

SUPPLEMENT
zu Faunistisch-Ökologische
Mitteilungen

Faunistisch-ökologische Untersuchungen
als Beitrag zur Entwicklung von
Naturschutzkonzepten in einer Agrarlandschaft



Faunistisch-Ökologische Mitteilungen
Supplement 29

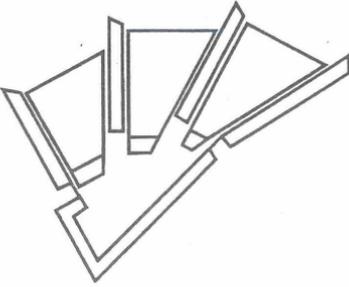
Herausgegeben im Auftrage der Faunistisch-Ökologischen Arbeitsgemeinschaft
von B. Heydemann, U. Irmeler und E. Lipkow
Zoologisches Institut und Museum der Universität Kiel

Kiel, 2001



mit freundlichen Grüßen
überreicht von der

Universitätsbibliothek Kiel
Zentralbibliothek
- Dissertations- u. Tauschstelle -



! Neue Adresse / New Address !

Leibnizstraße 9
D - 24118 Kiel
Tel.: 0431/880-2708
Fax: 0431/880-1597
e-mail: dissertationen@ub.uni-kiel.de

Faunistisch-ökologische Untersuchungen an
Tagfaltern (Rhopalocera),
Widderchen (Zygaenidae) und
Heuschrecken (Orthopteroidea) als Beitrag
zur Entwicklung von Naturschutzkonzepten
für eine norddeutsche Agrarlandschaft

Ulrike Hanssen

Kiel 2001

Titelbild: Agrarlandschaft in der Uckermark bei Schmiedeberg im Untersuchungsgebiet Wilmersdorf, Mai, 1995 (Foto: U. Hanssen)

Herausgegeben im Auftrage der
Faunistisch-ökologischen Arbeitsgemeinschaft
von B. Heydemann, U. Irmeler und E. Lipkow
Zoologisches Institut und Museum
der Universität Kiel

Zu beziehen durch:
Faunistisch-ökologische Arbeitsgemeinschaft
Biologiezentrum, Universität
Olshausenstraße 40
D-24098 Kiel

Wachholtz Druck, Neumünster, 2001

This publication is included in the abstracting and indexing coverage of the
Bio Sciences Service of Biological Abstracts.

ISSN 0430-1285

Gedruckt auf chlorfrei gebleichtem Recycling-Papier

Inhalt

FAUNISTISCH-ÖKOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN AN TAGFALTERN (RHOPALOCERA), WIDDERCHEN (ZYGAENIDAE) UND HEUSCHRECKEN (ORTHOPTEROIDEA) ALS BEITRAG ZUR ENTWICKLUNG VON NATURSCHUTZKONZEPTEN FÜR EINE NORDDEUTSCHE AGRARLANDSCHAFT

von Ulrike Hanssen

1. Einleitung	5
2. Untersuchungsgebiete	7
2.1 Das Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin	7
2.2 Lage und Beschreibung der Untersuchungsgebiete	8
2.3 Beschreibung der Untersuchungsflächen	11
3. Klima	22
3.1 Klima des Untersuchungsraumes	22
3.2 Witterung im Untersuchungszeitraum	22
4. Methoden	24
4.1 Erfassungsmethoden für die Fauna	24
4.1.1 Transektmethode	24
4.1.2 Verhörmethode	25
4.1.3 Isolationsquadrate	25
4.1.4 Standardisierte Kescherfänge	26
4.1.5 Gezielte Erfassung von Präimaginalstadien	26
4.2 Determination	26
4.3 Bestimmung der Umweltfaktorenwerte	27
4.3.1 Boden	27
4.3.2 Vegetation	27
4.3.3 Nutzungsintensität	28
4.4 Datenauswertung	29
4.4.1 Korrelation, Regression	29
4.4.2 Ordination	29
4.4.3 Klassifikationsanalyse	30
4.4.4 Kopplung der Prognosemodelle mit einem Geographischen Informationssystem	31
5. Ergebnisse	33
5.1 Vorkommen der adulten Rhopalocera, Zygaenidae und Orthopteroidea	33
5.1.1 Vergleich der Nutzungstypen	33
5.1.1.1 Artenzahl	33
5.1.1.2 Individuendichte, relative Häufigkeit	36
5.1.1.3 Individuendichte einzelner Arten	38

5.1.2	Artenzusammensetzung und Häufigkeit der Arten auf den verschiedenen Untersuchungsflächen	40
5.1.2.1	Rhopalocera, Zygaenidae	40
5.1.2.2	Orthopteroidea	45
5.2	Vorkommen der Präimaginalstadien	50
5.2.1	Rhopalocera, Zygaenidae	50
5.2.1.1	Vergleich der Nutzungstypen	50
5.2.1.2	Vorkommen der Präimaginalstadien auf den Untersuchungsflächen	50
5.2.2	Orthopteroidea	54
5.3.3.1	Vergleich der Nutzungstypen	54
5.2.2.2	Vorkommen der Larven auf den Untersuchungsflächen	54
5.3	Bedeutung der Umweltfaktoren für das Vorkommen und die Häufigkeit der Arten	59
5.3.1	Univariate Analyse der Beziehung zwischen der Häufigkeit der Arten und den Umweltfaktoren	59
5.3.1.1	Korrelationen zwischen den Umweltfaktoren	59
5.3.1.2	Rhopalocera, Zygaenidae	60
5.3.1.3	Orthopteroidea	66
5.3.2	Multivariate Analyse der Hauptfaktoren für die Artenzusammensetzung und die Häufigkeit der Arten	76
5.3.2.1	Rhopalocera, Zygaenidae	76
5.3.2.2	Orthopteroidea	81
5.3.3	Klassifikationsanalyse zur Bestimmung der ökologischen Nischengrenzen	82
5.3.3.1	Rhopalocera, Zygaenidae	83
5.3.3.2	Orthopteroidea	86
5.4	Landschaftsökologische Analyse der räumlichen Verteilung potentieller Lebensräume für repräsentative Arten	88
6.	Diskussion	90
6.1	Bedeutung der Nutzung für den Schutz und die Entwicklung vielfältiger Lebensgemeinschaften des Offenlandes	90
6.2	Faktorenanalyse	94
6.2.1	Allgemeine Aspekte zur Faktorenanalyse	94
6.2.2	Bedeutung der Umweltfaktoren für den Schutz und die Entwicklung vielfältiger Lebensgemeinschaften des Offenlandes	95
6.3	Landschaftsökologische Analyse	98
6.4	Folgerungen für den Schutz und die Entwicklung vielfältiger Lebensgemeinschaften des Offenlandes	99
7.	Zusammenfassung	100
8.	Summary	103
9.	Literatur	105
10.	Danksagung	112
Anhang	113

Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Tagfaltern (Rhopalocera), Widderchen (Zygaenidae) und Heuschrecken (Orthopteroidea) als Beitrag zur Entwicklung von Naturschutzkonzepten für eine norddeutsche Agrarlandschaft

Von Ulrike Hanssen

1. Einleitung

Die Industrialisierung der Landwirtschaft hat in den meisten Regionen Mitteleuropas in den letzten Jahrzehnten zu einer starken Monotonisierung der Agrarlandschaft geführt. In der Folge sind eine Vielzahl typischer Arten und Lebensgemeinschaften der offenen Agrarbiotope immer seltener geworden (vgl. HEYDEMANN 1997 u.a.). Heute gelten die meisten Biotoptypen des Offenlandes und ihre typischen Lebensgemeinschaften in Deutschland als stark gefährdet (RIECKEN et al. 1994, 1995). Neben dem Flächenverlust der Lebensräume werden schleichende Veränderungen z.B. durch zunehmende Eutrophierung in den meisten agrarisch geprägten Regionen hierfür verantwortlich gemacht (RIECKEN et al. 1995).

Erst in den letzten Jahren wurde von vielen Autoren darauf aufmerksam gemacht, daß eine weitere Gefahr v.a. für stenotope Arten von der starken räumlichen Isolation ihrer Lebensräume ausgeht (z.B. HENLE & STREIT 1990, GOTTSCHALK et al. 1999, SEUFERT 1999). Insbesondere für Arten mit geringem Dispersionsvermögen besteht aufgrund der geringen Größe der fragmentarisch in der Landschaft verteilten Einzelpopulationen ein hohes Aussterberisiko. So reicht der Schutz der aktuell noch vorhandenen, aus Naturschutzsicht wertvollen Biotoptypen des Offenlandes nach heutigen Erkenntnissen allein nicht aus, um der anhaltenden Artenverarmung Einhalt zu gebieten.

Da eines der wichtigsten naturschutzpolitischen Ziele aber die Erhaltung der biologischen Vielfalt in der Agrarlandschaft ist (SCHUMACHER 1997 u.a.), ist es dringend erforderlich, neue Naturschutzkonzepte für die ländlichen Räume zu entwickeln. Deshalb wurde 1994 das BMBF-DBU-Verbundprojekt „Naturschutz in der offenen agrargenutzten Kulturlandschaft am Beispiel des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin“ ins Leben gerufen, in dessen Rahmen diese Arbeit entstanden ist. Ein wichtiger Arbeitsschwerpunkt dieses Projektes war die Entwicklung von Konzepten für neuartige Landnutzungssysteme, die ein Nebeneinander von produktiven Nutzflächen, weniger produktiven Extensivbiotopen und wenig genutzten Biotoptypen vorsehen sollten (LEBERECHT et al. 1993).

Im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin ist in einigen Räumen ein hoher Flächenanteil vielfältiger Offenlandbiotope erhalten geblieben. Hier kommen noch relativ große Populationen einiger seltener Tier- und Pflanzenarten vor, die in Norddeutschland überall

sonst gefährdet sind (MINISTERIUM FÜR UMWELT ... 1993, LEBERECHT et al. 1993). Ebenso finden sich im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin aber auch großflächig intensiv genutzte Agrarlandschaften, die als repräsentativ für den norddeutschen Raum gelten können. Insofern sind die Ergebnisse und Folgerungen auch auf andere Agrarlandschaften übertragbar.

Der Schwerpunkt der vorliegenden Untersuchung lag in Offenlandbiotopen trockener und mittelfeuchter Standorte, die in den ausgewählten Untersuchungsgebieten hinsichtlich ihres Flächenanteils dominieren. Dabei wurde Wert darauf gelegt, einen möglichst vollständigen Gradienten der auftretenden Nutzungsintensitäten einzubeziehen. So wurden Äcker, trocken-mageres Grünland, Ackerbrachen und Magerrasen untersucht.

Tagfalter (Rhopalocera), Widderchen (Zygaenidae) und Heuschrecken (Orthopteroidea) wurden ausgewählt, da umfangreiche Kenntnisse zur Verbreitung und Gefährdung der Arten in Norddeutschland vorliegen. Zudem enthalten sie einen überdurchschnittlich hohen Artenanteil typischer Offenlandarten trockener und mittelfeuchter Standorte.

Obgleich der Wissensstand zum Vorkommen und zur Biotopbindung der Arten dieser Taxa vergleichsweise hoch ist, liegen bislang kaum Untersuchungen zur Besiedlung landwirtschaftlich intensiv genutzter Lebensräume wie Äcker vor (z.B. GRAF 1965, KISER 1987, LAUBMANN 1999, CLAUSSEN et al. 1998). Die Tagfalter- und Heuschreckenfauna der Ackerbrachen wurde in den letzten Jahren zwar mehrfach untersucht (z.B. GREILER 1994, STEFFAN-DEWENTER & TSCHARNTKE 1994, WITSACK et al. 1995, LAUBMANN 1999). Die Ergebnisse der verschiedenen Autoren widersprechen sich aber in wesentlichen Punkten und lassen daher keine eindeutigen Schlußfolgerungen zu. Zudem gibt es nur wenige Arbeiten, in deren Rahmen eine breites Spektrum unterschiedlicher Nutzungstypen bzw. -intensitäten untersucht wurde (z.B. LAUBMANN 1999).

Im einzelnen standen die folgenden Fragen im Mittelpunkt der Untersuchung:

- Welche Bedeutung kommt den verschiedenen Nutzungstypen als Lebensraum für die untersuchten Taxa in der Agrarlandschaft zu?
- Wie variabel ist die Artenzusammensetzung und die Häufigkeit der Arten in den verschiedenen Nutzungstypen und welche Arten sind kennzeichnend für bestimmte Lebensräume?
- Welchen Biotopbindungstypen sind die auftretenden Arten zuzuordnen?
- Welche Nutzungstypen und welche Lebensräume werden von einem besonders hohen Anteil gefährdeter Arten besiedelt?
- Wo können die Arten ihren gesamten Reproduktionszyklus abschließen?
- Durch welche Umweltfaktoren läßt sich die Artenzusammensetzung und die Häufigkeit der Arten erklären, und welche Bedeutung kommt dabei dem Faktor Nutzungsintensität zu?
- Durch welche Umweltfaktoren lassen sich die Artenvorkommen abgrenzen, und in welchen Wertebereichen liegen die ökologischen Nischengrenzen?
- Wie hoch ist der Flächenanteil der potentiellen Lebensräume repräsentativer Arten typischer Lebensgemeinschaften des Offenlandes und wie sind diese räumlich verteilt?
- Welche Empfehlungen können aus den vorliegenden Ergebnissen für den Schutz und die Entwicklung typischer und vielfältiger Lebensgemeinschaften des Offenlandes in der Agrarlandschaft abgeleitet werden?

2. Untersuchungsgebiete

2.1 Das Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin

Die Untersuchungsgebiete liegen im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin ca. 75 km nordöstlich von Berlin im Bundesland Brandenburg. Es ist das größte Biosphärenreservat Deutschlands (129.161 ha) und mit einer Besiedlung von 28 Einwohnern/km² eines der am dünnsten besiedelten und am geringsten zersiedelten Gebiete des Landes (MINISTERIUM FÜR UMWELT ...1993, LEBERECHT et al. 1993). Der Anteil der Flächennutzungen ist wie folgt: 48% Wälder, 32% Acker, 6% Grünland und 7% Gewässer, wovon der größte Teil auf die ca. 240 Seen entfällt.

Das Biosphärenreservat gliedert sich in 4 verschiedene Schutzzonen. Die Schutzzone I (Kernzone, 2,8% der Gesamtfläche) bildet das Naturschutzgebiet von zentraler Bedeutung, in der keine wirtschaftliche Nutzung zugelassen ist. Sie umfaßt Wald-, Seen- und Moorgebiete. Zur Schutzzone II (18,7% der Gesamtfläche) gehören alle Naturschutzgebiete, die sich nicht in der Kernzone befinden. Sie beinhaltet neben Wäldern und Mooren auch Acker- und Grünlandgebiete sowie Halbtrocken- und Trockenrasen. In der Schutzzone II hat der Naturschutz Vorrang vor allen übrigen Nutzungen. Die Schutzzone III (55,2% der Gesamtfläche) ist als Landschaftsschutzgebiet ausgewiesen und gilt als Zone der wirtschaftlich genutzten harmonischen Kulturlandschaft. Hier bestehen keine Nutzungseinschränkungen, alle vorkommenden Nutzungsarten (Wald, Acker, Grünland, Fischerei, Gewerbe, Tourismus) sind vertreten. In der Schutzzone IV (23,3% der Gesamtfläche) sollen geschädigte Landschaften wieder in reich gegliederte, wenig belastete Kulturlandschaften verwandelt werden.

Naturräumlich sind die Landschaftsformen im Gebiet im wesentlichen durch das Pommersche Stadium der jüngsten Eiszeit (Weichselvereisung) geprägt. Der Norden und Nordosten bestehen aus einer kuppigen Grundmoräne mit zahlreichen Seen und Söllen (CEPEK 1994). Diese als Uckermark bezeichnete Region erreicht Höhen von 90 bis 139 Metern über NN und wird fast flächendeckend landwirtschaftlich genutzt.

Südwestlich der Grundmoräne befindet sich eine charakteristische Endmoräne, die sich in mehreren Staffeln mit hoher Reliefenergie (90 - 139 m über NN) durch das Gebiet zieht. Diese Bereiche sind überwiegend mit ausgedehnten Buchenwäldern bedeckt und beinhalten den größten Teil der Schutzzonen I und II. Südwestlich der Endmoräne liegen ausgedehnte Sanderflächen, die im Westen an die Havelniederung und im Süden in das Thorn-Eberswalder-Urstromtal übergehen.

Die Böden der Grundmoräne bestehen aus Sandbraunerden, Tieflehm-Fahlerden, Parabraunerden und Sand- bzw. Lehrendzinen, die im Wechsel miteinander auftreten (SCHULZKE 1994). Charakteristisch bei auf kleiner Fläche kuppiger Oberfläche sind durch Wasser stark erodierte Kuppen sowie Senken, die bis zu 50 cm kolluvial aufgefüllt sind. Auf den erodierten Kuppen tritt daher häufig Geschiebemergel (C-Horizont) an die Oberfläche.

Auf den Endmoränen wechseln Sande und Lehme in stellenweise abbaufähigen Blockpackungen miteinander ab. Hier finden sich Braunerden unterschiedlicher Ausprägung mit verschiedenen Kalkanteilen im C-Horizont.

Auf den großflächigen Sandern haben sich im grundwasserfernen Bereich schwach ausgeprägte Sand-Podsole und podsolige Sand-Braunerden ausgebildet. Bei Grundwassernähe sind in oligotrophen Bereichen Gley-Podsole und im mesotrophen und eutrophen Bereichen Sand-Gleye, Sandmoor-Gleye und Flachmoore verbreitet.

2.2 Lage und Beschreibung der Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete liegen im Nordosten des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin im Landkreis Angermünde (Abb. 1). Es wurden 4 Untersuchungsgebiete ausgewählt, die wichtige Agrarlandschaftstypen der nordostdeutschen Tiefebene repräsentieren. Ergänzend hierzu wurden Untersuchungen in einem nahegelegenen Naturschutzgebiet durchgeführt, das durch großflächige Halbtrocken- und Trockenrasengesellschaften geprägt ist.

Untersuchungsgebiet Altkünkendorf (UG1)

Das Untersuchungsgebiet Altkünkendorf liegt südlich des Wolletzsees im Bereich der Endmoränenzüge und ist ca. 740 ha groß. Die Landschaft wird durch ein Plattenmosaik mit unregelmäßigem Kuppen- und Senkenrelief bei hoher Reliefenergie (10:5 bis 100:10) bestimmt.

Vorherrschende Bodentypen sind Tieflehm-Fahlerden, Parabraunerden, Lehm-Rendzinen und Sand-Braunerden. Die Böden bestehen zu über 80% aus sickerwasserbestimmten Lehmen und Tieflehm (D5a- und D6a-Standortregionaltypen der MMK, Erläuterungen s. SCHMIDT & DIEMANN 1991).

Die höchsten Flächenanteile entfallen auf Äcker (65%) und mineralisches Grünland (18%), wobei ein Anteil von ca. 15% der Ackerflächen im Untersuchungszeitraum stillgelegt war. Es dominierten ein- und zweijährige Ackerbrachen, die meist durch Einsaat von z.B. Raps oder Öllein begrünt wurden.

Kennzeichnend für das Untersuchungsgebiet ist die hohe Anzahl von Feldgehölzen und Waldinseln sowie von verschiedenen Söllen. Auf trockenen Kuppen und auf Böschungen finden sich bei geringer Nutzungsintensität verschiedene Varianten der Glatthaferwiesen.

Untersuchungsgebiet Peetzig (UG2a)

Das Untersuchungsgebiet Peetzig befindet sich 10 km nordwestlich der Stadt Angermünde und ist ca. 600 ha groß. Ein Plattenmosaik mit hoher Reliefenergie (100:5 bis 100:10) bestimmt das Landschaftsbild und bedingt auf einigen Flächen eine enge Verzahnung von Magerrasen auf Kuppen oder Böschungen und polytrophen Senken.

Die dominierenden Bodentypen sind Sandbraunerden und Tieflehm-Fahlerden. Als Bodenarten kommen fast ausschließlich sickerwasserbestimmte Sande und Tieflehme sowie Sande mit Tieflehm vor.

Bis 1990 befand sich 85% der Fläche in ackerbaulicher Nutzung. Hiervon wurden ca. 90% bis Ende 1994 vorübergehend nicht bewirtschaftet. Seit 1995 werden die meisten Ackerflächen wieder landwirtschaftlich genutzt. Der Anteil mehrjähriger Ackerbrachen hat sich seitdem auf ca. 15 bis 20% der gesamten Fläche des Untersuchungsgebietes reduziert. Die Bewirtschaftung erfolgt überwiegend nach Richtlinien des ökologischen (biologisch-dynamischen) Landbaus. Einzig im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes liegen einzelne Ackerflächen, die ortsüblich konventionell bewirtschaftet werden.

Untersuchungsgebiet Steinhöfel (UG2b)

Das Untersuchungsgebiet Steinhöfel schließt sich im Westen fast unmittelbar an das Untersuchungsgebiet Peetzig an und ist ca. 400 ha groß. Von Norden nach Süden wird es von der Autobahn 11 durchschnitten.

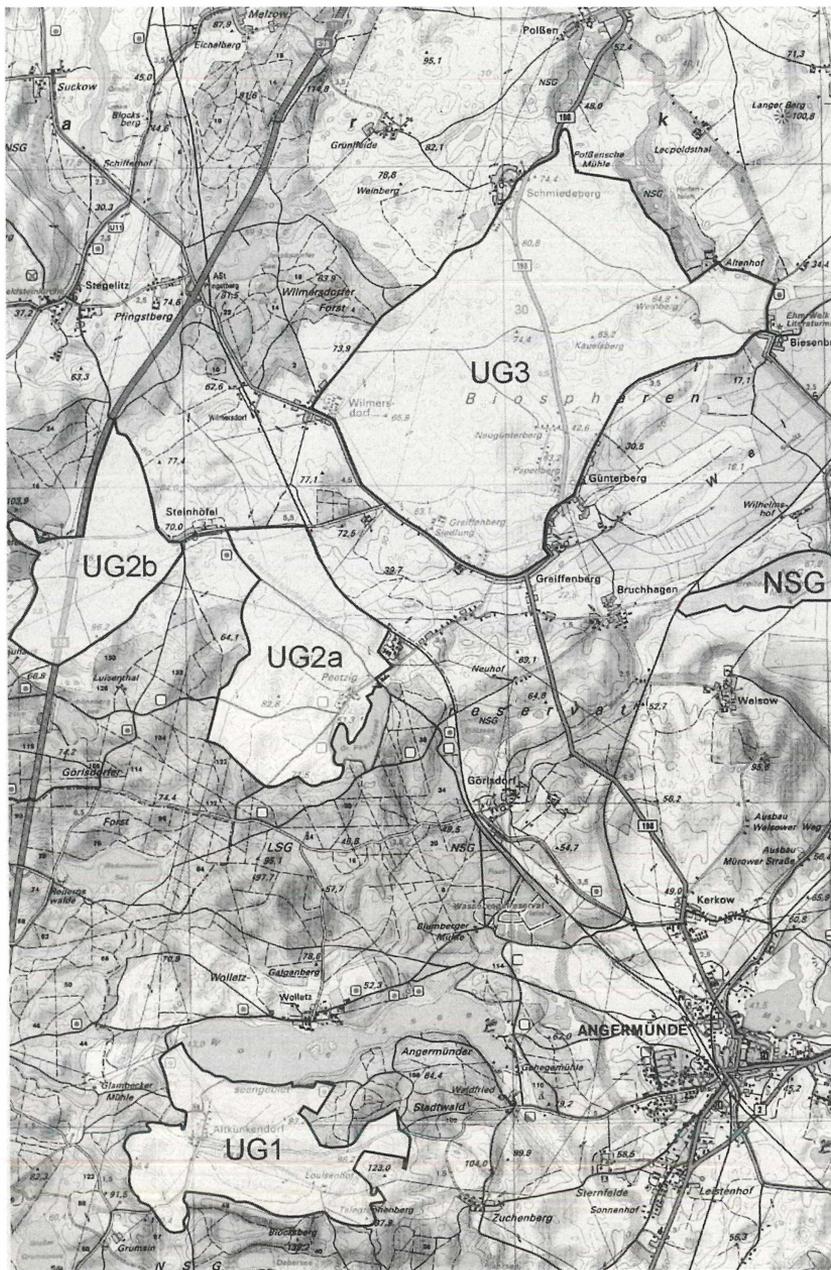


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin; UG1: Untersuchungsgebiet Altkünkendorf, UG2a: Untersuchungsgebiet Peetzig, UG2b: Untersuchungsgebiet Steinhöfel, UG3: Untersuchungsgebiet Wilmsdorf, NSG: Naturschutzgebiet Breitenteich' sche Mühle

Das Relief ist als flachwellige Ebene (100:0,5 bis 100:1) ausgebildet, die von kleinflächigen Quellsystemen und vermoorten Fließgewässern durchzogen wird.

Als Bodentypen sind Sand-Braunerden und Tieflehm-Fahlerden verbreitet. Während im Norden sickerwasserbestimmte Lehme dominieren, finden sich im Zentrum überwiegend sickerwasserbestimmte Sande und im Süden wiederum staunässebestimmte Lehme. Zudem sind 20% der Fläche von Niedermoorböden bedeckt.

Den höchsten Flächenanteil nehmen die Äcker mit 65% und das nasse Grünland mit 11% ein. Während im zentralen Teil des Untersuchungsgebietes stillgelegte Ackerflächen das Landschaftsbild prägen, wird insbesondere der Süden intensiv ackerbaulich genutzt. Innerhalb der Kleinbiotope dominieren verschiedene Sölle und Weidengebüsche.

Untersuchungsgebiet Wilmersdorf (UG3)

Das Untersuchungsgebiet Wilmersdorf umfaßt eine Fläche von 2400 ha und ist damit größer als alle übrigen Untersuchungsgebiete zusammen. Die Landschaft ist durch ein Plattenmosaik mittlerer Reliefenergie (100:1 bis 100:5) geprägt, woraus ein sanft geneigtes Kuppen- und Senkenmosaik resultiert.

Als Bodentypen treten vorwiegend Sand-Braunerden, Tieflehm-Fahlerden und z.T. pseudovergleyte Parabraunerden auf. Es dominieren sickerwasser- und staunässebestimmte Lehme und Tieflehme, nur im Süden und Nordosten finden sich in größerem Umfang sickerwasserbestimmte Sande.

82% der Fläche werden geprägt durch intensive ackerbauliche Nutzung. Ackerbrachen und Grünland treten vorwiegend im Nordosten und im Süden des Gebietes auf, während die Landschaft im zentralen Teil großräumig ausgeräumt ist (Abb. 2). Die häufigsten Kleinbiotope sind hier Sölle. Im Süden befindet sich im Bereich eines teilweise stillgelegten Kiesabbaugebietes ein größerer Magerrasenkomplex, an den sich ostwärts eine Niederung mit einem kleineren Feuchtgrünlandgebiet anschließt. Auch im Nordosten treten vereinzelt Magerrasen auf. An der nordöstlichen Grenze des Untersuchungsgebietes liegt ein weiteres Feuchtgrünlandgebiet.

Naturschutzgebiet Breitensteich'sche Mühle (NSG)

Das Naturschutzgebiet Breitensteich'sche Mühle liegt 8 km nördlich der Stadt Angermünde und ist ca. 100 ha groß. Die südliche Grenze des Gebietes bildet die Welse, nördlich wird es durch den Weg von Frauenhagen nach Bruchhagen begrenzt. Im östliche Teil befindet sich eine stillgelegte Kiesgrube.

Das Gebiet weist auf kleiner Fläche ein starkes Relief auf, so daß eine Vielzahl verschiedenen exponierter Hangflächen und im Bereich der Kiesgrube auch Steilhänge auftreten. Im Zentrum befindet sich ein kleines Feuchtgebiet. Im Süden schließt sich die Welsetalniederung an.

Annähernd im gesamten Gebiet dominieren Sandböden, im Bereich der Niederung treten mineralisierte Niedermoorböden auf.

Die Vegetationsdecke setzt sich vorwiegend aus verschiedenen Halbtrocken- und Trockenrasengesellschaften unterschiedlichen Alters zusammen, die sich teilweise erst in den letzten Jahren aus Ackerbrachen entwickelt haben. Auf einzelnen ebenen Flächen wird weiterhin Ackerbau betrieben. Das Feuchtgrünland im Bereich des Welsetals wird als Mähweide genutzt.



Abb. 2: Konventionell bewirtschafteter Winterweizen (A37) im Untersuchungsgebiet Wilmersdorf (UG3) (Juli 1996); die weißen Kunststoffstäbe markieren den Transektbereich

2.3 Beschreibung der Untersuchungsflächen

Die wichtigsten Kriterien für die Auswahl der Untersuchungsflächen waren die Repräsentanz im Untersuchungsgebiet, die Nutzungsform und die Nutzungsintensität sowie die Zugehörigkeit zum Vegetationstyp. Dabei wurde Wert darauf gelegt, das gesamte Spektrum der verschiedenen Vegetations- und Nutzungstypen sowie einen möglichst vollständigen Gradienten der Nutzungsintensität zu erfassen. Die Untersuchungen beschränkten sich auf Offenlandbiotope trockener bis mittelfeuchter Standorte. Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum 37 Flächen beprobt.

Äcker

Die Nutzung und Vegetation der beprobten Ackerflächen ist in Tabelle 1 aufgeführt. Die Angaben zur Vegetation basieren auf der Auswertung der Vegetationstabellen des Teilprojektes Geobotanik des BMBF-DBU-Verbundprojektes sowie auf eigenen Erhebungen zur Blühphänologie entomophiler Pflanzenarten (s. Kap. 4.3.2).

Es wurden 10 verschiedene Ackerflächen ausgewählt, von denen 7 ortsüblich konventionell und 3 nach Richtlinien des ökologischen (biologisch-dynamischen) Landbaus bewirtschaftet wurden. Die 3 Winterweizenäcker (Abb. 2) wurden ortsüblich konventionell bewirtschaftet, unterschieden sich jedoch in der applizierten Menge an mineralischem

Tab. 1: Nutzung und Vegetation der Äcker; Angaben zum Vegetationstyp aus den Vegetationstabellen des Teilprojektes Geobotanik des BMBF-DBU-Verbundprojektes, UG: Untersuchungsgebiet

Kürzel	Anbaufrucht	Nutzung	Vegetationstypen	UG	Jahr
A31	Winterroggen	ortsüblich konventionell	Erdrauch-Rumpfgesellschaft	3	1995
A32	Winterroggen	ortsüblich konventionell	Echte-Kamille-Rumpfgesellschaft	3	1996
A33	Winterroggen	ortsüblich konventionell	Leindotter-Rumpfgesellschaft	3	1996
A34	Triticale	ortsüblich konventionell	Leindotter-Rumpfgesellschaft	3	1996
A35	Winterweizen	kein Mineraldünger, sonst ortsüblich konv.	Erdrauch-Rumpfgesellschaft	3	1996
A36	Winterweizen	50% Mineraldünger, sonst ortsüblich konv.	Rumpfgesellschaft	3	1996
A37	Winterweizen	ortsüblich konventionell	Rumpfgesellschaft	3	1996
A21	Winterroggen (1995), Hafer (1996)	ökol. Landbau, biol.-dyn.	Windhalmgesellschaft	2a	1995/96
A22	Winterroggen	ökol. Landbau, biol.-dyn.	Sandmohngesellschaft	2a	1996
A23	Öllein	ökol. Landbau, biol.-dyn.	Erdrauchgesellschaft mit Ackerkrummsprähung	2a	1996

Dünger. Die ökologisch (biologisch-dynamisch) bewirtschafteten Äcker werden im folgenden aus Gründen der besseren Lesbarkeit als biologische und die ortsüblich konventionell bewirtschafteten als konventionelle Äcker bezeichnet.

Die Vegetationsbestände auf 5 der konventionellen Äcker gehören zu Segetalgesellschaften, die ausschließlich als Rumpfgesellschaften ausgeprägt sind (Tab. 1). Die Begleitflora tritt nur vereinzelt auf, vorwiegend in Bereichen, in denen Bewirtschaftungsfehler zu lückigeren Beständen der Anbaufrucht führen. Abbildung 3 zeigt beispielhaft die Vegetationsstruktur auf dem konventionellen Winterroggen A33 im Juli. Es ist keine Begleitflora zu erkennen. Die Winterweizenäcker A36 und A37 weisen Rumpfgesellschaften nicht näher charakterisierbarer Vegetationsbestände auf.

Die Vegetationsbestände der biologischen Äcker lassen sich eindeutig verschiedenen Segetalfuren zuordnen (Tab. 1). Die Begleitflora ist in allen Bereichen der Äcker vertreten. Abbildung 4 zeigt die Vegetationsstruktur auf dem biologischen Winterroggen A22. Neben der Anbaufrucht sind verschiedene Pflanzenarten der Begleitflora wie *Tripleurospermum perforatum*, *Achillea millefolia* und *Rumex acetosella* erkennbar. Die Bestandsdichte des Roggens ist hier erheblich niedriger als auf den konventionellen Winterroggenäckern.



Abb. 3: Konventionell bewirtschafteter Winterroggen (A33) im Untersuchungsgebiet Wilmersdorf (UG3) (Juli 1996)



Abb. 4: Biologisch-dynamisch bewirtschafteter Winterroggen (A22) im Untersuchungsgebiet Peetzig (UG2a) (Juli 1996)

Tab. 2: Nutzung und Vegetation der Grünlandflächen; Angaben zum Vegetationstyp aus den Vegetationstabellen des Teilprojektes Geobotanik des BMBF-DBU-Verbundprojektes, UG: Untersuchungsgebiet

Kürzel	Nutzungstyp	Nutzung	Vegetationstypen	UG	Jahr
G11	Wiese	einschürig, Julimahd	Honiggras dominierter Bestand	1	1995/96
G12.1	Weide (Hochfläche)	Umtriebsweide, durchschnittlich ca. 3 GVE im Beweidungszeitraum	Honiggras dominierter Bestand/ Rotschwengel-Weide	1	1995
G12.2	Weide (Südhang)	Umtriebsweide, durchschnittlich ca. 3 GVE im Beweidungszeitraum	Honiggras dominierter Bestand/ Rotschwengel-Weide	1	1995/96
G13	Weide	Umtriebsweide, durchschnittlich ca. 3 GVE im Beweidungszeitraum	Ansaatgrünland mit Weidelgras	1	1995

Mageres Grünland

Die Vegetation des mageren Grünlands läßt sich vegetationskundlich überwiegend verschiedenen mesophilen Grünlandgesellschaften zuordnen (Tab. 2). Die Weiden wurden als Umtriebsweiden genutzt und jeweils in Abhängigkeit von der Vegetationshöhe ca. 2 bis 4 Wochen von einer Mutterkuhherde beweidet. In der Regel betrug die Vegetationshöhe nach der Beweidung nur noch wenige Zentimeter. Die Wiese wurde einmal jährlich, Mitte Juli, gemäht. 1995 fand zusätzlich eine kurze Beweidung statt. Die Grünlandflächen wurden im Untersuchungszeitraum weder gedüngt noch mit Pestiziden behandelt.

Die Wiese und die Weide G12 sind stark reliefiert, während die Weide G13 im untersuchten Bereich eine flachwellige Ebene darstellt. Auf der Weide G12 ist das Relief am stärksten ausgebildet, so daß sich neben ebenen Hochflächen verschieden exponierte, steile Hangflächen finden. Hier wurden 2 Teilflächen, eine Hochfläche und eine südexponierte Hangfläche, für die Beprobung abgegrenzt.

Ackerbrachen

Die beprobten Ackerbrachen lassen sich im wesentlichen 3 verschiedenen Altersklassen zuordnen.

Die ein- und zweijährigen, deren Vegetationsbedeckung vergleichsweise lückig ist, weisen einzelne kahle Bodenstellen auf und beherbergen ackertypische Segetalfluren (Tab. 3). Die einjährige Ackerbrache B24 wurde im Vorjahr (1995) ökologisch bewirtschaftet, nachdem sie mehrere Jahre zuvor brach lag (Abb. 5). Auf den zweijährigen Ackerbrachen B11 und B12 wurden jeweils 2 Teilflächen markiert. Die nährstoffarme, sandige Teilfläche zeichnet sich durch hohe Deckungsgrade von *Erodium cicutarium* aus (Abb. 6).

Die zweite Gruppe umfaßt Ackerbrachen, die in der Wendezeit 1990 entstanden sind, und im Untersuchungszeitraum 5 bzw. 6 Jahre alt waren. Auf diesen Flächen haben sich abhängig von Bodenart, Relief und Nutzungsgeschichte sehr unterschiedliche Vegetationstypen ausgebildet.

Tab. 3: Nutzung, Vegetation und Alter der Ackerbrachen; Angaben zum Vegetationstyp aus den Vegetationstabellen des Teilprojektes Geobotanik des BMBF-DBU-Verbundprojektes, UG: Untersuchungsgebiet

Kürzel	Alter [Jahre]	Nutzung	Vegetationstypen	UG	Jahr
B24	1	1 Mulchschnitt im Juli	Quecke dominierter Bestand/ Ackerkratzdistel dominierter Bestand	2a	1996
B11.1	2	keine	Echte-Kamille- Rumpfgesellschaft	1	1995
B11.2	2	keine	Echte-Kamille- Rumpfgesellschaft	1	1995
B12.1	2	keine	Echte-Kamille-Gesellschaft	1	1995
B12.2	2	keine	Leindotter-Gesellschaft	1	1995
B21.1	5 bzw. 6	keine	Windhalm dominierter Bestand/ Quecke dominierter Bestand	2a	1995/96
B21.2	5 bzw. 6	keine	Trockenflur-Initialstadium	2a	1995/96
B21.3	5 bzw. 6	keine	Windhalm dominierter Bestand/ Krautbeherrscher Bestand mit Dominanz von Ackerkratzdistel	2a	1995/96
B22.1	5 bzw. 6	1 Mulchschnitt im Juli	Quecke dominierter Bestand/ Windhalm dominierter Bestand	2a	1995
B22.2	5 bzw. 6	1 Mulchschnitt im Juli	Quecke dominierter Bestand/ Windhalm dominierter Bestand	2a	1995
B23	> 6	keine	Trockenflur-Initialstadium	2b	1995/96
B25	> 6	Schafbeweidung (Herbst/Winter)	Silbergrasflur	2b	1996
B31	5 bzw. 6	keine	Grasbeherrscher Bestand/ Krautbeherrscher Bestand mit Dominanz von Ackerkratzdistel	3	1995/96
B32	5 bzw. 6	keine	Grasbeherrscher Bestand/ Krautbeherrscher Bestand mit Dominanz von Ackerkratzdistel	3	1995/96
B33	5 bzw. 6	keine	Quecke dominierter Bestand	3	1996

Auf der mehrjährigen Ackerbrache B21 ist das Mosaik mehrerer Vegetationstypen besonders deutlich erkennbar (Abb. 7). Hier wurden 3 verschiedene Teilflächen abgegrenzt. Die Vegetation auf Teilfläche 1 zeichnet sich durch hohe Deckungsgrade von *Apera spica-venti* (Windhalm) und *Agropyron repens* (Quecke) aus (Abb. 8). Teilfläche 2 befindet sich auf einer stark erodierten Kuppe. Hier hat sich eine Trockenflur mit hoher Dominanz von *Rumex acetosella* ausgebildet. Auf Teilfläche 3 kommen neben *Apera spica-venti* in weiten Teilen *Cirsium arvense* sowie im Senkenbereich *Urtica dioica* bestandsbildend vor.

Die mehrjährige Ackerbrache B33 ist schwach reliefiert und zeichnet sich im Senkenbereich durch eine hohe Dominanz von *Agropyron repens* (Quecke) aus. Die häufigsten



Abb. 5: Einjährige Ackerbrache (B24) im Untersuchungsgebiet Peetzig (UG2a) (Juli 1996)

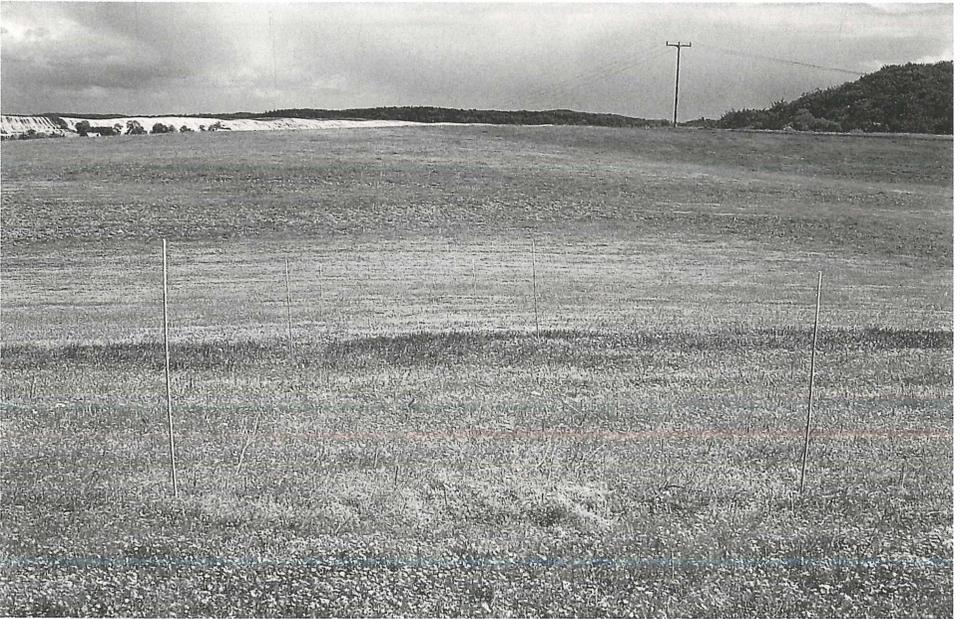


Abb. 6: Zweijährige Ackerbrache (B11.1) im Untersuchungsgebiet Altkünkendorf (UG1) zur Hauptblütezeit von *Erodium cicutarium* (Mai 1995)



Abb. 7: Überblick über die fünfjährige Ackerbrache (B21) im Untersuchungsgebiet Peetzig (UG2a) (Mai 1995); in der Bildmitte: Sauerampfer dominierter Hang (B21.2)



Abb. 8: Fünfjährige Ackerbrache (Windhalm- / Quecke-Bestand, B21.1) im Untersuchungsgebiet Peetzig (UG2a) (August 1995)

Krautpflanzenarten sind *Hypochoeris radicata*, *Jasione montana* und *Viola arvensis*. Auch auf der mehrjährigen Ackerbrache B22 erreicht *Agropyron repens* hohe Deckungsgrade. Durch den regelmäßigen Mulchschnitt sowie durch sporadische Bewirtschaftungsmaßnahmen (Schafbeweidung) in den vorangegangenen Jahren weist diese Brache einen vergleichsweise niedrigen Vegetationsbestand auf (Abb. 9).

Die Krautschicht der mehrjährigen Ackerbrachen B31 und B32 ist größtenteils geprägt durch eine hohe Dominanz von *Cirsium arvense*. Die häufigste Grasart ist hier *Bromus sterilis*.

Zur dritten Gruppe gehören 2 mehrjährige Ackerbrachen, die im Untersuchungszeitraum älter als 5 bzw. 6 Jahre waren, deren Nutzungsgeschichte jedoch aufgrund wechselnder Eigentumsverhältnisse nicht im einzelnen nachvollzogen werden konnte. Beide liegen im Untersuchungsgebiet Steinhöfel (UG2b) auf humusarmen, sandigen Böden. Die Brache B23 weist eine vielfältige Vegetation mit vielen typischen Arten der Trockenfluren auf. Innerhalb der Krautpflanzen erreichen *Senecio vernalis*, *Hypochoeris radicata*, *Conyza canadensis* und *Rumex acetosella* hohe Deckungsgrade (Abb. 10). Die häufigste Grasart ist *Agropyron repens*. Die Vegetation auf der Brache B25 besteht im zentralen Teilbereich überwiegend aus Silbergrasfluren mit *Conyza canadensis*, *Arenaria serpyllifolia* und *Rumex acetosella* als häufigen Krautpflanzenarten (Abb. 11).

Magerrasen

Die Vegetation der Trocken- und Halbtrockenrasen im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin wurde in den letzten Jahren umfassend kartiert und vegetationskundlich bearbeitet. Detaillierte Informationen zu den Vegetationsgesellschaften sind DENGLER (1994) und KUNZMANN (1999) zu entnehmen.



Abb. 9: Fünfjährige Ackerbrache (Quecke-/Windhalm-Bestand, B22.1) im Untersuchungsgebiet Peetzig (UG2a) zur Hauptblütezeit von *Erodium cicutarium* (Mai 1995)



Abb. 10: Mehrjährige Ackerbrache (Trockenflur, B23) im Untersuchungsgebiet Steinhöfel (UG2b) zur Hauptblütezeit von *Senecio vernalis* (Mai 1995)

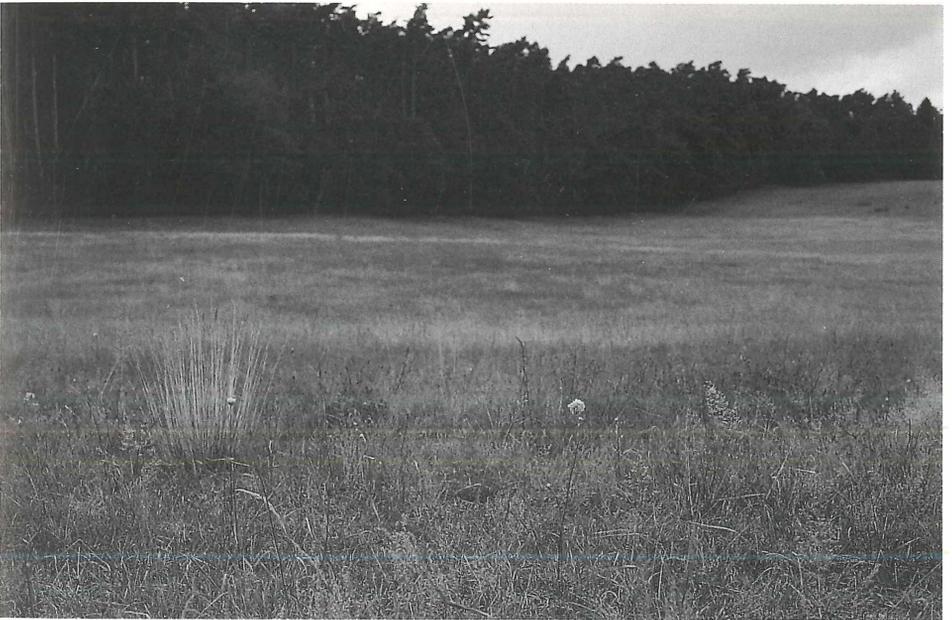


Abb. 11: Mehrjährige Ackerbrache (Silbergrasflur, B25) im Untersuchungsgebiet Steinhöfel (UG2b) (Juli 1996)

Als Magerrasen werden in dieser Arbeit alle Vegetationstypen bezeichnet, die vegetationskundlich zu den Sandtrockenrasen, den Halbtrockenrasen oder zu den Glatthaferwiesen gehören. Die Trocken- und Halbtrockenrasen, die sich auf mehrjährigen Ackerbrachen entwickelt haben, werden letzteren zugeordnet.

Magerrasen sind in den Untersuchungsgebieten meist kleinflächig vor allem auf südexponierten Böschungen und Kuppen ausgebildet (Abb. 12 u. Abb. 13). Einzig im Naturschutzgebiet Breitensteich'sche Mühle finden sich größere Magerrasen.

Die überwiegende Anzahl der Trockenrasen ist vegetationskundlich verschiedener Sandtrockenrasengesellschaften (Kl.: *Koelerio-Corynephoretea*) zuzuordnen (Tab. 4). Hierzu gehören die Silbergrasfluren (Verb.: *Corynephorion canescentis*), die in den westlichen Untersuchungsgebieten verbreitet sind, sowie verschiedene Schafschwingelrasengesellschaften (Verb.: *Plantagini-Festucion*). Die Schafschwingelrasen unterscheiden sich in erster Linie durch den Anteil kontinentaler Trockenrasenarten, der in Richtung Osten stark zunimmt. Die Halbtrockenrasen gehören zur Gruppe der mesophilen Trespen-Trockenrasen (Kl.: *Festuco-Brometea*, Verb.: *Mesobromion*).

Als Besonderheit tritt die Untersuchungsfläche T22 hervor, die aus einem Biotopkomplex aus Halbtrockenrasen, wechsellückiger Pfeifengraswiese und Silbergrasflur besteht, der inselartig in ein Niedermoor eingebettet ist.

Die Teilfläche T22.1 setzt sich aus 2 vegetationskundlich deutlich abgrenzbaren Teilen zusammen. Der vorderen Teil beinhaltet Halbtrockenrasenvegetation (T22.1H), der hinteren Teil eine Silbergrasflur (T22.1S). Die Teilfläche T22.2 erstreckt sich vom Zentrum des Halbtrockenrasens über eine wechsellückige Pfeifengraswiese bis zum Rand des Niedermoores.

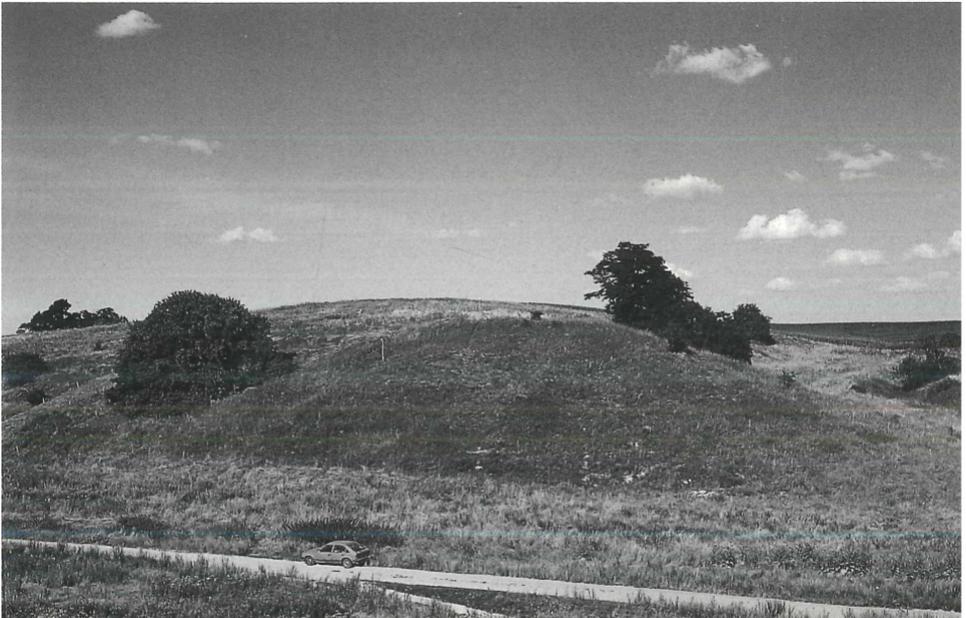


Abb. 12: Sandtrockenrasenhang (T31) im Untersuchungsgebiet Wilmersdorf (UG3) (August 1995)

Tab. 4: Nutzung, Vegetation und Exposition der Magerrasen; Angaben zum Vegetationstyp aus den Vegetationstabellen des Teilprojektes Geobotanik des BMBF-DBU-Verbundprojektes, UG: Untersuchungsgebiet

Kürzel	Biotoptyp	Exposition	Nutzung	Vegetationstypen	UG	Jahr
T11	Glatthaferwiese, teilweise verbuschert	Nord	keine	frische Glatthaferwiese/ Glatthaferwiese trockener Ausprägung	1	1995/96
T21.1	Sandtrockenrasen/ Halbtrockenrasen	Süd	keine	Schafschwingelrasen ohne Arten der kontinentalen Trockenrasen/ Trespen-Trockenrasen	2a	1995/96
T21.2	Sandtrockenrasen	Süd	keine	Schafschwingelrasen ohne Arten der kontinentalen Trockenrasen	2a	1995/96
T22.1	Halbtrockenrasen/ Silbergrasflur	–	keine	Trespen-Trockenrasen/ Silbergrasflur	2b	1995/96
T22.2	Halbtrockenrasen im Übergang zum Niedermoor	–	keine	Trespen-Trockenrasen/ wechselstrockene, basen- reiche Pfeifengraswiese	2b	1996
T31	Sandtrockenrasen	Südwest	keine	Schafschwingelrasen mit Arten der kontinentalen Trockenrasen	3	1995/96
T41.1	Sandtrockenrasen	Süd	Schafbe- weidung (Winter)	ruderalisierter Schaf- schwingelrasen mit Arten der kontinentalen Trockenrasen	NSG	1995/96
T41.2	Sandtrockenrasen	–	Schafbe- weidung (Winter)	Schafschwingelrasen mit Arten der kontinentalen Trockenrasen	NSG	1995/96

Abb. 13: Sandtrockenrasenhang (T31) im Untersuchungsgebiet Wilmersdorf (UG3) (August 1995); Schafschwingelrasen mit *Pseudolysimachium spicatum*, *Dianthus carthusianorum*, *Helichrysum arenarium* und *Phleum phleoides*

3. Klima

3.1 Klima des Untersuchungsraumes

Die Untersuchungsgebiete liegen im Übergangsbereich zwischen dem atlantischen Klima Nordwestdeutschlands und den kontinental geprägten Klimaten Polens. Die subkontinentale Prägung des Klimas zeigt sich an den hohen Schwankungen der Lufttemperatur im Jahresgang, deren langjähriges Mittel für die meisten Wetterstationen im Gebiet über 19 K beträgt, sowie an den niedrigen Jahresniederschlägen (METEROLOGISCHER U. HYDROLOGISCHER DIENST...1955).

Die mittleren Niederschlagsmengen nehmen im Gebiet mit zunehmender Kontinentalität des Klimas von Nordwesten nach Südosten ab. In Angermünde liegt das langjährig Mittel (1961-1990) der Jahresniederschläge bei 530 mm. Der Jahresmittelwert der Lufttemperatur beträgt hier innerhalb der gleichen Periode durchschnittlich 8,3 °C (DEUTSCHER WETTERDIENST 1995-1997).

3.2 Witterung im Untersuchungszeitraum

Auffällige Abweichungen der Monatsmittel der Lufttemperaturen vom langjährigen Mittel wurden in den Monaten November 1995 bis April 1996 registriert (Abb. 14). Über ei-

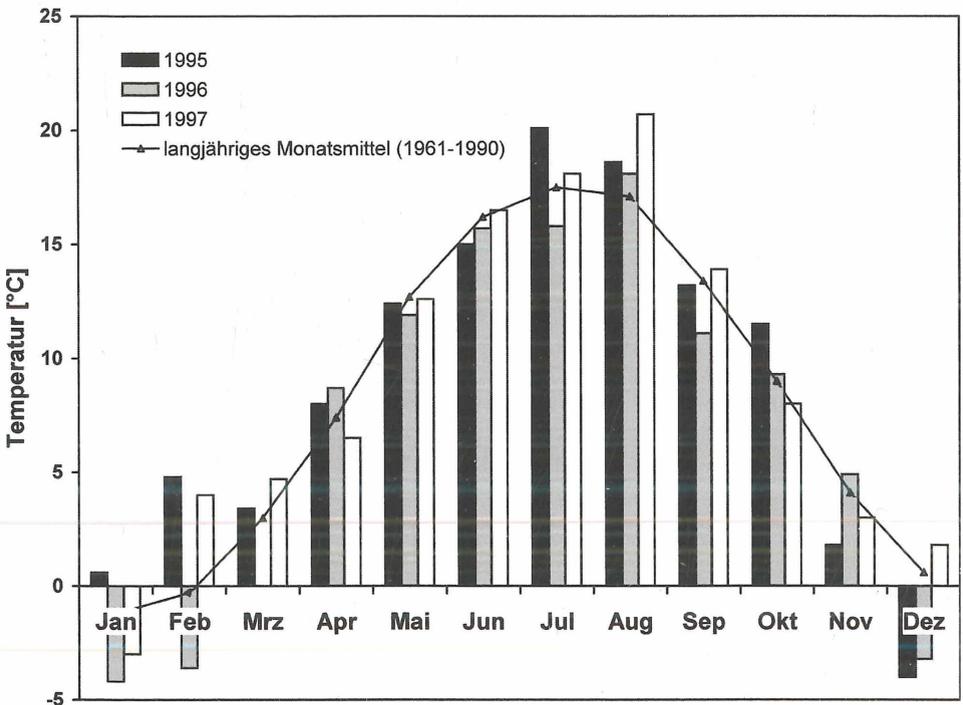


Abb. 14: Monatsmittel der Lufttemperaturen in Angermünde im Untersuchungszeitraum im Vergleich zum langjährigen Monatsmittel (1961-1990)

nen längeren Zeitraum lagen die Werte deutlich unter den langjährigen Mittelwerten. Diese außergewöhnlich kalte, langandauernde Winterperiode hatte eine spät einsetzende Vegetationsentwicklung im Frühjahr 1996 zur Folge.

