNvoll	vollkommen vernetzt in eine Landschaft mit gleichwertigen Biotopen
VNgut	gut vernetzt durch Ökotone in eine andersartigen Landschaft
VNmäß	mäßig vernetzt durch Ökotone in eine andersartigen Landschaft
VNgering	geringer Vernetzungsgrad, deutlicher Inselcharakter, jedoch mit vernetzenden Bezug zu benachbarten Biotopen
VN-	völlig isoliert, meist kleinflächig und ohne vernetzenden Bezug zu benachbarten Biotopen

3.2. Erfassungsmethoden der Saltatoria

Die Erfassung und Bestimmung der Arten erfolgte zum einen mit den üblichen Handfang- und Keschermethoden. Zum anderen wurden die Arten (mit Ausnahme der "stummen" Tetrigiden) über ihre artspezifischen Lautäußerungen ermittelt. Bei einigen Arten, deren Signale sich im Ultraschallbereich bewegen, wie z.B. *Metrioptera bicolor* (bei 25 kHz) oder *Leptophyes punctatissima* (bei 40 kHz), wurde der Art-Nachweis mit Hilfe eines "Bat-Detektors" erbracht. Zur quantitativen/semiquantitativen Erfassung diente der standardisierte Einsatz des Keschers (KM), die Zeitmethode (ZM) sowie ein speziell entwickeltes Isolationsquadrat.

Bei der standardisierten Keschermethode handelt es sich um Probenentnahmen einer 200 m² großen Fläche mit je 100 Kescherschlägen. Die zeitabhängige Methode erfolgte durch Begehen einer festgelegten Fläche von 200 m² innerhalb einer vorgegebenen Zeit von 15 Minuten. Dabei wurden alle Individuen notiert.

Die beschriebenen Erfassungsmethoden wurden schwerpunktmäßig im Untersuchungsjahr 1989 eingesetzt. Die standardisierte Keschermethode (KM) wurde bereits 1984 und 1985 im Hafenlohrtal verwendet. Um eine Vergleichbarkeit der Untersuchungsflächen aus den Untersuchungsgebieten zu gewährleisten, können diese Ergebnisse jedoch nicht in die quantitative Auswertung mit eingehen. Sie werden aber bei der Bewertung der Flächen berücksichtigt. Aus zeitlichen und technischen Gründen konnten nicht alle genannten Methoden in jeder Untersuchungsfläche durchgeführt werden. Die quantitativen Auswertungen konzentrieren sich daher auf einige ausgewählte Flächen, die -- mindestens zweimalig -- mit der Keschermethode und dem im folgenden dargestellten Isolationsquadrat bearbeitet wurden.

Isolationsquadratmethode (QM)

Das Isolationsquadrat besteht aus einem nach oben offenem Fangkäfig mit einer Grundfläche von 4 m² und einer Höhe von 1 m. Der Käfig wird aus vier je 2 m langen Stahlleisten als Rahmen und vier je 1 bis 1,80 m langen Stahlleisten als Ständer (variierbar) zusammengeschraubt (Abb. 10). Längs der je 2-Meter-Leisten ist außen eine Holzleiste angebracht, die den Oberrand eines Gardinenstoffes hält. Der untere Rand des Stoffes wird mit mehreren Bleischnüren beschwert, die einen guten Abschluß des Stoffes am Boden gewährleisten, da sie sich den Unebenheiten des Bodens anpassen.

Das Gerät wurde außerhalb der Untersuchungsfläche zusammengesetzt, wobei der Stoff nach dem Vorbild eines Fensterrollos gerafft und mit Hilfe von Halteleinen am oberen Rahmen gehalten wurde (Abb. 11). Erst danach wurde der Käfig in die Fläche hineingetragen. Die Halteleinen wurden in einer gemeinsamen Leine zusammengeführt, die in einer Entfernung von 20 m befestigt wurde. Nach einer Wartezeit von 2 Stunden, die zur Kompensierung der verursachte Störung diente, wurde der Stoff aus seiner

Halterung gelöst. Der herunterfallende Stoff schloß den Käfig, so daß die in dem Käfig gefangenen Tiere abgesammelt werden konnten. Der entwickelte Käfig sollte folgende Bedingungen erfüllen:

1. Keine Störungen während des Aufbaus und beim Fang
2. Einsatzmöglichkeit auf ebenen, geneigten und stark geneigten Flächen und auf Flächen mit unregelmäßigem Bodenrelief
3. Keine oder nur geringe Beschattung gegenüber dem Ausgangszustand
4. Grundfläche von mindestens 4 m²
5. Möglichst geringer technischer und personeller Aufwand
6. Keine "Fluchtmöglichkeiten" der gefangenen Tiere

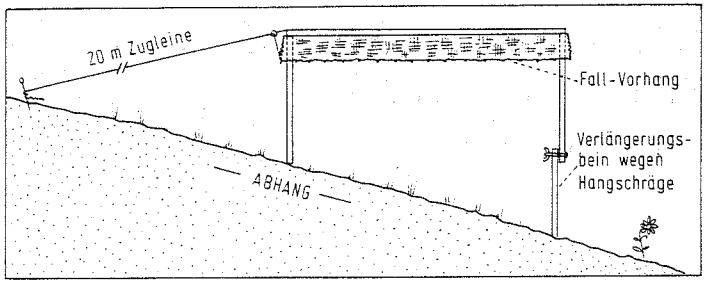


Abb. 10: Isolationsquadrat mit verlängerten Ständern (Zeichnung: E. Wolfram)

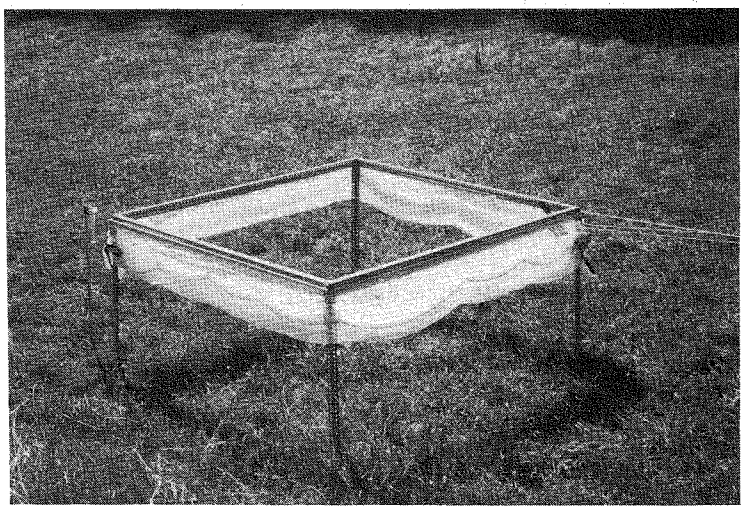


Abb. 11: Isolationsquadrat in "Bereitschaftsstellung". Der Stoff wird mit Hilfe von Halteleinen am oberen Rand gehalten (Photo: H. Kleinert)

Das Isolationsquadrat wurde 1989 in der letzten Augustwoche auf 11 ausgewählten Flächen der Eifel und in der ersten Septemberwoche auf 3 ausgewählten Flächen des Hafenlohrtales eingesetzt. Dabei wurden auf jeder Fläche zwei Käfige (a und b) zur gleichen Tageszeit aufgestellt. Der Standort der Käfige richtete sich nach den jeweiligen Biotopbedingungen. Auf etwas inhomogen Flächen wurden die Käfige an Stellen, die sich in der Vegetationsdichte und -struktur unterschieden, eingesetzt. In größeren Flächen bzw. in solchen, die durch eine größere Strukturvielfalt (Inhomogenität) ausgezeichnet waren, wurde am gleichen Tag durch Versetzen eines der Käfige eine dritte Fangserie (c) durchgeführt. Die zwei Käfige wurden vormittags um 11.30 Uhr aufgestellt. Nach 2 Stunden "Wartezeit" wurden sie schließlich gegen 13.30 Uhr geschlossen. Die dritte Fangserie erfolgte auf den Flächen E4, E10 und E11 (gegen 16.30 Uhr).

Für die weitere Auswertung der Ergebnisse können einige untersuchte Flächen nicht berücksichtigt werden. Es handelt sich dabei um Flächen, die entweder nur einmal mit dem Käfig untersucht werden konnten (Diebstahl eines Käfigs bei E1 und E3) oder die durch Spaziergänger stark beunruhigt wurden (E5 und E12). Der Sonderstandort Sattelberg wurde mit dem Isolationsquadrat nicht bearbeitet.

3.3. Auswertungsverfahren

Die Parameter Abundanz (AB), Dominanz (DO) und Präsenz (P) wurden nach den Darlegungen von SCHWERDTFEGER (1975) berechnet. Andere Auswertungsmethoden -- Straten-Nutzungs-Index, Artenfülle --, die in dieser Arbeit verwendet werden, wurden speziell entwickelt. Sie werden im Folgenden erläutert.

Artenfülle

Die Artenfülle ergibt sich aus dem Verhältnis der nachgewiesenen Artenzahl zum theoretisch möglichen Arteninventar. Sie läßt sich durch folgende Formel darstellen:

$$ART_{füll} = \frac{ART_{real}}{ART_{pot}} \times 100\ (\%)$$

$ART_{füll}$ = Artenfülle
ART_{real} = nachgewiesenes Arteninventar
ART_{pot} = theoretisch mögliches Arteninventar

Straten-Nutzungs-Index

Zur Prüfung der Standortqualität wurde eine Formel entwickelt, die die Strukturvielfalt eines Biotopes und die darin enthaltenen Arten in einen funktionalen Zusammenhang bringt. Dazu werden die in den Untersuchungsgebieten nachgewiesenen Arten in ihrer Stratenbindung festgelegt, um die Nutzung der vorhandenen ökologischen Nischen durch Orthopteren nachzuweisen (Tab. 13, S. 45).

Der Straten-Nutzungs-Index beschreibt demnach die Vielfalt eines Biotopes, die durch die Nutzung der vorhandenen ökologischen Nischen durch Orthopteren sichtbar wird. Niedrige $STRA_{NU}$ - Indizes (0 - 0,4) charakterisieren belastete oder monotone Biotope, während hohe Indizes (0,6 - 1) naturnahe bzw. strukturreiche Biotope kennzeichnen.

$$STRA_{NU} = \frac{Strat_{bel}}{[Strat]} \times \frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^{N} S_i$$

$STRA_{NU}$: Straten-Nutzungs-Index

[Strat]: Zahl der vorhandenen Straten in der Untersuchungsfläche

$Strat_{bel}$: Zahl der von den Arten belegten (besiedelten) Straten in der Untersuchungsfläche

S_i: Artenzahl der Straten M, K_1, K_2, S und B in Relation zu der für das jeweilige Stratum möglichen Artenzahl

n: Anzahl der Straten (=5)

Die einzelnen Straten werden wie folgt definiert:

Stratum M: Moosschicht

Stratum K_1: Krautschicht, spärlicher Pflanzenwuchs und vegetationsfreie Stellen

Stratum K_2: Krautschicht, mehr oder weniger dichte, nieder- bis mittelwüchsige Vegetation

Stratum S: Strauchschicht, Hecken und Sträucher, hochwüchsige Saumgesellschaften, dichtgeschlossene Staudenbestände

Stratum B: Baumschicht

3.4. Terminologie und Bestimmungsliteratur

Die Verwendung ökologischer Termini wie "hygro-, meso- und xerophil" richtet sich nach den autökologischen Angaben in der Literatur. Andere Termini bzw. ökologische Begriffe, die in dieser Arbeit verwendet werden, werden wie folgt definiert:

Biodeskriptoren:
Biodeskriptoren (vgl. auch ERDELEN 1982) sind solche Arten und/oder Artengruppen, mit deren Hilfe sich die Beschaffenheit eines Lebensraumes unterstützend beschreiben läßt. Solche Arten charakterisieren beispielsweise den Pflegezustand eines Standortes. Im Unterschied zur Bioindikation handelt es sich dabei um eine Beschreibung einer "sichtbaren" Qualität des Lebensraumes. Es werden dabei unterschieden:

1. Biodeskriptoren für mikroklimatische Verhältnisse eines Standortes
2. Biodeskriptoren für den Vernetzungsgrad einer Landschaft
3. Biodeskriptoren für gefährdete Lebensräume
4. Biodeskriptoren für Sonderstandorte

Die Determination der Heuschrecken wurde nach HARZ (1957) und BELLMANN (1985) vorgenommen. Die Nomenklatur richtet sich nach BELLMANN (1985).

Die Bestimmung der Pflanzen erfolgte nach SCHMEIL-FITSCHEN (1982) und ROTHMALER (1988). Ökologische und pflanzensoziologische Angaben wurden ELLENBERG (1978) und für das Hafenlohrtal ULLMANN et al. (1985) entnommen.

4. Ergebnisse

4.1. Arteninventar

In den Jahren 1984, 1985, 1988 und 1989 konnten für das Hafenlohrtal insgesamt 24 Arten nachgewiesen werden. 1988 und 1989 wurden in der "Eifel" 15 Arten ermittelt, 1989 auf dem Sattelberg 8 Arten. In Tab. 6 sind alle nachgewiesenen Arten aufgeführt und in Tab. 7 wird die Verteilung der Arten auf die Untersuchungsgebiete wiedergegeben.

Tab. 6: Liste der nachgewiesenen Saltatoria-Arten aller Untersuchungsgebiete

ORD. ENSIFERA

FAM. Tettigoniidae
Phaneroptera falcata PODA 1761
Isophya kraussi BRUNNER VON WATTENWYL 1878
Leptophyes punctatissima Bosc. 1792
Meconema thalassinum DE GEER 1773
Conocephalus discolor THUNBERG 1815
Conocephalus dorsalis (LATR. 1804)
Tettigonia viridissima L. 1758
Platycleis albopunctata GOEZE 1778
Metrioptera roeseli (HGB. 1822)
Metrioptera brachyptera (L. 1761)
Metrioptera bicolor (PHIL. 1830)
Pholidoptera griseoaptera (DE GEER 1773)

FAM. Gryllidae
Gryllus campestris L. 1758
Nemobius sylvestris BOSC. 1792

FAM. Gryllotalpidae
Gryllotalpa gryllotalpa (L. 1758)

ORD. Caelifera

FAM. Tetrigidae
Tetrix subulata (L. 1758)
Tetrix undulata (SOWERBY 1806)

FAM. Acrididae
Oedipoda caerulescens (L. 1758)
Chrysochraon dispar (GERM. 1834)
Stenobothrus lineatus (PANZER 1796)
Omocestus viridulus (L. 1758)
Gomphocerus rufus (L. 1758)
Myrmeleotettix maculatus (THUNBERG 1815)
Chorthippus biguttulus (L. 1758)
Chorthippus brunneus (THUNBERG 1815)
Chorthippus dorsatus (ZETT. 1821)
Chorthippus parallelus (ZETT. 1821)
Chorthippus montanus CHARP. 1825

Tab.7: Artenspektrum der Untersuchungsgebiete in den Untersuchungsjahren 1984 - 1989 (Abkürzungen vgl. Tab. A2 im Anhang)

	HAFENLOHRTAL				EIFEL		SATT
	84	85	88	89	88	89	89
Ch.bigu	■	■	■	■	■	■	■
Ch.brun	■	■	■	■	■	■	■
Ch.dors	■	■	■	■	■	■	-
Ch.mont	■	■	■	■	-	-	-
Ch.para	■	■	■	■	■	■	-
Ch.disp	■	-	-	■	-	-	-
Co.disc	■	■	■	■	-	-	-
Co.dors	-	-	-	■	-	-	-
Go.rufu	■	■	■	■	-	-	-
Gr.camp	■	■	-	■	-	-	-
Gr.gryl	-	■	-	-	-	-	-
Is.krau	■	■	-	-	-	-	-
Le.punc	-	-	-	-	-	-	■
Me.bico	-	-	■	-	■	■	-
Me.brac	■	■	-	-	■	■	-
Me.roes	■	■	■	■	-	-	-
Me.thal	■	■	■	■	■	■	-
My.macu	-	-	-	-	-	■	-
Ne.sylv	■	■	■	■	■	■	■
Oe.caer	-	-	-	-	-	-	■
Om.viri	■	■	■	■	■	■	-
Ph.falc	■	■	■	■	-	-	■
Ph.gris	■	■	■	■	■	■	■
Pl.albo	-	-	-	-	-	■	-
St.line	■	■	-	-	■	■	-
Te.subu	■	■	■	■	-	-	-
Te.undu	■	■	■	■	■	■	-
Te.viri	■	■	■	■	■	■	■

4.2. Demökologische Analyse

4.2.1. Artenzahlen und Verteilung der Arten im Raum

Erste qualitative Aussagen zu einem Untersuchungsgebiet werden über die ermittelte Artenzahl und die Verteilung der Arten auf die Untersuchungsflächen gewonnen. Die Artenzahlen aller Untersuchungsflächen wurden nach Biotoptypen in Abb. 12 zusammengestellt und nachfolgend die Verbreitung der Spezies in den Untersuchungsgebieten mit Hilfe der Abb. 13 interpretiert.

Dabei wird zunächst eine relativ große Streuung der Artenzahlen vor allem in Halbtrockenrasen, Grünlandbrachen und Fettwiesen deutlich. Hier schwanken die Artenzahlen zwischen 1 und 11 Arten pro Fläche. Abbruchkanten, Rohbodenstandorte und Fettweiden weisen durchweg nur wenig Arten auf. Ebenso verhält es sich bei den Feuchtflächen; lediglich der Biotop H16 fällt hier durch hohe Zahlen heraus. Die Artenzahlen der Ruderalflächen zeigen eine etwas geringere Streuung (3-8 Arten). Günstige Bedingungen sind in der Fläche H9 zu finden, wo eine Außenstörung (Nutzung) fast nicht vorhanden ist. Im Allgemeinen weisen die Untersuchungsflächen der Eifel und die des Sattelberges weniger Arten auf, als die des Hafenlohrtales.

Über die Verteilung der Arten im Raum können -- neben der Erfassung der Artenzahl -- weitere flächen- und artbezogene Informationen erworben werden. Dazu werden die Saltatoria, getrennt nach Ensifera und Caelifera, gegen die Untersuchungsflächen aufgetragen (Abb. 13). Zusätzlich werden die Werte für die Präsenz der Arten in den Untersuchungsgebieten angegeben (ohne Sattelberg).

Deutlich wird hier die Verteilung von Caelifera-Arten, deren 12 Arten im Gebiet stärker vertreten sind als die 13 Spezies aus der Gruppe der Ensifera. Mit Ausnahme von 4 Flächen, die einen höheren Anteil an Ensifera-Arten aufweisen (H7, H5, E1, E6), liegt der Caelifera-Anteil in den Untersuchungsflächen über dem der Ensifera.

Die Unterschiedlichkeit der Besiedlung in den Untersuchungsgbieten läßt sich über die ermittelten Präsenzwerte (P) ausdrücken. Es zeigt sich, daß wenige Arten im Untersuchungsgebiet "weit" verbreitet sind (*Ch. parallelus, Ch. biguttulus, Te. undulata*). Hohe Präsenzen weisen auch *Ch. brunneus* und *Om. viridulus* auf. Allerdings repräsentiert *Ch. brunneus* mit P = 43,8 % das Hafenlohrtal, während er in der Eifel deutlich weniger vertreten ist (P = 16,6 %). *Om. viridulus* dagegen zeigt im Hafenlohrtal einen eher niedrigen Präsenzwert (P = 25 %), in der Eifel jedoch besiedelt er 50 % der untersuchten Flächen. Ebenfalls gut vertreten sind *Ch. montanus* (P = 31,3 %) und *Ch. dorsatus* (P = 37,5 %) im Hafenlohrtal. Unter den nachgewiesenen Ensifera kommen nur 2 Arten in beiden Untersuchungsgebieten vor: *Ph. griseoaptera*, *Te. viridissima*. *Ph. griseoaptera* ist dabei im Hafenlohrtal in 43,8 % aller Flächen, in der Eifel dagegen nur in 16,6 % vorgefunden worden. Umgekehrt zeigt *Te. viridissima* in der Eifel eine größere Präsenz als im Hafenlohrtal (16,6 %).

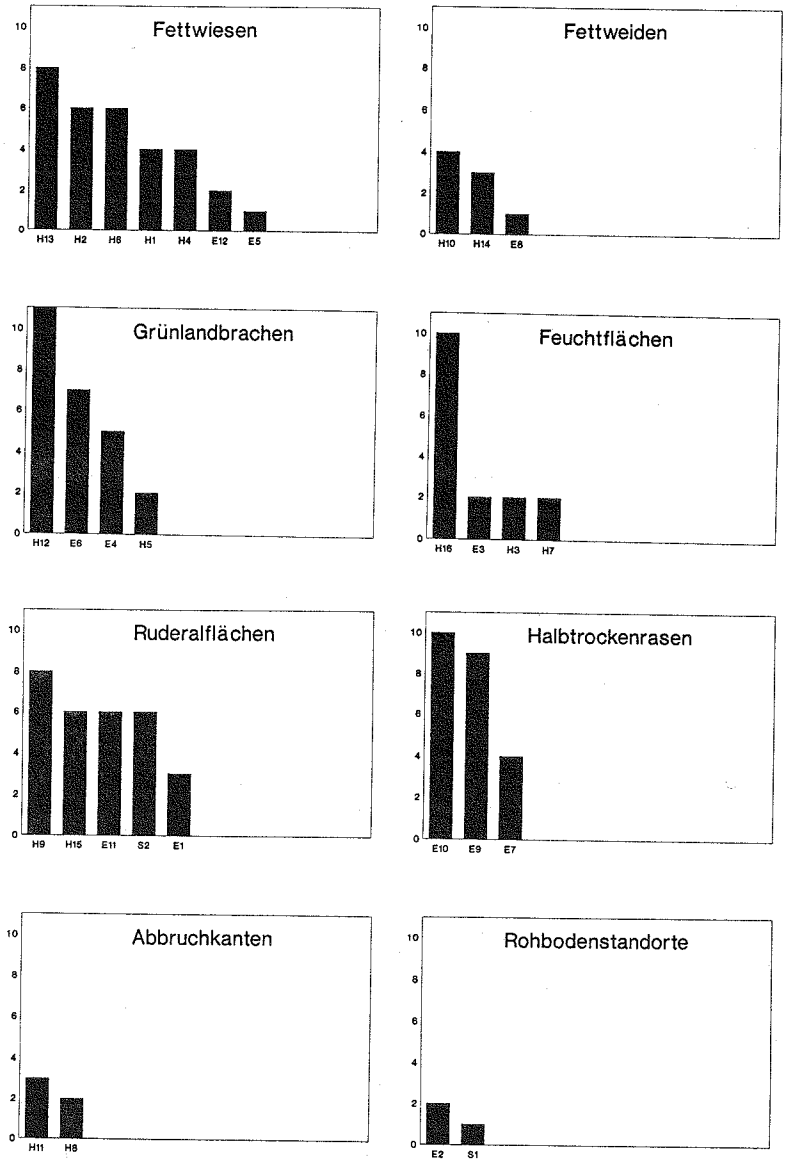


Abb. 12: Artenzahlen der Untersuchungsflächen, in Biotoptypen zusammengefaßt

	FWIE						FWEI			PEU			Htro			Abk		Rbo		RUD				BRA			PRÄSENZ (%)	
CAELIF.	H1	H2	H4	H6	H13	E5	E12	H10	H14	E8	H3	H7	H16	E3	E7	E9	E10	H8	H11	E2	S1	H9	H15	E1	E11	S2	H5	H12	E4	E6	P-HAF	P-EIF
Oe.caer																															0	0
Ch.disp																															6.25	0
St.line																															0	16.6
Om.viri																															25	50
Go.rufu																															18.8	0
Ch.bigu																															50	50
Ch.brun																															43.8	16.6
Ch.dors																															37.5	8.3
Ch.para																															75	91.6
Ch.mont																															31.3	0
Te.undu																															56.3	41.6
Te.subu																															6.25	0
Arten	4	4	2	4	6	1	2	4	3	1	2	0	5	1	2	6	6	2	2	1	1	5	5	1	4	3	0	8	4	3		
ENSIF.	H1	H2	H4	H6	H13	E5	E12	H10	H14	E8	H3	H7	H16	E3	E7	E9	E10	H8	H11	E2	S1	H9	H15	E1	E11	S2	H5	H12	E4	E6		
Ph.falc																															25	0
Me.thal																															0	16.6
Co.disc																															6.25	0
Co.dors																															6.25	0
Le.punc																															0	0
Te.viri																															6.25	16.6
Pl.albo																															0	16.6
Me.roes																															43.8	0
Me.brac																															18.8	75
Me.bico																															6.25	25
Ph.gris																																16.6
Gr.camp																																0
Ne.sylv																																0
Arten	0	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0	2	5	1	2	3	4	0	1	1	0	3	1	2	2	3	2	3	1	4		
Gesamt	4	6	4	6	8	1	2	4	3	1	2	2	10	2	4	9	10	2	3	2	1	8	6	3	6	6	2	11	5	7		

Abb. 13: Verteilung der Arten in den Untersuchungsgebieten mit Angaben zur Präsenz P (%) (die P-Werte des Sattelberges sind nicht angegeben; P-Haf, n = 16 und P-EIF, n = 12).

Mittels der Präsenzwerte der Arten für die einzelnen Untersuchungsgebiete ist es möglich Arten herauszustellen, die aufgrund ihrer weiten Verbreitung für ein Gebiet als repräsentativ eingeschätzt werden können. Als repräsentative Orthopteren werden hier solche Arten angesehen, die einen Präsenzwert > 30 % aufweisen:

Repräsentante Arten für das Hafenlohrtal:

Ch. brunneus, Ch. biguttulus, Ch. dorsatus, Ch. parallelus, Ch. montanus, Te. undulata, Me. roeseli, Ph. griseoaptera

Repräsentante Arten für die Eifel:

Om. viridulus, Ch. biguttulus, Ch. parallelus, Te. undulata, Me. brachyptera

Andere Saltatoria-Arten, die nur an einem Standort nachzuweisen waren (P <10 %), sind im Gebiet als "selten" einzuschätzen. Dazu gehören *Ch. dispar* (HAF), *Co. discolor* (HAF), *Co. dorsalis* (HAF), *Te. subulata* (HAF), *Te. viridissima* (HAF) und *Ch. dorsatus* (EIF).

4.2.2. Individuendichte

Abundanzen ausgewählter Standorte

Die Individuendichte resp. Aktivitätsindividuendichte wurde nur für einige ausgewählte Standorte der Eifel und des Hafenlohrtales ermittelt. Die errechneten Werte (Mittelwerte aus den einzelnen Proben) beziehen sich auf die quantitativen Untersuchungen des Isolationsquadrates (QM) sowie der standardisierten Keschermethode (KM). Die Ergebnisse sind für die Eifel in Tab. 8 und für das Hafenlohrtal in Tab. 9 zusammengestellt.

Wie aus Tab. 8 und Tab. 9 zu ersehen ist, stellen sich die Individuendichten der Arten je nach angewandter Erfassungsmethode als unterschiedlich heraus. Auffällig ist, daß die QM zu deutlich höheren Individuendichte-Werte führt als die KM. Auf den durchgeführten Methodenvergleich kann in diesem Rahmen nicht eingegangen werden; es zeigte sich jedoch deutlich, daß sich die Isolationsquadratmethode für eine Quantitätsermittlung besser eignet (KLEINERT 1991). Es werden daher im folgenden ausschließlich die Ergebnisse verwertet, die durch die QM ermittelt wurden.

In der Abb. 14 sind die Individuenzahlen der Arten, die durch die QM ermittelt wurden, addiert und in einer aufsteigenden Reihenfolge als Säulendiagramm graphisch veranschaulicht. Dadurch wird deutlich, welche Heuschreckenarten die Untersuchungsgebiete dominieren ("prägen"). In Tab. 10 werden abschließend repräsentante, dominante und seltene Arten sowie die Einzelfunde in einer Übersicht zusammengestellt.

Tab. 8: Individuendichte und Aktivitätsindividuendichte der Standorte E2, E4, E6, E7, E9, E10 und E11 (Eifel); Bezug: 200 m²

	E2:RoB		E4:Bra		E6:Bra		E7: HTR	
	QM	KM	QM	KM	QM	KM	QM	KM
Me.brac	75	0,5	67	0,33	0	0,5	50	1
Me.bico	0	0	0	0	100	0,5	0	0
Te.undu	25	0	33,3	0	0	0	0	0
Om.viri	0	0	50	0,33	50	0,5	0	0
Ch.bigu	0	0	33,3	0	0	0	0	0
Ch.brun	0	0	0	0	0	0	0	0
Ch.dors	0	0	0	0	0	0	0	0,5
Ch.para	1250	14	200	9,3	100	3,5	150	4,5

	E9:HTR		E10:HTR		E11:Rud	
	QM	KM	QM	KM	QM	KM
Me.brac	0	0	0	1	0	0
Me.bico	25	1	0	0,6	0	0
Te.undu	0	0,5	16,6	0	0	0,3
Om.viri	0	0	0	0	0	0
Ch.bigu	75	4,5	0	0,33	66,6	1,6
Ch.brun	50	0	0	0	0	0
Ch.dors	0	0	0	0	0	0
Ch.para	25	1	0	0	83,3	0,33

Tab. 9: Individuendichte und Aktivitätsindividuendichte der Standorte H3, H12 und H13 (Hafenlohrtal); Bezug: 200 m²

	H3:FFl		H12:Bra		H13:FWs	
	QM	KM	QM	KM	QM	KM
Ph.falc	0	0	25	4	0	0
Te.undu	0	0	0	0	25	-
Om.viri	0	0	0	0	25	-
Ch.bigu	0	0	0	0	25	-
Ch.brun	0	0	25	-	0	0
Ch.dors	0	0	75	11	50	9
Ch.para	50	0,5	25	5	0	-
Ch.mont	300	7,5	0	0	0	-

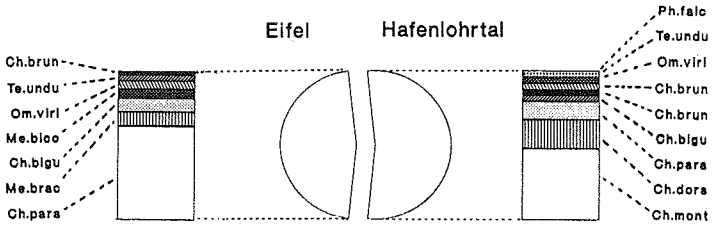


Abb. 14: Vergleichende Darstellung der Individuendichten verschiedener Arten in den Untersuchungsgebieten Eifel und Hafenlohrtal

Als prägende Arten stellen sich für die Eifel *Ch. parallelus, Me. brachyptera, Ch. biguttulus* und zu einem geringerem Teil *Me. bicolor* heraus. Das Hafenlohrtal ist dagegen durch *Ch. montanus, Ch. dorsatus* und *Ch. parallelus* charakterisiert.

Tab. 10: "repräsentante", "dominante", "seltene" Arten sowie Einzelfunde

repräsentant P >30 %		selten P <10 %	
HAF n=16	EIF n=12	HAF n=16	EIF n=12
Ch.brun Ch.bigu Ch.dors Ch.para Ch.mont Te.undu Me.roes Ph.gris	Om.viri Ch.bigu Ch.para Te.undu Me.brac	Ch.disp Co.disc Co.dors Te.subu Te.viri	Ch.dors
dominant AB >50 %		Einzelfunde	
HAF n=3	EIF n=7	HAF n=3	EIF n=7
Ch.para Ch.dors Ch.mont	Ch.para Me.brac Ch.bigu Me.bico	-	Ch.dors

Legende:
P = Präsenz
n = Untersuchungsflächen
AB = Abundanz
HAF = Hafenlohrtal, EIF = Eifel

4.3. Autökologische Analyse

Durch umfangreiche Untersuchungen zahlreicher Autoren wurde es möglich, das Vorkommen und die Verteilung vieler Arten auf deren spezifische Habitatpräferenzen zurückzuführen. Welche Faktoren jedoch die Habitatbindungen verursachen, wurde im einzelnen noch nicht befriedigend geklärt. Eine hohe Bedeutung wird dem Makro- und Mikroklima bei der Habitatwahl der adulten Tiere eingeräumt (FRANZ 1933, KÜHNELT 1933, RÖBER 1949a, HEMPEL & SCHIEMENZ 1963, KALTENBACH 1963, JAKOVLEV & KRÜGER 1953, JAKOVLEV 1956, 1959, SCHMIDT & SCHLAGBAUER 1965, SCHMIDT 1970, BROCKSIEPER 1978). In neueren Untersuchungen wurde auch der Einfluß der Feuchtigkeit und Temperatur auf die Ei- und Larvalentwicklung überprüft (HELFERT & SÄNGER 1976a, 1976b, INGRISCH 1978b, 1983a, 1983b, 1986, BRUCKHAUS 1990). Andererseits wird die Bindung der Arten durch deren Anpassung an die Vegetationsbeschaffenheit ihrer Lebensräume zu erklären versucht (LEITINGER-MICOLETZKI 1940, MARCHAND 1953, RABELER 1955, OSCHMANN 1973, SÄNGER 1977, SCHNEIDER 1978).

In Abb. 11 werden die abiotischen und biotischen Faktoren in einem "Heuschrecken-Lebensraum" modellhaft dargestellt. Dabei wird verdeutlicht, daß die Biotopfaktoren in vielfacher Weise miteinander verknüpft sind und sich gegenseitig bedingen. So ist das Mikroklima als ein zentraler verbreitungsbestimmender Faktor nur in Verbindung mit allen anderen Parametern zu verstehen: die Vegetationsdichte, die Bodenverhältnisse, die Stratengliederung und die Exposition bestimmen in entscheidender Weise die Ausprägung mikroklimatischer Verhältnisse.

