

BIO I 90,168/15

© Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG); download www.zobodat.at

## SUPPLEMENT

zu Faunistisch-Ökologische  
Mitteilungen

Bedeutung sekundärer Trockenbiotop  
für den Naturschutz



### Faunistisch-Ökologische Mitteilungen Supplement 15

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

Kiel, 1993



mit freundlichen Grüßen  
überreicht von der  
Universitätsbibliothek Kiel  
- Dissertations- u. Tauschstelle -



# Bedeutung sekundärer Trockenbiotop für den Naturschutz

Redaktion:  
Caren Schwennesen

Titelbild: Hauhechelbläuling, *Polyommatus icarus*, am Boden wassersaugend in der offen gelassenen Kiesgrube bei Tensfeld (Photo: U. Hanssen)

BIO I 90.168/15

OÖ. Landesmuseum  
Biologiezentrum

Ino. 1997/2257

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

Karl Wachholtz Verlag, Neumünster, 1993

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

EINLEITUNG .....	5
Erfassungsmethoden .....	6
Definition ökologischer Parameter .....	6

## BINDUNG BLÜTENBESUCHENDER INSEKTEN AN TROCKENBIOTOPE IN KIESGRUBEN

von Ulrike Hanssen

1. Einleitung .....	9
2. Untersuchungsgebiet .....	9
2.1. Offengelassene Kiesgrube .....	9
2.2. Aufgespültes Sandfeld .....	11
3. Methoden .....	12
4. Ergebnisse .....	13
4.1. Blütenangebot .....	13
4.2. Ökologische Bindung der Syrphidae an Trockenbiotope .....	14
4.2.1. Aktivitätsdichte .....	14
4.2.2. Dominanzstruktur .....	16
4.2.3. Larvenernährungs- und Biotopbindungstypen .....	16
4.2.4. Blütenbesuch .....	19
4.2.5. Jahresphänologie an aspektbildenden Nahrungspflanzen .....	23
4.3. Ökologische Bindung der Apoidea an Trockenbiotope .....	25
4.3.1. Aktivitätsdichte, Blütenbesuchsdichte .....	25
4.3.2. Blütenbesuch .....	28
4.4. Ökologische Bindung der tagaktiven Lepidoptera an Trockenbiotope ...	32
5. Diskussion .....	34
6. Zusammenfassung .....	36
7. Summary .....	37

## EINFLUSS DER FLÄCHENSTILLEGUNG EHEMALIGER SANDÄCKER AUF DIE ARTHROPODAFAUNA IN VERSCHIEDENEN SUKZESSIONS- STADIEN VON DER BRACHE BIS ZUM SANDTROCKENRASEN

von Andreas Klinge

1. Einleitung .....	39
2. Untersuchungsgebiet .....	39
3. Methoden .....	41
4. Ergebnisse .....	41
4.1. Carabidae .....	41
4.1.1. Aktivitätsdichte .....	41
4.1.2. Dominanzstrukturen .....	44

4.1.3. Ökologische Typen .....	44
Feuchtpreferenz .....	46
Überwinterungstypen .....	47
4.1.4. Sexualindex .....	48
4.1.5. Größenklassen .....	49
4.2. Araneae .....	51
4.2.1. Besiedlungsdominanz .....	51
4.2.2. Bodenjagende Spinnenfamilien .....	54
4.2.3. Spinnenfamilien der Krautschicht .....	550
4.3. Curculionidae .....	56
4.4. Auswirkungen der heterogenen Vegetationsdecke der 20jährigen Brache .....	58
5. Diskussion .....	60
6. Zusammenfassung .....	62
7. Summary .....	62

FREILANDÖKOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN ZUR  
ARTHROPODAFAUNA VON TROCKENEN STRASSENRÄNDERN IM  
VERGLEICH ZU GROßFLÄCHIGEN SANDTROCKENRASEN IM  
NATURRAUM BÜCHENER SANDPLATTE

von Caren Schwennesen

1. Einleitung .....	65
2. Untersuchungsgebiet .....	65
3. Methoden .....	66
4. Ergebnisse .....	67
4.1. Flora .....	67
4.2. Fauna .....	68
4.2.1. Abhängigkeit der Saltatoria von Bodenfaktoren .....	69
4.2.2. Abhängigkeit der Araneae von der Vegetationsdichte .....	71
4.2.3. Faunistische Zonierung der Straßenränder .....	74
4.2.4. Heterogenität des Sandtrockenrasens .....	76
4.2.5. Vergleich Straßenränder - großflächiger Sandtrockenrasen .....	79
4.2.5.1. Heteroptera .....	80
4.2.5.2. Araneae .....	82
4.2.5.3. Saltatoria .....	87
5. Diskussion .....	91
6. Zusammenfassung .....	93
7. Summary .....	93
Literatur .....	95

## Einleitung

Unsere Landschaft befindet sich im ständigen Wandel, menschliche Aktivitäten verändern ihre Struktur mit wachsender Geschwindigkeit. Dort, wo der Boden nicht versiegelt sondern freigelegt wird, erfolgt bei geringer Nährstoffzufuhr auf sandigen Böden eine Sukzession zu mageren, trockenen Biotopen. Ehemals großflächig vorhandene Trockenbiotop sind in Schleswig-Holstein bis auf kleine Restflächen zusammengeschrumpft, die dem Schutz des Landschaftspflegegesetzes (§ 11) unterliegen.

Trockenrasen sind Lebensräume mit extremen Bedingungen (ELLENBERG 1963). Nährstoffarmut, starke Temperaturschwankungen sowie schnelles Austrocknen des Oberbodens erfordern einen hohen Spezialisierungsgrad von Flora und Fauna. Viele xerotherme Tiere benötigen den aufgeheizten, leicht zu grabenden Sandboden für Eiablage und Brutpflege, für andere Arten ist das große Blütenangebot der Sandtrockenrasen entscheidend.

Die zahlreichen stenöken Arten, die die Magerstandorte besiedeln und die durch Konkurrenz leicht verdrängt werden können, bedingen, daß hier der größte Anteil gefährdeter Arten vorkommt (KAULE 1986). In Schleswig-Holstein leben auf Trockenrasen etwa 1400 Arten, vorwiegend Insekten und Spinnen, von denen mindestens 700 im Sinne der „Roten Liste“ als „sehr gefährdet“ eingestuft werden müssen (HEYDEMANN 1980).

Anthropogen geschaffene „Sekundärbiotop“, wie stillgelegte Kiesgruben, Brachflächen und nährstoffarme Straßenränder, können unter Umständen die Funktion von Trockenbiotop übernehmen und xerothermen Arten einen Ersatzlebensraum bieten.

In den vorliegenden Arbeiten, die als Diplomarbeiten an der Forschungsstelle für Ökosystemforschung und Ökotechnik an der Universität Kiel entstanden, werden derartige „Trockenbiotop aus Menschenhand“ hinsichtlich ihrer Bedeutung für verschiedene Arthropoda-Gruppen untersucht.

HANSEN beschäftigte sich mit den Vernetzungsbeziehungen der entomophilen Pflanzenarten zu den pollen- und nektarverzehrenden Insektenarten. Am Beispiel von zwei stillgelegten Kiesgruben untersuchte sie die ökologische Bindung der Blütenbesucher an Trockenbiotop, ihre Indigenität und Präferenz für bestimmte Pflanzenarten.

In der Arbeit von KLINGE findet dagegen der Zeitfaktor Berücksichtigung, indem der Verlauf der Sukzession von der Sandackerbrache zum Sandtrockenrasen anhand dreier verschieden alter Brachestadien dargestellt und analysiert wird.

Eine 20-jährige Brache, deren ungestörte Entwicklung zum Sandtrockenrasen geführt hat, wird von SCHWENNESEN mit trockenen Straßenrändern verglichen. Es wird der Frage nachgegangen, inwieweit linienhafte Trockenbiotop großflächige Trockenrasen ersetzen können.

Insgesamt zeigt sich durch Betrachtung unterschiedlicher Lebensformtypen (Phytophage, Blütenbesucher und Räuber), daß anthropogen entstandene Trockenbiotop in der Lage sind, einer vielfältigen, standorttypischen Fauna neuen Lebensraum zu bieten.

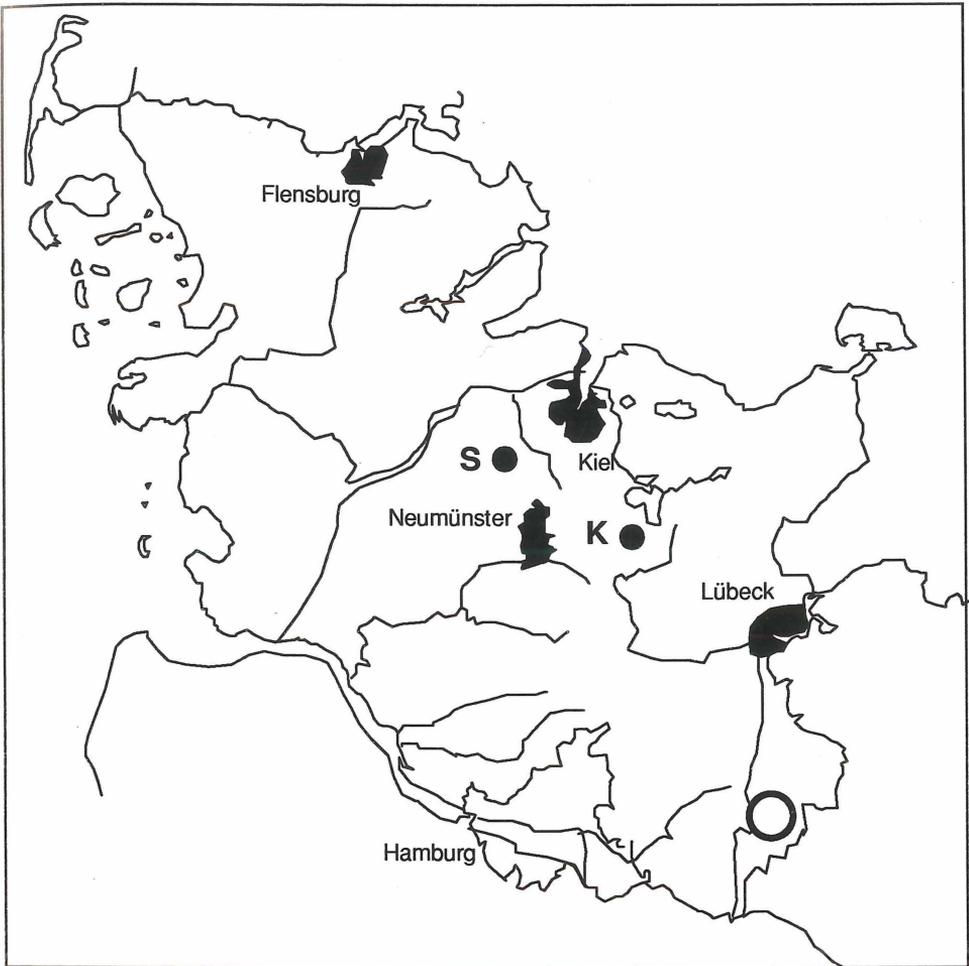
## Erfassungsmethoden

1. Zur Erfassung der Aktivitätsdichte bodenoberflächenaktiver Tiere werden Bodenfallen nach BARBER (1931) eingesetzt. Als Fallen dienen Gläser von 11 cm Höhe mit einem Öffnungsdurchmesser von 5,6 cm. Als Konservierungsflüssigkeit wird 4%ige Formaldehyd-Lösung verwendet, der eine geringe Menge Entspannungsmittel zugesetzt wird.
2. Zur Erfassung der Schlupfdichte positiv phototaktischer Arten werden Boden-Photoektoren verwendet. Diese bestehen aus verzinktem Stahlblech mit einem seitlichen Ausfanggefäß und bedecken eine Grundfläche von  $\frac{1}{4}$  m<sup>2</sup>.
3. Mit Labor-Photoektoren werden ebenfalls Schlupfdichten ermittelt, indem Bodensoden mit einer Grundfläche von  $\frac{1}{16}$  m<sup>2</sup> in Röhrenphotoektoren überführt werden. An einem Ende dieses Kuststoffrohres befindet sich ein durchsichtiges, mit 1%iger Formaldehyd-Lösung gefülltes Ausfanggefäß. Die Ausfangzeit in einem permanent auf 20° C temperierten Raum beträgt 6 Wochen.
4. Die Arten der Krautschicht werden mit Kescherfängen erfaßt. Hierzu wird ein Käscher mit 30 cm Durchmesser verwendet, der am Ende des Gazebeutels mit einem abschraubbaren Fanggefäß ausgestattet ist.
5. Zur Ermittlung der Aktivitätsdichte der blütenbesuchenden Insekten werden Farbschalen verwendet. Diese Farbschalen aus verzinktem Eisenblech, einer Kantenlänge von 20 cm und eine Höhe von 10 cm sind mit verschiedenen Emaille-Farben bestrichen. Für einen gleichbleibenden Pegel der Fangflüssigkeit (4%ige Formaldehydlösung) sorgt ein automatisches Nachlaufsystem.
6. Zur Erfassung blütenbesuchender Insekten wird ein Beobachtungsquadrat eingesetzt. Ein Holzrahmen von 1 m Kantenlänge dient zur Kennzeichnung der Beobachtungsfläche, auf der alle zwecks Nektaraufnahme oder Pollensammelns einfliegenden Blütenbesucher registriert werden.
7. Mittels eines Isolationsquadrats wird die Besiedlungsdichte an Heuschrecken bestimmt. Der eingesetzte Fangkorb hat eine Grundfläche von 1 m<sup>2</sup> und wird über die Vegetation geworfen. Nach Öffnung des Fangkorbes durch einen Reißverschluß können die Heuschrecken gefangen, lebend bestimmt und anschließend wieder freigelassen werden.
8. Bei der Transekt-Methode wird ein bestimmter Probestreifen langsam abgeschritten und die jeweils relevante Tiergruppe optisch oder akustisch erfaßt.