Auch die mittleren Lufttemperaturen in den Sommermonaten wichen deutlich von den langjährigen Mitteln ab. So lag der Monatsmittelwert im Juni 1995 niedriger als im Durchschnitt, während sich die Sommermonate Juli und August 1995 durch überdurchschnittlich hohe Lufttemperaturen auszeichneten. Im Jahr 1996 dagegen fiel der Monatsmittelwert im Juli unterdurchschnittlich aus, im August lag er deutlich über dem Durchschnitt. Das Jahr 1997 zeichnete sich durch einen besonders hohen Monatsmittelwert der Lufttemperatur im August aus.

Die monatlichen Niederschlagsmengen waren in den Untersuchungsjahren sehr unterschiedlich verteilt (Abb. 15). Während 1995 im Mai und Juni überdurchschnittlich hohe Niederschlagsmengen registriert wurden, war der Juli durch extreme Trockenheit geprägt. Im Gegensatz dazu lagen die Werte 1996 von Januar bis Ende April und im Juni weitaus niedriger als die langjährigen Mittelwerte, im Mai und in den Sommermonaten Juli und August fiel außergewöhnlich viel Regen. Das Jahr 1997 zeichnete sich durch besonders hohe Niederschlagsmengen im Juni und Juli aus.

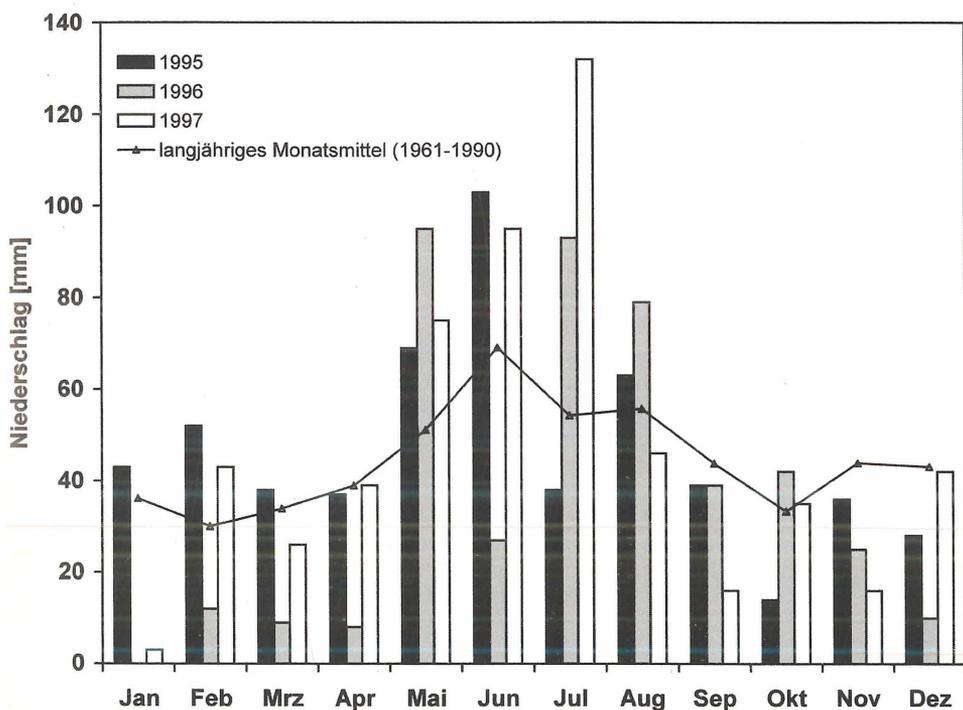


Abb. 15: Monatliche Niederschläge in Angermünde im Untersuchungszeitraum im Vergleich zum langjährigen Monatsmittel (1961-1990)

4. Methoden

4.1 Erfassungsmethoden für die Fauna

4.1.1 Transektmethode

Die Erfassung der Imaginalstadien der Rhopalocera (Tagfalter) und Zygaenidae (Widderchen) erfolgte mit einer leicht modifizierten Transektmethode, die von verschiedenen Autoren in den letzten Jahren erfolgreich angewendet wurde (z.B. POLLARD et al. 1975, POLLARD 1977, POLLARD & YATES 1993, STEFFNY et al. 1984, DEMARMELS 1990, HANSEN 1993, STEFFAN-DEWENTER & TSCHARNTKE 1994). POLLARD (1977) fand für verschiedene Tagfalterarten hohe Korrelationen zwischen den Ergebnissen der Transektzählungen und am gleichen Ort durchgeführten Bestimmungen der Populationsgröße mit Fang- und Wiederfangmethoden.

Für die Beprobung wurde ein 100 Meter langer und 3 Meter breiter Transektstreifen auf einem repräsentativen Ausschnitt der Vegetationseinheiten markiert, der in möglichst großem Abstand zu Randstrukturen angelegt wurde. Auf dem Sauerampfer dominierten Hang (B21.2) betrug die Transektlänge nur 70 Meter und auf der Glatthaferwiese (T11) nur 90 Meter. Hier wurde die Individuendichte auf 100 Meter Transektlänge normiert. Zur Markierung der Transekte wurden Bambusstäbe oder flexible Kunststoffstäbe im Abstand von 10 Metern in den Boden eingebracht (Abb. 2).

Die Transektbegehungen fanden im Jahr 1995 vom 24.5. bis zum 22.8. in etwa zweiwöchigem Rhythmus statt. Insgesamt wurden pro Fläche 6 Probenahmen durchgeführt. Auf den Winterroggenäckern (A31, A21) erfolgten wegen des frühen Erntetermins im Juli nur jeweils 3, auf den Weiden jeweils 5 Begehungen.

Im Jahr 1996 erstreckte sich der Zeitraum der Beprobung vom 5.6. bis zum 29.8. Es wurden auf jeder Untersuchungsfläche an 6 Terminen Beobachtungsprotokolle angefertigt. Probeflächen mit reduzierter Anzahl Begehungen waren die konventionellen Winterroggenäcker (A32, A33) und der Triticaleacker (A34) mit 4 und der biologische Haferacker (A21), die einjährige Ackerbrache (B24), die Windhalm dominierte Brache (B21.1) und der Sauerampfer dominierte Hang (B21.2) mit 5 Begehungen.

Die Transektbegehungen wurden zwischen 10.00 und 18.00 Uhr Sommerzeit bei Lufttemperaturen von mindestens 16 °C und Windstärken von höchstens 3 der BEAUFORT-Skala durchgeführt. Die Begehung der Transekte erfolgte langsamen Schrittes, wobei alle im Bereich des Transektes beobachteten Rhopalocera und Zygaenidae und ihre Verhaltensweisen protokolliert wurden. Wenn die Begehung für einzelne Bestimmungsfänge unterbrochen werden mußte, wurde sie im Anschluß daran an der gleichen Stelle fortgesetzt. Eine Transektbegehung dauerte je nach Anzahl der Unterbrechungen ca. 30 Minuten.

Bei hohen Individuendichten wurde die Begehung ausschließlich für den Fang seltener Arten unterbrochen, während die häufigen soweit wie möglich determiniert wurden. Im Anschluß an die Begehung wurden ca. 30 Minuten möglichst viele Exemplare der schwer unterscheidbaren Arten mit einem Kescher gefangen und vor Ort determiniert. Die Individuenanteile der jeweiligen Arten am Gesamtfang wurden auf die protokollierten Transektbeobachtungen übertragen. Diese Testfangserien wurden für die folgenden schwer unterscheidbaren Arten angefertigt:

- *Thymelicus lineolus* und *Thymelicus sylvestris*
- *Polyommatus icarus*-♀♀ und *Aricia agestis*
- *Pieris*-Arten

Arten, die außerhalb der Transekte vorkamen, wurde ebenfalls protokolliert, sofern sie während der Transektbegehung nicht beobachtet werden konnten. Diese Einzelbeobachtungen wurden jedoch nur bei qualitativen Auswertungen berücksichtigt.

4.1.2 Verhörmethode

Die relative Häufigkeit der Imagines der Orthopteroidea (Heuschrecken) wurde mit Hilfe der Verhörmethode bestimmt. Diese Methode beruht darauf, daß sich die Männchen der meisten Heuschreckenarten anhand ihrer artspezifischen Lautäußerungen (Stridulationen) unterscheiden lassen. Arten, die nicht oder nur leise stridulieren bzw. deren Stridulationsgeräusche für das menschliche Ohr nicht wahrnehmbar sind, werden auf diese Weise nicht erfaßt oder sind unterrepräsentiert.

Es wird angenommen, daß die Anzahl der Stridulationen in einem bestimmten, gleichbleibenden Verhältnis zur Individuendichte der Imagines steht (JAKOVLEV 1959). Da diese Annahme nicht immer zutrifft, ist die quantitative Erfassung mit der Verhörmethode weniger genau als mit anderen Methoden. Als Vorteil der Verhörmethode erweist sich, daß die Tiere nicht abgetötet werden müssen und seltene Arten leichter nachweisbar sind, da größere Flächen abgeschritten werden können. Zudem lassen sich einige Arten mit Hilfe ihrer artspezifischen Stridulationen sicherer unterscheiden als mittels morphologischer Merkmale, z.B. Arten aus der *Chorthippus-biguttulus*-Gruppe.

Das Zählen der stridulierenden Heuschreckenmännchen erfolgte entlang der markierten Transekte (s. Kap. 4.1.1). Hierzu wurde an den Markierstäben (alle 10 Meter) jeweils eine Verhörpause eingelegt und die Anzahl der im Umkreis von ca. 5 Metern stridulierenden Männchen notiert. Es wurden ausschließlich die Lock- bzw. Werbebesänge der Männchen gezählt. Die gelegentlich hörbaren Rivalengesänge blieben bei den quantitativen Auswertungen unberücksichtigt. Zusätzlich zu dem für die Erfassung der Rhopalocera und Zygaenidae markierten Transekt auf dem Sandtrockenrasen-/Halbtrockenrasenhang (T21.1) wurde ein 50 Meter langes Transekt im Bereich des Sandtrockenrasens (T21.2) angelegt. Die Ergebnisse für den Bereich des Halbtrockenrasens (T22.1H) und der Silbergrasflur (T22.1S) im Biotopkomplex Halbtrockenrasen/Silbergrasflur (T22.1) wurden separat ausgewertet.

Die Verhörprotokolle wurden 1995 im Zeitraum vom 1.8. bis zum 8.8. (Winterroggen: 20.7.), 1996 vom 19.8. bis zum 24.8. (Winterroggen, Triticale und Hafer: 5.8. bis 9.8.) bei wolkenlosem Himmel und Windstille angefertigt.

4.1.3 Isolationsquadrate

Zur Messung der Individuendichte der Orthopteroidea (Heuschrecken) wurde ein Isolationsquadrat von 2 m² Flächengröße verwendet. Mit dieser Methode lassen sich die genauesten Dichten bestimmen (INGRISCH & KÖHLER 1998). Das Isolationsquadrat besteht aus 80 cm hohen, gazebespannten Seitenwänden von 1,41 m Länge und ist nach oben hin offen.

Zur Probenahme wurde das Isolationsquadrat zügig über die Vegetation gestülpt und alle Larven und Imagines der Orthopteroidea mittels eines für diese Zwecke umgebauten Autostaubsaugers abgesaugt. Der Autostaubsauger (220 V) besteht im vorderen Teil aus einem Kunststoffschlauch mit zwischengeschaltetem, abschraubbarem Fanggefäß und wurde mit einem tragbaren Generator betrieben.

Die Tiere wurden mit Essigether abgetötet und im Labor im Gefrierschrank gelagert.

Die Probenahme erfolgte 1996 auf 12 Flächen parallel zu den markierten Transekten (s. Kap. 4.1.1 u. 4.1.2). Es wurden 3 verschiedene Fangserien durchgeführt (Ende Juli, Anfang August, Ende August), wobei pro Fläche jeweils 10 Parallelproben genommen wurden. Im Biotopkomplex Halbtrockenrasen/Silbergrasflur (T22.1) wurden je 5 Parallelproben im Bereich des Halbtrockenrasens (T22.1H) und 5 im Bereich der Silbergrasflur genommen. Auf dem Südhang der Weide (G12.2) erfolgte nur eine Probenahme Ende August (30 Parallelproben).

4.1.4 Standardisierte Kescherfänge

Zur Erfassung der Larvenstadien der Rhopalocera (Tagfalter) und Zygaenidae (Widderchen) und der Larven- und Imaginalstadien der Orthopteroidea (Heuschrecken) wurden standardisierte Kescherfänge durchgeführt. Hierzu diente ein Kescher aus robuster Gaze mit einem Öffnungsdurchmesser von 30 cm, an dessen Ende ein auswechselbares Fanggefäß angebracht ist. Die Tiere wurden mit Essigether abgetötet und im Labor im Gefrierschrank gelagert.

1995 wurden die Proben an 5 Terminen (28.5., 17.6., 18.7., 20.8., 21.9.) auf 24 Untersuchungsflächen genommen (je 2 Parallelproben, Probengröße: 50 Doppelschläge). Im Winterrogen (A21, A31) konnte die Beprobung aufgrund des frühen Erntetermins nur bis Ende Juli durchgeführt werden. 1996 wurden an 4 Terminen (21.5., 5.6., 5.7., 8.8.) auf 11 Flächen je 3 Kescherproben genommen. Auf dem Sandtrockenrasenhang (T31) bestand eine Probe aus je 50 Doppelschlägen, auf den übrigen Flächen aus 100 Doppelschlägen.

Zur Bestimmung der relativen Häufigkeit der *Thymelicus*-Raupen wurden Anfang Juni (3.6. bis 5.6.) 1997 auf 5 Ackerbrachen je 10 Kescherproben (Probengröße: 30 Doppelschläge) genommen. Die Raupen wurden im Freiland direkt im Anschluß an die Probenahme aussortiert. Hierzu wurde der Inhalt des Fanggefäßes portionsweise auf eine weiße Folie geschüttet. Alle übrigen Raupen der Rhopalocera wurden ebenfalls aussortiert und so genau wie möglich determiniert. Einzelne Exemplare wurden zu Zuchtzwecken ins Labor überführt.

4.1.5 Gezielte Erfassung von Präimaginalstadien

Die gezielte Erfassung von Präimaginalstadien (Eier, Raupen, Puppen) der Rhopalocera (Tagfalter) und Zygaenidae (Widderchen) erfolgte durch Abkeschern von Vegetationsbeständen mit hohem Deckungsgrad bekannter Raupennahrungspflanzen sowie durch Absuchen potentieller Raupennahrungspflanzen. Die gezielte Suche nach Präimaginalstadien wurde in den Jahren 1996 und 1997 stichprobenartig auf einem Teil der Untersuchungsflächen durchgeführt.

4.2 Determination

Für die Determination der Rhopalocera und Zygaenidae wurden die Werke von EBERT & RENNWALD (1991), HIGGINS & HARGREAVES (1983), HOFMANN (1994), KEIL (1993), WEIDEMANN (1995) und WEIDEMANN & KÖHLER (1996) verwendet. Die Nomenklatur richtet sich nach EBERT & RENNWALD (1991) UND KEIL (1993). Die Imaginalstadien der Orthopteroidea wurden mit BELLMANN (1993) (incl. CD mit Aufnahmen der Gesänge), WENDLER et al. (1994), HOLST (1986) und HARZ (1969,1975) determiniert. Die Nomenklatur folgt INGRISCH & KÖHLER (1998).

Die Larvenstadien der Orthopteroidea wurden mit Hilfe der Bestimmungstabellen von INGRISCH (1977) (Ensifera) und OSCHMANN (1969) (Caelifera) determiniert. Die Larven von *Chrysochraon dispar*, *Oedipoda caerulea* und *Omocestus haemorrhoidalis* ließen sich aufgrund ihrer hohen Ähnlichkeit mit den Imagines problemlos zuordnen. Die Unterscheidung der Larven der *Chorthippus*-Arten aus der *Glyptothyrus*-Gruppe sowie der *Chorthippus*-Arten aus der Untergattung *Chorthippus* i.e.S. war nicht zweifelsfrei möglich. Deshalb wurden die Larven dieser Arten in der Regel auf dem Niveau der Untergattung zugeordnet.

4.3 Bestimmung der Umweltfaktorenwerte

4.3.1 Boden

Nach den ersten umfangreichen Herbstniederschlägen des Jahres 1996 wurden Ende September auf 33 Untersuchungsflächen Bodenproben bis ca. 5 cm Tiefe genommen.

Die Probenahme erfolgte innerhalb der markierten Transekte, indem an 12 verschiedenen Stellen mit einem Pürckhauer-Bohrstock Boden entnommen und hieraus jeweils eine Mischprobe gebildet wurde. Die Bodenproben wurden in Gefrierbeuteln luftdicht verpackt und schnellstmöglich ins Labor überführt. Dort wurde ein Teil der Probe zur Bestimmung der Bodenfeuchte entnommen und der Rest im Gefrierschrank gelagert.

Die Bodenfeuchte wurde gravimetrisch aus des Differenz zwischen Frisch- und Trocken-gewicht bestimmt. Hierzu wurde aus jeder Probe ca. 250 g Boden entnommen und bei 105 °C im Trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Aus der Gewichts-differenz wurde der prozentuale Anteil der Feuchte bezogen auf das Frischgewicht berechnet.

Als Maß für den Gehalt an organischer Substanz im Boden wurde der Glühverlust bestimmt. Hierzu wurde eine geringe Menge an Boden in Porzellantiegel gefüllt und bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Das Verglühen der Proben erfolgte im Muffel-ofen bei 550 °C.

Die Messung der pH-Werte erfolgte elektrochemisch mit einem pH-Meter (Firma Knick, Typen-Nr. 761). Zur Herstellung einer Bodensuspension wurde 20 g Boden mit 50 ml Aqua bidest. versetzt und das Gemisch 2 Stunden in einem Überkopfschüttler geschüttelt. Die pH-Messungen wurden direkt im Anschluß daran durchgeführt.

4.3.2 Vegetation

Im Anschluß an jede Transektbegehung wurden alle innerhalb der markierten Fläche blühenden entomophilen Pflanzenarten notiert. Die Blütendichte wurde geschätzt und 3 verschiedenen Häufigkeitsklassen (vereinzelt, häufig und aspektbildend) zugeordnet.

Auf jeder Untersuchungsfläche wurde die maximale Vegetationshöhe der Krautschicht im Erfassungszeitraum geschätzt und die Werte 5 verschiedenen Höhenstufen zugeordnet (Tab. 5). Hierbei wurden herausragende Einzelpflanzen nicht berücksichtigt.

Im Rahmen der Vegetationskartierungen (Teilprojekt Geobotanik des BMBF-DBU-Verbundprojektes) wurden der Deckungsgrad der Streuschicht (prozentuale Schätzung) im Bereich der markierten Transekte aufgenommen.

Tab. 5: Klasseneinteilung der Vegetationshöhen

Vegetationshöhe [Meter]	Höhenstufe
< 0,1	1
0,1 - 0,3	2
0,3 - 0,5	3
0,5 - 1,5	4
> 1,5	5

4.3.3 Nutzungsintensität

Der Vergleich von Nutzungsintensitäten verschiedener Nutzungsformen erfordert eine Bewertung des menschlichen Einflusses bzw. der Zustände der untersuchten Lebensräume und die Skalierung dieser Werte. Da der menschliche Einfluß meist nicht genau quantifiziert werden kann und eine Auswahl der wichtigsten Eingriffe getroffen wird, bleibt eine subjektive Komponente unvermeidbar.

Bei der Bewertung des menschlichen Einflusses wurde von aktuellen Standortfaktoren ausgegangen und darüber hinaus die Nutzungsgeschichte einbezogen (s. Tab. 6 u. Tab. 7). Im Gegensatz zu den in der Vegetationskunde verbreiteten Hemerobie-Konzepten wurde kein Bezug zum Endzustand einer Sukzessionsfolge hergestellt (vgl. KOWARIK 1988). Infolgedessen liegt der Nullpunkt im Bereich eines minimalen menschlichen Einflusses, der ein Offenhalten der Lebensräume noch gewährleistet.

Für die Berechnung der Nutzungsintensitätswerte wurde jeder Eingriff bzw. Zustand mittels eines Punktesystems einzeln bewertet und für jede Untersuchungsfläche die Summe der Einzelwerte gebildet. Die Bewertung der ackerbaulichen Nutzung orientiert sich dabei an der ortsüblichen konventionellen Bewirtschaftungsintensität, wobei unterschiedliche Punktzahlen nur bei erheblichen Abweichungen hiervon vergeben wurden (Tab. 6).

In Tabelle 6 und 7 sind ausschließlich Eingriffe bzw. Zustände aufgeführt, die auf den Untersuchungsflächen durchgeführt bzw. dort vorgefunden wurden. Die Besatzdichte von ca. 3 GVE pro ha im mageren Grünland stellt einen Durchschnittswert für den gesamten Beweidungszeitraum von Mai bis Oktober dar. Der maximale Wert lag dagegen bei 6 GVE pro ha. Die herbstliche bzw. winterliche Wanderbeweidung durch Schafe auf den Ackerbrachen und Magerrasen wurde nur als geringer Eingriff gewertet.

Die Spannweite der Nutzungsintensitätswerte für die untersuchten Nutzungstypen ist Tabelle 8 zu entnehmen. Erwartungsgemäß ergeben sich für die Magerrasen die niedrig-

Tab. 6: Gewichtung von Eingriffen und Zuständen bei der Berechnung der Nutzungsintensitätswerte für Äcker

Eingriff/Zustand	Anzahl Punkte
jährlicher Umbruch und Ernte	3
Nutzungsgeschichte	
ortsübliche Ackernutzung seit mehr als 5 Jahren	1
Düngung, mineralisch	
100 % der ortsüblichen Menge	1
50 % der ortsüblichen Menge	0,5
Düngung, organisch	
Hornmist	0,5
Pflanzenschutz	
Pestizide (Herbizide, Insektizide, Fungizide)	2
mechanische Verfahren	0,5
Bestandsdichte	
Aussaatsdichte (ortsüblich konventionell)	1

Tab. 7: Gewichtung von Eingriffen und Zuständen bei der Berechnung der Nutzungsintensitätswerte für mageres Grünland, Ackerbrachen und Magerrasen

Eingriff/Zustand	Anzahl Punkte
Alter der Vegetationsdecke	
1 Jahr	1
2 Jahre	0,5
> 2 Jahre	0
Mahd	
einschürig, Mahdzeitpunkt: Juli	1
Beweidungsintensität	
ca. 3 GVE pro ha	2
kurzfristige Schafbeweidung im Herbst/Winter	0,25

sten und für die Äcker die höchsten Werte. Die relativ hohe Spannbreite der Nutzungsintensitätswerte für die Äcker ist vor allem auf die starken Unterschiede zwischen biologisch-dynamischer und konventioneller Landwirtschaft zurückzuführen.

Tab. 8: Spannbreite der Nutzungsintensitätswerte für die untersuchten Nutzungstypen

	Magerrasen	Ackerbrachen	mageres Grünland	Äcker
Nutzungsintensität	0 - 0,25	0 - 2	1 - 2	4 - 8

4.4 Datenauswertung

4.4.1 Korrelation, Regression

Als Maß für die Stärke der Korrelation wurde der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman (r_s) berechnet, der unabhängig von der Verteilungsform für mindestens ordinalskalierte Werte angewendet werden kann. Er nimmt Werte zwischen -1 und 1 an.

Die Regressionskurven wurden mit dem distanzgewichteten Kleinste-Quadrate-Glättungsverfahren berechnet. Hierbei wird für jeden Wert auf der Achse der X-Variable eine Polynom-Regression (2. Ordnung) berechnet, wobei der zugehörige Y-Wert derart bestimmt wird, daß der Einfluß der einzelnen Datenpunkte auf die Regression mit deren Abstand von dem jeweiligen X-Wert abnimmt. Der Vorteil dieses Verfahrens liegt darin, daß die Regression keiner exakten Funktionsgleichung folgt, sondern möglichst genau die Verteilung der Punkte repräsentiert (ASSHOFF 1997).

Die Berechnungen wurden mit dem Programmpaket STATISTICA (Vers. 5.1, StatSoft Inc. 1996) durchgeführt.

4.4.2 Ordination

Das Ziel der Ordination ist die Aufdeckung von Hauptfaktoren, die die Datenvarianzen erklären (JONGMAN et al. 1995, TER BRAAK & SMILAUER 1998). Prinzipiell lassen sich direkte

Methoden, bei denen die Werte der Umweltfaktoren in den Ordinationsprozeß einbezogen werden, von indirekten Methoden unterscheiden. Aus der indirekten Analyse resultiert das mit dem vorhandenen Datensatz maximal erzielbare Ergebnis. So läßt sich aus dem Vergleich der Resultate beider Methoden abschätzen, ob ein wesentlicher Teil der relevanten Umweltfaktoren bei der direkten Analyse berücksichtigt wurde.

Eine grundsätzliche Frage bei der Auswahl der Ordinationsmethode ist, ob ein lineares oder ein unimodales Modell dem Reaktionsmuster der Arten auf die Umweltfaktoren eher entspricht. Bei Tierarten wird in der Regel von einem unimodalen Modell ausgegangen, vorausgesetzt der untersuchte Wertebereich der Umweltfaktors umfaßt annähernd die gesamte ökologische Nische (TER BRAAK & PRENTICE 1988).

Die Entscheidung für die Auswahl des geeigneten Modells wurde mit Hilfe einer DCA („Detrended correspondence analysis“) getroffen, die für beide Datensätze (Rhopalocera, Zygaenidae und Orthopteroidea) getrennt durchgeführt wurde. Die DCA berechnet die Länge der Ordinationsachsen, wobei anhand der Länge der ersten 3 Achsen entschieden wird, ob die Daten besser durch ein unimodales oder lineares Modell beschrieben werden (JONGMAN et al. 1995). Da die Länge der ersten drei Ordinationsachsen für beide Datensätze > 2 (standard deviation units) war, wurden diejenigen Ordinationsmethoden gewählt, die von unimodalen Reaktionsmodellen ausgehen, die Korrespondenzanalyse (CA) als indirekte und die kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) als direkte Methode.

Im ersten Schritt der kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) wurde eine ‚forward-Selektion‘ durchgeführt, um die Anzahl der Umweltfaktoren zu reduzieren. Hierbei handelt es sich um eine schrittweise Auswahl derjenigen Umweltfaktoren, die jeweils den höchsten Erklärungsanteil für die Datenvarianz liefern. Die nachfolgende Analyse erfolgte ausschließlich mit signifikanten Umweltfaktoren (Monte-Carlo-Permutation). Die verschiedenen Untersuchungsjahre (1995/96) wurden zusätzlich als nominale Covariablen in die CCA einbezogen, um jahresabhängige Einflüsse zu eliminieren. Die Signifikanz der ersten sowie die aller Ordinationsachsen zusammen wurde mit Hilfe einer Monte-Carlo-Permutation geprüft.

In den ausgegebenen Streudiagrammen werden die Arten und Biotope als Punkte und die Umweltfaktoren als Pfeile dargestellt. Bei der Interpretation der Lage der „Artenpunkte“ (species scores) ist zu beachten, daß diese zum einen nur den Besiedlungsschwerpunkt der Art repräsentieren und zum anderen mehrdimensionale Informationen für die Darstellung auf eine Ebene projiziert werden (ASSHOFF 1997). Deshalb wurden für die Datenanalyse jeweils verschiedene Projektionsebenen betrachtet.

Für die Datenanalyse wurden Ordinationsmethoden aus dem Programmpaket CANOCO (TER BRAAK & SMILAUER 1998) verwendet.

Die kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) wurde mit insgesamt 8 Umweltfaktoren durchgeführt. Der Deckungsgrad der Streuschicht lag nicht für alle Flächen vor und wurde alternativ aus den Biotopeigenschaften (Nutzungs- und Vegetationstyp) abgeleitet. Zusätzlich zu den in Kapitel 4.3 aufgeführten Umweltfaktoren wurde das Vorkommen von *Erodium cicutarium* als nominale Variable in die Analyse einbezogen, da diese Pflanzenart die wichtigste Raupennahrungspflanze der Art *Aricia agestis* ist. Zudem kennzeichnet das Vorkommen von *Erodium cicutarium* offene Lebensräume auf sandigen Substraten.

4.4.3 Klassifikationsanalyse

Die Klassifikationsanalyse mit dem Programm CART dient zur Erstellung sogenannter Entscheidungsbäume bzw. Klassifikationsbäume. Hierbei werden Objekte (in diesem Fall Lebensräume) aufgrund ihrer Merkmalskombinationen in Gruppen unterschiedlicher

Klassenzugehörigkeit eingeteilt (BREIMAN 1984, ASSHOFF 1997). Als unterschiedliche Klassen wurden in dieser Arbeit Lebensräume mit bzw. ohne Vorkommen der jeweiligen Art definiert. Als Merkmale der Lebensräume dienten die Umweltfaktorenwerte. Auf die Unterscheidung verschiedener Häufigkeitsklassen, die theoretisch ebenfalls möglich gewesen wäre, wurde aufgrund des begrenzten Datensatzes bewußt verzichtet.

Bei der Erstellung der Klassifikationsbäume sucht das Programm sukzessive nach Kriterien in Form von Grenzwerten der Umweltfaktoren, die eine möglichst gute Aufteilung der Lebensräume in solche mit und ohne Vorkommen der Arten ergeben. Diese Prozedur wird solange fortgesetzt bis ein Abbruchkriterium erreicht wird. Jede Verzweigung enthält eine Entscheidung der Art „Umweltfaktor < definierter Wert“, wobei neben der Verwendung von Einzelfaktoren auch lineare Kombinationen aus verschiedenen Umweltfaktoren (Linearkombinationen) zugelassen werden können.

Als Maß für die Übereinstimmung zwischen der realen und der durch den Entscheidungsbaum erhaltenen Klassifikation wurde als Gütekriterium das GINI-Kriterium verwendet, das eine Maßzahl für das Verhältnis korrekt zu falsch klassifizierter Objekte ist (BREIMAN 1984). Die Baumtiefe wurde auf 3 Ebenen, die Anzahl weiter aufzutrennender Lebensräume auf 5 beschränkt. Die fehlerhafte Zuordnung von Lebensräumen mit Artenvorkommen zur Klasse, die aufgrund der Entscheidungskriterien die ungeeigneten Lebensräume enthält, wurde doppelt so hoch gewertet wie der umgekehrte Fehler.

In die Analyse wurden ausschließlich Untersuchungsflächen und Umweltfaktoren einbezogen, für die jeweils vollständige Datensätze vorlagen. Die Ergebnisse der beiden Untersuchungsjahre 1995/1996 wurden zusammengefaßt.

4.4.4 Kopplung der Prognosemodelle mit einem Geographischen Informationssystem

Durch die Kopplung von Prognosemodellen mit Geographischen Informationssystemen (GIS) bietet sich die Möglichkeit, einen Raumbezug herzustellen und zu landschaftsökologischen Aussagen zu gelangen (RICHTER et al. 1997). Als Prognosemodelle wurden in dieser Arbeit die mit der Klassifikationsanalyse (CART) erhaltenen Klassifikationsbäume verwendet. Sie eignen sich für die GIS-Kopplung, da sie auf definierten Trennregeln basieren, die die Einordnung der Lebensräume bzw. Flächen in Klassen mit und ohne Vorkommen erlauben. Als Trennungsmerkmale dienen überwiegend flächendeckend verfügbare Umweltfaktoren, was eine grundlegende Voraussetzung für eine Raumextrapolation ist (vgl. auch HOVESTADT et al. 1991, KLEYER et al. 1992, HELMS 1997, KUHN 1997, SCHRÖDER 1997).

Als Ausgangsmaterial für die GIS-Kopplung wurden folgende, im Rahmen des BMFT-DBU-Verbundprojektes verfügbare Karten verwendet:

- (1) die Bodenkarten basierend auf der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) im Maßstab 1:25.000 (Quelle: Teilprojekt Geoökologie, MICHEL, R. & SCHMIDT, R.)
- (2) die Karten der realen Vegetation im Maßstab 1:10.000 (Quelle: Teilprojekt Geobotanik, ROWECK, H.)
- (3) die daraus abgeleiteten Feuchtekarten.

Die monothematischen Bodenkarten für einzelne edaphische Parameter wurden mittels regelhafter Ableitung der Bodeneigenschaften der einzelnen Bodentypen erstellt (SCHMIDT et al. 1995). Detaillierte Informationen zum Ausgangsmaterial und zur Kartierungsmethodik der MMK-Kartierung sind SCHMIDT & DIEMANN (1987) zu entnehmen.

Die Karten der realen Vegetation wurden im Maßstab 1:10.000 von Mitarbeitern des Teilprojektes Geobotanik erstellt. Sie enthalten Informationen zum Biotop- und Vegetationstyp sowie zur Ausprägung der Gesellschaft. Flächen unter 50 m² Größe und Säume unter 3 Metern Breite wurden nicht einzeln ausgewiesen. Es lassen sich insgesamt 3 Ebenen der Datenschärfe unterscheiden: (1) Informationen aus Vegetationsaufnahmen, (2) Informationen aus Artenlisten und (3) Informationen auf Vegetationstypenebene.

Die Feuchtekarten wurden aus den Karten der realen Vegetation abgeleitet. Hierzu erfolgte für jede Fläche die Ermittlung der mittleren Feuchtezahl, indem das arithmetische Mittel der ökologischen Zeigerwerte (ELLENBERG et al. 1992) der vorkommenden Pflanzenarten gebildet wurde. Dabei wurde eine deckungsgradabhängige Gewichtung der Zeigerwerte nach DURVEN (1982) vorgenommen (RATH 1997). Zur Ermittlung der mittleren Feuchtezahlen für Flächen, für die nur Informationen auf Typusebene vorlagen, wurde auf Belegaufnahmen für den jeweiligen Vegetationstyp zurückgegriffen.

Da für die Klassifikationsanalyse (CART) aus Gründen höherer Genauigkeit selbst erhobene Meßwerte für die Umweltfaktoren verwendet wurden, war es erforderlich, im ersten Schritt eine Anpassung der gemessenen Werte an die im GIS vorliegenden Daten vorzunehmen. Dies erfolgte für die pH-Werte und die Bodenfeuchten mittels linearer Regression.

Unter Ausschluß von zwei Ausreißern ergibt sich für die pH-Werte die folgende Regressionsgleichung:

$$pH_{MMK} = 2,518 + 0,454 \cdot pH_{GEM} \quad (r = 0,619, p < = 0,001)$$

pH_{MMK}: aus Bodenkarten abgeleiteter pH-Wert

pH_{GEM}: auf den Untersuchungsflächen gemessener pH-Wert

Für die Bodenfeuchte ergibt sich die Regressionsgleichung:

$$FEU_{MIT} = 3,124 + 0,105 \cdot FEU_{GEM} \quad (r = 0,472, p < 0,05)$$

FEU_{MIT}: mittlere Feuchtezahl

FEU_{GEM}: auf den Untersuchungsflächen gemessene Bodenfeuchte

Mit Hilfe der Regressionsgleichungen wurden die bei der Klassifikationsanalyse (CART) erhaltenen Grenzwerte umgerechnet. Aufgrund der relativ schwachen Zusammenhänge zwischen gemessenen und abgeleiteten Werten ist allerdings mit einer hohen Fehlerwahrscheinlichkeit im Bereich der Grenzwerte zu rechnen.

Für die räumliche Extrapolation der Nutzungsintensitätswerte wurde jeder Kombination aus Biotop- und Vegetationstyp im GIS ein Wert zugeordnet. Hierbei konnten graduelle Differenzen, die nicht aus den vorhandenen Flächeninformationen herleitbar waren, nicht berücksichtigt werden. So mußte auf eine Differenzierung verschiedener Nutzungen bei Magerrasen und Ackerbrachen verzichtet werden. Bei den Ackerbrachen konnte anhand des Gesellschaftstyps nur generell zwischen jüngeren und älteren differenziert werden. Bei der ackerbaulichen Nutzung wurden nur noch die Kategorien biologischer und konventioneller Anbau unterschieden.

Für die Umweltfaktoren aus dem Bereich Vegetationsstruktur (Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten, Vegetationshöhe) standen keine flächendeckenden Informationen zur Verfügung.

Für die Verarbeitung der digitalen Flächendaten und Erstellung der Karten wurde das Programm ArcView 3.0 GIS (ESRI 1996) verwendet.

5. Ergebnisse

5.1 Vorkommen der adulten Rhopalocera, Zygaenidae und Orthopteroidea

5.1.1 Vergleich der Nutzungstypen

Auf der Ebene der Nutzungstypen wurde eine Einteilung in 5 Kategorien vorgenommen. Bei Äckern wurde aufgrund der stark differierenden Nutzungsintensitäten zwischen biologischen und konventionellen Äckern differenziert. Die Untersuchungsjahre (1995/1996) wurden wegen des jeweils unterschiedlichen Spektrums an Untersuchungsflächen getrennt ausgewertet.

Die Einordnung der Arten in die ökologischen Gruppen erfolgte bei den Rhopalocera und Zygaenidae in Anlehnung an REINHARDT & THUST (1993) und KEIL (1993). Dabei wurde zwischen stenöken Arten (mesophilen und xerothermophilen Arten) und übrigen Arten (Ubiquisten und Wanderfaltern) unterschieden. Die von REINHARDT & THUST (1993) als ubiquitär eingestuften Arten *Ochlodes venatus*, *Issoria lathonia*, *Maniola jurtina*, *Plebicula amanda* und *Polyommatus icarus* wurden den stenöken Arten zugerechnet. Hierzu wurden ebenfalls *Pontia edusa/daplidice* gezählt, die nach eigenen Beobachtungen in den Untersuchungsgebieten autochton sind (s. Kap. 5.2.1.2). Arten, die zweifelsfrei der ökologischen Gruppe der Xenotopen zugeordnet werden konnten, wurden nicht berücksichtigt.

Die Heuschreckenarten *Chorthippus brunneus*, *Chorthippus biguttulus*, *Chorthippus albomarginatus*, *Chorthippus parallelus*, *Metrioptera roeselii* und *Tettigonia viridissima* wurden aufgrund ihrer Verbreitung in den Untersuchungsgebieten und der für Ostdeutschland bzw. Deutschland bekannten Biotopbindungen (KÖHLER 1988, OSCHMANN 1973, BRANDT 1998, GOTTSCHALK 1998, KIECHLE 1998, DETZEL 1998a, DETZEL 1998d, DETZEL 1998g) als ubiquitäre, alle übrigen als stenöke Arten eingestuft.

Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten, fanden bei den Rhopalocera und Zygaenidae ausschließlich die mit der Transektmethode und bei den Orthopteroidea die mit der Verhörmethode erfaßten Arten Berücksichtigung.

5.1.1.1 Artenzahl

Der Vergleich der mittleren Artenzahl der Rhopalocera und Zygaenidae im mageren Grünland, in den Ackerbrachen und Magerrasen (Daten des Untersuchungsjahres 1995) ergibt folgendes Resultat:

Die mittlere Artenzahl der Rhopalocera und Zygaenidae ist am höchsten in den Magerrasen und unterscheidet sich signifikant von derjenigen in den übrigen Nutzungstypen (Abb. 16). In Magerrasen wurden im Mittel 15 Arten gefunden, in den Ackerbrachen 9 und im mageren Grünland 7. Der Vergleich der mittleren Artenzahl der stenöken Arten ergibt die gleiche Rangfolge. Die Differenzen lassen sich also im wesentlichen auf die unterschiedliche mittlere Artenzahl der stenöken Arten zurückführen, während die der Ubiquisten und Wanderfalter überall etwa gleich hoch ist.

Der Vergleich der mittleren Artenzahl der Rhopalocera und Zygaenidae in den konventionellen und biologischen Äckern, in den Ackerbrachen und Magerrasen (Daten des Untersuchungsjahres 1996) ergibt ebenfalls den höchsten Mittelwert mit 16 für die Magerrasen (Abb. 16). Am niedrigsten ist die mittlere Artenzahl mit 2 in den konventionellen Äckern. Die biologischen Äcker und die Ackerbrachen nehmen eine Mittelstellung ein. Alle mittleren Artenzahlen unterscheiden sich signifikant voneinander mit Ausnahme derjenigen für die biologischen Äcker und die Ackerbrachen.

Für die mittlere Artenzahl der stenöken Arten ergibt sich die gleiche Rangfolge wie für die mittlere Artenzahl aller Arten. In den konventionellen Äckern konnten keine stenöken Arten nachgewiesen werden, in den biologischen Äckern traten im Mittel 2, in den Ackerbrachen 5 und in den Magerrasen 8 Arten dieser ökologischen Gruppe auf. Alle Unterschiede sind statistisch signifikant (Abb. 16).

Der Vergleich der mittleren Artenzahl der Orthopteroidea im mageren Grünland, in den Ackerbrachen und Magerrasen (Daten des Untersuchungsjahres 1995) ergibt keine signifikanten Unterschiede (Abb. 17).

Der Mittelwert für die Magerrasen beträgt 7, für das magere Grünland und die Ackerbrachen 6 Arten. Die höchste Variabilität der Artenzahlen läßt sich für die Ackerbrachen feststellen. Auch die mittlere Artenzahl der stenöken Arten in den verschiedenen Nutzungstypen unterscheidet sich nicht statistisch signifikant (Abb. 17).

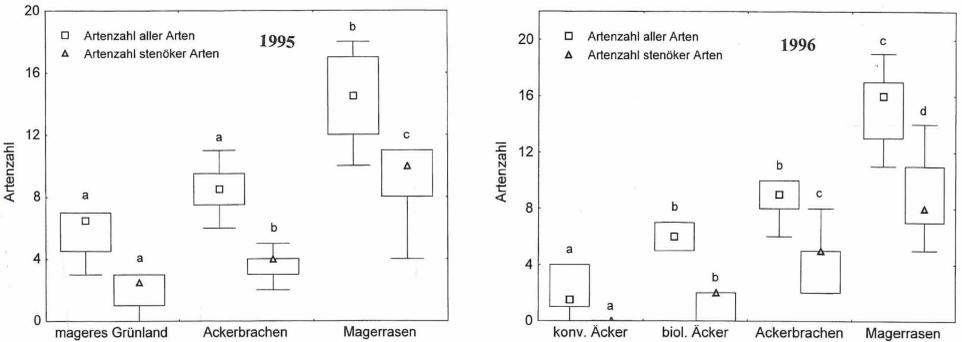


Abb. 16: Mittlere Artenzahl der Rhopalocera und Zygaeidae in den verschiedenen Nutzungstypen in den Untersuchungsjahren 1995 und 1996; dargestellt sind der Medianwert, das 1. und 3. Quartil (Box) und die Maxima und Minima; mageres Grünland: n = 4, Ackerbrachen: n = 12, Magerrasen: n = 6; unterschiedliche Buchstaben geben signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$ an (Median-Test)

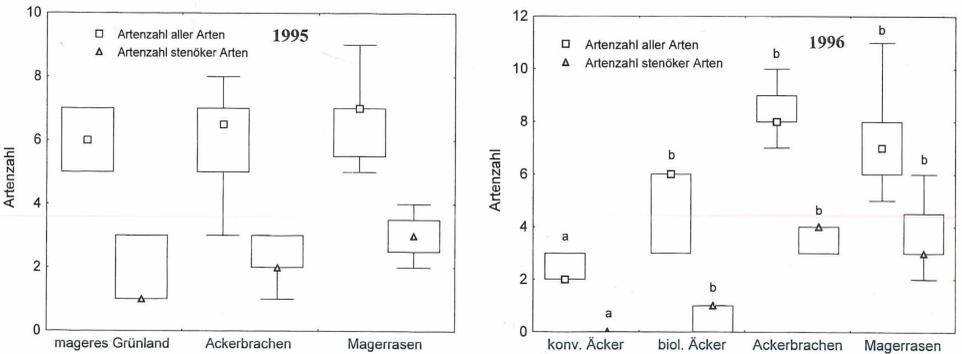


Abb. 17: Mittlere Artenzahl der Orthopteroidea in den verschiedenen Nutzungstypen in den Untersuchungsjahren 1995 und 1996; dargestellt sind der Medianwert, das 1. und 3. Quartil (Box) und die Maxima und Minima; mageres Grünland: n = 3, Ackerbrachen: n = 12, Magerrasen: n = 8; unterschiedliche Buchstaben geben signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$ an (Median-Test)

Im Untersuchungsjahr 1996 wurden ähnlich hohe mittlere Artenzahlen für die Ackerbrachen (8) und Magerrasen (7) festgestellt wie im Untersuchungsjahr 1995. Der Vergleich der mittleren Artenzahl in den konventionellen und biologischen Äckern, in den Ackerbrachen und Magerrasen ergibt folgendes Resultat:

Die mittlere Artenzahl ist mit 8 Arten am höchsten in den Ackerbrachen, es folgen die Magerrasen mit 7 und die biologischen Äcker mit 6 Arten (Abb. 17). Die niedrigste mittlere Artenzahl wurde mit 2 Arten in den konventionellen Äckern registriert. Statistisch signifikante Unterschiede lassen sich jeweils nur gegenüber den konventionellen Äckern nachweisen (Abb. 17).

Auch die mittlere Artenzahl der stenöken Arten nimmt in den Ackerbrachen mit 4 den höchsten Wert an. Während der Mittelwert für die Magerrasen (3) sich nur geringfügig von dem für die Ackerbrachen unterscheidet, wurde in den biologischen Äckern im Mittel nur eine und in den konventionellen Äckern keine stenöke Art gefunden. Statistisch signifikante Unterschiede lassen sich nur gegenüber dem Wert für die konventionellen Äcker nachweisen.

5.1.1.2 Individuendichte, relative Häufigkeit

Der Vergleich der mittleren Individuendichte der Rhopalocera und Zygaenidae im mageren Grünland, in den Ackerbrachen und Magerrasen (Daten des Untersuchungsjahres 1995) ergibt folgendes Resultat:

Die mittlere Individuendichte aller Rhopalocera und Zygaenidae ist am höchsten in den Magerrasen und erreicht die niedrigsten Werte im mageren Grünland (Abb. 18). Der Mittelwert für die Ackerbrachen liegt deutlich über demjenigen für das magere Grünland, erreicht aber nur etwa ein Drittel des Wertes für die Magerrasen. Alle Mittelwerte unterscheiden sich signifikant voneinander.

Die mittlere Individuendichte der stenöken Arten ist ebenfalls am höchsten in den Magerrasen und am niedrigsten im mageren Grünland. Dabei ist der Mittelwert für die Magerrasen etwa zehnmal höher als derjenige für die übrigen Nutzungstypen (Abb. 18).

Auch der Vergleich der mittleren Individuendichte der Rhopalocera und Zygaenidae für das Jahr 1996 ergibt den höchsten Mittelwert für die Magerrasen (Abb. 18). Die geringste mittlere Individuendichte der Rhopalocera und Zygaenidae wurde in den konventionellen Äckern festgestellt. Die Mittelwerte für die biologischen Äcker und Ackerbrachen liegen dazwischen.

Der Vergleich der mittleren Individuendichte der stenöken Arten ergibt im wesentlichen die gleiche Rangfolge der Nutzungstypen wie bei der Berücksichtigung aller Arten (Abb. 18). In den Ackerbrachen wurden jedoch signifikant höhere mittlere Individuendichten der stenöken Arten festgestellt als in den biologischen Äckern.

Der Vergleich der mittleren relativen Häufigkeit aller Arten der Orthopteroidea im mageren Grünland, in den Ackerbrachen und Magerrasen (Daten des Untersuchungsjahres 1995) ergibt keine statistisch signifikanten Unterschiede (Abb. 19). Der höchste Mittelwert wurde für die Ackerbrachen festgestellt, für die gleichzeitig die höchste Varianz der Werte zu verzeichnen ist. Die mittlere relative Häufigkeit der stenöken Arten ist am höchsten in den Magerrasen. Signifikante Unterschiede sind nur gegenüber Ackerbrachen nachweisbar.

Auch der Vergleich der mittleren relativen Häufigkeit der Orthopteroidea in den konventionellen und biologischen Äckern, in den Ackerbrachen und Magerrasen (Daten des Untersuchungsjahres 1996) ergibt den höchsten Wert für die Ackerbrachen (Abb. 19). Der niedrigste Mittelwert wurde für die konventionellen Äckern gefunden.

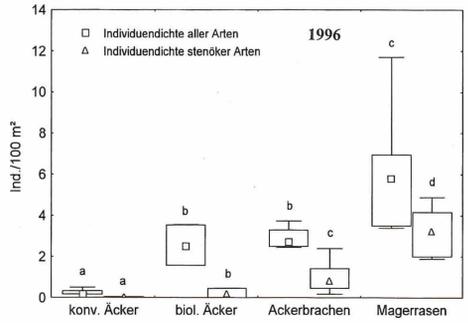
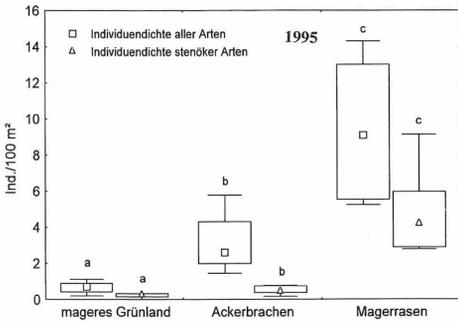


Abb. 18: Mittlere standardisierte Individuendichte der Rhopalocera und Zygaenidae in den verschiedenen Nutzungstypen und den Untersuchungsjahren 1995 und 1996; dargestellt sind der Medianwert, das 1. und 3. Quartil (Box) und die Maxima und Minima; mageres Grünland: n = 4, Ackerbrachen: n = 12, Magerrasen: n = 6; unterschiedliche Buchstaben geben signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$ an (Median-Test)

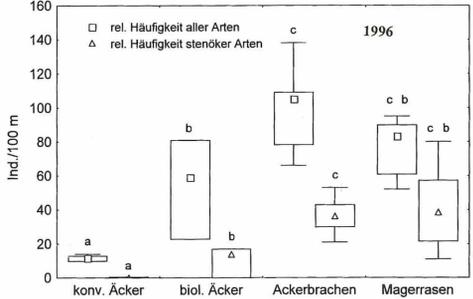
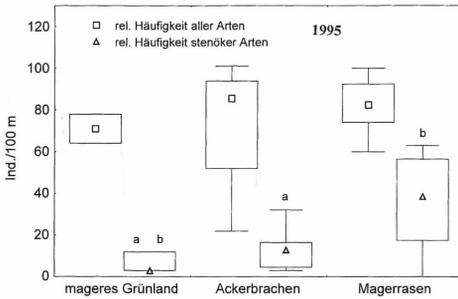


Abb. 19: Mittlere relative Häufigkeit der stridulierenden Männchen der Orthopteroidea in den verschiedenen Nutzungstypen und den Untersuchungsjahren 1995 und 1996; dargestellt sind der Medianwert, das 1. und 3. Quartil (Box) und die Maxima und Minima; mageres Grünland: n = 3, Ackerbrachen: n = 12, Magerrasen: n = 8; unterschiedliche Buchstaben geben signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$ an (Median-Test)

Der Vergleich der mittleren relativen Häufigkeit der stenöken Arten ergibt im wesentlichen die gleichen Resultate. Bemerkenswert ist, daß die Ackerbrachen und Magerrasen 1996 im Gegensatz zu 1995 gleichermaßen gut von stenöken Arten der Orthopteroidea besiedelt wurden. Diese Differenzen lassen sich offensichtlich auf den im Vergleich zu 1995 höheren Anteil mehrjähriger Ackerbrachen an den Untersuchungsflächen zurückführen. Da die meisten mehrjährigen Ackerbrachen nicht älter als 6 Jahre sind, ist daraus zu schließen, daß sich die Rekolonisierung der Äcker in kurzen Zeiträumen vollzogen hat.

5.1.1.3 Individuendichte einzelner Arten

Der Vergleich der mittleren Individuendichte bzw. der relativen Häufigkeit einzelner Arten im mageren Grünland, in den Ackerbrachen und Magerrasen (Untersuchungsjahr 1995) ergibt für insgesamt 9 Arten der Rhopalocera und 4 Arten der Orthopteroidea signifikante Unterschiede (Median-Test). Der Vergleich der mittleren Individuendichte bzw. der relativen Häufigkeit einzelner Arten in den konventionellen und biologischen Äckern, in den Ackerbrachen und Magerrasen (Untersuchungsjahr 1996) ergibt für insgesamt 14 Arten der Rhopalocera und 11 Arten der Orthopteroidea signifikante Unterschiede.

Im folgenden wird beispielhaft nur auf diejenigen Arten näher eingegangen, die in einem einzigen Nutzungstyp signifikant häufiger nachgewiesen wurden. Da dies für keine Art der Orthopteroidea zutrifft, erfolgt die Darstellung nur für die Rhopalocera.

Für insgesamt 5 Arten der Rhopalocera wurden 1995 signifikant höhere Individuendichten in Magerrasen festgestellt als im mageren Grünland und in den Ackerbrachen (Abb. 20). Demgegenüber trat keine Art im mageren Grünland oder in den Ackerbrachen signifikant häufiger auf als in den übrigen Nutzungstypen.

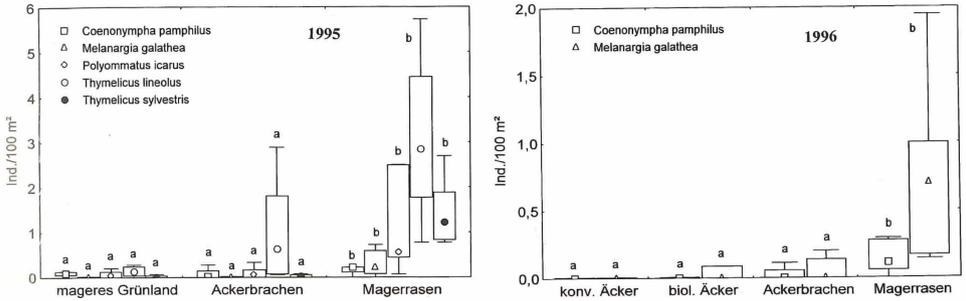


Abb. 20: Mittlere standardisierte Individuendichte von *Coenonympha pamphilus*, *Melanargia galathea*, *Polyommatus icarus*, *Thymelicus lineolus* und *Thymelicus sylvestris* in den verschiedenen Nutzungstypen und den Untersuchungsjahren 1995 und 1996; dargestellt sind der Medianwert, das 1. und 3. Quartil (Box) und die Maxima und Minima; mageres Grünland: n = 4, Ackerbrachen: n = 12, Magerrasen: n = 6; unterschiedliche Buchstaben geben signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$ an (Median-Test)

Für *Coenonympha pamphilus* und *Melanargia galathea* wurde auch 1996 eine Präferenz für Magerrasen statistisch nachgewiesen (Abb. 20).

Thymelicus lineolus besitzt von allen 5 Arten, die Magerrasen präferieren, die höchste ökologische Valenz. Die Art tritt auch in Ackerbrachen und im mageren Grünland häufiger auf.