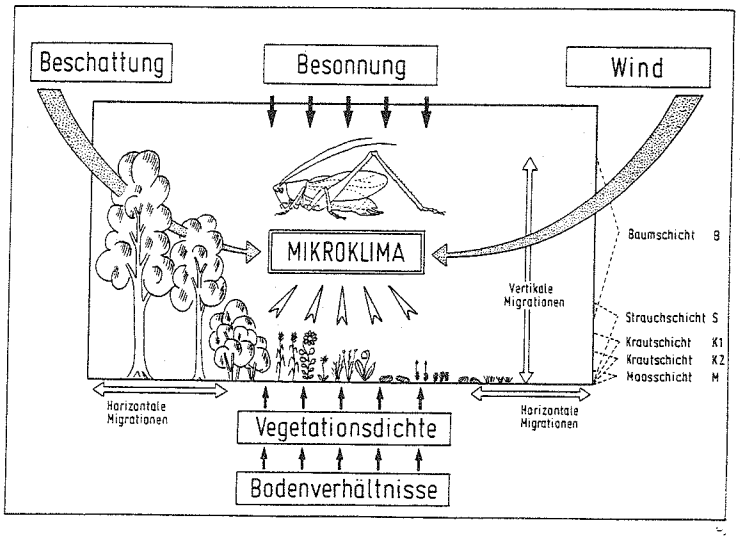


Abb. 11: Modell eines Heuschrecken-Lebensraumes (Zeichnung: E. Wolfram).

4.3.1. Autökologie der Arten

In der folgenden Darstellung der Autökologie der Arten werden die Spezies unter Einbeziehung von Literaturdaten, insbesondere nach ihrer Eignung als Biodeskriptoren, kritisch betrachtet (s. S. 24). In diesem Zusammenhang werden die in der Literatur verwendeten Ökotypisierungen der Arten (euryök-stenök) überprüft. Die biodeskriptive Zuordnung aller in den Untersuchungsgebieten ermittelten Arten, wird im Folgenden vorgestellt.

Bei der nachfolgenden Interpretation werden die Spezies nicht berücksichtigt, die wegen ihrer arborikolen Lebensweise (*Leptophyes punctatissima, Meconema thalassinum*) oder die als typische Waldarten gelten *(Nemobius sylvestris)*, nur unzureichend erfaßt werden konnten. Im Hinblick auf das Besiedlungsspektrum der Arten lassen sich vier Gruppen differenzieren:

I. Arten mit weitem Besiedlungsspektrum:

Metrioptera roeseli, Chorthippus parallelus, Tetrix undulata.

Eine deutliche Habitatbindung ist für keine dieser Arten festzustellen. Die ausgesprochen euryöke Art *Ch. parallelus* tritt in fast allen Untersuchungsflächen auf. Sie zeichnet sich vor allem auf Kulturflächen durch hohe Besiedlungsdichten aus; auf sehr trockenen Standorten ist sie weitaus spärlicher vertreten (vgl. RÖBER 1951, 1970, BELLMANN 1985, KÖHLER 1987). Eine ähnlich weite ökologische Potenz besitzt die Dornschrecke *Te. undulata,* die in staunassen Flächen wie auch auf extrem trockenen Standorten nachzuweisen war. Von den meisten Autoren wird diese Art als mehr oder weniger anspruchslos bezeichnet. Vielfach wird jedoch betont, daß sie Extremstandorte meidet (vgl. RÖBER 1951, SCHMIDT & SCHULZE 1961, OSCHMANN 1969). Nach den eigenen Befunden sind beide Arten als euryök einzuschätzen. Eine Biodeskriptorfunktion kann weder *Ch. parallelus* noch *Te. undulata* zuerkannt werden.

Die Laubheuschrecke *Metrioptera roeseli* wurde nur im Hafenlohrtal ermittelt. Dort besiedelt sie ein weites Spektrum an Biotopen, wobei sie v.a. auf beschatteten und nordexponierten Standorten anzutreffen war. Von vielen Autoren wird diese Art als hygrophil bezeichnet (z.B. HARZ 1960, KALTENBACH 1963, SCHMIDT & SCHLAGBAUER 1965). BELLMANN (1985) beschreibt sie dagegen als eine recht anspruchslose Spezies, was durch Funde von FROEHLICH (1990) und DETZEL (1991) bestätigt wird. Nach INGRISCH (1979a) und HEUSINGER (1988) benötigt *Me. roeseli* eine gut entwickelte Krautschicht. Das Verteilungsbild im eigenen Untersuchungsgebiet weist auf keine der in der Literatur angeführten Habitatpräferenzen hin, so daß auch diese Art hier als euryök eingestuft wird.

II. Arten mit eingeschränktem Besiedlungsspektrum:

Gomphocerus rufus, Chorthippus montanus, Chorthippus biguttulus, Omocestus viridulus, Phaneroptera falcata, Metrioptera brachyptera.

Das Verteilungsbild der Keulenschrecke *Gomphocerus rufus* entspricht den in der Literatur angegebenen Vorzugsbiotopen. Danach präferiert diese Art trocken-warme Waldränder und -lichtungen, besiedelt aber auch Brachen und Trockenrasen (SCHMIDT & BAUMGARTEN 1974, BELLMANN 1985, DETZEL 1991). KNOERZER (1942) und WEIDNER (1954) bezeichnen sie als ausgesprochenes "Waldtier", andere Autoren belegen ihr Vorkommen auch in Sumpfwiesen (NADIG 1933/34) oder auf Ödlandflächen (SCHIEMENZ 1969). Hinsichtlich der Temperatur- und Feuchtigkeitsansprüche dieser Art sind in der Literatur wenig Übereinstimmungen erkennbar. Die ökologischen Angaben schwanken von hygrophil bis xerophil und von thermophob bis thermophil. Die eigenen Befunde kennzeichnen *Go. rufus* als eine wärmeliebende Art mit einer offensichtlichen Bindung an Waldränder.

Der Sumpfgrashüpfer *Chorthippus montanus* ist aufgrund seiner Ansprüche im Eistadium streng an feucht-nasse Wiesen gebunden (INGRISCH 1983a). Entsprechend wird diese Art in der Literatur als hygrophil bezeichnet (vgl. MARCHAND 1953, SCHMIDT & SCHULZE 1961, OSCHMANN 1969, RÖBER 1970, KÖHLER 1987). Im Untersuchungsgebiet Hafenlohrtal erreichte *Ch. montanus* die höchsten Populationsdichten in einer Waldsimsen-Quellwiese, was die ausgeprägte Präferenz dieser Art für bodenfeuchte Standorte bestätigt.
Eine Einstufung von Ch. montanus als Biodeskriptor für bodenfeuchte Standorte erscheint sinnvoll.

Bei *Chorthippus biguttulus* und *Omocestus viridulus* handelt es sich um verbreitete und häufige Arten, die ein breites Spektrum an Biotopen besiedeln können. Nach Untersuchungen zahlreicher Autoren wird *Ch. biguttulus* als mesophil bis xerophil (z.B. JAKOVLEV 1959, HEMPEL & SCHIEMENZ 1963, SZIJJ 1985, INGRISCH 1987) und *Om. viridulus* als mesophil bis hygrophil (z.B. RÖBER 1951, OSCHMANN 1969, KÖHLER 1987) eingestuft. Während die ökologischen Ansprüche von *Ch. biguttulus* in der Literatur einheitlich beurteilt werden, wird *Om. viridulus* von RÖBER (1970) sowie SZIJJ (1985) als ausgesprochen euryök eingeschätzt. Beiden Arten wird ein hohes Migrationsvermögen zugesprochen, da sie häufig zu den Erstbesiedlern neuentstandener Biotope gehören.

In den Untersuchungsgebieten sind beide Arten in den verschiedensten Biotopen vertreten und gehören sowohl im Hafenlohrtal als auch in der Eifel zu den verbreiteten Acrididen. Die eigenen Befunde zeigen weiterhin eine Präferenz beider Arten für eher trockene Bodenverhältnisse, was für die Art *Om. viridulus* nicht in Übereinstimmung mit den Literaturangaben steht. So konnte *Om. viridulus* auf keinem Standort nachgewiesen werden, der durch frisch-feuchte oder feucht-nasse Bedingungen charakterisiert ist.
Eine Einstufung dieser Arten als Biodeskriptoren ist daher nicht sinnvoll.

Phaneroptera falcata wird in der Literatur übereinstimmend als eine Art mit spezieller Bindung an gehölzreiche, wärmere Lokalitäten beschrieben. Vielfach wird sie als xerophil gekennzeichnet (WEIDNER 1950, HARZ 1960, HOFFMANN 1960, BELLMANN 1985, KÖHLER 1987). Die offensichtliche Bevorzugung thermo- bis xerophiler Lokalitäten erklärt INGRISCH (1978a, 1979a) durch den nur einjährigen Entwicklungszyklus, innerhalb dessen vergleichsweise hohe Temperaturen für die Embryogenese und den Schlupf der Larven erforderlich sind. In klimatisch günstigen Regionen zeigt *Ph. falcata* keine differenzierte Habitatbindung. Dieses eher euryöke Verhalten wird auch von anderen Autoren bestätigt (z.B. HEIDEMANN 1981, ADLBAUER 1987).

In den eigenen Untersuchungen zeigt *Ph. falcata* einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt im klimatisch begünstigten Hafenlohrtal. Hier wurde sie sowohl an trockenen Hängen in südexponierter Lage als auch in der Talaue in versumpften Bereichen erfaßt. Die Größe des Habitats spielte eine untergeordnete Rolle, die Exposition sowie die Bodenverhältnisse hatten ebenfalls keinen sichtbaren Einfluß auf die Verbreitung dieser Art im Gebiet.

Oftmals in der Literatur als xerophil eingestuft, hat *Ph. falcata* in der "Reihe" der stenöken Arten lange Zeit einen festen Platz eingenommen. Durch physiologische Untersuchungen und durch zahlreiche neuere Funde nördlich ihres ursprünglichen Verbreitungsareals muß jedoch die bisher angenommene Stenökie bezweifelt werden. Wie auch das Verbreitungsbild im Hafenlohrtal zeigt, ist *Ph. falcata* als eine verbreitete und anpassungsfähige Art anzusehen. Sie weist vielmehr als Zeigerart für den Verbuschungsgrad auf die Nutzungsintensität der besiedelten Flächen hin, was sich im Sukzessionscharakter der untersuchten Standorte wiederspiegelt (vgl. auch KÖHLER 1987, HEUSINGER 1988). Die Art ist demnach als Biodeskriptor für den Verbuschungsgrad anzusprechen.

Me. brachyptera wird von vielen Autoren als eine hygrophile Art beschrieben, die vor allem feuchte Biotope wie Streuwiesen und verheidete Hochmoore bewohnt (z.B. HARZ 1957, SCHMIDT & SCHLAGBAUER 1965, MARTENS & GILLANDT 1985). Nach Funden von KÖHLER (1987) ist sie eher als mesophil mit einer Neigung zu trockenen Bereichen einzuschätzen. Auch OSCHMANN (1969) stuft sie als mesophil mit einer Tendenz zur Hygrophilie ein. INGRISCH (1987) schreibt ihr eine weite ökologische Valenz zu: sie besiedelt sowohl Trockenrasen als auch Feuchtwiesen. Untersuchungen von DETZEL (1991) und FROEHLICH (1990) bestätigen die eher weite mikroklimatische Valenz dieser Spezies, wonach *Me. brachyptera* auch ausgesprochen xerotherme Lebensräume annehmen kann.

Me. brachyptera konnte in stabilen Populationen in der Eifel festgestellt werden, eine Habitatbindung dieser Art ist hier jedoch schwer festzulegen. *Me. brachyptera* kann als mesöke Art, die im Untersuchungsgebiet ein breites Biotopspektrum besiedelt, keine Funktion zugesprochen werden.

III. Arten mit sehr eingeschränktem Besiedlungspektrum:

Tettigonia viridissima, Gryllus campestris, Chrysochraon dispar, Tetrix subulata, Stenobothrus lineatus, Platycleis albopunctata, Metrioptera bicolor, Conocephalus discolor, Co. dorsalis, Oedipoda caerulescens

Die aufgeführten Arten weisen in den Untersuchungsgebieten eine ausgeprägte Habitatbindung auf. In der Literatur werden sie, mit Ausnahme von *Tettigonia viridissima*, als stenöke Spezies bezeichnet.

Die größte heimische Laubheuschrecke *Tettigonia viridissima* gilt im allgemeinen als weit verbreitet und äußerst anpassungsfähig. Als euryöke Art besiedelt sie die unterschiedlichsten Biotoptypen, in denen sie hochwüchsige Pflanzenbestände vorfindet. *Te. viridissima* ist stark kulturbegünstigt und kommt auch in anthropogen geprägten Habitaten wie Gärten, Feldern und Straßenrändern vor (SCHIEMENZ 1966, OSCHMANN 1969, BELLMANN 1985, BRUCKHAUS 1988).

In der Eifel ist diese Art weit verbreitet Insbesondere werden dort anthropogen stark überformte Standorte besiedelt: auf Feldern, an Straßenrändern und in Siedlungsnähe war *Te. viridissima* durchgehend nachzuweisen. Nur vereinzelt konnte sie in naturnahen Flächen ermittelt werden.

Im Hafenlohrtal war sie nur an einem Standort nachzuweisen, der sich an einer extensiv genutzten Feuchtfläche in Straßenrand- und Siedlungsnähe befand. Außerhalb des Tales dagegen war *Te. viridissima* überall dort anzutreffen, wo die landwirtschaftlichen Flächen großflächig und intensiv bewirtschaftet wurden.

Die Arten *Gryllus campestris, Chrysochraon dispar* und *Tetrix subulata* sind lediglich im Hafenlohrtal, die Arten *Stenobothrus lineatus* und *Platycleis albopunctata* nur in der Eifel nachgewiesen worden. Ihnen allen ist gemein, daß sie nur an speziellen Standorten auftraten, wobei *Gr. campestris* noch die "weiteste" Verbreitung zeigt. Auch fällt *Gr. campestris* insofern auf, als daß sie -- im Gegensatz zu den anderen stenöken Spezies -- im Untersuchungsgebiet ausschließlich Flächen besiedelt, die durch intensive Nutzung gekennzeichnet waren.

Gr. campestris wird in der Literatur übereinstimmend als eine wärmeliebende Art beschrieben, die vorzugsweise Stellen mit niederer, schütterer Vegetation bewohnt, wie dies auf Trocken- und Halbtrockenrasen, in Heiden, an trockenen Waldrändern und -böschungen gegeben ist (vgl. RÖBER 1951, HARZ 1957, BELLMANN 1985, KÖHLER 1987, DETZEL 1991). Eine derartige Habitatbindung war im Untersuchungsgebiet Hafenlohrtal nicht festzustellen. Hier zeigte sie einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt in Biotopen, die durch geringe Strahlungsintensität und hohe Nutzung charakterisiert sind. Darüberhinaus erreichte sie sehr hohe Individuendichten auf einer frisch-feuchten, intensiv genutzten Mähwiese.

Für *Te. subulata* liegt lediglich ein Nachweis im Hafenlohrtal vor. Nach Literaturangaben gilt sie als Charakterart von Feuchtgebieten, wobei sie

auch trockene Bereiche besiedeln kann, sofern diese Feuchtstellen aufweisen. Übereinstimmend wird diese Art als hygrophil eingestuft (HARZ 1957, BELLMANN 1985, KÖHLER 1987, DETZEL 1991). Daneben wird vielfach betont, daß die Imagines häufige Biotopwechsel vornehmen, was durch den zusätzlich vorhandenen Wärmeanspruch erklärt wird (RÖBER 1951, HARZ 1957, KALTENBACH 1963, MARTENS & GILLANDT 1985). Im Untersuchungsgebiet wurde sie an einer ausgesprochen trockenen Hangabbruchkante in der Nähe eines Kleingewässers erfaßt.

Aus diesen Befunden läßt sich für *Gr. campestris* und für *Te. subulata* keine Biodeskriptionsfähigkeiten ableiten.

Chrysochraon dispar ist i.A. auf bodenfeuchten Standorten anzutreffen, weshalb sie von den meisten Autoren als hygrophil gekennzeichnet wird (z.B. WEIDNER 1941, MARCHAND 1953, MÜLLER 1954/55, DREUX 1961, ADLBAUER 1987). Nach HEUSINGER (1988) ist sie auf Feuchtgebiete beschränkt; andere Autoren wie HARZ (1957) oder SCHIEMENZ (1966) konnten die Art vielfach auch auf trockenen Standorten nachweisen. SÄNGER (1977) beschreibt ihr ökologisches Optimum in hohen Pflanzenbeständen. Auf regelmäßig gemähten Flächen fehlt sie, was wohl auf ihre Bindung an markhaltige Stengel als Eiablagesubstrat zurückzuführen ist. Nach DETZEL (1991) kommt sie deshalb häufig auf Brachland oder in Saumbereichen von Waldrändern vor.

Das Vorkommen von *Ch. dispar* ist im Untersuchungsgebiet Hafenlohrtal auf einen staunassen Standort in der Talaue beschränkt, wo sie relativ hohe Populationsdichten erreicht. Diese Fläche ist durch einen hohen Verbuschungsgrad gekennzeichnet und weist -- äußerlich -- keine bemerkenswerten Qualitäten auf. *Ch. dispar* kann daher einerseits als Biodeskriptorart für den Verbuschungsgrad und andererseits als Biodeskriptorart für einen Sonderstandort angesehen werden.

Stenobothrus lineatus und *Platycleis albopunctata* (nur im Untersuchungsgebiet Eifel) werden übereinstimmend als Charakterarten strahlungsintensiver, trockenwarmer Standorte wie Heideflächen und Magerrasen bezeichnet (RÖBER 1951, HARZ 1957, TEICHMANN 1958, OSCHMANN 1969, BELLMANN 1985, ADLBAUER 1987, HEUSINGER 1988, FROEHLICH 1990, DETZEL 1991). In der ökologischen Typisierung weichen die beiden Arten geringfügig voneinander ab, wobei *Pl. albopunctata* ein höheres Wärmebedürfnis zugesprochen wird (INGRISCH 1979a, 1990) und *St. lineatus* von OSCHMANN (1969) als mehr thermophil denn xerophil gekennzeichnet wird.

Durch die Untersuchungen in der Eifel konnte für *St. lineatus* die Präferenz für trocken-warme Standorte uneingeschränkt, für *Pl. albopunctata* mit Einschränkung bestätigt werden. Alle Nachweisorte erwiesen sich als extensiv genutzte (oder ungenutzte), ausgesprochen klimabegünstigte Standorte. So wurde *St. lineatus* ausschließlich auf Halbtrockenrasen nachgewiesen, die den Lebensansprüchen dieser Art in hohem Maße gerecht werden. *Pl. albopunctata* konnte jedoch auch in weniger strahlungsintensiven Flächen ermittelt werden. Besonders auffällig war

dabei, daß diese Art auch stark verbuschte Brachflächen besiedelt. Ihr Verteilungsbild im Untersuchungsgebiet spricht jedoch für die beschriebene Bevorzugung von Trockenstandorten. Hinsichtlich einer Einstufung als Biodeskriptoren kann *St. lineatus* als Biodeskriptorart für den Pflegezustand von Magerrasen eingesetzt werden (vgl. HEUSINGER 1988). Zusätzlich kommt ihr wie auch *Pl. albopunctata* eine Bedeutung als Anzeiger für gefährdete Standorte zu.

Me. bicolor ist eine ausgeprägt heliophile Art. Sie bewohnt bevorzugt offene Strahlungshabitate mit niederwüchsiger, aber geschlossener Vegetation (BROCKSIEPER 1978). So wird sie auch von den meisten Autoren als xerophil charakterisiert (HARZ 1957, HOFFMANN 1960, SCHIEMENZ 1969, ADLBAUER 1987, KÖHLER 1987). SÄNGER (1977) betrachtet sie als Leitform für Trockenrasen. In Experimenten konnte eine sehr hohe Trockenresistenz der Eier und eine geringe Transpirationsrate der Imagines nachgewiesen werden (INGRISCH 1988). Andere Autoren jedoch belegen ihr Vorkommen sowohl in feuchten Wiesen (z.B. NADIG 1933/34) als auch auf Flächen, die durch eine mittlere Feuchtigkeit gekennzeichnet waren (z.B. SCHMIDT & BÜHL 1970).

Die eigenen Befunde kennzeichnen *Me. bicolor* als stenöke Spezies mit einer deutlichen Bevorzugung ausgesprochen xerothermer Standorte. Hinsichtlich ihrer Bewertungsrelevanz muß sie als Biodeskriptorart für gefährdete Biotoptypen eingestuft werden.

Das Vorkommen der Schwertschrecke *Co. discolor* ist auf feuchte Hochstaudenfluren, Seggenbestände und Röhrichtsäume beschränkt. Die meisten Autoren kennzeichnen sie daher als hygrophil bis sehr hygrophil (z.B. RÖBER 1949, HARZ 1960, KALTENBACH 1963, SCHMIDT & BÜHL 1970, SCHMIDT & BAUMGARTEN 1974, WOLF 1987). Obwohl schon 1920 von CAPPE DE BAILLON (zit. nach INGRISCH 1979a) die ausgeprägte Biotopbindung dieser Art durch ihre obligatorische Bindung an Juncus- und Carex-Bestände (Gelegesubstrat) erklärt wurde, wird *Co. discolor* heute immer noch als "hygrophil" bezeichnet. Untersuchungen von INGRISCH (1978b) weisen darauf hin, daß ein unmittelbares Feuchtigkeitsbedürfnis nicht besteht. Mikroklimatische Messungen im Freiland zeigten darüberhinaus, daß die Imagines dieser Art Habitate aufsuchen, die h o h e Temperaturen und n i e d r i g e Feuchtigkeitswerte aufweisen. Bei *Co. discolor* handelt es sich demnach nicht um eine physiologische Hygrophilie, sondern um eine "phänomenologische" Hygrophilie.
Das Vorkommen von *Co. discolor* beschränkt sich im Hafenlohrtal auf einen stark verbuschten, staunassen Standort in der Talaue, der mit Juncus und Carex bestanden ist.

Conocephalus dorsalis gehört nach Angaben zahlreicher Autoren zu den Bewohnern feuchter bis staunasser Standorte und wird ebenfalls meist als hygrophil eingestuft (z.B. RÖBER 1949, KALTENBACH 1963, SCHMIDT & BÜHL 1970). RÖBER (1949) bezeichnet sie als Indikatorart für mikroklimatische Verhältnisse, da nur die *Conocephalus*-Arten die Zonen größter Luftfeuchtigkeit zu besiedeln vermögen.

Wie auch bei ihrer Schwesterart *Co. discolor*, beruht die Habitatbindung dieser Art nicht auf einer physiologischen Hygrophilie (RÖBER 1951, INGRISCH 1978a, 1979a), sondern auf der Fixierung der weiblichen Imagines auf spezielle Pflanzen als Eiablageort (INGRISCH 1979a). Darüberhinaus nimmt INGRISCH (1978a) an, daß *Co. dorsalis* auf Wuchsformen der Pflanzenbestände skototaktisch reagiert. Die Beziehung von *Co. dorsalis* zu bestimmten Pflanzen (Juncus- und Phragmitesstengel) wird deutlich enger als bei *Co. discolor* eingestuft. KALTENBACH (1963) vermutet, im Vergleich zu *Co. discolor*, eine größere Standortstetigkeit dieser Art.

Für *Co. dorsalis* kann eine deutliche Stenökie angenommen werden. Die in der Literatur angeführten Habitatpräferenzen werden durch das Verteilungsbild im Untersuchungsgebiet Hafenlohrtal bestätigt. Hier wurde diese Art -- in einer Mischpopulation mit *Co. discolor* -- ausschließlich auf einer staunassen Fläche mit Juncus- und Carexbeständen ermittelt. Aufgrund der ähnlichen Biotopbindung muß *Co. dorsalis* ebenso wie *Co. discolor* als Biodeskriptor für Sonderstandorte eingeschätzt werden. Überdies ist ihr Vorkommen mit einem hohen Verbuschungsgrad der Flächen assoziiert, was sie schließlich als Biodeskriptoren für den Pflegezustand auszeichnet.

Im Gegensatz zu den vorgenannten Conocephalus-Arten wird die Biotopbindung der Ödlandschrecke *Oe. caerulescens* primär durch den Trockenheitsgrad der Standorte bestimmt. Wie Transpirations-Messungen von JAKOVLEV (1959) nachweisen konnten, ist die Art in der Lage, ihren Wasserverlust bei niedriger Luftfeuchtigkeit (rLF = 35 %) aktiv einzuschränken, so daß sie in hervorragender Weise an Trockenstandorte angepaßt ist. Die Präferenz dieser xerophilen Spezies für trockenwarme Standorte wird übereinstimmend hervorgehoben (FRANZ 1933, RÖBER 1949, 1951, WEIDNER 1950, HEMPEL & SCHIEMENZ 1963, HORN 1980, INGRISCH 1980, 1987, MERKEL 1980, KÖHLER 1987, HESS & RITSCHEL-KANDEL 1989).

Oe. caerulescens ist im Untersuchungsgebiet der östlichen Vulkaneifel auf einen vegetationsarmen und äußerst trockenen Standort (Sattelberg) begrenzt. Die Population dieser Art ist als stabil einzuschätzen. Sie erreicht hohe Siedlungsdichten und kennzeichnet damit nachdrücklich den spezifischen Charakter dieser Fläche. Aufgrund ihrer strengen Standortspezifität muß dieser Art eine Biodeskriptorfunktion zuerkannt werden. So zeigt *Oe. caerulescens* einerseits gefährdete Biotoptypen, andererseits auch Sonderstandorte an, die erst auf den "zweiten Blick" ihre Naturschutzrelevanz erkennen lassen. Gerade darin liegt die Bedeutung dieser xerophilen Acridide, über deren Vorkommen es ermöglicht wird, Standorte wie den Sattelberg in ihrer faunistischen Bedeutsamkeit zu erfassen.

IV. Arten mit unterschiedlichem Besiedlungsspektrum

Pholidoptera griseoaptera, Chorthippus brunneus, Ch. dorsatus.

Die bisher aufgeführten Arten der Gruppe I bis III zeigen in beiden Untersuchungsgebieten vergleichbare Biotopbindungen. In der Gruppierung IV werden 3 Spezies behandelt, die aufgrund ihrer unterschiedlichen Verteilungsbilder in den Untersuchungsgebieten auffallen.

Pholidoptera griseoaptera ist eine an Hecken und Gebüschformationen gebundene Laubheuschrecke, die in ökologischer Hinsicht eine große Plastizität besitzt (FRANZ 1933, NADIG 1933/34, OSCHMANN 1969, SCHIEMENZ 1969, INGRISCH 1979a, HEUSINGER 1988). Transpirationsmessungen von JAKOVLEV & KRÜGER (1953), nach denen die Imagines dieser Art relativ hohe Transpirationsraten aufweisen, erklären die bevorzugte Lebensweise von *Ph. griseoaptera* in den kühleren, bodennahen Schichten der Gebüschvegetation. *Ph. griseoaptera* wird als häufig und weit verbreitet bezeichnet, wobei sie auch in Gärten und Grünanlagen der Siedlungsbereiche eindringen kann. Dieses Verteilungsbild kann für das Hafenlohrtal bestätigt werden. Hier wurde sie ausnahmslos in Hecken oder gebüschartigen Vegetationsstrukturen nachgewiesen. Die Exposition und Nutzung der umgebenden Flächen sowie die Bodenverhältnisse scheinen dabei keine begrenzenden Faktoren bei der Habitatwahl zu sein.

In der Eifel war das Vorkommen von *Ph. griseoaptera* deutlich eingeschränkt: lediglich auf zwei Standorten, die als Trockenrasen zu charakterisieren sind, konnte sie in begleitenden Heckensäumen erfaßt werden. Die enge Habitatbindung an Hecken und Gebüsche einerseits und die Flugunfähigkeit andererseits rechtfertigen die Einstufung von *Ph. griseoaptera* als Biodeskriptor für den Vernetzungsgrad einer Landschaft. In ähnlicher Weise schätzt auch HEUSINGER (1988) diese Art ein, da sie Hinweise auf Vernetzung naturnaher Lebensräume mit Siedlungsbereichen geben kann, sofern sie in städtischen bzw. dörflichen Zonen nachzuweisen ist.

Chorthippus brunneus besiedelt vorzugsweise Standorte mit einer unvollständigen Bodenbedeckung und wird aufgrund dieses Habitatanspruches als xerophil bezeichnet (RÖBER 1951, JAKOVLEV 1959, HEMPEL & SCHIEMENZ 1963, INGRISCH 1987, KÖHLER 1987). Die Art verfügt über ein ausgeprägtes Migrationsvermögen, durch das sie in kürzester Zeit neuentstandene Biotope zu besiedeln vermag. Verschiedene Autoren kennzeichnen sie deshalb als Ubiquist (INGRISCH 1987) bzw. als Kulturfolger (RÖBER 1951).

Im Hafenlohrtal tritt *Ch. brunneus* in nahezu allen Biotoptypen auf, wobei es ohne Einfluß bleibt, ob der Standort als Schatten- oder Strahlungshabitat bzw. als intensiv oder extensiv genutzt gekennzeichnet ist. In der Eifel dagegen ist ihr Vorkommen auf Halbtrockenrasen mit vegetationsarmen und lückigen Stellen beschränkt. In beiden Untersuchungsgebieten zeigt sich eine deutliche Beziehung zwischen dem Vorkommen dieser Art und den Bodenverhältnissen der Fundorte. Die Habitatpräferenz von *Ch. brunneus*, die primär durch die Bodenbedingungen bestimmt wird, läßt sich

demnach durch die eigenen Befunde bestätigen. Aufgrund ihrer auffälligen Eigenschaft als xerophiler Pionierflächen-Besiedler, ist *Ch. brunneus* als Biodeskriptor für Trockengebietsvernetzungen geeignet (s. auch HEUSINGER 1988).

Ch. dorsatus gilt als Charakterart feuchter Standorte und wird als hygrophil eingestuft (MARCHAND 1953, HARZ 1957, SCHIEMENZ 1969, SCHMIDT & BÜHL 1970). RÖBER (1949a) stellte darüberhinaus bei seinen Untersuchungen fest, daß Feuchtbiotope durch eine *Ch. dorsatus*-Zone mit einem bestimmten Feuchtigkeitsgrad zu kennzeichnen sind. WEIDNER (1954) stellt die Art hinsichtlich ihrer Feuchtigkeitsansprüche sogar noch über *Chorthippus montanus* und *Mecostethus grossus*. In neueren Arbeiten werden ihr dagegen mäßigere Feuchtigkeitsansprüche und eine größere Valenzbreite zugesprochen (INGRISCH 1983c, ADLBAUER 1987, DETZEL 1991).

Eine spezielle Bindung dieser Art an feuchte Standorte wird durch die eigenen Untersuchungen nicht belegt. *Ch. dorsatus* besiedelt im Hafenlohrtal nahezu alle dort vorhandenen trockenen bis staunassen Biotoptypen. Lediglich auf Rohbodenstandorten und auf stark beschatteten Flächen war sie nicht nachzuweisen. Mit einem Präsenzwert von 38 % gehört sie zu den verbreiteten Arten, so daß sie im Hafenlohrtal ein eher euryökes Verhalten zeigt. Eine Euryökie in allen Entwicklungsstadien ist bei dieser Art allerdings nicht gegeben. Wie INGRISCH (1983a) in seinen Untersuchungen nachweisen konnte, ist *Ch. dorsatus* durch den relativ hohen Feuchtigkeitsbedarf der Eier zumindest in ihrer Embryogenese an Feuchtbiotope oder an Böden mit hoher Wasserspeicherkapazität gebunden. *Ch. dorsatus* besiedelt im Hafenlohrtal zwar die verschiedenartigsten Biotoptypen, diese liegen jedoch alle in der Umgebung von Feuchtbiotopen. Eine kleinräumige Wanderung der Imagines von ihren Entwicklungsstätten zu ihren "Aufenthaltsstätten", wie sie auch HARZ (1960) vermutet, liegt nahe. Genaue Untersuchungen zum Aktionsradius von *Ch. dorsatus* und ihrer Fähigkeit zu kleinräumigen Wanderungen stehen noch aus. Geht man davon aus, daß die Feuchtbiotope als Ausgangspunkte der Besiedlung fungieren, könnte das Vorkommen von *Ch. dorsatus* den Vernetzungsgrad von Feuchtflächen aufzeigen.

In der Eifel dagegen konnte *Ch. dorsatus* nur in einer individuenschwachen und isolierten Population ermittelt werden (P = 8 %). Besiedelt wurde ein Kalkmagerrasen, der inselartig inmitten intensiv bewirtschafteter Weide- und Getreideflächen liegt. Mit Sicherheit handelt es sich hier um eine Restpopulation, die durch die intensive Bewirtschaftung der umliegenden Flächen zurückgedrängt wurde. Das isolierte Vorkommen dieser Spezies in der Eifel dokumentiert sowohl die Nutzungintensität als auch die wenig ausgeprägten Vernetzungsstrukturen der untersuchten Flächen.

In der nachfolgenden Tab. 12 sind zur Übersicht noch einmal alle Biodeskriptoren zusammengestellt.