## Definition ökologischer Parameter

1. Die Aktivitätsdichte bezeichnet die Anzahl der mit stationären Erfassungsmethoden gefangenen Individuen, die pro Zeiteinheit eine Grenzlinie bestimmter Länge überschreiten (HEYDEMANN 1953).
2. Die relative Häufigkeit einer Art innerhalb einer Tiergemeinschaft wird in der Dominanz ausgedrückt. Es wird eine Einteilung in Dominanzklassen nach HEYDEMANN (1953) vorgenommen. Dabei gilt (D = Dominanz in Prozent):

eudominant :	10% < D
dominant :	5% < D < 10%
subdominant :	2% < D < 5%
rezedent :	1% < D < 2%
subrezedent :	1% > D



Karte: Geographische Lage der untersuchten Trockenbiotope

●: Untersuchungsflächen von HANSEN im Schleswig-Holsteinischen Hügelland  
(K: offengelassene Kiesgrube, S: aufgespültes Sandfeld)

○: Untersuchungsflächen von KLINGE und SCHWENNESEN auf dem Büchener Sander

3. Die Diversität bezieht sich auf den Artenreichtum einer Gemeinschaft, wobei die Anzahl der einzelnen Arten zur Gesamtindividuenmenge in Beziehung gesetzt werden. Am meisten verbreitet ist der SHANNON-Index, der den mittleren Grad der Ungewißheit beschreibt, eine bestimmte Art innerhalb der vorhandenen Arten bei zufälliger Probenentnahme anzutreffen.

4. Die Besiedlungsdichte setzt die Individuen einer Art oder Artengemeinschaft in Beziehung zu einer definierten Fläche.



# Bindung blütenbesuchender Insekten an Trockenbiotope in Kiesgruben

Von Ulrike Hanssen

## 1. Einleitung

Der Abbau der oberflächennahen Rohstoffe Sand und Kies ist gekennzeichnet durch einen hohen Flächenbedarf. Bundesweit werden jährlich 5000 ha Fläche dafür in Anspruch genommen (DINGETHAL et al. 1985). Der Kiesabbau stellt einen Eingriff in die Natur dar, für den Ausgleichsmaßnahmen gesetzlich vorgeschrieben sind. Diese sind bisher überwiegend als Rekultivierung durchgeführt worden, bei der die vorher bestehende wirtschaftliche Nutzung wieder aufgenommen oder durch andere Nutzungen (z.B. Forst- oder Fischereiwirtschaft, Erholungsbetrieb) ersetzt wurde.

Überläßt man die Kiesgruben im Zuge einer Renaturierung weitgehend der natürlichen Sukzession, entstehen meist wertvolle, blütenreiche Trockenbiotope (HAESELER 1972, PLACHTER 1982). Auf derartigen anthropogenen Trockenrasen kann mit einer vielfältigen blütenbesuchenden Entomofauna gerechnet werden.

Im Vordergrund der Untersuchung steht die Analyse der Nahrungsbeziehungen zwischen blütenbesuchenden Insekten und entomophilen Pflanzenarten. Da ein Biotop häufig nicht alle Lebensansprüche der in ihm lebenden Arten erfüllt, finden zwischen aneinandergrenzenden Biotopen Austauschprozesse statt (HEYDEMANN 1986). Es stellt sich die Frage, wieviele Blütenbesucher als Hospites in Trockenbiotopen mit attraktivem Blütenhorizont zu erwarten sind. Desweiteren soll geklärt werden, welches Nahrungsangebot im Laufe einer Vegetationsperiode vorhanden ist und inwieweit es von den einzelnen blütenbesuchenden Arten genutzt wird.

## 2. Untersuchungsgebiet

Die beiden Untersuchungsflächen liegen naturräumlich im Übergangsbereich Endmoränengebiet/Sandergeest (Karte 1). Hier befinden sich ehemalige „Gletschertore“, die sich durch Kiesanreicherungen auszeichnen.

### 2.1. Offengelassene Kiesgrube

Die 3 ha große Kiesgrube befindet sich innerhalb eines größeren Kiesabbaukomplexes bei Tensfeld (Kreis Segeberg), in dem genutzte Entnahmestellen mit stillgelegten Flächen abwechseln. Bodenbildendes Gestein ist Geschiebesand mit einem relativ hohen Anteil an Grobkies und Steinen (Abb. 1). Die durch Trockenabbau entstandene Entnahmestelle liegt nur 8 m unter Niveau, seit 30 Jahren fand keinerlei Nutzung mehr statt.

Angrenzende Steilhänge weisen je nach Expositionstyp eine äußerst heterogene Vegetationsdecke auf. Die ebene Kernzone der Untersuchungsfläche zeichnet sich durch ein

Mosaik von Vegetationstypen unterschiedlicher Sukzessionsstadien aus. Es treten nebeneinander *Bromus-tectorum*-Rasen (Dachtrespenrasen), *Sedum-acre*-Fluren (Mauerpfeflerfluren), *Festuca-ovina*-Rasen (Schafschwingelrasen) und *Dactylis-glomerata*-Rasen (Knäuelgrasrasen) auf (OBERDORFER 1983, WILMANN 1984). Diese kleinflächig vorhandenen Vegetationseinheiten unterscheiden sich beträchtlich in Deckungsgrad, Vegetationsstruktur und Blütenangebot.

Nördlich und südöstlich der Untersuchungsfläche schließt sich ein größerer Buchenwald mit eingestreuten Fichtenaufforstungen an. Desweiteren befinden sich Mähwiesen und Weiden sowie Feuchtgrünländer im Übergang zum Niederungsgebiet der Tensfelder Au in direkter Nähe der offengelassenen Kiesgrube.

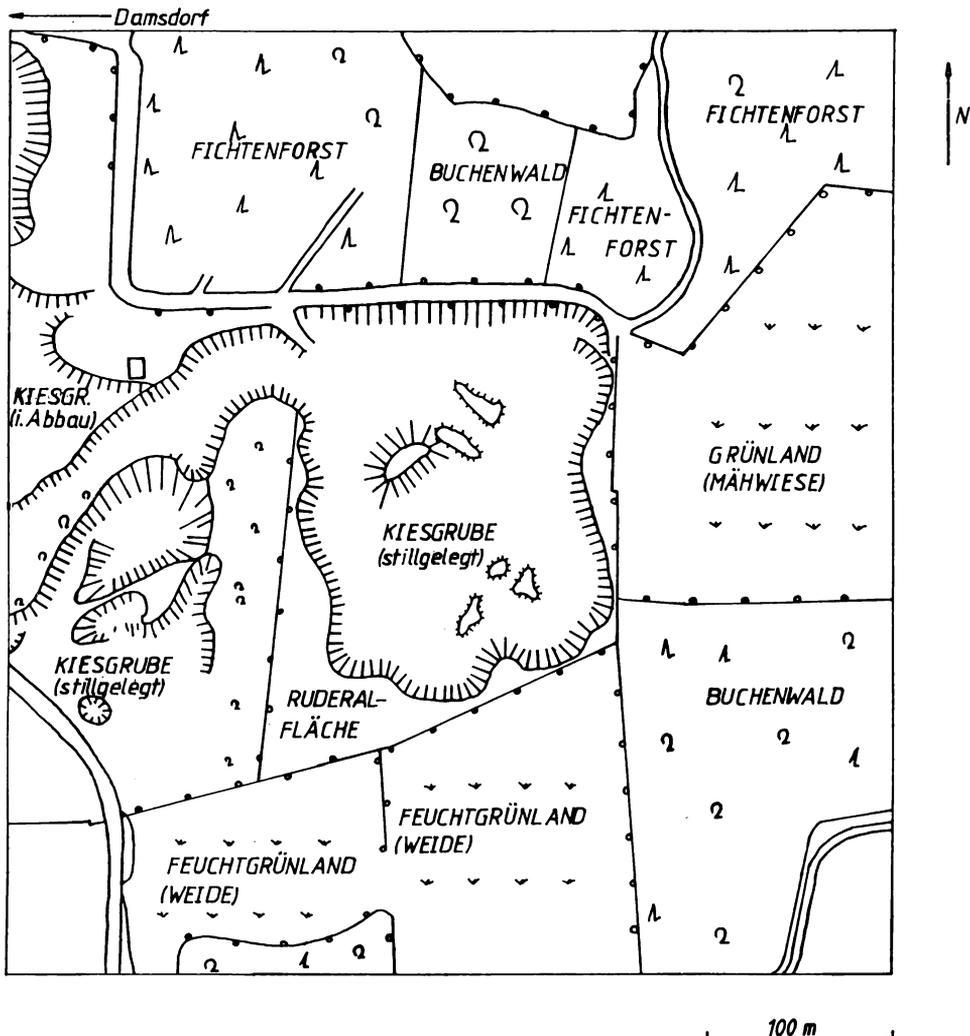


Abb. 1: Karte der offengelassenen Kiesgrube und ihrer Umgebung bei Tensfeld (Kreis Segeberg)

## 2.2. Aufgespültes Sandfeld

Die zweite Untersuchungsfläche bei Langwedel (Kreis Rendsburg-Eckernförde) ist 3 ha groß und Teil einer seit 25 Jahren stillgelegten Kiesgrube von 10 ha Größe (Abb. 2). Vom ursprünglich bodenbildenden Gestein, dem Geschiebesand, blieben lediglich die nicht verwerteten, feinen Sande übrig, die in die Grube zurückgespült wurden. Die durch das Zurückspülen des Sandes erfolgte Verfüllung der abgebauten Kiesgrube bewirkte, daß Steilhänge und Abbruchkanten fast vollständig verschwunden sind.

Das Sandfeld weist eine relativ homogene Vegetationsdecke auf, die innerhalb einer insgesamt niedrigen und lückigen Krautschicht eine ausgeprägte Moos- und Flechtenflora beherbergt. Die vorhandenen Vegetationstypen wurden überwiegend der Klasse der Sandtrockenrasen und Felsgrusgesellschaften zugeordnet und sind im einzelnen

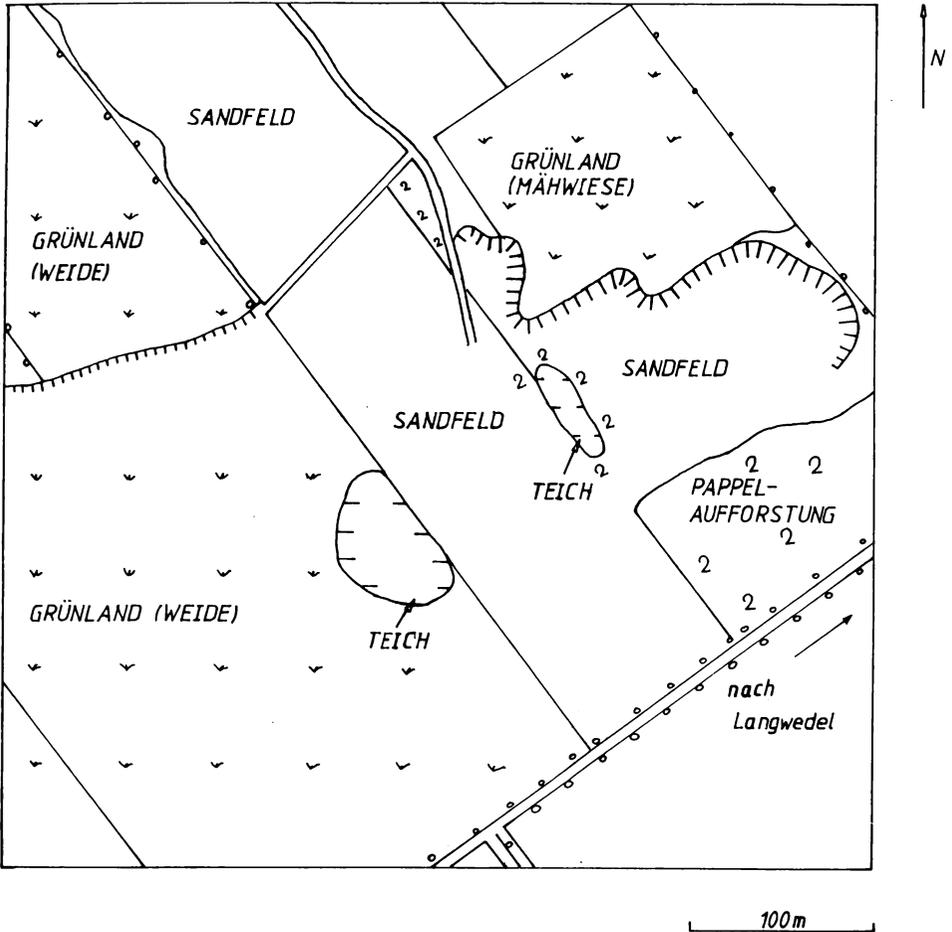


Abb. 2: Karte des aufgespülten Sandfelds und seiner Umgebung bei Langwedel (Kreis Rendsburg-Eckernförde)