Melanargia galathea, *Polyommatus icarus* und *Thymelicus sylvestris* zeigen eine auffällig hohe Präferenz für Magerrasen. Während *Melanargia galathea* 1995 ausschließlich in Magerrasen beobachtet wurde, trat die Art 1996 auch in anderen Nutzungstypen auf. Lediglich die konventionellen Äcker wurden von *Melanargia galathea* nicht besiedelt.

5.1.2 Artzusammensetzung und Häufigkeiten der Arten auf den verschiedenen Untersuchungsflächen

5.1.2.1 Rhopalocera, Zygaenidae

In konventionellen Äckern wurden nur wenige Arten nachgewiesen, die zudem nur sehr vereinzelt auftraten. Die Mehrzahl der Falter überflog den Bereich der Transekte zügig und ohne Unterbrechung des Fluges. Die Artzusammensetzung stimmt trotz teilweise differierender Kulturpflanzen weitgehend überein. Regelmäßig wurde eine der drei *Pieris*-Arten beobachtet, etwas seltener *Thymelicus lineolus* oder *Aglais urticae* (Tab. 9).

Die reduzierte bzw. fehlende Minereraldüngung in den Winterweizenäckern (A36: 50% der ortsüblichen Menge, A35: keine Düngung) wirkt sich nur geringfügig positiv auf die Individuendichte der Arten aus.

In biologischen Äckern sind wie in den konventionellen Äckern die *Pieris*-Arten am häufigsten. *Pieris napi* erreicht im biologischen Hafer (A21) und Öllein (A23) auffällig hohe Individuendichten. Auch *Thymelicus lineolus* kommt in biologischen Äckern regelmäßig vor. Im biologischen Winterroggen (A21/1995 und A22) trat diese Art sogar mit höherer Individuendichte auf als die *Pieris*-Arten.

Erwähnenswert ist das relativ häufige Vorkommen von *Lycaena phlaeas* im biologischen Winterroggen (A22). Die Art gilt als ausgeprägter r-Strategie und wird in Pionierlebensräumen regelmäßig nachgewiesen (WEIDEMANN 1995). Eine der potentiellen Raupennahrungspflanzen dieser Art, *Rumex acetosella*, erreicht im biologischen Winterroggen (A22) stellenweise hohe Deckungsgrade.

Die mageren Grünlandbiotope zeichnen sich durch das regelmäßige Vorkommen von *Coenonympha pamphilus* aus. Auf der einschürige Wiese (G11) treten neben *Coenonympha pamphilus* die Arten *Maniola jurtina*, *Inachis io* und *Thymelicus lineolus* mit der höchsten Individuendichte auf. Während auf dem Südhang der Weide (G12.2) *Maniola jurtina* am häufigsten beobachtet wurde, waren auf der Weide mit jüngerer Grünlandeinsaat (G13) *Thymelicus lineolus* und *Polyommatus icarus* die häufigsten Arten. Insgesamt erreicht keine Art der Rhopalocera und Zygaenidae im mageren Grünland höhere Individuendichten.

In der einjährigen Ackerbrache (B24) erreichen *Thymelicus lineolus* und *Pieris napi* die höchsten Individuendichten (Tab. 10). Weitere häufige Arten sind *Aglais urticae* und *Melanargia galathea*. Da die Fläche im vorangegangenen Herbst umgepflügt wurde, ist davon auszugehen, daß die Arten erst im Laufe des Untersuchungsjahres eingewandert sind. Das Auftreten von *Melanargia galathea* läßt sich durch den Einflug von Faltern aus den angrenzenden Magerrasen erklären, wo diese Art häufig vorkommt.

Die zweijährigen Ackerbrachen zeichnen sich durch hohe Individuendichten von *Pieris rapae* aus, was offenbar durch das Vorkommen der Raupennahrungspflanze Raps (*Brassica napus*) bedingt ist. Diese Kulturpflanze wurde vor der Stilllegung auf den Flächen angebaut und kommt dort weiterhin regelmäßig vor.

Für die zweijährigen Ackerbrachen auf Sandboden (B11.1 und B11.2) ist das zahlreiche Auftreten der Arten *Issoria lathonia* und *Aricia agestis* charakteristisch. Während die xerothermophile Art *Aricia agestis* auf lehmigeren Böden (B12.1, B12.2) fehlte, war *Issoria lathonia* auch dort zu beobachten.

Die mehrjährigen Ackerbrachen sind fast ausnahmslos durch das häufige Vorkommen von *Thymelicus lineolus* geprägt. Einzig in den gemulchten Ackerbrachen (B22.1, B22.2) und der Silbergrasflur (B25) tritt *Thymelicus lineolus* seltener auf. Die höchsten Individuendichten dieser Art wurden in der Quecke dominierten Brache (B33) und in der Trockenflur (B23) festgestellt (Tab. 10).

Tab. 9: Standardisierte Individuendichte (Ind./100 m²) der Imagines der Kholocera und Zygaenidae in Äckern und im mageren Grünland; 1. Wert für 1995, 2. Wert für 1996, - : keine Untersuchung, * : Zufallsbeobachtung, Schwerpunktvorkommen fett gedruckt, A31-A33: Roggen, A34: Triticale, A35-37: Weizen, A21: Roggen/Hafer, A22: Roggen, A23: Öllein, G11: Wiese, G12.1-13: Weide; S: Stetigkeit

Art	konventionelle Äcker							S	biologische Äcker			mageres Grünland				
	A31	A32	A33	A34	A35	A36	A37		[%]	A21	A22	A23	G11	G12.1	G12.2	G13
Papilionidae																
<i>Papilio machaon</i>	0/-	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	0	0/0	-/0*	-/0	0/0	0/0	0/-	0/-	0/-
Pieridae																
<i>Pieris brassicae</i>	0/-	-/0	-/0	-/0	-/0,06	-/0,11	-/0,11	43	0/0,08	-/0,07	-/0,11	0,06/0	0/-	0/-	0/-	0/-
<i>Pieris napi</i>	0/-	-/0	-/0,17	-/0	-/0,06	-/0,11	-/0,06	57	0,22/1,92	-/0,24	-/2,89	0/0,06	0/-	0/-	0/-	0/-
<i>Pieris rapae</i>	0,06/-	-/0	-/0	-/0,17	-/0,22	-/0,06	-/0	57	0,06/0,08	-/0,24	-/0	0,11/0	0/-	0,07/-	0/-	0/-
Nymphalidae																
<i>Aglais urticae</i>	0,06/-	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0,06	-/0	29	0,33/0	-/0	-/0,17	0/0	0,07/-	0,07/-	0/-	0/-
<i>Araschnia levana</i>	0/-	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	0	0/0,08	-/0	-/0	0/0	0/-	0/-	0,07/-	0,07/-
<i>Inachis io</i>	0/-	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	0	0,11/0,17	-/0	-/0,22	0,33/0,11	0,07/*	0/-	0,07/-	0,07/-
<i>Issoria lathonia</i>	0/-	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	0	0*/0	-/0	-/0*	0/0	0/-	0/-	0/-	0/-
Satyridae																
<i>Coenonympha glycerion</i>	0/-	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	0	0/0	-/0	-/0*	0/0	0/-	0/-	0/-	0/-
<i>Coenonympha pamphilus</i>	0/-	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	0	0/0	-/0*	-/0	0,06/0,44	0,07/*	0,13/-	0,13/-	0,13/-
<i>Maniola jurtina</i>	0/-	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	0	0/0	-/0,07	-/0*	0,22/0,33	0/-	0,20/-	0/-	0/-
<i>Melanargia galathea</i>	0/-	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	0	0/0,08	-/0	-/0*	0/0	0/-	0/-	0/-	0/-
Lycanidae																
<i>Aricia agestis</i>	0/-	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	0	0/0	-/0	-/0*	0/0	0/-	0/-	0/-	0/-
<i>Lycana phlaeas</i>	0/-	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	0	0/0	-/0,40	-/0	0/0	0/-	0/-	0/-	0/-
<i>Lycana tityrus</i>	0/-	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	0	0/0	-/0*	-/0	0,06/0*	0/-	0,07/-	0/-	0/-
<i>Polyommatus icarus</i>	0/-	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	0	0/0	-/0	-/0	0/0	0/-	0,07/-	0,20/-	0,20/-
Hesperiidae																
<i>Thymelicus lineolus</i>	0,11/-	-/0	-/0	-/0*	-/0,17	-/0	-/0	43	0,83/0,08	-/0,60	-/0,17	0,28/0,11	0/-	0,07/-	0,20/-	0,20/-
<i>Thymelicus sylvestris</i>	0/-	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	0	0/0	-/0	-/0	0/0,06	0/-	0/-	0,07/-	0,07/-
Artenzahl	3	0	1	2	4	4	2		9	9	10	9	3	7	6	6

In den „Ackerkratzdistel-Brachen“ (B21.3, B31, B32) haben *Aglais urticae* und *Maniola jurtina* ihren Besiedlungsschwerpunkt. Auch *Pieris rapae* ist in einigen Ackerkratzdistel-Brachen (B31, B32) besonders häufig. Das zahlreiche Vorkommen von *Aglais urticae* in den „Ackerkratzdistel-Brachen“ läßt sich vor allem durch den hohen Deckungsgrad der Raupennahrungspflanze *Urtica dioica* erklären.

In grasdominierten Ackerbrachen gehört *Coenonympha pamphilus* zu den häufigsten Arten. Die höchste Individuendichte erreicht diese typische Grünlandart (WEIDEMANN 1995) in der gemulchten Brache auf Sandboden (B22.1) und in der Quecke dominierten Brache (B33). Letztere weist insbesondere im Bereich der nährstoffakkumulierenden Senken einen grünlandartigen Charakter auf.

Lycaena tityrus ist für die mehrjährigen Ackerbrachen auf trockeneren Böden charakteristisch und erreicht die höchste Individuendichte in der Silbergrasflur (B25). Die xerothermophile Art *Aricia agestis* wurde ebenfalls am häufigsten in der Silbergrasflur (B25) festgestellt, tritt weniger zahlreich aber auch in den meisten anderen mehrjährigen Ackerbrachen auf.

Die Magerrasen sind vor allem durch das stetige Auftreten sowie die hohe Individuendichte von *Thymelicus lineolus* gekennzeichnet (Tab. 11). Lediglich die trockene Pfeifengraswiese (T22.2) wird von dieser Art kaum besiedelt. Die nahe verwandte Art *Thymelicus sylvestris* ist in den meisten Magerrasen ebenfalls häufig, tritt in der Regel aber seltener auf als *Thymelicus lineolus*.

Auch *Melanargia galathea* und *Polyommatus icarus* gehören neben den Ubiquisten zu denjenigen Arten, die in Magerrasen mit besonders hoher Stetigkeit vorkommen (Tab. 11). *Melanargia galathea* wurde mit der höchsten Individuendichte auf dem Halbtrockenrasen-/Sandtrockenrasenhang (T21.1) beobachtet. Dort war sie im Untersuchungsjahr 1996 die häufigste Art. In den meisten Sandtrockenrasen und in der trockenen Pfeifengraswiese (T22.2) wurde die Art ebenfalls häufig festgestellt.

Der Besiedlungsschwerpunkt von *Polyommatus icarus* liegt in Sand- und Halbtrockenrasen. Auffällig hohe Individuendichten erreichte diese Art im Jahr 1995 im Sandtrockenrasenhang des Naturschutzgebietes (T41.1).

Plebicula amanda tritt in Magerrasen ebenfalls mit hoher Stetigkeit auf, wobei der Besiedlungsschwerpunkt dieser Art in der Glatthaferwiese (T11) liegt.

Coenonympha glycerion wurde in allen Magerrasen nachgewiesen, ist jedoch überall selten. *Coenonympha glycerion* ist in Nordostdeutschland eine typische Art der trockenen sowie der feuchten Magerrasen und Moorränder, besiedelt also ein breites Spektrum verschiedener magerer Lebensräume (FELDMANN et al. 1999).

Die xerothermophile Art *Aricia agestis* besiedelt weniger als die Hälfte der Magerrasen, erreicht in ihren Lebensräumen aber oftmals hohe Individuendichten. So gehört *Aricia agestis* auf dem Sandtrockenrasenhang des Naturschutzgebietes (T41.1) zu den häufigsten Arten.

Insgesamt wurden in Magerrasen 9 gefährdete Arten festgestellt. Die höchste Anzahl wurde mit 5 im Sandtrockenrasen des Naturschutzgebietes (T41.2) gefunden. Die gefährdeten Arten *Cyaniris semiargus* und *Zygaena minos* gehörten hier 1996 zu den häufigsten Arten.¹

1 Aus Artenschutzgründen wurden nicht alle Individuen des Artenkomplexes *Zygaena minos/purpuralis* gefangen und abgetötet. Die präparierten Exemplaren wurden aufgrund ihrer Genitalmorphologie der Art *Zygaena minos* zugeordnet. Es ist jedoch nicht auszuschließen, daß auch *Zygaena purpuralis* im Gebiet vorkommt, zumal die Raupennahrungspflanzen beider Arten im Sandtrockenrasen (T41.2) verbreitet sind.

Tab. 10: Standardisierte Individuendichte (Ind./100 m²) der Imagines der Kholocera und Zygaenidae in Ackerbrachen; 1. Wert für 1995, 2. Wert für 1996, - : keine Untersuchung, * : Zufallsbeobachtung, + : Wanderfalter, Schwerpunkt vorkommen fett gedruckt, B24: Ackerkratzdistel-Bestand, B11.1 - 12.1: Echte-Kamille-Ges., B12.2: Leindotter-Ges., B21.1: Windhalm-/Quecke-Bestand, B21.2: Kl. Sauerampfer-Bestand, B21.3: Ackerkratzdistel-Bestand, B22: Quecke-/Windhalm-Bestand, B23: Trockenflur, B31, B32: Ackerkratzdistel-Bestand, B33: Quecke-Bestand; S: Stetigkeit (nur mehrjährige Ackerbrachen)

Art	einjährig B24	zweijährig						mehrjährig						S [%]		
		B11.1	B11.2	B12.1	B12.2	B21.1	B21.2	B21.3	B22.1	B22.2	B23	B25	B31		B32	B33
Papilionidae																
<i>Papilio machaon</i>	-/0	0/-	0/-	0,28 /-	0/-	0/0	0/0	0/0	0/-	0,06 /-	0,06 /0*	-/0	0*/0	0,17 /0,17 -/0	-/0	40
Pieridae																
<i>Gonepteryx rhamni</i>	-/0	0/-	0/-	0,11 /-	0,06 /-	0/0	0/0	0/-	0/-	0/-	0/0	-/0	0/0	0/0	0/0	0
<i>Pieris brassicae</i>	-/0,13	0/-	0/-	0,22 /-	0,11 /-	0/0	0/0	0,06 /0	0/-	0,28 /-	0/0,11	-/0	0,28 /0,28	0,22 /0,17 -/0,11	-/0	60
<i>Pieris napi</i>	-/0,67	0/-	0/-	0/-	0/-	0/0	0/0,09	0/0,6	0,11 /-	0,06 /-	0/0	-/0	0,06 /0,22	0/0	-/0	50
<i>Pieris rapae</i>	-/0,13	2,00 /-	3,17 /-	0,72 /-	1,61 /-	0,11 /0	0,15 /0	0,11 /0	0,17 /-	0,44 /-	0,28 /0,28	-/0,22	0,72 /0,61	1,17 /0,95 -/0,06	-/0	100
<i>Pontia edusa/daplidice</i>	-/0,07	0/-	0/-	0,06 /-	0,11 /-	0/0	0,07 /0	0/0	0/-	0/-	0/0	-/0	0/0,06	0/0	-/0	20
Nymphalidae																
<i>Aglais urticae</i>	-/0,33	0,39 /-	0,11 /-	0,33 /-	0,22 /-	0,11 /0,13	0,07 /0	0,17 /0	0,06 /-	0,06 /-	0,5 /0,28	-/0,06	1,06 /0,17	0,5 /0,28	-/0,22	100
<i>Cynthia cardui+</i>	-/0	0/-	0/-	0,06 /-	0/-	0/0	0/0	0/0	0/-	0/-	0/0	-/0	0,06 /0	0/0	-/0	10
<i>Inachis io</i>	-/0	0,06 /-	0/-	0,22 /-	0/-	0,11 /0	0/0,09	0/0,28	0,06 /-	0,11 /-	0/0,11	-/0,22	0,39 /0,22	0,11 /0,06 -/0,11	-/0	100
<i>Issoria lathonia</i>	-/0	0,33 /-	0,22 /-	0,11 /-	0/-	0/0	0/0	0,06 /0	0,17 /-	0/-	0,11 /0,17	-/0,11	0/0	0/0	-/0,11	50
Satyridae																
<i>Coenonympha glycyon</i>	-/0	0/-	0/-	0/-	0/-	0/0	0/0	0/0	0/-	0/-	0*/0*	-/0	0/0	0,11 /0	-/0	20
<i>Coenonympha pamphilus</i>	-/0	0/-	0/-	0/-	0/-	0,06 /0	0*/0	0,17 /0,06	0,78 /-	0,28 /-	0,11 /0	-/0	0/0	0,06 /0,11	-/0,39	80
<i>Maniola jurtina</i>	-/0,07	0/-	0/-	0/-	0/-	0/0,13	0/0,09	0,11 /0,67	0/-	0/-	0/0	-/0	0,17 /0,22	0,33 /0,39 -/0,06	-/0	60
<i>Melanargia galathea</i>	-/0,20	0/-	0/-	0/-	0/-	0/0,13	0/0	0/0	0/0	0/-	0*/0*	-/0	0,11 /0	0,06 /0,17	-/0,11	50
Lycanidae																
<i>Aricia agestis</i>	-/0	0,33 /-	0,11 /-	0/-	0/-	0,06 /0,13	0/0,09	0/0	0,33 /-	0,11 /-	0/0,11	-/1,33	0/0*	0/0	-/0,11	80
<i>Lycena phlaeas</i>	-/0	0/-	0/-	0/-	0/-	0/0	0,15 /0	0/0	0*/0	0/-	0/0,06	-/0,06	0/0	0/0	-/0,17	50
<i>Lycena titirus</i>	-/0	0/-	0/-	0/-	0/-	0,22 /0,67	0,07 /0	0/0	0/-	0/-	0,61 /0,22	-/0,78	0/0	0/0	-/0,56	50
<i>Polyommatus icarus</i>	-/0,07	0,11 /-	0,11 /-	0,17 /-	0,22 /-	0,33 /0,13	0/0	0,17 /0	0/-	0/-	0/0	-/0,11	0/0	0/0	-/0,33	40
Hesperiidae																
<i>Thymelicus lineoleus</i>	-/20	0,11 /-	0,06 /-	0,06 /-	0,11 /-	1,50 /1,2	0,96 /0	1,17 /0,83	0,28 /-	0,06 /-	7,94 /1,33	-/0,39	2,89 /0,72	2,11 /0,33 -/3,22	-/0	100
<i>Thymelicus sylvestris</i>	-/0	0/-	0/-	0/-	0,06 /-	0,17 /0	0,07 /0	0,06 /0	0/-	0/-	1,39 /0	-/0	0,06 /0	0/0,06	-/0,11	70
Zygaenidae																
<i>Adscita sticticus</i>	-/0,07	0/-	0/-	0/-	0/-	0/0,20	0/0	0/0,06	0/-	0/-	0*/0,22	-/0	0/0	0/0	-/0	30
Artenzahl	10	7	6	11	8	12	12	12	9	9	15	9	13	11	14	

Tab. 11: Standardisierte Individuendichte (Ind./100 m²) der Imagines der Rhopalocera und Zygaeni-
dae in Magerrasen; 1. Wert für 1995, 2. Wert für 1996, - : keine Untersuchung, * : Zufallsbeobachtung,
+ : Wanderfalter, Schwerpunktorkommen fett gedruckt, T11: Glatthaferwiese, T21.1: Halbtrocken-
rasen/Sandtrockenrasen (SW-Exp.), T22.1: Halbtrockenrasen/(Silbergrasflur), T22.2: Halbtrocken-
rasen/Pfeifengraswiese, T31: Sandtrockenrasen (SW-Exp.), T41.1: Sandtrockenrasen (S-Exp., NSG),
T41.2: Sandtrockenrasen (NSG), S: Stetigkeit, RL: Gefährdungsgrad Rote Liste Brandenburg

Art	T11	T21.1	T22.1	T22.2	T31	T41.1	T41.2	S [%]	RL
Papilionidae									
<i>Papilio machaon</i>	0 / 0	0,06 / 0,06	0 / 0*	- / 0	0,23 / 0	0* / 0	0,22 / 0,06	71	
Pieridae									
<i>Colias hyale</i>	0 / 0	0 / 0	0 / 0	- / 0	0 / 0	0 / 0,11	0 / 0	14	
<i>Gonepteryx rhamni</i>	0,07 / 0	0 / 0	0 / 0	- / 0	0,06 / 0	0 / 0	0 / 0	29	
<i>Pieris brassicae</i>	0,28 / 0,49	0 / 0,22	0 / 0,11	- / 0,17	0,18 / 0,88	0,06 / 0,06	0 / 0,17	100	
<i>Pieris napi</i>	0,07 / 0,42	0 / 0,44	0 / 0,17	- / 0,39	0 / 0,35	0 / 0,17	0,06 / 0,06	100	
<i>Pieris rapae</i>	1,67 / 0,14	0,22 / 0,06	0,22 / 0,06	- / 0	0,47 / 0,41	0,33 / 0,22	0,44 / 0	86	
<i>Pontia edusa</i> / <i>daplidice</i> ¹	0 / 0	0 / 0	0 / 0,06	- / 0	0 / 0,12	0 / 0	0 / 0	29	
Nymphalidae									
<i>Aglais urticae</i>	0 / 0,21	0* / 0,11	0,17 / 0,44	- / 0,28	0,41 / 0,23	0,17 / 0,17	0,67 / 0,11	100	
<i>Cynthia cardui</i> +	0 / 0	0 / 0	0 / 0	- / 0	0 / 0	0,06 / 0	0,06 / 0	29	
<i>Inachis io</i>	0,07 / 0,14	0,06 / 0,06	0 / 0	- / 0,06	0,06 / 0	0 / 0,11	0,11 / 0	86	
<i>Issoria lathonia</i>	0 / 0	0,06 / 0,11	0 / 0	- / 0	0,06 / 0	0 / 0	0* / 0	43	
<i>Melitaea cinxia</i>	0 / 0	0 / 0	0 / 0	- / 0	0 / 0	0 / 0,06	0 / 0	14	2
Satyridae									
<i>Aphantopus hyperantus</i>	0,76 / 0,97	0 / 0	0 / 0*	- / 0,17	0 / 0	0 / 0	0,06 / 0	57	
<i>Coenonympha</i> <i>glycyon</i>	0* / 0,14	0,06 / 0,06	0,17 / 0,06	- / 0,17	0,06 / 0,06	0 / 0,11	0 / 0,06	100	
<i>Coenonympha</i> <i>pamphilus</i>	0 / 0	0,22 / 0,06	0,11 / 0,17	- / 0,11	0,64 / 0,29	0,17 / 0,28	0,22 / 0,11	86	
<i>Hyponephele lycaon</i>	0 / 0	0 / 0	0 / 0	- / 0	0 / 0	0* / 0	0,17 / 0,06	29	3
<i>Maniola jurtina</i>	0 / 0	0,28 / 0,56	0 / 0	- / 0	0,23 / 0,35	0,28 / 0,39	0,33 / 0,72	57	
<i>Melanargia galathea</i>	0,07 / 0,14	0,72 / 1,94	0,11 / 0,17	- / 0,89	0,59 / 0,70	0 / 0,44	0,39 / 1,00	100	
Lycaenidae									
<i>Aricia agestis</i>	0 / 0	0 / 0	0 / 0	- / 0	0,06 / 0,82	1,83 / 1,17	0,11 / 0	43	
<i>Cupido minimus</i>	0 / 0	0 / 0	0,06 / 0,06	- / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0,06	29	2
<i>Cyaniris semiargus</i>	0 / 0	0 / 0	0 / 0	- / 0	0 / 0	0 / 0	0,06 / 1,11	14	3
<i>Lycaena phlaeas</i>	0 / 0	0 / 0,06	0,06 / 0,06	- / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0	29	
<i>Lycaena tityrus</i>	0 / 0	0,06 / 0,06	0,11 / 0,17	- / 0	0 / 0	0 / 0,06	0,11 / 0,11	57	
<i>Plebicula amanda</i>	0,42 / 0,35	0* / 0	0,11 / 0,17	- / 0,11	0,23 / 0,29	0 / 0	0,11 / 0*	86	
<i>Polyommatus icarus</i>	0,07 / 0	0,5 / 0,06	0,44 / 0,06	- / 0	1,23 / 1,17	6,06 / 0,28	2,5 / 0,11	86	
Hesperiidae									
<i>Hesperia comma</i>	0 / 0	0 / 0	0 / 0	- / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0,22	14	
<i>Heteropterus morpheus</i>	0,14 / 0,14	0 / 0	0 / 0	- / 0	0 / 0*	0 / 0	0 / 0	29	3
<i>Ochlodes venatus</i>	0 / 0	0 / 0	0,06 / 0	- / 0	0,06 / 0	0 / 0	0 / 0	29	
<i>Pyrgus malvae</i>	0 / 0	0 / 0	0 / 0	- / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0,06	14	3
<i>Thymelicus lineolus</i>	2,85 / 2,36	1,78 / 1,5	2,17 / 0,44	- / 0,61	5,73 / 5,38	4,44 / 1,00	3,0 / 1,06	100	
<i>Thymelicus sylvestris</i>	0,83 / 0	1,22 / 0,44	1,72 / 1,11	- / 0,56	2,69 / 0,64	0,94 / 0,11	1,89 / 0,11	100	
Zygaenidae									
<i>Adscita statice</i>	0 / 0	0 / 0	0 / 0,06	- / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0	14	
<i>Zygaena filipendulae</i>	0,21 / 1,32	0 / 0*	0 / 0	- / 0	0 / 0*	0 / 0	0 / 0,44	57	
<i>Zygaena lonicerae</i>	0,07 / 0	0 / 0	0 / 0	- / 0	0 / 0*	0 / 0	0 / 0	29	2
<i>Zygaena minos</i>	0 / 0	0 / 0	0 / 0,06	- / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0,78	29	1
<i>Zygaena viciae</i>	0,14 / 0,14	0 / 0	0,06 / 0	- / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0	29	3
Artenzahl	17	18	21	11	22	19	26		9

1 Nach REINHARDT & THUST (1993) kommen in Brandenburg nur bodenständige *Pontia edusa*-Populationen vor, während *Pontia daplidice* hier bisher nicht gefunden wurde. Beide Arten sind nur mit Hilfe von genitalmorphologischen Untersuchungen der männlichen Falter zuverlässig determinierbar und werden erst seit kurzem als eigene Arten aufgefaßt. Da das Vorkommen von *Pontia daplidice* in Brandenburg jedoch nicht ausgeschlossen werden kann, werden beide Arten hier nicht unterschieden.

Cyaniris semiargus gilt als typische Art magerer Grünlandbiotop und luftfeuchter Saumstandorte (EBERT & RENNWALD 1991, WEIDEMANN 1995, FELDMANN et al. 1999). Sie wurde fast ausschließlich im Bereich der *Armeria elongata*-Bestände beobachtet.

Zygaena minos besiedelt basenreiche Sandtrockenrasen sowie kontinentale Steppenrasen (GELBRECHT et al. 1995). Ihr Vorkommen ist besonders charakteristisch für die Sandtrockenrasen des Naturschutzgebietes, die aufgrund ihrer geographischen Lage stärker kontinental geprägt sind als die übrigen Magerrasen.

Bemerkenswert ist auch der Nachweis der seltenen biotopspezifischen Art *Hesperia comma* im Naturschutzgebiet. Für diese Art ist in Ostdeutschland ein starker Rückgang zu verzeichnen (REINHARDT 1983). So kommt *Hesperia comma* in Ostdeutschland heute nur noch in geringer Individuendichte auf mageren Halbtrocken- und Trockenrasen vor (REINHARDT & THUST 1993).

In der Glatthaferwiese (T11) wurden 3 gefährdeten Arten, *Zygaena lonicerae*, *Zygaena viciae* und *Heteropterus morpheus*, nachgewiesen. Während *Zygaena lonicerae* und *Zygaena viciae* typischerweise in verbuschten Magerrasen oder solchen in Waldrandnähe vorkommen (KEIL 1993), besiedelt *Heteropterus morpheus* staunasse Hochgrasfluren und Moore (REINHARDT & THUST 1993). Diese Art ist offensichtlich aus einer benachbarten, feuchten Senke in die Glatthaferwiese eingeflogen.

Im Halbtrockenrasen (T22.1) wurden mit *Cupido minimus*, *Zygaena minos* und *Zygaena viciae* ebenfalls 3 gefährdete Arten festgestellt.

5.1.2.2 Orthopteroidea

In konventionellen Äckern kommen nur 2 Arten der Orthopteroidea, *Metriopectera roeselii* und *Chorthippus brunneus*, mit hoher Stetigkeit vor (Tab. 12). *Metriopectera roeselii* wurde in allen Äckern sowie in fast allen übrigen Lebensräumen gefunden. Sie besiedelt von allen nachgewiesenen Arten der Orthopteroidea das größte Spektrum verschiedener Biotoptypen. Vereinzelt wurden in konventionellen Äckern auch *Chorthippus biguttulus* und *Tettigonia viridissima* nachgewiesen.

In biologischen Äckern kommen neben *Chorthippus brunneus* und *Metriopectera roeselii* auch *Tettigonia viridissima* und *Chorthippus apricarius* häufig vor. Mit der höchsten Individuendichte wurde *Chorthippus apricarius* im biologischen Winterroggen (A22) festgestellt, wo sie gemeinsam mit *Chorthippus brunneus* die häufigste Art ist (Tab. 14).

Bemerkenswert ist der Nachweis der gefährdeten Art *Metriopectera bicolor* (RL2) im biologischen Öllein (A23). Dieser Art besiedelt nach BEUTLER (1992) nur Sand- und Halbtrockenrasen. Offenbar ist *Metriopectera bicolor* aus den angrenzenden Ackerrainen und Böschungen eingewandert, auf denen sich kleinflächig Magerrasen entwickelt haben.

Die häufigsten Arten in den mageren Grünlandbiotopen sind *Chorthippus parallelus* und *Chorthippus albomarginatus* (Tab. 12, Tab. 14). Beide Arten besiedeln alle Lebensräume mittlerer Feuchte mit Grünlandcharakter (ILLICH & WINDING 1989, DETZEL 1998a, KIECHLE 1998). Auf dem Südhang der Weide (G12.2) tritt außerdem die xerophile Art *Chorthippus biguttulus* mit hoher Individuendichte auf.

Kennzeichnend für das magere Grünland ist das Vorkommen von *Chorthippus dorsatus*. Die Art tritt nach WALTER (1998) nur bei geringer oder mäßiger Grünlanddüngung auf. Sie wurde in allen Grünlandbiotopen nachgewiesen, gehört hier jedoch zu den seltenen Arten.

Die ein- und zweijährigen Ackerbrachen zeichnen sich vor allem durch das zahlreiche und stetige Auftreten von *Chorthippus brunneus* aus (Tab. 13). Weitere häufige Arten dieser Lebensräume sind *Chorthippus apricarius*, *Chorthippus biguttulus* und *Metriopectera roeselii*.

Tab. 12: Relative Häufigkeit der stridulierenden Männchen der Orthopteroidea in Äckern und im mageren Grünland (Ind./100 m); 1. Wert für 1995, 2. Wert für 1996, - : keine Untersuchung, Schwerpunkt vorkommen fett gedruckt, *: Nachweis von Imagines durch standardisierte Kescherfänge, A31-A33: Roggen, A34: Triticale, A35-37: Weizen, A21: Roggen/Hafer, A22: Roggen, A23: Öllein, G11: Wiese, G12: Weide, S: Stetigkeit

Art	konventionelle Äcker							S [%]	biologische Äcker			mageres Grünland		
	A31	A32	A33	A34	A35	A36	A37		A21	A22	A23	G11	G12.1	G12.2
Ensifera														
<i>Metrioptera bicolor</i>	0/-	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	0	0/0	-/0	-/1	0/-	0/-	0/-
<i>Metrioptera roeselii</i>	1/-	-/6	-/1*	-/9	-/5	-/4	-/2	100	15/8	-/10	-/14	3*/19	12/-	3/0
<i>Tettigonia viridissima</i>	0/-	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	-/3	14	5/6	-/2	-/1	0/-	0/-	0/-
Caelifera														
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	0/-	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	0	0/0	-/3	-/0	31/9	31*/-	8*/-
<i>Chorthippus apricarius</i>	0/-	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	0	13/0	-/17*	-/13	0/-	6/-	0/-
<i>Chorthippus biguttulus</i>	0/-	-/0	-/0	-/1	-/0	-/1	-/0	29	0/0	-/6	-/3	2*/1	5/-	36/-
<i>Chorthippus brunneus</i>	3/-	-/8	-/9	-/3	-/8*	-/5	-/0	86	3/9	-/43*	-/27	2/0	0/-	0/-
<i>Chorthippus dorsatus</i>	0/-	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	0	0/0	-/0	-/0	3*/8	5/-	0/-
<i>Chorthippus mollis</i>	0/-	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	0	0/0	-/0	-/0	0/-	1/-	3/0
<i>Chorthippus parallelus</i>	0/-	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	-/0	0	0/0	-/0	-/0	37*/41	11/-	14/0
Artenzahl	2	2	2	3	2	3	2		4	6	6	6	7	5

Chorthippus brunneus und *Chorthippus biguttulus* gelten als typische Erstbesiedler von Ackerbrachen (KOHLMANN 1996, LAUBMANN 1993, LAUBMANN 1999), während *Chorthippus apricarius* eher den Spätbesiedlern zugerechnet wird (RECK 1998). Die hohe Stetigkeit, mit der *Chorthippus apricarius* in ein- und zweijährigen Ackerbrachen auftritt, spricht jedoch für eine hohe Ausbreitungsdynamik dieser Art in den Untersuchungsgebieten.

Bemerkenswert ist das Vorkommen der xerophilen Art *Omocestus haemorrhoidalis* in der einjährigen Ackerbrache. Sie wurde auch in Ackerbrachen bei Halle bereits in den ersten beiden Jahren nachgewiesen (WALLASCHEK 1995). Die gefährdete Art *Metrioptera bicolor* tritt ebenfalls in zweijährigen Ackerbrachen auf.

In mehrjährigen Ackerbrachen treten *Chorthippus brunneus*, *Chorthippus apricarius* und *Chorthippus biguttulus* mit sehr hoher Stetigkeit auf (Tab. 13). *Chorthippus biguttulus* und *Chorthippus brunneus* gehören in fast allen mehrjährigen Ackerbrachen zu den häufigeren Arten. Der Besiedlungsschwerpunkt von *Chorthippus apricarius* liegt in den „Ackerkratzdistel-Brachen“. Zudem trat diese Art in der Windhalm dominierten Brache (B21.1) mit hoher Individuendichte auf (Tab. 13, Tab. 14).

Auch typische Grünlandarten wie *Chorthippus albomarginatus*, *Chorthippus parallelus* und *Chorthippus dorsatus* gehören zum Artenspektrum der mehrjährigen Ackerbrachen. Von diesen 3 Arten kommt *Chorthippus albomarginatus* mit der höchsten Stetigkeit in mehrjährigen Ackerbrachen vor. *Chorthippus parallelus* tritt nur in der Trockenflur (B23) häufig auf, ist ansonsten aber kaum in mehrjährigen Ackerbrachen vertreten.

Mit sehr hoher Stetigkeit wurde die xerothermophile Art *Chorthippus mollis* in mehrjährigen Ackerbrachen festgestellt. Sie besiedelt bevorzugt die Silbergrasflur (B25) und die Quecke dominierte Brache (B33), wobei sie hier vor allem im Bereich des Oberhanges nachgewiesen wurde. Besonders charakteristisch für die Silbergrasflur (B25) ist darüber hinaus die hohe Individuendichte der xerophilen Arten *Myrmeleotettix maculatus* und *Oedipoda caerulescens*.

Auch seltene Arten der Magerrasen wie *Decticus verrucivorus*, *Metrioptera bicolor*, *Platycleis abopunctata* und *Omocestus haemorrhoidalis* kommen in mehrjährigen Ackerbrachen vor.

Tab. 13: Relative Häufigkeit der stridulierenden Männchen der Orthopteroidea in Ackerbrachen (Ind./100 m); 1. Wert für 1995, 2. Wert für 1996, - : keine Untersuchung, Schwerpunkt vorkommen fett gedruckt, * : Nachweis von Imagines durch standardisierte Kescherfänge, B24: Ackerkratzdistel-Bestand, B11.1 - B12.1: Echte-Kamille-Ges., B12.2: Leindotter-Ges., B21.1: Windhalm-/Quecke-Bestand, B21.2: Kl. Sauerampfer-Bestand, B21.3: Ackerkratzdistel-Bestand, B2: Quecke-/Windhalm-Bestand, B23: Trockenflur, B25: Silbergrasflur, B31, B32: Ackerkratzdistel-Bestand, B33: Quecke-Bestand, S: Stetigkeit (nur mehrjährige Ackerbrachen)

Art	einj.	zweijährig					mehrjährig					S [%]				
		B11.1	B11.2	B12.1	B12.2	B12.3	B21.1	B21.2	B21.3	B22.1	B22.2		B23	B25	B31	B32
Ensifera																
<i>Decticus verrucivorus</i>	-/0	0/-	0/-	0/-	0/-	0/21	5/16	9/12	0/-	0/-	0/0	-/2	0/0	0/0	-/0	40
<i>Metrioptera bicolor</i>	-/0	1/-	0/-	0/-	5/-	0/4	0/3	2/9	0/-	0/-	1/0	-/0	4*/2*	1/0	-/0	60
<i>Metrioptera roeselii</i>	-/3	5/-	5/-	22/-	22/-	6*/36*	0/3	7/26	0/-	6/-	31/33	-/1	26/28*	24/43	-/47	90
<i>Tettigonia viridissima</i>	-/0	7/-	0/-	3/-	0/-	6/0	0/0	5/8	0/-	0/-	0/2	-/0	8/3	12/2	-/0	50
Caelifera																
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	-/0	0/-	2/-	1*/-	0/-	0*/2*	0*/8	0*/0	0*/-	0*/-	0*/1	-/0	2*/0*	0/0	-/2	80
<i>Chorthippus apricarius</i>	-/16	10/-	8/-	4/-	13*/-	3*/18*	0/2	13*/11	2*/-	10/-	11*/9	-/1	25*/20*	13*/19	-/4	100
<i>Chorthippus biguttulus</i>	-/11	20/-	20/-	15/-	13*/-	13/22	3/8	16*/21	20/-	5*/-	12/22	-/15	9*/10*	1*/0	-/15	100
<i>Chorthippus brunneus</i>	-/31	53*/-	54/-	47/-	39/-	24/10*	17*/47	34*/7	48*/-	28*/-	33*/31	-/36	8*/1	1/0	-/1	100
<i>Chorthippus dorsatus</i>	-/1	0/-	0/-	0/-	0/-	0/2	0/0	0/1	0/-	0/-	0/0	-/0	0/0	0/0	-/1	30
<i>Chorthippus mollis</i>	-/8	4/-	5*/-	1/-	0/-	0*/19	0/14	0*/7	2/-	2/-	1*/10	-/50	3*/6*	0*/1	-/38	100
<i>Chorthippus parallelus</i>	-/2	0/-	1/-	0/-	0/-	0/3	0/0	0/0	0/-	0/-	12*/17	-/3	0/0	0/0	-/1	40
<i>Chrysochraon dispar</i>	-/3	0/-	0/-	0/-	0/-	0/1	0/0	0/3	0/-	0/-	0/13	-/0	0/8	0/1	-/0	50
Artenzahl	8	7	7	7	5	12	8	10	5	5	10	7	9	8	8	

Tab. 14: Mittlere Individuendichte der Imagines der Orthopteroidea (Ind./2 m² / Standardfehler) im Zeitraum von Ende Juli bis Ende August 1996, Legende s. Tab. 11-13

Art	biologische Äcker			mageres Grünland		Ackerbrachen				Magerrasen			
	A21	A22	A23	G11	G122	B24	B21.1	B23	B25	B33	T22.1H	T22.1S	T31
Ensifera													
<i>Decticus verrucivorus</i>	0	0	0	0	0	0	0,03 +/- 0,03	0	0	0	0	0	0
<i>Metroptera bicolor</i>	0	0	0	0	0	0	0,13 +/- 0,08	0	0	0	0	0	0,07 +/- 0,07
<i>Metroptera roessli</i>	0,17 +/- 0,11	0,07 +/- 0,05	0,03 +/- 0,03	0	0,03 +/- 0,03	0	0,33 +/- 0,12	0,07 +/- 0,05	0	0,13 +/- 0,06	0,07 +/- 0,07	0,07 +/- 0,07	0
<i>Platycleis albopunctata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07 +/- 0,05	0	0	0	0
<i>Tettigonia viridissima</i>	0,10 +/- 0,06	0	0,07 +/- 0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caelifera													
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	0	0,03 +/- 0,03	0	0,57 +/- 0,23	0,43 +/- 0,18	0	1,77 +/- 0,45	0,23 +/- 0,14	0,10 +/- 0,06	5,63 +/- 0,83	0,07 +/- 0,07	0	0
<i>Chorthippus apricanus</i>	0	0,33 +/- 0,11	0,10 +/- 0,06	0	0,03 +/- 0,03	0,43 +/- 0,16	2,10 +/- 0,50	0,33 +/- 0,11	0	1,10 +/- 0,30	0	0	1,77 +/- 0,44
<i>Chorthippus biguttulus</i>	0	0	0	0	0,13 +/- 0,06	0,03 +/- 0,03	0,20 +/- 0,07	0,10 +/- 0,07	0,13 +/- 0,06	0,13 +/- 0,06	0,67 +/- 0,30	0,13 +/- 0,13	0,30 +/- 0,11
<i>Chorthippus brunneus</i>	0	0,33 +/- 0,12	0,07 +/- 0,05	0,03 +/- 0,03	0	0,37 +/- 0,10	0,40 +/- 0,16	0,97 +/- 0,24	1,03 +/- 0,20	0,17 +/- 0,10	0,07 +/- 0,07	0	0,10 +/- 0,06
<i>Chorthippus dorsatus</i>	0	0	0	0,03 +/- 0,03	0,07 +/- 0,05	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chorthippus mollis</i>	0	0	0	0	0,03 +/- 0,03	0,03 +/- 0,03	0,17 +/- 0,07	0,10 +/- 0,06	1,00 +/- 0,23	2,57 +/- 0,59	0,13 +/- 0,09	0,07 +/- 0,07	1,67 +/- 0,45
<i>Chorthippus parallelus</i>	0	0	0	2,17 +/- 0,30	0,93 +/- 0,28	0,03 +/- 0,03	0,10 +/- 0,06	1,67 +/- 0,29	0	0	6,40 +/- 1,17	0,13 +/- 0,09	0
<i>Chrysocraon dispar</i>	0	0	0,03 +/- 0,03	0	0	0	0	0,03 +/- 0,03	0	0	0	0	0
<i>Myrmeleotrix maculatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,93 +/- 0,31	0	0	4,73 +/- 1,00	0
<i>Oedipoda caerulescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,60 +/- 0,25	0	0	0,13 +/- 0,09	0
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	0	0	0	0	0	0,03 +/- 0,03	0,10 +/- 0,10	0	0	0,03 +/- 0,03	0	0	0,07 +/- 0,05
<i>Stenobothrus lineatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07 +/- 0,05
Artenzahl	2	4	5	4	7	6	10	8	7	7	6	6	7

Nach HERMANN (1998b) besiedelt *Omocestus haemorrhoidalis* ausschließlich kurzrasige Magerrasen und verschwindet bei unterlassener Beweidung relativ schnell. Offensichtlich reichen dieser Art aber lückig bewachsene Stellen, die typischerweise im Bereich der Hangkuppen zu finden sind.

Die Mehrzahl der Magerrasen ist durch das häufige Auftreten von xerophilen Arten gekennzeichnet. Lediglich in der Glatthaferwiese (T11) und der Pfeifengraswiese (T22.2) besteht das Artenspektrum fast ausschließlich aus mesophilen und hygrophilen Arten wie z.B. *Metrioptera roeselii* und *Chorthippus dorsatus* (Tab. 15).

Mit hoher Stetigkeit wurden in Magerrasen neben *Metrioptera roeselii* die xerophilen Arten *Chorthippus brunneus* und *Chorthippus biguttulus* sowie die xerothermophile Art *Chorthippus mollis* gefunden.

Erwartungsgemäß gehören zum Artenspektrum der Magerrasen auch seltene bzw. gefährdete biotopspezifische Arten. *Metrioptera bicolor* und *Decticus verrucivorus* wurden sowohl in Sand- als auch in Halbtrockenrasen nachgewiesen. *Omocestus haemorrhoidalis* kommt nur in Sandtrockenrasen vor. *Oedipoda caerulescens* besiedelt wie *Myrmeleotettix maculatus* ausschließlich die Silbergrasflur (T22.1S).

Bemerkenswert ist der Nachweis der gefährdeten Art *Stenobothrus lineatus*, die in einem Teil der Sandtrockenrasen und im Halbtrockenrasen (T22.1H) festgestellt wurde.

Tab. 15: Relative Häufigkeit der stridulierenden Männchen der Orthopteroidea in Magerrasen (Ind./100 m); 1. Wert für 1995, 2. Wert für 1996, - keine Untersuchung, Schwerpunktorkommen fett gedruckt, *: Nachweis von Imagines durch standardisierte Kescherfänge, T11: Glatthaferwiese, T21.1: Halbtrockenrasen-/Sandtrockenrasen (SW-Exp.), T21.2: Sandtrockenrasen (SW-Exp.), T22.1H: Halbtrockenrasen, T22.1S: Silbergrasflur, T22.2: Halbtrockenrasen/Pfeifengraswiese, T31: Sandtrockenrasen (SW-Exp.), T41.1: Sandtrockenrasen (S-Exp., NSG), T41.2: Sandtrockenrasen (NSG), S: Stetigkeit

Art	T11	T21.1	T21.2	T22.1H	T22.1S	T22.2	T31	T41.1	T41.2	S [%]	RL
Ensifera											
<i>Decticus verrucivorus</i>	0 / 0	11 / 4	0 / 0	0 / 2	4 / 0	- / 0	0 / 0	8 / 7	0 / 3	56	
<i>Metrioptera bicolor</i>	0 / 0	11 / 12	20* / 12	0 / 0	0 / 0	- / 0	1 / 13	7* / 12	28 / 2	56	3
<i>Metrioptera roeselii</i>	39* / 38	5 / 17	14 / 4	22 / 10	4 / 0	- / 4	6 / 1	0 / 1	13 / 4	100	
<i>Pholidoptera griseoptera</i>	7 / 6	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0	- / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0	11	
<i>Tettigonia viridissima</i>	19 / 0	2 / 2	0 / 0	6 / 0	0 / 0	- / 0	0 / 0	0 / 3	4 / 0	56	
Caelifera											
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	0 / 1	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0	- / 4	0 / 0	0 / 0	0 / 0	22	
<i>Chorthippus apricarius</i>	1 / 0	16 / 14	8 / 6	0 / 0	0 / 0	- / 3	11* / 13*	0 / 2	0 / 0	67	
<i>Chorthippus biguttulus</i>	0 / 0	4 / 2	2 / 2	28 / 44	14 / 20	- / 2	16* / 23	1* / 2	1* / 2	89	
<i>Chorthippus brunneus</i>	0 / 0	28 / 4	26 / 2	8 / 6	24* / 26	- / 0	5* / 2	18* / 6	3* / 2	78	
<i>Chorthippus dorsatus</i>	4* / 10	0 / 9	0 / 4	0 / 0	0 / 0	- / 5	0 / 0	0 / 6	18 / 26	67	
<i>Chorthippus mollis</i>	0 / 0	13* / 20	20* / 44	0 / 4	12 / 4	- / 0	21* / 28	48* / 53	16* / 15	78	
<i>Chorthippus parallelus</i>	7 / 1	10* / 3	16* / 8	16* / 16	6 / 4	- / 27	0 / 0	0 / 0	0 / 0	67	
<i>Chrysochraon dispar</i>	7 / 12	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0	- / 7	0 / 0	0 / 0	0 / 0	22	
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0	16* / 24	- / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0	11	
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	0 / 0	0* / 0	0* / 2	0 / 0	0 / 0	- / 0	0 / 0*	0* / 0	0 / 0	44	
<i>Stenobothrus lineatus</i>	0 / 0	0 / 1	0 / 2	0 / 4	0 / 0	- / 0	0 / 0*	0 / 0	0 / 0	44	3
Artenzahl	8	11	10	8	7	7	6	9	8		2

5.2 Vorkommen der Präimaginalstadien

5.2.1 Rhopalocera, Zygaenidae

5.2.1.1 Vergleich der Nutzungstypen

Insgesamt wurden Präimaginalstadien von 11 Arten der Rhopalocera und Zygaenidae in den Untersuchungsgebieten nachgewiesen (Tab. 16). Alle 11 Arten wurden in den Untersuchungsgebieten auch im Imaginalstadium gefunden. Die meisten Arten wurden im Präimaginalstadium in Ackerbrachen oder Magerrasen gefunden, die wenigsten in konventionellen Äckern und im mageren Grünland. Die Mehrzahl der insgesamt nachgewiesenen Arten ernährt sich im Larvenstadium von Pflanzenarten aus der Familie der Fabaceae (13) und der Poaceae (10), wobei nur wenige streng monophag sind. Die Seltenheit vieler Arten ist demzufolge nicht allein durch die geringe Häufigkeit bzw. das Fehlen der Raupennahrungspflanze begründbar. Fast alle Nachweise von Präimaginalstadien sind Raupenfunde; einzig für *Zygaena filipendulae* liegen auch Puppenfunde vor. Die Raupen von *Thymelicus lineolus* und *T. sylvestris* wurden regelmäßig und in hoher Anzahl festgestellt. Auch die Raupen von *Zygaena filipendulae* und *Z. viciae* konnten in einigen Lebensräumen häufig nachgewiesen werden. Die Präimaginalstadien der übrigen Arten wurden nur vereinzelt gefunden.

5.2.1.2 Vorkommen der Präimaginalstadien auf den Untersuchungsflächen

In konventionellen Äckern wurde eine Art und in biologischen Äckern 2 Arten der Rhopalocera im Raupenstadium nachgewiesen (Tab. 16). In keinem Fall war eine Koinzidenz des Vorkommens der Larven- und Imaginalstadien festzustellen, was offenbar auch auf die geringe Individuendichte der Rhopalocera und Zygaenidae in Äckern zurückzuführen ist. *Aglais urticae* und *Issoria lathonia* wurden als Falter zumindest in nahegelegenen Äckern registriert.

Eine erwachsene Raupe von *Aglais urticae* wurde im ungedüngten konventionellen Winterweizen (A35) an einem Weizenhalm beobachtet. In der näheren Umgebung der Fundstelle befand sich kein Bestand der Raupennahrungspflanze *Urtica dioica*. Offenbar stammt die Raupe aus Bereichen weiter entfernt gelegener Störstellen mit Vorkommen von *Urtica dioica*.

Bemerkenswert ist der Nachweis der Raupe von *Pontia edusa/daplidice* im biologischen Winterroggen (A22) (Nachweis mit Kescher am 8.8.96). Nach HERMANN (1998a) sind Raupen von *Pontia daplidice* und *P. edusa* im Hochsommer an Blüten und Fruchtständen der Raupennahrungspflanzen zu finden. Von den bekannten Raupennahrungspflanzen (Tab. 16) kommt nur *Descurainia sophia* im biologischen Winterroggen (A22) vor. Sie ist dort eine der häufigsten Arten der *Brassicaceae* und bestimmte zum Zeitpunkt der Beprobung den Blühaspekt. Die Imagines wurden nicht im biologischen Winterroggen (A22) beobachtet.

Issoria lathonia wurde als erwachsene Raupe im biologischen Winterroggen (A22) auf dem Erdboden gefunden. Eine der wichtigsten Raupennahrungspflanze dieser Art, *Viola arvensis*, erreicht hier hohe Deckungsgrade. Die Imagines wurden zwar nicht im biologischen Winterroggen, aber im nahegelegenen biologischen Öllein (A23) nachgewiesen, wo *Viola arvensis* ebenfalls zu den häufigsten Krautpflanzen gehört.

Auf dem Südhang der Weide (G12.2) wurde eine Jungraupe von *Papilio machaon* auf einem kleinen, niedrigwüchsigen Exemplar der Raupennahrungspflanze *Daucus carota* nachgewiesen. Die Imaginalstadien von *Papilio machaon* wurden auf dem Südhang der Weide nicht beobachtet.

Tab. 16: Raupennahrungspflanzen der im Imaginalstadium nachgewiesenen Arten der Rhopalocera und Zygaenidae und Nutzungstypen mit Nachweis der Präimaginalstadien; Angaben aus EBERT & RENNWALD (1991), HOFMANN (1994), WEIDEMANN (1995), WEIDEMANN & KÖHLER (1996), KEIL (1993)

Art	Raupennahrungspflanzen	Nutzungstypen mit Nachweis der Präimaginalstadien
Papilionidae		
<i>Papilio machaon</i>	<i>Apiaceae, Ruta graveolens</i>	mag. Grünland, Magerrasen
Pieridae		
<i>Colias hyale</i>	<i>Medicago</i> sp., <i>Trifolium</i> sp., <i>Vicia</i> sp., <i>Lotus corniculatus</i>	
<i>Gonepteryx rhamni</i>	<i>Rhamnus catharticus, Frangula alnus</i>	
<i>Pieris brassicae</i>	Brassicaceae, Pflanzenarten mit Senföf, Kultur- u. Wildpflanzen	
<i>Pieris napi</i>	Brassicaceae, Pflanzenarten mit Senföf, Kultur- u. Wildpflanzen	
<i>Pieris rapae</i>	Brassicaceae, Pflanzenarten mit Senföf, Wild- u. Kulturpflanzen	
<i>Pontia edusa/daplidice</i>	<i>Reseda</i> sp., <i>Diplotaxis</i> sp., <i>Sisymbrium</i> sp., <i>Descurainia sophia</i>	biol. Äcker
Nymphalidae		
<i>Aglais urticae</i>	<i>Urtica</i> sp.	konv. Äcker
<i>Araschnia levana</i>	<i>Urtica</i> sp.	
<i>Cynthia cardui</i>	<i>Cirsium</i> sp., <i>Malva</i> sp., <i>Urtica</i> sp. u.a.	
<i>Inachis io</i>	<i>Urtica</i> sp.	
<i>Issoria lathonia</i>	<i>Viola</i> sp.	biol. Äcker
<i>Melitaea cinxia</i>	<i>Plantago</i> sp.	
Satyridae		
<i>Aphantopus hyperantus</i>	Poaceae u. <i>Carex</i> sp.	
<i>Coenonympha glycerion</i>	Poaceae	
<i>Coenonympha pamphilus</i>	Poaceae	Ackerbrachen
<i>Hyponophele lycaon</i>	Poaceae magerer Böden	
<i>Maniola jurtina</i>	Poaceae	
<i>Melanargia galathea</i>	Poaceae	
Lycaenidae		
<i>Aricia agestis</i>	<i>Erodium cicutarium, Geranium dissectum, pusillum</i> u. <i>molle, Helianthemum nummularium</i>	
<i>Cupido minimus</i>	<i>Anthyllis vulneraria</i>	
<i>Cyaniris semiargus</i>	<i>Trifolium pratense</i> u. <i>medium</i>	
<i>Lycena phlaeas</i>	<i>Rumex</i> sp.	Ackerbrachen
<i>Lycena tityrus</i>	<i>Rumex acetosella</i> u. <i>acetosa</i>	Ackerbrachen
<i>Plebicula amanda</i>	<i>Vicia cracca</i>	
<i>Polyommatus icarus</i>	<i>Ononis</i> sp., <i>Medicago</i> sp., <i>Trifolium</i> sp., <i>Lotus</i> sp.	
Hesperiidae		
<i>Hesperia comma</i>	Poaceae magerer Böden	
<i>Heteropterus morpheus</i>	<i>Molinia caerulea, Calamagrostis canescens</i>	
<i>Ochlodes venatus</i>	Poaceae	
<i>Pyrgus malvae</i>	<i>Rubus</i> sp., <i>Potentilla reptans</i> u. <i>anserina, Fragaria</i> sp., <i>Agrimonia</i> sp., <i>Sanguisorba minor, Filipendula ulmaria</i>	
<i>Thymelicus lineolus</i>	Poaceae, seltener Cyperaceae	Ackerbrachen, Magerrasen
<i>Thymelicus sylvestris</i>	Poaceae	Ackerbrachen, Magerrasen
Zygaenidae		
<i>Adscita stictica</i>	<i>Rumex acetosella, Rumex acetosa</i>	
<i>Zygaena filipendulae</i>	<i>Lotus uliginosus</i> u. <i>corniculatus, Lathyrus pratensis</i>	Ackerbrachen, Magerrasen
<i>Zygaena lonicerae</i>	<i>Lotus corniculatus, Trifolium medium, montanum</i> u. <i>alpestre</i>	
<i>Zygaena minos</i>	<i>Pimpinella saxifraga</i>	
<i>Zygaena viciae</i>	<i>Lotus corniculatus</i> u. <i>uliginosus, Vicia cracca</i> u. <i>tenuifolia, Lathyrus pratensis, Trifolium montanum</i>	Magerrasen

Tab. 17: Anzahl der aus einzeln gezüchteten *Thymelicus*-Raupen hervorgegangenen Falter; B24: Ackerkratzdistel-Bestand (zweij.), B21.1: Windhalm-/Quecke-Bestand (mehrj.), B23: Trockenflur (mehrj.), B31: Ackerkratzdistel-Bestand (mehrj.)