Tab.12: Zusammenstellung der Biodeskriptoren

Biodeskriptor für:			
VN	PFL-Z	SoSt	gef.Bio
Ch.dors Ch.brun Ph.gris	St.line Ph.falc Co.disc Co.dors Ch.disp	Co.disc Co.dors Ch.disp Oe.caer	Oe.caer Me.bico St.line Pl.albo

Legende:

VN = Vernetzung,
PFL-Z = Pflegezustand
SoSt = Sonderstandort
gef.Bio = gefährdete Biotope

4.3.2. Biotopstruktur

Übereinstimmend wird in der Literatur immer wieder auf Zusammenhänge zwischen dem Orthoptera-Vorkommen und der Vegetationsbeschaffenheit der Biotope hingewiesen. Dabei wird betont, daß die Bindung der Heuschrecken an die Vegetation vor allem durch die aus ihr resultierenden mikroklimatischen Verhältnisse bestimmt wird. Eine weitere Bedeutung kommt ihr durch das artspezifische Eiablageverhalten einiger Orthoptera zu (z.B. *Conocephalus discolor, Chrysochraon dispar*). Darüberhinaus wird für viele Arten eine Bindung an bestimmte Strukturen angenommen (z.B. für *Phaneroptera falcata, Pholidoptera griseoaptera, Oedipoda caerulescens*).

Verschiedene Autoren wollen bei der Klärung der Habitatbindungen die Vegetationsbeschaffenheit stärker gewichtet sehen, da die Präferenzen vieler Arten durch mikroklimatische Ansprüche nur unbefriedigend zu erklären sind. Hier wird der Umweltfaktor Vegetation als struktureller Raum interpretiert, in dem die morphologisch und ethologisch angepassten Arten ihre ökologischen Nischen besetzen. Insbesondere ist in diesem Zusammenhang die Arbeit von RABELER (1955) hervorzuheben, wonach das Vorkommen der Orthoptera in entscheidender Weise von der Vegetationsbeschaffenheit bestimmt wird. Der Einfluß von Höhe und Dichte der Vegetation auf die Orthoptera-Verteilung wird von OSCHMANN (1973) betont, der die kleinräumige Verteilung von Orthoptera auf Kahlschlägen verschiedener Sukzessionstadien untersuchte. Sehr eingehend hat sich auch SÄNGER (1977) mit der Beziehung zwischen der Verteilung der Heuschrecken und der Vegetationshöhe und -dichte befasst. Nach seiner Meinung läßt sich für jeden Vegetationsstrukturtyp eine eigene Heuschreckengemeinschaft abgrenzen, wobei nicht nur stenotope, sondern auch eurytope Arten bestimmte Strukturen bevorzugen. NAGY (1944) erklärt die Bindung geophiler und phytophiler Acrididen an die

Vegetationsstrukturen mit der Größe und Biologie der Tiere. Danach halten sich kleinere Arten weniger häufig in dichten Beständen auf als größere Spezies, da sich diese in hohen Pflanzenbeständen leichter fortbewegen können. SCHNEIDER (1978) beschreibt anatomisch-morphologische Strukturen wie den tarsalen Haftapparat, der bei krautschichtbewohnenden hypopteren Heuschreckenarten sehr gut ausgebildet ist und als Anpassung an die spezielle Vegetationform zu verstehen ist.

Vegetationsschichtung

Die einzelnen Straten einer Biozönose differenzieren den Raum aufgrund ihrer strukturellen und mikroklimatischen Bedingungen und bieten damit jeweils bestimmten Zoozönosen Lebensmöglichkeiten. Daraus ergibt sich eine vertikale Abfolge von Stratozönosen, die sich als typische Artenkombinationen darstellen (BALOGH 1958, STUGREN 1978, TISCHLER 1984). Eine solche Abfolge läßt sich auch für die Orthoptera-Zönose beobachten. Damit ist als ein weiterer verbreitungsbestimmender Faktor die "Raumgestaltung" eines Biotopes zu benennen, die oft durch eine charakteristische Vegetationschichtung geprägt ist. Bei der folgenden Standortanalyse, die die Verteilung der Arten in den Straten beinhaltet, geht es jedoch nicht um die Bewertung einzelner Teilzönosen, sondern um die Erfassung der charakteristischen Orthoptera-Zusammensetzung, mit der eine Beurteilung des Gesamtsystems geleistet werden soll.

Für die Orthoptera-Zönose können 5 verschiedene Straten unterschieden werden (s. S. 23 und Abb. 11. Für alle in den Untersuchungsgebieten nachgewiesenen Arten wurde eine vertikale Schichtenbindung festgelegt; die Verteilung der Arten auf die einzelnen Straten geht aus der Tab. 13 hervor. Dabei ist zu berücksichtigen, daß sich einige Arten heterozön verhalten, d.h. ihr Besiedlungsspektrum kann zwei Straten umfassen (z.B. *Te. viridissima*). Weiterhin sind Migrationen einzubeziehen, wie es beispielsweise für die Feldheuschrecke *Ch. biguttulus* bekannt ist. Derartige Stratenwechsel werden in der nachfolgenden Tabelle durch Haupt- und Nebenvorkommen gekennzeichnet, wobei diejenigen Vegetationsschichten als "Haupt-Lebensraum" definiert werden, in denen die adulten Arten schwerpunktmäßig erfaßt wurden. Die Zuordnung der Arten zu den angegebenen Straten berücksichtigt ausschließlich die adulten Stadien, da bei vielen Orthoptera ein heterozönes Verhalten im Übergang von der Larval- zu der Imaginalphase z.T. ausgeprägt ist (z.B. *Ph. griseoaptera*).

Durch die Schichtgebundenheit der Orthoptera kann die Einnischung der Arten in die Biotopstruktur verdeutlicht werden (OSCHMANN 1973, DETZEL 1991), so daß auf diese Weise eine erste Beschreibung eines Biotops möglich wird. So wäre die Stratenbindung geeignet, bestimmte ökologische Bedingungen im Biotop anzuzeigen, d.h. die Orthoptera fungieren hier als positive Zeigerarten bzw. -gruppen für das Vorhandensein von Biotopstrukturen. Der Einsatz des Kriteriums "Stratenbindung" für eine qualitative Standortanalyse erhält jedoch eine weitreichendere Bedeutung, wenn geklärt werden kann, wie das Stratensystem durch die Fauna genutzt wird.

Tab.13: Zusammenstellung der Arten und ihre Stratenzugehörigkeit (▪ Hauptvorkommen; [▪] Nebenvorkommen; weitere Erläuterungen im Text)

	M	K_1	K_2	S	B	ökol. Gliederung
Ne.sylv	▪					terrikol
My.macu		▪	[▪]			terrikol-graminikol
Ch.brun		▪	[▪]			graminikol
Oe.caer		▪				terrikol
St.line		▪	[▪]			terrikol-graminikol
Pl.albo		▪				terrikol
Te.subu	[▪]	▪				terrikol
Te.undu	[▪]	▪				terrikol
Gr.camp		▪				terrikol
Gr.gryl		▪				terrikol
Ch.dors			▪			graminikol
Ch.mont			▪			graminikol
Ch.para			▪			graminikol
Go.rufu		[▪]	▪			graminikol
Ch.bigu		[▪]	▪			graminikol
Om.viri			▪			graminikol
Is.krau			▪	[▪]		graminikol-arbustikol
Me.bico			▪			graminikol
Me.brac			▪			graminikol
Me.roes			▪			graminikol
Co.disc				▪		arbustikol
Co.dors				▪		arbustikol
Ch.disp				▪		arbustikol
Ph.falc				▪		arbustikol
Ph.gris				▪		arbustikol
Te.viri				▪	[▪]	arbustikol-arborikol
Le.punc					▪	arborikol
Me.thal					▪	arborikol

Die einzelnen Straten unterscheiden sich aufgrund ihrer spezifischen Umweltfaktoren in physiognomischer und mikroklimatischer Hinsicht. Häufig sind jedoch auch innerhalb eines Stratentyps differierende Bedingungen anzutreffen. Entsprechend der unterschiedlichen Ausprägungen der Vegetationsschichten können demnach die Habitatansprüche der Orthoptera in optimaler oder suboptimaler Weise erfüllt sein. Bei ungünstigen Umweltfaktoren (z.B. starke Beschattung) oder fehlender Verbindung der Vegetationsschichten miteinander (z.B. kein Larvenhabitat) bieten die Straten nur ungenügende Lebensbedingungen. Die Qualität eines Biotopes ist demzufolge sowohl durch eine reiche Stratengliederung als auch durch die Nutzung der Straten durch die Orthoptera zu dokumentieren. So ist bezüglich einer Standortcharakterisierung zu überprüfen, ob alle im Biotop vorhandenen Straten von Orthoptera besiedelt und ob die "belegten" Stra-

ten optimal, d.h. mit einer maximal möglichen Artendichte, genutzt werden. Darüberhinaus ist zu klären, wie sich das Artenspektrum auf die Vegetationsstrukturen verteilt, um daraus mögliche Biotopentwicklungen ableiten bzw. Störungen nachweisen zu können.

Um eine solche Standortanalyse durchzuführen wurde ein Straten-Nutzungs-Index (s. S. 23) entwickelt, der die Parameter reale und potentielle Artenzahl, Anzahl vorhandener Straten und Anzahl der von den nachgewiesenen Arten genutzten Straten einbezieht. Durch die Prüfung der Straten-Nutzung ist es möglich:

- den Ist-Zustand sowie eine mögliche Entwicklung der Biozönose zu erfassen,
- die räumliche Heterogenität des Biotops zu beurteilen,
- den Einfluß anthropogener Eingriffe zu bewerten (Straten-Nutzung-Index als Belastungsindex),
- über die Zahl der besetzten Straten den Standort qualitativ zu beurteilen.

Die für alle Untersuchungsflächen ermittelten und in der Tab.17 zusammengestellten Straten-Nutzungs-Indizes ($STRA_{NU}$) zeigen in ihren Werten signifikante Unterschiede. Sehr niedrige Werte weisen die Standorte auf, die entweder durch eine besondere Strukturarmut (E3-FFl, E5-FWs, E8-FWd, E12-FWs) oder durch eine geringe Stratenbelegung durch Orthoptera gekennzeichnet sind (H3-FFl, H5-Bra, H7-FFl, H8-AbK). Auf diesen Flächen konnten maximal 2 Arten erfaßt werden, die zudem meist nur ein Stratum besiedelten. Alle anderen Untersuchungsflächen weisen - auch bei geringem Strukturangebot (nur 2 Straten) - meist mehr Arten auf, die sich auf mehreren Straten verteilen (z.B. H1-FWs). Hohe Indizes erreichen solche Standorte, die durch Stratenvielfalt (4 Straten), relativ hohe Artenzahlen und einer Orthoptera-Besiedlung von mindestens 3 Straten charakterisiert sind (E6-Bra, E9-HTR, E10-HTR, E11-Rud, H12-Bra, H16-FFl).

Die Werte werden dabei insbesondere von dem Verhältnis der realen zur erreichbaren (potentiellen) Artenzahl bestimmt, während der Gesamtartenzahl des Standortes selbst nur sekundäre Bedeutung zukommt. Dies läßt sich am Beispiel der Ruderalfläche des Sattelbergs (S2-Rud) verdeutlichen, die den höchsten $STRA_{NU}$-Index von 0,73 aufweist. Auf dem Sattelberg wurden insgesamt zwar nur wenige Arten (8) ermittelt, diese konnten jedoch alle (mit einer Ausnahme) auf der Ruderalfläche S2-Rud nachgewiesen werden. Ein Beispiel für eine gute Ausnutzung der vorhandenen Straten ist die Feuchtfläche H16-FFl im Hafenlohrtal, was durch einen hohen $STRA_{NU}$-Wert von 0,45 dokumentiert ist. Auffallend für diesen Standort ist darüberhinaus die dichte Belegung der Strauchschicht (S) mit 5 von 6 im Gesamtgebiet nachgewiesenen Arten. Diese Fläche befindet sich in fortgeschrittener Sukzession und wird voraussichtlich den Lebensraumansprüchen der für dieses Sukzessionsstadium typischen Arten mittelfristig nicht mehr genügen können. Wie die vorausgegangenen Interpretationen zeigen, erlaubt der $STRA_{NU}$-Index nicht nur standortbezogene Aussagen mit regionalem Bezug, sondern auch einen überregionalen Vergleich. Dies ist dadurch gewährleistet, daß als maximal erreichbare Artenzahl (N_i) die in den Untersuchungsgebieten ermittelte Gesamtartenzahl eingesetzt wurde.

Tab.14: Zusammenstellung der Straten-Nutzungs-Werte

Eifel	M : K_1: K_2: S : B	[Strat]	$STRA_{NU}$
Gesamtartenzahl	1 : 5 : 6 : 2 : 1	= 15	
E1 (Rud)	0 : 1 : 2 : - : 0	4	0,05
E11 (Rud)	- : 1 : 4 : 1 : 0	4	0,20
E2 (RoB)	- : 1 : 1 : - : -	2	0,07
E3 (FFl)	0 : - : 2 : 0 : -	3	0,02
E4 (Bra)	- : 1 : 4 : 0 : 0	4	0,09
E6 (Bra)	- : 1 : 5 : 0 : 1	4	0,30
E7 (HTR)	- : 0 : 3 : 0 : 1	4	0,15
E9 (HTR)	- : 3 : 5 : 1 : 0	4	0,29
E10 (HTR)	- : 3 : 5 : 2 : 0	4	0,36
E12 (FWs)	- : 0 : 2 : - : -	2	0,03
E5 (FWs)	- : 0 : 1 : - : -	2	0,02
E8 (FWd)	- : 0 : 1 : - : -	2	0,02
Hafenlohrtal	**M : K_1: K_2: S : B**	**[Strat]**	**$STRA_{NU}$**
Gesamtartenzahl	1 : 6 :10 : 6 : 1	= 24	
H9 (Rud)	- : 2 : 4 : 2 : 0	4	0,16
H15 (Rud)	- : 1 : 5 : 0 : 0	4	0,07
H8 (AbK)	- : 2 : - : 0 : 0	3	0,02
H11 (AbK)	- : 3 : - : - : 0	2	0,05
H3 (FFl)	- : - : 2 : 0 : 0	3	0,01
H7 (FFl)	- : - : 0 : 2 : 0	3	0,02
H16 (FFl)	1 : - : 4 : 5 : -	3	0,45
H5 (Bra)	0 : - : 1 : 1 : 0	4	0,03
H12 (Bra)	- : 2 : 7 : 2 : 0	4	0,20
H1 (FWs)	- : 1 : 3 : - : -	2	0,10
H2 (FWs)	- : 2 : 4 : - : -	3	0,15
H4 (FWs)	- : 1 : 2 : 1 : 0	4	0,08
H6 (FWs)	- : 2 : 3 : 1 : 0	4	0,12
H13 (FWs)	- : 3 : 4 : 1 : 0	4	0,16
H10 (FWd)	- : 2 : 2 : - : -	2	0,11
H14 (FWd)	- : 1 : 2 : 0 : -	3	0,05
Sattelberg	**M : K_1: K_2: S : B**	**[Strat]**	**$STRA_{NU}$**
Gesamtartenzahl	1 : 2 : 1 : 3 : 1	= 8	
S1 (RoB)	- : 1 : - : - : -	1	0,10
S2 (Rud)	- : 2 : 1 : 2 : 1	4	0,73

Legende:
$STRA_{NU}$ = Straten-Nutzungs-Index
Gesamtartenzahl = nachgewiesene Artenzahl des jeweiligen Gesamtuntersuchungsgebietes, getrennt nach Straten
[Strat] = Zahl der vorhandenen Straten
- = Stratum nicht vorhanden
0 = Stratum vorhanden, aber keine Art
M, K1, K2, S, B = Abkürzungen für Straten (s.Text)

4.3.3. Mobilität der Arten

Die Mobilität wird als die Gesamtheit der in einem Zeitraum vollzogenen Ortsveränderungen eines Individuums oder einer Population verstanden (SCHWERDTFEGER 1968). Der Ortswechsel der Tiere kann sich dabei innerhalb eines von einer Population besiedelten Raumes vollziehen. Diese als intrapopulare Mobilität bezeichnete Aktivitäten sind Bewegungen, die durch Paarungs-, Eiablageverhalten oder durch Nahrungssuche bewirkt werden.

Von hoher Bedeutung ist die Fähigkeit bestimmter Orthoptera Migrationen durchzuführen. So können beispielsweise verschiedene Arten auf mikroklimatische Änderungen in einem Lebensraum mit Wanderungen in einen für sie günstigeren Biotop reagieren (z.B. *Ch. brunneus*). Auch bei massiven Störungen wie durch eine Mahd sind einige Arten fähig, den Biotop zu verlassen (Emigration) und andere Standorte aufzusuchen (Immigration). Ein besonderes Gewicht erhalten schließlich die Pionierflächen-Besiedler (z.B. *My. maculatus*), die in "neue", bisher unbesiedelte Biotope, wie sie z.B. durch Kahlschlagmaßnahmen entstehen, eindringen können (Invasion).

Voraussetzung solcher Mobilitätsformen ist eine artspezifische Vagilität, die mehr (bei migrationsfreudigen, ortsvagen Arten) oder weniger (bei ortssteten Arten) ausgeprägt sein kann. Das Ausmaß der Vagilität ist dabei entscheidend an das Leistungsvermögen der Bewegungsorgane gebunden (Flugfähigkeit, Sprungvermögen). Während das Sprungvermögen jedoch nur kleinräumige Ortsveränderungen erlaubt, ermöglicht die Flugfähigkeit ein schnelles Verlassen gestörter Biotope, eine relativ weiträumige Ausbreitung und die Erstbesiedlung neuer Lebensräume. Dagegen sind Arten mit reduzierten Flügeln meist auf stabile Lebensräume angewiesen. Auf veränderte Umweltbedingungen können sie oftmals nicht schnell genug mit Wanderbewegungen reagieren, was hohe Verluste im Bestand oder ein örtliches Aussterben der Population mit sich bringt.

In Tab. 15 werden die in den Untersuchungsgebieten nachgewiesenen Orthopteren nach ihrem Flugvermögen, ihrer Vagilität und ihrer Eigenschaft als Pionierart differenziert. Danach zeigt sich, daß die eupteren Arten -- mit Ausnahme von 3 Spezies -- überwiegend als vagil einzustufen sind (79 %), während die Mehrheit der hypopteren Orthoptera zu den ortssteten Arten gehören (71 %). Zu etwa gleichen Teilen lassen sich sowohl unter den flugfähigen Arten ortsstete (21 %) als auch unter den flugunfähigen Arten vagile Arten (29 %) antreffen. Ausgesprochene Pionierbesiedler dagegen sind naturgemäß nur solche Spezies, die als vagil einzustufen sind, wobei unter den nachgewiesenen Arten hier die eupteren Orthoptera dominieren.

Tab.15: Zuordung der nachgewiesenen Arten nach Flugvermögen, Vagilität und Pionierart

Arten	Flugvermögen	Vagilität	Pionierart
Te.viri	eu	ov	
Ch.bigu	eu	ov	▪
Ch.brun	eu	ov	▪
Ch.dors	eu	ov	
Go.rufu	eu	ov	▪
My.macu	eu	ov	▪
Oe.caer	eu	ov	
Te.subu	eu	ov	▪
Co.disc	eu	ov	
Me.thal	eu	ov	
Ph.falc	eu	ov	
Ph.gris	hy	ov	
Gr.gryl	hy	ov	▪
Ch.para	hy	ov	▪
Te.undu	hy	ov	▪
St.line	eu	os	
Om.viri	eu	os	
Pl.albo	eu	os	
Ch.mont	hy	os	
Ch.disp	hy	os	
Co.dors	hy	os	
Gr.camp	hy	os	
Is.krau	hy	os	
Le.punc	hy	os	
Me.bico	hy	os	
Me.brac	hy	os	
Me.roes	hy	os	
Ne.sylv	hy	os	

Legende:

Flugvermögen: eu = eupter
hy = hypopter

Vagilität: os = ortsstet
ov = ortsvage

Inwieweit die eben genannten autökologischen Parameter für eine Beschreibung von Landschaftsräumen verwendet werden können, soll anhand Abb. 15 veranschaulicht werden. In dieser Darstellung werden die Faktoren Flugvermögen und Vagilität miteinander verknüpft und als artspezifische Mobilität in folgender Weise definiert:

eupter + ortsvage = ausbreitungsfreudig
hypopter + ortsvage = ausbreitungsfreudig,
Hindernisse werden weniger gut überwunden
eupter + ortsstet = ausbreitungsfähig (bei Druck?)
hypopter + ortsstet = nicht ausbreitungsfähig, immobil

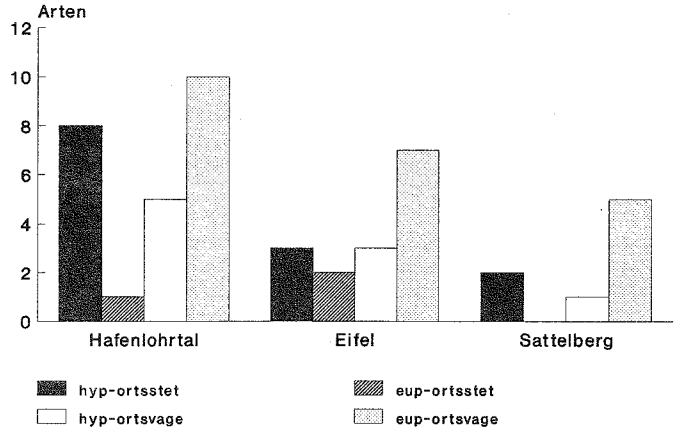


Abb. 15: Verteilung der nachgewiesenen Arten auf die Untersuchungsgebiete nach ihrer artspezifischen Mobilität

Abb. 15 verdeutlicht auffällige Differenzen in der Verteilung der "Mobilitätstypen" zwischen den Untersuchungsgebieten. In der Eifel und auf dem Sattelberg dominieren ausbreitungsfreudige Orthoptera, während immobile und nur eingeschränkt ausbreitungsfähige Arten (hypopter-ortsstete, eupter-ortsstete) eine eher untergeordnete Rolle spielen. Im Hafenlohrtal dagegen sind die ausbreitungsschwachen Tiere ebenso stark vertreten wie die eupteren, ortsvagen Tiere.

Im Hinblick auf eine Charakterisierung der Untersuchungsgebiete ist die Verteilung der Arten von besonderem Interesse. So weist einerseits der hohe Anteil ausbreitungsfreudiger Orthoptera in den Gebieten Eifel und Sattelberg auf instabile Biotopverhältnisse hin, was vor allem für den Sattelberg durch weitere Untersuchungsergebnisse bestätigt wird. Das Hafenlohrtal ist dagegen durch einen gleichermaßen hohen Anteil ausbreitungsschwacher Arten gekennzeichnet. Dies läßt den Schluß zu, daß es sich hier um einen "stabilen" und "gewachsenen" Landschaftsraum handelt.

4.3.4. Zoogeographische Aspekte

Zoogeographisch gesehen leben die meisten mitteleuropäischen Heuschrecken an ihrer geographischen wie auch altitudinalen Arealgrenze. Von autochthonen Arten abgesehen (atlantische Faunenelemente, tropische Tertiärrelikte), handelt es sich bei der mitteleuropäischen Heuschreckenfauna hauptsächlich um Angara-Formen (Formen Zentralasiens, BRINKMANN 1954)), die inter- und postglazial von Sibirien her nach Europa eingewandert sind (ZACHER 1915, 1917, FRUHSTORFER 1921, UVAROV 1929, HARZ 1957).

Zoogeographische Analysen der Heuschreckenfauna gründen sich in der Literatur auf unterschiedlichste Einteilungsprinzipien. Hinzu kommt, daß die geographische Herkunft einiger Arten von verschiedenen Autoren ungleich eingeschätzt wird, so bei *Leptophyes punctatissima*, die nach HARZ (1969) als Tertiärrelikt, nach FRUHSTORFER (1921) als pontisch-baltisch oder von RÖBER (1951) als eine westlich verbreitete Spezies eingestuft wird. Neben solchen differierenden Darstellungen wird zudem die zoogeographische Terminologie nicht einheitlich verwendet. Auf eine weitergehende Zuordnung der Arten nach ihrer geographischen Verbreitung wird daher in diesem Rahmen verzichtet. Für die vorliegende Fragestellung sind erscheinen historisch-biogeographische Aspekte von geringerer Bedeutung. Stattdessen erhält die gegenwärtige Verbreitungssituation der Heuschreckenfauna und -- in diesem Zusammenhang -- die relative Biotopbindung (regionale Stenökie) sowie Arealgrenz-Änderungen (Expansionen, Regressionen) ein besonderes Gewicht.

Regionale Verbreitung

Die heimische Heuschreckenfauna zeigt kein einheitliches Verbreitungsbild. Nur bei sehr wenigen (euryöken) Arten ist ein relativ kontinuierliches Arealvorkommen zu beobachten (z.B. *Chorthippus parallelus, Meconema thalassinum*). Tiergeographisch interessant und für eine Lebensraumbewertung von hohem Wert sind Arten, die eine ausgesprochen disjunkte Verbreitung zeigen (z.B. *Ephippiger ephippiger*) oder sogar nur noch in Reliktpopulationen auftreten (z.B. *Aeropus sibiricus*). Meist handelt es sich jedoch um Spezies, die über weite Räume hinweg ein mehr oder weniger geschlossenes Verbreitungsbild aufweisen.

In diesem Zusammenhang muß betont werden, daß die Zahl der Arten naturgemäß von Süden nach Norden abnimmt. So sind beispielsweise in Bayern etwa 70 und in Niedersachsen nur noch 45 Arten nachzuweisen. Gemäß ihren ökologischen Ansprüchen finden sich zum Norden hin streng xerophile Arten z.T. nur noch zerstreut an ausgesprochen günstigen Standorten, während sie im süddeutschen Raum eine durchaus weite Verbreitung erkennen lassen. Damit bekommt die Biotopbindung häufig nur regionale Gültigkeit. Darüberhinaus sind in den letzten Jahren Arealgrenzschwankungen zu beobachten, die sich einerseits als Arealexpansionen und andererseits als Arealregressionen darstellen. Daraus ergeben sich für eine Lebensraumbewertung wichtige Aspekte.

Relative Biotopbindung

Die Relativität der Biotopbindung von Arten macht sich -- wie bereits angedeutet -- dort bemerkbar, wo eurytope Spezies in suboptimalen Gebieten stenotop reagieren. Dieses Verhalten wird als "Prinzip der relativen Biotopbindung" (BEJ-BIENKO 1966), "Relative Standortkonstanz" (WALTER 1973) oder als "Regionale Stenözie" (KÜHNELT 1970) bezeichnet.

Bei der relativen Biotopbindung ändert sich nicht die Stenökie einer Art (weswegen der Begriff "Regionale Stenözie" nicht ganz zutreffend ist), sondern das regionale Angebot von Lebensräumen. Diese Tatsache hat für eine Lebensraumbewertung besondere Bedeutung und soll nachstehend näher erläutert werden. Dazu werden die nachgewiesenen Arten der Untersuchungsgebiete Hafenlohrtal, "Eifel" (mit Sattelberg) auf ihren Anteil regional stenöker Spezies hin überprüft. Die Tetrigidae werden dabei nicht berücksichtigt. In der "Eifel" lassen sich 5 (6) Heuschreckenarten herausgliedern, denen ein eingeengtes Lebensraumangebot zur Verfügung steht, so daß sich diese Arten in dieser Region stenotop verhalten.

Oedipoda caerulescens:

Oe. caerulescens konnte nur auf dem Sattelberg nachgewiesen werden. Zahlreichen Untersuchungen zufolge ist diese Art im gesamten nördlichen und auch mittleren Bereich der Bundesrepublik als ausgeprägt stenök anzusehen (vgl. RÖBER 1951, FROEHLICH 1990). Dagegen beschreibt FRANZ (1933) *Oe. caerulescens* als eher euryök, da sie in Niederösterreich in den verschiedensten Biotoptypen nachweisbar war; lediglich feuchtkühle Standorte wurden von ihr nicht besiedelt.

Metrioptera bicolor:

Im Gegensatz zu ihrer Schwesterart *Metrioptera brachyptera*, die in der "Eifel" als euryök einzustufen ist, wurde *Me. bicolor* nur in Extensivwiesen und Brachen angetroffen. Auch FROEHLICH (1990) beschreibt sie als eine im Eifelraum stenöke Art; zum Süden hin (z.B. im Naheraum) konnte er sie dagegen in weiten Bereichen beobachten.

Platycleis albopunctata:

In klimatisch günstigen Bereichen, wie im Saaletal bei Jena, ist diese Art weit verbreitet und "fehlt kaum" (KÖHLER 1987). In den meisten anderen Bundesländern ist sie auf wenige warme Standorte beschränkt. So auch in der Eifel, wo sie nur die günstigsten Standorte besiedelt, wie dies auch von INGRISCH (1984) für die Nordeifel und von STEINHOFF (1982) für den Bausenberg bestätigt wird.

Phaneroptera falcata:

Phaneroptera falcata zeigt eine enge Bindung an klimabegünstigte Gebiete, was durch die für die Eientwicklung (einjährig) erforderlichen hohen Temperaturen erklärt werden kann (INGRISCH 1979). In klimatisch günstigen Tallagen ist sie im Allgemeinen weit verbreitet und bezüglich der von ihr besiedelten Lebensräume relativ anspruchslos (FROEHLICH 1990), wie dies auch für das Hafenlohrtal gelten kann. In der Eifel ist sie dagegen als stenök einzuschätzen, da sie ausschließlich auf dem wärmebegünstigten Sattelberg nachzuweisen war.

Leptophyes punctatissima und *Chorthippus dorsatus*:

Für diese Arten könnte in der Eifel eine regionale Stenökie angenommen werden. Da es sich jedoch lediglich um Einzelnachweise handelt, muß von einer gesicherten Einschätzung dieser beiden Arten z.Zt. abgesehen werden.

Für das Hafenlohrtal lassen sich keine regional stenöken Heuschreckenarten aufzeigen, was zweifellos durch die relativ günstige geographische (klimatische) Lage zu erklären ist.

Arealgrenz-Änderungen

Die Arealgröße und, im besonderen Maße, die Arealgrenzen einer Art werden von einer Vielzahl ökologischer Faktoren bestimmt. Veränderungen von Verbreitungsgrenzen sind demnach die Folge von veränderten ökologischen (Lebensraum-) Bedingungen, die zu Arealexpansionen oder zu Arealregressionen führen können. Auch Anspassungserscheinungen einer Art und daraus folgende Arealexpansionen sind hier nicht auszuschließen.

Vorraussetzung für das Dokumentieren von derartigen Areal-Änderungen ist eine ausreichende Datenlage über eine ehemalige und gegenwärtige Verbreitung von Arten. Ein wichtiges Mittel zur Erfassung -- mindestens der heutigen -- Arealgrenzen ist eine Übersichtskartierung. Dies ist für die Heuschreckenfauna z.Zt. nicht gegeben, wenngleich für einzelne Bundesländer solche Kartierungen durchgeführt wurden, z.B. für Thüringen von OSCHMANN (1966), für Hessen von INGRISCH (1979b), für Niedersachsen von GREIN (1990) und für Baden-Württemberg von DETZEL (1991). Besonders hervorzuheben sind in diesem Zusammenhang Fundortangaben älterer Arbeiten, die wichtige Hinweise auf Verbreitungsgrenzen und -veränderungen liefern (s. FISCHER 1853, LEONHARDT 1913, ZACHER 1917, WEIDNER 1938 a und b, 1941, LUNAU 1950, RÖBER 1951, FRANZ 1961, HOLST 1969). Arealgrenzen der Arten für das gesamte Bundesgebiet sind aus der Gesamtzahl vorliegender Untersuchungen jedoch nur bedingt interpretierbar.

Für einige Arten liegen dennoch bisher einige raumübergreifende Informationen vor, so daß Aussagen zu Areal-Änderungen zu diesem Zeitpunkt möglich sind.

So werden in den letzten Jahren Arealexpansionen für *Phaneroptera falcata* beobachtet (INGRISCH 1983c, ADLBAUER 1987, KÖHLER 1987, HEUSINGER 1988, FROEHLICH 1990). Eine zusammenfassende Darstel-

lung über die Arealveränderungen dieser Art geben BUGGENUM & HERMANS (1985) und HERMANS & KRÜNER (1991). Nach den genannten Autoren ist eine deutliche Areal-Ausdehnung von *Ph. falcata* in Nord- und Nordwestliche Richtung festzustellen, wobei die unterschiedlichsten Biotoptypen besiedelt werden, sofern sie entsprechende klimatische Verhältnisse vorfindet. Auffällig ist die Bindung dieser Art an Standorte fortgeschrittener Sukzession, was auch durch die eigenen Untersuchungen bestätigt werden konnte.

Weitere Arealausdehnungen können mit Einschränkungen für die Art *Isophya kraussi* angenommen werden. Nach KÖHLER (1987) sind zumindest für den Raum Saaletal bei Jena Arealerweiterungen dieser Art festzustellen. HEUSINGER (1988) gibt für den bayerischen Raum dagegen rückläufige Tendenzen an. Angaben über das Vorkommen von *Is. kraussi* beschränkten sich bislang auf wenige Fundorte im Bundesgebiet. Durch den Einsatz der Detektormethode (HOLTZEM & FROEHLICH 1987, SCHROTH 1987) konnten jedoch in jüngerer Zeit neue Nachweise dieser Art erbracht werden. Ob es sich um eine Arealexpansion oder lediglich um methodisch bedingte fehlende frühere Nachweise handelt, bleibt weiteren Untersuchungen vorenthalten. Nach Untersuchungen von FROEHLICH (1990) im Regierungsbezirk Koblenz konnte jedoch im Jahr 1989 gegenüber früheren Untersuchungsjahren eine erhöhte Populationsstärke festgestellt werden, wobei FROEHLICH auch Populationsschwankungen vermutet (vgl. auch BELLMANN 1985).