*Corynephorus-canescens*-Fluren (Silbergrasfluren), *Sedum-acre*-Fluren (Mauerpfefferfluren), *Poa-compressa*-Rasen (Platthalm-Rispengras-Rasen), *Festuca-ovina*-Rasen (Schafschwingelrasen) und *Agrostis-tenuis*-Rasen (Rotschwingelrasen). Die nährstoffarmen Vegetationseinheiten (*Corynephorus-canescens*- und *Sedum-acre*-Fluren) konzentrieren sich deutlich auf den zentralen Bereich des Sandfelds. Desweiteren kommt ein halbruderaler Saum, der von *Tanacetum vulgare* (Rainfarn) dominiert wird, entlang eines durch die Fläche führenden Weges vor.

Zwei im näheren Umfeld liegende, durch den Abbauvorgang entstandene Kleingewässer sind infolge der Nutzung durch Angelpächter stark eutrophiert. Eine angrenzende Pappelaufforstung entstand im Rahmen von Rekultivierungsmaßnahmen. Die weiteren Nachbarbiotope, zum Teil durch einen Knick von der Untersuchungsfläche abgegrenzt, werden als Grünländereien entweder weidewirtschaftlich oder als Mähwiese genutzt.

### 3. Methoden

Zur Erfassung des für die blütenbesuchenden Insekten zur Verfügung stehenden Nahrungsangebots wurde vom 1. 5. bis zum 10. 10. 1988 zu Beginn einer jeden Monatsdekade die Blütendichte (Blüten im Stadium der Vollblüte) der entomophilen Pflanzenarten aufgenommen. Die Zählung erfolgte auf markierten Aufnahmeflächen von 150 m<sup>2</sup> Größe (bzw. 5 m<sup>2</sup> für die mit sehr hohen Blütendichten auftretenden oder schwer zählbaren Arten), die sich innerhalb der für die Beobachtung ausgewählten Transektstreifen befanden. Je nach Blütentyp wurden Einzelblüte, Infloreszenz oder Synfloreszenz gezählt.

Vom 1. 5. bis zum 1. 10. 88 aufgestellte Farbschalen wurden am 1. und 15. jeden Monats entleert. Zu Beginn des Untersuchungszeitraumes (1. 5.–15. 6.) wurde pro Untersuchungsfläche nur eine Farbschalen-Kombination (gelb, weiß, blau) einzeln auf dem Boden stehender Schalen aufgestellt. Im weiteren Verlauf wurde die Anzahl jeweils verdoppelt, so daß für die Auswertung 102 Proben verfügbar waren.

Die Individuendichte der blütenbesuchenden Insekten wurde mit einer modifizierten Transektmethode ermittelt (STEFFNY et al. 1984). Für die Transektbegehung wurde ein 180 m langer und 3 m breiter Streifen mit Markierstäben gekennzeichnet. Der in der Mitte gelegene Trittpfad wurde bei jeder Probenahme in langsamem Schrittempo begangen, um die Blütenbesuche an der protokollierten Pflanzenart zu notieren. Die Begehung dauerte durchschnittlich 30 Minuten, wobei die Schwankungen maßgeblich von der Blütenbesuchsdichte abhingen.

Die Blütenbesuchsprotokolle wurden von Anfang April bis Ende September 1988 zwischen 10.00 und 17.00 Uhr angefertigt. Für jede Pflanzenart erfolgte mindestens ein Beobachtungsgang pro Probenahmedatum. Insgesamt wurden 240 Transekt-Protokolle an 22 Pflanzenarten aufgenommen.

Die Quadratmethode kam für diejenigen Pflanzenarten zur Anwendung, die außerhalb der Transektstreifen wuchsen. Bei jeder Probenahme wurden alle auf der gekennzeichneten Beobachtungsfläche stattfindenden Blütenbesuche registriert. Die Beobachtungslänge betrug jeweils 30 Minuten. Mit der Quadratmethode wurden 96 Protokolle an 14 Pflanzenarten aufgenommen.

## 4. Ergebnisse

### 4.1. Blütenangebot

Einen Überblick über die jahreszeitliche Verteilung des quantitativ erfaßten Blütenangebots gibt Tabelle 1. Der weitaus größte Teil der untersuchten Pflanzenarten zeigt eine lange Blütezeit. Es läßt sich jedoch immer eine Hauptblühphase erkennen, in der diese ein oder mehrere Blühmaxima erreichen.

Es können mehrere „Blumenwellen“ (KRATOCHWIL 1983) unterschieden werden, wobei die blühdominanten Arten auf dem aufgespülten Sandfeld zur Zeit ihres Blühmaximums extrem hohe Blütendichten erreichen (*Sedum acre*, *Trifolium campestre*, *Hieracium pilosella*).

Zudem wurden die qualitativen Blühphänologien weiterer entomophiler Pflanzenarten bestimmt, die außerhalb des Transektes vorkamen. In der offengelassenen Kiesgrube handelte es sich dabei um *Salix sp.*, *Lupinus polyphyllus*, *Anthyllis vulneraria*, *Geranium pratense*, *Geranium sanguineum*, *Galium harcynicum*, *Knautia arvensis*, *Thymus pulegioides*, *Tripleurospermum inodorum*, *Campanula rotundifolia*, *Cirsium vulgare* und *Tanacetum vulgare*, auf dem aufgespülten Sandfeld um *Salix sp.*, *Lupinus polyphyllus*, *Knautia arvensis*, *Galium harcynicum*, *Melilotus alba*, *Thymus pulegioides*, *Campanula rotundifolia*, *Cirsium arvense*, *Lotus corniculatus* und *Tanacetum vulgare*.

Tab.1: Hauptblühzeit und maximale Blütendichte der innerhalb der Transekte erfaßten Pflanzenarten

Pflanzenarten	Offengelassene Kiesgrube		Aufgespültes Sandfeld	
	Haupt- blühzeit	max. Blüten- dichte m <sup>2</sup>	Haupt- blühzeit	max. Blüten- dichte/m <sup>2</sup>
<i>Tussilago farfara</i>	–	–	Apr./Mai	0,13
<i>Taraxacum officinale</i>	Apr./Mai	0,1	Apr./Mai	0,11
<i>Viola tricolor</i>	Apr./Mai	1,2	–	–
<i>Saxifraga granulata</i>	Mai	0,74	–	–
<i>Senecio vernalis</i>	–	–	Mai	1,0
<i>Hieracium pilosella</i>	Juni	2,6	Mai/Juni	25
<i>Trifolium campestre</i>	–	–	Juni	38
<i>Sedum acre</i>	Juni	62	Juni	108
<i>Crepis capillaris</i>	Juli	1,9	Juli	0,65
<i>Leontodon saxatilis</i>	Juli	1,8	Juli	0,26
<i>Acinos arvensis</i>	–	–	Juli	0,64
<i>Jasione montana</i>	August	0,12	Juli	5,1
<i>Prunella vulgaris</i>	Juli	0,9	–	–
<i>Berteroa incana</i>	–	–	Juli/Aug.	0,25
<i>Senecio jacobaea</i>	Juli	0,3	–	–
<i>Achillea millefolium</i>	August	0,08	Juli/Aug.	0,56
<i>Hypericum perforatum</i>	August	0,14	August	1,3
<i>Potentilla argentea</i>	Juli/Aug.	0,46	–	–
<i>Daucus carota</i>	August	0,13	–	–
<i>Lotus corniculatus</i>	August	5,3	–	–
<i>Erodium cicutarium</i>	Aug./Sep.	0,3	–	–

## 4.2. Ökologische Bindung der Syrphidae an Trockenbiotope

### 4.2.1. Aktivitätsdichte

Insgesamt wurden 57 Schwebfliegen-Arten auf den Untersuchungsflächen nachgewiesen, 43 davon mit Farbschalen. Der Gipfel der jahreszeitlichen Flugaktivität der Syrphidae reicht von Juli bis September (Abb. 3). Ende Mai/Anfang Juni wurden die niedrigsten Aktivitätsdichten festgestellt. Für die geringe Flugaktivität in dieser Zeit ist einerseits vermutlich die trockene Witterung des Frühsommers 1988 verantwortlich, andererseits markiert dieses Minimum die ausklingenden Frühjahrsgenerationen einiger Arten. In der offengelassenen Kiesgrube wird die maximale Aktivitätsdichte Ende Juli erreicht, auf dem aufgespülten Sandfeld dagegen erst Ende August.

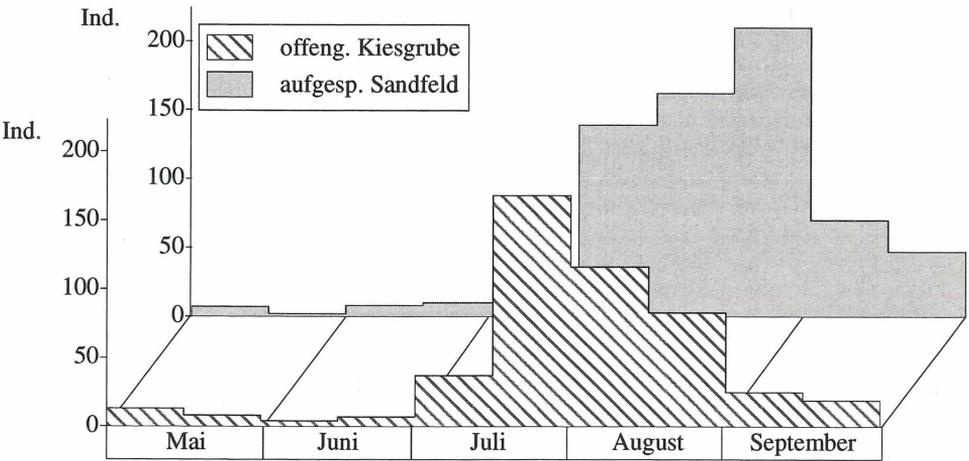


Abb.3: Jahresphänologie der Syrphidae auf den Untersuchungsflächen (bezogen auf jeweils 3 Farbschalen \* 15 Tage)

Tabelle 2 stellt die Aktivitätsdichte der mit Farbschalen erfaßten Arten und deren Biotopbindung (CLAUSSEN 1980) dar. Der erste Block umfaßt diejenigen Arten, die als eurytop gelten. Dies sind in der Mehrzahl solche, die mit hohen Aktivitätsdichten auftreten z.B. *Helophilus pendulus*, *Melanostoma mellinum* und *Metasyrphus corollae*. Der Anteil dieser ökologischen Gruppe an der Gesamtartenzahl beträgt über 50 %.

Demgegenüber treten die nachgewiesenen Waldarten (Block 2) nur mit niedrigen Aktivitätsdichten und geringen Artenzahlen auf. Mit Ausnahme von *Eristalis horticola* und *Scaeva selenitica* konnten alle an Wälder gebundenen Schwebfliegen-Arten ausschließlich in der von Laubwald umgebenen Kiesgrube festgestellt werden. Da den Waldarten während der Hauptaktivitätsphase der Imagines im Hochsommer in geschlossenen Wäldern kein ausreichendes Blütennahrungsangebot zur Verfügung steht, sind diese Arten auf benachbarte, blütenreiche Biotope angewiesen.

Der ökologische Verbreitungsschwerpunkt der typischen Uferarten (Block 3) liegt auf dem an Uferbereiche angrenzenden Sandfeld. Obgleich diese Arten Bewohner feuchter Lebensräume sind, weisen die Imagines offenbar eine hohe „Xerotoleranz“ auf. Derartige Anpassungen ermöglichen den Uferarten die Annahme des reichlichen Blütennahrungsangebots nährstoffarmer Trockenbiotope.