Art	B24	B21.1	B23	B31	ges.	Anteil [%]
<i>Thymelicus lineolus</i>	4	2	6	1	13	81
<i>Thymelicus sylvestris</i>	1	0	2	0	3	19

In Ackerbrachen wurden insgesamt 6 Arten der Rhopalocera und Zygaenidae im Larvenstadium festgestellt (Tab. 16). In der Regel wurden die Raupen und Imagines dieser Arten auf denselben Flächen nachgewiesen.

Die Larvenstadien von *Thymelicus lineolus* und *T. sylvestris* wurden regelmäßig in Ackerbrachen gefunden. Die beiden Arten mußten größtenteils zusammengefaßt werden, nachdem Einzelzuchten ergaben, daß die Raupen von *Thymelicus sylvestris* ebenso gelbe und braune Längsstreifen im Kopfbereich (Unterscheidungsmerkmal nach EBERT & RENNWALD 1991) aufwiesen wie die von *Thymelicus lineolus*. Dieses Unterscheidungsmerkmal ist demzufolge nicht konstant und für die Differenzierung der beiden Arten in den Untersuchungsgebieten nicht verwendbar.

In Tabelle 17 sind die Ergebnisse dieser Einzelzuchten dargestellt. Beide Arten sind in den Ackerbrachen vertreten, wobei *Thymelicus lineolus* mit einem Gesamtanteil von 81% wesentlich häufiger vorkommt als die nahe verwandte Art *Thymelicus sylvestris*. Dieses Resultat deckt sich mit dem der Transektbeobachtungen. Hiernach beträgt der Individuenanteil der Imagines von *Thymelicus lineolus* in den Ackerbrachen mindestens 85%.

Die Anfang Juni 1997 ergänzend durchgeführte Bestimmung der Häufigkeit der *Thymelicus*-Raupen ergab auffällige Differenzen zwischen verschiedenen Brachetypen. Die höchste relative Häufigkeit der Raupen wurde in der Quecke dominierten Brache (B33) festgestellt, die niedrigste in der Silbergrasflur (B25) (Abb. 21). Auch die Imagines der *Thymelicus*-Arten traten dort im Vorjahr in geringer Individuendichte auf.

Thymelicus lineolus ernährt sich im Raupenstadium von verschiedenen hochproduktiven Grasarten. *Calamagrostis epigeios* und *Agropyron repens* (Quecke) sind die wichtigsten Raupennahrungspflanzen dieser Art (EBERT & RENNWALD 1991). *Thymelicus sylvestris* lebt an *Holcus*-Arten, höchstwahrscheinlich aber auch an anderen hochproduktiven Grasarten.

Der Vergleich der Höhe des Deckungsgrads verschiedener hochproduktiver Grasarten in den Ackerbrachen mit der relativen Häufigkeit der *Thymelicus*-Raupen weist auf eine hohe Bedeutung von *Agropyron repens* als Raupennahrungspflanze hin. Während *Agropyron repens* in der Quecke dominierten Brache (B33), und hier vor allem im Bereich der Senke, höhere Deckungsgrade erreicht (2m nach BRAUN-BLANQUET 1964), ist die Art in der Silbergrasflur (B25) kaum vertreten (+ nach BRAUN-BLANQUET 1964) (KUNZMANN 1999). Auch in den übrigen 3 Brachen gehört *Agropyron repens* zu den dominanten Grasarten (B21.1: 1, B23: 2a, B24: 1).

Lycaena phlaeas wurde im Raupenstadium in der zweijährigen Brache (B24) (im Untersuchungsjahr 1996 einjährig), in der Silbergrasflur (B25) und in der Quecke dominierten Brache (B33) gefunden. Alle 3 Brachen zeichnen sich durch hohe Deckungsgrade der Raupennahrungspflanze *Rumex acetosella* aus, die als einzige *Rumex*-Art diese Brachen besiedelt. Die Jungraupe der Art *Lycaena tityrus*, die sich ebenfalls von *Rumex*-Arten ernährt,

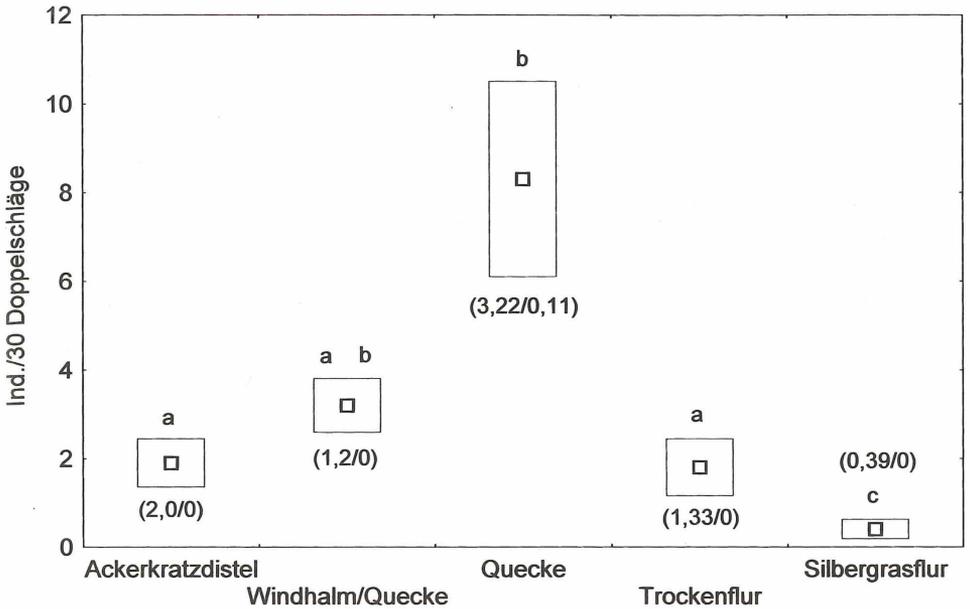


Abb. 21: Relative Häufigkeit der Raupen von *Thymelicus lineolus/sylvestris* in Ackerbrachen (Anfang Juni 1997); Erfassungsmethode: standardisierte Kescherfänge (10 x 30 Doppelschläge); dargestellt sind das arithmetrische Mittel und der Standardfehler (Box), unterschiedliche Buchstaben geben signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$ an (Mann-Whitney U-Test), in Klammern die mittlere standardisierte Individuendichte der Imagines von *Thymelicus lineolus* (1. Wert) und *T. sylvestris* (2. Wert) 1996; **Ackerkratzdistel**: zweij. Brache, Ackerkratzdistel-Bestand (B24), **Windhalm-/Quecke**: mehrj. Brache, Windhalm-/Quecke-Bestand (B21.1), **Quecke**: mehrj. Brache, Quecke-Bestand (B33), **Trockenflur**: mehrj. Brache (B23), **Silbergrasflur**: mehrj. Brache (B25)

wurde in der Trockenflur (B23) gekeschert. Auch in der Trockenflur (B23) wächst abgesehen von *Rumex acetosella* keine weitere *Rumex*-Art. Die Raupen von *Lycaena phlaeas* und *Lycaena tityrus* ließen sich im Labor erfolgreich mit *Rumex acetosella* aufziehen.

Eine Jungraupe der graminivoren Art *Coenonympha pamphilus* wurde in der Windhalm dominierten Brache (B21.1) nachgewiesen.

Zygaena filipendulae wurde im Larvenstadium in der Trockenflur (B23) an der Raupen-nahrungspflanze *Lotus corniculatus* beobachtet. Die Falter von *Zygaena filipendulae* konnten dort nicht nachgewiesen werden.

In Magerrasen wurden insgesamt 5 Arten der Rhopalocera und Zygaenidae im Präimaginalstadium nachgewiesen (Tab. 16).

In fast allen Magerrasen wurden Raupen von *Thymelicus lineolus* und *T. sylvestris* gefunden. Lediglich im Halbtrockenrasen-/Sandtrockenrasenhang (T21.1) konnten die Arten nicht nachgewiesen werden.

Zygaena filipendulae wurde im Larven- und Puppenstadium in der Glatthaferwiese (T11) und im Sandtrockenrasen des Naturschutzgebietes (T41.2) festgestellt. Hier traten auch die

Falter in hoher Individuendichte auf. Im Sandtrockenrasen im Naturschutzgebiet (T41.2) wurden die Raupen an *Lotus corniculatus*, in der Glatthaferwiese an *Lathyrus pratensis* gefunden.

Die Raupen von *Zygaena viciae* wurden in der Glatthaferwiese (T11) mit 21 Exemplaren nachgewiesen. Somit wurde diese Art im Larvenstadium sogar häufiger festgestellt als im Imaginalstadium. Als potentielle Raupennahrungspflanzen für *Zygaena viciae* kommen in der Glatthaferwiese (T11) *Vicia cracca*, *Lathyrus pratensis*, *Lotus corniculatus* und *Vicia tenuifolia* in Frage (Tab. 16).

Papilio machaon wurde im Raupenstadium im Sandtrockenrasen (T31) gekeschert. In diesem Lebensraum erreicht die wichtige Raupennahrungspflanze *Peucedanum oreoselinum* hohe Deckungsgrade (2m nach BRAUN-BLANQUET 1964) (KUNZMANN 1999).

5.2.2 Orthopteroidea

5.2.2.1 Vergleich der Nutzungstypen

Mit einer Ausnahme liegen für alle Arten der Orthopteroidea, die im Imaginalstadium nachgewiesen wurden, auch Nachweise der Larven vor. Lediglich die Larven von *Platycleis albopunctata* wurden nicht gefunden. Die Gründe hierfür sind vor allem in der geringeren Individuendichte und dem lokalen Auftreten dieser Art zu suchen.

Tab. 18: Nutzungstypen mit Nachweis der Larvenstadien der Orthopteroidea

Art	Nutzungstypen mit Nachweis der Larvenstadien
Ensifera	
<i>Decticus verrucivorus</i>	Magerrasen
<i>Metriopectera bicolor</i>	Ackerbrachen, Magerrasen
<i>Metriopectera roesellii</i>	biol. Äcker, mageres Grünland, Ackerbrachen, Magerrasen
<i>Platycleis albopunctata</i>	
<i>Pholidoptera griseoptera</i>	Magerrasen
<i>Tettigonia viridissima</i>	konv. Äcker, biol. Äcker, mageres Grünland, Ackerbrachen, Magerrasen
Caelifera	
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	
<i>Chorthippus dorsatus</i>	biol. Äcker, mageres Grünland, Ackerbrachen, Magerrasen
<i>Chorthippus parallelus</i>	
<i>Chorthippus apricarius</i>	
<i>Chorthippus biguttulus</i>	biol. Äcker, mageres Grünland, Ackerbrachen, Magerrasen
<i>Chorthippus brunneus</i>	
<i>Chorthippus mollis</i>	
<i>Chrysochraon dispar</i>	Magerrasen
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	Ackerbrachen, Magerrasen
<i>Oedipoda caerulea</i>	Ackerbrachen, Magerrasen
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	Ackerbrachen, Magerrasen
<i>Stenobothrus lineatus</i>	Magerrasen

Fast alle Arten bzw. Artengruppen wurden im Larvenstadium in Magerrasen gefunden (Tab. 18). Auch in Ackerbrachen konnten die Larven der meisten Arten nachgewiesen werden. Am niedrigsten ist die Artenzahl der Larven in konventionellen Äckern.

5.2.2.2 Vorkommen der Larven auf den Untersuchungsflächen

In konventionellen Äckern wurde nur eine Art, *Tettigonia viridissima*, im Larvenstadium nachgewiesen (Tab. 19). Es handelt sich um das erste Larvenstadium, was darauf hinweist, daß die Art dort indigen vorkommt. Die Weibchen von *Tettigonia viridissima* legen ihre Eipakete in den obersten Bodenschichten ab (DETZEL 1998g). Demzufolge haben die Eier dort die umfangreichen Bodenbearbeitungsmaßnahmen überlebt.

In biologischen Äckern konnten insgesamt 4 Arten der Orthopteroidea im Larvenstadium nachgewiesen werden. Im biologischen Winterroggen (A22) wurden neben Junglarven von *Tettigonia viridissima* auch Erst- und Zweitlarven aus der Untergattung *Chorthippus* und *Glyptobothrus* gefunden. Bei der Larve aus der Untergattung *Chorthippus* handelt es sich höchstwahrscheinlich um die Art *Chorthippus albomarginatus*, die dort auch im Imagnalstadium nachgewiesen wurde. Sowohl *Chorthippus albomarginatus* als auch die *Glyptobothrus*-Arten legen ihre Ei im Boden ab (BRANDT 1998, BRANDT & GOTTSCHALK 1998, GOTTSCHALK 1998, KIECHLE 1998, RECK 1998).

Tab. 19: Vorkommen von Larven und Imagines der Orthopteroidea in konventionellen und biologischen Äckern sowie im mageren Grünland, Li: Nachweis des i-tes Larvenstadiums; Im.: Nachweis von Imagines; A31, G11, G12.1, G12.2: Kescherfänge 1995 (28.5.-21.9.); A33-37, A21-23: Kescherfänge 1996 (21.5.-8.8.); A21-23, G11, G12.2: Isolationsquadratproben 1996 (25.7.-27.8.)

Art	konventionelle Äcker						biologische Äcker			mageres Grünland		
	Roggen A31	Roggen A33	Triticale A34	Weizen A35	Weizen A36	Weizen A37	Hafer A21	Roggen A22	Öllein A23	Wiese G11	Weide G12.1	Weide G12.2
Ensifera												
<i>Metriopectera bicolor</i>									Im.			
<i>Metriopectera roeselii</i>	Im.	Im.	Im.	Im.	Im.	Im.	Im.	Im.	L5, Im.	L2-3, L5-7, Im.	L3, Im.	L2, L4, Im.
<i>Tettigonia viridissima</i>		L1	L1			Im.	L3, L4, Im.	L1, L2, Im.	L6, Im.	L2		
Caelifera												
<i>Chorth. albomarginatus</i>								UG. Chorth.: L1 Im.: alb		UG. Chorth.: L1-4 Im.: alb, dor, par	UG. Chorth.: L1, L2 Im.: alb, dor, par	UG. Chorth.: L1-3 Im.: alb, dor, par
<i>Chorth. dorsatus</i>												
<i>Chorth. parallelus</i>												
<i>Chorth. apricarius</i>												
<i>Chorth. biguttulus</i>			Im.		Im.				Glyptob.: L3 Im.: apr, big, bru	Glyptob.: L3 Im.: big, bru	Im.	Im.
<i>Chorth. brunneus</i>	Im.	Im.	Im.	Im.	Im.		Im.				Im.	Im.
<i>Chorth. mollis</i>												
<i>Chrysochraon dispar</i>												
									Im.			

Im biologischen Öllein (A23) wurde aufgrund des späten Einsaattermins (Ende Mai) erstmalig Anfang Juli gekeschert, so daß der Nachweis jüngerer Larven nicht zu erwarten war. Deshalb wurden *Glyptobothrus*-Larven hier erst im dritten Larvenstadium nachgewiesen. Die ältere Larve (L5) von *Metrioptera roeselii* ist offenbar eingewandert (Eiablage an Gräsern). Für den biologischen Hafer (A21), in dem ab Anfang Juni gekeschert werden konnte, liegen Nachweise des dritten und vierten Larvenstadiums von *Tettigonia viridissima* vor.

In allen Grünlandbiotopen wurden Larven aus der Untergattung *Chorthippus* gefunden (Tab. 19). Außerdem konnten die Larven von *Metrioptera roeselii* regelmäßig im mageren Grünland nachgewiesen werden. *Tettigonia viridissima* wurde nur als Zweitlarve in der Wiese (G11) festgestellt. Dies läßt sich dadurch begründen, daß nur die jüngeren Larvenstadien von *Tettigonia viridissima* bis höchstens L4 oder L5 in der Krautschicht leben, während die älteren Larvenstadien und die Imagines in höhere Vegetationsschichten abwandern (KÖHLER 1989).

Die Ackerbrachen sind durch das stetige Vorkommen von *Glyptobothrus*-Larven gekennzeichnet (Tab. 20). Larven aus der Untergattung *Chorthippus* wurden ebenfalls in fast allen Ackerbrachen festgestellt. Bemerkenswert ist, daß in der einjährigen Brache (Vorfrucht: biologischer Winterroggen) trotz des Umbruchs Erst- und Zweitlarven auftraten.

Metrioptera roeselii wurde im Larvenstadium fast ausschließlich in mehrjährigen Ackerbrachen, nicht jedoch in der Silbergrasflur (B25) und auf dem Sauerampfer dominierten Hang (B21.2), nachgewiesen. Dies läßt sich offensichtlich auf die nur mittlere Trockenheitsresistenz der Eier von *Metrioptera roeselii* zurückführen (INGRISCH 1988).

Für fast alle xerophilen Arten, die im Imaginalstadium in den Ackerbrachen gefunden wurden, liegen Indigenitätsnachweise vor. Bemerkenswert ist das Larvenvorkommen (L4) von *Omocestus haemorrhoidalis* in der Quecke dominierten Brache (B33). Da sich in der näheren Umgebung kein Magerrasen befindet, ist von der Indigenität dieser Art auf der Fläche auszugehen. Für *Decticus verrucivorus* liegt dagegen kein Nachweis der Larvenstadien in Ackerbrachen vor. Gegen ein zufälliges Einwandern der Imagines spricht jedoch die große Entfernung der Fundorte zu den nächstgelegenen Magerrasen von mehr als einem Kilometer.

Auch die hygrophile Art *Chrysochraon dispar* konnte im Imaginalstadium zwar in 6 Ackerbrachen, im Larvenstadium jedoch in keinem dieser Lebensräume festgestellt werden.

In allen Magerrasen mit Ausnahme der Glatthaferwiese (T11) wurden *Glyptobothrus*-Larven nachgewiesen (Tab. 21). Die Larven aus der Untergattung *Chorthippus* sind ebenfalls in den meisten Magerrasen vertreten.

Larvenstadien xerophiler Arten wurden in allen Magerrasen mit Ausnahme der Glatthaferwiese (T11) und dem Halbtrockenrasen (T22.1H) festgestellt. Die xerophile Art *Omocestus haemorrhoidalis* wurde im Larvenstadium nur in Sandtrockenrasen nachgewiesen. Auffällig häufig treten die Larven im Sandtrockenrasen (T21.2) auf (Tab. A9 im Anhang). Die Larven von *Decticus verrucivorus* wurden in der Silbergrasflur (T22.1S) und dem Sandtrockenrasenhang des Naturschutzgebietes (T41.1), also auf den trockensten Böden gefunden, obwohl *Decticus verrucivorus* nach INGRISCH (1979) für die embryonale und postembryonale Entwicklung hohe Feuchtigkeitsmengen benötigt. Die Larven von *Myrmeloetettix maculatus* und *Oedipoda caerulescens* wurden erwartungsgemäß in der Silbergrasflur (T22.1S) nachgewiesen, in der auch die Imagines auftraten.

Tab. 20: Vorkommen von Larven und Imagines der Orthopteroidea in Ackerbrachen; Li: Nachweis des i-tes Larvenstadiums, Im.: Nachweis von Imagines; B11.1, B11.2, B12.1, B12.2, B21.3, B22.1, B22.2, B23: Kescherfänge 1995 (28.5.-21.9.); B21.1, B23, B31: Kescherfänge 1995/96 (21.5.-8.8.96); B24, B21.1, B23, B25, B33: Isolationsquadratproben 1996 (25.7.-27.8.); B24: Ackerkratzdistel-Bestand, B11.1 - B12.1: Echte-Kamille-Ges., B12.2: Leindotter-Ges., B21.1: Windhalm-/Quecke-Bestand, B21.2: K1. Sauerampfer-Bestand, B21.3: Ackerkratzdistel-Bestand, B22: Quecke-/Windhalm-Bestand, B23: Trockenflur, B25: Silbergrasflur, B31, B32: Ackerkratzdistel-Bestand, B33: Quecke-Bestand

Art	einj. B24		zweijährig		mehrfährig									
	B11.1	B11.2	B12.1	B12.2	B21.1	B21.2	B21.3	B22.1	B22.2	B23	B25	B31	B32	B33
Ensifera														
<i>Decticus vernicivorus</i>					Im.	Im.	Im.	Im.			Im.			
<i>Metrioptera bicolor</i>	Im.			Im.	L3-5, L7, Im.	L3, Im.	L3, Im.	L3, Im.	L2, L4, Im.	L2-4 Im.	Im.	L1-7, Im.	Im.	L7
<i>Metrioptera roselii</i>	Im.	L5, Im.	Im.	Im.	L1-7, Im.	Im.	L3, L5, Im.	L3	L2, L4, Im.	L2-4 Im.	Im.	L1-7, Im.	L1-3, L5, Im.	L7, Im.
<i>Platycleis albopunctata</i>														
<i>Tetigonia viridissima</i>	Im.		Im.	Im.	L1-5, Im.		L2, L3, L5, Im.	L3	L2, Im.		Im.	L1-L3, L6, Im.		
Caelifera														
<i>Chorth. albomagnatus</i>	UG. Chorth.: L1	UG. Chorth.: L1	UG. Chorth.: L1	UG. Chorth.: L1-3	UG. Chorth.: L1-4 Im.: alb, dor, par	UG. Chorth.: L1, L2 Im.: alb	UG. Chorth.: L1, L2 Im.: alb	UG. Chorth.: L1, L2, L4 Im.: alb	UG. Chorth.: L1, L3, L4 Im.: alb	UG. Chorth.: L1, L2, L4 Im.: alb, par	Im.	UG.: Chorth.: L1-4 Im.: alb	UG. Chorth.: L4 Im.: alb, dor, par	
<i>Chorth. dorsatus</i>	Im.: dor, par													
<i>Chorth. parallelus</i>														
<i>Chorth. apricarius</i>	Glyptob.: L1, L2, L4	Glyptob.: L1, L4	Glyptob.: L1, L2 Im.: apr, big, brn, mol	Glyptob.: L1-3 Im.: apr, big, brn	Glyptob.: L1-4 Im.: apr, big, brn, mol	Glyptob.: L1, L2 Im.: apr, big, brn, mol	Glyptob.: L1-4 Im.: apr, big, brn, mol	Glyptob.: L1, L2, L4 Im.: apr, big, brn, mol	Glyptob.: L1, L3, L4 Im.: alb	Glyptob.: L1-4 Im.: apr, big, brn, mol	Glyptob.: L1-4 Im.: apr, big, brn, mol	Glyptob.: L1-4 Im.: apr, big, brn, mol	Glyptob.: L1-4 Im.: apr, big, brn, mol	
<i>Chorth. biguttulus</i>														
<i>Chorth. brunneus</i>														
<i>Chorth. mollis</i>														
<i>Chrysocraon dispar</i>	Im.				Im.	Im.	Im.	Im.	Im.	Im.	Im.	Im.	Im.	
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>														
<i>Oedipoda caerulescens</i>														L4, Im.
<i>Omocestus haemorrhoid.</i>	Im.				Im.									L4, Im.

Tab. 21: Vorkommen von Larven und Imagines der Orthopteroidea in Magerrasen; Li: Nachweis des i-tes Larvenstadiums; Im.: Nachweis von Imagines; T11, T21.1, T21.2, T22.1H, T22.1S, T41.1, T41.2: Kescherfänge 1995 (28.5.-21.9.); T31: Kescherfänge 1995/96 (21.5.-8.8.96); T22.1H, T22.1S, T31: Isolationsquadratproben 1996 (25.7.-27.8.); T11: Glatthaferwiese, T21.1: Halbtrockenrasen-/Sandtrockenrasen (SW-Exp.), T21.2: Sandtrockenrasen (SW-Exp.), T22.1H: Halbtrockenrasen, T22.1S: Silbergrasflur, T31: Sandtrockenrasen (SW-Exp.), T41.1: Sandtrockenrasen (S-Exp., NSG), T41.2: Sandtrockenrasen (NSG)

Art	T11	T21.1	T21.2	T22.1H	T22.1S	T31	T41.1	T41.2
Ensifera								
<i>Dicticus verrucivorus</i>		Im.		Im.	L6, Im.		L4, Im.	Im.
<i>Metrioptera bicolor</i>		L1, L4, Im.	L2-5, L7, Im.			L4, Im.	L3, L5, Im.	Im.
<i>Metrioptera roeselii</i>	L1-3, L7, Im.	Im.	Im.	L2, Im.	Im.	L1, L2, L4, Im.	L4, Im.	Im.
<i>Pholidoptera griseoptera</i>	L1, Im.							
<i>Tettigonia viridissima</i>	Im.	L3, Im.	L5	Im.		L1, L2	L5, Im.	Im.
Caelifera								
<i>Chorth. albomarginatus</i>	UG. Chorth.: L2-4	UG. Chorth.: L3, L4	UG. Chorth.: L1-4	UG. Chorth.: L1-4	UG. Chorth.: L1	UG. Chorth.: L1, L2, L4		UG. Chorth.: L1
<i>Chorth. dorsatus</i>	Im.: alb, dor, par	Im.: par	Im.: dor, par	Im.: alb, par	Im.: par		Im.	Im.: dor
<i>Chorth. parallelus</i>								
<i>Chorth. apricarius</i>	Im.	Glyptob.: L1-4	Glyptob.: L1-4	Glyptob.: L2-4	Glyptob.: L2-4	Glyptob.: L1-4	Glyptob.: L1-4	Glyptob.: L1-4
<i>Chorth. biguttulus</i>		Im.: apr, big, bru, mol	Im.: apr, big, bru, mol	Im.: big, bru, mol	Im.: big, bru, mol	Im.: apr, big, bru, mol	Im.: apr, big, bru, mol	Im.: big, bru, mol
<i>Chorth. brunneus</i>								
<i>Chorth. mollis</i>								
<i>Chrysochraon dispar</i>	L1, Im.							
<i>Myrmeotettix maculatus</i>					L1-4, Im.			
<i>Oedipoda caerulescens</i>					L4, Im.			
<i>Omocestus haemorrhoid.</i>		L1, L3, L4, Im.	L1-4, Im.			L3, L4, Im.	L1, L2, Im.	L4
<i>Stenobothrus lineatus</i>		Im.	Im.	Im.		L2-4, Im.		

5.3 Bedeutung der Umweltfaktoren für das Vorkommen und die Häufigkeit der Arten

5.3.1 Univariate Analyse der Beziehung zwischen der Häufigkeit der Arten und den Umweltfaktoren

Um die Beziehungen zwischen den Umweltfaktoren und der Häufigkeit einzelner Arten zu analysieren, wurden Korrelationsmatrices (multiple XY-Plots) erstellt. In jedem einzelnen Plot ist die Häufigkeit der jeweiligen Art (Y) gegen den Wert des jeweiligen Umweltfaktors (X) aufgetragen. Die Regressionskurven, die mit dem distanzgewichteten Kleinst-Quadrat-Glättungsverfahren berechnet wurden, geben Hinweise auf die Art der Reaktionsmodelle (z.B. unimodal, sigmoid). Im folgenden wird aus Gründen der Übersichtlichkeit nur auf signifikante Beziehungen (Spearman-Rangkorrelation) näher eingegangen.

5.3.1.1 Korrelationen zwischen den Umweltfaktoren

Zur besseren Interpretierbarkeit der Zusammenhänge sollen zunächst die Korrelationen der Umweltfaktoren untereinander betrachtet werden.

Tabelle 22 ist zu entnehmen, daß jeder Umweltfaktor mit mindestens einem weiteren auf signifikantem Niveau in Beziehung steht. Besonders auffällig ist die hohe Korrelation zwischen der Bodenfeuchte und dem Anteil an organischer Substanz im Oberboden. Die Nutzungsintensität steht in enger Beziehung zu Umweltfaktoren aus dem Bereich der Vegetation. Mit steigender Nutzungsintensität nehmen die Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten und der Deckungsgrad der Streuschicht erwartungsgemäß ab. Die Korrelationen zwischen dem pH-Wert und den übrigen edaphischen Umweltfaktoren so-

Tab. 22: Ergebnisse der Spearman-Rangkorrelation der Umweltfaktoren (n = 33); Spearman-Rangkorrelationskoeffizient (r_s) nur bei signifikanten Beziehungen angegeben; *: p < 0,05, **: p < 0,01, ***: p < 0,001; Feuchte: Bodenfeuchte, org. Subst.: organische Substanz, Nutzung: Nutzungsintensität, Pflanz.: Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten, Vegh.: Vegetationshöhe, Deck. Streu.: Deckungsgrad der Streuschicht

	pH-Wert	Feuchte	org. Subst.	Nutzung	Pflanz.	Vegh.	Deck. Streu.
pH-Wert		0,44*	0,42*	n.s.	n.s.	0,54**	n.s.
Feuchte			0,90***	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
org. Subst.				n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Nutzung					- 0,56***	n.s.	- 0,57***
Pflanz.						n.s.	n.s.
Vegh.							n.s.
Deck. Streu.							

wie dem pH-Wert und der Vegetationshöhe lassen sich am ehesten durch häufig auftretende Faktorenkombinationen erklären. Bei den basenarmen Standorten handelt es sich meist um Ackerbrachen oder Magerrasen auf nährstoffarmen, trockenen Sandböden mit niedrigwüchsiger Vegetation sowie um mageres, beweidetes Grünland.

5.3.1.2 Rhopalocera, Zygaenidae

pH-Wert

Für 3 Arten der Rhopalocera, *Melanargia galathea*, *Pieris brassicae* und *Pontia edusa/daplidice*, wurde ein positiver, signifikanter Zusammenhang zwischen pH-Wert und Individuendichte festgestellt (Tab. 23).

Eine enge Beziehung zwischen dem pH-Wert des Bodens und dem Auftreten von phytophagen Arten läßt sich am ehesten durch ein pH-Wert-abhängiges Vorkommen der Raupennahrungspflanzen erklären. Bei der relativ standorttreuen Art *Melanargia galathea* könnten solcherart Wechselbeziehungen eine Rolle spielen. *Pieris brassicae* und *Pontia edusa/daplidice* sind im Imagnalstadium dagegen weniger standorttreu und halten sich oftmals nicht in der Umgebung der Raupennahrungspflanze auf (EBERT & RENNWALD 1991, BINK 1992, WEIDEMANN 1995).

Tab. 23: Ergebnisse der Spearman-Rangkorrelation zwischen Umweltfaktoren und standardisierter Individuendichte der Arten der Rhopalocera und Zygaenidae; beide Untersuchungsjahre getrennt (1995: n = 25, 1996: n = 23); Spearman-Rangkorrelationskoeffizient (r_s) nur bei signifikanten Beziehungen angegeben; *, p < 0,05, **, p < 0,01, ***, p < 0,001; Feuchte: Bodenfeuchte, org. Subst.: organische Substanz, Nutzung: Nutzungsintensität, Pflanz.: Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten, Vegh.: Vegetationshöhe, Deck. Streu.: Deckungsgrad der Streuschicht

Art	pH-Wert		Feuchte		org. Subst.		Nutzung		Pflanz.		Vegh.		Deck. Streu.	
	1995	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996
<i>Aglais urticae</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,50*	n.s.	0,50*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Aricia agestis</i>	n.s.	n.s.	-0,41*	-0,70***	n.s.	-0,55**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,51*	n.s.	n.s.
<i>Coenonympha glycerion</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,44*	n.s.	n.s.	0,60**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Gonepteryx rhamni</i>	n.s.	n.s.	0,41*	n.s.	0,52**	n.s.	n.s.	n.s.	0,40*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Lycaena tityrus</i>	n.s.	n.s.	n.s.	-0,51*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,52*	n.s.	n.s.
<i>Maniola jurtina</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,42*
<i>Melanargia galathea</i>	0,47*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,59**	n.s.	0,49*	0,70***	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Pieris brassicae</i>	0,46*	n.s.	0,50*	n.s.	0,51*	n.s.	n.s.	-0,44*	n.s.	0,64**	0,52**	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Pieris rapae</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,42*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Plebicula amanda</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,55**	n.s.	n.s.	0,56**	0,46*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Polyommatus icarus</i>	n.s.	n.s.	n.s.	-0,49*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,80***	0,47*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Pontia edusa/daplidice</i>	n.s.	0,46*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Thymelicus lineolus</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,71***	-0,61**	0,41*	0,83***	n.s.	n.s.	0,47*	n.s.
<i>Thymelicus sylvestris</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,68***	n.s.	0,68***	0,51*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

Bodenfeuchte

Die Individuendichte von 5 Arten der Rhopalocera korreliert in mindestens einem der Untersuchungsjahre signifikant mit dem Umweltfaktor Bodenfeuchte (Tab. 23). Die Individuendichte von *Gonepteryx rhamni* und *Pieris brassicae* korreliert positiv mit der Bodenfeuchte. Das Besiedlungsschwerpunkt beider Arten lag im Jahr 1995 im Bereich der höchsten gemessenen Werte.

Gonepteryx rhamni und *Pieris brassicae* sind als Falter durch ein vagabundierendes Verhalten gekennzeichnet (EBERT & RENNWALD 1991, BINK 1992, WEIDEMANN 1995). Insofern spiegelt diese Präferenz im wesentlichen den Habitatanspruch der Imagines wider. Die Bodenfeuchte kann jedoch nur mittelbaren Einfluß auf die Falter haben, da diese mit dem Boden kaum in Berührung kommen. Höchstwahrscheinlich spielen hierbei enge Wechselbeziehungen zwischen Bodenfeuchte und relativer Luftfeuchte in der Krautschicht eine wichtige Rolle.

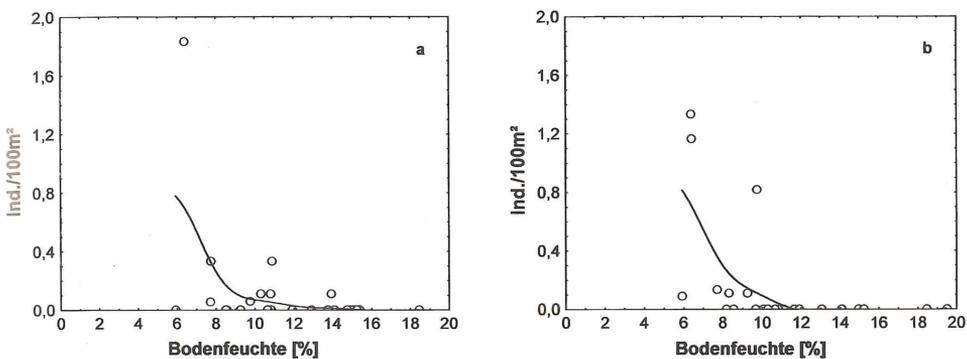


Abb. 22: Standardisierte Individuendichte von *Aricia agestis* in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte; Regressionskurven mit dem distanzgewichteten Kleinste-Quadrate-Glättungsverfahren berechnet; a: 1995, b: 1996

Die Individuendichte von *Aricia agestis*, *Lycaena tityrus* und *Polyommatus icarus* korreliert negativ mit der Bodenfeuchte (Tab. 23). Der engste Zusammenhang wurde für die Art *Aricia agestis* gefunden, deren Besiedlungsschwerpunkt in den trockensten Lebensräumen liegt (Abb. 22). Damit übereinstimmend wird *Aricia agestis* in Brandenburg den xerothermophilen Arten zugeordnet (REINHARDT & THUST 1993).

Anteil organischer Substanz

Die Individuendichte von insgesamt 4 Arten korreliert in mindestens einem der Untersuchungsjahre signifikant mit dem Anteil an organischer Substanz im Oberboden. Hierbei handelt es sich abgesehen von *Plebicula amanda* nur um Arten, für die im gleichen Jahr auch signifikante Korrelationen zwischen der Bodenfeuchte und der Individuendichte gefunden wurden. Dies ist darauf zurückzuführen, daß die Bodenfeuchte in sehr engem Zusammenhang mit dem Anteil an organischer Substanz im Oberboden steht (s. Kap. 5.3.1.1).

Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten

Für insgesamt 10 Arten der Rhopalocera und Zygaenidae wurde in mindestens einem Untersuchungsjahr ein signifikant positiver Zusammenhang zwischen der Individuendichte und der Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten nachgewiesen (Tab. 23). Eine so hohe Anzahl signifikanter Korrelationen konnte für keinen anderen Umweltfaktor gefunden werden, was auf die hohe Bedeutung eines vielfältigen Blütenangebots für viele Arten dieser Tiergruppe hinweist.

Die Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten ist nicht nur ein Maß für die Vielfalt des Blütenangebotes, sondern steht darüber hinaus auch in Beziehung zur Anzahl der vorkommenden Krautpflanzenarten, welche wiederum als Nahrungsressource für die Larvenstadien vieler Arten von Bedeutung sind.

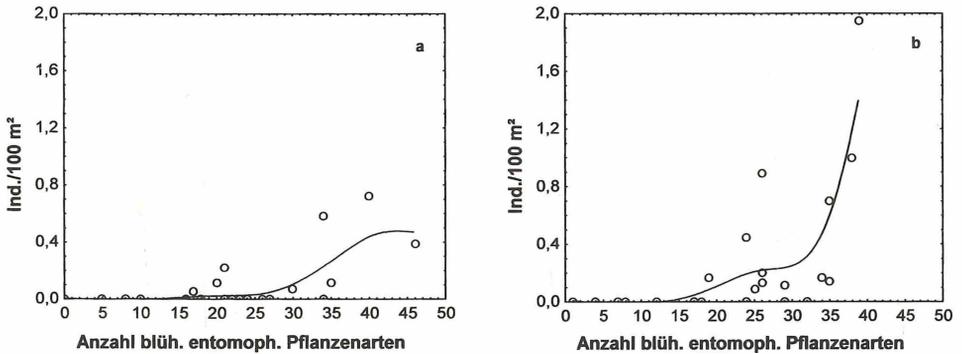


Abb. 23: Standardisierte Individuendichte von *Melanargia galathea* in Abhängigkeit von der Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten; Regressionskurven mit dem distanzgewichteten Kleinste-Quadrate-Glättungsverfahren berechnet; a: 1995, b: 1996

Ein auffällig steiler Anstieg der Regressionskurven ist z.B. bei *Melanargia galathea* festzustellen (Abb. 23). Diese Art wurde nur bei einer sehr hohen Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten (mind. 25) in hoher Individuendichte beobachtet. Dennoch nutzt *Melanargia galathea* in den Untersuchungsgebieten nur wenige Pflanzenarten als Nektarressource. Der weitaus größte Anteil der Blütenbesuche (84%) entfiel sogar auf nur eine Pflanzenart (*Centaurea stoebe*).

Nutzungsintensität

Die Individuendichte von insgesamt 6 Arten der Rhopalocera korreliert signifikant negativ mit der Nutzungsintensität (Tab. 23).

Bei 3 Arten, *Aglais urticae*, *Pieris brassicae* und *Thymelicus lineolus*, ist der Verlauf der Regressionskurven relativ flach, was aus einer hohen Toleranz gegenüber Abweichungen von optimalen Bedingungen resultiert (Abb. 24). Die übrigen 3 Arten, *Coenonympha glycerion*, *Melanargia galathea* und *Thymelicus sylvestris*, sind weniger nutzungstolerant (Abb. 25).

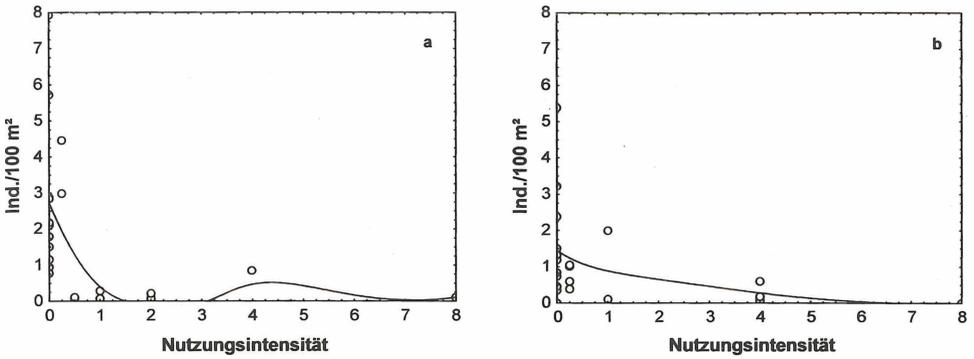


Abb. 24: Standardisierte Individuendichte von *Thymelicus lineolus* in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität; Regressionskurven mit dem distanzgewichteten Kleinste-Quadrate-Glättungsverfahren berechnet; a: 1995, b: 1996

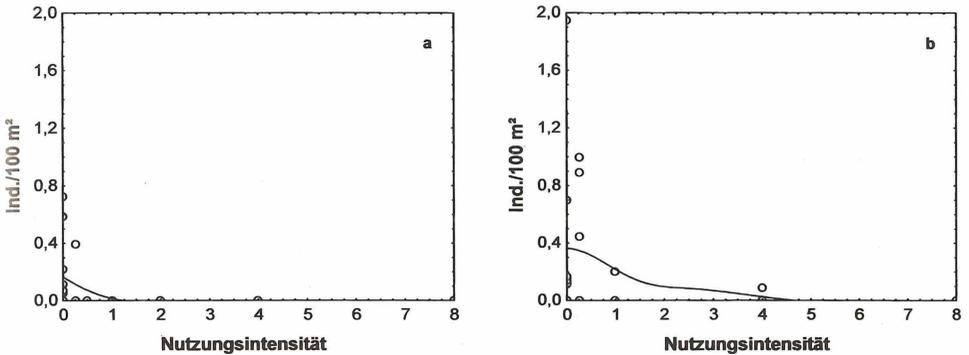


Abb. 25: Standardisierte Individuendichte von *Melanargia galathea* in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität; Regressionskurven mit dem distanzgewichteten Kleinste-Quadrate-Glättungsverfahren berechnet; a: 1995, b: 1996

Vegetationshöhe

Für insgesamt 3 Arten der Rhopalocera und Zygaenidae wurde in mindestens einem der Untersuchungsjahre ein signifikanter Zusammenhang zwischen Individuendichte und Vegetationshöhe festgestellt (Tab. 23). Die Individuendichte von *Pieris brassicae* korreliert positiv, die von *Aricia agestis* und *Lycaena tityrus* negativ mit der Vegetationshöhe.

Deckungsgrad der Streuschicht

Für insgesamt 2 Arten der Rhopalocera, *Thymelicus lineolus* und *Maniola jurtina*, wurde ein signifikant positiver Zusammenhang zwischen Individuendichte und dem Deckungsgrad der Streuschicht nachgewiesen (Tab. 23).

Da die Eier von *Maniola jurtina* im Bereich der Streuschicht abgelegt werden, ist ein Einfluß des Deckungsgrads der Streuschicht auf die Populationsentwicklung dieser Art möglich. Auch die enge Beziehung zwischen Deckungsgrad der Streuschicht und Trophiegrad des Standorts kann hierbei eine wichtige Rolle spielen. Bei hohen Trophiegraden dominieren hochproduktive Grasarten, die eine wichtige Nahrungsgrundlage der Larvenstadien von *Thymelicus lineolus* und *Maniola jurtina* sind.

5.3.1.3 Orthopteroidea

pH-Wert

Für insgesamt 4 Arten der Orthopteroidea konnte in mindestens einem der beiden Untersuchungsjahre ein signifikanter Zusammenhang zwischen pH-Wert und der relativer Häufigkeit nachgewiesen werden (Tab. 24). Während die relative Häufigkeit von *Chorthippus apricarius* und *Metrioptera bicolor* positiv mit dem pH-Wert korreliert, wurde für *Chorthippus albomarginatus* und *Ch. parallelus* eine negative Korrelation gefunden.

Ein direkter Einfluß des pH-Wertes auf den Organismus ist nur über die Einwirkung auf die im Boden abgelegten Eier vorstellbar. In sauren Böden wird eine Hemmung der Eientwicklung für möglich gehalten (BROCKSIEPER 1978). Dies könnte aber allenfalls das Meiden und nicht die Bevorzugung saurer Böden als Eiablagesubstrat erklären. Während die 3 *Chorthippus*-Arten ihre Eier im Boden ablegen, wählt *Metrioptera bicolor* als Eiablageort die Stengelbasis von Gräsern (INGRISCH & KÖHLER 1988). Zumindest bei dieser Art kann die pH-Wert-Abhängigkeit des Vorkommens daher nicht physiologisch begründet sein.

Tab. 24: Ergebnisse der Spearman-Rangkorrelation zwischen Umweltfaktoren und der relativen Häufigkeit der Arten der Orthopteroidea; beide Untersuchungsjahre getrennt (1995: n = 25, 1996: n = 24); Spearman-Rangkorrelationskoeffizient (r_s) nur bei signifikanten Beziehungen angegeben; *: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$, ***: $p < 0,001$; Feuchte: Bodenfeuchte, org. Subst.: organische Substanz, Nutzung: Nutzungsintensität, Pflanz.: Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten, Vegh.: Vegetationshöhe, Deck. Streu.: Deckungsgrad der Streuschicht

Art	pH-Wert		Feuchte		org. Subst.		Nutzung		Pflanz.		Vegh.		Deck. Streu.	
	1995	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996
<i>Chorth. albomarginatus</i>	n.s.	-0,54**	0,49*	n.s.	0,53**	n.s.	0,40*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Chorth. apricarius</i>	0,56**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,49*	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Chorth. biguttulus</i>	n.s.	n.s.	n.s.	-0,48*	n.s.	n.s.	n.s.	-0,57**	n.s.	n.s.	-0,46*	-0,47*	n.s.	n.s.
<i>Chorth. brunneus</i>	n.s.	n.s.	n.s.	-0,74***	n.s.	-0,74***	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,44*	n.s.
<i>Chorth. dorsatus</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,55**	n.s.	n.s.	0,42*	n.s.
<i>Chorth. mollis</i>	n.s.	n.s.	n.s.	-0,52**	n.s.	-0,43*	n.s.	-0,55**	n.s.	0,44*	n.s.	-0,42*	n.s.	n.s.
<i>Chorth. parallelus</i>	n.s.	-0,46*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,60**	-0,69***	n.s.	n.s.
<i>Chrysochraon dispar</i>	n.s.	n.s.	n.s.	0,45*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,58**
<i>Decticus verrucivorus</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,41*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Metrioptera bicolor</i>	0,43*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,40*	n.s.	0,53**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Metrioptera roeselii</i>	n.s.	n.s.	0,52**	n.s.	0,44*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,51*
<i>Tettigonia viridissima</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,42*	n.s.	n.s.	n.s.	0,41*	n.s.	n.s.	n.s.

Bodenfeuchte

Die relative Häufigkeit von insgesamt 6 Arten der Orthopteroidea korreliert in mindestens einem der beiden Untersuchungsjahre signifikant mit der Bodenfeuchte (Tab. 24). Positive Korrelationen wurden für *Chorthippus albomarginatus*, *Metriopectera roeselii* und *Chrysochraon dispar* festgestellt.

Chrysochraon dispar gilt als hygrophile Art (KÖHLER 1988). Sie trat nur 1996 auch in trockeneren Lebensräumen auf, was offensichtlich mit der hohen Niederschlagsmenge im Hochsommer 1996 im Zusammenhang steht (Abb. 15). *Chorthippus albomarginatus* und *Metriopectera roeselii* werden als mesophile Arten eingestuft (KIECHLE 1998, DETZEL 1998d). Die relative Häufigkeit beider Arten korreliert nur 1995 signifikant mit der Bodenfeuchte.

Die relative Häufigkeit von *Chorthippus brunneus*, *Ch. mollis* und *Ch. biguttulus* korreliert negativ mit der Bodenfeuchte (Tab. 24), was in guter Übereinstimmung mit der für diese Arten bekannten Xerophilie steht (z.B. KÖHLER 1988, VAN WINGERDEN et al. 1991, DETZEL 1991, FROELICH 1993, BRANDT & GOTTSCHALK 1998, BRANDT 1998, GOTTSCHALK 1998). Der Vergleich der 3 Regressionskurven für das Jahr 1995 führt zu dem Schluß, daß *Chorthippus mollis* enger an trockene Böden gebunden ist als *Ch. brunneus* (Abb. 26). Aus dem Verlauf der Regressionskurven 1996 läßt sich dagegen für *Chorthippus brunneus* eine ebenso stark ausgeprägte Xerophilie ableiten wie für *Ch. mollis*.

Diese widersprüchlichen Ergebnisse sind durch die hohe Vagilität der Imagines von *Chorthippus brunneus* zu erklären. Infolge der langanhaltenden trocken-heißen Witterung im Jahr 1995 konnten die Imagines offensichtlich auch Lebensräume besiedeln, in denen sie in feuchteren Jahren nicht auftreten.

Chorthippus biguttulus ist unter den 3 Arten der *Biguttulus*-Gruppe am wenigsten xerophil (Abb. 26).

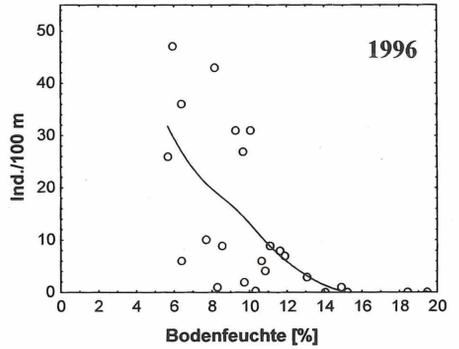
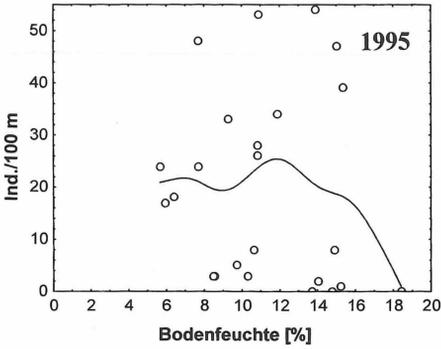
Anteil organischer Substanz

Für insgesamt 5 Arten der Orthopteroidea wurde ein signifikanter Zusammenhang zwischen relativer Häufigkeit und Anteil an organischer Substanz im Oberboden festgestellt (Tab. 24). Mit Ausnahme von *Decticus verrucivorus* handelt es sich um Arten, deren relative Häufigkeit jeweils im gleichen Jahr signifikant mit der Bodenfeuchte korreliert. Da beide Umweltfaktoren signifikant miteinander in Beziehung stehen, ist der Einfluß der einzelnen Faktoren nicht zu differenzieren (s. Kap. 5.3.1.1). Die enge Beziehung zwischen der relativen Häufigkeit von *Decticus verrucivorus* und dem Anteil an organischer Substanz im Boden dürfte aber ebenfalls auf das damit im Zusammenhang stehende Wasserhaltevermögen des Bodens zurückzuführen sein (z.B. DETZEL 1998c).

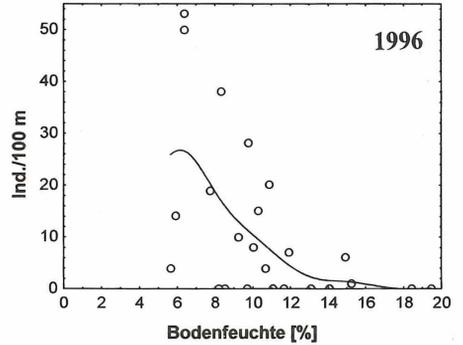
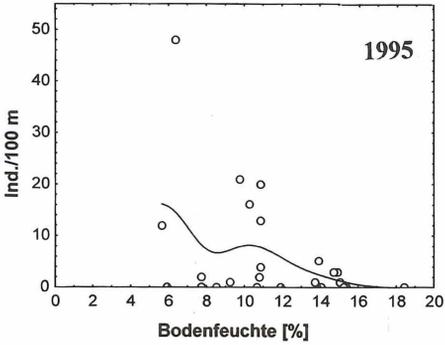
Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten

Signifikante Korrelationen zwischen der relativen Häufigkeit und der Anzahl der blühenden entomophilen Pflanzenarten wurden für *Metriopectera bicolor*, *Chorthippus dorsatus* und *Ch. mollis* nachgewiesen (Tab. 24). Alle 3 Arten treten mit zunehmender Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten signifikant häufiger auf. Allerdings wäre nur bei *Metriopectera bicolor* ein direkter kausaler Zusammenhang denkbar, da Blüten von Krautpflanzen zum Nahrungsspektrum dieser Art gehören (INGRISCH 1976).

Chorthippus brunneus



Chorthippus mollis



Chorthippus biguttulus

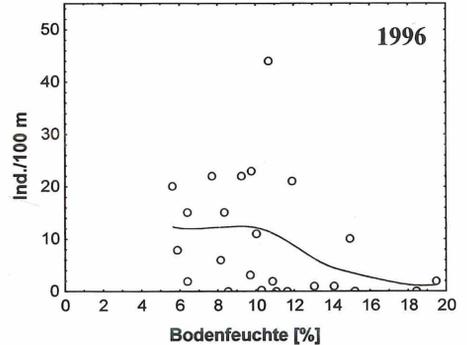
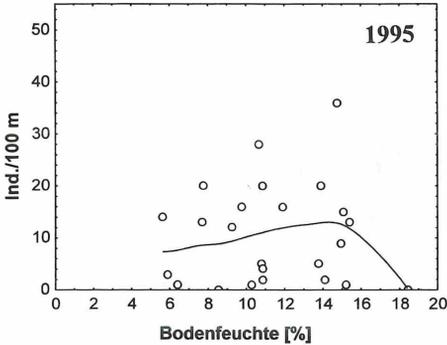


Abb. 26: Relative Häufigkeit von *Chorthippus brunneus*, *C. mollis* und *C. biguttulus* in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte; Regressionskurven mit dem distanzgewichteten Kleinste-Quadrate-Glättungsverfahren berechnet

Nutzungsintensität

Die relative Häufigkeit von insgesamt 5 Arten korreliert in mindestens einem der beiden Untersuchungsjahre signifikant mit der Nutzungsintensität (Tab. 24). Für 4 Arten wurde eine Abnahme der relativen Häufigkeit mit zunehmender Nutzungsintensität festgestellt. Lediglich für *Chorthippus albomarginatus* konnte 1995 ein positiver Zusammenhang nachgewiesen werden, wobei das Besiedlungsoptimum relativ nah am Nullpunkt liegt. Ein mäßiger Nutzungseinfluß wirkt sich demnach förderlich auf die Bestandsentwicklung dieser Art aus (vgl. auch WALLASCHKE 1996, LAUBMANN 1999).