In den eigenen Untersuchungen im Hafenlohrtal konnte *Is. kraussi* nur in den Jahren 1984 und 1985 ermittelt, in den darauffolgenden Jahren konnte ihr Vorkommen nicht mehr bestätigt werden (s. S. 26).

Ein Sonderfall einer Arealausdehnung ist die passive Verbreitung von *Leptophyes punctatissima*, die aufgrund ihrer Biotopbindung an junge Bäume und Sträucher (Eiablage) beispielsweise über Baumschulen verschleppt werden kann (RÖBER 1951). BELLMANN (1985) bezeichnet sie deshalb als Kulturfolger.

Verschlechterte Lebensraumbedingungen haben -- je nach Intensität der negativen Einflüsse -- einen Rückgang von Arten zur Folge, wobei diese Arealregressionen nicht nur stenöke Spezies betreffen müssen (INGRISCH 1983c).

Für das Hafenlohrtal lassen sich 4 und für die Eifel 3 Heuschreckenarten herausstellen, die aufgrund zahlreicher Untersuchungen als Spezies mit zunehmender Arealregression aufgeführt werden.

Chorthippus dorsatus, im Hafenlohrtal als verbreitet einzuschätzen, unterliegt in anderen Landesteilen einem starken Rückgang, so in Hessen (INGRISCH 1983c) und in Baden-Württemberg (DETZEL 1991). Für das Untersuchungsgebiet Eifel liegt nur ein Nachweis vor, so daß auch in diesen Bereichen von einer Arealregression auszugehen ist (FROEHLICH 1990).

Bestandseinbußen sind auch für *Oedipoda caerulescens* anzunehmen. Nach den Roten Listen der einzelnen Bundesländer ist diese Art gefährdet, vom Aussterben bedroht oder z.B. in Hamburg (MARTENS & GILLANDT 1985) bereits ausgestorben.

Für *Gryllotalpa gryllotalpa* existieren gegenwärtig nur noch vereinzelt Nachweise (z.B. HEUSINGER 1988, FROEHLICH 1990, DETZEL 1991), so daß man auch bei dieser Art von einem starken Rückgang ausgehen muß. Im Hafenlohrtal konnte sie im Untersuchungsjahr 1985, in anderen Jahren jedoch nicht erfaßt werden.

Ähnlich wird das Vorkommen von *Gryllus campestris* eingeschätzt, der in Norddeutschland nach BELLMANN (1985) bereits ausgestorben ist. Auch in süddeutschen Landesteilen werden seine Bestände als stark rückläufig beschrieben (z.B. HEUSINGER 1988, DETZEL 1991). Allerdings sind auch bei dieser Art Populationsschwankungen zu vermuten (REMMERT 1984). So konnte FROEHLICH (1990) in den Jahren 1989/90 im Regierungsbezirk Trier eine starke Zunahme verzeichnen. *Gr. campestris* konnte im Hafenlohrtal in relativ stabilen Populationen nachgewiesen werden.

In nachfolgender Tab. 16 werden die nachgewiesenen Arten zusammengestellt, die Ausbreitungs- oder Rückzugstendenzen zeigen. Darüberhinaus werden solche Spezies herausgearbeitet, denen für die Untersuchungsgebiete eine regionale Stenökie zuerkannt werden müssen.

Tab. 16: Zusammenstellung regional stenöker Arten sowie der Arten, die Arealexpansionen oder -regressionen zeigen

Expansionen	Regressionen		reg. Stenökie	
Ph.falc	Ch.dors	E	Oe.caer	E
Is.krau ?	Oe.caer	E	Me.bico	E
Le.punc*	Gr.gryl	H	Pl.albo	E
	Gr.camp	H	Ph.falc	E
			Le.punc ?	E
			Ch.dors ?	E
			Ch.dispar	H

Legende:

? = Einschätzung unsicher
* = Expansion durch Verschleppung
E = Eifel
H = Hafenlohrtal

4.3.5. Autökologische Typisierung der Arten

Wie sich in den bisherigen Ausführungen gezeigt hat, werden nur wenige Arten bezüglich ihres ökologischen Typs einheitlich beurteilt. Die meisten Arten werden unterschiedlich charakterisiert, was einerseits auf wenig klare begriffliche Abgrenzung und andererseits auf das Phänomen der "regionalen Stenökie" zurückzuführen ist.

Autökologische Angaben kennzeichnen die Bindung einer Art an einen bestimmten Biotoptyp bzw. an biotische/abiotische Umweltfaktoren (-komplexe) und können als Mittel zur Biotopcharakterisierung gesehen werden. In diesem Sinn sind Klassifizierungen wie "xerothermophil" oder hygrobiont" wertvolle Typisierungen, die zusätzlich den Bindungsgrad einer Art verdeutlichen.

Im Hinblick auf eine Bewertung können diese ökologischen Typisierungen nicht verwendet werden, da sie zwar charakterisieren, aber zunächst keine eigentliche Wertung zulassen: eine xerothermophile Art ist nicht höher einzustufen als eine hygrobionte.

Ausgehend von der Überlegung, daß das Vorkommen spezialisierter Spezies (unabhängig von der Art des Habitatanspruchs) höher zu bewerten ist als das Vorkommen anpassungsfähiger und "verbreiteter" Arten, schlage ich vor, die ökologischen Typisierungen im Bewertungsverfahren auf die Begriffe stenök, mesök und euryök zu reduzieren. Unter Zugrundelegung des Bindungsgrades der Heuschrecken an die ökologischen Faktoren relative Luftfeuchte (Feldheuschrecken) bzw. Lufttemperatur (Laubheuschrecken) und der Vegetation[1] sind in Anlehnung an HEYDEMANN (1960) noch Zwischenstufen abgrenzbar:

stenök:	Bindung an 2 Faktoren (2x-biont)
partiell stenök:	Bindung an 1 Faktor (1x-biont)
mesök:	bevorzugte Bindung an 2 Faktoren (2x-phil)
partiell euryök:	an 1 Faktor ohne engere Bindung (1x-eury), an 1 Faktor bevorzugte Bindung (1x-phil)
euryök:	ohne engere Bindung (2x-eury)

Nachfolgend werden die nachgewiesenen Arten der Untersuchungsgebiete Hafenlohrtal und "Eifel" (mit Sattelberg) diesem Einteilungsschema zugeordnet (Tab. 17).

1 Eiablagesubstrat, Vegetationsstruktur i.w.S.

Tab. 17: Autökologische Typisierung der Arten des Hafenlohrtales und der Eifel (mit Sattelberg) (Arten aus 1989)

	ökologischer Typ				
Hafenlohrtal	ST	pST	ME	pEU	EU
Chorthippus biguttulus			■		
Chorthippus brunneus	■				
Chorthippus dorsatus		■			
Chorthippus montanus		■			
Chorthippus parallelus					■
Chrysochraon dispar		■			
Conocephalus discolor		■			
Conocephalus dorsalis		■			
Gomphocerus rufus			■		
Gryllotalpa campestris			■		
Meconema thalassinum		■			
Metrioptera roeseli				■	
Nemobius sylvestris			■		
Omocestus viridulus					■
Phaneroptera falcata		■			
Pholidoptera griseoaptera		■			
Stenobothrus lineatus	■				
Tetrix subulata		■			
Tetrix undulata					■
Tettigonia viridissima				■	
	ökologischer Typ				
Eifel	ST	pST	ME	pEU	EU
Chorthippus biguttulus			■		
Chorthippus brunneus	■				
Chorthippus dorsatus		■			
Chorthippus parallelus					■
Leptophyes punctatissima	■				
Meconema thalassinum		■			
Metrioptera bicolor	■				
Metrioptera brachyptera				■	
Myrmeleotettix maculatus	■				
Nemobius sylvestris			■		
Oedipoda caerulescens	■				
Omocestus viridulus					■
Phaneroptera falcata	■				
Pholidoptera griseoaptera		■			
Platycleis albopunctata	■				
Stenobothrus lineatus	■				
Tetrix undulata					■
Tettigonia viridissima				■	

4.3.6. Schutzstatus der Arten

Der Schutzstatus von Arten wird durch die "Rote Listen" dokumentiert, wobei zusätzlich für jedes Bundesland eigene Übersichten existieren. Nachfolgend werden die ermittelten Arten nach ihren in den Roten Listen festgelegten Gefährdungsstufen aufgeführt (Tab. 18).

Tab.18: Zusammenstellung aller in den Roten Listen aufgeführten Arten der Untersuchungsgebiete

BRD	GST	Bayern	GST
Ph. falcata	2	Ch. dispar	2b
		Is. kraussi	2b
		Ph. falcata	2b
NRW	**GST**	**Rh.-Pf.**	**GST**
Me. bicolor	2	Oe. caerulescens	3
Me. brachyptera	3	Ph. falcata	3
Pl. albopunctata	2	Le. punctatissima	4
Ch. dorsatus	3		
St. lineatus	3		

Legende:

GST = Gefährdungsstufe nach den in den jeweiligen Ländern festgelegten Kriterien
BRD = Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland, 1984
Bayern = Rote Liste bedrohter Tiere in Bayern, 1983
NRW = Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Pflanzen und Tiere, 1986
Rh.-Pf.= Rote Liste Geradflügler Rheinland-Pfalz, 1986

4.4. Synökologische Analyse

In der folgenden synökologischen Betrachtung wird der vorhandene (reale) Orthoptera-Bestand zu dem theoretisch möglichen (potentiellen) in Beziehung gesetzt. Es stehen somit nicht mehr die Einzelarten im Mittelpunkt, sondern die Gesamtheit der Arten in einem Naturraum.

Artenfülle

Im Rahmen der vorliegenden Analyse biotopbewertender "Eigenschaften" von Heuschrecken kommt der Frage nach der "Artenvielfalt" eine besondere Bedeutung zu. In der Regel wird die Qualität eines Gebietes als umso höher angesehen, je mehr Arten im Lebensraum nachzuweisen sind. Demzufolge wird in der Naturschutzpraxis die Artenzahl als ein wesentlicher Wertmaßstab eingesetzt. Die Bewertung der Artenfülle wird dabei meist durch subjektive Einschätzungen bestimmt, was zu einer Charakterisierung mit "artenreich", "artenarm" bzw. "hoch" oder "gering" führt.

Daß Artenreichtum nicht zwangsläufig mit Biotopstabilität gekoppelt ist und in Einzelfällen auch als ein Ausdruck verschlechterter Umweltbedingungen gesehen werden muß, wird in der ökologischen Literatur immer wieder betont (z.B. REMMERT 1984, TISCHLER 1984, KAULE 1986, KLÖTZLI 1989). Entsprechend wird bei einer Erfassung terrestrischer Lebensräume außer der Artenzahl auch das Vorkommen seltener und/oder gefährdeter bzw. repräsentativer Arten miteinbezogen.

Unter Berücksichtigung der Ökologie der Arten kann die Artenzahl jedoch zu einem wertvollen Bewertungsinstrument werden. Dies setzt voraus, daß in die Bewertung nicht die tatsächliche Artenzahl, sondern vielmehr deren Verhältnis zur erreichbaren Artenfülle eingeht. Die erreichbare Artenfülle ist dabei von den Besiedlungsmöglichkeiten eines bestimmten Lebensraumes abhängig, woraus sich zwei Fragen ableiten lassen:

- repräsentiert das Arteninventar die Besiedlungsmöglichkeiten eines Lebensraumes?
- wie vollständig (typisch) ist das Arteninventar ausgebildet?

Zur Klärung dieser Fragen müssen Bezugseinheiten zur Verfügung stehen, mit deren Hilfe eine Orientierung möglich wird. Derartige Bezugseinheiten könnten vollständig ausgebildete Zoozönosen sein, die einen optimal ausgeprägten Lebensraumtypus repräsentieren.

Wie bereits ausführlich in den vorangegangenen Kapiteln erläutert, können die Heuschreckenzönosen jedoch -- regional bedingt -- stark voneinander abweichen. Die regionalen Gegebenheiten -- wie das Klima, aber auch die Verbreitungsgeschichte der Arten -- bestimmen in hohem Maße die Zusammensetzung der jeweiligen Zönosen und schaffen somit jeweils naturraum-typische Artenbestände. Diese sind nicht nur qualitativ, sondern auch quantitativ verschieden ("Nord-Süd-Gefälle"). Eine Bezugseinheit, d.h. eine Heuschreckenzönose kann es deshalb nicht geben. Ebenso wenig

lassen sich biotoptypenbezogene Zönosen (z.B. Trockenrasenarten, Feuchtwiesenarten) hinreichend abgrenzen. Eine sinnvolle Deutung von Artenzahlen wird demnach nur möglich sein, wenn -- neben den standörtlichen Biotopausprägungen (Besiedlungsmöglichkeiten) -- die regionale Verbreitung und die regionale Bindung der Arten berücksichtigt werden. Dazu sind zwei Gliederungswege notwendig:

- die Zuordnung der Arten zu Biotoptypen
- die Zuordnung der Arten zu Naturräumen

Eine Zuordnung der Arten zu Biotoptypen wird in der freilandökologischen Praxis häufig vorgenommen, wobei diese meist auf der Basis der jeweiligen Untersuchungen erfolgt. Entsprechend unterschiedlich fallen die Beschreibungen der Biotoptypen aus. Eine übergeordnete Gliederung, in welcher die Heuschreckenbiotope Deutschlands dargestellt werden, wurde von HEUSINGER (1986) verfaßt. Leider hat HEUSINGER hier nur den Anteil der (biotoptypischen) Arten in Gefährdungskategorien aufgeführt, die Artnamen selbst gehen aus dieser Auflistung nicht hervor.

Nachstehend werden Biotoptypen (mit Ausnahme alpiner Biotope und Küstenbiotope) für Heuschrecken dargestellt , wobei eine Differenzierung vorgenommen wird, die weitergeht als bei HEUSINGER (Tab. 19). Die Gliederung erfolgt hier schwerpunktmäßig nach strukturellen Gesichtspunkten. Vegetationskundliche Begriffe werden weitgehend vermieden; sie werden nur dann benutzt, wenn es sich um "gängige" Termini handelt. Darüberhinaus werden nur die Lebensraumtypen genannt, die (aus faunistischer Sicht) eine günstige bis optimale Ausprägung besitzen. Intensiv genutzte, stark gestörte oder beunruhigte Bereiche werden demnach nicht aufgeführt (keine Acker- oder Straßenränder, keine Gebäude). Die für das Vorkommen bedeutsamen Umweltfaktoren werden hinzugefügt. Im Anschluß daran werden die heimischen Heuschreckenarten diesen Lebensraumtypen zugeordnet (Tab. 20).

Die Zuordnung der Arten zu Naturräumen ist wesentlich schwieriger durchzuführen und nur dann befriedigend, wenn ausreichendes Datenmaterial -- aus älterer u n d neuerer Zeit -- zur Verfügung steht. Auf der Grundlage solcher Daten läßt sich jedoch ein naturraumbezogenes, potentielles (möglich vorhandenes) Arteninventar herausarbeiten, zu welchem das reale (jetzt vorhandene) Artenspektrum in Beziehung gesetzt werden kann. Durch die zusätzliche Gliederung in Lebensraumtypen ist es darüberhinaus möglich, das potentielle Artenspektrum der vorhandenen Biotoptypen zu ermitteln. So wird ein Untersuchungsgebiet nur in seltenen Fällen alle Biotoptypen und damit alle potentiellen Arten beherbergen. Durch die Differenzierung in Biotoptypen, wird es dann möglich, die Arten auszuklammern, die zwar im Naturraum (in dem sich das Untersuchungsgebiet befindet) vorkommen können, aufgrund fehlender Lebensräume aber nicht im Untersuchungsgebiet nachzuweisen sind.

Inwiefern die tatsächliche Artenfülle bzw. der Artenfehlbetrag auf diese Weise erfaßt werden kann, soll am Beispiel des Untersuchungsgebietes Hafenlohrtal dargestellt und überprüft werden (Tab. 20).

Bei der Ermittlung des potentiellen Arteninventars ist zu beachten, daß einige Heuschreckenarten in der vorliegenden Zusammenstellung nicht enthalten sind. So bleiben die Spezies der Tetrigidae unberücksichtigt, da eine eindeutige Nomenklatur und Art-Abgrenzung erst in jüngerer Zeit gegeben wurde (INGRISCH et al. 1988). Darüber hinaus werden verschollene oder ausgestorbene Spezies und solche, deren spezifische Lebensräume in der Biotoptypenliste nicht enthalten sind (alpine Arten, synanthrope Arten), ebenfalls nicht aufgenommen.

Alle anderen Angaben zu den Arten in Tab. 20 beziehen sich auf Literaturdaten aus dem speziellen Naturraum. Ausnahmen bilden jene Arten, die in der Auflistung mit einem (?) versehen sind. Für diese Spezies liegen keine Fundortangaben vor, wobei jedoch ein Vorkommen nicht auszuschließen ist (Erfassungslücken, Arealexpansionen). Für die Ermittlung des potentiellen Arteninventars im Hafenlohrtal konnten Literaturdaten des Naturraumes "Sandsteinspessart" ausgewertet werden (LEYDIG 1881, FRÖHLICH 1903, LEONHARDT 1913, WEIDNER 1941, 1954, STADLER 1960, GAUCKLER 1957 in KNEITZ 1979).

Wie aus Tab. 20 zu ersehen ist, weist der Sandsteinspessart 34 Saltatoria-Arten auf, von denen im Hafenlohrtal 22 Arten nachzuweisen waren. Mit Ausnahme der Art *Chorthippus mollis*, deren Biotoptyp im Untersuchungsgebiet nicht vorhanden ist, könnte das Hafenlohrtal folglich 33 Arten beherbergen. Die Artenfülle beträgt danach 67%.

Tab. 19: Biotoptypen der Ebene, des Hügel- und Berglandes für Heuschrecken (ohne Küstenbiotope und alpine Biotope)

FN Feucht- und Naßflächen

Niedermoore, mehr oder weniger extensiv genutzte Grünländereien (Streuwiesen), Feuchtgrünlandbrachen, sumpfige, seggenreiche Mulden, Gräben:
- stark vertikal strukturierte Vegetation
- feucht-kühles Mikroklima

WG Wirtschaftsgrünland

extensiv genutzte Grünländereien, durch planmäßige Pflege- und Düngungsmaßnahmen beeinflußt, +/- nährstoffreich (Fettwiesen und -weiden):
- je nach Mahd- oder Weidezeitpunkt kurz- bis langgrasig
- meist dichte und geschlossene Vegetation
- schwankende Temperaturen und Luftfeuchteverhältnisse (durch Mahd, Beweidung), i.A. mesothermes Mikroklima

GB Grünlandbrachen

aufgelassene Streuobstwiesen, unbewirtschaftete Fettwiesen und -weiden sowie sich selbst überlassene Magerrasen:
- dichte (verfilzte) und hohe Vegetation
- ausgeprägte Stratengliederung, gebüsch- und randzonenreich
- kurzlebig (Sukzession!)
- je nach Standort und Sukzessionszustand wechselnde kleinklimatische Verhältnisse

NG Nährstoffarme, trockene Grasfluren; nicht oder nur schwach gedüngte Grasfluren (extensive Beweidung, extensive Mahd):

a. gebüschreiche Trocken- und Halbtrockenrasen
b. felsige, steppenartige Trocken- und Halbtrockenrasen
c. baumfreie, von Zwergsträuchern beherrschte Flure:
- "lockere" Vegetation, z.T. mit wenig bzw. unbewachsenen Bereichen
- randzonenreich (nicht b.)
- hohe Insolation, warmes bis extrem warmes Mikroklima

RB Rohbodenstandorte

Flächen ohne Bodenauflage, vegetationsfrei (Schutthalden, Steinbrüche, Sandgruben, Schotterfluren, Abbruchkanten, Abraumhalden, Kiesbänke):
- hohe Insolation, hohe Maximaltemperaturen
- geringe Luftfeuchte

WA Wald

Waldlichtungen-, wiesen, Kahlschläge, Waldränder
a. Laub- und Mischwälder
b. Nadelwälder
- gebüschreich, ausgeprägte Stratengliederung und reich an Ökotonen (nicht b.)
- windgeschützt
- kurzlebig (Sukzession!)
- starke Ein- und Ausstrahlung, demzufolge starke Temperaturschwankungen (v.a. Kahlschläge)
- z.T. starke Beschattung

RU Ruderalflächen

Wegränder, Schuttplätze, Ödland, steinige Böschungen:
- geringe Stratengliederung
- vegetationsfreie Bereiche (Kleinbiotope)
- trocken - warmes Mikroklima

WB Weinberge

nur in ausgesprochen sommerwarmen und trockenen Gebieten mit mediterranem Einschlag
- keine Stratengliederung
- gebüschreich
- hohe Insolation, trocken-warmes bis extrem warmes Mikroklima
- geringe Luftfeuchte

Tab.20: Zuordnung heimischer Heuschreckenarten zu Biotoptypen, die Darstellung des potentiellen Arteninventars des Naturraumes Sandsteinspessart und des realen Arteninventars des Hafenlohrtales (ausgenommen sind ausgestorbene o. verschollene Arten, alpine und synanthrope Arten sowie alle Dornschrecken)

SANDSTEINSPESSART	U	FN	WG	GB	NG * a	NG * b	NG * c	RB	WA a	WA b	RU	WB
Ai. thalassinum	()	▪						▪				
Ar. fusca	()					▪						
Ba. constrictus	()									▪		
Ba. serricauda	–								▪			
Ca. italicus	()					▪		▪				
Ch. albomarg.	–	▪	▪								▪	
Ch. apricarius	()				o	o					▪	
Ch. biguttulus	+		▪	▪	▪	▪	▪				▪	
Ch. brunneus	+		o	o	▪	▪	▪	▪	▪		▪	
Ch. dorsatus	+	▪	▪	o								
Ch. mollis	(–)					▪	▪					
Ch. montanus	+	▪		o								
Ch. parallelus	+	▪	▪	▪	▪				▪	▪	▪	
Ch. vagans	–					▪			▪	▪		
Ch. brachyptera	()	▪			▪	o						
Ch. dispar	+	▪		▪					▪			
Co. discolor	+	▪									o	
Co. dorsalis	+	▪										
De. verrucivorus	–		▪		▪							
Ep. ephippiger	()				▪	▪			▪			▪
Ga. glabra	()						▪					
Go. rufus	+			o	o				▪			
Gr. gryllotalpa	+	▪	▪									
Gr. campestris	+		▪		▪	▪	▪		▪		▪	
Is. kraussi	+	o	o		▪				▪			
Le. albovittata	(?)				▪				▪			
Le. punctatissima	–			o					▪			
Me. thalassimum	+								▪			
Me. grossus	–	▪										
Me. bicolor	+		o	▪	▪	▪	▪				o	
Me. brachyptera	+	▪		o		o	o				o	
Me. roeseli	+	▪	▪	▪	▪							
My. acervorum	(?)											
My. maculatus	–					▪	▪	▪		▪	o	
Ne. sylvestris	+								▪			
Oe. pellucens	()											▪
Oe. caerulescens	–					▪		▪				
Oe. germanica	()					▪		▪				
Om. haemorrhoidalis	()		▪		▪	▪						
Om. ventralis	–		▪		o	▪		o				
Om. viridulus	+	▪	▪	▪					▪			

Forts. der Tab. 20:

SANDSTEINSPESSART	U	FN	WG	GB	NG * a	NG * b	NG * c	RB	WA a	WA b	RU	WB
Pa. alliaceus	()	▪	▪	▪								
Ph. falcata	+			▪	▪							
Ph. griseoaptera	+		o	o	o				▪		▪	
Pl. albopunctata	–			o		▪					o	
Po. denticauda	()		▪		o							
Ps. stridulus	()					▪						
Pt. concolor	()	▪										
Sp. caerulans	()					▪		▪				
St. scalaris	()					▪		▪	▪		▪	
St. lineatus	+				▪	▪	▪		▪		o	
St. nigromac.	()					▪		▪				
St. stigmaticus	–					▪		▪				
Te. cantans	()			▪					▪		▪	
Te. caudata	()											
Te. viridissima	+			▪	▪				▪		▪	
Gesamt BRD	56	17	17	18	20	24	9	11	19	4	16	2
Gesamt Spessart	34	12	14	16	14	13	8	5	15	3	13	0
Gesamt HFL	22	11	11	11	12	6	6	1	12	1	10	0
Artenfülle (%)	67	92	79	69	–	–	–	20	80	33	77	–

LEGENDE:

HFL Hafenlohrtal
FN ... Biotoptypen (* = im Untersuchungsgebiet nicht vorhanden)
( ) aufgrund fehlender Biotoptypen und/oder verbreitungsgeschichtlicher Faktoren nicht vorkommende Arten
(?) Literaturangaben ungenau
\+ Arten, die im Untersuchungsgebiet nachzuweisen waren
– Arten, die im Untersuchungsgebiet vorkommen könnten
(–) Arten, die im Naturraum vorkommen, aufgrund fehlender Biotoptypen nicht aber im Untersuchungsgebiet
▪ Hauptvorkommen
o Nebenvorkommen (eigene Ergebnisse, die von Literaturangaben abweichen, fließen hier mit ein)

5. Bewertungsverfahren

In den vorausgegangenen Kapiteln wurden, von Erfassungen im Freiland ausgehend, Bewertungskriterien entwickelt, die Grundlage für ein objektiveres Bewertungssystem sein sollen. Ziel des vorgestellten Verfahrens ist die quantitative Beurteilung der gegenwärtigen ökologischen Situation von Einzelflächen und größeren zusammenhängenden Landschaftsräumen. Die Kriterien wurden aus aut-, dem- und synökologischen Kennzeichnungsgrößen abgeleitet. Die Bewertung erfolgt mit Hilfe der Ausprägung dieser Merkmale, die durch eine Einstufung in Kategorien 1 bis 5 "inwertgesetzt" werden. Die Endbewertung beruht auf der Basis dieser Einstufungen und wird vergleichend mit Hilfe einer graphischen Darstellung vorgenommen (s. S. 74). Zur praxisorientierten Nutzung dienen Bewertungsbögen.

Bewertungskriterien und Inwertsetzung

Die Bewertungskriterien werden so gewählt, daß sie als nachvollziehbare und überprüfbare Entscheidungsgrößen eingesetzt werden können. Schwer definierbare Merkmale wie "Natürlichkeit", "Eigenart" u.a. werden deshalb in diesem Kriteriensystem nicht verwendet. Die Berücksichtigung sowohl aut- und demökologischer als auch synökologischer Kennzeichnungsgrößen erlaubt eine Bewertung des Artenspektrums, aber auch eine Beurteilung der Standortqualität einer Fläche bzw. eines Gebietes. Dadurch kann die Bewertung in zwei Bereiche aufgegliedert werden: die Bewertung der Art und die Bewertung des Standortes. Als Bewertungskriterien werden eingesetzt:

ARTBEWERTUNG:

1. Artenfülle ($ART_{füll}$)
2. Artwert (W_{ART})
3. Rote-Liste-Arten (RL_{ART})

STANDORTBEWERTUNG:

4. Straten-Nutzung ($STRA_{NU}$)
5. Vernetzungsgrad (VN-Grad)
6. Nutzungstyp (NU-Typ)

Darüberhinaus werden Kriterien entwickelt, die zusätzliche Interpretationen erlauben:

1. Biodeskriptoren, die
   a.) den Vernetzungsgrad (VN) eines Standortes/Gebietes,
   b.) einen Sonderstandort (SO) und/oder
   c.) einen gefährdeten Biotoptyp (gfB) anzeigen

2. Anteil immobiler Arten (A_{im}),
   mit Hilfe derer Aussagen bezüglich der Stabilität resp. Labilität eines Standortes/Gebietes getroffen werden können.

Artbewertung

Das Kriterium Artenfülle beschreibt die Artenvielfalt eines Standortes bzw. Gebietes und beinhaltet sowohl die nachgewiesene Artenzahl als auch das Verhältnis des Artenspektrums zur erreichbaren Artenfülle. Die Artenfülle kann sich zwischen 0 % (keine Art, die zu erwarten gewesen wäre) und 100 % (alle erwarteten Arten wurden nachgewiesen) bewegen. Der Artwert (W_{ART}) wird durch die Häufigkeit der Art (HF) und deren Potenzgrad (POT_{ART}, Habitatbindung) bestimmt und errechnet sich hier nach:

$$W_{ART} = HF \times POT_{ART}$$

Die Differenzierung der Häufigkeit ist dreistufig, wobei bei quantitativen Erhebungen einzelner Flächen dominante Arten (DO+) und Arten mit nicht nennenswerten Populationsgrößen (nicht dominante, DO-) sowie Einzelfunde (EZ) unterschieden werden. Das Artenspektrum größerer Landschaftsräume, die nicht durchgehend quantitativ bearbeitet werden können, wird analog in repräsentante (RE+), nicht repräsentante (RE-) und im Gebiet seltene Arten (Einzelfunde, EZ) eingeteilt. Die Habitatbindung der Arten wird durch die ökologischen Termini stenök (ST), partiell stenök (pST), mesök (MES), euryök (EU) und partiell euryök (pEU) dargestellt. Die einzelnen Ausprägungen erhalten Punktzahlen, wobei davon ausgegangen wird, daß eine stenöke Art, die dominant bzw. repräsentant auftritt, qualitativ hoch einzuschätzen ist:

5 = stenök
4 = partiell stenök
3 = mesök
2 = partiell euryök
1 = euryök

3 = dominant/repräsentant
2 = nicht dominant/nicht repräsentant
1 = Einzelfund

Auf diese Weise wird jede nachgewiesene Art gewertet. Um einzelne Flächen bzw. Gebiete vergleichen zu können, werden die Artwerte addiert und durch die Anzahl der Spezies (= N) dividiert. Man erhält einen mittleren Artwert (W_{ARTmit}), der einer theoretischen Durchschnittsart eines Standortes/Gebietes entspricht:

$$W_{ARTmit} = \frac{1}{N} \times \sum_{i=1}^{N} W_{ART}$$

Der mittlere Artwert ist umso höher, je größer der Anteil an stenöken, dominanten Arten ist. Als drittes Kriterium zur Bewertung der Art wird deren Gefährdungsgrad (RL_{ART}) eingesetzt. Dazu werden die bundeslandspezifischen Roten Listen hinzugezogen, wobei jedoch im Bewertungsprozeß die einzelnen dort aufgeführten Gefährdungsgrade nicht unterschieden werden.

Standortbewertung

Die Standortbewertung erfolgt mit Hilfe der Kriterien Straten-Nutzung, Vernetzungsgrad und Nutzungstyp. Die Straten-Nutzung ($STRA_{NU}$) der Arten wird nach einer vorgegebenen Berechnungsmethode ermittelt (s. S. 23). Der Index kann sich je nach Standortbedingungen zwischen 0 (geringe Stratenzahl mit schlechter bis keiner Ausnutzung durch Arten) und 1 (hohe Stratenzahl mit optimaler Ausnutzung durch Arten) bewegen. Der Vernetzungsgrad (VN-Grad) und der Nutzungstyp (NU-Typ) einer Fläche werden durch eine 5-stufige Skala beschrieben. Im vorliegenden Bewertungsverfahren werden die Kriterien Vernetzungsgrad und Nutzungstyp zur besseren Handhabung getrennt aufgeführt, obwohl diese Merkmale eng miteinander verknüpft sind. Dadurch wird die Erfassung dieser Parameter erleichert. In der Gesamtbewertung jedoch sollten sie gemeinsam interpretiert werden.

Inwertsetzung

Die "Inwertsetzung" aller Kriterien -- und damit deren Standardisierung -- erfolgt auf der Einstufung in 5 Kategorien (KAT), denen folgende Bedeutung zugeordnet wird:

Kat 1 = überregionale Bedeutung
Kat 2 = regionale Bedeutung
Kat 3 = lokale Bedeutung
Kat 4 = belastet und verarmt, aber noch naturschutzrelevant
Kat 5 = keine oder untergeordnete Bedeutung

Die Einstufung in diese Kategorien basiert auf den Ausprägungen der Wertkriterien. Für alle Parameter werden Klassengrenzen gesetzt; sie werden in Tab. 23 (S. 72) detailliert erläutert. Diese Abgrenzungen lassen sich für alle Kriterien -- mit Ausnahme des Artwertes -- problemlos durchführen, da sowohl genügend Erfahrungswerte (bei $ART_{füll}$, RL_{ART}, VN-Grad, NU-Typ) als auch ausreichend Untersuchungsdaten vorliegen (bei $STRA_{NU}$). Für das in dieser Arbeit ebenfalls neu entwickelte Kriterium W_{ART} existieren hingegen keine Erfahrungswerte, so daß weitergehende theoretische Überlegungen notwendig sind. Dazu werden die in den Untersuchungsgebieten sowie deren quantitativ erfaßten Untersuchungsflächen berechneten mittleren Artwerte sowie das theoretische Minimum und Maximum des jeweiligen Artwertes (W_{max}, W_{min}) in Tab. 21 vergleichend dargestellt.