Tab. 2: Aktivitätsdichte der Syrphidae (Individuensummen aus 3 Farbschalen vom 1.5.–15. 6. 88 und 6 Farbschalen vom 15. 6.–1. 10. 88)

Artname	offeng. Kiesgr.	aufg. Sandf.	gesamt	Biotopbindung nach CLAUSSSEN (1980)
<i>Helophilus pendulus</i>	135	351	486	eurytope Arten
<i>Melanostoma mellinum</i>	185	85	270	
<i>Metasyrphus corollae</i>	125	124	249	
<i>Eristalis abusivus</i>	50	115	165	
<i>Eristalis arbustorum</i>	66	44	110	
<i>Rhingia campestris</i>	45	20	65	
<i>Episyrphus balteatus</i>	44	9	53	
<i>Platycheirus albimanus</i>	32	15	47	
<i>Sphaerophoria scripta</i>	39	6	45	
<i>Syrirta pipiens</i>	6	37	43	
<i>Syrphus vitripennis</i>	32	4	36	
<i>Syrphus torvus</i>	31	1	32	
<i>Syrphus ribesii</i>	14	3	17	
<i>Platycheirus peltatus</i>	1	9	10	
<i>Scaeva pyrastris</i>	2	6	8	
<i>Platycheirus manicatus</i>	3	3	6	
<i>Neoascia podagrica</i>	2	3	5	
<i>Eristalis tenax</i>	3	2	5	
<i>Eristalis intricarius</i>	0	4	4	
<i>Eristalis pertinax</i>	2	1	3	
<i>Eumerus strigatus</i>	2	0	2	
<i>Platycheirus clypeatus</i>	0	2	2	
<i>Scaeva selenitica</i>	6	1	7	Waldarten
<i>Platycheirus scutatus</i>	5	0	5	
<i>Eristalis horticola</i>	1	1	2	
<i>Myatropa florea</i>	2	0	2	
<i>Dasysyrphus albostrigatus</i>	1	0	1	
<i>Melanostoma scalare</i>	1	0	1	
<i>Meliscaeva cinctella</i>	1	0	1	
<i>Metasyrphus nitens</i>	1	0	1	
<i>Lejogaster metallina</i>	15	307	322	Uferarten
<i>Helophilus trivittatus</i>	39	161	200	
<i>Eristalis nemorum</i>	7	2	9	
<i>Helophilus hybridus</i>	3	5	8	
<i>Eristalinus sepulcralis</i>	0	2	2	
<i>Pyrophaena granditarsa</i>	0	2	2	
<i>Chrysogaster solstitialis</i>	1	0	1	
<i>Cheilosia praecox</i>	8	6	14	xerophile Arten
<i>Eumerus sabulonum</i>	0	6	6	
<i>Pipizella varipes</i>	1	5	6	
<i>Chrysotoxum vernale</i>	1	0	1	
<i>Paragus haemorrhous</i>	1	0	1	
<i>Sericomyia silentis</i>	0	1	1	Moor und Heideart
gesamt	913	1343	2256	
Artenzahl	37	33	43	

Xerophile Schwebfliegenarten konnten für Schleswig-Holstein bisher nur in geringer Anzahl nachgewiesen werden (CLAUSSEN 1980). Die Artenzahl der Syrphidae dieses Biotopbindungstyps ist in den untersuchten Trockenbiotopen relativ niedrig, besonders in der offengelassenen Kiesgrube sind nur sehr geringe Aktivitätsdichten festzustellen. Bemerkenswert ist der Nachweis von *Eumerus sabulonum* auf dem aufgespülten Sandfeld. Diese Art scheint in Schleswig-Holstein nur lokal verbreitet zu sein (CLAUSSEN 1980) und kann im Binnenland zu den typischen Bewohnern stillgelegter Kiesgruben gerechnet werden (HEYDEMANN 1981b). *Cheilosia praecox* gilt als charakteristische Frühjahrsart trockener Biototypen, zeigt aber eine weniger eindeutige Xerophilie. Zudem haben *Pipizella varipes*, *Chrysotoxum vernale* und *Paragus haemorrhous* ihren ökologischen Verbreitungsschwerpunkt in Trockenbiotopen. Alle nachgewiesenen xerophilen Arten können aufgrund ihrer Bindung an trocken-warme Lebensräume als gefährdet eingestuft werden (HEYDEMANN 1981b).

#### 4.2.2. Dominanzstruktur

Die vergleichende Analyse der in Abbildung 4 dargestellten Dominanzstrukturen ermöglicht Rückschlüsse auf die in den Untersuchungsflächen herrschenden Existenzbedingungen für Schwebfliegen.

Bemerkenswert für das aufgespülte Sandfeld ist die extrem hohe Dominanz der Arten *Helophilus pendulus* und *Lejogaster metallina*, die gemeinsam 49 % der Individuen stellen. Als weitere dominante Art tritt *Helophilus trivittatus* (12 %) hinzu. Durch die geringe Zahl an subdominanten Arten ergibt sich insgesamt ein steiler Verlauf der Dominanzabfolge.

Ein derartiger Aufbau der Dominanzstruktur ist im allgemeinen kennzeichnend für Biotope, in denen extreme Lebensbedingungen herrschen und die Organismen infolgedessen einem hohen Anpassungsdruck ausgesetzt sind (THIENEMANN'S „Zweites biozönotisches Grundprinzip“). Ähnliche Verhältnisse werden für infolge anthropogener Belastung veränderter Biozönoson z.B. Agro- oder Urbanzönoson gefunden, für die außerdem ein hoher Anteil eurytoper Arten, insbesondere von *Helophilus pendulus*, kennzeichnend ist (BANKOWSKA 1980).

Die Schwebfliegen-Synusie der offengelassenen Kiesgrube zeigt demgegenüber eine ausgeglichene Dominanzstruktur mit einem hohen Anteil an subdominanten Arten. Allerdings sind auch dort die häufigeren Arten überwiegend eurytop. Die drei eudominanten Arten *Melanostoma mellinum*, *Helophilus pendulus* und *Metasyrphus corollae* erreichen gemeinsam einen Dominanzwert von 49 %. Die hohe Dominanz von *Melanostoma mellinum* stellt ganz deutlich den Grünlandcharakter der offengelassenen Kiesgrube heraus.

#### 4.2.3. Larvenernährungs- und Biotopbindungstypen

Die Larven der Schwebfliegen-Arten lassen sich hinsichtlich ihrer unterschiedlichen Ernährungsweise 4 Kategorien zuordnen (BANKOWSKA 1980). Kennzeichnend für das aufgespülte Sandfeld, das in unmittelbarer Nähe von Gewässern liegt, ist der ausgesprochen hohe Anteil des aquatisch-saprophagen Ernährungstyps (Abb. 5). Der hohe Individuenanteil dieser Gruppe kann als Indiz für das Ausmaß an Austauschprozessen mit angrenzenden Nachbarbiotopen gewertet werden.

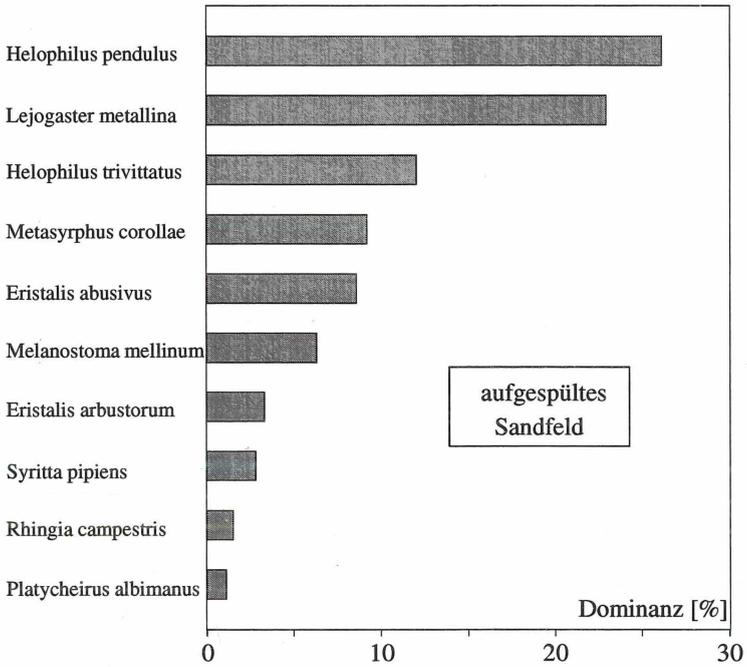
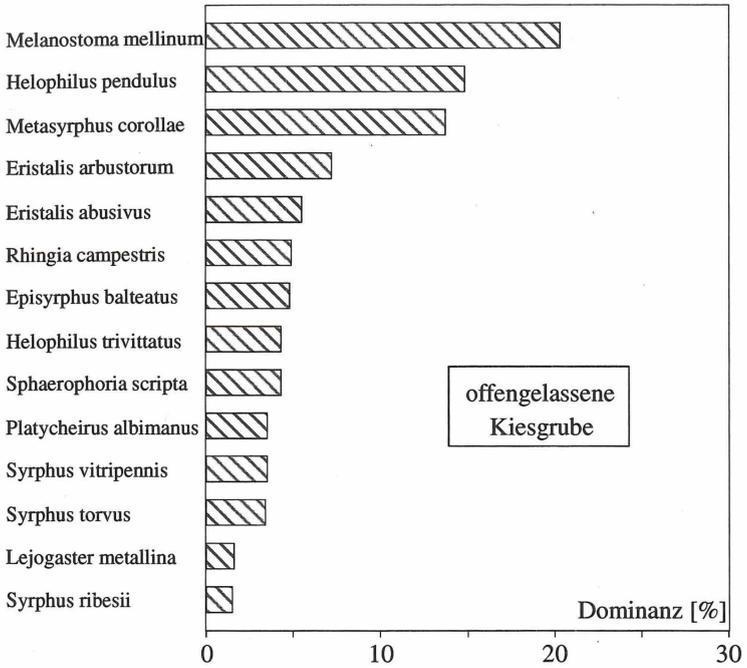


Abb. 4: Aktivitäts-Dominanzstruktur der Schwebfliegen-Synusien der offengelassenen Kiesgrube und des aufgespülten Sandfelds

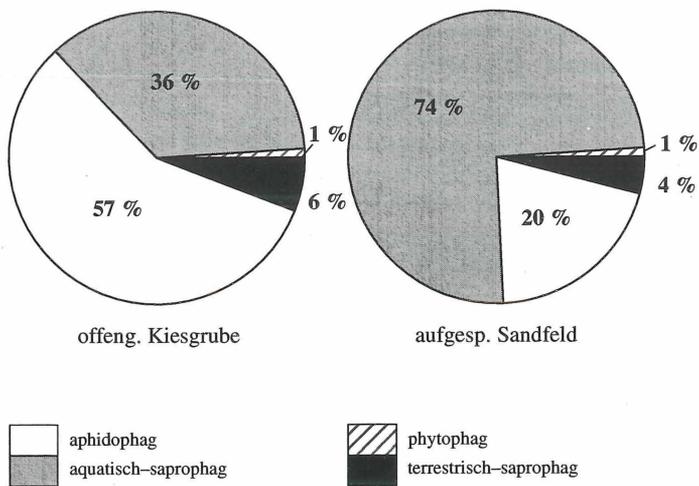


Abb.5: Individuenanteile der Syrphidae mit verschiedenen Larvenernährungstypen (aus Farbschalen)

In der offengelassenen Kiesgrube nimmt den höchsten Individuenanteil der Larvenernährungstyp der Aphidophagen ein. Diese Gruppe setzt sich zum Teil aus Arten zusammen, die auch indigen in den Trockenbiotopen vorkommen können, z. B. an verschiedenen Kräutern und Gräsern. Zudem bieten die an die Kiesgrube angrenzenden Gebüschstreifen und der Laubwald geeignete Larvalhabitate für die blattlausverzehrenden Schwebfliegen-Arten. Der geringste Teil der nachgewiesenen Syrphidae ernährt sich im Larvalstadium phytophag. Hierzu läßt sich allerdings anmerken, daß ohnehin die wenigsten Schwebfliegen-Gattungen Larven mit phytophager Ernährungsweise besitzen.