Chorthippus mollis und *Ch. biguttulus*, *Metrioptera bicolor* und *Tettigonia viridissima* treten bei zunehmender Nutzungsintensität mit abnehmender Häufigkeit auf. Während *Chorthippus mollis* und *Metrioptera bicolor* optimale Lebensbedingungen nur in nicht oder kaum genutzten Lebensräumen vorfinden, zeigt *Chorthippus biguttulus* eine leichte Präferenz für extensiv genutzte Lebensräume (Abb. 27).

Vegetationshöhe

Ein signifikanter Zusammenhang zwischen Vegetationshöhe und relativer Häufigkeit wurde für 5 Arten der Orthopteroidea nachgewiesen (Tab. 24).

Tettigonia viridissima und *Chorthippus apricarius* treten mit zunehmender Vegetationshöhe signifikant häufiger auf (Abb. 28).

Die relative Häufigkeit von *Chorthippus mollis*, *Ch. biguttulus* und *Ch. parallelus* nimmt mit zunehmender Vegetationshöhe ab. Das Besiedlungsoptimum von *Ch. parallelus* liegt im Bereich der niedrigsten Werte (10 bis 30 cm); die Toleranz gegenüber Abweichungen vom Optimum ist relativ gering (Abb. 29). *Chorthippus biguttulus* kommt über den gesamten Gradienten hinweg vor, wobei die relative Häufigkeit mit zunehmender Vegetationshöhe kontinuierlich abnimmt.

Chorthippus mollis tritt am häufigsten bei geringer bis mittlerer Vegetationshöhe (bis 50 cm) auf. Bei Vegetationshöhen über 50 cm kommt die Art nur noch sporadisch vor (Abb. 29). Die hohe Präferenz von *Chorthippus mollis* für niedrige Vegetation läßt sich auf den extrem hohen Temperatursummenbedarf für die Embryogenese zurückführen (VAN WINGERDEN et al. 1991). Bemerkenswert ist, daß in den Untersuchungsgebieten auch Lebensräume mit mittlerer Vegetationshöhe noch ausreichend wärmebegünstigt sind. Dies ist offensichtlich durch das subkontinental geprägte Regionalklima bedingt (hohe Anzahl an Sonnenstunden und hohe Durchschnittstemperaturen im Sommerhalbjahr).

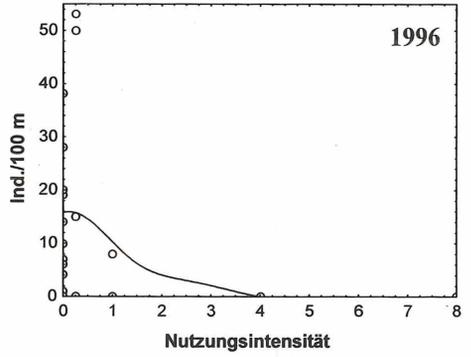
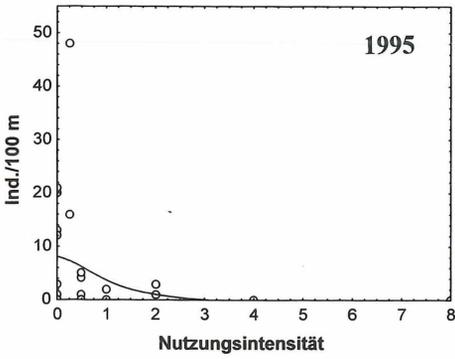
Deckungsgrad der Streuschicht

Die relative Häufigkeit von insgesamt 4 Arten der Orthopteroidea korreliert in mindestens einem der Untersuchungsjahre signifikant mit dem Deckungsgrad der Streuschicht (Tab. 24).

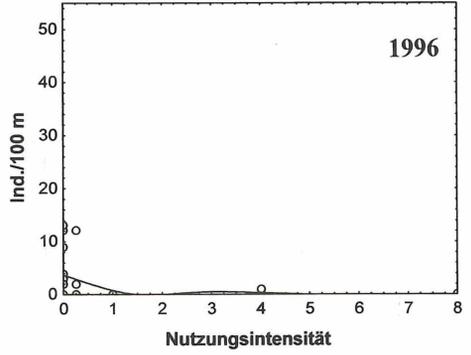
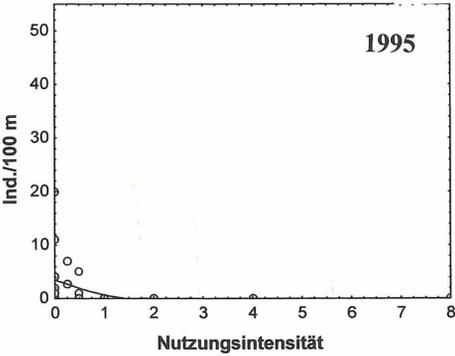
Für *Chorthippus dorsatus*, *Chrysochraon dispar* und *Metrioptera roeselii* wurde ein positiver Zusammenhang gefunden. Für *Chrysochraon dispar* und *Metrioptera roeselii* wurde gleichzeitig eine Präferenz für hohe Bodenfeuchte nachgewiesen (s.o.). Insofern dürfte die bevorzugte Besiedlung von Lebensräumen mit einem hohen Deckungsgrad der Streuschicht vor allem auf den hohen Feuchtigkeitsbedarf dieser Arten zurückzuführen sein (vgl. auch RIETZE & RECK 1991).

Die relative Häufigkeit von *Chorthippus brunneus* korreliert negativ mit dem Deckungsgrad der Streuschicht. Diese Art ist für die Eiablage auf offene Bodenstellen angewiesen (BRANDT 1998), die bei hohen Deckungsgraden der Streuschicht fehlen.

Chorthippus mollis



Metriopectera bicolor



Chorthippus biguttulus

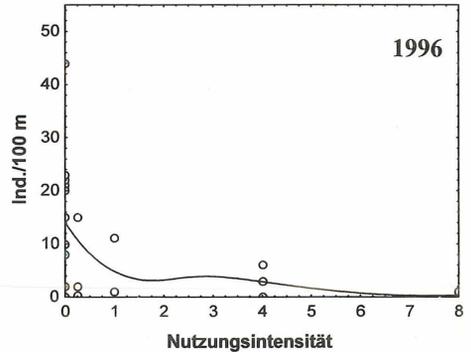
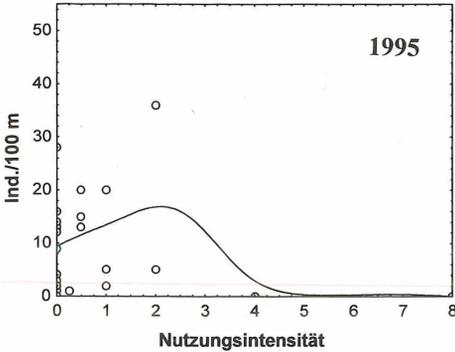


Abb. 27: Relative Häufigkeit von *Chorthippus mollis*, *Metriopectera bicolor* und *C. biguttulus* in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität; Regressionskurven mit dem distanzgewichteten Kleinste-Quadrate-Glättungsverfahren berechnet

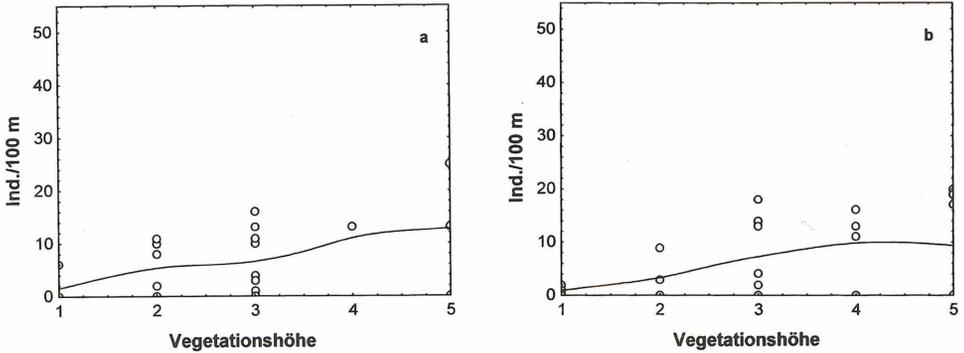


Abb. 28: Relative Häufigkeit von *Chorthippus apricarius* in Abhängigkeit von der Vegetationshöhe; Regressionskurven mit dem distanzgewichteten Kleinste-Quadrate-Glättungsverfahren berechnet; a: 1995, b: 1996

5.3.2 Multivariate Analyse der Hauptfaktoren für die Artenzusammensetzung und die Häufigkeit der Arten

5.3.2.1 Rhopalocera, Zygaenidae

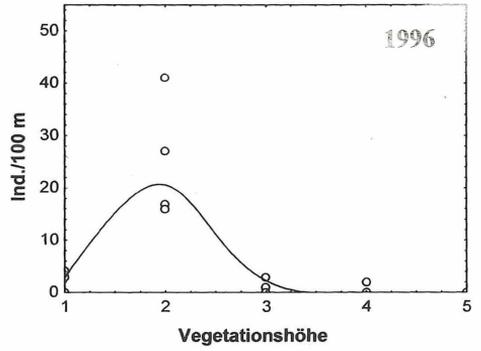
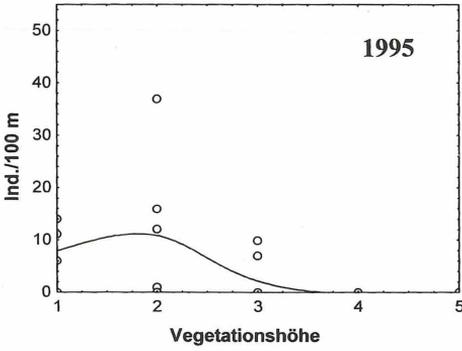
Die Einbeziehung aller Umweltfaktoren in die kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) ergibt, daß sich das Vorkommen und die Individuendichte der Arten der Rhopalocera und Zygaenidae vor allem durch die Nutzungsintensität und die Bodenfeuchte erklären läßt (Tab. 25). Die geringste Relevanz für die Datenvarianz haben der pH-Wert und die Vegetationshöhe.

Bei der schrittweisen Selektion der Umweltfaktoren („forward selection“) fällt auf, daß der Anteil organischer Substanz trotz des hohen Eigenwertes erst an 6. Stelle steht. Der Positionswechsel dieses Parameters erfolgt nach der Selektion der Bodenfeuchte. Lediglich für die ersten 5 Umweltfaktoren konnte ein signifikanter Einfluß auf die Datenvarianz nachgewiesen werden (Signifikanz geprüft mit der Monte-Carlo-Permutation). Da die kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) durch überflüssige Umweltfaktoren ungünstig beeinflusst wird (JONGMAN et al. 1995), wurden für die weitere Analyse nur noch die signifikanten berücksichtigt.

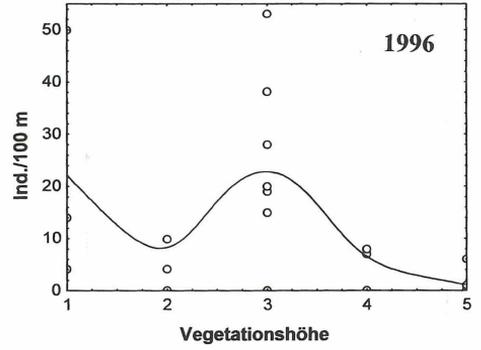
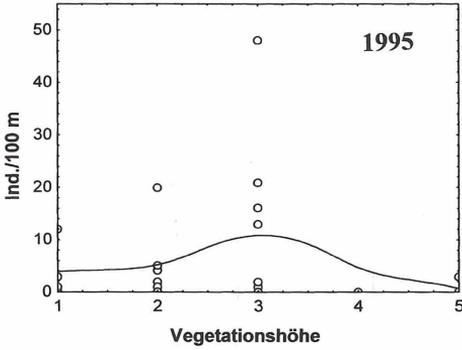
Abbildung 30 zeigt den Triplot der ersten beiden Hauptachsen der kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) unter Einbeziehung der 5 signifikanten Umweltfaktoren. 32% der gesamten Datenvarianz lassen sich durch die ersten 4 Hauptachsen erklären. Im Vergleich dazu beträgt der Anteil der durch hypothetische Hauptfaktoren erklärten Datenvarianz, den man mittels Korrespondenzanalyse (CA) (Analyse wird nicht durch die Korrelation mit Umweltfaktoren eingeschränkt) erhält, insgesamt 53%.

Wie Tabelle 26 zeigt, nehmen die ersten 4 Hauptachsen der CCA Eigenwerte von 0,281 bis 0,103 an. Ein Maß für die Gewichtung der Umweltfaktoren beim Aufbau der Hauptachsen ist die Höhe der kanonischen Koeffizienten („canonical coefficients“). Demnach ist am Aufbau der erste Hauptachse vor allem die Nutzungsintensität, der zweiten die Bodenfeuchte und der dritten der Deckungsgrad der Streuschicht beteiligt.

Chorthippus parallelus



Chorthippus mollis



Chorthippus biguttulus

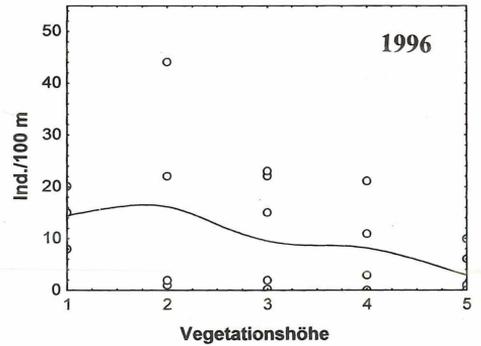
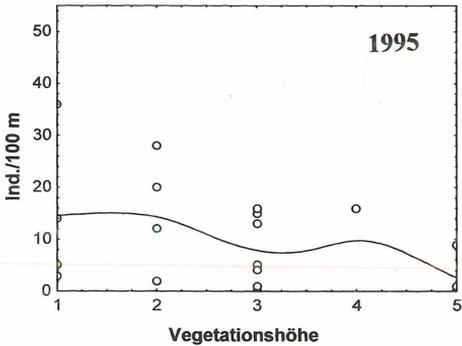


Abb. 29: Relative Häufigkeit von *Chorthippus parallelus*, *C. mollis* und *C. biguttulus* in Abhängigkeit von der Vegetationshöhe; Regressionskurven mit dem distanzgewichteten Kleinste-Quadrate-Glättungsverfahren berechnet

Tab. 25: Eigenwerte der Umweltfaktoren (λ) und Rang der Umweltfaktoren bei schrittweiser Selektion („forward selection“) bei der kanonischen Korrespondenzanalyse (CAA) der Rhopalocera und Zygaenidae

Umweltfaktor	Eigenwert (λ)	Rang bei „forward selection“
Nutzungsintensität	0,26	1
Bodenfeuchte	0,24	2
Anzahl blüh. entom. Pflanzenarten	0,16	3
Anteil organischer Substanz	0,15	6
Deckungsgrad der Streuschicht	0,14	4
<i>Erodium cicutarium</i>	0,12	5
pH-Wert	0,10	8
Vegetationshöhe	0,09	7

Bei der Analyse der Verteilung der Artenpunkte im Ordinationsraum fällt eine starke Klumpung im Zentrum auf (Abb. 30). Dies deutet darauf hin, daß ein hoher Anteil der Arten durch relativ ähnliche Präferenzen bezüglich der Hauptfaktoren gekennzeichnet ist. So liegen die Optima der meisten Arten im Bereich unterdurchschnittlicher Nutzungsintensitäten. Nur wenige Arten wie *Pieris napi* kommen bevorzugt bei höherer Nutzungsintensität vor.

Entlang des Feuchtegradienten ergibt sich eine gleichmäßigere Verteilung der Artenpunkte. Im Bereich der höheren Bodenfeuchte befinden sich die Besiedlungsschwerpunkte von *Aphantopus hyperantus* und *Zygaena filipendulae*. *Aricia agestis*, *Lycaena tityrus* und *Lycaena phlaeas* präferieren die trockensten Böden (Abb. 31).

Die ausgeprägte Xerophilie von *Aricia agestis* wurde auch mit der univariaten Analyse nachgewiesen. *Lycaena tityrus* und *L. phlaeas* sind weniger stark xerophil als *Aricia agestis*. Beide *Lycaena*-Arten zeigen bezüglich des Faktors Bodenfeuchte eine ähnliche Einmischung, wobei der Besiedlungsschwerpunkt von *Lycaena phlaeas* im Bereich etwas niedrigerer Bodenfeuchte liegt.

Tab. 26: Kanonische Koeffizienten („canonical coefficients“) für die standardisierten Umweltfaktoren für die ersten 4 Hauptachsen bei der kanonischen Korrespondenzanalyse (CAA) der Rhopalocera und Zygaenidae; zusätzlich angegeben sind die Eigenwerte der Hauptachsen

	Achse 1	Achse 2	Achse 3	Achse 4
Eigenwert der Achse	0,281	0,238	0,188	0,103
Bodenfeuchte	0,580	-0,951	-0,730	-0,234
Anzahl blüh. entom. Pflanzenarten	-0,161	-0,212	0,616	-0,912
Nutzungsintensität	0,829	0,350	0,680	-0,449
Deckungsgrad der Streuschicht	-0,062	0,062	1,067	0,204
<i>Erodium cicutarium</i>	0,038	-0,161	-0,685	-0,541

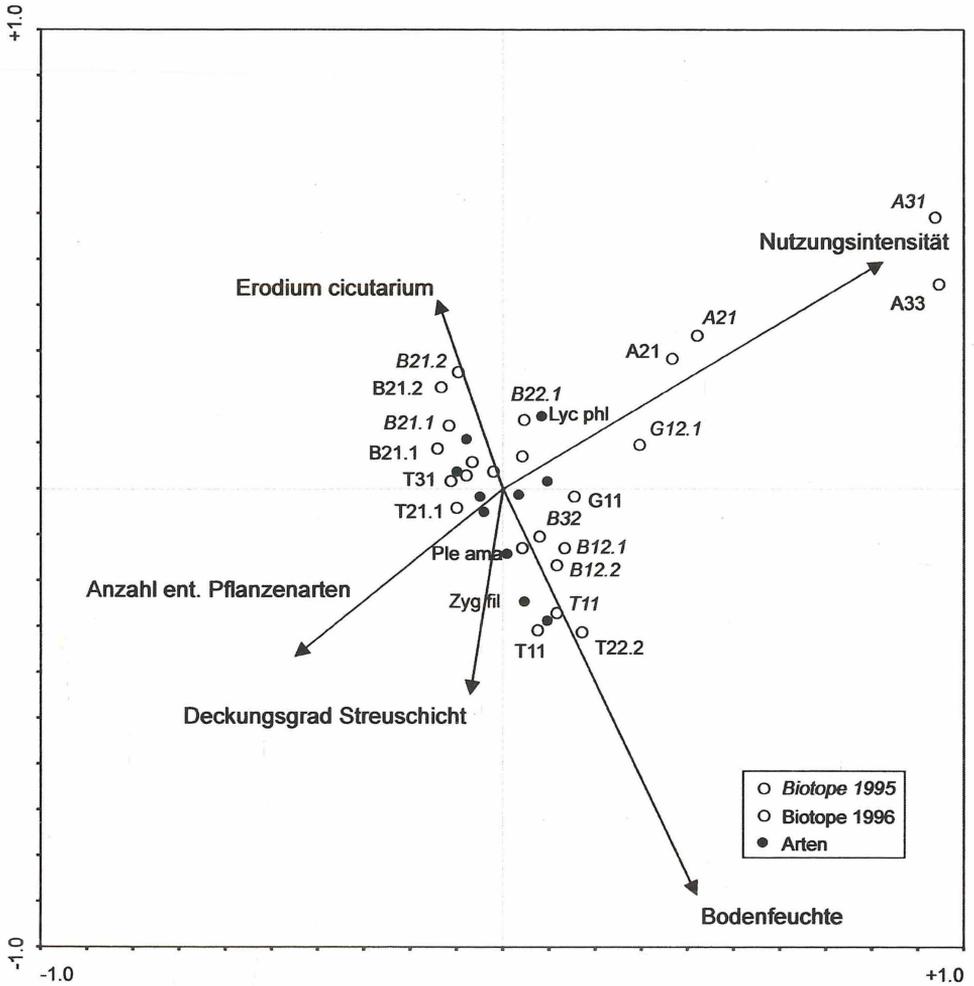


Abb. 30: Triplot der ersten beiden Hauptachsen der kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) der Rhopalocera und Zygaenidae; Datensatz: Transektmethode 1995/96; Untersuchungsjahr als Covariable eingehend; Art- und Gattungsnamen jeweils mit den ersten 3 Buchstaben abgekürzt; aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht alle Arten- und Biotoppunkte dargestellt; Äcker: A31-A33: konv. Roggen, A21: biol. Roggen 1995/Hafer 1996, Grünland: G11: Wiese, G12.1: Weide (Hochfläche), Ackerbrachen: B12.1: zweij., Echte-Kamille-Ges., B12.2: zweij., Leindotter-Ges., B21.1: mehrj., Windhalm-/Quecke-Bestand, B21.2: mehrj., Kl. Sauerampfer-Bestand, B22: mehrj., Quecke-/Windhalm-Bestand, gemulcht, B32: mehrj., Ackerkratzdistel-Bestand, Magerrasen: T11: Glatthaferwiese, T21.1: Halbtrockenrasen/Sandtrockenrasen (SW-Exp.), T22.2: Halbtrockenrasen/Pfeifengraswiese, T31: Sandtrockenrasen (SW-Exp.)

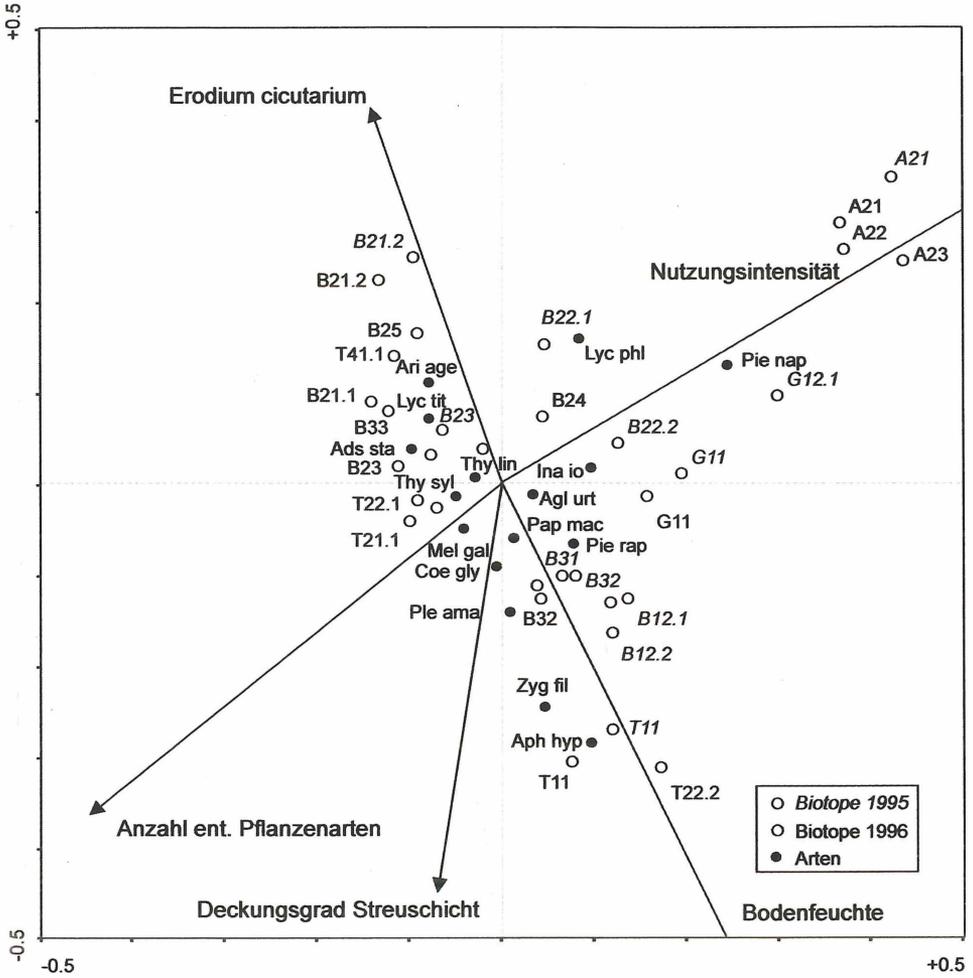


Abb. 31: Ausschnitt aus dem Triplot der ersten beiden Hauptachsen der kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) der Rhopalocera und Zygaenidae; Datensatz: Transektmethode 1995/96; Untersuchungsjahr als Covariable eingehend; Art- und Gattungsnamen jeweils mit den ersten 3 Buchstaben abgekürzt; aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht alle Arten- und Biotoppunkte dargestellt; Äcker: A21: biol. Roggen 1995/Hafer 1996, A22: biol. Roggen, A23: biol. Öllein, Grünland: G11: Wiese, G12.1: Weide (Hochfläche), Ackerbrachen: B24: einj., Ackerkratzdistel-Bestand, B12.1: zweij., Echte-Kamille-Ges., B12.2: zweij., Leindotter-Ges., B21.1: mehrj., Windhalm-/Quecke-Bestand, B21.2: mehrj., Kl. Sauerampfer-Bestand, B22: mehrj., Quecke-/Windhalm-Bestand, gemulcht, B23: mehrj., Trockenflur, B25: mehrj., Silbergrasflur, B31, B32: mehrj., Ackerkratzdistel-Bestand, B33: mehrj., Quecke-Bestand, Magerrasen: T11: Glatthaferwiese, T21.1: Halbtrockenrasen/Sandtrockenrasen (SW-Exp.), T22.1: Halbtrockenrasen/Silbergrasflur, T22.2: Halbtrockenrasen/ Pfeifengraswiese, T31: Sandtrockenrasen (SW-Exp.), T41.1: Sandtrockenrasen (S-Exp., NSG)

Die übrigen 3 Umweltfaktoren sind weniger stark am Aufbau der ersten 2 Hauptachsen beteiligt. Daher sind Rückschlüsse, die aus der Lage der Artenpunkte gezogen werden können, von geringerer Aussagekraft. Aus der Betrachtung der dritten Dimension (keine Abbildung) resultieren im wesentlichen keine zusätzlichen Erkenntnisse, so daß auf eine weitergehende Interpretation an dieser Stelle verzichtet werden soll.

5.3.2.2 Orthopteroidea

Bei der Einbeziehung aller Umweltfaktoren in die kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) ergeben sich die Tabelle 27 zu entnehmenden Eigenwerte der Umweltfaktoren. Demnach kommen der Bodenfeuchte, der Vegetationshöhe und dem pH-Wert die höchste Bedeutung für die Erklärung der gesamten Datenvarianz zu.

Bei der schrittweisen Selektion der Umweltfaktoren („forward selection“) fällt auf, daß sich gegenüber der Rangfolge gemessen an den Eigenwerten der Umweltfaktoren (Tab. 27) deutliche Differenzen ergeben. So rückt der Anteil der organischen Substanz im Oberboden nach der Auswahl der Bodenfeuchte auf die letzte Position. Dagegen steht das Auftreten von *Erodium cicutarium* an höherer Position als dies aufgrund der Höhe des Eigenwertes zu erwarten gewesen wäre.

Der relativ hohe Erklärungsanteil des Auftretens von *Erodium cicutarium* dürfte wohl auf einen mittelbaren Zusammenhang zurückzuführen sein. Als Einflußfaktoren kommen hier neben dem hohen Sandgehalt der hohe Anteil offener Bodenstellen in den von *Erodium cicutarium* besiedelten Lebensräume in Frage.

Für die ersten 5 Umweltfaktoren konnte mittels Monte-Carlo-Permutation ein signifikanter Einfluß auf die Artenzusammensetzung und die relative Häufigkeit der Arten nachgewiesen werden. Deshalb wurden für die nachfolgende Analyse nur noch diese berücksichtigt.

Die kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) mit diesen 5 Umweltfaktoren ergibt, daß insgesamt 33% der Datenvarianz durch die ersten 4 Hauptachsen, also durch Linearkombinationen der Umweltfaktoren, erklärt werden können. Die zusätzlich durchgeführte Korrespondenzanalyse (CA), bei der die Hauptachsen aus hypothetischen Parametern berechnet werden, ergibt für die ersten 4 Hauptachsen einen Erklärungsanteil von 63,4%.

Tab. 27: Eigenwerte der Umweltfaktoren (λ) und Rang der Umweltfaktoren bei schrittweiser Selektion („forward selection“) bei der kanonischen Korrespondenzanalyse (CAA) der Orthopteroidea

Umweltfaktor	Eigenwert (λ)	Rang bei „forward selection“
Bodenfeuchte	0,22	1
Vegetationshöhe	0,18	3
pH-Wert	0,18	2
Anteil organischer Substanz	0,16	8
Deckungsgrad der Streuschicht	0,14	5
Anzahl blüh. entom. Pflanzenarten	0,14	6
<i>Erodium cicutarium</i>	0,10	4
Nutzungsintensität	0,06	7

Tab. 28: Kanonische Koeffizienten („canonical coefficients“) für die standardisierten Umweltfaktoren für die 4 Hauptachsen bei der kanonischen Korrespondenzanalyse (CAA) der Orthopteroidea; zusätzlich angegeben sind die Eigenwerte der Hauptachsen

	Achse 1	Achse 2	Achse 3	Achse 4
Eigenwert der Achse	0,334	0,214	0,087	0,061
pH-Wert	-0,728	-0,360	-1,225	0,267
Bodenfeuchte	0,827	-0,256	0,223	0,902
Vegetationshöhe	0,008	-0,576	1,185	-0,498
Deckungsgrad der Streuschicht	0,228	-0,320	-0,500	-0,331
<i>Erodium cicutarium</i>	-0,205	-0,295	0,319	0,983

Bei dem Vergleich der Eigenwerte der 4 Hauptachsen fällt das sehr viel höhere Gewicht der ersten beiden Achsen gegenüber der dritten und vierten auf (Tab. 28). Aus der Höhe der kanonischen Koeffizienten für die standardisierten Umweltfaktoren läßt sich ableiten, daß in die Bildung der erste Hauptachse in erster Linie die Bodenfeuchte und der pH-Wert eingehen. Die zweite Hauptachse korreliert am stärksten mit der Vegetationshöhe, während am Aufbau der dritten Hauptachse wiederum vor allem die Vegetationshöhe und der pH-Wert beteiligt sind. Während die Vektoren pH-Wert und Vegetationshöhe in der zweiten Dimension jedoch gleichgerichtet sind, weisen sie in der dritten Dimension in unterschiedliche Richtungen (s. Abb. 33).

So läßt sich bei der Betrachtung der dritten Achse die Abhängigkeit der Häufigkeitsverteilung vom pH-Wert und von der Vegetationshöhe für einige Arten differenzieren. Der niedrige Eigenwert der dritten Hauptachse läßt allerdings nur vorsichtige Interpretationen in dieser Richtung zu.

Abbildung 32 zeigt den Triplot der ersten beiden Hauptachsen. Als Arten mit der höchsten Feuchtepräferenz treten *Pholidoptera griseoptera* und *Chrysochraon dispar* deutlich hervor. Die Hygrophilie von *Chrysochraon dispar* konnte auch mittels univariater Auswertung nachgewiesen werden. *Pholidoptera griseoptera* benötigt für die Eientwicklung überdurchschnittlich hohe Feuchtigkeitsmengen, was als Grund für die vergleichsweise hohe Feuchtepräferenz der Imagines angenommen werden kann (INGRISCH 1988).

Die Optima von *Myrmeleotettix maculatus* und *Chorthippus mollis* liegen im Bereich der geringsten Bodenfeuchten. *Myrmeleotettix maculatus* gilt auch in anderen Regionen Deutschlands als stark xerophil (z.B. WALLASCHEK 1995, DETZEL 1998e). Der Artenpunkt von *Myrmeleotettix maculatus* liegt sehr weit im randlichen Bereich des Ordinationsraumes. Demnach präferiert die Art in den Untersuchungsgebieten neben sehr trockenen Böden extrem niedrige Vegetation und pH-Werte.

Ein Vergleich der verschiedenen Projektionsebenen zeigt, bei welchen Arten eine Präferenz hoher pH-Werte vorliegt, und welche Arten vor allem an hohe Vegetation gebunden sind (Abb. 33). So weist die Lage des Optimums von *Chorthippus apricarius* auf eine Präferenz hoher Vegetation, aber niedriger pH-Werte hin.

Demgegenüber scheint das Vorkommen von *Metrioptera bicolor* eher von hohen pH-Werten und weniger von hoher Vegetation abhängig zu sein. Dieses Ergebnis widerspricht allerdings den eigenen Beobachtungen zum Verhalten dieser Art. So sind vor allem die stridulierenden Männchen von *Metrioptera bicolor* häufig im Bereich des Blütenhorizontes zu beobachten. Eine starke Vertikalorientierung dieser Art wird auch von INGRISCH (1976) beschrieben.

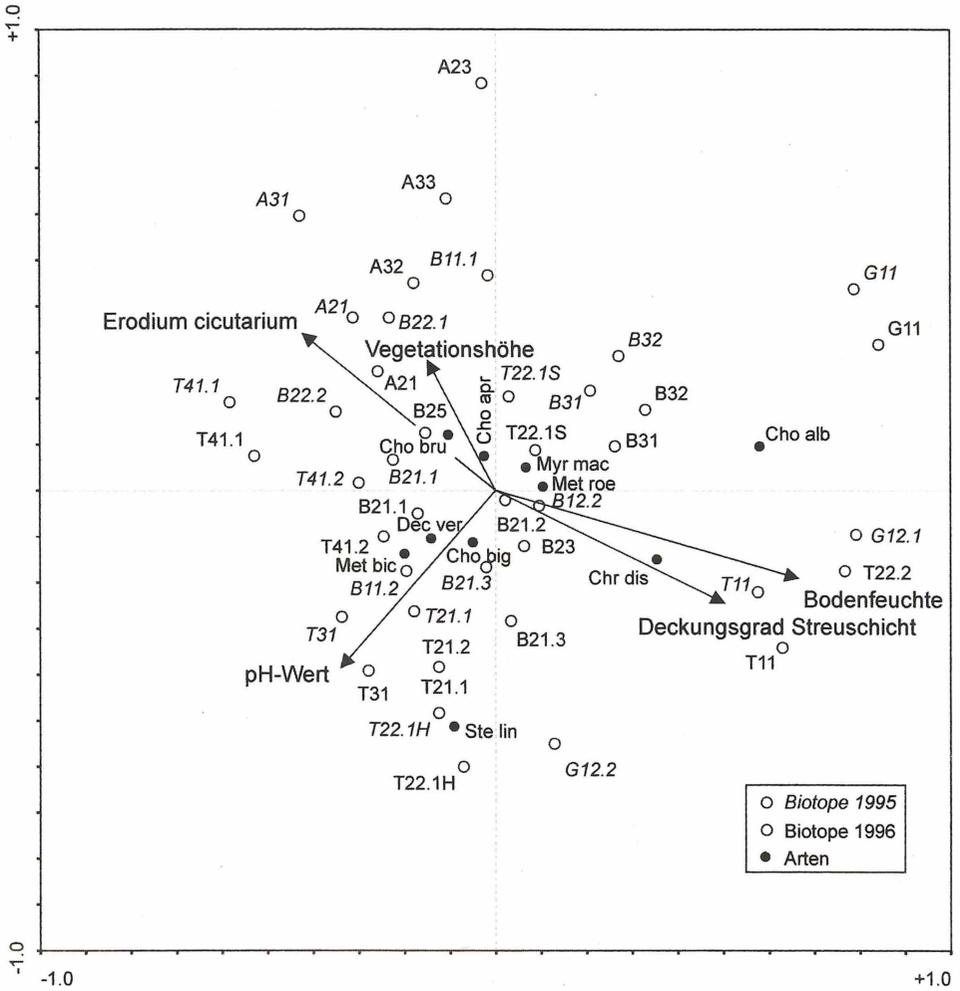


Abb. 33: Triplot der ersten und der dritten Hauptachse der kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) der Orthopteroidea; Datensatz: Verhörmethode 1995/96; Untersuchungsjahr als Covariable eingehend; Art- und Gattungsnamen jeweils mit den ersten 3 Buchstaben abgekürzt; aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht alle Arten- und Biotoppunkte dargestellt; **Äcker:** A31-A33: konv. Roggen, A21: biol. Roggen 1995/Hafer 1996, A23: Öllein, **Grünland:** G11: Wiese, G12: Weide, **Ackerbrachen:** B11.1-2: zweij., Echte-Kamille-Ges., B12.2: zweij. Leindotter-Ges., B21.1: mehrj., Windhalm-/Quecke-Bestand, B21.2: mehrj., Kl. Sauerampfer-Bestand, B21.3: mehrj., Ackerkratzdistel-Bestand, B22: mehrj., Quecke-/Windhalm-Bestand, gemulcht, B23: mehrj., Trockenflur, B25: mehrj., Silbergrasflur, B31, B32: mehrj., Ackerkratzdistel-Bestand, **Magerrasen:** T11: Glatthaferwiese, T21.1: Halbtrockenrasen/ Sandtrockenrasen (SW-Exp.), T21.2: Sandtrockenrasen (SW-Exp.), T22.1H: Halbtrockenrasen, T22.1S: Silbergrasflur, T22.2: Halbtrockenrasen/Pfeifengraswiese, T31: Sandtrockenrasen (SW-Exp.), T41.1: Sandtrockenrasen (S-Exp., NSG), T41.2: Sandtrockenrasen (NSG)

5.3.3 Klassifikationsanalyse zur Bestimmung der ökologischen Nischengrenzen

Die Bestimmung der ökologischen Nischengrenzen von Arten stellt eine wichtige Grundlage zur Prognose der potentiellen Habitataignung von Lebensräumen dar. Insbesondere beim Vorliegen komplizierter mathematischer Reaktionsmodelle bietet diese Vorgehensweise Vorteile gegenüber anderen Methoden. So empfehlen auch Litvak & HANSELL (1990) die äußeren Grenzen des Vorkommens eines Taxons unter Vernachlässigung von Ausreißern für die Beschreibung der Nische zu verwenden, anstatt grundsätzlich eine unimodale Verteilung anzunehmen und eine entsprechende Anpassungsfunktion zu errechnen.

Die Klassifikationsanalyse wurde sowohl mit als auch ohne Zulassen von Linearkombinationen der Umweltfaktoren durchgeführt. Das Zulassen von Linearkombinationen dient vor allem der Aufdeckung von multivariaten Abhängigkeiten der Vorkommen.

Als gut wurde die Klassifizierung dann angesehen, wenn der prozentuale Anteil der Biotope mit Artenvorkommen in der abgegrenzten Klasse „Biotope mit Vorkommen“ mindestens 60% betrug und nicht mehr als 20% der Vorkommen falsch klassifiziert wurden. Seltene Arten (weniger als 5 Biotope mit Vorkommen) fanden bei dieser Analyse keine Berücksichtigung.

5.3.3.1 Rhopalocera, Zygaenidae

Die Klassifikationsanalyse führt bei 17 Arten der Rhopalocera und Zygaenidae zu einer guten Auftrennung von Biotopen mit und ohne Vorkommen (Tab. 29, Tab. 30). Für *Adscita stactices*, *Inachis io*, *Issoria lathonia* und *Maniola jurtina* konnte eine gute Abtrennung der Vorkommen erst durch das Zulassen von Linearkombinationen der Umweltfaktoren er-

Tab. 29: Ergebnisse der Klassifikationsanalyse (CART) für ausgewählte Arten der Rhopalocera und Zygaenidae bei Einbeziehung von 6 Umweltfaktoren; org. Subst.: Anteil organischer Substanz [%], Feuchte: Bodenfeuchte [%], Nutzung: Nutzungsintensität, Pflanz.: Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten, Vegh.: Vegetationshöhe

Art	1. Split	2. Split	3. Split
<i>Aglais urticae</i>	Nutzung <= 0,5 Nutzung > 0,5	Feuchte <= 10,96	
<i>Aricia agestis</i>	Vegh. <= 3	org. Subst. <= 3,17	Nutzung <= 1
<i>Coenonympha glycerion</i>	Nutzung <= 0,25	pH-Wert > 7,5	
<i>Coenonympha pamphilus</i>	Nutzung <= 3	pH-Wert <= 8,58	
<i>Lycaena phlaeas</i>	pH-Wert <= 8,44	Nutzung <= 0,25	
<i>Lycaena tityrus</i>	pH-Wert <= 8,49	Nutzung <= 3	
<i>Melanargia galathea</i>	Nutzung <= 0,25	pH-Wert > 7,08	
<i>Pieris brassicae</i>	Pflanz. > 9	Vegh. >= 2	
<i>Plebicula amanda</i>	Pflanz. > 25	Nutzung <= 0,25	Feuchte > 9,04
<i>Polyommatus icarus</i>	Pflanz. > 16	Vegh. <= 4	Feuchte <= 18,98
<i>Thymelicus lineolus</i>	Pflanz. > 9		
<i>Thymelicus sylvestris</i>	Nutzung <= 0,25		

reicht werden. Bei den meisten Arten lassen sich mit Linearkombinationen bessere Resultate erzielen als ohne, was auf eine überwiegend multivariate Abhängigkeit der Vorkommen schließen läßt.

Ein Vergleich der für die Auftrennung ausgewählten Umweltfaktoren ergibt, daß die Nutzungsintensität besonders häufig als Trennungsmerkmal verwendet wird. Dabei liegen die Vorkommen in der Regel unterhalb eines oberen Grenzwertes. Dieser erreicht bei der Klassifikation mit Einzelfaktoren keinen höheren Wert als 3, liegt also höchstens im mittleren Bereich der Wertespanne. Ein hoher Artenanteil kann demnach als nutzungsempfindlich eingestuft werden, was in Übereinstimmung mit dem Ergebnis der multivariaten Analyse steht.

Weiterhin kommt der Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten und dem pH-Wert eine hohe Bedeutung als Trennungsmerkmal zu. Für die Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten wird in der Regel ein unterer Grenzwert ausgewählt. Für den pH-Wert werden sowohl Ober- als auch Untergrenzen gebildet.

Im folgenden sollen die Ergebnisse der Klassifikationsanalyse für ausgewählte Arten näher analysiert werden. Dabei finden häufige Arten, die in mehr als 60% der untersuchten Biotope nachgewiesen wurden, keine Berücksichtigung. Vielmehr konzentriert sich die Analyse auf diejenigen Arten, die als qualitative Indikatoren in Betracht kommen.

Tab. 30: Ergebnisse der Klassifikationsanalyse (CART) für ausgewählte Arten der Rhopalocera und Zygaenidae bei Einbeziehung von 6 Umweltfaktoren und Zulassen von Linearkombinationen; org. Subst.: Anteil organischer Substanz [%], Feuchte: Bodenfeuchte [%], Nutz.: Nutzungsintensität, Pflanz.: Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten, Vegh.: Vegetationshöhe

Art	1. Split	2. Split
<i>Adscita statices</i>	$-0,7 \cdot \text{pH-Wert} + 0,48 \cdot \text{Feuchte} - 0,12 \cdot \text{Pflanz.} + 0,52 \cdot \text{Nutz.} \leq -2,82$	Pflanz. ≤ 37
<i>Aricia agestis</i>	$-0,3 \cdot \text{Feuchte} - 0,95 \cdot \text{Vegh.} > -6,1$	Nutz. ≤ 1
<i>Coenonympha glycerion</i>	$-0,15 \cdot \text{pH-Wert} + 0,99 \cdot \text{Nutz.} \leq -0,83$	pH-Wert $> 7,5$
<i>Coenonympha pamphilus</i>	$-0,95 \cdot \text{pH-Wert} + 0,33 \cdot \text{Nutz.} > -8,46$	$0,89 \cdot \text{Feuchte} + 0,25 \cdot \text{Pflanz.} - 0,39 \cdot \text{Nutz.} > 11,64$
<i>Inachis io</i>	$-0,93 \cdot \text{pH-Wert} - 0,37 \cdot \text{Nutz.} > -8,36$	
<i>Issoria lathonia</i>	$0,33 \cdot \text{Feuchte} - 0,24 \cdot \text{Pflanz.} + 0,91 \cdot \text{Nutz.} \leq -0,44$	$-0,45 \cdot \text{Feuchte} - 0,89 \cdot \text{Pflanz.} > -35,13$
<i>Lycæna phlaeas</i>	$-0,95 \cdot \text{pH-Wert} + 0,33 \cdot \text{org. Subst.} > -6,93$	Nutz. $\leq 0,25$
<i>Lycæna tityrus</i>	$0,53 \cdot \text{pH-Wert} - 0,009 \cdot \text{Pflanz.} + 0,85 \cdot \text{Vegh.} \leq 6,79$	Nutz. $\leq 0,25$
<i>Maniola jurtina</i>	$-0,41 \cdot \text{pH-Wert} - 0,53 \cdot \text{Nutz.} + 0,75 \cdot \text{Vegh.} > -1,42$	
<i>Melanargia galathea</i>	$-0,15 \cdot \text{pH-Wert} + 0,99 \cdot \text{Nutz.} \leq -0,83$	
<i>Pieris brassicae</i>	$0,27 \cdot \text{pH-Wert} - 0,03 \cdot \text{Pflanz.} + 0,29 \cdot \text{Nutz.} - 0,92 \cdot \text{Vegh.} \leq -0,43$	
<i>Pieris rapae</i>	$0,14 \cdot \text{Feuchte} + 0,73 \cdot \text{Nutz.} - 0,67 \cdot \text{Vegh.} \leq 1,51$	
<i>Plebicula amanda</i>	$0,6 \cdot \text{org. Subst.} + 0,8 \cdot \text{Pflanz.} > 27$	Nutz. $\leq 0,25$
<i>Polyommatus icarus</i>	$-0,95 \cdot \text{pH-Wert} + 0,31 \cdot \text{Pflanz.} > -2,35$	$0,98 \cdot \text{pH-Wert} - 0,086 \cdot \text{Feuchte} - 0,17 \cdot \text{Nutz.} > 6,21$

Aricia agestis

Die ökologische Nische von *Aricia agestis* kann mit den einzeln einbezogenen Umweltfaktoren sehr gut abgegrenzt werden (Tab. 29). Bei dieser Art sind die Vegetationshöhe und der Anteil organischer Substanz im Oberboden die wichtigsten Trennungsmerkmale. Für alle Faktoren werden obere Grenzwerte gebildet. Die Art kommt nur bei geringer und mittlerer Vegetationshöhe (bis ca. 50 cm) und gleichzeitig geringem Anteil organischer Substanz vor. Höchstwahrscheinlich ist aber nicht der Anteil organischer Substanz, sondern die Bodenfeuchte der direkte Einflußparameter. Durch die Linearkombination von Vegetationshöhe und Bodenfeuchte als Trennungsmerkmal wird ein besseres Ergebnis erreicht als durch die schrittweise Auftrennung mit Einzelfaktoren, was als Hinweis auf die hohen Wechselwirkungen zwischen Vegetationsstruktur und edaphischen Parametern gewertet werden kann. Im letzten Schritt wird mit Hilfe des Umweltfaktors Nutzungsintensität eine Abtrennung der Mehrzahl der Biotope ohne Vorkommen erreicht (Abb. 34).

Lycaena tityrus, Lycaena phlaeas

Bei den nahe verwandten Arten *Lycaena tityrus* und *Lycaena phlaeas* werden ohne Zulassen von Linearkombinationen mit dem pH-Wert im ersten und der Nutzungsintensität im zweiten Schritt die gleichen Umweltfaktoren in gleicher Reihenfolge als Trennungsmerkmale ausgewählt (Tab. 29). Während die Grenzwerte für den pH-Wert annähernd übereinstimmen, weichen diejenigen für die Nutzungsintensität deutlich voneinander ab. Bei der Klassifikationsanalyse mit Zulassen von Linearkombinationen werden dagegen die gleichen niedrigen Grenzwerte für die Nutzungsintensität gebildet. Allerdings führt dies bei *Lycaena tityrus* zur falschen Klassifizierung einiger Vorkommen (Abb. 35).

Wie eine Auswertung der Vegetationstabellen von KUNZMANN (1999) zeigt, entspricht der Grenzwert für den pH-Wert etwa der ökologischen Nischengrenze für die Raupenahrungspflanze *Rumex acetosella*. Diese besiedelt nur basenarme bis neutrale Standorte.

Bei der Bildung von Linearkombinationen geht bei *Lycaena phlaeas* neben dem pH-Wert der Anteil organischer Substanz im Oberboden in die Gleichung ein. Demgegenüber wird die Linearkombination bei *Lycaena tityrus* aus dem pH-Wert, der Vegetationshöhe und der Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten gebildet.

Melanargia galathea

Die Auftrennung der Biotope mit Vorkommen und Nichtvorkommen von *Melanargia galathea* gelingt mit einzelnen Umweltfaktoren als Trennungsmerkmal nahezu vollständig (Abb. 36). Dabei wird im ersten Schritt die Nutzungsintensität und im zweiten der pH-Wert ausgewählt. Die Nutzungsintensität spielt gegenüber dem pH-Wert eine wesentlich größere Rolle, was an der sehr viel höheren Anzahl der mit Hilfe dieses Umweltfaktors abgetrennten Biotope mit Nichtvorkommen zum Ausdruck kommt. Der sehr niedrige Nutzungsintensitätswert stellt eine Obergrenze für das Vorkommen von *Melanargia galathea* dar. Das Zulassen von Linearkombinationen hat keine bessere Auftrennung zur Folge. Es werden die gleichen Umweltfaktoren in die Gleichung einbezogen (Tab. 30).

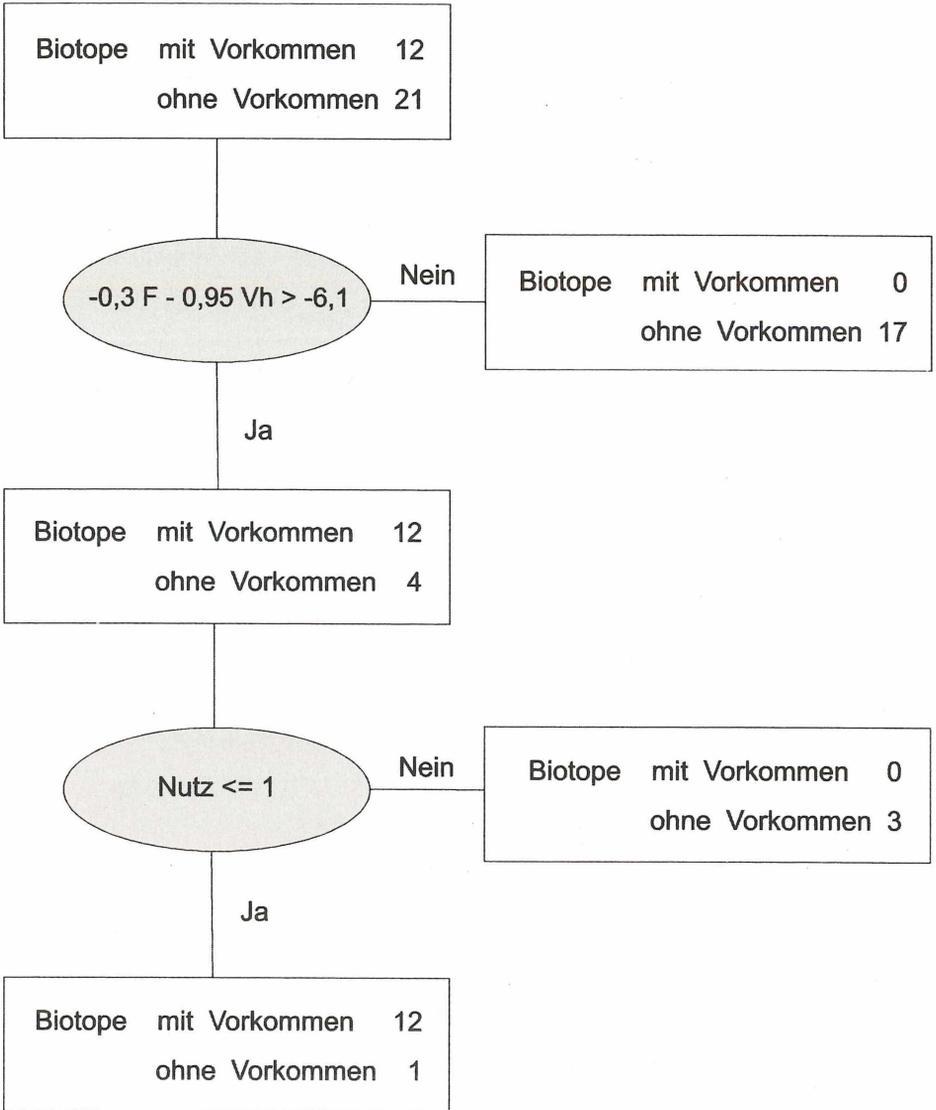


Abb. 34: Klassifikationsbaum für *Aricia agestis* bei Zulassen von Linearkombinationen der Umweltfaktoren als Trennungsmerkmal; leicht veränderte Darstellung des mit dem Programm CART erhaltenen Diagramms; Ergebnisse der beiden Untersuchungsjahre 1995/96 zusammengefaßt; F: Bodenfeuchte, Vh: Vegetationshöhe, Nutz: Nutzungsintensität

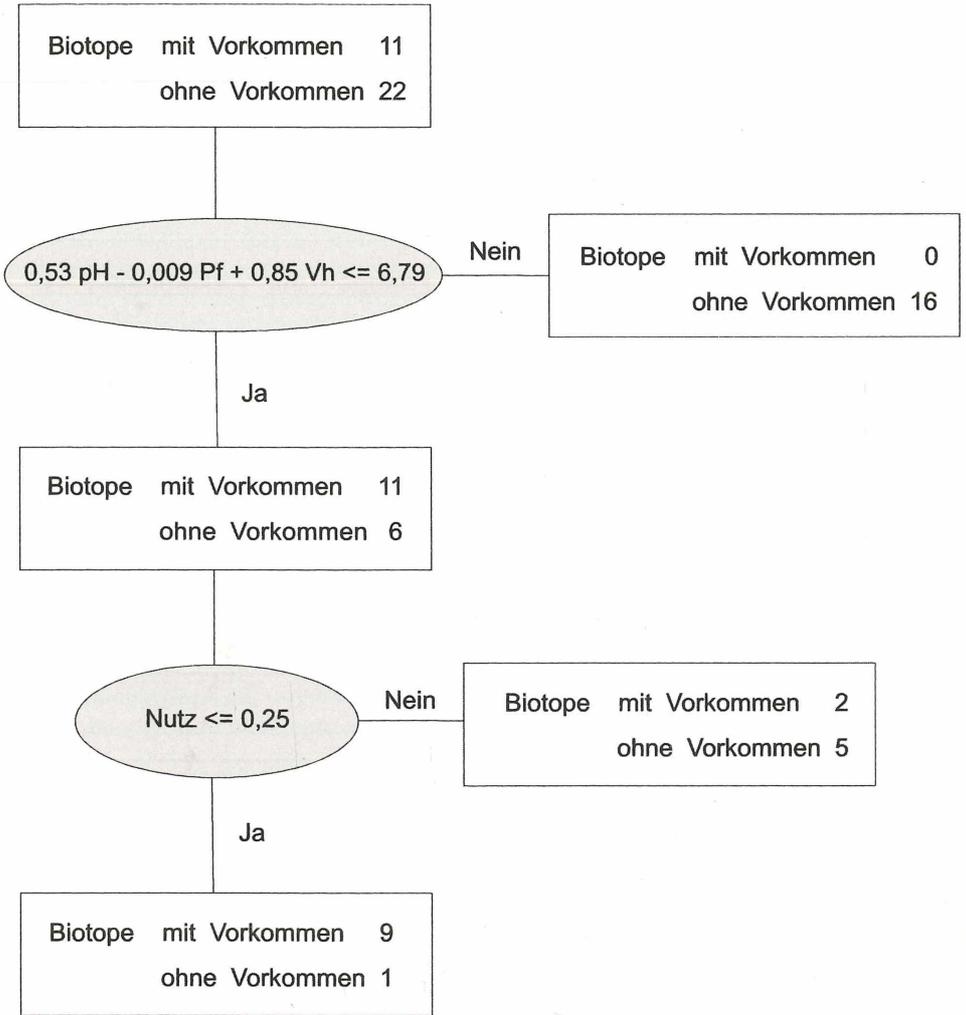


Abb. 35: Klassifikationsbaum für *Lycaena tityrus* bei Zulassen von Linearkombinationen der Umweltfaktoren als Trennungsmerkmal; leicht veränderte Darstellung des mit dem Programm CART erhaltenen Diagramms; Ergebnisse der beiden Untersuchungsjahre 1995/96 zusammengefaßt; **pH:** pH-Wert, **Pf:** Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten, **Vh:** Vegetationshöhe, **Nutz:** Nutzungsintensität

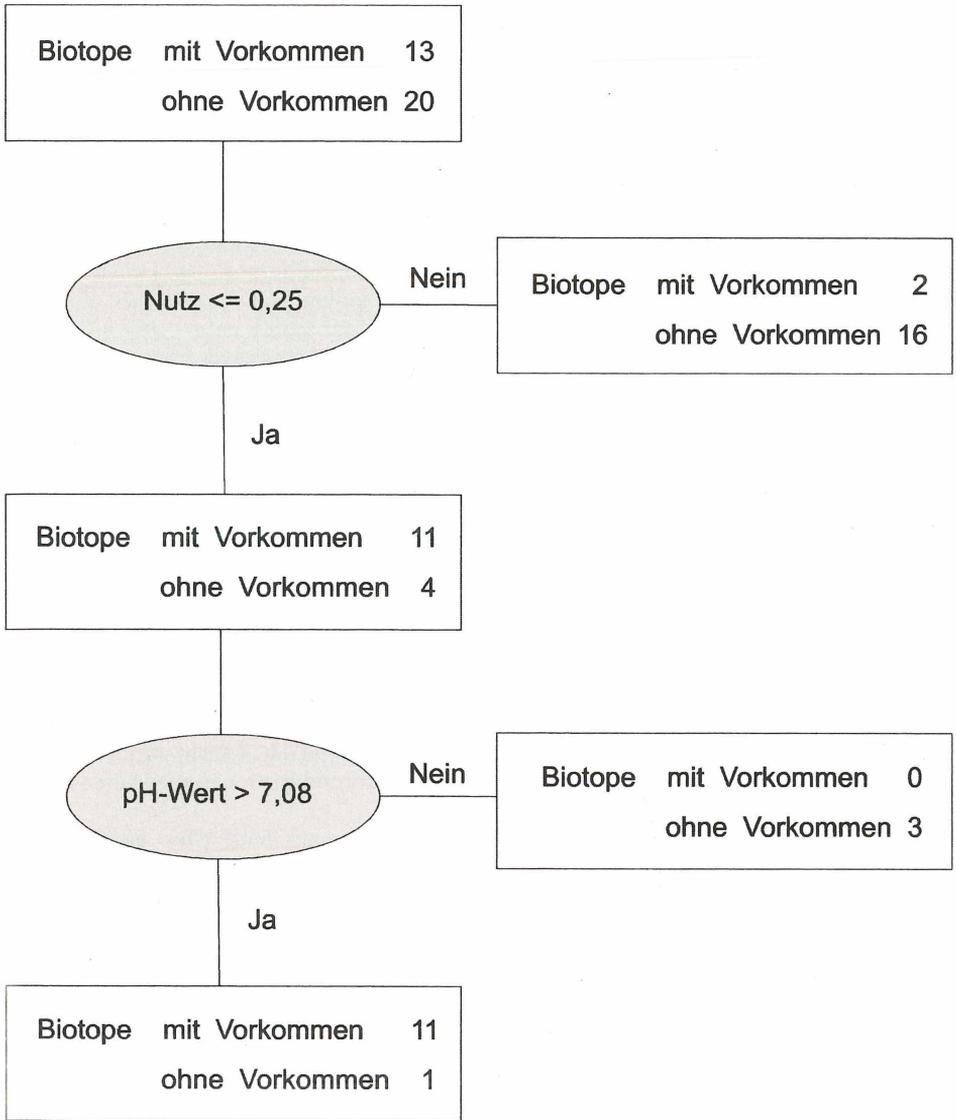


Abb. 36: Klassifikationsbaum für *Melanargia galathea* bei Einbeziehung einzelner Umweltfaktoren als Trennungsmerkmal; leicht veränderte Darstellung des mit dem Programm CART erhaltenen Diagramms; Ergebnisse der beiden Untersuchungsjahre 1995/96 zusammengefaßt; **Nutz:** Nutzungsintensität

Plebicula amanda

Eine besonders gute Auftrennung von Vorkommen und Nichtvorkommen ergibt sich für *Plebicula amanda* (Tab. 29). Bei der Klassifikationsanalyse mit Einzelfaktoren werden diese wie folgt einbezogen: 1. Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten, 2. Nutzungsintensität und 3. Bodenfeuchte. *Plebicula amanda* tritt demnach nur bei sehr hoher Blütenvielfalt, sehr geringer Nutzungsintensität und höherer Bodenfeuchte auf. Eine vollständige Abtrennung der Biotope mit Vorkommen gelingt durch das Zulassen von Linearkombinationen (Tab. 30). Hierbei werden im wesentlichen dieselben Umweltfaktoren in die Gleichung einbezogen.