Nach den vorgegebenen Punktwerten für die Arten (Potenzgrad: 1-5) und deren Häufigkeiten (HF: 1-3) kann sich der mittlere Artwert zwischen 1 (nur euryöke Arten in geringen Individuendichten) und 15 (nur stenöke Arten in hohen Individuendichten) bewegen. Innerhalb dieser Spanne sind verschiedene Abgrenzungen möglich. So ist bei einem Vergleich der W_{ARTmit} aus Tab. 21 zu ersehen, daß der mittlere Artwert umso mehr abnimmt, je weniger spezialisierte (stenöke/partiell stenöke) Arten in durchschnittlichen oder hohen Individuendichten resp. mit einer durchschnittlichen oder weiten Verbreitung am Gesamtartenbestand beteiligt

sind. Z.B. weist der Rohboden E2 unter den 3 nachgewiesenen Arten keine spezialisierte Art auf (W_{ARTmit} = 3,0), die Feuchtfläche H3 dagegen beherbergt bei 2 Arten eine partiell stenöke Art in hohen Individuendichten. Die Zahl der Arten ist nach den vorliegenden Befunden für die Höhe des mittleren Artwertes nicht ausschlaggebend. Auch Standorte mit einer höheren Artenzahl wie H13 (8 Arten, W_{ARTmit} = 5,5) können annähernd den gleichen Wert erhalten wie Flächen, in denen weniger Arten nachzuweisen waren (z.B. E7 mit 4 Arten, W_{ARTmit} = 5,8).

Tab. 21: Mittlere Artwerte der Untersuchungsgebiete Hafenlohrtal und "Eifel" sowie deren quantitativ erfaßter Untersuchungsflächen

Untersuchungsfläche	AZ	W_{ARTmit}	W_{max}	W_{min}
H3 Feuchtfläche	2	7,0	7,5	2,5
H12 Brache	11	6,2	8,7	2,9
H13 Fettwiese	8	5,5	8,3	2,8
E2 Rohboden	3	3,0	4,0	1,3
E4 Brache	5	3,4	4,8	1,6
E6 Brache	7	6,0	9,0	3,0
E7 Halbtrockenrasen	4	5,8	8,3	2,8
E9 Halbtrockenrasen	9	6,0	9,0	3,0
E10 Halbtrockenrasen	10	5,9	8,7	2,9
E11 Ruderalfläche	6	3,5	5,0	1,6
Untersuchungsgebiet	**AZ**	**W_{ARTmit}**	**W_{max}**	**W_{min}**
Hafenlohrtal	19	6,6	9,5	3,6
"Eifel"	15	6,7	10	3,3

Legende:

AZ = Artenzahl
W_{ARTmit} = mittlerer Artwert
W_{max} = maximaler Wert: alle Arten dominant
W_{min} = minimaler Wert: alle Arten vereinzelt

Eine sinnvolle Interpretation dieser Werte setzt jedoch ausreichendes Datenmaterial voraus. Im Rahmen dieser Arbeit konnte dagegen nur eine begrenzte Zahl von Standorten quantitativ bearbeitet werden, so daß die vorliegenden Befunde nur eine vorsichtige Auslegung zulassen. Vergleiche mit Angaben aus der Literatur waren nicht möglich, da Individuendichte-Bestimmungen entweder nicht oder nur unzureichend erfolgen und mit dem hier vorgestellten Verfahren nicht übereinstimmen.

Um dennoch Vergleichsdaten für eine weitergehende Deutung des Artwertes zu erhalten, wurden Artwerte aus 40 fiktiven Untersuchungen berechnet. Dazu wurden theoretisch mögliche Artenspektren von 5 verschiedenen Biotoptypen zusammengestellt (Tab. 22). Durch die Einstufung der

Arten in unterschiedliche Häufigkeiten ergaben sich 8 Kombinationsmöglichkeiten (A-H), wobei bei der ersten Variante (A) alle Arten eines Biotopes in geringen Häufigkeiten (HF = 1) und bei der letzten Variante (H) alle Arten eines Biotopes in hohen Häufigkeiten (HF = 3) eingestuft werden. Dadurch ergeben sich pro Biotoptyp minimale und maximale Artwerte. Durch den Vergleich der vorliegenden Werte aus Tab. 21 und 30 wird es nun möglich, den Artwert näher zu charakterisieren und abzugrenzen.

So weisen z.B. FFI-D (Tab. 22), E6-H (Tab. 21), SoF-B und SoF-H (beide Tab. 22) einen hohen Anteil an partiell stenöken Arten auf, die zudem in hohen Häufigkeitsstufen eingestuft wurden. Es können aber auch ohne einen hohen Anteil an spezialisierten Arten hohe Artwerte erreicht werden, wie dies bei WaR-H (W_{ARTmit} = 8,1, Tab. 22) zu ersehen ist. Entscheidend ist, daß es sich bei allen Arten um sehr individuenreiche Vorkommen handelt, wobei euryöke Arten nicht oder nur sehr wenig vertreten sind. Die in diesen Fällen errechneten Artwerte (> 8) weisen demnach auf ein außergewöhnliches Artenspektrum hin, da es sich nicht nur um spezialisierte Arten handelt, sondern darüberhinaus um äußerst individuenstarke und somit stabile Populationen. Artenspektren mit solchen Werten werden in die höchste Kategorie eingeordnet (Kat 1).

Die mittleren Artwerte werden geringer, wenn die -- zwar immer noch zahlreich vertretenen -- spezialisierten Arten nicht mehr ausschließlich in der höchsten Häufigkeitsstufe angetroffen werden (z.B. SoF: W_{ARTmit} = 6,3, FFI-D: W_{ARTmit} = 7,4, FFI-E: W_{ARTmit} = 7, (alle Tab. 22) und H12: W_{ARTmit} = 6,2 (Tab. 21)). Artwerte zwischen 6 und 8 sind andererseits auch für solche Flächen zu erzielen, die weniger spezialisierte Arten beherbergen. Dann handelt es sich jedoch um überwiegend individuenreiche Vorkommen, wobei euryöke Arten deutlich unterrepräsentiert sind (z.B. Bra-G: W_{ARTmit} = 6, WaR-D und WaR-E: W_{ARTmit} = 6,4, Tab. 22). Flächen mit einem mittleren Artwert = 6 - 8 werden in die Kategorie 2 eingestuft.

Die Bedeutung der Kategorie 3 erhalten die Artenspektren, die einen mittleren Artwert von 4 bis 6 aufweisen. Auch hier kann der Anteil an spezialisierten Arten hoch liegen; insgesamt sind jedoch individuenreiche Vorkommen nur noch bei wenigen Arten festzustellen. So weisen die Fallbeispiele Bra-E (W_{ARTmit} = 5,9) und Bra-D (W_{ARTmit} = 5,9) nur zwei bzw. eine individuenstarke Art auf. Im Beispiel WaR-C (Tab. 22) ist kein individuenreiches Vorkommen aufgeführt und auch streng spezialisierte (stenöke) Arten fehlen. Der Artwert liegt dennoch relativ hoch (W_{ARTmit} = 4,6), was darauf zurückzuführen ist, daß das Arteninventar aus überwiegend partiell stenöken und mesöken Arten besteht (wenig euryöke Arten). Ähnlich hoch bleibt der Wert, wenn wenig spezialisierte Arten deutlich überwiegen, aber in der höchsten Häufigkeitsklasse eingestuft sind wie dies beispielsweise für den W_{max} der Untersuchungsfläche E4 (W_{ARTmit} = 4,8, Tab. 21) errechnet ist.

Der Artwert sinkt, wenn das Artenspektrum überwiegend aus euryöken Arten besteht und spezialisierte Arten fehlen. In solchen Flächen liegt der

Wert zwischen 2 und 4 (z.B. E2: W_{ARTmit} = 3, E4: W_{ARTmit} = 3,4, Tab. 21 und FwD-D: W_{ARTmit} = 2,5, FwD-E: W_{ARTmit} = 3, Tab. 22). In allen angeführten Fallbeispielen handelt es sich jedoch um durchschnittliche bis hohe Individuendichten (Verbreitung). Artwerte zwischen 2 und 4 sind auch für solche Artenspektren zu belegen, die viele spezialisierte Arten, aber individuenschwache (seltene) Populationen aufweisen (z.B. FFI-C: W_{ARTmit} = 3,8, Tab. 22 und E9: W_{min} = 3, Tab. 21). Arteninventare mit Werten zwischen 2 und 4 werden in die Kategorie 4 eingestuft.

Besteht das Arteninventar ausschließlich oder vorwiegend aus euryöken Arten, die zudem in sehr geringen Individuenzahlen (vereinzelt) vorkommen, läßt sich nur ein sehr niedriger Artwert errechnen (z.B. FWd-A: W_{ARTmit} = 1,5, Tab. 22 und Untersuchungsfläche E4-A: W_{ARTmit} = 1,6, Tab. 21). Solchen Flächen wird nur eine geringe Bedeutung zugesprochen (Einstufung in Kategorie 5).

Der mittlere Artwert wird im wesentlichen durch den Anteil an spezialisierten Arten bestimmt. Eine Fläche, die eine hohe Zahl an spezialisierten und gleichzeitig individuenstarken (weit verbreiteten) Arten aufweist, wird demnach als besonders bedeutungsvoll eingeschätzt. Eine hohe Bedeutung erhält jedoch auch der Individuenreichtum (weite Verbreitung) weniger spezialisierter Arten, so daß auch deren stabile Populationen entsprechend berücksichtigt werden können. In Tab. 23 (S. 74-75) werden alle Kriterien und ihre Klassengrenzen erläutert und in Abb. 16 (S. 76) wird die Inwertsetzung dieser Kriterien übersichtlich dargestellt.

Tab. 22: Artwertberechnungen aus den fiktiven Untersuchungen A bis H aus den Biotoptypen Brache (Bra), Feuchtfläche (FFl), Fettweide (FWd), Waldrand (WaR) und Sonderfläche (SoF)

Bra	A		B		C		D		E		F		G		H	
	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}
Ch.bigu	1	3	2	6	3	9	2	6	1	3	1	3	3	9	3	9
Ch.para	1	1	2	2	3	3	2	2	1	1	2	2	1	1	3	3
Go.rufu	1	3	2	6	2	6	2	6	2	6	3	9	2	6	3	9
Te.viri	1	2	2	4	2	4	1	2	1	2	1	2	1	2	3	6
Le.punc	1	5	2	10	1	5	2	10	3	15	1	5	3	15	3	15
Me.bico	1	5	2	10	1	5	3	15	2	10	2	10	2	10	3	15
Me.brac	1	2	2	4	2	4	2	4	2	4	3	6	1	2	3	6
Om.viri	1	1	2	2	3	3	2	2	2	2	1	1	2	2	3	3
Ph.falc	1	4	2	8	1	4	2	8	3	12	2	8	2	8	3	12
Ph.gris	1	4	2	8	2	8	1	4	2	8	1	4	2	8	3	12
Te.undu	1	1	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	3	3	3	3
Σ W_{ARTmit}		31 2,8		62 5,6		53 4,8		60 5,5		65 5,9		52 4,7		66 6,0		93 8,5
FFl	A		B		C		D		E		F		G		H	
	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}
Ch.dors	1	4	2	8	1	4	2	8	3	12	2	8	2	8	3	12
Ch.mont	1	4	2	8	1	4	3	12	3	12	2	8	3	12	3	12
Ch.para	1	1	2	2	3	3	2	2	2	2	3	3	3	3	3	3
Ch.disp	1	4	2	8	1	4	3	12	2	8	1	4	1	4	3	12
Co.disc	1	4	2	8	1	4	3	12	2	8	2	8	1	4	3	12
Co.dors	1	4	2	8	1	4	3	12	2	8	1	4	2	8	3	12
Me.roes	1	2	2	4	1	2	2	4	2	4	3	6	1	2	3	6
Om.viri	1	1	2	2	2	2	1	1	1	1	2	2	2	2	3	3
Te.subu	1	4	2	8	2	8	1	4	2	8	2	8	1	4	3	12
Σ W_{ARTmit}		28 3,1		56 6,2		35 3,8		67 7,4		63 7,0		51 5,6		47 5,2		84 9,3

Forts. Tab. 22:

FWd	A		B		C		D		E		F		G		H	
	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}
Ch.para	1	1	2	2	2	2	2	2	3	3	1	1	2	2	3	3
Om.viri	1	1	2	2	1	1	3	3	3	3	3	3	1	1	3	3
Σ W_{ARTmit}		2 1		4 2		3 1,5		5 2,5		6 3		4 2		3 1,5		6 3
WaR	A		B		C		D		E		F		G		H	
	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}
Ch.bigu	1	3	2	6	1	3	2	6	3	9	3	9	2	6	3	9
Go.rufu	1	3	2	6	1	3	2	6	2	6	3	9	2	6	3	9
Me.thal	1	4	2	8	2	8	2	8	2	8	1	4	2	8	3	12
Ne.sylv	1	3	2	6	2	6	3	9	2	6	1	3	2	6	3	9
Om.viri	1	1	2	2	2	2	3	3	3	3	2	2	3	3	3	3
Ph.gris	1	4	2	8	2	8	3	12	3	12	2	8	3	12	3	12
Te.undu	1	1	2	2	2	2	1	1	1	1	2	2	1	1	3	3
Σ W_{ARTmit}		19 2,7		38 5,4		32 4,6		45 6,4		45 6,4		37 5,3		42 6,0		57 8,1
SoF	A		B		C		D		E		F		G		H	
	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}	HF	W_{ART}
Oe.caer	1	5	2	10	1	5	3	15	3	15	2	10	2	10	3	15
Le.punc	1	5	2	10	2	10	1	5	1	5	1	5	2	10	3	15
Ph.falc	1	4	2	8	2	8	1	4	2	8	1	4	1	4	3	12
Σ W_{ARTmit}		14 4,6		28 9,3		23 7,6		24 8,0		28 9,3		19 6,3		24 8,0		42 14

Legende:
W_{ART} = Artwert; W_{ARTmit} = mittlerer Artwert
HF = Häufigkeit 1,2 oder 3; A - H = Kombinationsmöglichkeiten

Tab. 23: Erläuterung der 6 Bewertungskriterien Artenfülle, Artwert, Rote-Liste-Arten, Straten-Nutzung, Vernetzungsgrad und Nutzungstyp und ihre Einstufung in die Kategorien 1 bis 5 (1 = überregionale Bedeutung, 2 = regionale Bedeutung, 3 = lokale Bedeutung, 4 = belastet und verarmt, aber noch naturschutzrelevant, 5 = keine oder untergeordnete Bedeutung)

EINSTUFUNG IN KATEGORIE 1 BIS 5		
KRITERIEN	**AUSPRÄGUNG**	**KAT**
ARTENFÜLLE $ART_{füll}$		
sehr hohe Artenfülle, nahezu vollständiges Artenspektrum	80 - 100 %	1
hohe Artenfülle	60 - 80 %	2
Artenfülle durchschnittlich	40 - 60 %	3
Artenzahl den Erwartungswert deutlich unterschritten	20 - 40 %	4
stark unterdurchschnittliche Artenzahlen, erheblich unter Erwartungswert	0 - 20 %	5
ARTWERT W_{ARTmit}		
Arteninventar mit sehr hohem Anteil an spezialisierten Arten und überdurchschnittlich individuenreichen (verbreiteten) Vorkommen	> 8	1
Arteninventar mit hohem Anteil an spezialisierten Arten und überwiegend individuenreichen (verbreiteten) Vorkommen	6 - 8	2
Arteninventar mit hohem Anteil an spezialisierten Arten und wenig individuenreichen (verbreiteten) Vorkommen oder Arteninventar mit mäßigem Anteil an spezialisierten Arten und individuenreichen (verbreiteten) Vorkommen	4 - 6	3
Arteninventar mit hohem Anteil an spezialisierten Arten (vereinzelt) oder Arteninventar ohne spezialisierte Arten und sehr individuenreichem Vorkommen	2 - 4	4
Arteninventar ohne spezialisierte Arten und individuenarmen Vorkommen	< 2	5
ROTE-LISTE-ARTEN RL_{ART}		
viele Rote Liste Arten, davon mindestens 2 Arten dominant/repräsentant (DO+/RE+)	RL*	1
viele Rote Liste Arten, davon 1 Art dominant/repräsentant (DO+/RE+)	RL+	2
mindestens 1 Rote Liste Art, die als nicht dominant/nicht repräsentant (DO-/RE-) auftritt	RL	3
1 Rote Liste Art, die als Einzelfund/im Gebiet selten vorkommt	RL-	4
keine Rote Liste Art	0	5

STRATEN-NUTZUNG $STRA_{NU}$		
hohe Stratenvielfalt (4 - 5 Straten) mit einer sehr guten bis vollständigen Ausnutzung der Straten	0,8 - 1	1
hohe Stratenvielfalt (4 - 5 Straten) mit einer guten Ausnutzung oder durchschnittliche Stratenzahl (3) mit einer vollständigen Ausnutzung	0,6 - 0,8	2
geringe Stratenzahl (2) mit vollständiger Ausnutzung oder höhere Stratenvielfalt mit unvollständiger, ungleichmäßiger Ausnutzung	0,4 - 0,6	3
unterdurchschnittliche Ausnutzung der Straten	0,2 - 0,4	4
geringe Stratenzahl (1) mit vollständiger Ausnutzung oder höhere Stratenvielfalt mit keiner bis sehr schlechter Ausnutzung	0 - 0,2	5
VERNETZUNGSGRAD VN-GRAD		
vollkommen vernetzt in die Landschaft mit gleichwertigen Biotopen	VNvoll	1
gut vernetzt durch Ökotone in eine andersartige Landschaft	VNgut	2
mäßig vernetzt durch Ökotone in eine andersartigen Landschaft	VNmäß	3
geringer Vernetzungsgrad, deutlicher Inselcharakter, jedoch mit Bezug zu benachbarten Biotopen	VNgering	4
vollkommen isoliert, meist kleinflächig und ohne Bezug zu benachbarten Biotopen	VN-	5
NUTZUNGSTYP NU-TYP		
Fläche: extensiv / Umfeld: ohne Nutzung oder extensiv	NUex+	1
Fläche: ohne Nutzung / Umfeld: ohne Nutzung oder extensiv	NU-	2
Fläche: ohne Nutzung/extensiv / Umfeld: intensiv	NU+	3
Fläche: intensiv / Umfeld: keine Nutzung oder extensiv	NUex-	4
Fläche: intensiv / Umfeld: intensiv	NUint	5

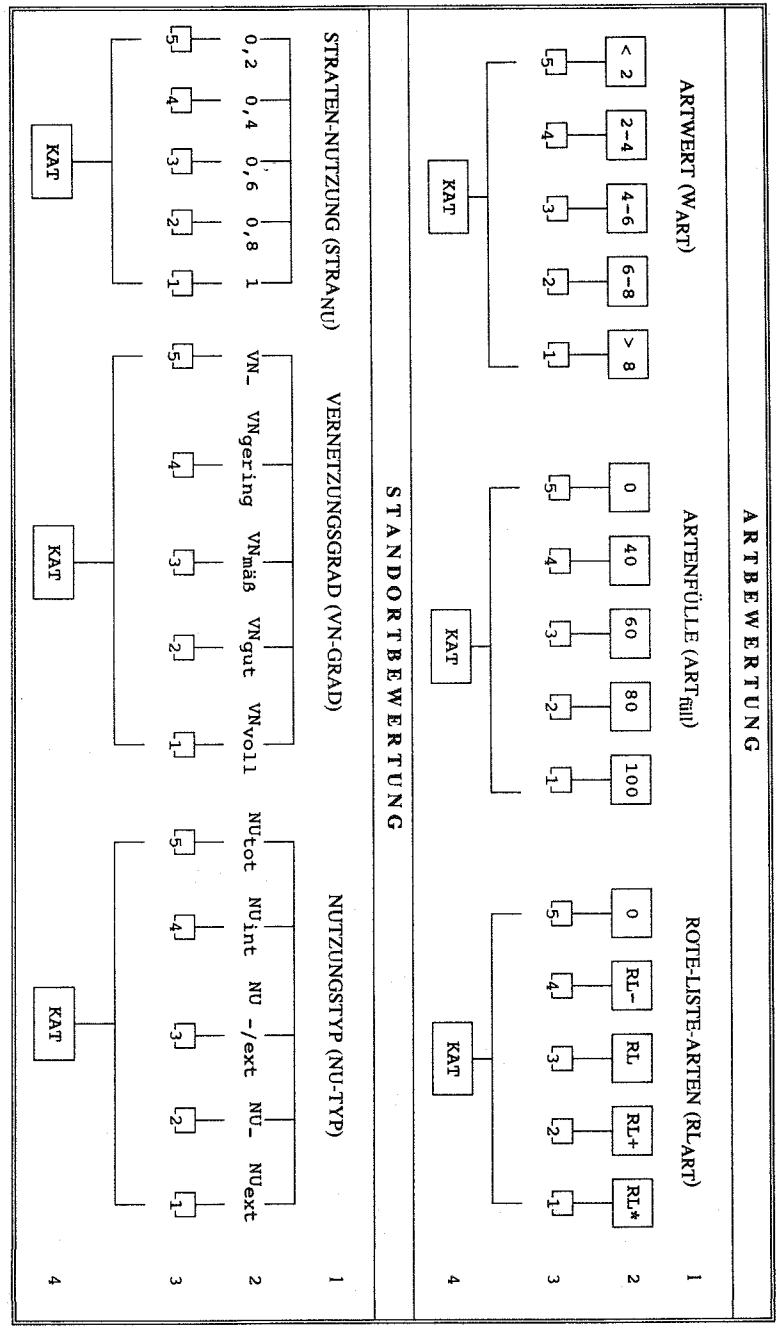


Abb. 16: Inwertsetzung der 6 Bewertungskriterien (näheres im Text); 1 = Bewertungskriterien, 2 = Ausprägung, vgl. Tab. 23, 3 = Inwertsetzung in die Kategorie 1 bis 5, 4 = ermittelte Kategorie

Gesamtbewertung

Die Gesamtbewertung eines Areals mündet in diesem Konzept **nicht** in **einen** Endwert, sondern in eine Gruppe von Werten unterschiedlicher Bedeutung. Dabei werden die Ausprägungen der vorgestellten 6 Bewertungskriterien $ART_{füll}$, W_{ART}, RL_{ART}, $STRA_{NU}$, VN-GRAD und NU-TYP **jeweils** in die Kategorie 1 bis 5 eingestuft und getrennt interpretiert, so daß auf diese Weise eine differenzierte Bewertung ermöglicht wird. Die Gesamtbewertung erfolgt synoptisch. Die Ausprägung eines jeden Bewertungskriteriums (Einstufung in eine Kategorie) wird schließlich in eine zusammenfassende Bewertung geführt. Dazu werden die ermittelten Kategorien in einer graphischen Darstellung miteinander verbunden, so daß das "Gesamtbild" eines zu bewertenden Areals veranschaulicht werden kann. Dabei wären folgende "Ergebnisse" denkbar (Abb. 17).

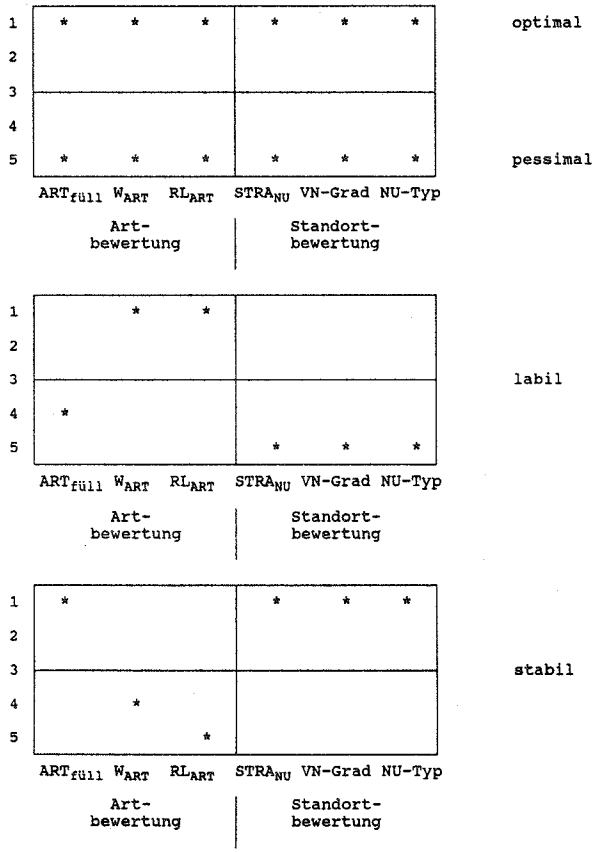


Abb. 17: Darstellung von a) optimalen, b) pessimalen, c) stabilen und d) labilen Biotopbedingungen

Hohe Art- und Standortwerte ergeben eine Gerade im oberen Bereich der Abbildung, extrem niedrige Werte im unteren Bereich. In der Praxis werden sich die Werte unterschiedlich darstellen, so daß sich das Gesamtbild als ein "Kurven"-Verlauf darstellen läßt. Wie in Abb. 17 veranschaulicht, können auf diese Weise stabile und labile Biotopverhältnisse verdeutlicht werden: hohe Standortwerte weisen auf gute bis optimale Umweltbedingungen hin; entsprechend hoch wird sich meist der $ART_{füll}$ darstellen. Die Artwerte (W_{ART}) sowie der Anteil Rote-Liste-Arten (RL_{ART}) müssen dabei nicht zwangsläufig auch hoch liegen. Vielmehr zeigt ein solcher "Kurvenverlauf", daß es sich um ein Areal mit sehr guten Standortbedingungen handelt, der zwar keine hochspezialisierten und gefährdeten Arten aufweist, aber ein "normales", d.h. für die entsprechende Landschaft typisches Artenspektrum beherbergt.

Umgekehrt lassen niedrige Standortwerte und eine geringe Artenfülle bei einem gleichzeitig hohen mittleren Artwert und einem hohem Anteil gefährdeter Arten auf labile Biotopverhältnisse schließen. Dies wäre beispielsweise in solchen Arealen gegeben, die durch anthropogene Eingriffe (z.B. Straßenbau) von der Landschaft abgeschnitten wurden und nur noch ein reduziertes Artenspektrum mit zurückgedrängten hochwertigen Arten aufweisen. Langfristig werden sich diese Arten dort nicht halten können, da sie aufgrund der ungünstigen Standortverhältnisse meist stark beeinträchtigt werden (z.B. hohe Beunruhigung von außen, keine Ausbreitungsmöglichkeiten und damit kein genetischer Austausch etc.).

Die angeführten Beispiele stellen nur einen Ausschnitt aus den Auslegungsmöglichkeiten dar und sollen hier als Hilfe zur Interpretation verstanden werden. Von Bedeutung ist hierbei jedoch, daß die ermittelten Werte im Hinblick auf optimale bzw. pessimale Ausprägungen interpretiert werden können. Dabei kann sowohl jedes der 6 Bewertungskriterien in seinem Wert erfaßt werden und gesondert hervorgehoben werden als auch das "Gesamtbild" beurteilt werden. Dadurch wird ein "Endwert", der alle Merkmale in sich vereinigt, vermieden. Die Endbewertung kann so differenzierter und verständlicher erfolgen.

Bewertungsbogen

Zur praxisorientierten Nutzung dienen 2 Bewertungsbögen (Vordrucke), mit deren Hilfe die Bewertung sowohl einer quantitativ bearbeiteten Fläche als auch eines Gesamtgebietes erleichtert werden soll. Diese Trennung ist notwendig, da in der Praxis nicht immer die Möglichkeit gegeben ist, quantitative Untersuchungen durchzuführen. Die Bewertungsbögen sind so konzipiert, daß in ihnen alle zur Bewertung notwendigen Freilanddaten eingetragen werden können. Mit Hilfe der Bewertungsmatrix (s. Abb. 16, S. 73) können die Einstufungen in die Kategorien erfolgen.

Zusätzlich enthalten die Bewertungsbögen Raum für wichtige Angaben wie Arealgröße, topographische Lage, Objektkennzeichnung u.a..

Trotz einer quantitativen Bewertung über ein Skalierungssystem ist eine textliche Erläuterung meist notwendig. Hilfreich sind hierbei die zur Charakterisierung der Untersuchungsflächen (-gebiete) entwickelten Zusatzkriterien (Biodeskriptoren und Anteil immobiler Arten). Da das Bewertungsschema lediglich das aktuelle Jahr berücksichtigt, bleiben Populationsschwankungen oder Faunenveränderungen unberücksichtigt. Diese Fakten müssen im Text näher erläutert werden, um daraus zusätzliche Informationen und Rückschlüsse ziehen zu können.

Nachstehend wird beispielhaft das Untersuchungsgebiet Hafenlohrtal sowie eine Untersuchungsfläche aus diesem Gebiet nach dem vorgestellten Verfahren bewertet.

Abkürzungen

Bewertungskriterien:

$STRA_{NU}$	= Straten-Nutzungs-Index
$STRA_{NUmit}$	= gemittelter Straten-Nutzungs-Wert
$ART_{füll}$	= Artenfülle
A_{im}	= immobile Arten
W_{ART}	= Artwert
W_{ARTmit}	= mittlerer Artwert
RL_{ART}	= Rote-Liste-Arten
VN-Grad	= Vernetzungsgrad
$VN\text{-}GRAD_{mit}$	= durchschnittlicher Vernetzungsgrad
NU-TYP	= Nutzungstyp
$NU\text{-}TYP_{mit}$	= durchschnittlicher Nutzungstyp
VN	= Vernetzung
So	= Sonderstandort
gfB	= gefährdeter Biotoptyp

Ökologische Typisierung:

ST	(5)	= stenök
pST	(4)	= partiell stenök
MES	(3)	= mesök
pEU	(2)	= partiell euryök
EU	(1)	= euryök

Häufigkeiten zur Errechnung des Artwertes (WART):

DO+	(3)	= dominant
RE+	(3)	= repräsentant
DO-	(2)	= nicht dominant
RE-	(2)	= nicht repräsentant
EZ	(1)	= Einzelfund

GEBIETSBEWERTUNG

KENNZEICHNUNG DES GEBIETES:

Objektbezeichnung: Hafenlohrtal

Naturraum: Sandsteinspessart

Bundesland: Bayern

Höhe (m. ü.NN): 170 - 270

Größe: ca. 1250 ha

Topographische Lage (TK 25):

Rothenbuch 6022, Lohr am Main 6023, Marktheidenfeld 6123

KURZCHARAKTERISIERUNG:

Mittelgebirgstal mit kleinräumigem Wechsel von Waldbeständen und offenem Wirtschaftsgrünland; z.T. durch fehlende Bewirtschaftung in weiten Teilen stark verbuscht; wesentlich geprägt durch den mäandrierenden Verlauf der Hafenlohr, dadurch hoher Anteil an Feuchtwiesen

BEARBEITUNG:

BearbeiterIn: H. Kleinert

Bearbeitungszeitraum: 1984, 1985, 1988, 1989 (VII bis X)

Anzahl bearbeiteter Flächen: 16

davon quantitativ erfasst: 3

ARTBEWERTUNG

	BEWERTUNGSKRITERIEN						ERGÄNZUNG			
ARTEN	RE+	RE-	EZ	POT_{ART}	W_{ART}	RL_{ART}	VN	SO	gfB	A_{im}
Ch.bigu	3			3	9					
Ch.brun	3			5	15		x			
Ch.dors	3			4	12		x			
Ch.para		2		1	2					
Ch.mont	3			4	12					x
Ch.disp			1	4	4	x		x		x
Co.disc			1	4	4			x		
Co.dors			1	4	4			x		x
Go.rufu		2		3	6					
Gr.camp		2		3	6					x
Me.roes	3			2	6					x
Me.thal		2		4	8					
Ne.sylv		2		3	6					x
Om.viri		2		1	2					
Ph.falc		2		4	8	x				
Ph.gris	3			4	12		x			
Te.subu			1	4	4					
Te.undu	3			1	3					
Te.viri			1	2	2					
Gesamt:	7	7	5	-	125,4	2	3	3	0	6

STANDORTWERTE							
Nr.	Standortname	$STRA_{NU}$	KAT	VN-Grad	KAT	NU-Typ	KAT
H1	Fettwiese	0,10	5	VNgut	2	NUex-	4
H2	Fettwiese	0,15	5	VNgut	2	NUex-	4
H3	Feuchtfläche	0,01	5	VNmäß	3	NU+	3
H4	Fettwiese	0,08	5	VNmäß	3	NUex-	4
H5	Brache	0,03	5	VNmäß	3	NU-	2
H6	Fettwiese	0,12	5	VNgut	2	NUex-	4
H7	Feuchtfläche	0,02	5	VNgut	2	NU+	3
H8	Abbruchkante	0,02	5	VNvoll	1	NU-	2
H9	Ruderalfläche	0,16	5	VNgering	4	NU-	2
H10	Fettweide	0,11	5	VNgering	4	NUint	5
H11	Abbruchkante	0,05	5	VN-	5	NU+	3
H12	Brache	0,20	4	VNvoll	1	NU+	3
H13	Fettwiese	0,16	5	VNvoll	1	NUex-	4
H14	Fettweide	0,05	5	VNvoll	1	NUex+	1
H15	Ruderalfläche	0,07	5	VNgut	2	NU-	2
H16	Feuchtfläche	0,45	3	VNgut	2	NU-	2

ARTBEWERTUNG		
KRITERIEN	Ausprägung	Kategorie
Artenfülle $ART_{füll}$	67 %	2
Artwert W_{ARTmit}	6,6	2
Rote-Liste-Arten RL_{ART}	RL	3

Erläuterung:

Hohe Artenfülle; Arteninventar hat sich im Zeitraum der Untersuchungen zu Ungunsten einiger Arten verändert (es fehlten im letzten Untersuchungsjahr: Is. kraussi, Gr. gryllotalpa, St. lineatus, Me. bicolor, Me. brachyptera). Einige Arten wie Ph. falcata haben dagegen stark zugenommen, was auf den hohen Verbuschungsgrad im Tal zurückzuführen ist.
Der mittlere Artwert von 6,6 weist dennoch auf gute Lebensraumbedingungen hin (hoher Anteil spezialisierter Arten, die weit verbreitet sind). Dafür spricht auch die recht hohe Zahl von ausbreitungsschwachen Arten (6), deren Immobilität als Ausdruck eines stabilen und gewachsenen Landschaftsraumes gedeutet werden kann. Ferner weisen 3 Arten (Ch.brun, Ch.dors und Ph.gris) auf einen guten Vernetzungsgrad hin, da sie im ganzen Untersuchungsgebiet nachzuweisen waren (weite Verbreitung).
Als gefährdete Arten (Rote Liste Bayern) wurden nur 2 Arten nachgewiesen, wobei Ph. falcata laut Literatur und eigenen Untersuchungen zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht als gefährdet eingeschätzt werden kann.