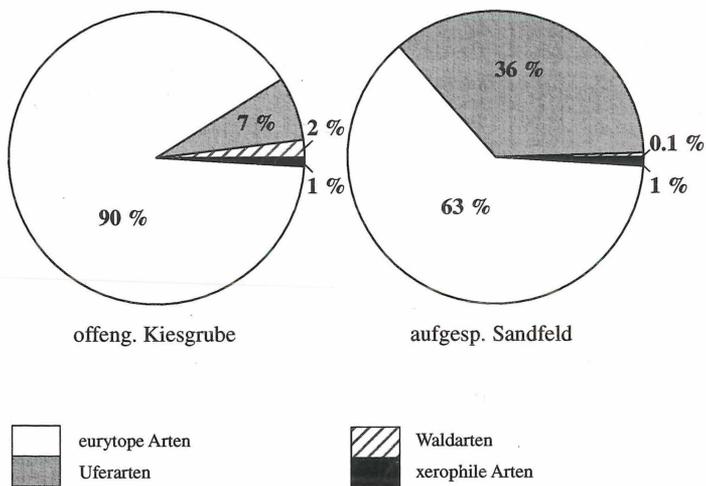


Abb. 6: Individuenanteile der Syrphidae verschiedener Biotopbindungstypen (aus Farbschalen)

Insgesamt unterscheidet sich die Zusammensetzung der Larvenernährungstypen in den beiden Trockenbiotopen erheblich. Da hier unterschiedliche Vegetation und Nachbarbiotope eine Rolle spielen, läßt sich generell keine charakteristische Zusammensetzung der larvalökologischen Gruppen für Schwebfliegen-Synusien von Trockenbiotopen feststellen.

In Abbildung 6 sind die Individuenanteile der Schwebfliegen-Arten mit verschiedener Biotopbindung dargestellt (CLAUSSEN 1980).

Die eurytopen Arten nehmen in beiden Trockenbiotopen den weitaus größten Individuenanteil ein. Besonders deutlich zeigt sich die Dominanz der eurytopen Arten in der offengelassenen Kiesgrube, wo 90 % aller Individuen dieser ökologischen Gruppe angehören. Der Anteil der Uferarten ist auf dem von Kleingewässern umgebenen Sandfeld mit 36 % erwartungsgemäß hoch. Auf beiden Untersuchungsflächen findet sich nur ein geringer Individuenanteil an Waldarten. In der offengelassenen Kiesgrube mit Nachbarbiotop Laubwald liegt dieser immerhin bei 2 %. Die Gruppe der xerophilen Arten ist mit nur 1 %-iger Dominanz vertreten.

#### 4.2.4. Blütenbesuch

Während des Untersuchungszeitraums wurden insgesamt 5317 Blütenbesuche von Schwebfliegen protokolliert. Es wurden mehr Arten (46), aber weniger Individuen (1809) in der offengelassenen Kiesgrube als auf dem aufgespülten Sandfeld (35 Arten, 3508 Individuen) erfaßt.

Abbildung 7 und 8 zeigen die Blütenbesuchs-Dominanzstrukturen der Syrphidae. Es sind nur die nahrungsökologisch bedeutsamen und häufig besuchten Pflanzenarten dargestellt.

Die beiden nah verwandten Arten *Eristalis abusivus* und *Eristalis arbustorum* ließen sich bei der Beobachtung nur schwer unterscheiden. Da ein Abfangen aller Individuen dieser Arten zu aufwendig gewesen wäre, werden diese hier als Artengruppe „*Eristalis abusivus/arbustorum*“ behandelt.

Da sie an fast allen beobachteten Pflanzenarten den eudominanten Blütenbesuchern zuzurechnen sind, können *Eristalis abusivus/arbustorum* als ausgesprochen euryanth gelten. Bemerkenswert hohe Dominanzwerte werden an *Sedum acre* (aufgespültes Sandfeld: 83 %, offengelassene Kiesgrube: 57 %) erreicht. Auch an *Hieracium pilosella* (aufgespültes Sandfeld) gehören mehr als die Hälfte der beobachteten Syrphidae zur Artengruppe *Eristalis abusivus/arbustorum*.

Viele *Eristalis*-Arten zeichnen sich durch lange Saugrüssel aus. GILBERT (1981) gibt für *Eristalis arbustorum* eine Rüssellänge von 5,4 mm an. Da *Eristalis*-Arten überwiegend Nektar und wenig Pollen verzehren (GILBERT 1981), ist ein Zusammenhang zwischen Rüssellänge der Arten und Kronröhrenlänge der bevorzugt besuchten Pflanzenarten anzunehmen. Dennoch wurden *Eristalis*-Arten besonders häufig an Pflanzenarten mit leicht erreichbaren Nektarien in hoher Anzahl beobachtet. Offenbar werden bevorzugt aspektbildende Pflanzenarten, die ein Blüten-Massenangebot zur Verfügung stellen, angefliegen.

Das Blütenbesuchsverhalten von *Lejogaster metallina* ist ebenfalls vergleichsweise unspezifisch. Hohe Dominanzwerte konnten für diese Art an allen Pflanzenarten mit maximaler Blütendichte zu ihrer Hauptflugzeit im Juli/ August festgestellt werden. Dies gilt z.B. für *Jasione montana*, *Hypericum perforatum* und *Achillea millefolium* auf dem aufgespülten Sandfeld. Das eudominante Vorkommen (nicht abgebildet) von *Lejogaster*

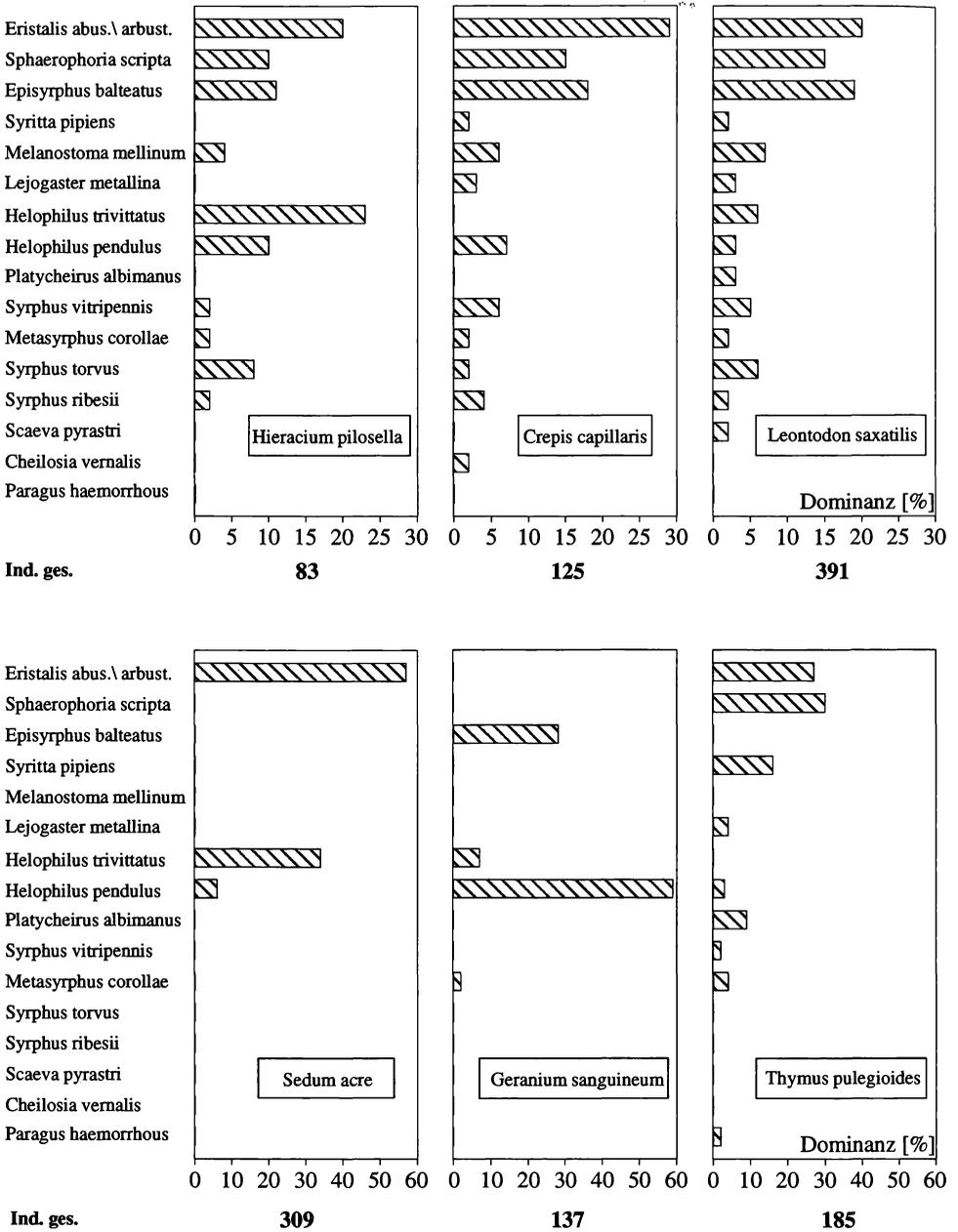


Abb. 7: Blütenbesuchs-Dominanzstruktur der Syrphidae an den wichtigsten Nahrungspflanzen in der offengelassenen Kiesgrube

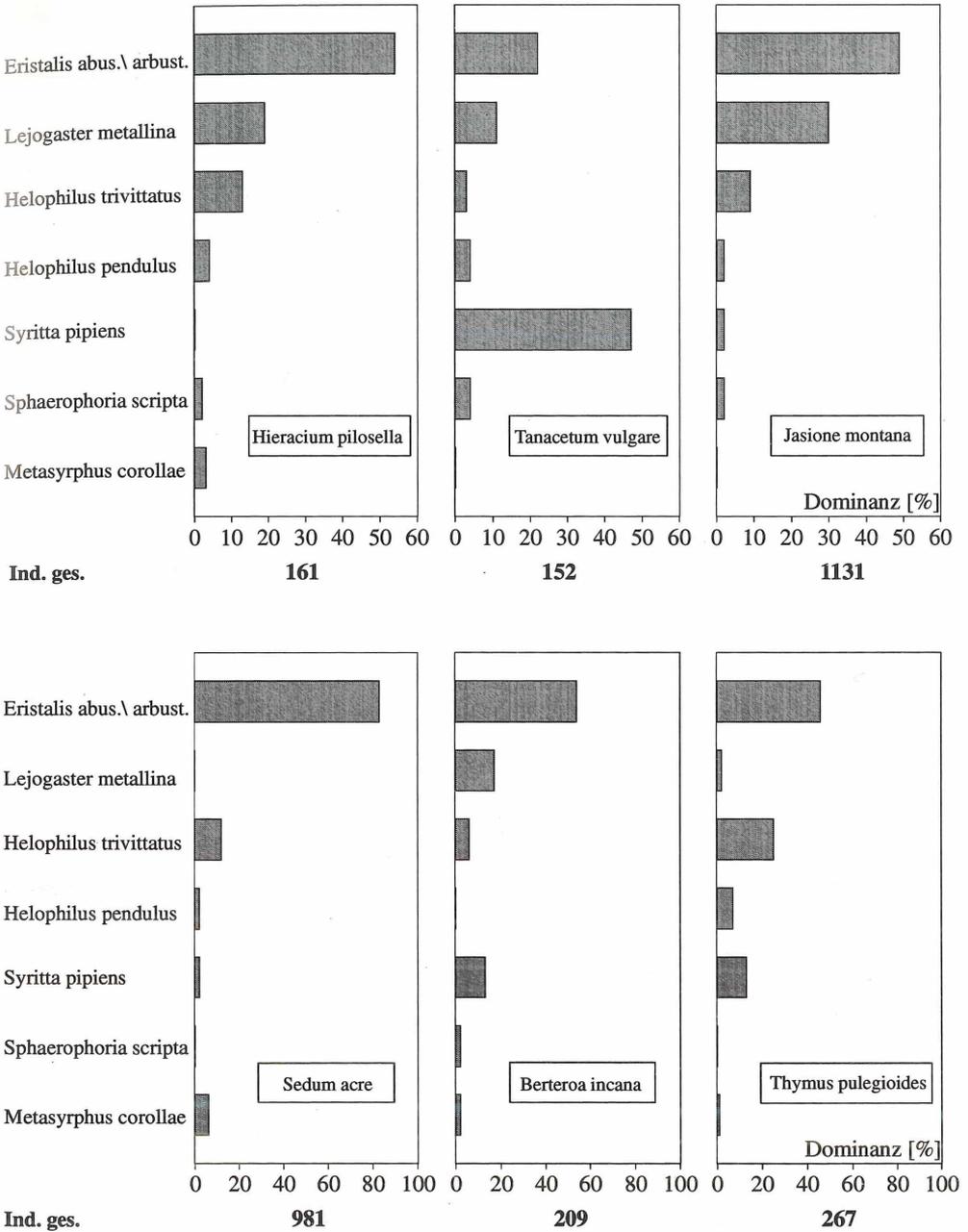


Abb. 8: Blütenbesuchs-Dominanzstruktur der Syrphidae an den wichtigsten Nahrungspflanzen auf dem aufgespülten Sandfeld

metallina an *Hypericum perforatum*, einer ausschließlich pollenspendenden Pflanzenart, belegt die hohe Relevanz der Pollennahrung für diese Art.