Thymelicus sylvestris

Die Biotope mit Vorkommen von *Thymelicus sylvestris* können mit einzelnen Umweltfaktoren in einem Schritt nahezu vollständig abgetrennt werden (Tab. 29). Als Trennungsmerkmal wird die Nutzungsintensität ausgewählt, wobei der Grenzwert im Bereich sehr niedriger Werte liegt. Durch das Zulassen von Linearkombinationen ergibt sich keine andere Separierung.

5.3.3.2 Orthopteroidea

Die Klassifikationsanalyse ergibt für insgesamt 8 Arten der Orthopteroidea eine gute Abtrennung der Biotope mit Vorkommen (Tab. 31, Tab. 32).

Bei *Chorthippus albomarginatus* und *Chrysochraon dispar* konnte ausschließlich mittels Linearkombinationen der Umweltfaktoren eine gute Separierung erreicht werden. Bei den übrigen Arten ergibt sich durch das Zulassen von Linearkombinationen meist eine bessere Auftrennung als ohne diese Option.

Der Umweltfaktor Nutzungsintensität gehört zu den am häufigsten ausgewählten Trennungsmerkmalen, wobei bei Einbeziehung von einzelnen Faktoren in jedem Fall eine Obergrenze gebildet wird. Diese liegt im Bereich niedriger Werte (höchstens 3).

Die Ergebnisse der Klassifikationsanalyse werden nachfolgend für einige Arten genauer analysiert.

Tab. 31: Ergebnisse der Klassifikationsanalyse (CART) für ausgewählte Arten der Orthopteroidea bei Einbeziehung von 6 Umweltfaktoren; org. Subst.: Anteil organischer Substanz [%], Feuchte: Bodenfeuchte [%], Nutzung: Nutzungsintensität, Pflanz.: Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten, Vegh.: Vegetationshöhe

Art	1. Split	2. Split	3. Split
<i>Chorthippus brunneus</i>	org. Subst. <= 3,31		
<i>Chorthippus dorsatus</i>	Vegh. <= 4	Pflanz. > 21	
<i>Chorthippus mollis</i>	Nutzung <= 3	Feuchte <= 15,32	
<i>Chorthippus parallelus</i>	Vegh. <= 4	Pflanz. > 9	pH-Wert <= 8,78
<i>Decticus verrucivorus</i>	Nutzung < 0,5	Feuchte <= 13,42	
<i>Metrioptera bicolor</i>	Nutzung <= 0,5	Feuchte <= 16,93	

Chorthippus mollis

Die beste Abtrennung der Biotope mit Vorkommen gelingt bei *Chorthippus mollis* (Tab. 31, Tab. 32 u. Abb. 37). Bei der Klassifikation mit Einzelfaktoren kommt der Nutzungsintensität als Trennungsmerkmal die höchste Bedeutung zu. Der Grenzwert, der im Bereich mittlerer Nutzungsintensitäten liegt, stellt eine Obergrenze für das Vorkommen dieser Art dar. Im zweiten Auftrennungsschritt werden mittels Bodenfeuchte die übrigen Biotope ohne Vorkommen fast vollständig abgetrennt.

Eine vollständige Separierung von Vorkommen und Nichtvorkommen wird durch das Zulassen von Linearkombinationen erreicht (Tab. 32). Im ersten Auftrennungsschritt gehen ebenfalls die beiden Umweltfaktoren Nutzungsintensität und Bodenfeuchte in die Gleichung ein, wobei einige Biotope mit Vorkommen falsch zugeordnet werden. Diese können in einem weiteren Auftrennungsschritt mit Hilfe der Vegetationshöhe von den Biotopen ohne Vorkommen abgetrennt werden, was offensichtlich auf die engen Wechselbeziehung zwischen Bodenfeuchte und Vegetationshöhe zurückzuführen ist.

Decticus verrucivorus

Bei *Decticus verrucivorus* werden die Umweltfaktoren Nutzungsintensität und Bodenfeuchte als Trennungsmerkmale ausgewählt, wobei die Nutzungsintensität höher gewichtet wird (Tab. 31, Tab. 32). Die Klasse der Vorkommen ist jeweils nach oben hin begrenzt. Die Grenze für den Umweltfaktor Nutzungsintensität liegt im Bereich sehr niedriger Werte, was die Nutzungsempfindlichkeit dieser Art unterstreicht.

Die gleichen Umweltfaktoren werden bei der Bildung von Linearkombinationen ausgewählt, wobei sich die Abtrennung der Vorkommen in nur einem Schritt vollzieht (Tab. 32). Hieraus resultiert keine bessere Klassifizierung als mit den einzelnen Umweltfaktoren.

Tab. 32: Ergebnisse der Klassifikationsanalyse (CART) für ausgewählte Arten der Orthopteroidea bei Einbeziehung von 6 Umweltfaktoren und Zulassen von Linearkombinationen; Feuchte: Bodenfeuchte [%], Nutz.: Nutzungsintensität, Pflanz.: Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten, pH: pH-Wert, Vegh.: Vegetationshöhe

Art	1. Split	2. Split	3. Split
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	$-0,97 \cdot \text{pH} + 0,23 \cdot \text{Feuchte} > -5,45$	$0,99 \cdot \text{pH} - 0,12 \cdot \text{Pflanz.} > 3,74$	
<i>Chorthippus dorsatus</i>	$-0,33 \cdot \text{pH} + 0,95 \cdot \text{Vegh.} \leq 1,26$	$-0,95 \cdot \text{pH} - 0,32 \cdot \text{Feuchte} \leq -9,39$	$-0,86 \cdot \text{pH} + 0,51 \cdot \text{Vegh.} > -6,02$
<i>Chorthippus mollis</i>	$-0,42 \cdot \text{Feuchte} - 0,91 \cdot \text{Nutz.} > -6,74$ $-0,42 \cdot \text{Feuchte} - 0,91 \cdot \text{Nutz.} \leq 6,74$	$\text{Vegh.} \leq 1$	
<i>Chorthippus parallelus</i>	$0,3 \cdot \text{pH} - 0,2 \cdot \text{Pflanz.} + 0,93 \cdot \text{Vegh.} \leq 1,48$	$0,18 \cdot \text{pH} - 0,075 \cdot \text{Feuchte} + 0,98 \cdot \text{Nutz.} \leq 0,83$	
<i>Chrysochraon dispar</i>	$0,62 \cdot \text{pH} + 0,22 \cdot \text{Pflanz.} - 0,75 \cdot \text{Nutz.} > 8,83$	$0,93 \cdot \text{pH} + 0,06 \cdot \text{Pflanz.} - 0,36 \cdot \text{Vegh.} \leq 8,7$	
<i>Decticus verrucivorus</i>	$-0,13 \cdot \text{Feuchte} - 0,99 \cdot \text{Nutz.} > -1,7$		
<i>Metrioptera bicolor</i>	$0,86 \cdot \text{pH} + 0,52 \cdot \text{Nutz.} \leq 7,8$	$-0,97 \cdot \text{pH} + 0,26 \cdot \text{Feuchte} \leq -3,5$	

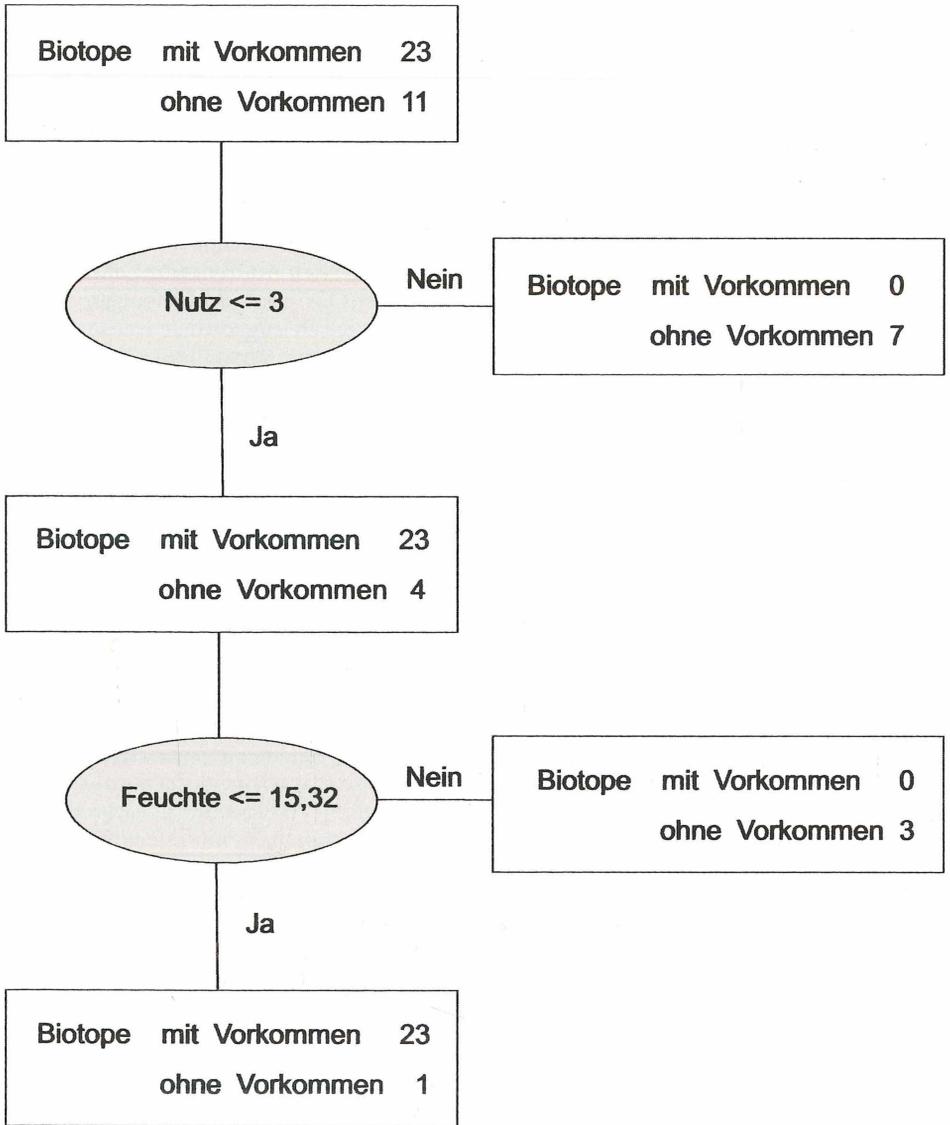


Abb. 37: Klassifikationsbaum für *Chorthippus mollis* bei Einbeziehung einzelner Umweltfaktoren als Trennungsmerkmal; leicht veränderte Darstellung des mit dem Programm CART erhaltenen Diagramms; Ergebnisse der beiden Untersuchungsjahre 1995/96 zusammengefaßt; **Nutz**: Nutzungsintensität, **Feuchte**: Bodenfeuchte

Metrioptera bicolor

Die Klassifikationsanalyse mit einzelnen Umweltfaktoren führt im ersten Schritt zur Auswahl der Nutzungsintensität und im zweiten Schritt zur Auswahl der Bodenfeuchte (Tab. 31). Der Grenzwert für die Nutzungsintensität liegt im unteren Bereich der Wertespanne und stellt eine Obergrenze für das Vorkommen der Art dar. *Metrioptera bicolor* ist demnach ebenfalls als überdurchschnittlich nutzungsempfindliche Art einzustufen. Der Grenzwert für die Bodenfeuchte liegt im oberen Bereich der Wertespanne, so daß nur die feuchteren Standorte ausgeschlossen werden. Bei Zulassen von Linearkombinationen wird neben der Nutzungsintensität und der Bodenfeuchte zusätzlich der pH-Wert in die Gleichungen einbezogen.

Chorthippus dorsatus

Bei der Klassifikationsanalyse mit einzelnen Umweltfaktoren wird im ersten Schritt die Vegetationshöhe und im zweiten Schritt die Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten als Trennungsmerkmal ausgewählt. Die Vorkommen liegen im Bereich geringer und mittlerer Vegetationshöhe und hoher Blütenvielfalt (Tab. 31).

Ein Vergleich der Klassifikationsergebnisse für *Chorthippus dorsatus* und *Chorthippus parallelus* zeigt, daß im ersten und zweiten Schritt die gleichen Umweltfaktoren ausgewählt werden. Der wesentliche Unterschied liegt in der Höhe des Grenzwertes für die Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten, der bei *Chorthippus dorsatus* mit 21 mehr als doppelt so hoch ist wie bei *Chorthippus parallelus* (9). Hiermit übereinstimmend wird *Chorthippus dorsatus* als „anspruchsvolle“ und *Chorthippus parallelus* als „anspruchslöse“ Art bezüglich ihrer Biotopwahl eingestuft (DETZEL 1991, WALTER 1998). Bei der Bildung von Linearkombinationen wird neben der Vegetationshöhe der pH-Wert in die Analyse einbezogen, wobei die Vorkommen im Bereich höherer Werte liegen (Tab. 32).

5.4 Landschaftsökologische Analyse der räumlichen Verteilung potentieller Lebensräume für repräsentative Arten

Für ausgewählte Arten wurde eine räumliche Extrapolation der Lebensraumsprüche mit einem geographischen Informationssystem (GIS) durchgeführt. Die mittels Klassifikationsanalyse erhaltenen Klassifikationsbäume (Klassifikationsanalyse mit Einzelfaktoren) dienen dabei als Prognosemodelle.

Das Hauptkriterium für die Auswahl der Arten war eine hohe Sensitivität gegenüber nutzungsbedingten Veränderungen der Lebensräume. Dies kann für diejenigen Arten angenommen werden, bei denen der Umweltfaktor Nutzungsintensität eine entscheidende Rolle bei der Klassifikationsanalyse spielt. Darüber hinaus sollte das ausgewählte Artenkollektiv ein möglichst breites Spektrum verschiedener Anspruchstypen repräsentieren, da das Schutzziel nicht die Förderung einzelner Arten, sondern typischer Lebensgemeinschaften in ihrer gesamten Vielfalt ist (vgl. auch HOVESTEDT et al. 1991, BAUMANN et al. 1999, WALTER et al. 1999). Methodische Grundvoraussetzung für die Artenauswahl war eine sehr gute Nachweisbarkeit der Arten im Gelände (vgl. HENLE et al. 1999b) sowie ein gute Abtrennung der Biotope mit Vorkommen mittels der ausgewählten Umweltfaktoren (s. Kap. 5.3.3).

Unter diesen Voraussetzungen wurden folgende Arten ausgewählt: *Lycaena tityrus*, *Melanargia galathea*, *Thymelicus sylvestris* und *Chorthippus mollis*.

Zwecks Überprüfung wurden die Ergebnisse der Klassifikationsanalyse in einem weiteren Schritt mit den Ergebnissen der univariaten Analyse verglichen. Dabei ergab sich in den meisten Fällen eine sehr gute Übereinstimmung der Resultate. Einzig bei *Lycaena tityrus* konnte die Auswahl des pH-Wertes als Trennungsmerkmal durch die univariate Analyse nicht eindeutig bestätigt werden. Vereinzelt trat diese Art auch bei höheren pH-Werten häufiger auf.

Eine genauere Analyse der „Ausreißer“ führt zu dem Ergebnis, daß diese Werte von Untersuchungsflächen stammen, auf denen die Bodeneigenschaften kleinräumig stark variieren. Insofern kann das Resultat der Klassifikationsanalyse als plausibel und verwertbar angesehen werden.

Die Lebensraumansprüche der ausgewählten Arten können folgendermaßen zusammengefaßt werden: *Lycaena tityrus* ist eine typische Art der ungenutzten und wenig genutzten Lebensräume auf saurem Substrat. Sie repräsentiert sowohl die Lebensgemeinschaften basenarmer Sandtrockenrasen und deren Initialstadien, die sich auf Ackerbrachen entwickeln, als auch die Lebensgemeinschaften extensiv genutzter, magerer Grünlandbiotope. *Melanargia galathea* und *Thymelicus sylvestris* sind besonders nutzungsempfindlich, wobei *Melanargia galathea* nur in Lebensräumen mit neutralen und basenreichen Böden vorkommt. Die xerothermophile Art *Chorthippus mollis* ist mäßig nutzungsempfindlich, besiedelt aber ausschließlich trockene Böden. Ihr Vorkommen indiziert das Vorhandensein typischer Lebensgemeinschaften der Trocken- und Halbtrockenrasen bzw. der Lebensgemeinschaften der Initialstadien dieser Biotope.

Für alle Arten gilt, daß die Ergebnisse der Klassifikationsanalyse und der univariaten Analyse nur die Lebensraumansprüche der Imagines widerspiegeln. Durch die Berücksichtigung der Resultate der eigenen Beobachtungen sowie von Literaturangaben zur Mobilität und zum Lebensraumanspruch der Präimaginalstadien läßt sich aber zumindest abschätzen, ob die ausgewählten Lebensräume auch Reproduktionsorte sind. So gelten *Lycaena tityrus*, *Melanargia galathea* und *Thymelicus sylvestris* als relativ standortstreu (BINK 1992, WEIDEMANN 1995). *Lycaena tityrus* wurde im Rahmen der Untersuchung fast ausschließlich in der näheren Umgebung der Raupennahrungspflanze *Rumex acetosella* beobachtet. *Thymelicus sylvestris* konnte als Raupe mehrfach auf derselben Fläche nachgewiesen werden wie die Imagines.

Einzig *Chorthippus mollis* zeichnet sich durch eine höhere Vagilität aus (BRANDT & GOTTSCHALK 1998). Die Biotoppräferenzen der Larven- und Imaginalstadien dieser Art stimmen aber im wesentlichen überein. Insofern ist auf der für die GIS-Kopplung relevanten Raumebene von einer hohen räumlichen Übereinstimmung von Larval- und Imaginalhabitat der ausgewählten Arten auszugehen.

Für die Kopplung der Prognosemodelle mit dem Geographischen Informationssystem (GIS) wurden die relevanten Themenkarten im GIS miteinander verschnitten und die jeweiligen Grenzwerte (Tab. 33) für die Flächenauswahl verwendet. Da der Gültigkeitsbereich der Aussagen sich nur auf die untersuchte Wertespanne der Umweltfaktoren bezieht, war es erforderlich einige Biotypen auszuschließen. Dies trifft für die Feucht- und Naßbiotope, alle Wald- und Gebüschformationen sowie die Siedlungsflächen zu.

Die Abbildungen 39 bis 42 zeigen die Ergebnisse der GIS-Kopplung der Prognosemodelle für das Untersuchungsgebiet Wilmersdorf (UG3). Der Vergleich der tatsächlich registrierten Artenvorkommen und der mittels GIS-Kopplung prognostizierten Habitat-eignung ergibt für fast alle Arten eine sehr gute Übereinstimmung. Die Präsenz-/Absenz-Daten von *Lycaena tityrus*, *Melanargia galathea* und *Thymelicus sylvestris* stimmen zu 100%, die von *Chorthippus mollis* zu 91% mit den Ergebnissen der Prognose überein.

Abbildung 38 zeigt die Flächenbilanzen für das Untersuchungsgebiet Wilmersdorf (UG3). Die Ergebnisse für die verschiedenen Arten unterscheiden sich nur geringfügig

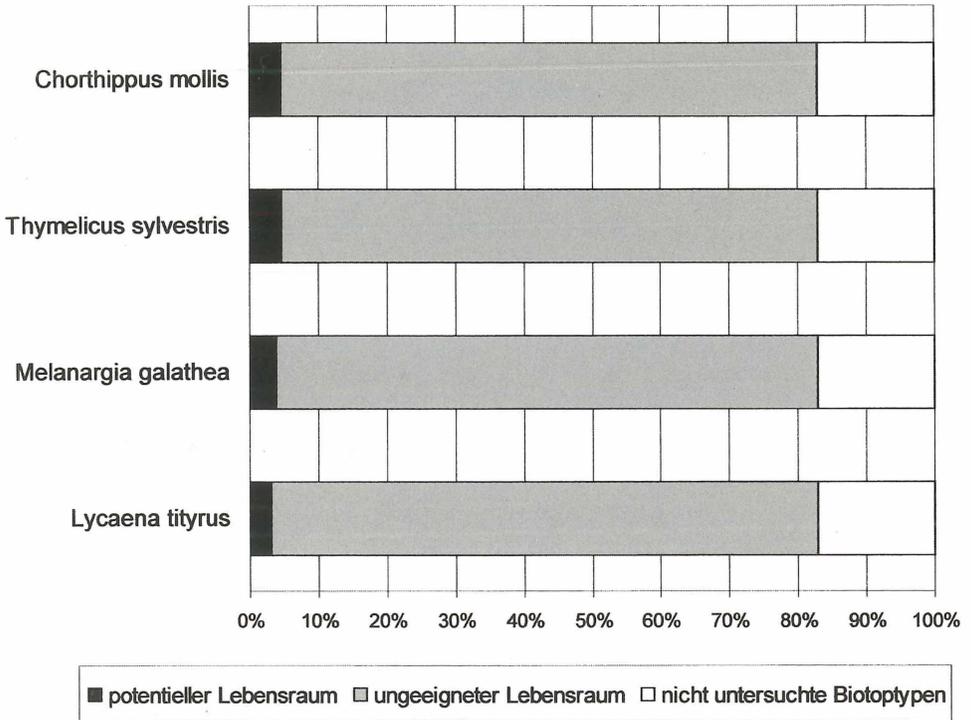


Abb. 38: Prozentualer Flächenanteil des potentiellen Lebensraums und des für die Besiedlung ungeeigneten Lebensraums für die ausgewählten Arten im Untersuchungsgebiet Wilmersdorf (UG3)

voneinander. Der prozentuale Flächenanteil des potentiellen Lebensraums erreicht Werte zwischen 4,6% (*Chorthippus mollis*) und 3,2% der Gesamtfläche (*Lycaena tityrus*).

Betrachtet man die räumlichen Verteilungsmuster der potentiellen Lebensräume, fällt auf, daß sich diese für alle betrachteten Arten trotz differierender Auswahlkriterien relativ stark ähneln. Generell lassen sich Räume mit einem hohen Flächenanteil potentieller Lebensräume von Defiziträumen unterscheiden. Die potentiellen Lebensräume liegen vor allem im Osten sowie im Süden des Untersuchungsgebietes. Im Zentrum und im Westen fehlen potentielle Lebensräume weitgehend. Diese Bereiche des Untersuchungsgebietes sind durch großflächig intensiv bewirtschaftete Ackerflächen geprägt.

Tab. 33: Grenzwerte für die Flächenauswahl im Geographischen Informationssystem (GIS); Berechnung des pH-Wertes_{MMK} und der mittleren Feuchte mit Regressionsgleichungen

Art	1. Wert	2. Wert
<i>Lycaena tityrus</i>	pH-Wert _{MMK} <= 6,37	Nutz <= 3
<i>Melanargia galathea</i>	Nutz <= 0,25	pH-Wert _{MMK} > 5,73
<i>Thymelicus sylvestris</i>	Nutz <= 0,25	
<i>Chorthippus mollis</i>	Nutz <= 3	Mittl. Feuchte <= 4,74

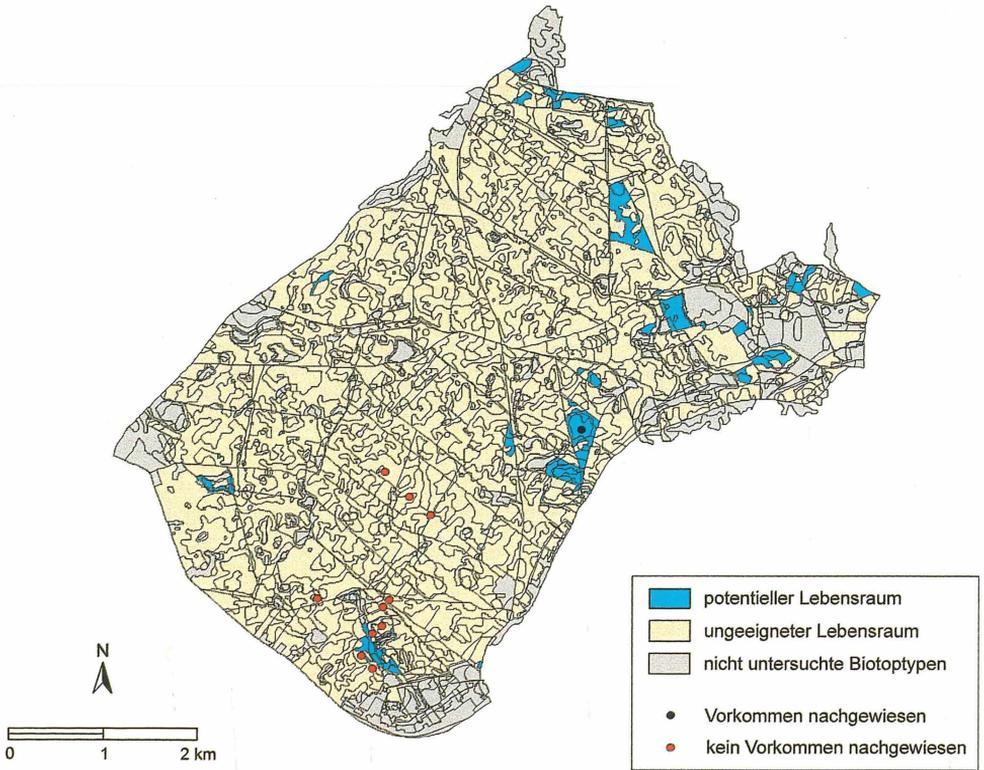


Abb. 39: Potentieller Lebensraum für *Lycaena tityrus* im Untersuchungsgebiet Wilmersdorf (UG3)

6. Diskussion

6.1 Bedeutung der Nutzung für den Schutz und die Entwicklung vielfältiger Lebensgemeinschaften des Offenlandes

Äcker

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung zeigen, daß konventionelle Äcker als Lebensraum für die Rhopalocera, Zygaenidae und Orthopteroidea kaum von Bedeutung sind. Hier treten nur wenige Ubiquisten in geringer Individuendichte auf.

Ein wichtiger Grund für das Fehlen der meisten Arten der Rhopalocera und Zygaenidae ist das geringe Blütennahrungsangebot für die Imagines (Tab. A2 im Anhang). Die Präimaginalstadien der Rhopalocera und Zygaenidae finden aufgrund der arten- und individuenarmen Begleitflora in diesen Lebensräumen ebenfalls keine adäquaten Lebensbedingungen vor (vgl. auch HEYDEMANN 1983).

Auch die Mehrzahl der Arten der Orthopteroidea fehlt in den untersuchten konventionellen Äcker. Lediglich einige hochvagile, ubiquitäre Arten kommen regelmäßig dort vor.

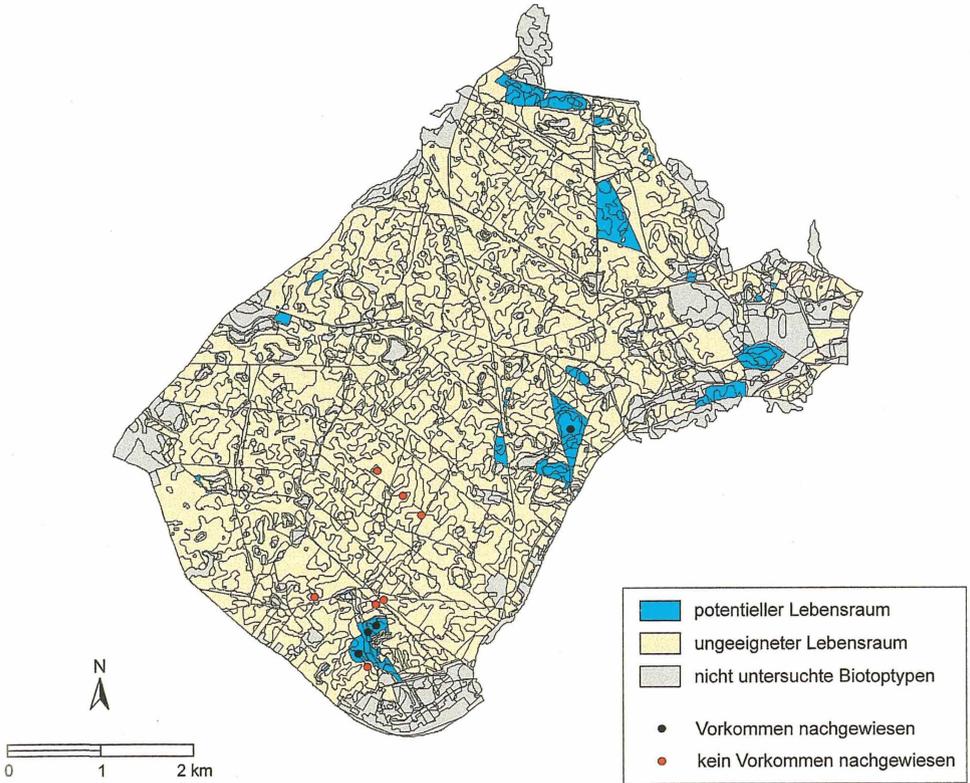


Abb. 40: Potentieller Lebensraum für *Melanargia galathea* im Untersuchungsgebiet Wilmersdorf (UG3)

Damit übereinstimmend werden konventionelle Äcker von den meisten Autoren als wenig geeignete Lebensräume für Heuschrecken eingestuft (z.B. DIERKING 1994). Zu anderen Ergebnissen kam dagegen LAUBMANN (1999) bei Untersuchungen in Süddeutschland. Er konnte ein relativ breites Artenspektrum der Orthopteroidea in konventionellen Äckern (integrierter Anbau) nachweisen. Im Zentrum der Äcker waren die Individuendichten zwar sehr gering, die meisten Arten kamen aber auch hier vor.

Nur eine Art der Orthopteroidea wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit in konventionellen Äckern im Larvenstadium nachgewiesen. Dies bestätigt, daß die meisten Arten der Orthopteroidea in konventionellen Äckern keinen vollständigen Reproduktionszyklus abschließen können und jährlich neu einwandern müssen (GRAF 1965, AGRICOLA et al. 1996, RECK & WALTER 1998, LAUBMANN 1999). Insofern haben konventionelle Äcker lediglich die Funktion kurzfristig bewohnbarer Teillebensräume für diese Tiergruppe.

Die biologisch-dynamische Landwirtschaft führt im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft zu einer signifikanten höheren biologischen Vielfalt und wirkt sich zudem positiv auf die Populationsentwicklung einiger Arten aus. So wurde in biologischen Äckern eine mehr als doppelt so hohe mittlere Artenzahl sowie eine signifikant höhere Individuendichte bzw. relative Häufigkeit der untersuchten Taxa im Vergleich zu

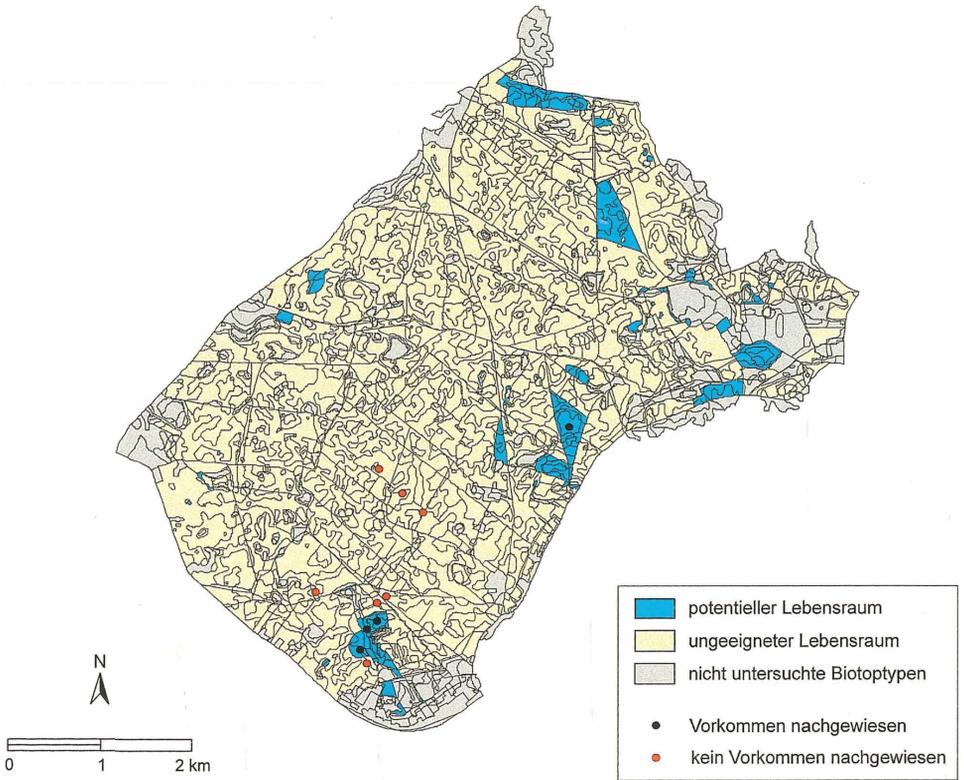


Abb. 41: Potentieller Lebensraum für *Thymelicus sylvestris* im Untersuchungsgebiet Wilmersdorf (UG3)

konventionellen Äckern festgestellt. Dennoch sind auch die Lebensgemeinschaften der biologischen Äcker durch das häufige Auftreten ubiquitärer Arten gekennzeichnet. Der Arten- und Individuenanteil der stenöken Arten ist zwar höher als in konventionellen Äckern, aber deutlich geringer als z.B. in Ackerbrachen und Magerrasen. Weiterhin ist zu bedenken, daß die untersuchten biologischen Äcker vor der Bewirtschaftung mehrere Jahre brach lagen und das biotische Entwicklungspotential dieser Flächen vergleichsweise hoch einzuschätzen ist (vgl. KUNZMANN 1999).

Bislang liegen nur wenige Untersuchungen zur Artenzusammensetzung und Individuendichte der Rhopalocera, Zygaenidae und Orthopteroidea in biologischen Äckern vor (z.B. AMMER et al. 1988, CLAUSSEN et al. 1998, LAUBMANN 1999). CLAUSSEN et al. (1998) fanden in Dänemark vergleichbare Artenzahlen und ein ähnliches Artenspektrum der Rhopalocera in biologischen Äckern.

Für die Orthopteroidea liegen Untersuchungen aus Süddeutschland vor (LAUBMANN 1999). Diese ergaben für die meisten Arten ebenfalls signifikant höhere Individuendichten bei biologischer als bei integrierter Bewirtschaftung, wobei im Unterschied zur vorliegenden Arbeit keine differierenden Artenzusammensetzungen gefunden wurden. Ein

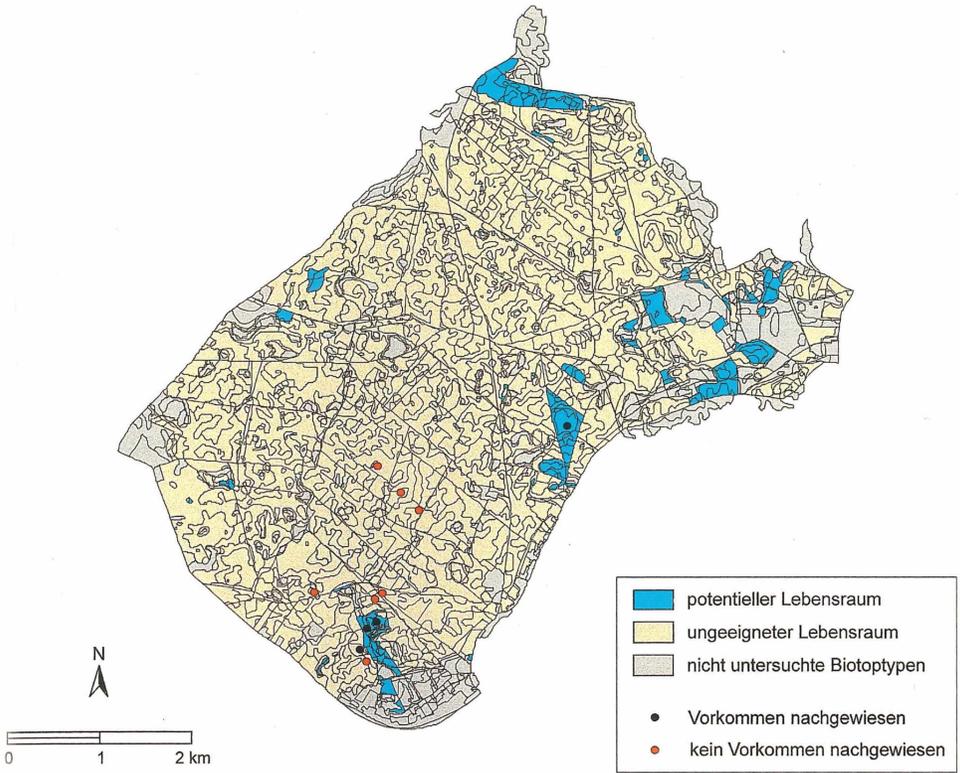


Abb. 42: Potentieller Lebensraum für *Chorthippus mollis* im Untersuchungsgebiet Wilmersdorf (UG3)

Vergleich mit den Ergebnissen älteren Untersuchungen zeigt, daß die in den untersuchten biologischen Äckern regelmäßig nachgewiesenen Arten wie *Chorthippus apricarius* früher als ackertypische Arten galten (ZACHER 1917).

Die Präimaginalstadien einiger stenöker Arten der Rhopalocera, die an Pflanzenarten der Begleitflora leben, wurden vereinzelt in biologischen Äckern nachgewiesen. Ebenso gelang hier der Nachweis jüngerer Larvenstadien mehrerer Arten der Orthopteroidea, was dafür spricht, daß zumindest ein Teil der Populationen die im biologischen Landbau praktizierte Form der Bodenbearbeitung im Eistadium überlebt (vgl. LAUBMANN 1999). Dennoch weist die vergleichsweise niedrige Individuendichte der Larven auf die hohe Bedeutung von Immigrationsprozessen hin.

Die Besiedlung der biologischen Äcker ist demzufolge in hohem Maße von der Qualität und Flächengröße der in der näheren Umgebung gelegenen Lebensräume abhängig. Da die Mehrzahl der nachgewiesenen Arten typische Offenlandbewohner sind, kommen vor allem offene Lebensräume wie Ackerbrachen, Magerrasen, breite Wegränder und Feldraine als potentielle „Spenderbiotope“ in Frage (GRAF 1965, RECK & WALTER 1998, LAUBMANN 1999).

Mageres Grünland

Die untersuchten mageren Grünlandbiotope sind als Lebensraum für die verschiedenen Taxa von unterschiedlich hoher Bedeutung. Während das magere Grünland von den Orthopteroidea fast ebenso gut besiedelt wird wie die Ackerbrachen und Magerrasen, ist die Artenzahl und vor allem die Individuendichte der Rhopalocera und Zygaenidae dort niedrig. Auch einige stenöke Arten der Orthopteroidea treten im mageren Grünland auf, wenngleich sie dort nicht so hohe Individuendichten erreichen wie in den Magerrasen. Dagegen sind stenöke Arten der Rhopalocera und Zygaenidae im mageren Grünland kaum vertreten.

Ein wichtiger Grund für das Fehlen vieler Arten dieser Taxa ist das unzureichende Blütennahrungsangebot (qualitativ und quantitativ) für die Imagines. Auf den Weiden kommen infolge der hohen Besatzdichte der Rinder im Beweidungszeitraum nur wenige Krautpflanzen zur Blüte. In der einschürige Wiese dominieren verschiedene Grasarten, so daß die Blüteviefalt und -dichte der Krautpflanzen insgesamt gering ist.

Darüber hinaus haben die Bewirtschaftungsmaßnahmen Mahd und Beweidung einen hohen Einfluß auf die Überlebensrate der Präimaginalstadien. Bei Mahdnutzung kommt es zu einer stark erhöhten Mortalität der Larvenstadien der Rhopalocera (z.B. ERHARDT 1985, ERHARDT & THOMAS 1991). Dies trifft auch für die Larvenstadien der Orthopteroidea zu (z.B. OPPERMANN et al. 1987, LAUBMANN 1999). Allerdings hat die einschürige Mahd im Juli auf die Populationsdichte der meisten Arten der Orthopteroidea keine so gravierenden negativen Auswirkungen, weil sich der größte Teil der Population bereits im Imaginalstadium befindet und die Verluste größtenteils durch Neueinwanderung kompensiert werden können (vgl. auch OPPERMANN et al. 1987, BORNHOLDT 1991, DETZEL 1985). Dies hängt aber unter anderem von der Größe und Qualität der angrenzenden Lebensräume ab und gilt nicht für alle Arten. So werden einige Arten der Orthopteroidea ebenfalls als sehr mahdempfindlich eingestuft (GERSTMIEIER & LANG 1996).

Die Nutzung als Umtriebsweide mit einer kurzfristig sehr hohen Besatzdichte stellt allerdings auch für die Orthopteroidea einen erheblichen Eingriff dar (vgl. auch LAUBMANN 1999). Im ersten Beweidungszeitraum im Mai/Juni befinden sich die meisten Arten in den ersten Larvenstadien, die weitgehend immobil sind (KÖHLER & BRODHUN 1987). Deshalb reagieren die Tiere in diesem Zeitraum besonders empfindlich auf Nutzungseingriffe.

Einige Arten der Orthopteroidea wie z.B. *Chorthippus apricarius* fehlen in den kurzrasige Grünlandbiotopen, weil sie ein hohes Raumangebot benötigen. Insofern könnte eine geringere Beweidungsintensität die Biotopqualität dieser Lebensräume auch für Heuschrecken deutlich verbessern (VON NORDHEIM 1992).

Die Bedeutung des mageren Grünlands als Lebensraum für gefährdete Arten ist allerdings gering. Dies läßt sich jedoch nicht allein auf die aktuellen Nutzungseingriffe zurückführen, sondern hängt offensichtlich auch mit der Nutzungsgeschichte der Flächen zusammen. Durch die vorangegangene, relativ intensive Grünlandnutzung haben sich in den meisten Bereichen artenarme, grasdominierte Vegetationsbestände entwickelt. Lediglich die steileren Hangflächen sind floristisch vielfältig und werden von einer höheren Anzahl potentieller Raupennahrungspflanzen der Rhopalocera besiedelt.

Ackerbrachen

Ackerbrachen sind in den Untersuchungsgebieten neben den Magerrasen die bedeutendsten Flächenbiotope für die Rhopalocera, Zygaenidae und Orthopteroidea. Während die Artenzahl und Individuendichte der Rhopalocera und Zygaenidae in Ackerbrachen im

Mittel aber erheblich niedriger ist als in Magerrasen, ergeben sich für die Orthopteroidea keine signifikanten Unterschiede. Auch stenöke und gefährdete Arten dieser Gruppe können sich in Ackerbrachen gut etablieren (vgl. auch LAUBMANN 1999).

Diese Ergebnisse decken sich weitgehend mit denjenigen von WITSACK et al. (1995), die Dauerbrachen in Ostdeutschland bei Halle untersuchten. Diese Autoren fanden bereits in zwei- bis dreijährigen Ackerbrachen höhere Artenzahlen und einen höheren Anteil gefährdeter Arten verschiedener Insektengruppen (u.a. Orthopteroidea, Carabidae, Auchenorrhyncha, Staphylinidae) als in Magerrasen. Die Rhopalocera zeigten als einzige Tiergruppe ein hiervon abweichendes Besiedlungsverhalten. Lediglich in einer zehnjährigen Ackerbrache wurden seltenere Arten dieser Tiergruppe festgestellt.

Dagegen halten STEFFAN-DEWENTER & TSCHARNTKE (1994) jüngere Brachestadien für besonders wertvoll für gefährdete Arten der Rhopalocera. Auch GREILER (1994) fand spezialisierte Arten verschiedener Taxa vor allem in ein- und zweijährigen Brachen.

Die Artenzusammensetzung und die Individuendichte der untersuchten Taxa in den verschiedenen Ackerbrachen unterscheidet sich zum Teil erheblich. Diese Differenzen lassen sich größtenteils durch die gemessenen Umweltfaktoren (edaphische Faktoren, Nutzung, Vegetationsstruktur) erklären.

Zum Artenspektrum gehören neben Ubiquisten typische Arten des mageren Grünlands sowie einige xerothermophile Arten. So konnten in trockenen mehrjährigen Ackerbrachen seltene xerothermophile Arten der Orthopteroidea nachgewiesen werden, die ansonsten ausschließlich Magerrasen besiedeln. Einige dieser Arten wurden in Ackerbrachen sogar in höherer Individuendichte nachgewiesen als in Magerrasen mit vergleichbarer Vegetationszusammensetzung und -struktur (z.B. *Oedipoda caerulescens*), was offensichtlich auf den hohen Anteil an Pionierarten bei den Orthopteroidea zurückzuführen ist. Diese besiedeln bevorzugt junge Sukzessionsstadien und werden mit zunehmendem Flächenalter seltener (HANDTKE 1988).

Fast alle Arten der Orthopteroidea, die im Imaginalstadium in Ackerbrachen nachgewiesen wurden, reproduzieren sich auch in diesen Lebensräumen (vgl. LAUBMANN 1999). Mit zunehmendem Brachealter nimmt die Bedeutung der Ackerbrachen als Reproduktionsraum zu. Auch für mehrere Arten der Rhopalocera und eine Art der Zygaenidae liegen Reproduktionsnachweise für Ackerbrachen vor.

Weshalb keine gefährdeten Arten der Rhopalocera und Zygaenidae in Ackerbrachen nachgewiesen wurden, läßt sich mit Hilfe der vorliegenden Daten nicht beantworten. Ein Grund dürfte die im Vergleich zu Magerrasen geringere Blütenvielfalt und -dichte der entomophilen Pflanzenarten sein. Die Ergebnissen von WITSACK et al. (1995) deuten außerdem darauf hin, daß die Neubesiedlung durch die meisten Arten der Rhopalocera und Zygaenidae lange Zeiträume in Anspruch nimmt.

Gefährdete Arten der Rhopalocera und Zygaenidae treten in den überwiegend agrarisch genutzten Untersuchungsgebieten insgesamt selten auf. Immerhin können sich in Ackerbrachen einige stenöke Arten der Rhopalocera und Zygaenidae etablieren, die zwar bislang in Brandenburg noch nicht gefährdet sind, aber in anderen norddeutschen Bundesländern auf der Roten Liste stehen. So wird die mit hoher Stetigkeit in Ackerbrachen auftretende Art *Aricia agestis* schon im angrenzenden Bundesland Mecklenburg-Vorpommern auf der Roten Liste geführt (WACHLIN 1993).

Magerrasen

Eine herausragende Funktion als Lebensraum für die untersuchten Taxa kommt den verschiedenen Magerrasen zu (EBERT & RENNWALD 1991, WALTHER 1995, WEIDEMANN 1995, SOMMER 1995, DETZEL 1998h). Die Ergebnisse dieser Arbeit belegen, daß die über Jahrzeh-

ten bzw. Jahrhunderte durch traditionelle Bewirtschaftung entstandenen Magerrasen für die Rhopalocera und Zygaenidae mittelfristig nicht durch andere Nutzungstypen zu ersetzen sind. So wurden in Magerrasen erwartungsgemäß die bei weitem höchsten Artenzahlen und höchsten Individuendichten der Rhopalocera und Zygaenidae festgestellt. Gefährdete Arten dieser Tiergruppe konnten ausschließlich hier nachgewiesen werden. Zudem liegt der Besiedlungsschwerpunkt auch mehrerer, derzeit noch nicht gefährdeter Arten in Magerrasen.

Auch für die Orthopteroidea gehören Magerrasen zu den bedeutendsten Lebensräumen, wobei sie verglichen mit den mehrjährigen Ackerbrachen eine weniger herausragende Funktion in den Untersuchungsgebieten haben. Lediglich eine der beiden gefährdeten Arten, *Stenobothrus lineatus*, wurde ausschließlich in Magerrasen gefunden.

Ein Vergleich der Artenzusammensetzung und Individuendichte der Rhopalocera und Zygaenidae in den verschiedenen Magerrasen zeigt, daß gefährdete Arten nur in den im Naturschutzgebiet gelegenen, großflächig ausgebildeten Magerrasen zu den häufigeren Arten gehören. Die kleineren Magerrasen, die isoliert in der Agrarlandschaft liegen, sind demnach für den Schutz gefährdeter Arten dieser Tiergruppe von wesentlich geringerer Bedeutung (vgl. HENLE et al. 1999a).

Ob hierfür in erster Linie die Flächengröße verantwortlich ist bzw. welche Faktoren darüber hinaus eine Rolle spielen, läßt sich allerdings nicht abschließend beantworten, weil nur ein einziger größerer Magerrasenkomplex untersucht wurde. Zumindest ist dieses Ergebnis nicht durch die berücksichtigten Umweltfaktoren zu erklären.

Ein Vergleich der vorliegenden Ergebnisse mit der naturschutzfachlichen Biotopbewertung aufgrund der auftretenden Vegetationsgesellschaften ergibt deutliche Differenzen. So stuft DENGLER (1994) einige der kleineren Magerrasen in den Untersuchungsgebieten als gleich- oder höherwertig verglichen mit den Magerrasen im Naturschutzgebiet ein. Dies spricht für die These von ERHARDT & THOMAS (1991), nach der Tagfalterarten auf Umweltveränderungen sehr viel schneller reagieren als Pflanzenarten. In britischen Studien konnte für Tagfalterarten im Mittel eine zwölfmal schnellere Ab- bzw. Zunahme festgestellt werden als für die jeweiligen Raupenfutterpflanzen (THOMAS 1983, THOMAS et al. 1986, THOMAS 1991). Höchstwahrscheinlich handelt es sich bei den von DENGLER (1994) nachgewiesenen seltenen Pflanzenarten um Reliktvorkommen, die nur geringe Überlebenschancen in den Untersuchungsgebieten haben.

6.2 Faktorenanalyse

6.2.1 Allgemeine Aspekte zur Faktorenanalyse

Die Analyse der wichtigsten Umweltfaktoren, die das Vorkommen und die Häufigkeit der Taxa bestimmen, ermöglicht die Klärung der komplexen Zusammenhänge zwischen Lebensbedingungen und dem Auftreten der Arten. Im Rahmen jeder Einzeluntersuchung kann jedoch immer nur eine begrenzte Anzahl von Umweltfaktoren erfaßt und dementsprechend nur ein Ausschnitt des Beziehungsgeflechts analysiert werden.