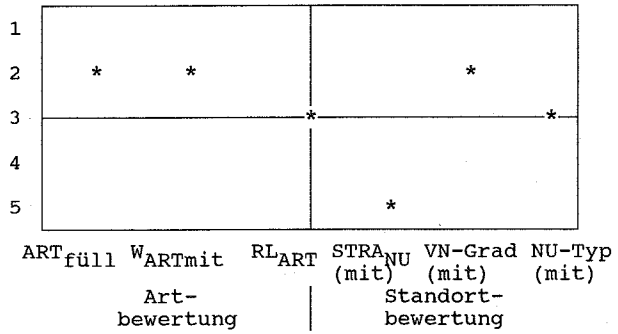
STANDORTBEWERTUNG		
Kriterien	Ausprägung	Kategorie
Straten-Nutzung $STRA_{NUmit}$	0,11	5
Vernetzungsgrad $VN\text{-}GRAD_{mit}$	VNgut	2
Nutzungstyp $NU\text{-}TYP_{mit}$	-	3

Erläuterung:

Die niedrigen Straten-Nutzungswerte der untersuchten Standorte weisen auf eine geringe Stratenvielfalt und auf wenig optimale Ausnutzungsmöglichkeiten der Straten hin. Dies ist darauf zurückzuführen, daß die Flächen entweder intensiv genutzt oder überhaupt nicht mehr bewirtschaftet werden (viele Brachen). Eine extensive Nutzung, die meist eine hohe Stratenvielfalt mit sich bringt, ist nur noch wenig vorhanden. Starke Verbuschungstendenzen fördern zwar den -- im Gebiet gut ausgeprägten -- Vernetzungsgrad, verhindern jedoch vielfältige Lebensraumbedingungen.

GESAMTBEWERTUNG

Kriterien	$ART_{füll}$	W_{ARTmit}	RL_{ART}	$STRA_{NUmit}$	$VN\text{-}GRAD_{mit}$	$NU\text{-}Typ_{mit}$
Kategorie	2	2	3	5	2	3



Das Hafenlohrtal verfügt über ein Arteninventar von 19 Arten, was einer Artenfülle von 67 % entspricht. Damit ist die Artenfülle des Gebietes trotz fehlender Arten in späteren Untersuchungsjahren z. Zt. noch als gut zu bewerten. Auch bezüglich aller anderer Kriterien (mit Ausnahme der Straten-Nutzung) waren im Untersuchungsgebiet durchschnittliche bis hohe Werte zu verzeichnen.
Von regionaler Bedeutung ist vor allem das Artenspektrum, daß zwar aus wenigen gefährdeten, aber zahlreichen partiell stenöken Arten besteht, die zudem im gesamten Talraum meist weit verbreitet sind. Die weite Verbreitung vieler Arten und die Tatsache, daß das Arteninventar einen hohen Anteil ausbreitungsschwacher Spezies beherbergt, läßt auf z.Zt. noch stabile Lebensbedingungen schließen.

Bei näherer Betrachtung einzelner Arten wird jedoch deutlich, daß sich das Artenspektrum mittelfristig nicht unwesentlich verändern wird, sofern die gegenwärtige Verbuschungstendenz anhält. Der hohe Verbuschungsgrad im Hafenlohrtal bewirkt zwar einerseits eine gute Vernetzung im gesamten Talraum, verhindert aber andererseits die Entwicklung kleinräumiger Strukturen als Lebensraum zahlreicher Arten.
Insgesamt handelt es sich im Hafenlohrtal um ein für Mittelgebirgslandschaften "normales" Arteninventar, das den mehr feuchten Charakter dieses Tales wiederspiegelt. Der Wert des Hafenlohrtales liegt hier vor allem in den -- im großen und ganzen -- ausgewogenen Biotopbedingungen, die die Entwicklung einer für dieses Tal typischen Heuschreckenfauna begünstigt haben.

Empfehlung:
Eine mehr extensive Bewirtschaftungsweise (weniger intensive Beweidung und Rückführung aufgelassener Flächen) wäre wünschenswert, um die Standortwerte zu verbessern.

FLÄCHENBEWERTUNG

KENNZEICHNUNG DER FLÄCHE:

Objektbezeichnung: Feuchtwiese im Hafenlohrtal

Lf.Nr.: H3-FFl

Naturraum: Sandsteinspessart

Bundesland: Bayern

Höhe (m. ü.NN): ca. 170

Größe: ca. 1800 m²

Topographische Lage:

6	1	2	3
TK 25 - Nummer			

Rechts	3	5	4	0
Hoch	5	5	2	6

KURZCHARAKTERISIERUNG:

Feuchtwiese vom Typ "Waldsimsen-Quellwiese"; reiche Scirpus Sylvaticus-Bestände in Verbindung mit Sumpfdotterblumenbestände (Calthion); quellige, dauernd durchfeuchtete Stellen und Mulden

BEARBEITUNG:

BearbeiterIn: H. Kleinert

Bearbeitungszeitraum: 1984, 1985, 1988, 1989 (VII bis X)

ARTBEWERTUNG

	BEWERTUNGSKRITERIEN						ERGÄNZUNG			
ARTEN	DO+	DO-	EZ	POT_{ART}	W_{ART}	RL_{ART}	VN	SO	gfB	A_{im}
Ch.para		2		1	2					
Ch.mont	3			4	12					x
Gesamt:	1	1	0	-	14	0	0	0	0	1

ARTBEWERTUNG

KRITERIEN	Ausprägung	Kategorie
Artenfülle $ART_{füll}$	15 %	5
Artwert W_{ARTmit}	7,0	2
Rote-Liste-Arten RL_{ART}	0	5

Erläuterung:

Geringe Artenzahl (2 Arten), entsprechend niedrige Artenfülle; auffällig hoher mittlerer Artwert, der durch das dominante Auftreten der feuchteliebenden Chorthippus montanus bedingt ist.

STANDORTBEWERTUNG

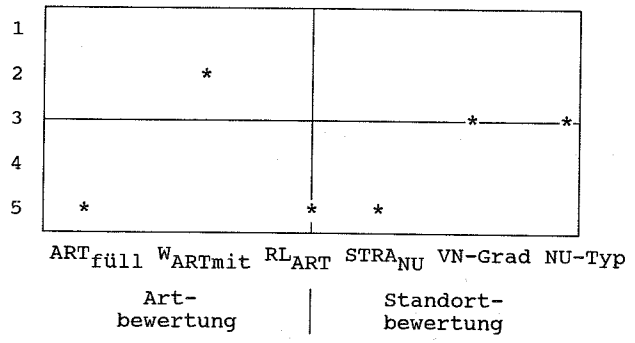
Kriterien	Ausprägung	Kategorie
Straten-Nutzung $STRA_{NU}$	0,01	5
Vernetzungsgrad VN-Grad	VNmäß	3
Nutzungstyp NU-Typ	NU+	3

Erläuterung:

Standort ist wenig gegliedert (kaum Strukturen), daher der niedrige Straten-Nutzungs-Wert; auch der Vernetzungsgrad ist nur mäßig.

GESAMTBEWERTUNG

Kriterien	$ART_{füll}$	W_{ARTmit}	RL_{ART}	$STRA_{NU}$	VN-Grad	NU-Typ
Kategorie	5	2	5	5	3	3



Die Feuchtfläche zeigt wenig hervorstechende Merkmale, vielmehr ist sie durch Strukturarmut und nur mäßiger Vernetzung mit umgebenden Flächen charakterisiert. Der Wert dieser Feuchtwiese liegt jedoch in der stabilen Population von Chorthippus montanus, die hier optimale Lebensbedingungen vorfindet. Dieser Standort ist ein gutes Beispiel für einen schützenswerten Biotop, der erst "auf den zweiten Blick" erfaßt werden kann.

Empfehlung:

Es wird empfohlen, die extensive Bewirtschaftung beizubehalten und keine Veränderungen vorzunehmen.

6. Diskussion des Bewertungskonzeptes

Bewertungskriterien und Interpretationshilfen

Jeder Bewertungsprozeß setzt definierte Kriterien voraus, nach denen der Wert des zu beurteilenden Objektes festgelegt wird. Um eine möglichst "objektive" Bewertung vornehmen zu können, sollten nach Möglichkeit viele, das Objekt umfaßend charakterisierende, meßbare oder zumindest eindeutig klassifizierbare Kriterien herangezogen werden. Obwohl für die ökologische Bewertung mittlerweile ein umfangreicher Kriterienkatalog vorliegt (ZVOLSKY 1981), sind viele allgemein gängige Kriterien, wie "Natürlichkeit" bzw. "Naturnähe", "Ersetzbarkeit", "Stabilität" oder "Einmaligkeit" m.E. nicht verwendbar, da sie nicht exakt zu definieren und der Meßbarkeit nur sehr schwer zugänglich sind.

Im Rahmen des hier vorgestellten Bewertungsverfahrens wurde versucht, durch eine Auswahl und Neuentwicklung von Kriterien die Reproduzierbarkeit und Überprüfbarkeit der Bewertung zu gewährleisten. Die Wahl der Kriterien richtete sich dabei nach der vorliegenden Fragestellung und ist nur in Verbindung mit der hier bearbeiteten Tiergruppe zu sehen.

Als Bewertungskriterien wurden verwendet:

1. Artenfülle
2. Artwert (= Häufigkeit der Art, gekoppelt mit deren Potenzbreite)
3. Rote-Liste-Arten
4. Straten-Nutzung der Arten
5. Vernetzungsgrad des Standortes/Gebietes
6. Nutzungstyp des Standortes/Gebietes

Die Artenvielfalt (Mannigfaltigkeit) wird im Allgemeinen als ein wesentliches positives Qualitätskriterium angesehen (ERZ 1970, WASNER 1983, KAULE 1986). Für eine Quantifizierung der Artenvielfalt eignen sich jedoch nur solche Tiergruppen, die in unbelasteten Ökosystemen artenreich sind (WEIGMANN 1987). Daß dies nicht für jeden Biotoptyp zutrifft, wird durch artenarme, aber naturnahe Extrembiotope, wie das Hochmoor, dokumentiert. Hier bewirken ökologische Veränderungen (z.B. Entwässerung) oftmals einen Artenzuwachs bei gleichzeitigem Rückgang streng spezialisierter Arten.

Prinzipiell läßt sich jedoch jeder Biotoptyp über das Kriterium Artenfülle bewerten, vorausgesetzt, die Artenfülle wird qualitativ gewichtet und in Bezug zur erreichbaren Artenzahl gesetzt, d.h. die Artenfülle ergibt sich aus dem Verhältnis der vorhandenen zu der möglichen Artenzahl. Eine erfolgreiche Anwendung dieses Kriteriums setzt voraus, daß das potentielle Artenspektrum eines Naturraumes -- möglichst einer naturräumlichen Untereinheit -- ermittelt werden kann. Dabei läßt sich der potentielle Artenbestand am besten und sichersten für ein größeres Gebiet ermitteln. Für kleinere Flächen ist dies schwieriger, da solche Flächen meist nur 1 oder 2 Biotoptypen repräsentieren und damit ein deutlich eingeschränktes Arteninventar beinhalten. Eine wichtige Hilfe ist hierbei die Zuordnung der

Arten zu bestimmten Biotoptypen (s. Tab. 20, S. 63), so daß für ein Teil der Arten ihr Vorkommen ausgeschlossen werden kann. Grundsätzlich sollte man bei der Ermittlung des potentiellen Artenspektrums vom bestmöglichen Zustand einer Fläche ausgehen, um die gegenwärtige Qualität des Areals besser beurteilen zu können. Maßstab ist dann nicht das potentielle Arteninventar beispielsweise einer intensiv genutzten Fettwiese, sondern das potentielle Arteninventar einer (ehemals oder zukünftig) extensiv genutzten Fettwiese.

Auf diese Weise kann die Artenfülle eine Belastungsindikation geben. Der "Grad" der Störung wäre mittels eines Artenfehlbetrages, Differenz zwischen vorhandener und möglicher Artenzahl, auszudrücken.

Der $ART_{füll}$-Wert läßt jedoch keine Aussagen über die qualitative Zusammensetzung des Artenspektrums zu. Hier sind Kennzeichnungsgrößen notwendig, die die "Qualität" der Heuschreckenfauna beschreiben. Als solche wurde der Artwert (W_{ART}) entwickelt, der sich aus der Häufigkeit (Individuendichte bzw. Präsenz) und dem Potenzgrad der Art zusammensetzt (S. 66). Bewußt werden spezielle Habitatansprüche im Artwert nicht verbalisiert, da derartige ökologische Typisierungen nicht zwangsläufig Wertungen zulassen. Auch ist eine ökologische Typisierung als Bewertungsgrundlage nur dann sinnvoll, wenn sie eindeutig ist und nicht auf regionale Gültigkeit beschränkt bleibt. Aus diesem Grunde wird hier auf uneinheitliche ökologische Termini verzichtet und statt dessen eine reduzierte Einteilung in stenök, mesök und euryök bevorzugt. Über eine zusätzliche Differenzierung des Terminus "stenök" in "partiell stenök" wird das Hervorheben bzw. Werten regional stenöker Arten ermöglicht. Beispielsweise ist die Art *Oe. caerulescens* in der Eifel als stenök eingestuft, da sie hier sowohl hohe Wärmeansprüche als auch eine enge Bindung an die Vegetationsbeschaffenheit zeigt. In klimatisch günstigeren Gebieten, wo die für sie notwendigen mikroklimatischen Bedingungen auf verschiedenen Standorten verwirklicht sind, kann *Oe. caerulescens* demgegenüber als partiell stenök bezeichnet werden. Hier kommt der Faktor "Vegetationsbeschaffenheit" weniger zum Tragen als in klimatisch ungünstigen Gebieten, wo vegetationsarme, südexponierte und trockene Standorte vorhanden sein müssen, um dem Wärmeanspruch dieser Art gerecht zu werden.

Die Darstellung der Häufigkeit einer Art beschränkt sich in dieser Arbeit auf nur wenige Stufen, wobei zwischen der quantitativ ermittelten Häufigkeit (bei Flächenbewertungen) und der qualitativ ermittelten Präsenz (bei Gebietsbewertungen) unterschieden wird. Zur Bestimmung der Häufigkeit bzw. Präsenz erscheint eine 3-Stufung zweckmäßig, wodurch -- aufgrund eines größeren Interpretationsspielraumes -- ein Vergleich verschiedener Gebiete ermöglicht wird.

Im Hinblick auf die Bewertung der Häufigkeit einer Art ist es primär von Bedeutung, ob eine Spezies mit hohen Habitatansprüchen dominant ist oder nicht. Die Entscheidung, ob eine Art als dominant eingestuft wird, ist nur in Bezug zu den regional/örtlichen Gegebenheiten zu treffen und muß der sachverständigen Person überlassen werden. Durch diesen

Interpretationsspielraum kann auch vermieden werden, daß Laubheuschrecken, die fast immer in geringeren Individuendichten auftreten als Feldheuschrecken, in der Gesamtbewertung unterbewertet werden.

Das Kriterium Artwert schließt den Gefährdungsgrad der Arten nicht ein, auch wenn Arten mit einer strengen Habitatbindung häufig in den Roten Listen als gefährdet eingestuft werden. Gleichermaßen lassen sich auch oft stenöke und seltene Spezies nachweisen, die nicht als gefährdet gelten (z.B. *Ch. brunneus, St. lineatus*). Diese müssen aber in eine Bewertung eingehen, damit eine qualitative Aussage zur Artenzusammensetzung auch ohne Rote-Liste-Arten zu erreichen ist. Insbesondere für die Bewertung von Durchschnittslandschaften, in denen Rote-Liste-Arten meist fehlen, ist dies von großer Bedeutung.

Das Bewertungskriterium "Rote-Liste-Art" wird für solche Lebensräume als geeignet angesehen, die selten geworden sind und/oder von spezialisierten Arten besiedelt werden (BAUER 1989, BLAB 1990). Eine Kulturlandschaft ohne derartige Spitzenbiotope kann über "Referenzarten" keinesfalls objektiv beurteilt werden. Hier müssen Kriterien greifen, mit deren Hilfe ein "normales" Artenspektrum bewertet werden kann. Die Trennung dieser Kriterien erscheint auch deshalb sinnvoll, da die Roten Listen aus wissenschaftlicher Sicht sehr kritisch beurteilt werden (z.B. GEPP 1980, BLAB & NOWAK 1983, BAUER 1989, BLAB 1990). Da sich aber die Roten Listen als politisches Instrument bewährt haben und trotz ihrer Mängel allgemein als wertvolles Hilfsmittel angesehen werden, sollte auch in diesem Rahmen nicht darauf verzichtet werden. Es muß jedoch betont werden, daß das Bewertungskriterium "Rote-Liste-Art" nicht Schwerpunkt des vorgestellten Konzeptes ist. Vielmehr soll es Zusatzinformationen liefern, mit Hilfe derer einzelne Arten gesondert herausgestellt werden können.

Um die "ökologische Vielfalt" eines Standortes beurteilen zu können, ohne auf individuelle Einschätzung zurückgreifen zu müssen, wurde in dieser Arbeit der Straten-Nutzungs-Index ($STRA_{NU}$) entwickelt (s. S. 23 und S. 44 ff.). Dabei wurde von der Überlegung ausgegangen, daß eine reichhaltige Biotopstruktur (abgeleitet aus der Stratenzahl eines Standortes) erst dann als "ökologisch vielfältig" zu charakterisieren ist, wenn sich diese Strukturen als "besiedelbar" herausstellen. Hierbei wird unterstellt, daß eine Nutzung vorhandener Strukturen (Straten) durch die Orthoptera nur dann erfolgt, wenn die für eine Besiedlung notwendigen ökologischen Parameter erfüllt sind. Hier wären zu nennen: Ausprägung der Straten und deren Verbindung untereinander, Exposition, Vernetzungsgrad des Standortes mit anderen.

Die Straten-Nutzung ist von zwei Faktoren abhängig: von der Anzahl der Elemente (Arten und Straten) und von dem Verhältnis der Elemente zueinander (vorhandene und potentielle Arten, vorhandene und besiedelte Straten). Die in Tab. 14 (S. 47) dargestellten Ergebnisse der $STRA_{NU}$-Berechnungen zeigen signifikante Unterschiede: Der Wert ist für die Standorte am höchsten, in denen eine hohe Biotopdiversität mit einer sehr guten Ausnutzung (Besiedlung) der Straten zu verzeichnen ist. Eine entscheidende Berechnungsgröße ist dabei die maximale Artenzahl, die als

"obere Grenze" die Ausprägung dieses Kriteriums bestimmt. Bei der maximalen Artenzahl handelt es sich aber nicht um die potentielle Artenzahl des Naturraumes, sondern um die Gesamtartenzahl, die für das Gesamtuntersuchungsgebiet nachgewiesen wurde. Daraus ergeben sich zwei Vorteile: zum einen ist der $STRA_{NU}$-Index immer einsetzbar (die Ermittlung des potentiellen Arteninventars (POT_{ART}) ist dafür nicht notwendig) und zum anderen würde sich bei einem Einsatz des POT_{ART} in den Index die Differenz zwischen Erwartungswert und Realwert so sehr vergrößern, so daß der Index unpraktikabel würde.

Der $STRA_{NU}$-Index kann z.Zt. noch nicht als statistisch abgesichert gelten; dazu sind weitere Untersuchungen notwendig. Er dürfte jedoch ein wichtiges Instrumentarium für die bewertende Landschaftsökologie werden, da durch die Straten-Nutzung relative Vergleichsmöglichkeiten bestehen. Über eine Beschreibung ohnehin visuell faßbarer Strukturen hinaus, ist es mittels des $STRA_{NU}$-Index möglich, die Ausprägung und die Biotopdiversität für die Fauna qualitativ zu erfassen.

Alle bisher aufgeführten Bewertungskriterien sind in hohem Maße von der Lage, der Ausstattung und der anthropogenen Nutzung des Areals abhängig. Dies gilt insbesondere für landwirtschaftliche Intensivnutzungsgebiete, in denen naturnahe oder extensiv genutzte Flächen nur noch kleinflächig und inselartig auftreten. Die Artenfülle wird in solchen Gebieten kaum erreicht und stenöke Arten in stabilen Populationen fehlen meist. Dem Vernetzungsgrad und dem Nutzungstyp kommen daher eine besondere Bedeutung zu, so daß diese Faktoren als Bewertungskriterien zur Beurteilung von Standortqualitäten eingesetzt wurden.

Die Vernetzung von Flächen erfolgt über Saum- und Kleinbiotope (z.B. Heckenstrukturen, Gras- und Krautsäume, Gräben, Röhrichtbestände) und ist Voraussetzung für den Erhalt einer landschaftstypischen Flora und Fauna. Aufschlußreiche Darstellungen über Funktion, Bedeutung und Schutzwürdigkeit solcher Vernetzungsbiotope geben z.B. ROTTER & KNEITZ (1977), POHLE (1978), WOLFF-STRAUB (1984) und RÖSER (1988).

Speziell mit der Frage zu möglichen Isolationseffekten bei Flächenverinselungen haben sich verschiedene Autoren beschäftigt und u.a. Untersuchungen zur Isolationswirkung von Verkehrsstraßen auf Arthropoden und Kleinsäugern (MADER 1979), zum Einfluß der Flächengrößen von Inselbiotopen (MADER 1980, 1981, 1983) oder zur Lebensraumverkleinerungen und ihre Folgen für Tiergemeinschaften (MÜHLENBERG & WERRES 1983, KAREIVA 1987) durchgeführt. Für die Orthoptera liegen bisher nur vereinzelte Ergebnisse vor, so von RIETZE & RECK (1991), die die Ausbreitungsmöglichkeiten von Heuschreckenarten auf isolierten Autobahnkreuzen untersuchten.
Der Vernetzungsgrad ist kein einfach zu ermittelnder Parameter, da -- über den flächenhaften und räumlichen Verbund hinaus -- mit diesem Begriff der Kontakt zwischen den Organismen eines Öksystems gemeint ist (HEYDEMANN 1986). Um z.B. einen (genetischen, intrapopularen) Austausch zwischen isolierten Art-Beständen zu ermöglichen, bedarf es

Vernetzungsstrukturen, die den auseinandergerissenen Flächen-Biotopen in ihrem Charakter ähneln. Eine andere Form von Verbundstrukturen (interspezifisch) sind ökologische Zonierungen, die durch Sukzessionsabläufe entstehen. Diese sind von einem besonders großen Artenaustausch geprägt und tragen zu einer hohen Artenvielfalt bei. Besonders bedeutsam sind die Vernetzungen für Arten mit Doppelbiotop-Ansprüchen (z.B. Nässephase-Biotop für die Ei- und Larvalentwicklung und Trockenphase-Biotop für das Adult-Stadium).

Bei der Beurteilung von Vernetzungsstrukturen für die Heuschreckenfauna ist zu berücksichtigen, wie diese Strukturen in die Nutzungstypen der Landschaft "eingepaßt" sind. Je nach Nutzungsintensität der umgebenden Flächen werden naturgemäß auch die Vernetzungsstrukturen mehr oder weniger stark beeinträchtigt. Bei einer intensiven Nutzung umgebender Flächen sind ausgeprägte Saumbiotope erforderlich. Hier sind solche Strukturen nicht nur als "Trittsteine", sondern darüberhinaus als Pufferzonen zu verstehen, die Außeneinflüsse (z.B. Beunruhigung, Biozideinträge) teilweise kompensieren können.

Von primärer Bedeutung für die Besiedlung durch Arten ist der Nutzungstyp der zu beurteilenden Fläche. Aber auch hier können Saumbiotope -- wenigstens teilweise und je nach Nutzungsintensität -- kompensierend wirken. Damit dies in die Bewertung mit einbezogen werden kann, müssen die Nutzungstypen sowohl der zu beurteilenden Fläche als auch der umgebenden Landschaft gleichermaßen erfaßt werden.

Ein in diesem Zusammenhang bedeutsamer Faktor ist die Flächengröße, die nach MAC ARTHUR & WILSON (1967) die Artenzahl bedingt. Die Größe einer Fläche kann jedoch nur dann als quantitatives Kriterium bei der Bewertung eingesetzt werden, wenn die Minimalarealgrößen der Arten bekannt sind. Für die Heuschrecken sind diese lediglich für wenige Arten ausgewiesen, so für *Oe. caerulescens* (MERKEL (1980) oder für *Gr. campestris* (REMMERT 1979). Weitere Untersuchungen zu einer quantifizierbaren "Arten-Areal-Beziehung" stehen jedoch aus, so daß die Flächengröße nicht in die Bewertung einbezogen werden konnte.

Bewertungsverfahren

Ökologische Bewertungsverfahren sind operationalisierte "Anweisungen" (BECHMANN 1977), mittels derer reale Gegebenheiten in der Natur an vorgegebenen wertbestimmenden Kriterien gemessen werden. Mit dieser Definition rücken zwei Aspekte in den Vordergrund:

1. Das Bewertungsverfahren muß in überschaubare Teile zerlegt werden, um eine Überprüfbarkeit zu gewährleisten.

2. Die Wertkriterien implizieren Erkenntnisse (Vorstellungen) über den "Sollzustand" eines Ökosystems und stellen damit einen Bezugsrahmen her.

Mit dem Anspruch nach Überprüfbarkeit (Nachvollziehbarkeit) eines Bewertungsverfahrens werden gleichzeitig standardisierte Erfassungs- und Verarbeitungsmethoden gefordert. Grundlage hierbei ist eine vollständige Datenermittlung im Gelände. Hier können sich bereits, etwa durch das Fehlen standardisierter Methoden, erste Schwierigkeiten ergeben, die in einer anschließenden Datenanalyse zu Fehlinterpretationen führen können. Ebenso kritisch ist die Festlegung objektiver Wertkriterien, insbesondere deshalb, da es sich in der Ökologie meist um sogenannte "weiche Daten" handelt, d.h. nicht objektiv meßbare Informationen (z.B. Stabilität, Natürlichkeit). Dies hat bei der Entwicklung von Bewertungskonzepten dazu geführt, daß der "verbal argumentativen" Bewertung gegenüber der "formal quantitativen" (INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSPFLEGE UND NATURSCHUTZ 1988) der Vorzug gegeben wird. Damit unterliegt die Bewertung jedoch in hohem Maße der subjektiven Einschätzung der Person (PLACHTER 1989).

Im vorliegenden Bewertungskonzept war die zentrale Aufgabe die Erarbeitung qualitativer und quantitativer Wertungskriterien, die überregionale Vergleiche ermöglichen sollen. Die Kriterien für die Bewertung wurden dabei allein aus mathematisch-naturwissenschaftlicher Sicht abgeleitet; ethische, historisch-kulturelle oder soziale Aspekte wurden nicht einbezogen. Die Vorgehensweise ist induktiv, wobei die Art ein wesentliches Element des Konzeptes darstellt. Die Bewertung beruht hier auf dem Vorkommen einer Spezies nicht auf ihrem Fehlen. Dabei werden insbesondere typische, repräsentative Arten und weniger gefährdete, seltene berücksichtigt. "Indikatorarten" werden nicht definiert. Dadurch unterscheidet sich dieses Konzept von anderen tierökologischen Bewertungsmodellen, in denen überwiegend die Gefährdung von Arten -- entweder nach der Rote Liste (z.B. BERNDT et al 1978, BEZZEL 1980, KAULE 1986, MACZEY 1989) oder aufgrund ihrer biogeographischen Disposition (KUDRNA 1984) -- als Grundlage dient.

Meist werden gefährdete und seltene Biotoptypen über Rote-Liste-Arten bewertet; Durchschnittslandschaften, in denen gefährdete Arten i.d.R. fehlen, werden hingegen häufig mit dem Kriterium "Repräsentativität" beurteilt. Daraus ergibt sich zwangsläufig eine willkürliche Wahl von Kriterien, die sich danach ausrichtet, die "besten Ergebnisse" zu liefern.

Um einerseits derartige subjektive Vorgehensweisen zu verhindern und andererseits die Bedeutung nicht gefährdeter, häufig vorkommender Arten für eine Biozönose hervorzuheben, wurde in diesem Konzept für die Saltatoria der Artwert entwickelt, der die beiden Kriterien Gefährdung und Dominanz bzw. Repräsentanz integriert. Hier erhalten als Einzelfunde nachgewiesene, stenöke und damit oftmals gefährdete Arten zwar einen höheren Wert als euryöke (ungefährdete) und dominante Arten (W_{ART} = 5 bzw. 3), letztere werden jedoch auf diese Weise in der Bewertung auch berücksichtigt.

Die hier vorgestellte Artbewertung beruht darauf, daß die "ökologische Qualität" einer Art mit einer fiktiven Zahl "belegt" wird. Solche Bewertungsergebnisse in Form von Zahlenangaben sind als Hilfsmittel zu verstehen, mittels derer eine Wertzuweisung erleichtert werden kann. Die häufig angeführten Kritikpunkte, Natur lasse sich nicht an Zahlen messen bzw. derartige Werte vermitteln nur scheinbare Differenzierungsgrade (BAUER 1977, PLACHTER 1989), sind m.E. nur bedingt berechtigt. Rechnerische Verfahren zur Werteinschätzung sind durchaus verwendbar und sinnvoll, wenn sie einer statistischen Überprüfung standhalten können, wie dies für den Artwert möglich ist. Eine Vergleichbarkeit mit anderen Daten ist somit gegeben.

Unzulässig ist es dagegen, wenn ausschließlich numerische Wertskalen zur Beurteilung von Biozönosen herangezogen werden. So versuchte BECHET (1976) die "landschaftliche Vielfalt" mit Hilfe einer psychometrischen Skalierung und einem daraus entwickelten Biotopwert zu beurteilen. ADAM et al. (1986) stellten ein Berechnungsverfahren vor, das insbesondere auf Kompensationsmaßnahmen ausgerichtet ist. Die Merkmalsausprägungen werden in diesem Modell in eine 10-stufige Skala eingeordnet und die Teilwerte miteinander verrechnet, so daß jede Fläche eine Punktzahl zwischen 1 und 10 erhält.

Als besonders kritisch ist die erst kürzlich vorgelegte Fassung eines Biotopwertverfahrens von AICHER & LEYSER (1991) zu beurteilen, das im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz zur Bewertung von Eingriff und Ausgleich erarbeitet wurde. In dieser Konzeption wurden zur Bestimmung von Schutzwürdigkeit und Schutzbedürftigkeit jeweils 4 Einzelkriterien definiert und durch eine 6-stufige Skala gewertet. Durch die Addition dieser Kriterien erhält man einen Wert für die Schutzwürdigkeit (SchW) und für die Schutzbedürftigkeit (SchB). Der Gesamtwert ergibt sich aus der Multiplikation von SchW mit SchB. Der Biotopwert wird dabei als prozentualer Anteil des maximal erreichbaren Gesamtwertes (GWmax = 576) ausgedrückt. Dieses Modell, welches nach seinen Autoren durch Rationalität, Transparenz und Übersichtlichkeit gekennzeichnet ist, enthält eine Reihe wissenschaftlich unseriöser Verfahrensschritte, die hier nur stichpunktartig aufgeführt werden sollen: Aggregation streng getrennter und inhaltlich verschiedener Kriterien, Überbewertung einzelner Skalierungsstufen, z.T. nicht nachweisbare Skalierungen (z.B. "Empfindlichkeit"), Verwendung nicht exakt definierbarer Kriterien (z.B."Natürlichkeit"), Transformation von Ausprägungen in Werte ohne eingehende Untersuchungen (z.B. Artenvielfalt) u.a..

Durch solche stark formalisierten Konzepte gehen zwangsläufig viele relevante Informationen verloren, die für eine Bewertung entscheidend wären (z.B. Sonderstandorte, faunistische Besonderheiten, Ausbildung stabiler Populationen etc.). Aus diesen Gründen wird in dem vorliegenden Bewertungskonzept, wie auch KAULE (1986), PLACHTER (1989) oder RECK (1990) vorschlagen, eine dimensionslose Ordinalskalierung vorgezogen. Die einzelnen Merkmalsausprägungen, die zwischen zwei Schwellenwerten liegen, erhalten qualitative Wertzuweisungen ("geringwertig", "sehr hochwertig").

Im Unterschied zu den o.g. Autoren werden im vorliegenden Konzept bereits die einzelnen Kriterien in Wertkategorien eingestuft und nicht in einer Endbewertung zusammengeführt. Statt dessen erfolgt die Gesamtbewertung synoptisch (und graphisch), wodurch die Interpretation erleichtert wird. Darüberhinaus wurden hier -- neben der Entwicklung der Bewertungskriterien -- Biodeskriptorarten herausgestellt, mit deren Hilfe weitere Standortcharakterisierungen möglich sind.

Als weitere Interpretationshilfe wurde der Anteil immobiler Arten eingebracht. Hierbei wurde von der Überlegung ausgegangen, daß zwischen der ökologischen Stabilität und der Mobilität von Arten enge Beziehungen bestehen (S. 48 ff.). Inwieweit dieser Zusammenhang zutrifft, so daß wertende Aussagen getroffen werden können, kann z.Zt. noch nicht abschließend beurteilt werden, da weiterführende Untersuchungen zu dieser Thematik noch ausstehen.