*Helophilus pendulus* und *Helophilus trivittatus* besitzen ein breites Nahrungsspektrum, wobei eine Blaupräferenz erkennbar ist. *Helophilus trivittatus* konnte besonders häufig beim Blütenbesuch an *Hieracium pilosella*, *Sedum acre*, *Jasione montana* und *Thymus pulegioides* beobachtet werden. *Helophilus pendulus* erreichte hohe Besuchsfrequenzen an *Geranium sanguineum*. Auch an anderen Pflanzenarten mit blau-rotviolettten Blüten wie *Cirsium arvense* und *Knautia arvensis* gehört *Helophilus pendulus* zu den dominanten Besuchern unter den Syrphidae.

*Sphaerophoria scripta* erreicht hohe Dominanzwerte an gelben Korbblütlern. Die an *Thymus pulegioides* in der offengelassenen Kiesgrube festgestellten Werte (30 %) sind auf die hohen Blütenbesuchsdichten der *Sphaerophoria*-Männchen an dieser Pflanzenart zurückzuführen. Die Beobachtungen weisen darauf hin, daß die Geschlechter dieser Art ein unterschiedliches Nahrungsspektrum nutzen. GILBERT (1980) führt das differierende Blütenbesuchsverhalten der Männchen auf deren variabelere Rüssellänge zurück. *Episyrphus balteatus* bevorzugt ebenfalls gelbe Korbblütler, erreicht aber auch an den blau-violetten Blüten von *Geranium sanguineum* hohe Dominanzwerte. Auch *Syrphus vitripennis* wurde vorwiegend an gelben Korbblütlern beobachtet.

*Melanostoma mellinum* und die meisten *Platycheirus*-Arten sind reine Pollenverzehrler, im allgemeinen wird Pollen anemophiler Pflanzenarten bevorzugt (z. B. *Plantago*- und *Gras*-Arten). In Übereinstimmung damit konnten nur wenige Besuche von *Platycheirus*-Arten an entomophilen Pflanzenarten registriert werden. *Melanostoma mellinum* dagegen nimmt einen hohen Individuenanteil im Besucherspektrum der untersuchten Pflanzenarten ein. Bezeichnend ist die hohe Dominanz dieser Art an *Hypericum perforatum*, einer reinen Pollenpflanze. Dort zeigt *Melanostoma mellinum* eine 20 %-ige Dominanz.

*Syritta pipiens* erreicht die höchsten Dominanzwerte an *Tanacetum vulgare* (47 %). SCHMID (1986) bezeichnet sie als eine der häufigsten Blütenbesucher-Arten an Ruderalstandorten.

Tab.3: Blütenbesuchsdichte (Ind./Pflanzenart) von *Rhingia campestris*

Pflanzenart	<i>Rhingia campestris</i>	
	offeng. Kiesgrube	aufgesp. Sandfeld
<i>Campanula rotundifolia</i>	36	6
<i>Knautia arvensis</i>	8	7
<i>Cirsium vulgare</i>	13	–
<i>Cirsium arvense</i>	–	3
<i>Thymus pulegioides</i>	2	3
<i>Jasione montana</i>	–	5
<i>Hieracium pilosella</i>	1	–
<i>Leontodon saxatilis</i>	1	–
ges.	61	24

*Rhingia campestris* gehört zu den wenigen Schwebfliegen-Arten mit hochspezifischem Blütenbesuchsverhalten (EBERLE 1976). Tabelle 3 zeigt, daß *Rhingia campestris* in den stillgelegten Kiesgruben bevorzugt *Campanula rotundifolia*, *Cirsium vulgare* und *Knautia arvensis* besucht. Sie zeigt also eine Präferenz für blau-violette, tiefe Blütentypen. Die Frühjahrgeneration und die im September fliegenden Tiere weisen ein weniger ausgeprägtes Präferenzverhalten auf. Da im Mai und September nur ein relativ artenarmes Blüten-

angebot zur Verfügung steht, werden zu dieser Zeit zusätzlich Pflanzenarten anderer Blütentypzugehörigkeit z. B. *Hieracium pilosella* oder *Leontodon saxatilis* angefliegen. Die Blütenpräferenz für blau-violette Blüten mit langen Kronröhren wurde auch von GILBERT (1986) festgestellt. Nach GILBERT (1986) besitzt diese Art spezielle morphologische Anpassungen des Rüssels für den fast ausschließlichen Nektarverzehr. Dieser Autor fand eine positive Korrelation zwischen dem Nektaranteil in der aufgenommenen Nahrung und der Rüssellänge verschiedener Schwebfliegen-Arten. *Rhingia campestris* besitzt mit 12 mm Länge (GILBERT 1981) den längsten Rüssel der in der vorliegenden Arbeit nachgewiesenen Schwebfliegen-Arten. Sie konnte im Rahmen dieser Untersuchung nur ein einziges Mal beim Pollenverzehr beobachtet werden.

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß die Mehrzahl der dominanten Schwebfliegen-Arten ein unspezifisches Blütenbesuchsverhalten zeigt, nur wenige Arten lassen bestimmte Blütentyp- und Farbpräferenzen erkennen.

#### 4.2.5. Jahresphänologie an aspektbildenden Nahrungspflanzen

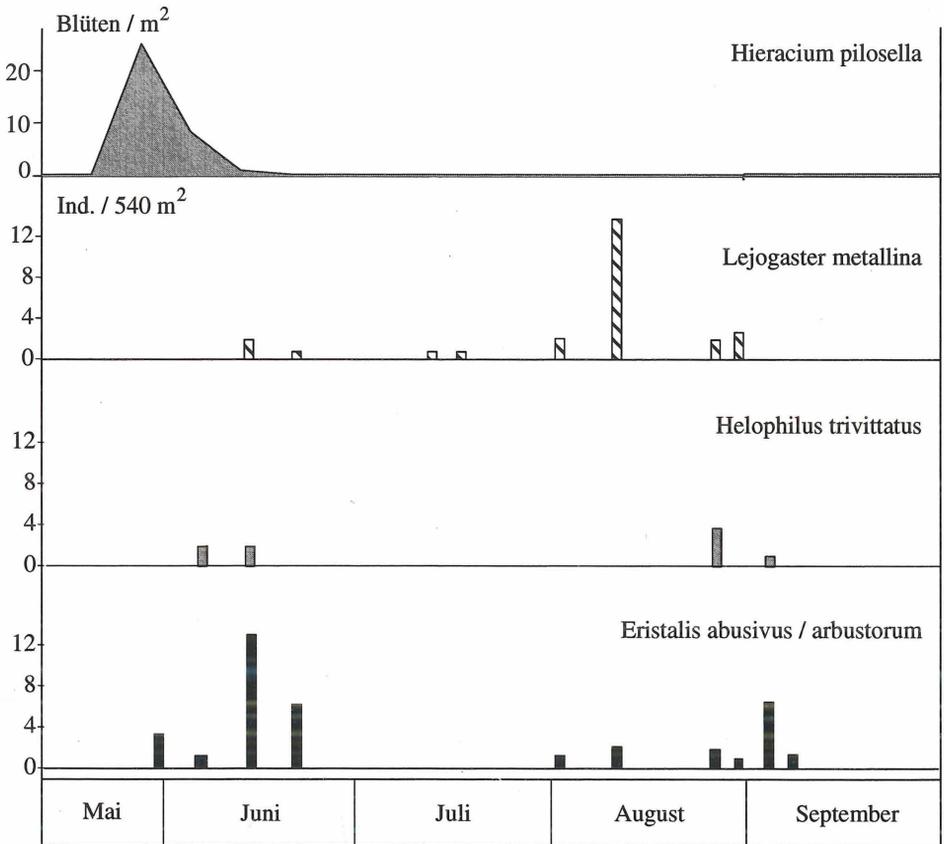


Abb. 9: Jahresphänologie der eudominanten Schwebfliegen-Arten an *Hieracium pilosella* auf dem aufgespülten Sandfeld im Vergleich zur Blühphänologie der Pflanzenart (Individuen/Transektgang an den einzelnen Fangtagen)

Auf dem aufgespülten Sandfeld stellen *Hieracium pilosella*, *Sedum acre* und *Jasione montana* die wesentlichen Nahrungsquellen für die Syrphidae dar. Sie werden in unterschiedlicher Weise von den häufigsten Schwebfliegen-Arten genutzt:

*Hieracium pilosella* (Abb. 9) wird zur Zeit des Blühmaximums (Anfang Juni) von den Syrphidae nicht häufiger angefliegen als im weiteren Jahresverlauf. *Lejogaster metallina* und *Helophilus trivittatus* zeigen die höchsten Blütenbesuchsdichten an dieser Pflanzenart im Juli bzw. August, also lange nach der Hauptblütezeit. Für *Eristalis abusivus/arbustorum* können zwei Aktivitätsgipfel festgestellt werden. Mit den höchsten Blütenbesuchsdichten sind diese Arten Mitte Juni an *Hieracium pilosella* vertreten.

Abbildung 10 stellt die Blütenbesuchsdichte von *Eristalis abusivus/arbustorum* und *Helophilus trivittatus* an den einzelnen Beobachtungstagen an *Sedum acre* dar. Diese Schwebfliegen-Arten wurden in maximaler Anzahl kurz vor dem Blühmaximum von *Sedum acre* an dieser Pflanzenart angetroffen. Die Blütenbesuchsdichte erreicht somit fast synchron mit der Blütendichte maximale Werte. Diese Übereinstimmung weist daraufhin, daß *Sedum acre* im Juni eine der Hauptnahrungsquellen für *Eristalis abusivus/arbustorum* und *Helophilus trivittatus* ist. Von einer Synchronisation der Flugzeiten dieser Arten mit der Blütezeit der Nahrungspflanze aufgrund eines hohen Bindungsgrades kann in diesem

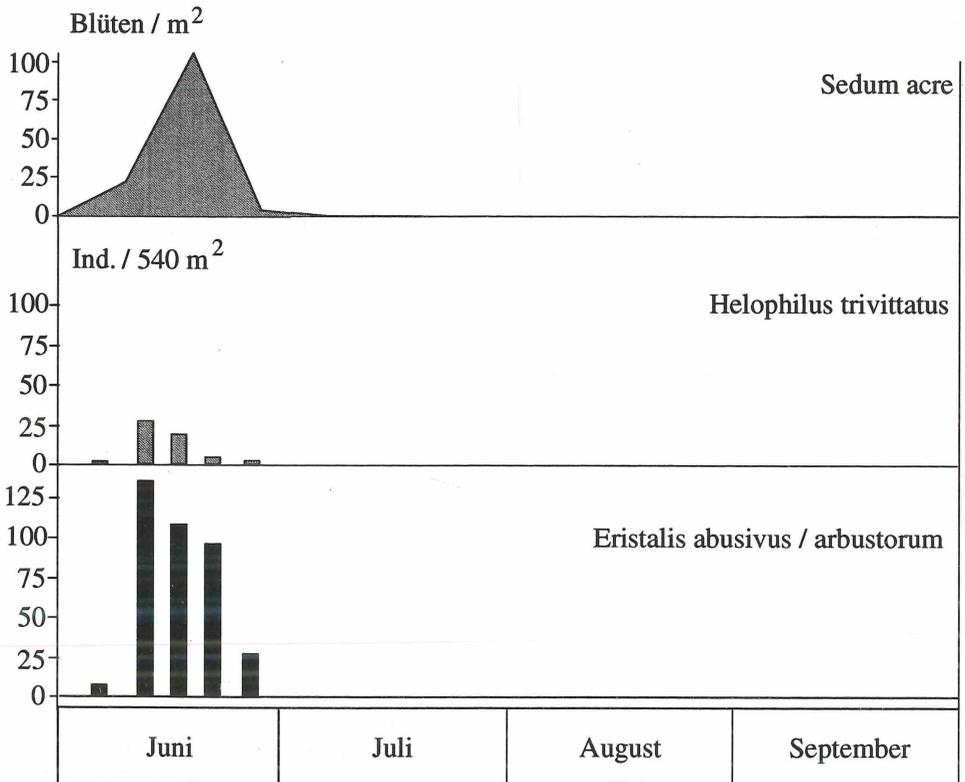


Abb. 10: Jahresphänologie der eudominanten Schwebfliegen-Arten an *Sedum acre* auf dem aufgespülten Sandfeld im Vergleich zur Blühphänologie der Pflanzenart (Individuen/Transektgang an den einzelnen Fangtagen)