Zudem kann die Bedeutung der Umweltfaktoren für das Artenvorkommen aufgrund regionaler Besonderheiten stark differieren. Dies ist oftmals der Grund für unterschiedliche Einschätzungen und macht deutlich, wie unverzichtbar regionalspezifische Freilanduntersuchungen sind.

In dieser Arbeit war die anthropogene Beeinflussbarkeit eines der wichtigsten Kriterien für die Auswahl der Umweltfaktoren. Daneben spielten deren Meßbarkeit und flächendeckende Verfügbarkeit eine Rolle. Ein Teil der relevanten Umweltfaktoren, wie das Mikro-

klima in der bodennahen Luftschicht oder die Halmdichte in den verschiedenen Straten (CLARK 1948, JAKOVLEV 1959, KALTENBACH 1963, SÄNGER 1977, WALLASCHEK 1995, DORDA 1995 u.a.), konnte aufgrund des hohen Meßaufwands nicht einbezogen werden. Die Relevanz dieser Umweltfaktoren für das Artenvorkommen läßt sich aber auch aus deren Wechselwirkungen mit den erfaßten Parametern abschätzen.

So wird das Mikroklima in der bodennahen Luftschicht maßgeblich durch edaphische Faktoren (BROCKSIEPER 1978) und die Vegetationshöhe beeinflußt, wodurch der mikroklimatische Einfluß zum Teil schon in den vorliegenden Analysen enthalten ist. Vergleichbares gilt für die Halmdichte, die in engem Zusammenhang mit den edaphischen Faktoren und der Nutzung steht.

Insgesamt sind die Ergebnisse der multivariaten Analyse für beide Tiergruppen als gut anzusehen, bedenkt man die Vielzahl an abiotischen und biotischen Einflüssen, die im Laufe der verschiedenen Lebensphasen auf die Tiere einwirken und deren Vorkommen bestimmen (vgl. z.B. EBERT & RENNWALD 1991, KÖHLER & INGRISCH 1998, SETTELE & REINHARDT 1999). Der Vergleich der Ergebnisse der Korrespondenzanalyse (CA) und der kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) zeigt, daß sich durch die einbezogenen Umweltfaktoren mehr als die Hälfte der Datenvarianz erklären läßt. Bei den Rhopalocera und Zygaenidae liegt der Wert sogar noch etwas höher als bei den Orthopteroidea. Die Klassifikationsanalyse (CART) ergibt bei beiden Tiergruppen immerhin für mehr als die Hälfte der berücksichtigten Arten eine sehr gute Trennung von Biotopen mit und ohne Vorkommen mittels der ausgewählten Umweltfaktoren.

Einen hohen Einfluß auf das Ergebnis der Faktorenanalyse haben neben der Auswahl der Umweltfaktoren die Auswahl und die Anzahl der Untersuchungsflächen, woraus sich die Wertespanne für die betrachteten Faktoren ergibt. So weist ASSHOFF (1997) darauf hin, daß für eine multivariate statistische Analyse der Abhängigkeit zwischen Taxon und Umwelt eine erhebliche Zahl unterschiedlicher Standorte erforderlich ist, damit eine hinreichende Anzahl verschiedener Faktorenkombinationen für die Analyse zur Verfügung steht.

Deshalb wurde eine hohe Anzahl möglichst unterschiedlicher Untersuchungsflächen beprobt, wobei lediglich bestimmte Biotoptypen insgesamt ausgeschlossen wurden (Feuchtbiopte und Wälder). Die Wertespannen für die erfaßten Umweltfaktoren sind mit Ausnahme derjenigen für die Bodenfeuchte und den Anteil organischer Substanz im Oberboden entsprechend groß. Trotz geringer Variationsbreite erwies sich die Bodenfeuchte bei beiden Tiergruppen als einer der wichtigsten Einflußfaktoren.

Letztlich stellt sich bei Faktorenanalysen die Frage nach den kausalen Zusammenhängen, die mit statistischen Methoden nicht geklärt werden kann. Es ergeben sich aus der Faktorenanalyse lediglich Hinweise auf mögliche Wirkungsbeziehungen, denen in nachfolgenden autökologischen Untersuchungen mit experimentellen Ansätzen nachgegangen werden kann (vgl. PERNER 1993). Für die im Rahmen dieser Arbeit im Vordergrund stehenden Fragen kam es aber vor allem auf die Beschreibung der realen ökologischen Nischen mit Hilfe von leicht meßbaren oder ableitbaren Parametern an. Dabei war es nicht zwingend erforderlich, daß es sich bei den einbezogenen Umweltfaktoren um direkte Einflußfaktoren handelte.

6.2.2 Bedeutung der Umweltfaktoren für den Schutz und die Entwicklung vielfältiger Lebensgemeinschaften des Offenlandes

Für die Gruppe der Rhopalocera und Zygaenidae wurde mit der kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) ein signifikanter Einfluß der Nutzungsintensität, der Bodenfeuchte, der Anzahl der blühenden entomophilen Pflanzenarten, des Deckungsgrads der Streu-

schicht und des Vorkommens von *Erodium cicutarium* auf die Gesamtheit der Datenvarianz nachgewiesen. Die relevanten Einflußfaktoren entstammen also dem gesamten Spektrum der berücksichtigten Faktorenkomplexe.

Die univariate Analyse ergibt die höchste Anzahl signifikanter Korrelationen zwischen der Anzahl der blühenden entomophilen Pflanzenarten und der Individuendichte einzelner Arten. Die Ergebnisse der Klassifikationsanalyse lassen vor allem auf einen hohen Einfluß der Nutzungsintensität und der Blütenvielfalt auf das Vorkommen der Rhopalocera und Zygaenidae schließen.

Bislang liegen kaum Faktorenanalysen für die Rhopalocera und Zygaenidae in Agrarbiotopen vor. Diese Faktorenanalysen basieren zudem meist auf Untersuchungen im Bereich von Feldrändern oder Biotopgrenzen (z.B. SPARKS & PARISH 1995, SAARINEN et al. 1998). Deshalb sollen die Ergebnisse anhand des vorhandenen Wissens zur Biotopbindung der einzelnen Arten diskutiert werden.

Die Bodenfeuchte steht in enger Wechselbeziehung zum Mikroklima in der bodennahen Luftschicht und hat somit vor allem Einfluß auf das Eistadium und die Larvenstadien der Rhopalocera, die sich überwiegend in bodennahen Vegetationsschichten aufhalten. Zudem ist die Bodenfeuchte ein wichtiger Standortfaktor für die Nahrungspflanzen. Für viele Arten sind Präferenzen für bestimmte Feuchtestufen bekannt, wobei in der Regel zwischen xerophil, mesophil und hygrophil unterschieden wird (z.B. REINHARDT & THUST 1993, SETTELE & REINHARDT 1999).

Wie aus dem Triplot der kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) ersichtlich ist, verteilen sich die Besiedlungsschwerpunkte der Arten relativ gleichmäßig über die gesamte Wertespanne der Bodenfeuchte. Es ist also ein breites Spektrum verschiedener Anpassungstypen zu finden. Die Anordnung der Artenpunkte entlang des Feuchtegradienten stimmt im wesentlichen mit der Einordnung der Arten in die ökologischen Gruppen (xero-, meso- und hygrophil) überein (WEIDEMANN 1995, WEIDEMANN & KÖHLER 1996, KEIL 1993, SETTELE & REINHARDT 1999).

Die hohe Relevanz der Nutzungsintensität für das Artenvorkommen der Rhopalocera und Zygaenidae bestätigt die Einschätzung der meisten Autoren, nach der die flächendeckend intensive Landnutzung zu einem starken Rückgang der meisten Arten dieser Taxa geführt hat (z.B. ERHARDT 1985, SCHWEIZERISCHER BUND FÜR NATURSCHUTZ 1987, EBERT & RENNWALD 1991, REINHARDT & THUST 1993, WEIDEMANN 1995, HEYDEMANN 1997). Die Ergebnisse der Klassifikationsanalyse (CART) und der univariaten Analyse belegen, daß der obere Grenzwert für das Vorkommen der meisten Arten auf landwirtschaftlich bewirtschafteten Flächen deutlich überschritten wird.

Die Ursachen für diese hohe Nutzungsempfindlichkeit der meisten Arten liegen offensichtlich in der Kombination aus hochspezifischen Lebensraumansprüchen der Präimaginalstadien und der Imagines. Die Larvenstadien der meisten Arten sind zwar nicht monophag, leben in der Regel aber nur von wenigen Pflanzenarten aus der gleichen Pflanzenfamilie. Hinzu kommt, daß oftmals nur solche Pflanzen mit Eiern belegt werden, die an bestimmten Standorten wachsen und spezifische Strukturmerkmale aufweisen. So konnten BOURN & THOMAS (1993) für *Aricia agestis* nachweisen, daß die Individuendichte der Falter von der Anzahl der Raupennahrungspflanzen bestimmter Wuchsformen abhängig ist, nicht jedoch von der Gesamtzahl der Raupennahrungspflanzen. Die Wuchsform sowie der physiologische Zustand der Pflanzen stehen aber in enger Beziehung zur landwirtschaftlichen Nutzung. Mehrfach wurde in den letzten Jahren der Rückgang oder das Aussterben von Tagfalterarten in Lebensräumen festgestellt, in denen die Raupennahrungspflanzen noch relativ häufig vorkommen (z.B. TAX 1990, THOMAS 1984, 1990). Dies wird ebenfalls auf die extrem schmalen ökologischen Nischen der Präimaginalstadien zurückgeführt (ERHARDT & THOMAS 1991).

Die Imagines der Rhopalocera und Zygaenidae sind vor allem auf ein adäquates Blütennahrungsangebot angewiesen. Die Nutzungsintensität steht aber in umgekehrt proportionaler Beziehung zur Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten. Zudem ist auch die Blütenmenge bei hoher Nutzungsintensität gering, wenn nicht dikotyle Kulturpflanzen wie z.B. Raps oder Öllein angebaut werden.

Möglicherweise ist die hohe Bedeutung des vielfältigen Blütennahrungsangebotes für das Vorkommen und die Individuendichte der Arten aber nicht nur auf direkte Beziehungen zurückzuführen (vgl. BRITTEN & RILEY 1994). So ergibt die vorliegende Untersuchung, daß einige Arten, die fast ausschließlich bei einer hohen Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten auftreten, nur wenige Pflanzenarten zwecks Nahrungsaufnahme anfliegen. BRITTEN & RILEY (1994) betrachten die Vielfalt der Nektarressourcen daher in erster Linie als guten ökologischen Indikator für das Vorkommen gefährdeter Arten der Rhopalocera.

Für die Orthopteroidea ergibt die kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) einen signifikanten Einfluß der edaphischen Faktoren Bodenfeuchte und pH-Wert im Oberboden, der vegetationsstrukturellen Faktoren Vegetationshöhe und Deckungsgrad der Streuschicht sowie des Vorkommens von *Erodium cicutarium* auf die Gesamtheit der Datenvarianz. Die relevanten Einflußfaktoren sind also im wesentlichen den Faktorenkomplexen physikalische und chemische Bodeneigenschaften und Vegetationsstruktur zuzuordnen.

Die hohe Bedeutung der Bodenfeuchte für das Vorkommen der Arten der Orthopteroidea wurde sowohl mit Laborexperimenten als auch im Freiland mehrfach nachgewiesen (z.B. INGRISCH 1979, INGRISCH 1980, INGRISCH & BOEKHOLT 1983, BROCKSIEPER 1978). Sie läßt sich nach bisherigen Erkenntnissen zum einen auf die unterschiedliche Trockenheitsresistenz der Eier zurückführen, die von vielen Arten in den Boden abgelegt werden. Darüber hinaus hat die Bodenfeuchte einen entscheidenden Einfluß auf die relative Feuchte der bodennahen Luftschicht, die wiederum ein wichtiger verteilungssteuernder Faktor für das Vorkommen der Larven und Imagines vieler Arten ist (INGRISCH 1980).

Dem pH-Wert des Oberbodens wird von den meisten Autoren keine hohe Bedeutung für das Artenvorkommen beigemessen (z.B. OSCHMANN 1973, BROCKSIEPER 1978). Nur für wenige Arten, z.B. *Myrmeleotettix maculatus*, wurde bisher ein enger Zusammenhang zwischen pH-Wert und Vorkommen festgestellt (OSCHMANN 1973, DORDA 1995). Bei näherer Betrachtung der Resultate der kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) zeigt sich, daß ein wesentlicher Grund für den hohen Erklärungsanteil des pH-Wertes die Einbeziehung der extrem basenarmen Silbergrasfluren in die Analyse ist. Die eng an basenarme Böden gebundene Art *Myrmeleotettix maculatus* wurde nur in diesen Lebensräumen nachgewiesen und tritt hier gleichzeitig mit sehr hoher Individuendichte auf. Die univariate Analyse der vorliegenden Daten ergibt dagegen nur für wenige Arten signifikante Korrelationen zwischen relativer Häufigkeit und pH-Wert (Spearman-Rangkorrelation).

Die hohe Relevanz der Vegetationshöhe wird dagegen sowohl durch die Ergebnisse der multivariaten als auch der univariaten Faktorenanalyse bestätigt. Dieser Umweltfaktor gehört auch zu den in der Literatur am häufigsten genannten, relevanten Einflußfaktoren (z.B. CLARK 1948, SÄNGER 1977, DORDA 1995).

Die Ergebnisse der univariaten Analyse weisen im Gegensatz zur kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) außerdem auf eine hohe Bedeutung der Nutzungsintensität für die Individuendichte mehrerer Arten hin. Auch bei der Klassifikationsanalyse (CART) wird dieser Umweltfaktor als Trennungsmerkmal mehrfach ausgewählt. Über den Einfluß der Nutzungsintensität auf die Artenzusammensetzung und Individuendichte der Orthopteroidea liegen bereits zahlreiche Untersuchungen vor (z.B. VON NORDHEIM 1992, VAN WINGERDEN et al. 1992, VAN WINGERDEN & DIMMERS 1993, LAUBMANN 1999). Allerdings wur-

den meist nur einzelne Eingriffe z.B. die Beweidungsintensität oder die Mahdhäufigkeit in die Analyse einbezogen. Zudem sind biotopübergreifende Analysen selten (z.B. VAN WINGERDEN et al. 1992). Daher sind direkte Vergleiche mit den Ergebnissen anderer Autoren nur begrenzt möglich. Immerhin konnten auch VAN WINGERDEN et al. (1992) bei Untersuchungen in landwirtschaftlich genutztem Grünland und Magerrasen mit der kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) einen hohen Einfluß der Nutzungsintensität (Faktorenkombination aus Beweidungsintensität und Mahdhäufigkeit) auf das Vorkommen und die Häufigkeit der Arten der Orthopteroidea nachweisen.

6.3 Landschaftsökologische Analyse

Die Karten der potentiellen Lebensraumeignung für repräsentative Arten stellen eine Visualisierung der Ergebnisse der Faktorenanalyse dar. Sie sind in dieser Form noch keine praxisreifen Prognoseinstrumente, die Freilanduntersuchungen bei Eingriffsplanungen vollständig ersetzen könnten. Im folgenden soll zunächst auf mögliche Fehlerquellen eingegangen werden:

Der Maßstab der verwendeten Boden- und Vegetationskarten (1:10.000 bzw. 1:25.000) ist für eine Habitatmodellierung relativ grob. Kleinflächig ausgebildete Vegetationstypen wurden z.B. nicht einzeln ausgewiesen, sondern zu Mischtypen aggregiert. Infolgedessen konnten Lebensräume geringerer Flächenausdehnung nicht berücksichtigt werden. Der Flächenanteil dieser Lebensräume ist insgesamt nicht hoch, ihre Funktion als Teillebensraum aber möglicherweise von hoher Bedeutung (vgl. GOTTSCHALK et al. 1999).

Die abgeleiteten pH-Werte bzw. mittleren Feuchtezahlen korrelieren zwar mit den im Bereich der Untersuchungsflächen gemessenen Werte für die Umweltfaktoren auf signifikantem Niveau. Die Korrelationskoeffizienten sind aber niedrig. Da zwischen dem Artenvorkommen bzw. der Häufigkeit der Arten und den gemessenen Werten für die Umweltfaktoren enge Beziehungen nachgewiesen werden konnten, sind diese niedrigen Korrelationskoeffizienten wohl auf die Art der Ableitung der Werte zurückzuführen. Hierbei ist zum einen wiederum der grobe Maßstab und zum anderen die Art der Berechnung von Bedeutung. So stellt sich z.B. bei der deckungsgradabhängigen Gewichtung der Zeigerwerte nach DURVEN (1982) die Frage, ob Pflanzenarten, die mit hohem Deckungsgrad auftreten, indikatorisch auch in entsprechend hohem Maße bedeutend sind (vgl. OOSTERMEIJER & SWAAY 1998). Andererseits ist auch die Berechnung ungewichteter Zeigerwerte vor allem bei niedrigen Artenzahlen kritisch zu bewerten, weil sporadisch auftretende Arten das Ergebnis stark beeinflussen.

Die zur Verfügung stehenden Bodenkarten waren für einige Flächen nicht mehr aktuell. So wurden z.B. auch von Mitarbeitern des Teilprojektes Geoökologie insbesondere im Bereich von Hangkuppen und Oberhängen niedrigere Humusgehalte und pH-Werte gemessen als in den Bodenkarten ausgewiesen sind (MICHEL zit. in KUNZMANN 1999). Die Erstellung neuer Bodenkarten war im Rahmen des Projektes jedoch nicht realisierbar.

Trotz dieser Ungenauigkeiten liefern die Potentialkarten für repräsentative Arten wertvolle Informationen zur Verteilung und zum Flächenanteil der potentiellen Lebensräume in einer überwiegend durch intensiven Ackerbau geprägten Landschaft. Der sehr geringe Flächenanteil der potentiellen Lebensräume (zwischen 4,6% und 3,2%), der sich bei allen Arten trotz differierender Lebensraumansprüche ergibt, kann wohl als typisch für den betrachteten Landschaftstyp angesehen werden.

LAUBMANN (1999) geht davon aus, daß in Agrarlandschaften meist nur wenige Prozent an Offenlandfläche für die Mehrzahl der Arten der Orthopteroidea als Lebensraum von Be-

deutung sind. Vergleichbares dürfte auch für die meisten Arten der Rhopalocera und Zygaenidae gelten, die insgesamt weitaus nutzungsempfindlicher sind. Neben dem hohen Flächenanteil an Äckern im Untersuchungsgebiet Wilmersdorf (UG3) (76% der Gesamtfläche) hat vor allem der geringe Flächenanteil an Ackerbrachen (4,4% der Gesamtfläche) einen hohen Einfluß auf die Gesamtbilanz. Die übrigen Nutzungstypen, die als potentielle Lebensräume ausgewählt wurden, sind hinsichtlich ihres Flächenanteils im Untersuchungsgebiet Wilmersdorf (UG3) dagegen von untergeordneter Bedeutung (Magerrasen: 0,2%, mageres Grünland: 1,4%).

6.4 Folgerungen für den Schutz und die Entwicklung vielfältiger Lebensgemeinschaften des Offenlandes

Aus den Ergebnissen dieser Arbeit lassen sich folgende Konsequenzen für den Schutz und die Entwicklung typischer, vielfältiger Lebensgemeinschaften der Offenlandbiotope auf trockenen bis mittelfeuchten Böden in der Agrarlandschaft ableiten.

Der Schutz der bestehenden Magerrasen ist vor allem für die Rhopalocera und Zygaenidae von besonders hoher Bedeutung. Die meisten der untersuchten Magerrasentypen sind zwar geschützte Biotope nach §32 BbgNatSchG, oftmals werden sie aber nicht als solche erkannt und durch falsche Bewirtschaftung zerstört oder sogar umgebrochen. Die Glatthaferwiesen genießen in Brandenburg außerdem nur dann gesetzlichen Schutz, wenn sie im Verbund mit anderen geschützten Biotypen z.B. Trocken- oder Halbtrockenrasengesellschaften auftreten (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1995). Dies erscheint nach den vorliegenden Ergebnissen jedoch nicht gerechtfertigt, da zumindest die trockenen Ausprägungen eine ebenso vielfältige Fauna beherbergen können wie Trocken- und Halbtrockenrasengesellschaften. Zudem treten Glatthaferwiesen in den Untersuchungsgebieten ebenfalls in der Regel kleinflächig z.B. auf nordexponierten Böschungen auf, so daß die Mehrzahl dieser Lebensräume nicht als schützenswert nach §32 BbgNatSchG einzustufen wäre.

Darüber hinaus ist eine Flächenerweiterung der Magerrasen zu empfehlen. Durch diese Maßnahme könnten die oftmals sehr kleinen Populationen der biotopspezifischen Arten stabilisiert werden (vgl. auch HENLE et al. 1999a). So ergab die vorliegende Untersuchung, daß insbesondere der Schutz gefährdeter Arten der Rhopalocera und Zygaenidae aktuell fast ausschließlich innerhalb gesetzlich geschützter Naturschutzgebiete gewährleistet ist.

Neue Magerrasen lassen sich aus Ackerbrachen an geeigneten Standorten (abiotisches und biotisches Potential) entwickeln (KUNZMANN 1999). Wie die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen, werden Ackerbrachen oftmals schon in den ersten Jahren von xerothermophilen Arten der untersuchten Taxa besiedelt. Fünfjährige und ältere Ackerbrachen können eine mindestens ebenso vielfältige Lebensgemeinschaft der Orthopteroidea mit einem hohen Anteil magerrasentypischer Arten aufweisen wie die Magerrasen selbst.

Die Neubesiedlung der Ackerbrachen durch seltene xerothermophile Arten der Rhopalocera und Zygaenidae nimmt offenbar einen längeren Zeitraum in Anspruch. Deshalb ist eine längerfristige Sicherung ausgewählter Flächen erforderlich.

Die Ackerbrachen sollten bevorzugt in räumlicher Nähe bestehender Magerrasen liegen, da eine Neubesiedlung der Lebensräume von deren Erreichbarkeit abhängt (HENLE et al. 1999a, KUNZMANN 1999, LAUBMANN 1999). Welche Distanzen dabei möglichst nicht überschritten werden sollten und welche Biotypen evtl. Ausbreitungsbarrieren darstellen, kann aufgrund der vorliegenden Untersuchung nicht abschließend beantwortet werden.

Als ungünstig für Offenlandarten ist z.B. die Neuanpflanzung von Hecken und Baumreihen entlang von Wegrändern einzuschätzen, weil die Beschattung der Krautschicht zum

Verschwinden der typischen Magerrasenvegetation in diesen Lebensräumen führt (vgl. KUNZMANN 1999). Auch konventionelle Äcker dürften aufgrund ihrer Größe und geringen Lebensraumqualität für die meisten Arten eine hohe Barrierewirkung haben (LAUBMANN 1999). Dagegen ist die biologisch-dynamische Landbewirtschaftung in dieser Hinsicht positiver zu bewerten.

Als mögliche Folgenutzung für ältere Ackerbrachen kommt die Wanderbeweidung mit Schafherden in Betracht, wobei zur Erhöhung der Habitatdiversität und zum Schutz von Sukzessionsprozessen ein Teil der Flächen hiervon ausgenommen werden sollte. Einige Arten präferieren höhere Vegetationsbestände (z.B. *Metrioptera bicolor*), die bei Beweidung kaum vorhanden sind. Jüngere Ackerbrachen und solche auf oligotrophen Standorten sollten nicht beweidet werden, solange diese eine lückige Vegetationsstruktur aufweisen und eine Verbuschung nicht zum Verlust des Offenlandcharakters führt (vgl. auch LAUBMANN 1999).

Eine Wanderbeweidung mit Schafherden hat gegenüber anderen Nutzungsformen zahlreiche Vorteile. So kommt es durch den selektiven Verbiß zu einer höheren Strukturvielfalt als z.B. bei Mahdnutzung. In einigen Bereichen entstehen offene Bodenstellen, die für geophile Arten von hoher Bedeutung sind (z.B. WALTHER 1995). Außerdem transportieren Schafe auf dem Fell oder in den Hufen Diasporen von Pflanzenarten sowie verschiedene Tierarten (z.B. Heuschrecken) und tragen auf diese Weise zu deren Ausbreitung bei (FISCHER et al. 1995).

Während die winterliche Schafbeweidung von einigen Magerrasen und Ackerbrachen in den Untersuchungsgebieten keine negativen Auswirkungen auf die untersuchten Tiergruppen hatte, stellten NICOLAI et al. (1996) allerdings schon bei dreimaliger Schafbeweidung pro Jahr in Ackerbrachen einen Rückgang der Artenzahl der Tagfalter fest. Insofern sind differenzierte Nutzungskonzepte und begleitende Untersuchungen unerlässlich, um mögliche ungünstige Entwicklungen rechtzeitig zu erkennen.

7. Zusammenfassung

Im Zeitraum von 1995 bis 1997 wurden in verschiedenen agrarisch genutzten Offenlandbiotopen sowie in einem Naturschutzgebiet im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin faunistisch-ökologische Untersuchungen an Tagfaltern (Rhopalocera), Widderchen (Zygaenidae) und Heuschrecken (Orthopteroidea) durchgeführt. Es wurden 7 ortsüblich konventionell bewirtschaftete Äcker, 3 biologisch-dynamisch bewirtschaftete Äcker, 4 magere Grünlandbiotope, 15 Ackerbrachen und 8 Magerrasen untersucht.

Die Erfassung der Imaginalstadien der Rhopalocera und Zygaenidae erfolgte mit der Transektmethode, die der Orthopteroidea mit der Verhörmethode. Die Individuendichte der Orthopteroidea wurde auf ausgewählten Flächen mit Isolationsquadraten ermittelt. Für den Nachweis der Präimaginalstadien der untersuchten Taxa wurden standardisierte Kescherfänge durchgeführt. Ergänzend hierzu erfolgte ein gezieltes Absuchen und Abkeschern der Raupennahrungspflanzen der im Imaginalstadium nachgewiesenen Arten der Rhopalocera und Zygaenidae.

Die Bodenfeuchte, der Anteil organischer Substanz und der pH-Wert im Oberboden sowie die Vegetationshöhe, die Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten die Nutzungsintensität und der Deckungsgrad der Streuschicht wurden gemessen bzw. geschätzt.

Die mittlere Zahl aller Arten bzw. der stenöken Arten der Rhopalocera und Zygaenidae erreicht die höchsten Werte in den Magerrasen (1995: 15 bzw. 11, 1996: 16 bzw. 8) und die niedrigsten in den konventionellen Äckern (2 bzw. 0).

Die mittlere Zahl aller Arten bzw. der stenöken Arten der Orthopteroidea ist in Magerasen, Ackerbrachen, biologischen Äckern und im mageren Grünland etwa gleich hoch

(alle Arten: 6-8, stenöke Arten: 1-4). In konventionellen Äckern wurden signifikant niedrigere Werte festgestellt (2 bzw. 0).

Die mittlere standardisierte Individuendichte aller bzw. der stenöken Arten der Rhopalocera und Zygaenidae erreicht die höchsten Werte in Magerrasen (1995: 9,1 bzw. 4,2 Ind./100 m², 1996: 5,8 bzw. 3,2 Ind./100 m²) und die niedrigsten in konventionellen Äckern (0,17 bzw. 0 Ind./100 m²).

Die mittlere relative Häufigkeit der Orthopteroidea ist in Magerrasen, Ackerbrachen, biologischen Äckern und im mageren Grünland etwa gleich hoch (71-105 männl. Ind./100 m). In konventionellen Äckern wurden signifikant niedrigere Werte festgestellt (12 männl. Ind./100 m).

Coenonympha pamphilus, *Melanargia galathea*, *Polyommatus icarus*, *Thymelicus lineolus* und *Thymelicus sylvestris* traten 1995 in Magerrasen signifikant häufiger auf als in Ackerbrachen und im mageren Grünland. Für *Coenonympha pamphilus* und *Melanargia galathea* wurde auch 1996 eine Präferenz für Magerrasen festgestellt.

In konventionellen Äckern wurden nur ubiquitäre, hochvagile Arten, die *Pieris*-Arten sowie *Metrioptera roeselii* und *Chorthippus brunneus*, mit hoher Stetigkeit registriert. Auch in den meisten biologischen Äckern kommen diese Arten am häufigsten vor. Hinzu treten stenöke Arten wie *Chorthippus apricarius* und *Lycaena phlaeas*.

Im mageren Grünland sind grünlandtypische Heuschreckenarten mit hoher ökologischer Valenz wie *Chorthippus parallelus* und *Ch. albomarginatus* auffällig häufig. Stenöke Grünlandarten, wie *Chorthippus dorsatus* kommen hier vor, sind aber selten. Regelmäßig tritt die Tagfalterart *Coenonympha pamphilus* im mageren Grünland auf.

Die ein- und zweijährigen Ackerbrachen sind durch das häufige Vorkommen der ubiquitären Arten *Pieris napi*, *Pieris rapae*, *Thymelicus lineolus* und *Chorthippus brunneus* gekennzeichnet. Hinzu treten stenöke Arten wie *Issoria lathonia* und die xerothermophilen Arten *Aricia agestis* und *Metrioptera bicolor*.

In mehrjährigen Ackerbrachen treten ubiquitäre Arten wie *Thymelicus lineolus* und *Chorthippus brunneus* mit hoher Stetigkeit und Individuendichte auf. In durch Gräser dominierten Ackerbrachen sind typische Grünlandarten wie *Coenonympha pamphilus* und *Chorthippus albomarginatus* auffällig häufig. Kennzeichnende Arten der „Ackerkratzdistel-Brachen“ sind *Aglais urticae* und *Chorthippus apricarius*. In trockenen mehrjährigen Ackerbrachen tritt *Lycaena tityrus* mit hoher Stetigkeit auf. Einige xerothermophile Arten wie *Chorthippus mollis* und *Aricia agestis* können in trockenen mehrjährigen Ackerbrachen hohe Individuendichten erreichen. Auch seltene xerothermophile Heuschreckenarten wie z.B. *Oedipoda caerulescens*, *Decticus verrucivorus* und *Metrioptera bicolor* besiedeln diese Lebensräume.

Melanargia galathea, *Polyommatus icarus* und *Chorthippus mollis* sind charakteristische Arten der Magerrasen, die dort mit hoher Stetigkeit auftreten und in einigen Lebensräumen hohe Individuendichten erreichen. Der Besiedlungsschwerpunkt dieser Arten liegt in Sand- und Halbtrockenrasen. Erwartungsgemäß enthält das Artenspektrum der Magerrasen auch seltene biotopspezifische Arten. Die gefährdete Art *Stenobothrus lineatus* besiedelt als einzige Art der Orthopteroidea ausschließlich Magerrasen und keine Ackerbrachen.

Gefährdete Arten der Rhopalocera und Zygaenidae treten nur im Naturschutzgebiet in höherer Individuendichte auf. Gefährdete Arten der Orthopteroidea wurden dagegen auch in den kleinflächig ausgebildeten Magerrasen häufiger gefunden.

Die meisten Arten der Rhopalocera und Zygaenidae wurden im Präimaginalstadium in Ackerbrachen und Magerrasen festgestellt, die wenigsten in konventionellen Äckern.

Fast alle im Imaginalstadium nachgewiesenen Arten der Orthopteroidea wurden auch im Larvenstadium gefunden. Die Larven- und Imaginalstadien der meisten Arten wurden

am selben Ort festgestellt. Einzig die Äcker haben nur eine geringe Bedeutung als Reproduktionshabitat. In biologischen Äckern wurden mehr Arten im Larvenstadium gefunden als in konventionellen Äckern.

Das Vorkommen und die Individuendichte der Arten der Rhopalocera und Zygaenidae läßt sich insgesamt vor allem durch den Einfluß der Nutzungsintensität, der Bodenfeuchte und der Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten erklären. Die höchste Anzahl signifikanter Korrelationen wurde zwischen der Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten und der Individuendichte einzelner Arten gefunden.

Das Artenvorkommen und die relative Häufigkeit der Orthopteroidea läßt sich insgesamt vor allem durch den Einfluß der Bodenfeuchte, der Vegetationshöhe und des pH-Wertes erklären. Die univariate Analyse (Spearman-Rangkorrelation) ergibt, daß bei 6 Arten die Bodenfeuchte und bei jeweils 5 Arten die Nutzungsintensität, der Anteil organischer Substanz und die Vegetationshöhe in engem Zusammenhang mit der Häufigkeit stehen.

Bei der Auftrennung der Biotope mit und ohne Vorkommen der Arten der Rhopalocera und Zygaenidae werden als Trennungsmerkmale am häufigsten die Umweltfaktoren Nutzungsintensität, Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten und pH-Wert ausgewählt. Bei der Nutzungsintensität werden in der Regel Obergrenzen für die Vorkommen festgelegt, welche im unteren Wertebereich liegen. Dies unterstreicht die Nutzungsempfindlichkeit der meisten Arten. Bei der Anzahl blühender entomophiler Pflanzenarten werden grundsätzlich Untergrenzen festgelegt, das heißt die Arten kommen nur ab einer bestimmten Blütenvielfalt vor.

Bei der Auftrennung der Biotope mit und ohne Vorkommen der Arten der Orthopteroidea werden als Trennungsmerkmale am häufigsten die Umweltfaktoren Nutzungsintensität, Vegetationshöhe und Bodenfeuchte ausgewählt. Hierbei werden in der Regel Obergrenzen für das Vorkommen der Arten festgelegt. Bei der Nutzungsintensität liegen diese wie bei den Rhopalocera im unteren Wertebereich.

Die GIS-Kopplung der Prognosemodelle für repräsentative Arten typischer Lebensgemeinschaften des Offenlandes ergibt trotz differierender Anspruchsprofile der Arten ein ähnliches räumliches Verteilungsmuster der potentiellen Lebensräume. Es lassen sich Schwerpunkträume von Defiziträumen unterscheiden. Der prozentuale Flächenanteil der potentiellen Lebensräume liegt zwischen 4,6% (*Chorthippus mollis*) und 3,2% der Gesamtfläche (*Lycaena tityrus*).

Für den Schutz und die Entwicklung vielfältiger Lebensgemeinschaften des Offenlandes in der Agrarlandschaft ist die Erhaltung der bestehenden Magerrasen sowie die Neuschaffung größerer Magerrasenkomplexe von besonders hoher Bedeutung. Diese lassen sich an Standorten mit ausreichendem abiotischen und biotischen Potential aus Ackerbrachen entwickeln.

8. Summary

Between 1995 and 1997 investigations on butterflies (Rhopalocera), burnet moths (Zygaenidae) and grasshoppers (Orthopteroidea) were performed in different agrarian habitats and at one site in a nature reserve of the Biosphere Reserve Schorfheide-Chorin. In total, 7 arable fields with conventional management, 3 ecologically managed arable fields, 4 agriculturally used grassland sites on poor soils, 15 fields abandoned for one or more years and 8 poor grassland sites with extensive grazing.

Imaginal stages of butterflies, burnet moths and grasshoppers were recorded using the transect and hearing method. Density of grasshoppers were additionally determined on several sites by direct counting from 2 m² sampling units. Larval stages of butterflies and burnet moths were caught using standardised net catching as well as by both direct sampling

and net catching of selected food plants of the recorded species. Furthermore, soil moisture, organic matter of the soil, pH of top soil, vegetation height, number of flowering entomophilous plant species, intensity of agricultural use, and cover of the litter layer were measured or estimated.

The average number of all species and of stenecious species of butterflies and burnet moths was highest in the poor grassland. (1995: 15 and 11; 1996: 16 and 8), lowest number was in conventionally used arable fields (2 and 0). The average number of all species and of stenecious species of grasshoppers did not differ between poor grassland, abandoned arable fields, ecologically managed arable fields and agriculturally used grassland (all species: 6 - 8; stenecious species 1 - 4). In conventionally used arable fields significant lower numbers were determined (2 and 0). Mean density of all butterflies and burnet moths and of stenecious butterflies and burnet moths was highest in poor grassland (1995: 9.1 and 4.2 ind./100 m²; 1996: 5.8 and 3.2 ind./100 m²) and lowest in conventionally managed arable fields (0.17 and 0 ind./100 m²). Grasshoppers reached nearly the same mean density in poor grassland, abandoned arable fields, ecologically managed arable fields, and agriculturally used grassland (71-105 male / 100 m). In conventionally managed arable fields significant lower densities were determined (12 males / 100 m).

In 1995 *Coenonympha pamphilus*, *Melanargia galathea*, *Polyommatus icarus*, *Thymelicus lineolus*, and *Thymelicus sylvestris* were significantly more frequent in poor grassland than in abandoned fields and agriculturally used grassland. In 1996 only *Coenonympha pamphilus* and *Melanargia galathea* were most abundant in poor grassland. In conventionally managed arable fields only euryecious, very mobile species, e.g. species of the genus *Pieris*, *Metriopectera roeselii*, and *Chorthippus brunneus*, were consistently recorded. These species were also most frequent in ecologically managed arable fields. Additionally stenecious species occurred, e.g. *Chorthippus apricarius* and *Lycaena phlaeas*.

In agriculturally used grassland, grasshoppers were conspicuously abundant, that usually occurred in a high variability of grassland conditions, e.g. *Chorthippus parallelus* and *Chorthippus albomarginatus*, while stenecious species were rare, e.g. *Chorthippus dorsatus*. The butterfly *Coenonympha pamphilus* regularly appeared in poor grassland.

Fields abandoned for one or two years were characterised by the high abundance of the euryecious species *Pieris napi*, *Pieris rapae*, *Thymelicus lineolus*, and *Chorthippus brunneus*. Additionally stenecious species occurred, e.g. *Issoria lathonia*, *Aricia agestis*, and *Metriopectera bicolor*.

In fields abandoned for more than two years euryecious species like *Thymelicus lineolus* and *Chorthippus brunneus* were also consistently and abundantly found. In sites of this habitat dominated by grasses, typical species of grassland were conspicuously frequent, e.g. *Coenonympha pamphilus* and *Chorthippus albomarginatus*. In abandoned sites dominated by Creeping Thistle (*Cirsium arvense*), *Aglais urticae* and *Chorthippus apricarius* were characteristic. In long-term abandoned fields on dry soil *Lycaena tityrus* occurred in high constancy. Also several species usually preferring xerothermic sites, e.g. *Chorthippus mollis* and *Aricia agestis*, lived in high abundance in this habitat. Other rare species of xerothermic sites were also found there, e.g. *Oedipoda caerulea*, *Decticus verrucivorus*, and *Metriopectera bicolor*.

Characteristic species of poor grassland were *Melanargia galathea*, *Polyommatus icarus*, and *Chorthippus mollis* occurring there in high constancy and density. The preferred habitat type of these species is on sandy and dry grassland. The species composition of poor grassland is also conspicuous by the occurrence of rare stenecious species. The endangered species *Stenobothrus lineatus* was exclusively found at poor grassland sites and in one abandoned field. Endangered species of butterflies and burnet moths were only recorded abundantly in the nature reserve. Endangered species of grasshoppers also frequently occurred at other smaller-sized poor grassland sites.

Larval stages of butterflies and burnet moths were most abundant in abandoned fields and poor grassland, lowest abundance was in conventionally managed fields. Nearly all grasshopper species recorded in imaginal stage were also found in larval stages. Larval and imaginal stages of most species were found at the same site. Only the arable fields had a low importance for the reproduction of grasshoppers. Ecologically managed fields accounted for more species in larval stages than conventionally managed fields.

The occurrence and abundance of rhopaloceran and zygaenid butterflies was mainly determined by the influence of the agricultural land-use intensity, the soil moisture and the number of flowering entomophileous plant species. Correlation was most significant between the number of flowering entomophileous plant species and the density of butterfly species. Occurrence of grasshopper species was predominantly influenced by soil moisture, vegetation height and the soil pH. Spearman correlation resulted in a relationship between the abundance of 6 species and the soil moisture and between the abundance of 5 species each and the intensity of land-use, content of organic matter in the soil and vegetation height.

Separating sites with occurrence and non-occurrence of butterflies and burnet moths, land-use intensity, number of entomophileous plant species, and pH of soil were the most important environmental factors. Using the land-use intensity usually an upper level of occurrence was determined that was at a low level of land-use intensity. That emphasised the sensibility of most species against high land-use intensity. Using the number of entomophileous plant species, generally a lower limit was determined meaning that the species occurred only at sites with high species richness of flowers.

Sites with occurrence and non-occurrence of orthopteroid species were separated most frequently by the environmental factors, land-use intensity, vegetation height, and soil moisture. For these factors usually an upper level of the parameters were chosen. For land-use intensity limits of occurrence were determined at low values.

Prediction models were established using a Geographic Information System (GIS) for species representing typical inhabitants of open habitats. They resulted in similar spatial pattern of potential habitats in spite of differing ecological preferences of the species. Main areas containing preferred habitats can be selected and separated from areas with non-preferred habitats. The potential habitat area accounted for 4.6 % (*Chorthippus mollis*) and 3.2 % (*Lycaena tityrus*) on the total area of the investigated landscape.

For the conservation and development of a diverse species community in an open agriculturally used landscape, the preservation of the existing poor grassland and the creation of new larger complexes of poor grassland is highly important. These new habitats might be developed on abandoned fields with suitable abiotic conditions.

9. Literatur

- AGRICOLA, U., BARTHEL, J., LAUBMANN, H. & PLACHTER, H. (1996): Struktur und Dynamik der Fauna einer süddeutschen Agrarlandschaft nach Nutzungsumstellung auf ökologischen und integrierten Landbau. Verh. Ges. Ökol. 26, 681-692.
- AMMER, U., UTSCHICK, H. & ANTON, H. (1988): Die Auswirkungen von biologischem und konventionellem Landbau auf Flora und Fauna. Forstw. Cbl. 107, 274-291.
- ASSHOFF, M. (1997): Die Erschließung und Modellierung ökologischen Wissens für das Management von Feuchtwiesenvegetation. Diss. Univ. Kiel, 177 S.
- BAUMANN, T., BIEDERMANN R. & HOFFMANN, E. (1999): Mitnahmeeffekte wirbelloser Zielarten am Beispiel von Trockenstandorten. In: AMLER, K., BAHL, A., HENLE, K., KAULE, G., POSCHLOD, P. & SETTELE, J. (Hrsg.): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 37-45.
- BEGON, M. (1983): Grasshopper populations and weather: the effects of insolation on *Chorthippus brunneus*. Ecol. Ent. 8, 361-370.
- BELLMANN, H. (1993): Heuschrecken: beobachten, bestimmen. Naturbuch-Verl., Augsburg, 349 S.
- BEUTLER, H. (1992): Rote Liste Heuschrecken (Saltatoria). In: Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.): Gefährdete Tiere im Land Brandenburg – Rote Liste, 215-217.
- BIEDERMANN, R., HOFFMANN, E. & SEUFERT, W. (1999): Auswahl von Tierarten in der Planungspraxis auf populationsökologischer Basis: Das Fallbeispiel Wirbellose in der Porphyrkuppenlandschaft. In: AMLER, K., BAHL, A., HENLE, K., KAULE, G., POSCHLOD, P. & SETTELE, J. (Hrsg.): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 29-37.
- BINK, F.A. (1992): Ecologische Atlas van de Dagvlinders van Noordwest-Europa. Schuyt, Haarlem, 512 S.
- BORNHOLDT, G. (1991): Auswirkungen der Pflegemaßnahmen Mahd, Beweidung und Gehölzrückschnitt auf die Insektenordnungen Orthoptera, Heteroptera, Auchenorrhyncha und Coleoptera der Halbtrockenrasen im Raum Schlüchtern. Marburger Ent. Publ. 2, 330 S.
- BOURN, N.A.D. & THOMAS, J.A. (1993): The ecology and conservation of the brown argus butterfly *Aricia agestis* in Britain. Biol. Conserv. 63, 67-74.
- BRANDT, D. (1998): *Chorthippus brunneus* (THUNBERG, 1815). In: DETZEL, P. (Hrsg.): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 490-496.
- BRANDT, D. & GOTTSCHALK, E. (1998): *Chorthippus mollis* (CHARPENTIER, 1825). In: DETZEL, P. (Hrsg.): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 496-502.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Springer, Wien, 865 S.
- BREIMAN, L., FRIEDMAN, J.H., OLSHEN, R.A. & STONE, C.J. (1984): Classification and Regression Trees. Wadsworth, Belmont, California, 358 S.
- BRITTEN, H.B., RILEY, L. (1994): Nectar source diversity as an indicator of habitat suitability for the endangered uncomplaining fritillary, *Boloria acrocnema* (Nymphalidae). J. Lep. Soc. 48 (3), 173-179.
- BROCKSIEPER, R. (1978): Der Einfluß des Mikroklimas auf die Verbreitung der Laubheuschrecken, Grillen und Feldheuschrecken im Siebengebirge und auf dem Rodderberg bei Bonn (Orthoptera: Saltatoria). Decheniana Beih. 21, 141 S.
- CHEPEK, A.G. (1994): Stratigraphie und Lithofazies. In: SCHROEDER, J.H. (Hrsg.): Führer zur Geologie von Berlin und Brandenburg Nr. 2, Bad Freienwalde – Parsteiner See, Berlin, 26-38.
- CHERRILL, A.J. & BROWN, V.K. (1990): The habitat requirements of adults of the wart-biter *Decticus verrucivorus* (L.) (Orthoptera: Tettigoniidae) in southern England. Biol. Conserv. 53, 145-157.
- CLARK, E.J. (1948): Studies in the ecology of British grasshoppers. Trans. Roy. Entomol. Soc. London 99, 173-222.
- CLAUSSEN, H.D., HOLBECK, H.B. & REDDERSEN, J. (1998): Butterflies on organic farmland: association to uncropped small biotopes and their nectar sources. Ent. Meddr. 66 (2), 33-44.
- DEMARMELS, J. (1990): Trockenstandorte als Habitatsinseln für Schmetterlinge und Heuschrecken. Berichte der Eidgenössischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen CH 8903 Birmensdorf 322, 57 S.
- DENGLER, J. (1994): Trockenrasen im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. Diplomarbeit Univ. Kiel, 250 S.
- DETZEL, P. (1985): Die Auswirkungen der Mahd auf die Heuschreckenfauna von Niedermoorwiesen. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 59/60, 345-360.

- DETZEL, P. (1991): Ökofaunistische Analyse der Heuschreckenfauna Baden-Württembergs (Orthoptera). Diss. Univ. Tübingen, 365 S.
- DETZEL, P. (1998a): *Chorthippus parallelus* (ZETTERSTEDT, 1821). In: DETZEL, P. (Hrsg.): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 518-522.
- DETZEL, P. (1998b): *Chrysochraon dispar* (GERMAR, 1834). In: DETZEL, P. (Hrsg.): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 411-415.
- DETZEL, P. (1998c): *Decticus verrucivorus* (LINNAEUS, 1758). In: DETZEL, P. (Hrsg.): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 249-253.
- DETZEL, P. (1998d): *Metrioptera roeselii* (HAGENBACH, 1822). In: DETZEL, P. (Hrsg.): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 265-269.
- DETZEL, P. (1998e): *Myrmeleotettix maculatus* (THUNBERG, 1815). In: DETZEL, P. (Hrsg.): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 460-465.
- DETZEL, P. (1998f): *Stenobothrus lineatus* (PANZER, 1796). In: DETZEL, P. (Hrsg.): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 439-443.
- DETZEL, P. (1998g): *Tettigonia viridissima* (LINNAEUS, 1758). In: DETZEL, P. (Hrsg.): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 245-249.
- DETZEL, P. (1998h): Magerrasen. DETZEL, P. (Hrsg.): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 99-109.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (Hrsg.) (1995-1997): Monatlicher Witterungsbericht, 43.-45. Jahrgang, Frankfurt.
- DIERKING, U. (1994): Atlas der Heuschrecken Schleswig-Holsteins. Hrsg.: Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, Kiel, 61 S.
- DORDA, D. (1995): Heuschreckenzyklen als Bioindikatoren auf Sand- und submediterranen Kalkmagerrasen des saarländisch-lothringischen Schichtstufenlandes. Diss. Univ. Saarbrücken, 251 S.
- DURWEN, K.-J. (1982): Zur Nutzung von Zeigerwerten und artspezifischen Merkmalen der Gefäßpflanzen Mitteleuropas für Zwecke der Landschaftsökologie und -planung mit Hilfe der EDV-Voraussetzungen, Instrumentarien, Methoden und Möglichkeiten. Arbeitsber. Lehrst. Landschaftsökologie Münster 5, 1-138.
- EBERT, G. & RENNWALD, E. (1991): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Bd. 1 Tagfalter I u. Bd. 2 Tagfalter II. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 552 S. u. 535 S.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.-E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, 2. Aufl., data sets (Diskette), Göttingen, 258 S.
- ELLIGSEN, H., BEINLICH, B. & PLACHTER, H. (1997): Effects of large-scale cattle grazing on populations of *Coenonympha glycerion* and *Lasiommata megera* (Lepidoptera: Satyridae). *J. Insect Conserv.* 1, 13-23.
- ERHARDT, A. (1985): Diurnal Lepidoptera: sensitive indicators of cultivated and abandoned grassland. *J. Appl. Ecol.* 22, 849-861.
- ERHARDT, A. & THOMAS, J.A. (1991): Lepidoptera as Indicators of Change in the Seminaturland Grasslands of Lowland and Upland Europe. In: COLLINS, N.M. & THOMAS (eds.): The Conservation of Insects and their Habitats. 15th Symposium of the Royal Entomological Society of London 14-15 September 1989. Academic Press London, 213-236.
- FELDMANN, R., REINHARDT, R., & SETTELE J. (1999): Bestimmung und Kurzcharakterisierung der außer-alpinen Tagfalter Deutschlands. In: SETTELE, J., FELDMANN, R. & REINHARDT, R. (Hrsg.): Die Tagfalter Deutschlands. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 247-369.
- FISCHER, S.F., POSCHLOD, P. & BEINLICH, B. (1995): Die Bedeutung der Wanderschäfererei für den Artenaustausch zwischen isolierten Schaftriften. In: BEINLICH, B. & PLACHTER, H. (Hrsg.): Ein Naturschutzkonzept für die Kalkmagerrasen der Mittleren Schwäbischen Alb (Baden-Württemberg): Schutz, Nutzung und Entwicklung. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 83, 229-256.
- FROELICH, C. (1993): Analyse der Habitatpräferenzen von Heuschreckenarten (Orthoptera: Saltatoria) in einem Mittelgebirgsraum unter Berücksichtigung regionaler Differenzierungen. Diss. Univ. Bonn, 154 S.
- GELBRECHT, J., RICHERT, A. & WEGNER, H. (1995): Biotopansprüche ausgewählter vom Aussterben bedrohter oder verschollener Schmetterlingsarten der Mark Brandenburg (Lep.). *Ent. Nachr. Ber.* 39 (4), 183-203.
- GELBRECHT, J. & WEIDLICH, M. (1992): Rote Liste Großschmetterlinge (Macrolepidoptera). In: Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.): Gefährdete Tiere im Land Brandenburg – Rote Liste, 97-114.

- GELBRECHT, J., WEIDLICH, M., BLOCHWITZ, O., KÜHNE, L., KWAST E., RICHERT, A. & SOBCZYK, T. (1993): Kommentiertes Verzeichnis der Großschmetterlinge (Macrolepidoptera) der Länder Berlin und Brandenburg. In: GERSTBERGER, M. & MEY, W. (Hrsg.): Fauna in Berlin und Brandenburg, Schmetterlinge und Köcherfliegen. Förderkreis der naturwissenschaftlichen Museen Berlins e.V., Berlin, 11-69.
- GERSTMEIER, R. & LANG, C. (1996): Beitrag zu Auswirkungen der Mahd auf Arthropoden. Zeitschr. Ökologie u. Naturschutz 5, 1-14.
- GOTTSCHALK, E. (1998): Chorthippus biguttulus (LINNAEUS, 1758). In: DETZEL, P. (Hrsg.): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 486-490.
- GOTTSCHALK, E., SCHMELLER, D. & HEIDENREICH, A. (1999): PVA-Fallbeispiel 3: Analyse der Gefährdungsursachen von Tiergruppen mittlerer Mobilität am Beispiel der westlichen Beißschrecke (*Platyleis albopunctata*). In: AMLER, K., BAHL, A., HENLE, K., KAULE, G., POSCHLOD, P. & SETTELE, J. (Hrsg.): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 172-179.
- GRAF, H.-D. (1965): Untersuchungen über den Einfluß der Getreidemahd auf Feldheuschrecken benachbarter Ackerraine. Zool. Anz. 174, 183-189.
- GREILER, H.-J. (1994): Insektengesellschaften auf selbstbegrünten und eingesäten Ackerbrachen. In: NENTWIG, W., POEHLING, H.-M. (Hrsg.): Agrarökologie Bd. 11, 136 S.
- HANDKE, K. (1988): Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. Arbeitsberichte Lehrstuhl Landschaftsökologie Münster 8, 1-157.
- HANSEN, U. (1993): Bindung blütenbesuchender Insekten an Trockenbiotope in Kiesgruben. In: HEYDEMANN, B., HOFMANN, W. & IRMLER, U. (Hrsg.): Bedeutung sekundärer Trockenbiotope für den Naturschutz. Faun.-Ökol. Mitt. Suppl. 15, 9-37.
- HARTLEY, J.C. & WARNE, A.C. (1972): The developmental biology of the egg stage of Western European Tettigoniidae (Orthoptera). J. Zool., London 168, 267-298.
- HARZ, K. (1969): Die Orthopteren Europas I (Unterord. Ensifera). Series Entomologica 5. Dr. W. Junk B. V., The Hague, 749 S.
- HARZ, K. (1975): Die Orthopteren Europas II (Unterord. Caelifera). Series Entomologica 11. Dr. W. Junk B. V., The Hague, 939 S.
- HELMS, D. (1997): Die Entwicklung eines Habitateignungsmodells für *Conocephalus dorsalis* (Orthoptera: Tettigoniidae). Verh. Ges. Ökol. 27, 213-218.
- HENLE, K., AMLER, K., BAHL, A., FINKE, E., FRANK, K., SETTELE, J. & WISSEL, C. (1999a): Faustregeln als Entscheidungshilfen für Planung und Management im Naturschutz. In: AMLER, K., BAHL, A., HENLE, K., KAULE, G., POSCHLOD, P. & SETTELE, J. (Hrsg.): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 267-290.
- HENLE, K. & STREIT, B. (1990): Kritische Betrachtungen zum Artenrückgang bei Amphibien und Reptilien und zu dessen Ursachen. Natur u. Landschaft 65, 347-361.
- HENLE, K., VOGEL, B., KÖHLER, G. & SETTELE, J. (1999b): Erfassung und Analyse von Populationsparametern bei Tieren. In: AMLER, K., BAHL, A., HENLE, K., KAULE, G., POSCHLOD, P. & SETTELE, J. (Hrsg.): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 94-112.
- HERMANN, G. (1998a): Erfassung von Präimaginalstadien bei Tagfaltern – Ein notwendiger Standard für Bestandsaufnahmen zu Planungsvorhaben. Naturschutz u. Landschaftsplanung 30 (5), 133-142.
- HERMANN, G. (1998b): *Omocestus haemorrhoidalis* (CHARPENTIER, 1825). In: DETZEL, P. (Hrsg.): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 432-438.
- HEYDEMANN, B. (1983): Aufbau von Ökosystemen im Agrarbereich und ihre langfristigen Veränderungen. Daten und Dokumente zum Umweltschutz (Hohenheim) 35, 53-83.
- HEYDEMANN, B. (1997): Neuer Biologischer Atlas: Ökologie für Schleswig-Holstein und Hamburg. Wachholtz, Neumünster, 591 S.
- HIGGINS, L. & HARGREAVES, B. (1983): The butterflies of Britain and Europe. HarperCollinsPublishers, Glasgow, 256 S.
- HOFMANN, A. (1994): Zygaeninae. In: EBERT, G. (Hrsg.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Bd. 3 Nachtfalter I. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 196-336.
- HOLST, K.T. (1986): The Saltatoria (Bush-crickets, crickets and grasshoppers) of Northern Europe. Fauna Entomologica Scandinavica 16, 1-127. E.J. Brill, Copenhagen.