Das vorliegende Bewertungskonzept beruht auf einem autökologischem Ansatz, der -- ausgehend von der Art und ihren Biotop- und Habitatansprüchen -- die ökologische Qualität von Flächen zu ermitteln und zu bewerten versucht. Dabei ist mir bewußt, daß mit dem hier vorgestellten Konzept nur "Ausschnitte" erfaßt und in diesem Sinn nur sektorale Ökosystem-Merkmale beurteilt werden können.

Der zentralen Bedeutung tierökologischer Bewertungskonzepte entsprechend, wurden in den letzten Jahren eine Reihe verschiedener Bewertungsverfahren entwickelt, wobei zunächst mehr tiergruppenspezifische Konzepte vorgestellt wurden (z.B. BERNDT et al. 1978, MOSSAKOWSKI & PAJE 1985, HÄNGGI 1987, MACZEY 1989, BÖTTGER & PÖPPERL 1990, DÜX 1990, STEINBORN & HEYDEMANN 1990). Beim Studium dieser Modelle wird deutlich, daß noch zahlreiche ungeklärte Probleme vorliegen. Diese betreffen z.B. die ökologische Typisierung von Arten, die Eignung von Spezies als phänomenologische Indikatoren und die Klassifizierung von Tiergesellschaften. Weitere Defizite sind bei der Erforschung der populationsökologischen Daten, der Minimalarealgrößen von Arten und der Ursachen für natürliche oder anthropogen bedingte Populationsveränderungen zu verzeichnen.

Praxisrelevanz

Bewertungen haben das prinzipielle Problem, daß sie sowohl eine hohe Aussagesicherheit beinhalten als auch möglichst viele Daten (vegetationskundliche und faunistische) einbeziehen sollen, damit sie der "querschnittsorientierten" Aufgabenstellung des Naturschutzes gerecht werden (PLACHTER 1989). In der Praxis ist dies jedoch kaum umsetzbar. Hier fehlt meist sowohl das notwendige Fachpersonal als auch der angemessene zeitliche Rahmen, der für aussagekräftige Untersuchungen notwendig ist. Versuche, diesem Engpaß konstruktiv zu begegnen, werden allerdings nicht in einer konsequenten Forderung nach einer frühzeitigen und effektiven Einbeziehung von Naturschutzbelangen in der Landschaftsplanung umgesetzt. Vielmehr werden -- erstaunlicherweise auch von wissenschaftlicher Seite her -- der Planung Zugeständnisse eingeräumt, indem sogenannte Minimalprogramme entwickelt werden, die in kürzester Zeit wertende Aussagen zulassen sollen (WITTIG & SCHREIBER 1983, PLACHTER 1989, DEULLI et al. 1990).

Die Entwicklung von Minimalprogrammen ist in der Praxis offenbar notwendig, da die derzeitige Situation schnelle Entscheidungen fordert. Man sollte sich jedoch darüber im Klaren sein, daß es sich dabei lediglich um eine "Strategie" handeln kann. Aus wissenschaftlicher Sicht halte ich dieses Vorgehen für nicht zulässig, wenn bereits reduzierte Programme vorgestellt werden, obwohl ausgereifte Konzepte noch nicht vorliegen.

Um den hohen Anforderungen an die Praktikabilität eines tierökologischen Gutachtens bzw. Bewertungsverfahrens gerecht werden zu können, müssen Tiergruppen eingesetzt werden, die in einem vertretbaren Arbeits- und Zeitrahmen eine ökologische Qualifizierung ermöglichen.

Diesbezüglich weisen die Saltatoria eine Reihe von Vorteilen auf. Neben pragmatischen Vorzügen (z.B. überschaubare Artenzahl), liegt für die Saltatoria in der Literatur eine Fülle von Daten vor, so daß z.B. die potentielle Artenzahl eines Gebietes recherchiert werden kann. Von besonderem Interesse ist jedoch, daß die Saltatoria sowohl ein breites Spektrum unterschiedlicher Lebensräume besiedeln als auch innerhalb eines Biotoptypes verschiedene ökologische Nischen nutzen (z.B. Stratenbindung, S. 44) und somit über eine Faunencharakterisierung hinaus Gebietsqualifizierungen erlauben.

In der Praxis kommt es weniger darauf an, faunistisch-ökologische Daten wie artspezifische Habitatansprüche zu präsentieren als darauf, die ökologischen Befunde in planungsrelevante Aussagen umzusetzen. Die Bearbeitung von ökologischen Daten muß dabei in "Schritten" erfolgen, damit die Transparenz und Nachvollziehbarkeit gewährleistet ist. Dazu gehört auch eine Reduzierung ökologischer Typisierungen auf nachvollziehbare Termini, eine begrenzte Darstellung populationsökologischer Parameter und insbesondere die Verwendung klar definierter Wertkriterien.

Nicht zuletzt muß es Ziel sein, auf verständliche Weise auch für den "Nicht-Biologen" (Planungsträger) wichtige Informationen zur Verfügung zu stellen. In der vorliegenden Arbeit wurde dies durch Visualisierung versucht, wie etwa die graphische Darstellung in der Endbewertung.

Ein in der Praxis anwendbares Bewertungsschema, welches die komplexen Verhältnisse in Ökosystemen bewerten soll, erfordert zwangsläufig starke Vereinfachungen, was z.T. hohe Informationsverluste mit sich bringt (PLACHTER 1989). Mängel in der wissenschaftlichen Aussageschärfe sind vor allem bei Untersuchungen zu erwarten, die sich nur auf einen kurzen Zeitraum beschränken. So können z.B. bei einer einjährigen Untersuchung natürliche oder anthropogen bedingte Populationsschwankungen nicht erfaßt werden, wodurch prognostizierende Aussagen erschwert werden. Aber selbst mehrjährige Untersuchungen reichen meist nicht aus, damit

wissenschaftlich abgesicherte Aussagen über längerfristige Bestandsveränderungen möglich sind, wie dies durch eine 15-jährige Untersuchung (1971-1986) von REICHHOLF (1988) über Häufigkeitsschwankungen von Tagfaltern demonstriert wurde.

Beim aktuellen Handlungsbedarf ist es m.E. dennoch notwendig, ein Bewertungskonzept auf der Basis eines Untersuchungsjahres zu erstellen. Es muß aber betont werden, daß ein Vorlauf von einem Jahr insbesondere für die Untersuchung größerer Landschaftsräume wie des Hafenlohrtales unbedingt erforderlich ist, da nur so die Repräsentanz punktförmig gewonnener Daten ausreichend gewährleistet werden kann. Aber auch dann handelt es sich um eine Zustandsanalyse.

Mit dem vorgestellten Bewertungskonzept wird der Versuch unternommen, am Beispiel der Saltatoria standardisierte Erfassungs- und Bearbeitungsmethoden zu entwickeln und damit den Bewertungsvorgang zu objektivieren und für die Planungspraxis anwendbar und vermittelbar zu gestalten. Dabei ist es für die Naturschutzpraxis unumgänglich, -- wenn auch wissenschaftlich nicht unumstritten -- Reduktionen durchzuführen, wobei es sicher "... des Mutes zur Vereinfachung bedarf, um zu Methoden zu gelangen, die für die Planung anwendbar und auswertbar sind." (OLSCHOWY 1978, S.42).

Danksagung

Mein herzlicher Dank gilt allen, die mit praktischer Hilfe oder Gesprächen am Zustandekommen dieser Arbeit beteiligt waren. Ganz besonders bedanke ich mich bei Herrn J. Deckert, Herrn Dr. P. Detzel, Herrn Dr. R. Dexel, Herrn Ch. Fröhlich, Herrn Dr. L. Kürten, Frau I. Mack, Herrn Dr. J. Nieder, Frau K. Oerter und Herrn Dr. E. Wolfram, die diese Arbeit durch zahlreiche Anregungen und konstruktive Kritik bereichert haben.

Mein herzlichster Dank gilt meinem Doktorvater Prof. Dr. G. Kneitz, Institut für Angewandte Zoologie, Universität Bonn, für seine stets fördernde Unterstützung in allen Phasen der Arbeit, sein anhaltend großes Interesse an dieser Thematik und die umfassende wissenschaftliche Betreuung.

Verfasserin:

Dr. Heidrun Kleinert
Institut für Angewandte Zoologie
Universität Bonn
An der Immenburg 1
D-5300 Bonn 1

7. Literaturverzeichnis

ADAM, K., NOHL, W. & VALENTIN, W. (1986): Bewertungsgrundlagen für Kompensationsmaßnahmen bei Eingriffen in die Landschaft. - Forschungsauftrag des Ministers für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalens (Hrsg.), Düsseldorf, 399 S.

ADLBAUER, K. (1987): Untersuchungen zum Rückgang der Heuschreckenfauna im Raum Graz (Insecta, Saltatoria) - Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark, 117: 111-165

AICHER, K. & LEYSER, Th. (1991): Biotopwertverfahren. - Forschungsauftrag des Hessischen Ministeriums für Land-wirtschaft, Forsten und Naturschutz - oberste Naturschutz-behörde, März 1991, Wiesbaden

BALOGH, J. (1958): Lebensgemeinschaften der Landtiere. Berlin (Akademie), 560 S.

BAUER, G. (1989): Grenzen des "Rote Liste Instruments" und Möglichkeiten einer alternativen Bewertung von Biotopen -- Schr.-Reihe Landschaftspfl. Natursch., Bonn, 29: 95-106

BAUER, H.J. (1977): Zur Methodik der Ökologischen Wertanalyse -- Landschaft + Stadt, 9 (1): 31-43.

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (Hrsg.) (1983): Rote Liste bedrohter Tiere in Bayern. 40 S.

BECHET, G.H. (1976): Der Biotopwert -- Ein Beitrag zur Quantifizierung der ökologischen Vielfalt im Rahmen der Landschafts- und Flächennutzungsplanung. Dissertation Ludwig-Maximilian-Universität München, 1976, 143 S.

BECHMANN, A. (1977): Ökologische Bewertungsverfahren und Landschaftsplanung - Landschaft + Stadt 4: 170-182

BEI-BIENKO, G. (1966): Smena mestoobitannij nazemnymi organizmami kak biologiceskij prinzip (Biotopwechsel bei oberirdischen Organismen als biologisches Prinzip) - Z. obscej biol. 27: 5-21

BELLMANN (1985): Heuschrecken-Beobachten, Bestimmen. Melsungen, (Neudamm/Neudamm), 216 S.

BERNDT, R. HECKENROTH, H. & WINKEL, W. (1978): Zur Bewertung von Vogel-brutgebieten - Vogelwelt 99 (6): 222-226

BEZZEL, E. (1980): Die Brutvögel Bayerns und ihre Biotope: Versuch der Bewertung ihrer Situation als Grundlage für Planungs- und Schutzmaßnahmen - Anz. orn. Ges. Bayern 19: 133-169

BLAB, J. & NOWAK, E. (1983): Grundlagen, Probleme und Ziele der Roten Listen der gefährdeten Arten - Natur und Landschaft 58 (1): 3-8

BLAB, J. (1990): Zum Indikationspotential von Roten Listen und zur Frage der Ermittlung "Regionaler Leitartengruppen" mit landschaftsökologischer Zeigerfunktion - Schr.-Reihe Landschaftspfl. Natursch., Bonn, 32: 121-134

BORGGRÄFE, K., MÜNZEL, M., OSTERMANN, G. SHCULZE, M. & TILLMANN, Th. (1989): Vegetationskundliche Kartierung und Bewertung -- Autobahnabschnitt Tondorf-Lommersdorf-Nohn A1 - Bonn

BÖTTGER, K. & PÖPPERL, R. (1990): Limnische Wirbellose als Bioindikatoren für die Bewertung von Strukturparametern in Fließgewässern - Schr.-Reihe Landschaftspfl. Natursch., Bonn, 32: 135-142

BRINKMANN, R. (1954): Abriß der Geologie -- Historische Geologie. 2.Bd. Stuttgart (Ferdinand Enke), 359 S.

BROCKSIEPER, R. (1978): Der Einfluß des Mikroklimas auf die Verbreitung der Laubheuschrecken, Grillen und Feldheuschrecken im Siebengebirge und auf dem Rodderberg bei Bonn - Decheniana, Bonn, 21: 1-141

BRUCKHAUS, A. (1988): Vergleichende Labor- und Freilanduntersuchungen zur Ökologie und Verbreitung der Springschrecken des Raumes Oberwinter - Decheniana, Bonn, 141: 126-144

BRUCKHAUS, A. (1990): Bedeutung der Temperatur für die Biotopbindung einiger einheimischer Feldheuschreckenarten - Articulata, Erlangen, 5 (1): 43-57

BUGGENUM, H. van & HERMANNS, J. (1985): De sabelsprinkhaan *Phaneroptera falcata* (PODA) weer in Nederland gevonden - Natuurhist. Maandblad 74 (3): 38-42

DETZEL, P. & DÖLER, H.-P. (1990): Heuschreckenvorkommen im Oberen Donautal - Articulata, Erlangen, 5 (2): 13-29

DETZEL, P. (1983): Das "Lochmoos", Landkreis Ravensburg. Eine Gebietsbeschreibung und quantitative Untersuchung über die Heuschreckenfauna der Niedermoorwiesen. dipl.arb., Fak.Biol. Univ. Tübingen

DETZEL, P. (1991): Ökofaunistische Analyse der Heuschreckenfauna Baden-Württemberg. Dissertation Univ. Tübingen, Fak. Biologie, 365 S.

DEUTSCHER WETTERDIENST (1957): Klima-Atlas von Rheinland-Pfalz. Bad Kissingen

DEUTSCHER WETTERDIENST (1960): Kliam-Atlas von Nordrhein-Westfalen. Offenbach a.M.

DREUX, Ph. (1961): Recherches écologiques et biogeographiques sur les Orthoptères des Alpes francaise - Ann. Sc. nat., Paris, 3: 323-766

DUELLI, P., STADER, M. & KATZ, E. (1990): Minimalprogramme für die Erhebung und Aufbereitung zooökologischer Daten als Fachbeiträge zu Planungen am Beispiel ausgewählter Arthropodengruppen - Schr.-Reihe Landschaftspfl. Natursch., Bonn, 32: 211-222

DÜX, W. (1990): Untersuchungen der Carabidenzönosen auf einem Abschnitt der geplanten Autobahntrasse der A1 zur ökologischen Bewertung von Lebensräumen. Diplomarbeit Univ. Bonn, 202 S.

ELLENBERG, H. (1978): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. Stuttgart (Ulmer), 981 S.

ERDELEN, M. (1982): Der Brutbestand terrestrischer Vogelarten als Indikator von Umweltbelastungen - Decheniana, Bonn, Beih. 26: 186-192

ERZ, W. (1970): Naturschutz im nächsten Jahrzehnt - Natur und Landschaft 45: 15-19

FALKE, H. (1968): Landschaftsplan Vulkaneifel - Beitr. Landespfl. Rh.-Pfalz, 2: 3-106

FINKE, S., BRAUN, C., GÖHRE, W. SCHUMACHER, W. & PRION, M. (1981): Landschaftspflegerischer Begleitplan A1, Langenfeld

FISCHER, L.H. (1853): Orthoptera Europaea. Lipsiae (Wilh. Engelmann), 454 S.

FRANZ, H. (1933): Auswirkungen des Mikroklimas auf die Verbreitung mitteleuropäischer xerophiler Orthopteren - Zoogeographica 1: 551-565

FRANZ, H. (1961): Orthopteroidea und Blattoidea - In: FRANZ, H.: Die Nordost-Alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt 2: 13-55

FROEHLICH, Ch. & HOLTZEM, E. (1987): Bemerkenswerte Funde von Sichelschrecken (*Phaneropterinae, Orthoptera: Tettigoniidae*) mit neuer Methodik - Natursch. Orn. Rh.-Pfalz, 4 (4): 902-904.

FROEHLICH, Ch. (1990): Verbreitung und Gefährdungssituation der Heuschrecken (Insecta: *Saltatoria*) im Regierungsbezirk Koblenz - Fauna Flora Rheinland-Pfalz 6: 5-200

FRÖHLICH, C. (1903): Die Odonaten und Orthopteren Deutschlands mit Berücksichtigung der bei Aschaffenburg vorkommenden Arten - Mitt. naturw. Ver. Aschaffenburg, Jena 4: 42-101

FRUHSTORFER, H. (1921): Die Orthopteren der Schweiz und der Nachbarländer auf geographischer wie ökologischer Grundlage mit Berücksichtigung der fossilen Arten - Archiv Naturgesch. (A) 87 (4/6): 1-262

GAUCKLER, K. (1957): in: KNEITZ, G. et al (1979): Karten zur Verbreitung von Pflanzen- und Tierarten im Lebensraum Unterfranken. II. Faunistischer Teil - Abh. naturw. Ver. Würzburg, 20, Karte 19

GEPP, J. (1980): Kritische Bemerkungen über Rote Listen bedrohter Tierarten - eine Ausgangsdarstellung für Öster-reich - Verh. Ges. Ökol., Göttingen, 8: 29-32

GREIN, G. (1990): Zur Verbreitung der Heuschrecken (Saltatoria) in Niedersachsen und Bremen - Inform. Natursch. Niedersachsen, 10 (6): 133-196

GYLLENBERG, G. (1969): The energy flow through a *Chorthippus parallelus* (ZETT.) population of a meadow in värminne, Finland. Acta Zool. Fenn. 123, 74 S.

HÄNGGI, A. (1987): Die Spinnenfauna der Feuchtgebiete des Grossen Mooses, Kt. Bern -- II. Beurteilung des Natur-schutzwertes naturnaher Standorte anhand der Spinnenfauna - Mitt. Naturforsch. Ges. Bern N.F. 44: 157-185

HARZ, K. (1957): Die Geradflügler Mitteleuropas. Jena (Gustav Fischer), 494 S.

HARZ, K. (1960): Geradflügler oder Orthopteren (Blattodea, Mantodea, Saltatoria, Dermaptera) - In: DAHL, Fr. (1960): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile. 46.Teil. Jena (Gustav Fischer): 1-231

HARZ, K. (1969): Die Orthopteren Europas Band I. Series Entomologica Bd. 5. Den Haag (Dr. W. Junk N.V.), 749 S.

HEIDEMANN, H. (1981): Beobachtungen zu den Standortansprüchen von *Phaneroptera falcata* PODA - Articulata 1 (17): 185-187

HELFERT, B. & SÄNGER, K. (1976a): Vergleichende Untersuchungen über Anzahl und Dauer der Larvenstadien von Tettigoniiden (Orthoptera: Saltatoria) 1. Teil - Zool. Anz., Jena 196 (1/2): 28-42

HELFERT, B. & SÄNGER, K. (1976b): Vergleichende Untersuchungen über die Temperatursummierung von Laubheuschrecken (*Orthop-tera: Tettigoniidae*) während der Embryogenese - Zool. Anz. 196: 43-60

HEMPEL, W. & SCHIEMENZ, H. (1963): Ökologische Untersuchungen einiger xerothermer Biotope im Gebiet von Meißen - Arch. Natursch. Landsch.forsch. 3: 117-138

HERMANS, J. & KRÜNER, U. (1991): Die nordwestliche Ausbreitungstendenz von *Phaneroptera falcata* (PODA) (*Saltatoria: Tettigoniidae*) im Gebiet zwischen Rhein und Maas - Articulata 6 (1): 53-60

HESS, R. & RITSCHEL-KANDEL, G. (1989): *Oedipoda germanica* (Rotflügelige Ödlandschrecke) und andere buntflügelige Heuschrecken als Indikatoren in unterfränkischen Xerothermstandorten - Schr.-Reihe Bayer. Landesamt Umweltschutz 92: 92-93

HEUSINGER, G. (1986): Geradflügler: Heuschrecken - In: KAULE, G. (1986): Arten und Biotopschutz, Stuttgart (Eugen Ulmer): 236-239

HEUSINGER, G. (1988): Heuschreckenschutz im Rahmen des Bayerischen Arten- und Biotopschutzprogrammes. Erläuterungen am Beispiel des Landkreises Weißenburg-Gunzenhausen - Schr.-Reihe Bayer. Landesamt Umweltschutz, 83: 7-31

HEYDEMANN, B. (1960): Die biozönotische Entwicklung vom Vorland zum Koog. Vergleichend-ökologische Untersuchung an der Nordseeküste. I. Teil: Spinnen (*Araneae*) - Abh. Math.-Nat.wiss. Klasse (Akd. Wiss. Lit.), Wiesbaden, 11

HEYDEMANN, B. (1986): Grundlagen eines Verbund- und Vernetzungskonzeptes für den Arten- und Biotopschutz - Akad. Nat.sch. Landsch.pfl., Laufen 10: 9-18

HOFFMANN, J. (1960): Les Orthoptères du Luxembourg - Hist. Nat. Pays de Luxembourg, Faune: 239-284

HOLST, K.T. (1969): The distribution of Orthoptera in Denmark, Scania and Schleswig-Holstein - Entomol. Medd. 37: 413-442

HORN, H. (1980): Zur Ökologie epigäischer Arthropoden xerothermer Habitatinseln, untersucht am Beispiel der Sandhausener Dünen. Dissertation Zool. Inst. Univ. Heidelberg: 66-80

BEZZEL, E. (1980): Die Brutvögel Bayerns und ihre Biotope: Versuch der Bewertung ihrer Situation als Grundlage für Planungs- und Schutzmaßnahmen - Anz. orn. Ges. Bayern 19: 133-169

BLAB, J. & NOWAK, E. (1983): Grundlagen, Probleme und Ziele der Roten Listen der gefährdeten Arten - Natur und Landschaft 58 (1): 3-8

BLAB, J. (1990): Zum Indikationspotential von Roten Listen und zur Frage der Ermittlung "Regionaler Leitartengruppen" mit landschaftsökologischer Zeigerfunktion - Schr.-Reihe Landschaftspfl. Natursch., Bonn, 32: 121-134

BORGGRÄFE, K., MÜNZEL, M., OSTERMANN, G. SHCULZE, M. & TILLMANN, Th. (1989): Vegetationskundliche Kartierung und Bewertung -- Autobahnabschnitt Tondorf-Lommersdorf-Nohn A1 - Bonn

BÖTTGER, K. & PÖPPERL, R. (1990): Limnische Wirbellose als Bioindikatoren für die Bewertung von Strukturparametern in Fließgewässern - Schr.-Reihe Landschaftspfl. Natursch., Bonn, 32: 135-142

BRINKMANN, R. (1954): Abriß der Geologie -- Historische Geologie. 2.Bd. Stuttgart (Ferdinand Enke), 359 S.

BROCKSIEPER, R. (1978): Der Einfluß des Mikroklimas auf die Verbreitung der Laubheuschrecken, Grillen und Feldheuschrecken im Siebengebirge und auf dem Rodderberg bei Bonn - Decheniana, Bonn, 21: 1-141

BRUCKHAUS, A. (1988): Vergleichende Labor- und Freilanduntersuchungen zur Ökologie und Verbreitung der Springschrecken des Raumes Oberwinter - Decheniana, Bonn, 141: 126-144

BRUCKHAUS, A. (1990): Bedeutung der Temperatur für die Biotopbindung einiger einheimischer Feldheuschreckenarten - Articulata, Erlangen, 5 (1): 43-57

BUGGENUM, H. van & HERMANNS, J. (1985): De sabelsprinkhaan *Phaneroptera falcata* (PODA) weer in Nederland gevonden - Natuurhist. Maandblad 74 (3): 38-42

DETZEL, P. & DÖLER, H.-P. (1990): Heuschreckenvorkommen im Oberen Donautal - Articulata, Erlangen, 5 (2): 13-29

DETZEL, P. (1983): Das "Lochmoos", Landkreis Ravensburg. Eine Gebietsbeschreibung und quantitative Untersuchung über die Heuschreckenfauna der Niedermoorwiesen. dipl.arb., Fak.Biol. Univ. Tübingen

DETZEL, P. (1991): Ökofaunistische Analyse der Heuschreckenfauna Baden-Württemberg. Dissertation Univ. Tübingen, Fak. Biologie, 365 S.

DEUTSCHER WETTERDIENST (1957): Klima-Atlas von Rheinland-Pfalz. Bad Kissingen

DEUTSCHER WETTERDIENST (1960): Kliam-Atlas von Nordrhein-Westfalen. Offenbach a.M.

DREUX, Ph. (1961): Recherches écologiques et biogeographiques sur les Orthoptères des Alpes francaise - Ann. Sc. nat., Paris, 3: 323-766

DUELLI, P., STADER, M. & KATZ, E. (1990): Minimalprogramme für die Erhebung und Aufbereitung zooökologischer Daten als Fachbeiträge zu Planungen am Beispiel ausgewählter Arthropodengruppen - Schr.-Reihe Landschaftspfl. Natursch., Bonn, 32: 211-222

DÜX, W. (1990): Untersuchungen der Carabidenzönosen auf einem Abschnitt der geplanten Autobahntrasse der A1 zur ökologischen Bewertung von Lebensräumen. Diplomarbeit Univ. Bonn, 202 S.

ELLENBERG, H. (1978): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. Stuttgart (Ulmer), 981 S.

ERDELEN, M. (1982): Der Brutbestand terrestrischer Vogelarten als Indikator von Umweltbelastungen - Decheniana, Bonn, Beih. 26: 186-192

ERZ, W. (1970): Naturschutz im nächsten Jahrzehnt - Natur und Landschaft 45: 15-19

FALKE, H. (1968): Landschaftsplan Vulkaneifel - Beitr. Landespfl. Rh.-Pfalz, 2: 3-106

FINKE, S., BRAUN, C., GÖHRE, W. SCHUMACHER, W. & PRION, M. (1981): Landschaftspflegerischer Begleitplan A1, Langenfeld

FISCHER, L.H. (1853): Orthoptera Europaea. Lipsiae (Wilh. Engelmann), 454 S.

FRANZ, H. (1933): Auswirkungen des Mikroklimas auf die Verbreitung mitteleuropäischer xerophiler Orthopteren - Zoogeographica 1: 551-565

FRANZ, H. (1961): Orthopteroidea und Blattoidea - In: FRANZ, H.: Die Nordost-Alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt 2: 13-55

FROEHLICH, Ch. & HOLTZEM, E. (1987): Bemerkenswerte Funde von Sichelschrecken (*Phaneropterinae, Orthoptera: Tettigoniidae*) mit neuer Methodik - Natursch. Orn. Rh.-Pfalz, 4 (4): 902-904.

FROEHLICH, Ch. (1990): Verbreitung und Gefährdungssituation der Heuschrecken (Insecta: *Saltatoria*) im Regierungsbezirk Koblenz - Fauna Flora Rheinland-Pfalz 6: 5-200

FRÖHLICH, C. (1903): Die Odonaten und Orthopteren Deutschlands mit Berücksichtigung der bei Aschaffenburg vorkommenden Arten - Mitt. naturw. Ver. Aschaffenburg, Jena 4: 42-101

FRUHSTORFER, H. (1921): Die Orthopteren der Schweiz und der Nachbarländer auf geographischer wie ökologischer Grundlage mit Berücksichtigung der fossilen Arten - Archiv Naturgesch. (A) 87 (4/6): 1-262

GAUCKLER, K. (1957): in: KNEITZ, G. et al (1979): Karten zur Verbreitung von Pflanzen- und Tierarten im Lebensraum Unterfranken. II. Faunistischer Teil - Abh. naturw. Ver. Würzburg, 20, Karte 19

GEPP, J. (1980): Kritische Bemerkungen über Rote Listen bedrohter Tierarten - eine Ausgangsdarstellung für Öster-reich - Verh. Ges. Ökol., Göttingen, 8: 29-32

GREIN, G. (1990): Zur Verbreitung der Heuschrecken (Saltatoria) in Niedersachsen und Bremen - Inform. Natursch. Niedersachsen, 10 (6): 133-196

GYLLENBERG, G. (1969): The energy flow through a *Chorthippus parallelus* (ZETT.) population of a meadow in värminne, Finland. Acta Zool. Fenn. 123, 74 S.

HÄNGGI, A. (1987): Die Spinnenfauna der Feuchtgebiete des Grossen Mooses, Kt. Bern -- II. Beurteilung des Natur-schutzwertes naturnaher Standorte anhand der Spinnenfauna - Mitt. Naturforsch. Ges. Bern N.F. 44: 157-185

HARZ, K. (1957): Die Geradflügler Mitteleuropas. Jena (Gustav Fischer), 494 S.

HARZ, K. (1960): Geradflügler oder Orthopteren (Blattodea, Mantodea, Saltatoria, Dermaptera) - In: DAHL, Fr. (1960): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile. 46.Teil. Jena (Gustav Fischer): 1-231

HARZ, K. (1969): Die Orthopteren Europas Band I. Series Entomologica Bd. 5. Den Haag (Dr. W. Junk N.V.), 749 S.

HEIDEMANN, H. (1981): Beobachtungen zu den Standortansprüchen von *Phaneroptera falcata* PODA - Articulata 1 (17): 185-187

HELFERT, B. & SÄNGER, K. (1976a): Vergleichende Untersuchungen über Anzahl und Dauer der Larvenstadien von Tettigoniiden (Orthoptera: Saltatoria) 1. Teil - Zool. Anz., Jena 196 (1/2): 28-42

HELFERT, B. & SÄNGER, K. (1976b): Vergleichende Untersuchungen über die Temperatursummierung von Laubheuschrecken (*Orthop-tera: Tettigoniidae*) während der Embryogenese - Zool. Anz. 196: 43-60

HEMPEL, W. & SCHIEMENZ, H. (1963): Ökologische Untersuchungen einiger xerothermer Biotope im Gebiet von Meißen - Arch. Natursch. Landsch.forsch. 3: 117-138

HERMANS, J. & KRÜNER, U. (1991): Die nordwestliche Ausbreitungstendenz von *Phaneroptera falcata* (PODA) (*Saltatoria: Tettigoniidae*) im Gebiet zwischen Rhein und Maas - Articulata 6 (1): 53-60

HESS, R. & RITSCHEL-KANDEL, G. (1989): *Oedipoda germanica* (Rotflügelige Ödlandschrecke) und andere buntflügelige Heuschrecken als Indikatoren in unterfränkischen Xerothermstandorten - Schr.-Reihe Bayer. Landesamt Umweltschutz 92: 92-93

HEUSINGER, G. (1986): Geradflügler: Heuschrecken - In: KAULE, G. (1986): Arten und Biotopschutz, Stuttgart (Eugen Ulmer): 236-239

HEUSINGER, G. (1988): Heuschreckenschutz im Rahmen des Bayerischen Arten- und Biotopschutzprogrammes. Erläuterungen am Beispiel des Landkreises Weißenburg-Gunzenhausen - Schr.-Reihe Bayer. Landesamt Umweltschutz, 83: 7-31

HEYDEMANN, B. (1960): Die biozönotische Entwicklung vom Vorland zum Koog. Vergleichend-ökologische Untersuchung an der Nordseeküste. I. Teil: Spinnen (*Araneae*) - Abh. Math.-Nat.wiss. Klasse (Akd. Wiss. Lit.), Wiesbaden, 11

HEYDEMANN, B. (1986): Grundlagen eines Verbund- und Vernetzungskonzeptes für den Arten- und Biotopschutz - Akad. Nat.sch. Landsch.pfl., Laufen 10: 9-18

HOFFMANN, J. (1960): Les Orthoptères du Luxembourg - Hist. Nat. Pays de Luxembourg, Faune: 239-284

HOLST, K.T. (1969): The distribution of Orthoptera in Denmark, Scania and Schleswig-Holstein - Entomol. Medd. 37: 413-442

HORN, H. (1980): Zur Ökologie epigäischer Arthropoden xerothermer Habitatinseln, untersucht am Beispiel der Sandhausener Dünen. Dissertation Zool. Inst. Univ. Heidelberg: 66-80

INGRISCH, S. (1978a): Zum Verhalten mitteleuropäischer Laubheuschrecken (*Orthoptera: Tettigoniidae*) in Temperatur-und Feuchtegradienten sowie gegenüber visuellen Reizen - Dtsch. Entom. Z. 25: 349-360

INGRISCH, S. (1978b): Labor- und Freilanduntersuchungen zur Dauer der postembryonalen Entwicklung einiger mitteleuropäischer Laubheuschrecken (*Orthoptera: Tettigoniidae*) und ihre Beeinflussung durch Temperatur und Feuchte - Zool. Anz. 200: 309-320

INGRISCH, S. (1979a): Experimentell-ökologische Freilanduntersuchungen zur Monotopbindung der Laubheuschrecken (*Orthop-tera, Tettigoniidae*) im Vogelsberg - Beitr. Naturkde. Osthessen 15: 33-95

INGRISCH, S. (1979b): Die Orthopteren, Dermapteren und Blattopteren (*Insecta: Orthoptera, Dermaptera, Blattoptera*) von Hessen - Fundortkataster der Bundesrepublik Deutschland, Saarbrücken und Heidelberg, 13: 1-99

INGRISCH, S. (1980): Zur Feuchte-Präferenz von Feldheuschrecken und ihren Larven (*Insecta: Acrididae*) - Verh. Ökol. 8: 403-410

INGRISCH, S. (1982): Orthopterengesellschaften in Hessen - Hess. Faun. Briefe, 2 (3): 38-46

INGRISCH, S. (1983a): Zum Einfluß der Feuchte auf die Schlupfrate und Entwicklungsdauer der Eier mitteleuropäischer Feldheuschrecken - Dtsch. entomol. Z. 30 (1-3): 1-15

INGRISCH, S. (1983b): Zum Einfluß der Feuchte auf den Wasserhaushalt der Eier und die Größe des 1. Larvenstadiums bei mitteleuropäischen Feldheuschrecken (*Orthoptera: Acrididae*) - Zool. Anz., Jena, 210 (5/6): 357-368

INGRISCH, S. (1983c): Veränderungen in der Orthopterenfauna von Hessen - Verh. Ges. Ökol., 10: 193-200

INGRISCH, S. (1984): Zur Verbreitung und Vergesellschaftung der Orthopteren in der Nordeifel - Decheniana, Bonn, 137: 79-104

INGRISCH, S. (1986): The plurennial life cycles of the european Tettigoniidae. 1. The effect of temperature on embryonic developement and hatching - Oecologia, Berlin, 70: 606-616

INGRISCH, S. (1987): Die Geradflügler (*Orthopteroidea, Dermaptera* und *Blattaria*) des Mainzer Sandes - Mainzer naturwiss. Archiv 25: 233-252

INGRISCH, S. (1988): Wasseraufnahme und Trockenresistenz der Eier europäischer Laubheuschrecken (*Orthoptera: Tettigoniidae*) - Zool. Jb. Physiol. 92: 117-170

INGRISCH, S. (1990): Saisonale Anpassungen während der Embryogenese von Laubheuschrecken (*Grylloptera: Tetti-goniidae*) und deren Bedeutung für das Vorkommen der Arten. - Mündl. Mitt (Vortrag auf der Jahresvers. Dt. Ges. Orthopterologie (DGfO) 1990 in Erlangen)

INGRISCH, S., FRYE, L., GRENZ, M. & SIMMAT, U. (1988): Neue Funde von *Tetrix ceperoi* in Deutschland (*Saltatoria: Tetrigidae*) - Entom. Z. 98: 24-29

INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSPFLEGE UND NATURSCHUTZ (1988): Bewertungsverfahren in der Landschaftsplanung - Arbeitsmaterialien 4, Hannover

JAKOVLEV, V. & KRÜGER, F. (1953): Vergleichende Untersuchungen zur Physiologie der Transpiration der Orthopteren - Zool. Jahrb., (Zool. Physiol.), Jena, 64 (3): 391-428

JAKOVLEV, V. (1956): Wasserdampfabgabe der Acrididier und Mikroklima ihrer Biotope - Verh. Dtsch. Zool. Ges. Hamburg: 136-142

JAKOVLEV, V. (1959): Mikroklimatische Untersuchungen in einigen Acrididenbiotopen - Z. Morph. Ökol. Tiere 48: 89-101

KALTENBACH, A. (1963): Milieufeuchtigkeit, Standortsbeziehungen und ökologische Valenz bei Orthopteren im pannonischen Raum Österreichs - Sitzungsber. österr. Akad. Wiss. (I), 172: 97-119

KAREIVA, P. (1987): Habitat fragmentation and the stability of predator-prey interactions - Nature 326: 388-389

KAULE, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. Stuttgart (Ulmer), 461 S.