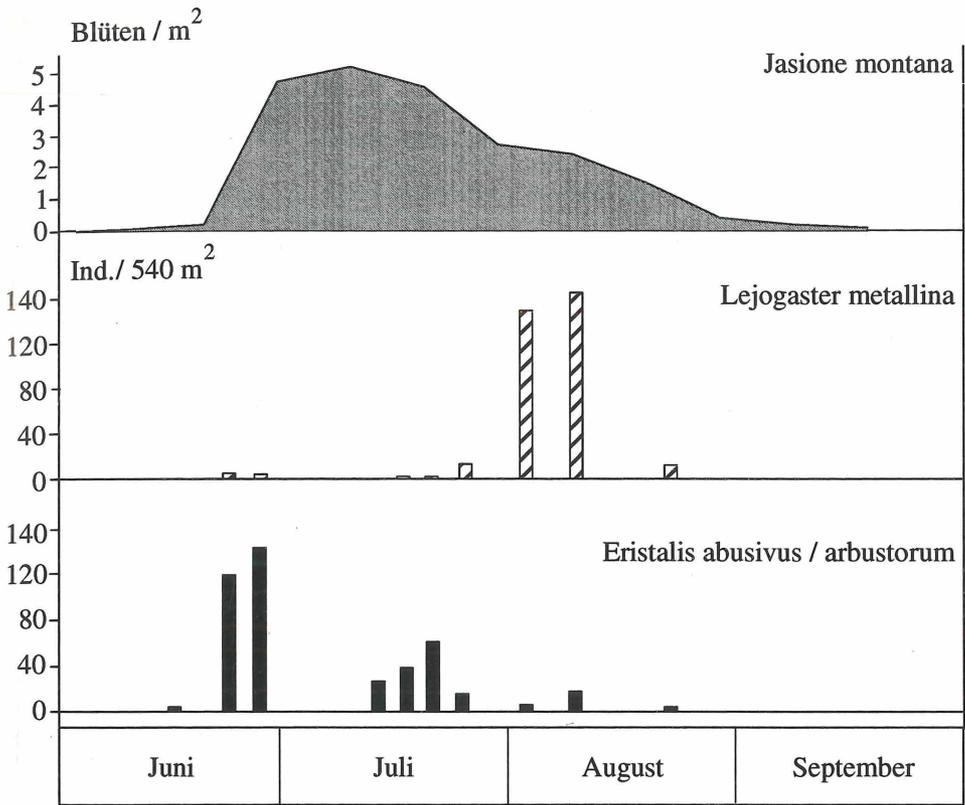


Abb. 11: Jahresphänologie der eudominanten Schwebfliegen-Arten an *Jasione montana* auf dem aufgespülten Sandfeld im Vergleich zur Blühphänologie der Pflanzenart (Individuen/Transektgang an den einzelnen Fangtagen)

Fall jedoch nicht gesprochen werden. Offenbar werden die beobachteten Schwebfliegen-Arten durch das massenhafte Blütenangebot von *Sedum acre* in besonderem Maße ange-lockt.

An *Jasione montana* (Abb. 11) zeigt sich ein jahreszeitlicher Wandel der Dominanz-positionen der eudominanten Besucher-Arten. *Eristalis abusivus/arbustorum* treten mit den höchsten Blütenbesuchsdichten Ende Juni auf, *Lejogaster metallina* erreicht Anfang August die maximale Häufigkeit an dieser Pflanzenart. Hier könnten Konkurrenzeffekte zur jahreszeitlichen „Aufteilung“ der Hauptnahrungsquelle unter den Schwebfliegen-Arten führen.

### 4.3. Ökologische Bindung der Apoidea an Trockenbiotope

#### 4.3.1. Aktivitätsdichte, Blütenbesuchsdichte

Im Untersuchungszeitraum sind in den Trockenbiotopen insgesamt 685 Individuen der Apoidea verteilt auf 40 Arten erfaßt worden. Die Artenzahl in der offengelassenen Kiesgrube liegt mit 35 um  $\frac{1}{3}$  höher als auf dem aufgespülten Sandfeld (26 Arten). In der

offengelassenen Kiesgrube konnten doppelt soviele Individuen festgestellt werden wie auf dem aufgespülten Sandfeld. Die Beobachtungsmethode ergab für beide Untersuchungsflächen höhere Arten- und Individuenzahlen als die automatische Fangmethode der Farbschalen.

Die *Bombus*- und *Psithyrus*-Arten (Hummeln und Schmarotzerhummeln) gehören zu den Apoidea mit hochentwickelter sozialer Lebensweise, welche im allgemeinen mit höheren Individuen- und Aktivitätsdichten auftreten als solche mit solitären Lebensformen. Dieses Phänomen wird auch an den Individuensummen deutlich.

*Bombus lucorum* und *Bombus lapidarius* sind die häufigsten Hummeln in den Trockenbiotopen der stillgelegten Kiesgruben. Diese Arten finden hier ganzjährig ein umfangreiches Blütenangebot vor, das die Nahrungsversorgung der individuenreichen Hummelstaaten gewährleistet. In der offengelassenen Kiesgrube tritt zudem *Bombus pascuorum* eudominant auf. Alle hypergäisch nistenden *Bombus*-Arten kommen ausschließlich dort vor.

Unter den übrigen Wildbienen erreichen einige Arten der Großgattung *Halictus/Lasioglossum* (Furchenbienen) relativ hohe Aktivitätsdichten. Insgesamt konnten 10 Furchenbienen-Arten nachgewiesen werden. HAESLER (1972) betont, daß im Vergleich verschiedener anthrogener Biotope der ökologische Verbreitungsschwerpunkt der Furchenbienen in stillgelegten Kiesgruben liegt. Diese typischen Besiedler trocken-warmer Lebensräume legen ihre Nester im Erdboden an. Da sie Sandflächen mit lückiger Vegetationsbedeckung benötigen, ist das Angebot an Nistmöglichkeiten für die Taxagruppe ein wesentlicher existenzbestimmender Faktor.

*Halictus tumulorum* ist die häufigste Art dieser Gruppe auf dem aufgespülten Sandfeld. Diese Art zeichnet sich durch soziale Lebensweise aus, d. h. es erfolgt eine Kastenbildung in Geschlechtstiere und Arbeiterinnen. Unter günstigen Lebensbedingungen kann sie daher in hohen Populationsdichten vorkommen. *Halictus tumulorum* nistet an vegetationsarmen Stellen meist horizontaler Flächen (WESTRICH 1989). HAESLER (1972) fand zahlreiche Nester dieser Art an sandigen Wegen, die einer direkten Sonneneinstrahlung ausgesetzt waren. Solcherart Nisthabitate finden sich auf dem aufgespülten Sandfeld in hoher Anzahl.

In der offengelassenen Kiesgrube erreicht *Lasioglossum morio* die höchsten Aktivitätsdichten unter den Furchenbienen. Übereinstimmend damit fand auch HAESLER (1972) diese Art besonders häufig in stillgelegten Kiesgruben. *Lasioglossum morio* gilt ebenfalls als sozial (KNERER 1968). Sie nistet gern in vegetationsarmen Böschungen (WESTRICH 1989) und findet dementsprechend in Trockenbiotopen mit einem hohem Anteil an Steilwänden günstige Existenzbedingungen vor. Erwähnenswert ist weiterhin das deutlich häufigere Auftreten von *Lasioglossum leucozonium* in der offengelassenen Kiesgrube.

Aus der Gattung *Andrena* (Sandbienen) wurden insgesamt 12 Arten festgestellt, wobei deutlich mehr Arten in der offengelassenen Kiesgrube vorkommen. Da ein umfangreiches Blütenangebot auf dem Sandfeld für diese Gruppe der typischen Frühjahrsflieger vorhanden war, sind die differierenden Artenzahlen in den unterschiedlichen Angeboten an Nisthabitaten zu sehen. Viele *Andrena*-Arten bevorzugen etwas nährstoffreichere Nistsubstrate z. B. humosen Sand mit mehr oder weniger dichter Vegetationsbedeckung, zahlreiche Arten nisten besonders häufig an Abbruchkanten und Wegböschungen. GEBHARDT & RÖHR (1987) beschreiben eine Bevorzugung benachbarter Bodenbereiche unterschiedlicher Oberflächenstruktur (Humusschicht, Deckungsgrad der Vegetation) durch jeweils andere *Andrena*-Arten. Die in der offengelassenen Kiesgrube vorhandenen Steilhänge weisen aufgrund der kleinräumig variierenden Bodenzusammensetzung und ihrer unterschiedlichen Expositionsrichtung eine hohe Nisthabitatvielfalt auf. Zudem finden sich hier ebene, vegetationsfreie Kiesflächen.

Tab.4: Individuensummen der Apoidea über den Gesamt-Fangzeitraum

AD: Aktivitätsdichte (Farbschalen), BB: Blütenbesuchsdichte (Beobachtung), Nisttyp: e: endogäisch, h: hypergäisch  
 Biotopbindung: W: Waldarten, O: Offenlandarten, E: eurytope Arten, nach HAESLER (1972) und WESTRICH (1989)

Artnamen	offeng. Kiesgrube		aufgesp. Sandfeld		Biotop- bindung	Nisttyp
	AD	BB	AD	BB		
<i>Hylaeus annularis</i>	3	1	1	2	O	h
<i>Hylaeus hyalinatus</i>	–	1	1	–	E	h
<i>Colletes fodiens</i>	–	2	1	–	O	e
<i>Colletes cunicularius</i>	–	1	–	–	O	e
<i>Halictus tumulorum</i>	1	6	6	16	E	e
<i>Lasioglossum morio</i>	9	15	–	5	O	e
<i>Lasioglossum leucozonium</i>	2	13	4	3	O	e
<i>Lasioglossum villosulum</i>	1	5	–	3	E	e
<i>Lasioglossum quadrinotatum</i>	1	4	–	–	O	e
<i>Lasioglossum punctatissimum</i>	–	3	–	1	O	e
<i>Lasioglossum alipes</i>	–	3	1	–	W	e
<i>Lasioglossum leucopus</i>	1	–	1	1	E	e
<i>Lasioglossum calceatum</i>	1	1	–	–	E	e
<i>Lasioglossum rufitarse</i>	–	–	–	1	W	e
<i>Sphecodes pellucidus</i>	–	–	–	2	O	e
<i>Andrena praecox</i>	–	–	–	17	O	e
<i>Andrena apicata</i>	–	–	–	13	W	e
<i>Andrena angustior</i>	7	–	–	–	W	e
<i>Andrena cineraria</i>	4	3	1	–	E	e
<i>Andrena haemorrhoa</i>	1	1	2	2	E	e
<i>Andrena bicolor</i>	–	2	–	–	W	e
<i>Andrena clarkella</i>	–	1	–	1	W	e
<i>Andrena subopaca</i>	–	2	–	–	W	e
<i>Andrena fucata</i>	1	–	–	–	W	e
<i>Andrena humilis</i>	1	–	–	–	O	e
<i>Andrena nigroaenea</i>	1	–	–	–	O	e
<i>Andrena nitida</i>	1	–	–	–	E	e
<i>Panurgus banksianus</i>	–	1	–	1	O	e
<i>Dasygaster hirtipes</i>	–	–	–	1	O	e
<i>Melitta haemorrhoidalis</i>	–	7	3	6	O	e
<i>Epeolus variegatus</i>	–	5	–	1	E	e
<hr/>						
<i>Bombus lucorum</i>	64	33	18	47	E	e
<i>Bombus lapidarius</i>	37	66	7	34	E	e,h
<i>Bombus pascuorum</i>	17	101	1	17	E	e,h
<i>Bombus terrestris</i>	3	5	1	3	O	e
<i>Bombus pratorum</i>	1	4	–	–	E	h
<i>Bombus hortorum</i>	2	2	–	–	E	e
<i>Bombus hypnorum</i>	1	–	–	–	W	h
<i>Psithyrus bohemicus</i>	2	12	–	–	E	e
<i>Psithyrus sylvestris</i>	–	1	–	–	E	h
<hr/>						
Individuensumme	161	300	48	176		
<hr/>						
Artenzahl		35		26		
<hr/>						

Besonders charakteristisch ist weiterhin das Vorkommen zahlreicher Apoidea mit enger Bindung an Sandboden als Nistsubstrat. Hierzu zählen die seltenen Arten *Colletes cunicularius* und *Colletes fodiens*. *Colletes cunicularius* besiedelt als Pionier bevorzugt neu entstandene, lockere Sandflächen (RIEMANN 1987, WESTRICH 1989). Auch *Dasypoda hirtipes* und *Panurgus banksianus* präferieren sandige Nistsubstrate. HAESELER (1976) fand größere Nest-Aggregationen von *Panurgus banksianus* im Sandboden auf Amrum, nachdem der strukturelle Wandel dieser Geest-Insel zu einer verminderten landwirtschaftlichen Nutzung führte. Im Binnenland Schleswig-Holsteins dagegen ist das Vorkommen dieser Art auf die wenigen Trockenbiotope wie Binnendünen, Heiden und Kiesgruben beschränkt, die sich einer menschlichen Nutzung weitgehend entziehen.