- HOVESTADT, T., ROESNER, J. & MÜHLENBERG, M. (1991): Flächenanspruch von Tierpopulationen. Berichte aus der ökologischen Forschung 1, Jülich: Forschungszentrum Jülich, 277 S.
- ILLICH, I.P. & WINDING, N. (1989): Aut- und Synökologie der Feldheuschrecken (Acrididae: Orthoptera) einer subalpinen/alpinen Almweide (Gasteinertal, Hohe Tauern, Österreich): Habitat und Nahrung. Zool. Jb. Syst. 116, 121-131.
- INGRISCH, S. (1976): Vergleichende Untersuchungen zum Nahrungsspektrum mitteleuropäischer Laubheuschrecken (Saltatoria: Tettigoniidae). Ent. Zeitschr., Stuttgart 86, 217-224.
- INGRISCH, S. (1977): Beitrag zur Kenntnis der Larvenstadien mitteleuropäischer Laubheuschrecken (Orthoptera: Tettigoniidae). Z. angew. Zool. 64, 459-501.
- INGRISCH, S. (1979): Untersuchungen zum Einfluß von Temperatur und Feuchtigkeit auf die Embryogenese einiger mitteleuropäischer Laubheuschrecken (Orthoptera: Tettigoniidae). Zool. Beitr. N.F. 25, 343-364.
- INGRISCH, S. (1980): Zur Feuchte-Präferenz von Feldheuschrecken und ihren Larven (Insecta: Acrididae). Verh. Ges. Ökol. 8, 403-410.
- INGRISCH, S. (1988): Wasseraufnahme und Trockenresistenz der Eier europäischer Laubheuschrecken (Orthoptera: Tettigoniidae). Zool. Jb. Physiol. 92, 117-170.
- INGRISCH, S. & BOEKHOLT, I. (1983): Zur Wahl des Eiablageplatzes durch mitteleuropäische Saltatoria. Zool. Beitr. N.F. 28, 33-46.
- INGRISCH, S. & KÖHLER, G. (1998): Die Heuschrecken Mitteleuropas. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 629. Westarp-Wiss., Magdeburg, 460 S.
- JAKOVLEV, V. (1959): Mikroklimatische Untersuchungen in einigen Acrididenbiotopen. Z. Morph. Ökol. Tiere 48, 89-101.
- JONGMAN, R.H.G., TER BRAAK, C.J.F. & VAN TONGEREN, O.F.R. (1995): Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge, 299 S.
- KALTENBACH, A. (1963): Milieufeuchtigkeit, Standortbeziehungen und ökologische Valenz bei Orthopteren im pannonischen Raum. Sitz.-Ber. Österr. Akad. Wiss., Abt. I 172, 97-119.
- KEIL, T. (1993): Beiträge zur Insektenfauna Ostdeutschlands: Lepidoptera – Zygaenidae. Ent. Nachr. Ber. 37 (3), 145-198.
- KIECHLE, J. (1998): *Chorthippus albomarginatus* (De Geer, 1773). In: DETZEL, P. (Hrsg.): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 502-508.
- KINDVALL, O. & AHLEN, J. (1992): Geometrical factors and metapopulation dynamics of the bush cricket, *Metrioptera bicolor* PHILIPPI (Orthoptera: Tettigoniidae). Conserv. Biol. 6, 520-529.
- KISER, K. (1987): Tagaktive Grossschmetterlinge als Bioindikatoren für landwirtschaftliche Nutzflächen der Zentralschweizer Voralpen. Eine ökologisch-faunistische Erhebung im Sarneraa-Tal, Kanton Obwalden, Schweiz, 1981-1985 (Lepidoptera: Diurna und heliophile Macroheterocera). Suppl. Entomol. Ber. Luzern, 138 S.
- KLEYER, M., KAULE, G. & HENLE, K. (1992): Landschaftsbezogene Ökosystemforschung für die Umwelt- und Landschaftsplanung. Zeitschr. Ökologie u. Naturschutz 1, 35-50.
- KÖHLER, G. (1988): Zur Heuschreckenfauna der DDR – Artenspektrum, Arealgrenzen, Faunenveränderung (Insecta: Orthoptera: Saltatoria). Faun. Abh. Mus. Tierkd. Dresden 16, 1-21.
- KÖHLER, G. (1989): Zur Phänologie, Abundanzdynamik und Biotopbindung rasenbewohnender Laubheuschrecken (Saltatoria: Tettigoniidae) im mittleren Saaletal bei Jena (Thüringen). Wiss. Ztschr. FSU Jena, Naturwiss. R. 38 (4/5), 543-561.
- KÖHLER, G. (1991): Rote Liste der Heuschrecken des Landes Thüringen. Landschaftspflege u. Naturschutz in Thüringen 28 (2), 29-39.
- KÖHLER, G. & BRODHUN, H.-P. (1987): Untersuchungen zur Populationsdynamik zentraleuropäischer Feldheuschrecken (Orthoptera: Acrididae). Zool. Jb. Syst. 114, 157-191.
- KOHLMANN, T. (1996): Zur Heuschreckenfauna auf Ackerbrachen – Veränderungen nach 4 Jahren. Articulata 11, 29-35.
- KOWARIK, I. (1988): Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation: theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West). Diss. Techn. Univ. Berlin, 280 S.
- KUHN, W. (1997): Ableitung tierartenspezifischer Habitatauswahlkarten aus vegetationskundlichen und topographischen Karten. In: KRATZ, R. & SUHLING, F. (Hrsg.): Geographische Informationssysteme im Naturschutz: Forschung, Planung, Praxis, Westarp-Wiss., Magdeburg, 95-103.

- KUNZMANN, D. (1999): Untersuchungen zur Diasporenbank und des Samenfluges trocken-magerer Standorte als Beitrag zur Definition biotischer Entwicklungspotentiale. Diss. Univ. Kiel, 261 S.
- LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (Hrsg.) (1995): Biotopkartierung Brandenburg. Kartierungsanleitung. UNZE-Verlagsgesellschaft mbH, Potsdam, 128 S.
- LAUBMANN, H. (1993): Die Besiedlung neu entstandener Windwurfflächen durch Heuschrecken. *Articulata* 8, 53-59.
- LAUBMANN, H. (1999): Die mitteleuropäische Agrarlandschaft als Lebensraum für Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria). In: NENTWIG, W., POEHLING, H.-M. (Hrsg.): *Agrarökologie* Bd. 34, 215 S.
- LEBERECHT, M., ARENDT, R., KRETSCHMER, H., ROTH, H. & SCHULZ, R. (1993): Überarbeitung und Erweiterung des Rahmenkonzeptes zum Verbundvorhaben Naturschutzmanagement in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft am Beispiel des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin. Unveröff. Manuskript, 51 S.
- LITVAK, M.K. & HANSELL, R.I.C. (1990): A community perspective on the multidimensional niche. *J. Anim. Ecol.* 59, 931-940.
- METEOROLOGISCHER U. HYDROLOGISCHER DIENST DER DEUTSCHEN DEMOKRATISCHEN REPUBLIK (Hrsg.) (1955): Klimatologische Normalwerte für das Gebiet der Deutschen Demokratischen Republik (1901-1950). Akademie-Verlag, Berlin, 31 + 74 + 148 S.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG & BIOSPHÄRENRESERVATSVERWALTUNG SCHORFHEIDE-CHORIN (Hrsg.) (1993): Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin, 71 S.
- NICOLAI, V., GARBE, H., SIMON, M. & SCHÄFER, U. (1996): Ökologische Untersuchungen auf offengelassenen Tagebauflächen und auf unterschiedlich bewirtschafteten Agrarbrachen in Hessen. In: NENTWIG, W., POEHLING, H.-M. (Hrsg.): *Agrarökologie* Bd. 20, 116 S.
- OOSTERMEIJER, J.G.B. & VAN SWAAY, C.A.M. (1998): The relationship between butterflies and environmental indicator values: a tool for conservation in a changing landscape. *Biol. Conserv.* 86, 271-280.
- OPPERMANN, R., REICHHOLF, J. & PFADENHAUER, J. (1987): Beziehungen zwischen Vegetation und Fauna in Feuchtwiesen – untersucht am Beispiel von Schmetterlingen und Heuschrecken in zwei Feuchtgebieten Oberschwabens. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 62, 347-379.
- OSCHMANN, M. (1969): Bestimmungstabellen für die Larven mitteleuropäischer Orthopteren. *Dtsch. Ent. Z.*, N. F. 16, 277-291.
- OSCHMANN, M. (1973): Untersuchungen zur Biotopbindung der Orthopteren. *Faun. Abh. Mus. Tierkd. Dresden* 4, 177-206.
- PERNER, J. (1993): Zur räumlichen und zeitlichen Variabilität ausgewählter Arthropodengemeinschaften in Trockenrasen des Mittleren Saaletals. Diss. Univ. Jena, 148 S.
- POLLARD, E. (1977): A method for assessing changes in the abundance of butterflies. *Biol. Conserv.* 12, 115-134.
- POLLARD, E. & YATES, T.J. (1993): Monitoring butterflies for ecology and conservation – The British butterfly monitoring scheme. *Conservation Biology Series*. Chapman & Hall, London, 274 S.
- POLLARD, E., ELIAS, D.O., SKELTON, M.J. & THOMAS, J.A. (1975): A method of assessing the abundance of butterflies in Monks Wood National Nature Reserve in 1973. *Entomologist's Gaz.* 26, 79-88.
- RATH, W. (1997): Karten der Feuchte- und Trophiestufen – Ermittlung von Feuchte- und Trophieverhältnissen über Zeigerpflanzen. Unveröff. Manuskript, 5 S.
- RECK, H. (1998): *Chorthippus apricarius* (LINNAEUS, 1758). In: DETZEL, P. (Hrsg.): *Die Heuschrecken Baden-Württembergs*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 470-479.
- RECK, H. & WALTER, R. (1998): Acker, Ackerbegleitstrukturen, Ackerbrachen. In: DETZEL, P. (Hrsg.): *Die Heuschrecken Baden-Württembergs*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 125-130.
- REINHARDT, R. (1983): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Lepidoptera-Rhopalocera et Hesperidae. Teil II. *Ent. Nachr. Ber.* 26, Beiheft Nr. 2, 79 S.
- REINHARDT, R. & THUST, R. (1993): Zur Entwicklung der Tagfalterfauna 1981-1990 in den ostdeutschen Ländern mit einer Bibliographie der Tagfalterliteratur 1949-1990 (Lepidoptera, Diurna). *Neue Entomologische Nachrichten aus dem Entomologischen Museum Dr. Ulf Eitschberger*, 30. Bd., 281 S.
- RICHTER, O., SÖNDGERATH, D., BELDE, M., SCHRÖDER, B. & SCHWARZ, S. (1997): Koppelung Geographischer Informationssysteme (GIS) mit ökologischen Modellen im Naturschutzmanagement. In: KRATZ, R. & SUHLING, F. (Hrsg.): *Geographische Informationssysteme im Naturschutz: Forschung, Planung, Praxis*, Westarp-Wiss., Magdeburg, 5-29.

- RIECKEN, U., RIES, U. & SSMYANK, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. *Schr.R. Landschaftspfl. u. Natursch.* 41, 184 S.
- RIECKEN, U., RIES, U. & SSMYANK, A. (1995): Gefährdung von Lebensraumtypen in Deutschland und ihre Ursachen – Auswertung der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen. *Natur u. Landschaft* 70, 203-212.
- RIETZE, J. & RECK, H. (1991): Straßen und Lebensräume: Untersuchungen zur Besiedlung der Verkehrsnebenflächen des Autobahnkreuzes Stuttgart durch Heuschrecken (Orthoptera, Saltatoria) mit besonderer Berücksichtigung der Dispersion der Großen Goldschrecke (*Chrysochraon dispar*). *Articulata* 6, 91-119.
- SAARINEN, K., MARTTILA, O. & JANTUNEN, J. (1998): Species richness and distribution of butterflies (Lepidoptera: Hesperioidea, Papilionoidea) in an agricultural environment in SE Finland. *Ent. Fenn.* 9 (1), 9-19.
- SÄNGER, K. (1977): Über die Beziehungen zwischen Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) und der Raumstruktur ihrer Habitate. *Zool. Jb. Syst.* 104, 433-488.
- SCHMIDT, R. & DIEMANN, R. (1987): Mittelmaßstäbige landwirtschaftliche Standortkartierung. *Wissenschaftliche Beiträge / Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg: Reihe S, Agrarwissenschaftliche Beiträge* 55, Halle, 38 S.
- SCHMIDT, R. & DIEMANN, R. (1991): Erläuterungen zur Mittelmaßstäbigen landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK), FZ Bodenfruchtbarkeit Müncheberg, 32 S.
- SCHMIDT, R. MICHEL, R. & HIEROLD, W. (1995): Die MMK als Arbeitsmaterial bei der Bewertung von Landschaftseinheiten – Grundsätze, Parameter und Kritik. Unveröffentl. Arbeitspapier der AG Raumbezug des BMBF-DBU-Verbundprojektes, 13 S.
- SCHRÖDER, B. (1997): Fuzzy Logik und klassische Statistik – ein kombiniertes Habitategnungsmodell für *Conocephalus dorsalis* (LATREILLE, 1804) (Orthoptera: Tettigoniidae). *Verh. Ges. Ökol.* 27, 219-226.
- SCHULZKE, D. (1994): Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. In: SCHROEDER, J.H. (Hrsg.): *Führer zur Geologie von Berlin und Brandenburg Nr. 2, Bad Freienwalde – Parsteiner See, Berlin*, 158-163.
- SCHUMACHER, W. (1997): Naturschutz in agrarisch geprägten Landschaften. In: ERDMANN, K.-H. & Spandau, L. (Hrsg.): *Naturschutz in Deutschland. Strategien – Lösungen – Perspektiven.* Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 95-122.
- SCHWEIZERISCHER BUND FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (1987): *Tagfalter und ihre Lebensräume. Arten – Gefährdung – Schutz.* Egg/ZH, Fotorotar AG, 516 S.
- SETTELE, J. & REINHARDT, R. (1999): Ökologie der Tagfalter Deutschlands: Grundlagen und Schutzaspekte. In: SETTELE, J., FELDMANN, R. & REINHARDT, R. (Hrsg.): *Die Tagfalter Deutschlands.* Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 60-123.
- SEUFERT, W. (1999): PVA-Fallbeispiel 4: Analyse der Gefährdungsursachen mobiler Tiergruppen am Beispiel der Berghexe (*Chazara briseis*). In: AMLER, K., BAH, A., HENLE, K., KAULE, G., POSCHLOD, P. & SETTELE, J. (Hrsg.): *Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren.* Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 180-186.
- SOMMER, M. (1995): Raumnutzung wirbelloser Tiere in Magerrasen-Komplexen der Schwäbischen Alb. In: BEINLICH, B. & PLACHTER, H. (Hrsg.): *Ein Naturschutzkonzept für die Kalkmagerrasen der Mittleren Schwäbischen Alb (Baden-Württemberg): Schutz, Nutzung und Entwicklung.* Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 83, 181-198.
- SPARKS, T.H. & PARISH, T. (1995): Factors affecting the abundance of butterflies in field boundaries in Swavesey fens, Cambridgeshire, UK. *Biol. Conserv.* 73, 221-227.
- STEFFAN-DEWENTER, I. & TSCHARNTKE, T. (1994): Tagschmetterlinge als Indikatoren für Ackerbrachen. *Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent.* 9, 75-78.
- STEFFNY, H., KRATOCHWIL, A. & WOLF, A. (1984): Zur Bedeutung verschiedener Rasengesellschaften für Schmetterlinge (Rhopalocera, Hesperioidea, Zygaenoidea) und Hummeln (Apidae, Bombus) im Naturschutzgebiet Taubergißen (Oberrheinebene) – Transekt-Untersuchungen als Entscheidungshilfe für Pflegemaßnahmen. *Natur und Landschaft* 59, 435-443.
- TAX, M.H. (1990): *Atlas van de Nederlandse Dagvlinders.* P.J.L. Schoenmakers, Wageningen, 248 pp.
- TER BRAAK, C.J.F. & PRENTICE, I.C. (1988): A theory of gradient analysis. *Advances in ecological research* 18, 271-317.
- TER BRAAK, C.J.F. & SMILAUER, P. (1998): *CANOCO Reference Manual and User's Guide to CANOCO for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4).* Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA), 352 pp.
- THOMAS, J.A. (1983): The ecology and status of *Thymelicus acteon* in Britain. *Ecol. Ent.* 8, 427-435.

- THOMAS, J.A. (1984): The conservation of butterflies in temperate countries: past efforts and lessons for the future. In: VANE-WRIGHT, R.I. & ACKERY, P. R. (eds.): The biology of Butterflies. Academic Press London, 333-353.
- THOMAS, J.A. (1990): The conservation of Adonis blue and Lulworth skipper butterflies – two sides of the same coin. In: HILLIER, S.H., WALTON, D.W.H. & WELLS, D.A. (eds.): Calcareous Grassland Ecology and Management. Bluntisham Books, Huntingdon, 112-117.
- THOMAS, J.A. (1991): Rare species conservation: case studies of European butterflies. In: SPELLERBERG, I.F., GOLDSMITH F.B. & MORRIS, M.G. (eds.): Scientific Management of Temperate Communities, 149-197.
- THOMAS, J.A., THOMAS, C.D., SIMCOX, D.J. & CLARKE, R.T. (1986): Ecology and declining status of the silver-spotted skipper butterfly (*Hesperia comma*) in Britain. J. Appl. Ecol. 23, 365-380.
- VAN WINGERDEN, W.K.R.E. & DIMMERS, W.J. (1993): Effects of rabbit and cattle grazing on grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) of river dunes. Proc. Exper. & Appl. Entomol. N.E.V. Amsterdam 4, 127-136.
- VAN WINGERDEN, W.K.R.E., MUSTERS, J.C.M. & MAASKAMP, F.I.M. (1991): The influence of temperature on the duration of egg development in West European grasshoppers (Orthoptera: Acrididae). Oecologia 87, 417-423.
- VAN WINGERDEN, W.K.R.E., VAN KREVELD, A.R. & BONGERS, W. (1992): Analysis of species composition and abundance of grasshoppers (Orth., Acrididae) in natural and fertilized grasslands. J. Appl. Ent. 113, 138-152.
- VON NORDHEIM, H. (1992): Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsmethoden auf die Wirbellosenfauna des Dauergrünlandes. NNA-Berichte 4, 13-26.
- WACHLIN, V. (1993): Rote Liste der gefährdeten Tagfalter Mecklenburg-Vorpommerns. Hrsg.: Umweltminister des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Goldschmidt Druck, Schwerin, 43 S.
- WALLASCHEK, M. (1995): Untersuchungen zur Zooökologie und Zönotopbindung von Heuschrecken (Saltatoria) im Naturraum Östliches Harzvorland. Diss. Univ. Jena, 121 S.
- WALLASCHEK, M. (1996): Tiergeographische und zoökologische Untersuchungen an Heuschrecken (Saltatoria) in der Halleschen Kuppenlandschaft. Articulata Beih. 6, 191 S.
- WALTER, R. (1998): Chorthippus dorsatus (Zetterstedt, 1812). In: DETZEL, P. (Hrsg.): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 508-513.
- WALTER, R., RECK, H. & KAULE, G. (1999): Fallbeispiel integrierter Planung auf Landesebene - Tagfalter im Kontext des Zielartenkonzeptes Baden-Württemberg. In: SETTELE, J., FELDMANN, R. & REINHARDT, R. (Hrsg.): Die Tagfalter Deutschlands. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 230-246.
- WALTHER, C. (1995): Untersuchungen zur Fauna regelmäßig beweideter Kalkmagerrasen. In: BEINLICH, B. & PLACHTER, H. (Hrsg.): Ein Naturschutzkonzept für die Kalkmagerrasen der Mittleren Schwäbischen Alb (Baden-Württemberg): Schutz, Nutzung und Entwicklung. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 83, 159-180.
- WARREN, M.S. (1993): A review of butterfly conservation in central southern Britain: II. Site management and habitat selection of key species. Biol. Conserv. 64, 37-49.
- WEIDEMANN, H.J. (1995): Tagfalter: beobachten, bestimmen. Naturbuch-Verl., Augsburg, 659 S.
- WEIDEMANN, H.J. & KÖHLER, J. (1996): Nachtfalter: Spinner und Schwärmer. Naturbuch-Verl., Augsburg, 512 S.
- WENDLER, A., LORENZ, C. & HORSTKOTTE, J. (1994): Heuschrecken. DJN, Hamburg, 97 S.
- WITSACK, W., ENGLER, I., HAHN, S., SCHNEIDER, K., SCHNITZER, P.-H. & TEICHMANN, B. (1995): Zur Sukzession ausgewählter Arthropodengruppen auf Dauerbrachen bei Halle/S. Mitt. dtsh. Ges. angew. Ent. 10, 505-508.
- ZACHER, F. (1917): Die Geradflügler Deutschlands und ihre Verbreitung. Systematisches und synonymisches Verzeichnis der im Gebiet des Deutschen Reiches bisher aufgefundenen Orthopteren-Arten (Dermaptera, Oothecaria, Saltatoria). Fischer, Jena, 287 S.

10. Danksagung

Herrn Prof. Dr. Heydemann danke ich für die Überlassung des Themas und die kritischen Diskussionen und Anregungen zum Manuskript. Herrn Priv.-Doz. Dr. Irmeler danke ich für die Betreuung der Untersuchungen im Rahmen des BMBF-DBU-Verbundprojektes „Naturschutz in der offenen agrargenutzten Kulturlandschaft am Beispiel des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin“ sowie für die Durchsicht des Manuskripts. Dr. Kunzmann überließ mir seine Vegetationstabellen und hat mich insbesondere bei der Flächenauswahl und der Determination der Pflanzenarten unterstützt. Dr. Asshoff danke ich für die Hilfe bei der Verwendung des Programms CART und die zahlreichen Diskussionen zur Interpretation der Ergebnisse der Faktorenanalyse. Die Bereitstellung der GIS-Karten durch das Teilprojekt Geobotanik (Leitung: Prof. H. Roweck) und die Unterstützung durch Dipl.-Ing. agr. Rath und Dr. Rühls bei Arbeiten mit dem GIS haben die räumliche Extrapolation der Ergebnisse erst ermöglicht. Zudem war mir Frau Dipl. Des. Kramer bei der Bildbearbeitung und in technischen Fragen behilflich.

Nicht zuletzt danke ich meiner Familie und allen Freunden, die mir diese anstrengende Zeit durch aufmunternde Gespräche erleichtert haben.

Anhang

Tab. A1: Bodenfeuchte [Gew.-%], Anteil organischer Substanz [Gew.-%] und pH-Wert im Oberboden (bis ca. 5 cm Tiefe)

	Bodenfeuchte [Gew.-%]	Org. Substanz [Gew.-%]	pH-Wert
A31	8,51	1,93	8,61
A32	11,66	2,17	8,92
A33	11,10	2,55	8,28
A34	13,06	2,97	8,75
A21	8,56	1,99	8,10
A22	8,18	1,44	7,44
A23	9,68	1,59	6,68
G11	14,08	3,18	5,14
G12.1	13,76	3,44	5,27
G12.2	14,74	3,82	8,25
G13	12,91	2,31	8,14
B11.1	10,88	2,07	6,59
B11.2	13,92	3,16	8,91
B12.1	15,06	3,73	8,83
B12.2	15,39	3,99	8,81
B21.1	7,72	1,58	7,43
B21.2	5,92	1,16	5,33
B21.3	11,92	2,54	8,89
B22.1	7,74	1,64	6,54
B22.2	10,83	2,58	8,52
B23	9,27	1,40	6,73
B24	10,06	2,34	8,64
B25	6,39	1,62	5,75
B31	14,93	2,76	8,95
B32	15,24	3,19	8,72
B33	8,33	1,43	7,42
T11	18,46	4,95	8,43
T21	10,85	2,42	8,74
T22.1H	10,66	3,02	8,34
T22.1S	5,66	1,58	5,02
T22.2	19,50	10,39	7,56
T31	9,75	2,67	8,94
T41.1	6,41	1,55	8,01
T41.2	10,30	2,37	8,45

Tab. A2: Blühende entomophile Pflanzenarten auf Äckern

Art	A31 1995	A32 1996	A33 1996	A34 1996	A35 1996	A36 1996	A37 1996	A21 1995	1996	A22 1996	A23 1996
<i>Achillea millefolium/pannonica</i>										x	
<i>Anagallis arvensis</i>			x	x	x				x		
<i>Arabidopsis thaliana</i>										x	
<i>Arenaria serpyllifolia</i>								x			
<i>Berteroa incana</i>									x		
<i>Brassica napus</i>										x	x
<i>Camelina microcarpa</i>										x	
<i>Capsella bursa-pastoris</i>			x		x	x			x	x	x
<i>Centaurea cyanus</i>								x	x		
<i>Cirsium arvense</i>								x	x		
<i>Consolida regalis</i>				x				x			
<i>Convolvulus arvensis</i>									x		
<i>Conyza canadensis</i>									x	x	x
<i>Descurainia sophia</i>			x						x	x	
<i>Erodium cicutarium</i>									x	x	x
<i>Erophila verna</i>									x		
<i>Fallopia convolvulus</i>				x				x	x	x	
<i>Galium album/ pomeranicum/verum</i>								x			
<i>Geranium pusillum</i>						x		x			
<i>Lamium purpureum</i>										x	x
<i>Lamium purpureum/ amplexicaule</i>									x		
<i>Leucanthemum vulgare</i>										x	
<i>Linum usitatissimum</i>											x
<i>Lycopsis arvensis</i>			x			x			x	x	x
<i>Matricaria recutita</i>					x					x	
<i>Medicago lupulina</i>									x	x	
<i>Myosotis arvensis</i>					x			x		x	
<i>Papaver argemone</i>								x		x	
<i>Papaver rhoeas</i>								x	x		
<i>Polygonum aviculare</i>				x	x	x					x
<i>Senecio jacobaea</i>									x		
<i>Senecio vernalis</i>								x	x	x	
<i>Sisymbrium officinale</i>								x	x		
<i>Spergula arvensis</i>									x	x	
<i>Stellaria media</i>						x			x		x
<i>Thlaspi arvense</i>									x	x	x
<i>Tripleurospermum inodorum</i>			x		x	x		x	x	x	x
<i>Veronica chamaedrys</i>			x								
<i>Veronica hederifolia</i>										x	
<i>Veronica polita</i>		x	x		x						
<i>Vicia angustifolia</i>								x	x		
<i>Vicia villosa</i>								x	x		
<i>Viola arvensis</i>			x		x	x		x	x	x	x

Tab. A3: Blühende entomophile Pflanzenarten im mageren Grünland

Art	G11 1995	1996	G12.1 1995	1996	G13 1995
<i>Achillea millefolium/pannonica</i>	x	x	x	x	
<i>Anthemis c.f. arvensis</i>					x
<i>Anthriscus sylvestris</i>	x				
<i>Arabidopsis thaliana</i>				x	
<i>Arenaria serpyllifolia</i>					x
<i>Capsella bursa-pastoris</i>					x
<i>Centaureum erythraea</i>					x
<i>Cerastium arvense</i>				x	
<i>Cerastium holosteoides</i>	x	x	x	x	x
<i>Cirsium arvense</i>					x
<i>Convolvulus arvensis</i>				x	
<i>Conyza canadensis</i>		x			x
<i>Crepis capillaris</i>	x				
<i>Daucus carota</i>				x	
<i>Erigeron acris</i>					x
<i>Erodium cicutarium</i>					x
<i>Galium album/pomeranicum/verum</i>		x	x	x	
<i>Geranium pusillum</i>				x	
<i>Hieracium laevigatum</i>		x			
<i>Hypericum perforatum</i>	x	x			
<i>Hypochoeris radicata</i>		x			x
<i>Lamium purpureum</i>					x
<i>Leontodon autumnalis</i>					x
<i>Leucanthemum vulgare</i>					x
<i>Lotus corniculatus</i>				x	
<i>Lycopsis arvensis</i>					x
<i>Matricaria recutita</i>					x
<i>Medicago lupulina</i>				x	x
<i>Melilotus alba</i>					x
<i>Myosotis arvensis</i>					x
<i>Senecio vernalis</i>					x
<i>Silene pratensis</i>	x	x			
<i>Stellaria graminea</i>	x	x	x		
<i>Stellaria media</i>	x	x			x
<i>Taraxacum officinale</i>				x	
<i>Tragopogon sp.</i>				x	
<i>Trifolium campestre</i>				x	
<i>Trifolium dubium</i>			x		x
<i>Trifolium repens</i>					x
<i>Tripleurospermum inodorum</i>				x	x
<i>Veronica arvensis</i>	x				
<i>Veronica chamaedrys</i>		x	x	x	x
<i>Vicia angustifolia</i>	x	x	x	x	
<i>Vicia hirsuta</i>				x	x
<i>Vicia tetrasperma</i>			x	x	
<i>Vicia villosa</i>					x
<i>Viola arvensis</i>					x

Tab. A4: Blühende entomophile Pflanzenarten in Ackerbrachen

Art	B11.1	B11.2	B12.1	B12.2	B21.1		B21.2		B21.3	B22.1	B22.2	B23		B24	B25	B31		B32		B33		
	1995	1995	1995	1995	1995	1996	1995	1996	1995	1995	1995	1995	1996	1996	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996	
<i>Achillea millefolium/pannonica</i>									x	x			x	x	x			x	x	x		
<i>Aethusa cynapium</i>									x	x												
<i>Agrimonia eupatoria</i>																					x	
<i>Anagallis arvensis</i>				x		x				x					x						x	
<i>Anthemis arvensis</i>											x											
<i>Anthemis tinctoria</i>																				x	x	
<i>Anthriscus sylvestris</i>																		x	x			
<i>Arabidopsis thaliana</i>						x					x		x		x							
<i>Arctium lappa</i>		x																x	x			
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	x	x		x	x	x					x	x		x	x	x						
<i>Arnoseris minima</i>															x							
<i>Brassica napus</i>	x	x		x																		
<i>Camelina microcarpa</i>																						x
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	x	x	x	x		x				x	x	x	x		x	x					x	x
<i>Carduus crispus</i>				x																		x
<i>Carlina vulgaris</i>													x	x							x	
<i>Centaurea cyanus</i>		x		x	x					x	x				x							
<i>Cerastium holosteoides</i>			x							x	x				x							
<i>Matricaria recutita</i>	x	x	x	x																		x
<i>Chondrilla juncea</i>														x								x
<i>Cichorium intybus</i>													x									
<i>Cirsium arvense</i>			x	x	x	x				x	x			x	x				x	x	x	x
<i>Cirsium vulgare</i>			x	x		x				x	x			x					x		x	
<i>Consolida regalis</i>	x	x	x	x	x	x				x	x											
<i>Convolvulus arvensis</i>			x	x	x	x				x		x		x	x							x
<i>Conyza canadensis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x							x
<i>Crepis capillaris</i>	x				x	x					x	x	x	x								
<i>Crepis tectorum</i>	x				x						x			x								
<i>Cynoglossum officinale</i>																						
<i>Daucus carota</i>				x									x	x								
<i>Descurainia sophia</i>										x												
<i>Echium vulgare</i>																						x
<i>Epilobium angustifolium</i>																						
<i>Epilobium ciliatum</i>				x						x	x											
<i>Epilobium hirsutum</i>																						
<i>Erigeron acris</i>	x	x	x																			
<i>Erodium cicutarium</i>	x	x				x	x	x	x			x	x	x	x							
<i>Falcaria vulgaris</i>				x																		
<i>Fallopia convolvulus</i>							x															x
<i>Galium album/pomeranicum/verum</i>															x							
<i>Galium aparine</i>																x						
<i>Geranium dissectum</i>		x	x	x																		
<i>Geranium molle</i>											x											
<i>Geranium pusillum</i>	x	x	x	x	x					x	x	x	x							x	x	x
<i>Glechoma hederacea</i>										x	x										x	x
<i>Helichrysum arenarium</i>																						
<i>Hieracium c.f. sabaudum</i>					x																	
<i>Hieracium pilosella</i>													x	x								
<i>Hypericum perforatum</i>				x	x	x	x			x	x				x							
<i>Hypochoeris radicata</i>				x				x	x			x	x	x	x							x
<i>Jasione montana</i>																						x
<i>Lactuca serriola</i>							x				x											
<i>Lamium album</i>																						
<i>Lamium purpureum</i>	x	x	x	x						x					x							
<i>Linaria vulgaris</i>										x	x											
<i>Lycopsis arvensis</i>												x										x
<i>Medicago falcata</i>																x						
<i>Medicago lupulina</i>	x	x	x	x	x	x									x							
<i>Medicago sativa</i>																x						
<i>Melilotus alba</i>																x						

Fortsetzung Tab. A4

Art	B11.1	B11.2	B12.1	B12.2	B21.1		B21.2		B21.3	B22.1		B22.2		B23	B24	B25	B31		B32		B33	
	1995	1995	1995	1995	1995	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1995	1995	1996	1996	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996
Melilotus officinalis																						x
Mentha arvensis									x													
Myosotis arvensis	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x			x	x	x		x
Myosotis ramosissima											x			x								
Myosotis stricta						x							x	x								x
Papaver argemone	x	x	x	x	x				x	x								x			x	
Papaver rhoeas			x	x	x																	
Petrorhagia prolifera															x							
Polygonum aviculare																						x
Potentilla argentea						x					x	x										
Ranunculus sardous		x	x	x																		
Sambucus nigra																				x		
Senecio jacobaea										x									x	x	x	x
Senecio c.f. sylvaticus																						x
Senecio sylvaticus																						
Senecio vernalis			x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x				x		x
Senecio vulgaris																						x
Silene pratensis						x													x		x	x
Sonchus arvensis					x																	
Spergula arvensis								x														x
Spergularia rubra																						
Stellaria nemorum																						x
Stellaria media	x	x		x	x				x	x												x
Taraxacum officinale												x								x	x	x
Thlaspi arvense																						
Torilis japonica					x																	
Tragopogon sp.																						
Trifolium arvense	x				x	x			x	x	x			x	x							x
Trifolium dubium																						
Trifolium pratense																						x
Trifolium repens			x		x																	
Tripleurospermum inodorum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x	x
Valerianella dentata			x																			
Veronica arvensis	x	x	x	x																		
Veronica chamaedrys																						
Veronica persica			x	x	x																	
Pseudolysimachium spicatum																						
Vicia angustifolia	x																					
Vicia hirsuta	x																					
Vicia lathyroides																						
Vicia tetrasperma																						
Vicia villosa			x	x		x																
Viola arvensis	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Tab. A5: Blühende entomophile Pflanzenarten in Magerrasen

Art	T11		T21.1		T21.2	T22.1	T22.1H	T22.1S	T22.2	T31		T41.1		T41.2	
	1995	1996	1995	1996	1995	1995	1996	1996	1995	1995	1996	1995	1996	1995	1996
<i>Achillea millefolium/</i>															
<i> pannonica</i>	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x	x
<i>Acinos arvensis</i>							x				x			x	x
<i>Agrimonia eupatoria</i>	x	x		x							x			x	x
<i>Alliaria petiolata</i>	x														
<i>Allium vineale/oleraceum</i>											x				
<i>Anchusa officinalis</i>											x	x			
<i>Anthemis tinctoria</i>			x	x	x						x	x			
<i>Anthericum ramosum</i>										x	x	x			
<i>Anthriscus sylvestris</i>	x									x					
<i>Anthyllis vulneraria</i>				x		x	x				x			x	x
<i>Arenaria serpyllifolia</i>			x	x								x	x		
<i>Armeria elongata</i>					x							x	x	x	x
<i>Bellis perennis</i>	x														
<i>Berteroa incana</i>												x	x	x	x
<i>Camelina microcarpa</i>										x	x				
<i>Campanula rotundifolia</i>						x	x								
<i>Carduus crispus</i>									x						
<i>Carduus nutans</i>			x	x											
<i>Carlina vulgaris</i>			x	x		x	x								
<i>Centaurea cyanus</i>															x
<i>Centaurea jacea</i>						x			x						
<i>Centaurea scabiosa</i>	x	x	x	x						x					
<i>Centaurea stoebe</i>			x	x	x					x	x	x	x	x	x
<i>Cerastium arvense</i>						x									
<i>Cerastium holosteoides</i>		x								x				x	
<i>Chondrilla juncea</i>			x	x						x	x	x	x		
<i>Cirsium arvense</i>	x	x							x						
<i>Cirsium vulgare</i>	x														
<i>Consolida regalis</i>														x	x
<i>Convolvulus arvensis</i>			x	x	x	x	x		x	x	x		x	x	x
<i>Conyza canadensis</i>			x	x	x		x	x		x	x	x	x	x	x
<i>Daucus carota</i>	x	x	x	x		x								x	
<i>Dianthus carthusianorum</i>			x	x	x					x	x			x	x
<i>Echium vulgare</i>			x	x	x					x	x	x	x	x	x
<i>Erodium cicutarium</i>					x							x	x	x	
<i>Euphrasia rostkoviana</i>						x	x	x							
<i>Falcaria vulgaris</i>	x	x	x	x						x	x	x	x	x	x
<i>Fallopia convolvulus</i>									x						
<i>Galeopsis bifida</i>		x													
<i>Galium album/</i>															
<i> pomeranicum/verum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Galium aparine</i>									x						
<i>Helichrysum arenarium</i>			x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
<i>Heracleum sphondylium</i>									x						
<i>Hieracium echinoides</i>			x	x											
<i>Hieracium pilosella</i>			x		x	x	x			x	x			x	x
<i>Hypericum perforatum</i>	x	x	x	x	x	x	x		x						
<i>Hypochoeris radicata</i>		x	x		x	x	x					x	x	x	
<i>Jasione montana</i>			x	x	x	x	x								
<i>Knautia arvensis</i>	x	x				x	x	x			x			x	x
<i>Lappula squarrosa</i>													x		
<i>Lathyrus pratensis</i>		x							x						
<i>Lathyrus tuberosus</i>	x	x													
<i>Leontodon hispidus</i>	x	x				x	x	x							
<i>Leucanthemum vulgare</i>	x	x													
<i>Linum catharticum</i>		x													
<i>Lotus corniculatus</i>	x	x	x							x	x				
<i>Lotus corniculatus ssp.</i>															
<i> hirsutus</i>														x	x
<i>Lycopsis arvensis</i>			x							x		x		x	

Fortsetzung Tab. A5

Art	T11		T21.1		T21.2		T22.1		T22.1H		T22.1S		T22.2		T31		T41.1		T41.2		
	1995	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996	
<i>Medicago falcata</i>															x	x				x	x
<i>Medicago lupulina</i>	x	x	x	x														x			x
<i>Medicago minima</i>			x															x			x
<i>Melilotus alba</i>							x									x					
<i>Melilotus officinalis</i>							x														
<i>Myosotis arvensis</i>			x											x							
<i>Myosotis c.f. stricta</i>																					x
<i>Oenothera biennis</i>																x					
<i>Ononis repens</i>								x	x					x							
<i>Petrorhagia prolifera</i>																		x	x		x
<i>Peucedanum oreoselinum</i>																x	x				x
<i>Pimpinella nigra</i>																x					x
<i>Pimpinella saxifraga</i>								x	x	x			x								
<i>Polygala comosa</i>								x	x												
<i>Potentilla argentea</i>							x	x	x									x	x		x
<i>Potentilla reptans</i>								x	x												
<i>Prunella grandiflora</i>			x	x	x											x	x				
<i>Pseudolysimachium spicatum</i>																					
<i>Ranunculus acris</i>																x					
<i>Ranunculus bulbosus</i>	x	x																			
<i>Rhinanthus minor</i>									x												
<i>Rubus caesius</i>																					
<i>Saxifraga granulata</i>										x											
<i>Scleranthus perennis</i>																					
<i>Sedum acre</i>																					
<i>Sedum acre/sexangulare</i>																					
<i>Selinum carvifolia</i>																					
<i>Senecio jacobaea</i>	x	x																			
<i>Senecio vernalis</i>																					
<i>Silene otites</i>																					
<i>Silene pratensis</i>																					
<i>Spergula morisonii</i>																					
<i>Stellaria graminea</i>	x	x																			
<i>Teesdalia nudicaulis</i>																					
<i>Thymus pulegioides</i>																					
<i>Thymus pulegioides/serpyllum</i>																					
<i>Torilis japonica</i>	x	x																			
<i>Tragopogon pratensis</i>																					
<i>Trifolium arvense</i>																					
<i>Trifolium campestre</i>	x	x																			
<i>Trifolium dubium</i>																					
<i>Trifolium c.f. medium</i>																					
<i>Trifolium montanum</i>																					
<i>Trifolium pratense</i>	x	x																			
<i>Trifolium repens</i>																					
<i>Tripleurospermum inodorum</i>																					
<i>Verbascum lychnitis</i>																					
<i>Veronica chamaedrys</i>	x	x																			
<i>Vicia angustifolia</i>	x																				
<i>Vicia cracca</i>	x	x																			
<i>Vicia cracca/tenuifolia</i>																					
<i>Vicia hirsuta</i>	x	x																			
<i>Vicia tetrasperma</i>	x	x																			
<i>Vicia villosa</i>																					
<i>Viola arvensis</i>																					

Tab A6: Individuenzahl der mit dem Isolationsquadrat erfaßten Orthopteroidea; I1-I7: Larvenstadium 1 bis 7, i: Imagines, m: Männchen, w: Weibchen; A21, A22, A23, G11, G12.2, B21.1, B23, B24, B25, B33, T31: 30 Proben, T22.1H, T22.1S: 15 Proben; S: Stadium oder Geschlecht

Art	S	A21	A22	A23	G11	G12.2	B21.1	B23	B24	B25	B33	T22.1H	T22.1S	T31
Chorthippus albomarginatus	l4						7				13			
Chorthippus albomarginatus	m				9	6	28	4		1	76			
Chorthippus albomarginatus	w		1		8	7	25	3		2	93	1		
Chorthippus apricarius	m	3	1			1	28	1	4		11			21
Chorthippus apricarius	w	7	2				35	9	9		22			32
Chorthippus biguttulus	m						3	1		1	1	6	2	7
Chorthippus biguttulus	w					4	3	2	1	3	3	4		2
Chorthippus brunneus	m	3					9	13	6	14	3			1
Chorthippus brunneus	w	7	2		1		3	16	5	17	2	1		2
Chorthippus dorsatus	m					2								
Chorthippus dorsatus	w				1									
Chorthippus mollis	m						4		1	18	41	1	1	28
Chorthippus mollis	w					1	1	3		12	36	1		22
Chorthippus parallelus	l2											3		
Chorthippus parallelus	l3											10		
Chorthippus parallelus	l4				2							24		
Chorthippus parallelus	m				42	15	1	19	1			49		
Chorthippus parallelus	w				23	13	2	31				47	2	
UG. Chorthippus	l1				5		1		1					1
UG. Chorthippus	l2				13			1						
UG. Chorthippus	l3				30									
UG. Chorthippus	l4				28			7						
UG. Glyptobothrus	l1						1							3
UG. Glyptobothrus	l2						8	1	2	9	27	3	6	95
UG. Glyptobothrus	l3						27	3		26	86	4	6	151
UG. Glyptobothrus	l4			1	1		51	11	5	24	83	8	3	103
Chrysochraon dispar	i			1										
Chrysochraon dispar	m							1						
Decticus verrucivorus	m							1						
Metrioptera bicolor	l7						1				1			
Metrioptera bicolor	m						2							
Metrioptera bicolor	w						2							2
Metrioptera roeselii	l7						1				1			
Metrioptera roeselii	m	3	1			1	4				1			
Metrioptera roeselii	w	2	1	1			5	2			3	1	1	
Metrioptera roeselii	i						1							
Myrmeleotettix maculatus	l4												2	
Myrmeleotettix maculatus	m									7			31	
Myrmeleotettix maculatus	w									21			40	
Oedipoda caerulescens	l4									10			4	
Oedipoda caerulescens	m									7			2	
Oedipoda caerulescens	w									11				
Omocestus haemorrhoidalis	l3													2
Omocestus haemorrhoidalis	l4										3			4
Omocestus haemorrhoidalis	m						2							1
Omocestus haemorrhoidalis	w						1		1		1			1
Platycleis albopunctata	m									1				
Platycleis albopunctata	w									1				
Stenobothrus lineatus	l4													1
Stenobothrus lineatus	m													2
Tettigonia viridissima	w	3		2										

Tab. A7: Individuenzahl der Larven und Imagines der Orthopteroidea und der Larven der Rhopalocera und Zygaenidae in standardisierten Kescherproben 1995 (Äcker, mageres Grünland); nur Larven der Rhopalocera und Zygaenidae berücksichtigt, die mindestens bis auf Familienniveau determiniert wurden; I1-I7: Larvenstadium 1 bis 7, i: Imagines, m: Männchen, w: Weibchen; S: Stadium oder Geschlecht

Art	S	A31	A21	G11	G12.1	G12.2	G13
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	m				1	1	1
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	w						1
<i>Chorthippus biguttulus</i>	w			1			
<i>Chorthippus brunneus</i>	m						1
<i>Chorthippus dorsatus</i>	w			1			
<i>Chorthippus parallelus</i>	m			8			2
<i>Chorthippus parallelus</i>	w			2			
UG. <i>Chorthippus</i>	I1			9	3	36	20
UG. <i>Chorthippus</i>	I2			6	1	16	
UG. <i>Chorthippus</i>	I3			7		5	
UG. <i>Chorthippus</i>	I4			21			
<i>Chorthippus</i>	w						1
UG. <i>Glyptobothrus</i>	I1				1		2
UG. <i>Glyptobothrus</i>	I2						1
UG. <i>Glyptobothrus</i>	I3						
UG. <i>Glyptobothrus</i>	I4						3
<i>Metrioptera roeselii</i>	I2			8	2	1	3
<i>Metrioptera roeselii</i>	I3			6	6	1	2
<i>Metrioptera roeselii</i>	I4				7		2
<i>Metrioptera roeselii</i>	I5			1			
<i>Metrioptera roeselii</i>	I7			1			
<i>Metrioptera roeselii</i>	m			1			
<i>Tettigonia viridissima</i>	I2			3			
<i>Tettigonia viridissima</i>	I3						2

Tab. A8: Individuenzahl der Larven und Imagines der Orthopteroidea und der Larven der Rhopalocera und Zygaenidae in standardisierten Kescherproben 1995 (Ackerbrachen); nur Larven der Rhopalocera und Zygaenidae berücksichtigt, die mindestens bis auf Familienniveau determiniert wurden; l: Larvenstadium, l1-l7: Larvenstadium 1 bis 7, i: Imagines, m: Männchen, w: Weibchen; S: Stadium oder Geschlecht

Art	S	B11.1	B11.2	B12.1	B12.2	B21.1	B21.2	B21.3	B22.1	B22.2	B23	B31	B32
Orthopteroidea													
Chorthippus albomarginatus	l1					1							
Chorthippus albomarginatus	l2						1		4	2		1	
Chorthippus albomarginatus	l3	1				2				3			
Chorthippus albomarginatus	l4	2				6		3	1	3		10	
Chorthippus albomarginatus	m					4		1	2	3		6	
Chorthippus albomarginatus	w			2		1	1		1	5	1	2	
Chorthippus apricarius	m					3		2			1	7	6
Chorthippus apricarius	w			1		1		3	1			3	3
Chorthippus biguttulus	m							1				3	
Chorthippus biguttulus	w									1		5	3
Chorthippus brunneus	m	3			2		1	2	2	1	2	1	
Chorthippus brunneus	w	3					1	1	5				
Chorthippus mollis	m							1			1	8	9
Chorthippus mollis	w		1			2					1	3	9
Chorthippus parallelus	m										2		
Chorthippus parallelus	w										2		
UG. Chorthippus	l1		1				8	6	1		36	3	
UG. Chorthippus	l2										7		
UG. Chorthippus	l4											1	
UG. Glyptobothrus	l1	4		3	7	4	8	4	20	2	18	1	4
UG. Glyptobothrus	l2			2	4	8	3	2	21		1	23	5
UG. Glyptobothrus	l3	5			1	11		10	1		1	16	1
UG. Glyptobothrus	l4	8				7		8	3	1	1	10	8
Metrioptera bicolor	l3					1		4					
Metrioptera bicolor	l7											2	
Metrioptera bicolor	m											2	
Metrioptera bicolor	w											1	
Metrioptera roeselii	l1					1							1
Metrioptera roeselii	l2					1				1	6		2
Metrioptera roeselii	l3					2		2	1		2	1	1
Metrioptera roeselii	l4									1	1		
Metrioptera roeselii	l5		1			1		1					1
Metrioptera roeselii	w					1					1		
Tettigonia viridissima	l2					3		1			1		
Tettigonia viridissima	l3					5		2		1			
Tettigonia viridissima	l5					1		2					
Rhopalocera, Zygaenidae													
Thymelicus lineolus/sylvestris	l			2		10	3	3	7		72	1	1
Lycaenidae	l	1					2				2		
Coenonympha pamphilus	l											1	

Tab. A9: Individuenzahl der Larven und Imagines der Orthopteroidea und der Larven der Rhopalocera und Zygaenidae in standardisierten Kescherproben 1995 (Magerrasen); nur Larven der Rhopalocera und Zygaenidae berücksichtigt, die mindestens bis auf Familienniveau determiniert werden konnten; l: Larvenstadium, l1-l7: Larvenstadium 1 bis 7, i: Imagines, m: Männchen, w: Weibchen; S: Stadium oder Geschlecht

Art	S	T11	T21.1	T21.2	T22.1	T22.2	T31	T41.1	T41.2
Orthopteroidea									
Chorthippus apricarius	m						1		
Chorthippus apricarius	w						3		
Chorthippus biguttulus	m						4		2
Chorthippus biguttulus	w			1			4	1	
Chorthippus brunneus	m						1	2	1
Chorthippus brunneus	w					1	2	2	
Chorthippus dorsatus	m	3							
Chorthippus dorsatus	w	1							
Chorthippus mollis	m		1	5			29	5	
Chorthippus mollis	w			3			21	5	1
Chorthippus parallelus	l1			8		7			
Chorthippus parallelus	l2			9		21			
Chorthippus parallelus	l3		1	1		6			
Chorthippus parallelus	l4		2	1		11			
Chorthippus parallelus	m		1	1		8			
Chorthippus parallelus	w		3	1		6			
UG. Chorthippus	l1		9	4					
UG. Chorthippus	l2	7					2		
UG. Chorthippus	l3	2							
UG. Chorthippus	l4	1					1		
UG. Glyptobothrus	l1		2	5		5	27	12	3
UG. Glyptobothrus	l2		5	15	4	3	57	14	5
UG. Glyptobothrus	l3		1	11	1		42	24	6
UG. Glyptobothrus	l4		4	9	1		8	14	2
Chrysochraon dispar	l1	1							
Decticus verrucivorus	l4							1	
Decticus verrucivorus	l6					1			
Metrioptera bicolor	l1		1						
Metrioptera bicolor	l2			1					1
Metrioptera bicolor	l3			1				4	
Metrioptera bicolor	l4		1	2			1	1	
Metrioptera bicolor	l5			1				2	
Metrioptera bicolor	l7			1					
Metrioptera bicolor	m			1				1	
Metrioptera roeselii	l1	1							
Metrioptera roeselii	l2	3			1				
Metrioptera roeselii	l3	4							
Metrioptera roeselii	l7	2							
Metrioptera roeselii	w	1							
Myrmeleotettix maculatus	l1					24			
Myrmeleotettix maculatus	l2					21			
Myrmeleotettix maculatus	l3					6			
Myrmeleotettix maculatus	l4					5			
Myrmeleotettix maculatus	m					4			
Myrmeleotettix maculatus	w					12			
Omocestus haemorrhoidalis	l1		1	15				6	
Omocestus haemorrhoidalis	l2			6				4	1
Omocestus haemorrhoidalis	l3		2	4					
Omocestus haemorrhoidalis	l4		1	15					1
Omocestus haemorrhoidalis	m		1	5				3	
Omocestus haemorrhoidalis	w			3					
Pholidoptera griseoptera	l1	1							
Stenobothrus lineatus	l2						1		
Tettigonia viridissima	l3		2					1	4
Tettigonia viridissima	l5			1				1	
Rhopalocera, Zygaenidae									
Zygaena filipendulae	l	5							
Zygaena viciae	l	21							
Lycaenidae	l		1		3		1		2
Thymelicus lineolus/sylvestris	l	8			3		2	2	4

Tab. A10: Individuenzahl der Larven und Imagines der Orthopteroidea und der Larven der Rhopalocera und Zygaenidae in standardisierten Kescherproben 1996; nur Larven der Rhopalocera und Zygaenidae berücksichtigt, die mindestens bis auf Familienniveau determiniert wurden; l: Larvenstadium, l1-l7: Larvenstadium 1 bis 7, i: Imagines, m: Männchen, w: Weibchen; S: Stadium oder Geschlecht

Art	S	A33	A34	A35	A36	A37	A21	A22	A23	B21	B31	T31
Orthopteroidea												
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	l2									8	16	
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	l3									36	19	
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	l4									23	7	
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	m									2	8	
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	w									3	6	
<i>Chorthippus apricarius</i>	m									8	2	2
<i>Chorthippus apricarius</i>	w							1		6	3	1
<i>Chorthippus biguttulus</i>	m										1	
<i>Chorthippus brunneus</i>	m							1		3	1	
<i>Chorthippus brunneus</i>	w			1				1		2		
<i>Chorthippus mollis</i>	m										3	
UG. <i>Chorthippus</i>	l1							1		5	8	
<i>Stenobothrus lineatus</i>	l2											4
<i>Stenobothrus lineatus</i>	l3											3
<i>Stenobothrus lineatus</i>	l4											2
UG. <i>Glyptobothrus</i>	l1									19	67	74
UG. <i>Glyptobothrus</i>	l2							2		26	73	83
UG. <i>Glyptobothrus</i>	l3								1	39	110	40
UG. <i>Glyptobothrus</i>	l4									44	61	19
<i>Metrioptera bicolor</i>	l1										1	
<i>Metrioptera bicolor</i>	l2										1	
<i>Metrioptera bicolor</i>	l3										8	
<i>Metrioptera bicolor</i>	l4									2	6	2
<i>Metrioptera bicolor</i>	l5									1	2	
<i>Metrioptera bicolor</i>	l6										4	
<i>Metrioptera bicolor</i>	l7										1	
<i>Metrioptera bicolor</i>	m									2		
<i>Metrioptera bicolor</i>	w										1	
<i>Metrioptera roeselii</i>	i									1		
<i>Metrioptera roeselii</i>	l1									2	4	1
<i>Metrioptera roeselii</i>	l2									3	5	1
<i>Metrioptera roeselii</i>	l3									6	4	
<i>Metrioptera roeselii</i>	l4									8	4	
<i>Metrioptera roeselii</i>	l5								1		2	
<i>Metrioptera roeselii</i>	l6									1	4	
<i>Metrioptera roeselii</i>	l7									6	1	
<i>Metrioptera roeselii</i>	m	1								5	4	
<i>Metrioptera roeselii</i>	w									3	1	
<i>Tettigonia viridissima</i>	l1	1	1					1		7	3	3
<i>Tettigonia viridissima</i>	l2							1		5	1	3
<i>Tettigonia viridissima</i>	l3						2			12	3	
<i>Tettigonia viridissima</i>	l4						1			2		
<i>Tettigonia viridissima</i>	l6								1	1	1	
<i>Tettigonia viridissima</i>	l7									1		
Rhopalocera, Zygaenidae												
<i>Thymelicus lineolus/sylvestris</i>	l									83	49	4
<i>Papilio machaon</i>	l											1
<i>Coenonympha pamphilus</i>	l									1		
<i>Pontia edusa/daplidice</i>	l							1				