KLÖTZLI, F.A. (1989): Ökosysteme. Stuttgart (Gustav Fischer), 2. Aufl., 464 S.

KNOERZER, A. (1942): Grundlagen zur Erforschung der Orthop-teren- und Dermapterenfauna Südostbayerns - Mitt. Münchner Ent. Ges., 32: 626-648

KÖHLER, G. (1987): Die Verbreitung der Heuschrecken (Saltatoria) im Mittleren Saaletal um Jena (Thüringen). Bestandsaufnahme und Faunenveränderung in den letzten 50 Jahren - Wiss. Z. Univ, Jena (Nat) 36: 391-435

KUDRNA, O. (1984): Wissenschaftliche Grundlagen zur Erstellung eines Gesamtartenschutzprogrammes für europäische Tagschmetterlinge - Dissertation Universität Bonn, 208 S.

KÜHNELT, W. (1933): Kleinklima und Landtierwelt. Zoogeographica 1: 566-572

KÜHNELT, W. (1970): Grundriß der Ökologie. Jena (Gustav Fischer), 2.Aufl., 443 S.

LEITINGER-MICOLETZKI, E. (1940): Die Tiersukzessionen auf Fichtenkahlschlägen - Zool. Jb. (Syst.) 73: 467-504

LEONHARDT, W. (1913): Die Orthopteren um Frankfurt am Main und einzelner Gebiete der weiteren Umgebung - Ber. Vers. bot.-zool. Ver. Rheinl.-Westf. 17: 120-146

LEYDIG, F. (1881): Über die Verbreitung der Thiere im Rhöngebirge und im Maintal mit Hinblick auf Eifel und Rheintal - Verh. naturhist. Ver. Rheinl.-Westf., 38: 43-183

LUNAU, C. (1950): Zur Heuschreckenfauna Schleswig-Holsteins - Schr. naturw. Ver. Schlesw.-Holst. 24 (2): 51-56

MAC ARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. (1967): The theory of island biogeography. Princeton, N.Y.: Princeton Univ.Press, 203 S.

MACZEY, N. (1989): Untersuchungen zur Avifauna auf einem Abschnitt der geplanten Autobahntrasse A1 zur ökologischen Beurteilung von Landschaftsräumen. Diplomarbeit, Universität Bonn (Inst. Angew. Zool.), 177 S.

MADER, H.-J. (1979): Die Isolationswirkung von Verkehrsstraßen auf Tierpopulationen, untersucht am Beispiel von Arthropoden und Kleinsäugern der Waldbiozönose - Schr.-Reihe Landschaftspfl. Natursch., Bonn, 19: 1-131

MADER, H.-J. (1980): Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht - Natur und Landschaft 55, 3: 91-96

MADER, H.-J. (1981): Untersuchungen zum Einfluß der Flächengröße von Inselbiotopen auf deren Funktion als Trittstein oder Refugium - Natur und Landschaft 56 (7/8): 235-242

MADER, H.-J. (1983): Größe von Schutzgebieten unter Berücksichtigung des Isolationseffektes - Schr.-Reihe Dt. Rat. Landesschutz 41: 82-85

MARCHAND, H. (1953): Die Bedeutung der Heuschrecken und der Schnabelkerfe als Indikatoren verschiedener Graslandtypen - Beitr. Entomol. 3: 116-162

MARTENS, M. & GILLANDT, L. (1985): Schutzprogramm für Heuschrecken in Hamburg - Natursch. Landschaftspfl.Hamburg 10: 1-56

MERKEL, E. (1980): Sandtrockenstandorte und ihre Bedeutung für zwei "Ödland"-Schrecken der Roten Liste (*O. coerulescens* und *Sp. coerulans*) - Schr.-Reihe Natursch. Landsch.pfl., Bayer. Landesamt Umweltsch. 12: 63-70

MOSSAKOWSKI, D. & PAJE, F. (1985): Ein Bewertungsverfahren von Raumeinheiten an Hand der Carabidenbestände - Verh. Ges. Ökol. 8: 747-750

MÜHLENBERG, M. & WERRES, W. (1983): Lebensraumverkleinerung und ihre Folgen für einzelne Tiergemeinschaften. Experimentelle Untersuchung auf einer Wiesenfläche - Natur und Landschaft 58 (2): 43-50

MÜLLER, H. (1954/55): Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf den Bienitzwiesen bei Leipzig unter besonderer Berücksichtigung der Heuschrecken - Wiss. Z. Univ. Leipzig (Math.-nat.) 112: 73-80

MÜLLER-MINY, H. (1953-1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bd.I. Bonn (Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung)

NADIG (1933/34): Zur Orthopterenfauna Graubündens - Jahrb. naturf. Ges. Graubündens 69: 83-149

NAGY, B. (1944): Die Heuschreckenwelt der Puszta Hortobagy I. (Ung.) - Acta sci. Math. Nat. Univ. Franc.-Jos. Kolozsvar 26: 1-63

OLSCHOWY, G. (1978): Ökologische Bewertung - In: OLSCHOWY, G. (Hrsg.): Natur- und Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland. Hamburg und Berlin (Paul Parey): 32-44

OSCHMANN, M. (1966): Beitrag zu einer Orthopterenfauna Thüringens - Faun. Abh. Mus. Tierkd. Dresden 6: 249-259

OSCHMANN, M. (1969): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Orthopteren im Raum von Gotha - Hercynia N.F. 6: 115-168

OSCHMANN, M. (1973): Untersuchungen zur Biotopbindung der Orthopteren - Faun. Abh. Staatl. Mus. Tierkde. Dresden 4: 177-206

PLACHTER, H. (1989): Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten - Schr.-Reihe Landschaftspfl. Natursch., Bonn, 29: 107-135

POHLE, A. (1978): Ökologische Bedeutung von Hecken und Wallhecken - Mitt. Landesanst. Ökol. Landsch.entw. Forstplanung 3: 249-262

RABELER, W. (1955): Zur Ökologie und Systematik von Heuschreckenbeständen nordwestdeutscher Pflanzengesellschaften - Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 5: 184-192.

RECK, H. (1990): Zur Auswahl von Tiergruppen als Biodes-kriptoren für den zooökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen - Schr.-Reihe Landschaftspfl. Natursch., Bonn, 32: 99-119

REICHHOLF, J.H: (1988): Quantitative Faunsitik und Biozönologie: Methoden, Ergebnisse und Probleme (Schmetterlinge und Singvögel) - Verh. Ges. Ökol., Freiburg i. Br., Beih. 1: 557-565

REMMERT, H. (1978): Untersuchungen in einem fränkischen Meso-brometum - Akad. Nat.sch. Landsch.pfl., Laufen 2: 4-16

REMMERT, H. (1984): Ökologie. Berlin (Springer), 3. Aufl., 334 S.

RIETZE, J. & RECK, H. (1991): Straßen und Lebensräume. Untersuchungen zur Besiedlung von Verkehrsnebenflächen des Autobahnkreuzes Stuttgart durch Heuschrecken (Orthoptera, Saltatoria) mit besonderer Berücksichtigung der Dispersion der Großen Goldschrecke (*Chrysochraon dispar*) - Articulata 6 (1): 91-119

RÖBER, H. (1949): Insekten als Indikatoren des Mikroklimas - Naturw. Rundsch. 2: 469-499

RÖBER, H. (1951): Dermapteren und Orthopteren Westfalens in ökologischer Betrachtung - Abh. Landesmus. Naturkde. Münster/Westf. 14: 1-60

RÖBER, H. (1970): Die Saltatorienfauna montan getönter Waldgebiete Westfalens unter besonderer Berücksichtigung der Ensiferenverbreitung - Abh. Landesmus. Naturkde. Münster/Westf. 32: 1-28

RÖSER, B. (1988): Saum- und Kleinbiotope -- Ökologische Funktion, wirtschaftliche Bedeutung und Schutzwürdigkeit in Agrarlandschaften. Landsberg a. L. (ecomed), 258 S.

ROTHMALER, W. (1988): Exkursionsflora. Gefäßpflanzen. Berlin (Volk und Wissen), 639 S.

ROTTER, M. & KNEITZ, G. (1977): Die Fauna der Hecken und Feldgehölze und ihre Beziehung zur umgebenden Agrarlandschaft - Waldhygiene 12 (1-3): 1-82

SÄNGER, K. (1977): Über die Beziehungen zwischen Heuschrecken und der Raumstruktur ihrer Habitate - Zool. Jb. Syst. 104: 433-488.

SCHIEMENZ, H. (1966): Die Orthopterenfauna von Sachsen - Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden 7 (29): 337-366

SCHIEMENZ, H. (1969): Die Heuschreckenfauna mitteleuropäischer Trockenrasen (Saltatoria) - Faun. Abh. Mus. Tierk., Dresden 2 (25): 241-258

SCHMEIL. O. & FITSCHEN, J. (1982): Flora von Deutschland und seinen angrenzenden Gebieten. Heidelberg (Quelle & Meyer), 87. Aufl., 606 S.

SCHMIDT, G.H. & BAUMGARTEN, M. (1974): Untersuchungen zur räumlichen Verteilung, Eiablage und Stridulation der Saltatorien am Sperbersee im Naturpark Steigerwald - Abh. naturwiss. Ver. Würzburg, 15: 33-83

SCHMIDT, G.H. & BÜHL, J. (1970): Biotopmäßige Verteilung der Orthopteren-Gemeinschaft in der Umgebung eines französischen Alpensees (Lac du Bourget) - Zool. Beitr., Berlin, 116: 1-72

SCHMIDT, G.H. & SCHLAGBAUER, A. (1965): Die Orthopteren-Fauna und Pflanzengesellschaften der Kahlschläge des Arbergebietes im bayerischen Wald, mit einem Beitrag zum Problem der Makropterie - Z. Morph. Ökol. Tiere 54: 643-668

SCHMIDT, G.H. & SCHULZE, E.F. (1961): Ökologische Untersuchungen zur Orthopteren-Fauna des Rhöngebirges - Abh. naturwiss. Ver. Würzburg, 2 (1): 41-60

SCHMIDT, G.H. (1970): Insekten als Indikatoren des Mikroklimas - Naturwiss. u. Medizin 35: 41-50

SCHNEIDER, E.A. (1978): Die Heuschrecken (*Saltatoria*) und ihre standörtliche Verteilung im Hügelgebiet nordöstlich der Cibinssenke - Muzeul Brukenthal - Studii si Comunicari (St.nat.) 22: 277-306

SCHROTH, M. (1987): Nachweis der Plumpschrecke *Isophya pyrenea* (Serville 1839) für das Untermaingebiet mittels der Detektormethode (*Saltatoria: Tettigoniidae*) - Hess. Faun. Briefe 4: 56-59

SCHWERDTFEGER, F. (1968): Demökologie. Hamburg (Paul Parey), 448 S.

SCHWERDTFERGER, F. (1963): Autökologie. Hamburg (Paul Parey), 461 S.

SCHWERDTFERGER, F. (1975): Ökologie der Tiere. Synökologie. Hamburg (Paul Parey), 451 S.

STADLER, H. (1960): Orthoptera und Dermaptera des NSG Romberg - Nachr. Bl. bayer. Entomol. 10: 131-132

STEINBORN, H.-A. & HEYDEMANN, B. (1990): Indikatoren und Kriterien zur Beurteilung der ökologischen Qualität von Agrarflächen am Beispiel der Familie der *Carabidae* (Lauf-käfer) - Schr.-Reihe Landschaftspfl. Natursch., Bonn, 32: 165-174

STEINHOFF, G. (1982): Ökologische Freilanduntersuchungen an Geradflüglern (Orthopteroidea) des Bausenberges in der Eifel - Decheniana, Bonn, Beih. 27: 100-173

STUGREN, B. (1978): Grundlagen der allgemeinen Ökologie. Stuttgart (Gustav Fischer), 3. Aufl., 312 S.

SZIJJ, J. (1985): Ökologische Einnischung der Saltatoria im Artland (Niedersachsen) und ihre Verwendung für naturschützerische Wertanalyse - Dtsch. Ent. Z. N.F. 32: 265-273

TEICHMANN, M. (1958): Beitrag zur Ökologie der Heuschrecken in den bayerischen Alpen - Zool. Beitr. N.F. 4: 83-133

TISCHLER, W. (1984): Einführung in die Ökologie. Stuttgart (Gustav Fischer), 3. Aufl., 437 S.

ULLMANN, I., WÖRZ, A. MESSLINGER, U. & ZANGE, R. (1985): Floristisch-vegetationskundliche Bestandsaufnahme der höheren Pflanzen mit Kartierung zur ökologischen Beweis-sicherung zur geplanten Trinkwassertalsperre im Hafenlohrtal. Manuskript (unveröff.), Lehrstuhl für Botanik II Univ. Würzburg, 54 S.

UVAROV, B.P. (1929): Composition and origin of the palaearctic fauna of orthoptera - C. R. 10. Congr. int. Zool 1927: 1516-1524

WALTER, H. (1983): Die Vegetaion der Erde in öko-physiologischer Betrachtung. Bd. I: Die tropischen und subtropischen Zonen. Stuttgart (Gustav Fischer) 3. Aufl., S. 445 ff

WASNER, U. (1983): Artenvielfalt und Naturschutz - Mitt. Landesanst. Ökol. Landsch.entw. Forstplanung 8 (2): 7-12

WEIDNER, H. (1938a): Die Geradflügler (*Orthopteroidea* und *Blattoidea*) Mitteldeutschlands - Z. Naturwiss., Org. nat. wiss. Ver. Sachsen u. Thüringen, Halle a. S., 92: 123-181

WEIDNER, H. (1938b): Nachträge hierzu - Verh. Ver. naturw. Heimatforsch. 27

WEIDNER, H. (1941): Die Geradflügler (*Orthopteroidea* und *Blattoidea*) des unteren Maintales - Mitt. Münch. Ent. Ges. 31 (2): 371-459

WEIDNER, H. (1950): Ökologische Voraussetzungen für eine intraspezifische Evolution bei Heuschrecken - Neue Ergebnisse und Probleme der Zoologie, KLATT-Festschrift, Leipzig: 1069-1078

WEIDNER, H. (1954): Die Heuschrecken von Heigenbrücken (Spessart) - Nachr. naturw. Mus. Aschaffenburg: 1-26

WEIGMANN, G. (1987): Fragen der Auswertung und Bewertung faunistischer Artenlisten - Mitt. biol. Bundesanst. Land-u. Forstw. Berlin-Dahlem, 234: 23-33

WITTIG, R. & SCHREIBER, K.-F. (1983): A quick methode for assessing the importance of open spaces in towns for urban nature conservation - Biol. Conserv. 26: 57-64

WITTMANN, O. (1967): Erläuterungen zur Bodenkarte von Bayern 1:25000 Blatt Nr. 6022 Rothenbuch. München

WOLF, K. (1987): Die Heuschreckenfauna (*Orthoptera, Saltatoria*) in ausgewählten Feucht- und Naßwiesenbrachen im südlichen Pfälzerwald - Pollichia-Buch 12, Bad Dürkheim: 221-239

WOLFF-STRAUB, R. (1984): Saumbiotope. Charakteristik, Bedeutung, Gefährdung, Schutz - Mitt. Landesanst. Ökol. Landsch.entw. Forstplanung 9 (1): 33-36

ZACHER, F. (1915): Die Verbreitung der deutschen Geradflügler, ihre Beziehungen zu den Pflanzengesellschaften und ihre Abänderungen in Form und Farbe - Ent. Z. Frankfurt/ Main, 29 (10): 1-18

ZACHER, F. (1917): Die Geradflügler Deutschlands und ihre Verbreitung. Jena (Gustav Fischer)

ZACHER, F. (1957): Ergänzung zur Orthopterenfauna Süddeutschlands III. - Mitt. dtsch. ent. Ges., Berlin 16 (7)

ZVOLSKY, Z. (1981): Schutzbedürftigkeit. Hauptkriterium von Naturschutz und Landschaftspflege - Natur und Landschaft 56 (10): 392-396

8. Anhang

Tab. A1: Liste der wichtigsten im Text verwendeten Abkürzungen (vgl. Folie)

Untersuchungsflächen:

Hafenlohrtal (H):

H1 = Fettwiese an der Wagenmühle
H2 = Fettwiese an der Wagenmühle
H3 = Feuchtwiese am Hubertushof
H4 = Fettwiese am Hubertushof
H5 = Brache an der Fürstenbrücke
H6 = Fettwiese an der Fürstenbrücke
H7 = Feuchtfläche an der Fürstenbrücke
H8 = Buchenwald-Abbruchkante am Torhaus Breitfurt
H9 = Ruderalfläche am Lindenfurther Hof
H10 = Fettweide bei den Diana-Teichen
H11 = Fichtenwald-Abbruchkante bei den Diana-Seen
H12 = Brache an den Grimmseen
H13 = Fettwiese an den "Grimmseen"
H14 = Fettweide im Standgrund
H15 = Ruderalfläche im Standgrund
H16 = Feuchtlinse im Standgrund

Eifel (E):

E1 = Ruderalfläche im Oberstal
E2 = Oberstal
E3 = Feuchtfläche im Oberstal
E4 = Brache im Oberstal
E5 = Fettwiese im Oberstal
E6 = Brache am Braunenberg
E7 = Kalkmagerrasen in der Flur "Am Kampbäumchen"
E8 = Fettweide in der Flur "Am Kampbäumchen"
E9 = Kalkmagerrasen bei Ahrdorf
E10 = Kalkmagerrasen bei Ahrdorf
E11 = Ruderalfläche am Bahnhof Ahrdorf
E12 = Fettwiese bei Nettersheim

Sattelberg (S):

S1 = Rohboden Sattelberg
S2 = Ruderalfläche im Randbereich des Sattelberges

Untersuchungsgebiete:

H, Haf = Hafenlohrtal
E, Eif = Eifel
S, Satt = Sattelberg

untersuchte Biotoptypen:

FWs = Fettwiese
FWd = Fettweide
FFl = Feuchtfläche
Bra = Brache
Rud = Ruderalfläche
HTR = Halbtrockenrasen
RoB = Rohboden
AbK = Abbruchkante

Untersuchungsmethoden:

VD = Vegetationsdichte
QM = Isolationsquadratmethode
KM = Keschermethode
ZM = zeitabhängige Methode
MM = Markierungsmethode

Tab. A2: Liste aller im Text verwendeten Artnamen und ihre Abkürzungen (Artnamen nach BELLMANN 1985; *Isophya kraussi* nach HELLER 1988)

Arcyptera fusca	Ar.fusc	Große Höckerschrecke
Barbitistes constrictus	Ba.cons	Nadelholz-Säbelschrecke
Barbitistes serricauda	Ba.serr	Laubholz-Säbelschrecke
Calliptamus italicus	Ca.ital	Italienische Schönschrecke
Chorthippus albomarginatus	Ch.albo	Weißrandiger Grashüpfer
Chorthippus apricarius	Ch.apri	Feld-Grashüpfer
Chorthippus biguttulus	Ch.bigu	Nachtigall-Grashüpfer
Chorthippus brunneus	Ch.brun	Brauner Grashüpfer
Chorthippus dorsatus	Ch.dors	Wiesengrashüpfer
Chorthippus mollis	Ch.moll	Verkannter Grashüpfer
Chorthippus montanus	Ch.mont	Sumpfgrashüpfer
Chorthippus parallelus	Ch.para	Gemeiner Grashüpfer
Chorthippus vagans	Ch.vaga	Steppengrashüpfer
Chrysochraon brachyptera	Ch.brac	Kleine Goldschrecke
Chrysochraon dispar	Ch.disp	Große Goldschrecke
Conocephalus discolor	Co.disc	Langflügelige Schwertschrecke
Conocephalus dorsalis	Co.dors	Kurzflügelige Schwertschrecke
Decticus verrucivorus	De.verr	Warzenbeißer
Ephippiger ephippiger	Ep.ephi	Steppen-Sattelschrecke
Gampsocleis glabra	Ga.glab	Heideschrecke
Gomphocerus rufus	Go.rufu	Rote Keulenschrecke
Gryllotalpa gryllotalpa	Gr.gryl	Maulwurfsgrille
Gryllus campestris	Gr.camp	Feldgrille
Isophya kraussi	Is.krau	Plumpschrecke
Leptophyes albovittata	Le.albo	Gestreifte Zartschrecke
Leptophyes punctatissima	Le.punc	Punktierte Zartschrecke
Meconema thalassimum	Me.thal	Gemeine Eichenschrecke
Mecostethus grossus	Me.gros	Sumpfschrecke
Metrioptera bicolor	Me.bico	Zweifarbige Beißschrecke
Metrioptera brachyptera	Me.brac	Kurzflügelige Beißschrecke
Metrioptera roeseli	Me.roes	Roesels Beißschrecke
Myrmecophila acervorum	My.acer	Ameisengrille
Myrmeleotettix maculatus	My.macu	Gefleckte Keulenschrecke
Nemobius sylvestris	Ne.sylv	Waldgrille
Oecanthus pellucens	Oe.pell	Weinhähnchen
Oedipoda caerulescens	Oe.caer	Blauflügelige Ödlandschrecke
Oedipoda germanica	Oe.germ	Rotflügelige Ödlandschrecke
Omocestus haemorrhoidalis	Om.haem	Rotleibiger Grashüpfer
Omocestus ventralis	Om.vent	Buntbäuchiger Grashüpfer
Omocestus viridulus	Om.viri	Bunter Grashüpfer
Parapleurus alliaceus	Pa.alli	Lauchschrecke
Phaneroptera falcata	Ph.falc	Gemeine Sichelschrecke
Pholidoptera griseoaptera	Ph.gris	Gewöhnliche Strauchschrecke
Platycleis albopunctata	Pl.albo	Westliche Beißschrecke
Polysarcus denticauda	Po.dent	Wanstschrecke
Psophus stridulus	Ps.stri	Rotflügelige Schnarrschrecke
Pteronemobius concolor	Pt.conc	Sumpfgrille
Sphingonotus caerulans	Sp.caer	Blauflügelige Sandschrecke
Stauroderus scalaris	St.scal	Gebirgsgrashüpfer
Stenobothrus lineatus	St.line	Heidegrashüpfer
Stenobothrus nigromaculatus	St.nigr	Schwarzfleckiger Grashüpfer
Stenobothrus stigmaticus	St.stig	Kleiner Heidegrashüpfer
Tettigonia cantans	Te.cant	Zwitscherschrecke
Tettigonia caudata	Te.caud	Östliches Heupferd
Tettigonia viridissima	Te.viri	Grünes Heupferd
Tetrix subulata	Te.subu	Säbeldornschrecke
Tetrix undulata	Te.undu	Gemeine Dornschrecke

Tab. A3: Arten- und Individuendichten in den Untersuchungsflächen Hafenlohrtales (H) und Eifel (E), getrennt nach QM, KM und ZM

		KM		QM		ZM	
Untersuchungsflächen		AZ	IZ	AZ	IZ	AZ	IZ
H1	Fettwiese	2	6			3	23
H2	Fettwiese	2	3			5	14
H3 a	Feuchtfläche	2	11	2	10	2	32
b		1	5	2	4		
H4	Fettwiese	1	4			2	19
H6	Fettwiese	2	2			5	17
H7	Feuchtwiese	2	2				
H9	Ruderalfläche					5	22
H10	Fettweide	4	5			3	8
H12a	Grünlandbrache	3	24	2	2	7	34
b		3	16	3	4		
H13a	Fettwiese	1	12	2	2		
b		1	6	2	3		
H14	Fettweide	3	12			2	25
H15	Ruderalfläche	4	19			5	32
E1	Ruderalfläche	1	69	1	10	2	25
E2 a	Rohbodenstandort	2	26	2	27		
b		1	3	2	27		
E3	Feuchtfläche	1	2	1	4	3	28
E4 a	Grünlandbrache	1	4	3	6		
b		3	23	4	11		
c		1	3	2	6		
E5 a	Fettwiese	1	4	1	10		
b		0	0	0	0		
E6 a	Grünlandbrache	1	1	3	4		
b		4	9	3	6		
E7 a	Halbtrockenrasen	3	9	1	4		
b		1	3	2	4		
E8	Fettweide	1	3				
E9 a	Halbtrockenrasen	3	5	3	2	6	34
b		2	10	3	5		
E10a	Halbtrockenrasen	0	0	1	1		
b		3	4	0	0		
c		1	2	0	0		
E11a	Ruderalfläche	1	2	2	4		
b		2	4	2	4		
c		1	1	1	1		
E12a	Fettwiese	2	2	1	1		
b		1	2	1	1		

Legende:
QM = Isolationsquadratmethode (4 m²)
KM = Keschermethode (200 m²)
ZM = zeitabhängige Erfassung (200 m²)
AZ = Artenzahl
IZ = Individuenzahl

9. Stichwortverzeichnis

Abundanz 3, 22, 32
Aktivitätsindividuendichte 30, 31
altitudinale Arealgrenze 51
Arealexpansionen 51, 53, 55, 61
Arealgrenzen 51, 53
Arealgröße 53, 75, 90, 93
Arealregressionen 51, 53, 54
Artbewertung 65, 66, 91
Arten-Areal-Beziehung 90
artenarm 59, 86
Artenfehlbetrag 60, 87
Artenfülle 22, 59, 60, 61, 65, 66, 75, 76, 86, 87, 89
Artenreichtum 59, 86
Artenvielfalt 59, 66, 86, 90, 92
Artenzuwachs 86
Artwert 65ff, 87, 88
Ausbreitung 48, 50, 55, 75, 89
Belastungsindex 46
Belastungsindikation 87
Bewertungsprozeß 66, 86
Bewertung 51, 56, 59, 65-67, 74-76, 86ff
Bewertungskriterien 65, 74ff, 86, 89, 93
Bewertungsbogen 75
Bewertungsmatrix 75
Bewertungsmodelle 91
Bewertungsverfahren 56, 65, 67, 86, 90, 91, 93, 94
Biodeskriptor 24, 34ff, 38-43, 65, 76, 93
Biotopfaktoren 33
Biotopstruktur 43, 44, 88
Chorthippus biguttulus 27, 30ff, 35, 44, 45, 49, 57
Chorthippus brunneus 27, 30ff, 41ff, 48, 49, 57, 88
Chorthippus dorsatus 27, 30ff, 41ff, 45, 49, 53ff, 57, 58
Chorthippus mollis 61
Chorthippus montanus 27, 30ff, 35, 42, 45, 49, 57
Chorthippus parallelus 27, 30ff, 34, 45, 49, 51, 57
Chrysochraon dispar 30, 32, 37, 38, 43, 45, 49, 55, 57, 58
Conocephalus discolor 30, 32, 37, 39, 40, 43, 45, 49, 57
Conocephalus dorsalis 30, 32, 37, 39, 40, 43, 45, 49, 57
Doppelbiotop-Ansprüche 90
Durchschnittslandschaft 88, 91
Einmaligkeit 86
Einzelfund 30, 32, 66, 76, 91
Emigration 48
Endbewertung 65, 75, 93, 94
Endwert 74, 75
Ersetzbarkeit 86
Erstbesiedlung 35, 48
eupter 48ff
Expansionen 51, 53-55, 61
Flächengröße 89, 90
Flugvermögen 48ff
Gefährdungsgrad 66, 88
Gesamtbewertung 67, 74, 88, 93
Gomphocerus rufus 35, 45, 49, 57
Gryllotalpa gryllotalpa 45, 49, 55

Gryllus campestris 37, 38, 45, 49, 55, 57, 90
Habitatpräferenzen 33, 34, 40, 41
heterozön 44
hypopter 44, 48, 49, 50
Immigration 48
immobil 50, 65, 76, 93
Indikatorarten 91
Inselbiotop 89
intrapopulare Mobilität 48
Invasion 48
Inwertsetzung 65, 67, 70
Isolationsquadratmethode 20-21, 30
Isolationseffekte 89
Isophya kraussi 45, 49, 54, 55, 58
Kategorie 65, 67, 69, 70, 74, 75, 93
Keschermethode 20, 30
Kriterienkatalog 86
Labilität 65
Lebensraumbewertung 51ff
Leptophyes punctatissima 20, 34, 45, 49, 51, 53-55, 57, 58
Makroklima 33
Mannigfaltigkeit 86
Meconema thalassimum 34, 45, 49, 51, 57
Mecostethus grossus 42
Metrioptera bicolor 20, 31, 32, 37, 39, 43, 45, 52, 55, 57, 58
Metrioptera brachyptera 30-32, 35, 36, 45, 49, 52, 57
Metrioptera roeseli 30, 32, 34, 45, 49
Migrationen 44, 48
Mikroklima 33
Minimalarealgrößen 90, 93
Minimalprogramme 94
Mobilität 48, 50, 93
Myrmeleotettix maculatus 48
Natürlichkeit 65, 86, 91, 92
Naturnähe 86
Nemobius sylvestris 34
Nutzungstyp 17, 65, 67, 89 90
Oedipoda caerulescens 37, 40, 43, 52, 55, 87, 90
Ökologische Typisierung 56, 57, 76, 87, 93
Omocestus viridulus 27, 30, 35
ortsstet 48, 50
ortsvage 48, 50
partiell euryök 56, 66, 76
partiell stenök 56, 66-69, 76, 87
Phaneroptera falcata 35, 36, 52-54
phänomenologische Hygrophilie 36, 39, 40
Pholidoptera griseoaptera 30, 41, 43, 44
Pionierbesiedler 48
Platycleis albopunctata 37, 38, 52
Populationsschwankungen 54, 55, 76, 94
potentielle Artenzahl 46, 89, 94
Potenzgrad 66, 67, 87
Referenzarten 88
Regionale Stenözie 51-53, 55, 56, 87
Regionale Verbreitung 51, 60
Relative Standortkonstanz 52
Reliktpopulationen 51

Rote Listen 58, 91
Stabilität 59, 65, 86, 91, 93
Stenobothrus lineatus 37-38, 88
Stratenwechsel 44
Straten-Nutzung 23, 46, 88, 89
Stratenbindung 23, 44, 94
Stratengliederung 33, 45
Stratozönosen 44
Tetrix subulata 30, 37, 38
Tetrix undulata 30, 34
Tettigonia viridissima 30, 37, 44
Trittstein 90
Vagilität 48-50
Vegetationsschichtung 44, 45
Vernetzung 41, 42, 90
Vernetzungsgrad 17, 19, 67, 89
zeitabhängige Methode 20

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Articulata Beihefte - Zeitschrift der Deutschen Gesellschaft für Orthopterologie e.V. DGfO

Jahr/Year: 1992

Band/Volume: 1

Autor(en)/Author(s): diverse

Artikel/Article: Articulata Beihefte - Zeitschrift der Deutschen Gesellschaft für Orthopterologie e.V. DGfO BH 1 1-117