Wie aus der Tabelle 4 ersichtlich wird, gehören von den 40 nachgewiesenen Arten 35 dem endogäischen Nisttyp an. Das starke Übergewicht der endogäisch nistenden Arten verdeutlicht das günstige Nistplatzangebot der Trockenbiotope für diesen Lebensformtyp der Apoidea. Die xero- und thermophilen Erdnister sind meist Besiedler sandiger Bodentypen. Hypergäisch nistende Arten finden in der strauchreichen, offengelassenen Kiesgrube bessere Nistmöglichkeiten als auf dem Sandfeld. Hier bieten z. B. die mit *Rubus*-Beständen bewachsenen Steilhänge Nisthabitate für Stengel und Gebüschbewohner.

#### 4.3.2. Blütenbesuch der Apoidea

Ein weiterer Hauptfaktor für die Präsenz der Apoidea in einem bestimmten Biotoptyp ist neben dem ausreichenden Angebot an Nisthabitaten ein adäquates Blütennahrungsangebot. Soziale Wildbienen der Gattung *Bombus* bzw. die bei diesen als Kommensalen lebenden *Psithyrus*-Arten nutzen ein großes Pflanzenartenspektrum. Die langen Flugzeiten dieser Apoidea lassen keine enge Bindung an bestimmte Pflanzenarten zu. Daher soll hier nicht näher auf die Blütenpräferenzen der Hummel und Schmarotzerhummel-Arten eingegangen werden.

Solitäre Apoidea zeigen dagegen häufig ein stenanthes Blütenbesuchsverhalten. Je nach dem Bau der Mundwerkzeuge kommen nur bestimmte Pflanzenarten als Nahrungsspender in Frage. Die meisten Arten zeigen hinsichtlich des Pollensammelns hohe Stenanthiegrade (WESTRICH & SCHMIDT 1987), besuchen zur Aufnahme von Nektar jedoch mehrere Pflanzenarten.

#### Euryanthe Apoidea

*Halictus tumulorum* und *Lasioglossum morio* zeigen ein ausgesprochen euryanthes Blütenbesuchsverhalten (Tab. 5 u. 6). Die soziale Lebensweise und die damit im Zusammenhang stehenden langen Flugzeiten erfordern eine flexible Blütenauswahl. *Lasioglossum quadrinotatum* und *Lasioglossum punctatissimum* wurden an Pflanzen verschiedener Blütentypzugehörigkeit gefunden und können ebenfalls den euryanthen Arten zugerechnet werden (WESTRICH 1989).

*Andrena cineraria* tritt auf den Untersuchungsflächen univoltin auf und findet zur Zeit ihrer Hauptaktivität (April bis Juni) nur ein eingeschränktes Pflanzenartenspektrum vor. Die Weibchen dieser Art konnten an *Sedum acre* und an *Leontodon saxatilis* beobachtet werden. GEBHARDT & RÖHR (1987) stellten den Blütenbesuch der *Andrena cineraria*-Weibchen an *Taraxacum officinale* fest. Nach Beobachtungen dieser Autoren entfernen sich die Weibchen zwecks Pollensammelns höchstens 300 m von den Nistplätzen. Offenbar

ist das Pollenartenspektrum in erster Linie von dem im näheren Umkreis der Nester vorfindenen Blütenangebot abhängig.

*Andrena bicolor* wurde lediglich in der offengelassenen Kiesgrube nachgewiesen. Die erfaßten Exemplare dieser Art gehören der zweiten Generation (Flugzeit: Juni–August) an. Nach WESTRICH (1989) zeigen beide Generationen Polylektie. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurde *Andrena bicolor* an *Campanula rotundifolia* und an *Sedum acre* beobachtet.

### Euryanthe Apoidea mit Bevorzugung weniger Blütentypen

Den Nektar offen darbietende Scheiben- und Schalenblumen sind für die weniger spezialisierten Arten mit kurzen Mundwerkzeugen gut zugänglich. Derartige Pflanzen-

Tab. 5: Verteilung des Blütenbesuchs der Apoidea auf die Nahrungspflanzen in der offengelassenen Kiesgrube

Artname	Tar off: Taraxacum officinale Hie pil: Hieracium pilosella Leo sax: Leontodon saxatilis Sed acr: Sedum acre Sax gra: Saxifraga granulata ●: 1–5 Individuen										
	Tar off	Hie pil	Leo sax	Sed acr	Sax gra	Ger pra	Ger san	Cam rot	Thy pul	Sal sp.	
Lasioglossum morio	●	●		●	●	●	●		●♂		
Halictus tumulorum	●	●		●					●♂		
Lasioglossum quadrinotatum	●				●		●		●♂		
Lasioglossum punctatissimum	●							●	●♂		
Andrena cineraria			●	●							
Andrena bicolor				●				●			
Lasioglossum leucozonium		●	●								
Lasioglossum villosulum		●	●								
Lasioglossum calceatum			●								
Andrena subopaca	●										
Colletes cunicularius	●										
Panurgus banksianus			●								
Hylaeus annularis							●				
Hylaeus hyalinatus							●				
Lasioglossum albipes							●				
Melitta haemorrhoidalis						●♂		●			
Epeolus variegatus									●		
Colletes fodiens									●♂		
Andrena clarkella										●	
Andrena haemorrhhoa										●	
Individuensumme	7	13	8	6	4	4	7	7	14	2	
Artenzahl	6	4	5	4	2	2	5	3	6	2	

♂: ausschließlich Männchen

Tab. 6: Verteilung des Blütenbesuchs der Apoidea auf die Nahrungspflanzen des aufgespülten Sandfelds

*Hie pil*: Hieracium pilosella                      *Thy pul*: Thymus pulegioides  
*Cir arv*: Cirsium arvense                        *Aci arv*: Acinos arvensis  
*Sed acr*: Sedum acre                              *Mel alb*: Melilotus alba  
*Cam rot*: Campanula rotundifolia            *Sal sp.*: Salix sp.  
●: 1–5 Individuen    ●●: 5–10 Individuen    ●●●: 10–20 Individuen    ♂: ausschließlich Männchen

Artnamen	Hie pil	Cir arv	Sed acr	Cam rot	Thy pul	Aci arv	Mel alb	Sal sp.
Halictus tumulorum	●	●	●		●	●	●	
Lasioglossum morio	●			●		●		
Lasioglossum leucozonium	●	●♂						
Lasioglossum villosulum	●						●♂	
Panurgus banksianus	●							
Dasygaster hirtipes		●						
Melitta haemorrhoidalis				●				
Hylaeus annularis							●	
Lasioglossum punctatissimum							●♂	
Lasioglossum rufitarse							●♂	
Andrena praecox								●●
Andrena apicata								●
Andrena haemorrhoa								●
Andrena clarkella								●
Sphecodes pellucidus			●					
Individuensumme	8	2	3	7	2	3	7	34
Artenzahl	5	3	2	2	1	2	5	4

arten weisen hohe Besucherzahlen auf. In der offengelassenen Kiesgrube kommt *Geranium sanguineum* eine wichtige Nahrungsfunktion für Wildbienen zu. Die Maskenbienen *Hylaeus annularis* und *Hylaeus hyalinatus* konnten ausschließlich an dieser Pflanzenart beobachtet werden. Die *Hylaeus*-Arten zeigen unter den solitären Apoidea den einfachsten Bau der Mundwerkzeuge. Die breite, kurze Zunge dient diesen Arten lediglich zum Auflecken des Nektars. Auf dem aufgespülten Sandfeld besuchte *Hylaeus annularis* *Melilotus alba*, welcher aufgrund der geringen Kronröhrenlänge ebenfalls eine hohe Bedeutung für kurzrüsselige Apoidea besitzt.

### Stenanthe Apoidea an Asteraceae

Die dem Köpfchen- und Körbchentyp angehörenden Asteraceae stellen in den Trockenbiotopen der stillgelegten Kiesgruben einen hohen Anteil der Blütennahrung für die Besucher-Fauna zur Verfügung. Für solitäre Apoidea, die bevorzugt Korbblütler besuchen, sind *Taraxacum officinale*, *Hieracium pilosella* und *Leontodon saxatilis* die wichtigsten Nahrungspflanzen. Im Spätsommer kommt zusätzlich *Cirsium arvense* dazu. Typische

Besucher-Arten sind *Lasioglossum leucozonium* und *Lasioglossum villosulum*, deren Männchen sich beim Blütenbesuch nicht ausschließlich auf Korbblütler beschränken, sondern zusätzlich *Melilotus alba* und *Thymus pulegioides* zur Nektaraufnahme anfliegen.

Während über die Blütenbindung von *Lasioglossum villosulum* an Asteraceae übereinstimmende Angaben gemacht werden, wird *Lasioglossum leucozonium* als ökologisch anspruchslose Art mit breit gestreutem Blütenbesuchsspektrum bezeichnet (EBMER 1970, WESTRICH 1980, KLATT 1988). *Lasioglossum leucozonium* zählt zu den häufigsten solitären Apoidea der Untersuchungsflächen, was den Schluß einer „Anspruchslosigkeit“ nahe legt. Die Beobachtungen des Blütenbesuchs in den stillgelegten Kiesgruben zeigen aber eine starke Spezialisierung dieser Art auf das Blütenangebot der gelben Asteraceae.

Die an gelbe Asteraceae gebundene Art *Panurgus banksianus* wurde an *Hieracium pilosella* und *Leontodon saxatilis* beobachtet.

Als Besonderheit ist der Blütenbesuch eines *Colletes cunicularius*-Weibchens an *Taraxacum officinale* zu werten. Obwohl diese Pflanzenart in den Untersuchungsflächen nur relativ niedrige Blütendichten erreicht, kommt ihr eine nahrungsökologische Schlüsselfunktion während der Frühjahrsphase zu. Im Anschluß an die Blühphase der *Salix*-Arten stellt *Taraxacum officinale* im Mai eine der wichtigsten Nahrungspflanzen für solitäre Apoidea dar. Nach WESTRICH (1989) ist *Colletes cunicularius* streng oligolektisch auf *Salix*-Arten spezialisiert.

### Stenanthe Apoidea an einzelnen Pflanzengattungen

*Andrena apicata*, *Andrena clarkella* und *Andrena praecox* sind hinsichtlich ihrer Nahrungsversorgung an *Salix*-Arten gebunden (WESTRICH 1989). Dies hängt insbesondere mit der extrem frühen Flugzeit im Vorfrühling (ab Mitte März) zusammen, in der kaum ein anderes Blütenangebot zur Verfügung steht. Auf dem aufgespülten Sandfeld wurden an *Salix*-Blüten zum Teil auffällig hohe Blütenbesuchsdichten der solitären Apoidea (Gattung *Andrena*) protokolliert. Sogar bei Lufttemperaturen von 10° C (wolkenloser Himmel) wurden die *Salix*-Blüten von *Andrena praecox* und *Andrena apicata* mit unverminderter Aktivität besucht.

*Melitta haemorrhoidalis* wird als die wichtigste Bestäuber-Art an *Campanula*-Arten bezeichnet (WESTRICH & SCHMIDT 1987). Übereinstimmend damit konnte *Melitta haemorrhoidalis* fast ausschließlich an *Campanula rotundifolia* beobachtet werden. Nur die Männchen besuchten zusätzlich *Geranium pratense*. Die umfangreichen rosafarbenen „Pollenhöschchen“ der betrachteten Weibchen gaben schon während der Blütenbesuchsprotokolle einen Aufschluß über die Bedeutung des *Campanula*-Pollens für diese Art. Bei Pollenanalysen fanden WESTRICH & SCHMIDT (1987) ausschließlich Pollen dieser Pflanzengattung in den Pollenladungen von *Melitta haemorrhoidalis*-Weibchen. Sie bezeichnen diese Art deshalb als monolektisch. Als Nektarspender kommen noch andere, bevorzugt Pflanzenarten mit blau-violetten Blüten, hinzu.

*Colletes fodiens* und deren Parasit *Epeolus variegatus* kamen als Blütenbesucher nur an *Thymus pulegioides* vor. Obgleich für *Tanacetum vulgare* mehrere Blütenbesuchsprotokolle angefertigt wurden, konnte keine der beiden Arten dort beobachtet werden. WESTRICH (1989) gibt diese Pflanzenart als Hauptnahrungsquelle für *Colletes fodiens* an. Das gemeinsame Vorkommen von Wirts- und Parasiten-Art an der gleichen Nahrungspflanze ist dabei charakteristisch.

#### 4.4. Ökologische Bindung der tagaktiven Lepidoptera (Rhopalocera, HesperIIDae, Zygaenidae, Noctuidae) an Trockenbiotope

Es konnten insgesamt 15 Arten der tagaktiven Lepidoptera mit den Beobachtungsmethoden und den Farbschalen nachgewiesen werden. Die Gesamt-Individuenzahl betrug 204, von denen 96 Individuen auf die offengelassene Kiesgrube und 108 Individuen auf das aufgespülte Sandfeld entfallen. In der offengelassenen Kiesgrube wurden 14, auf dem aufgespülten Sandfeld 12 Arten erfaßt.

Tab. 7: Individuensummen der tagaktiven Lepidoptera aus Beobachtungsmethoden und Farbschalen  
BB: Blütenbesuchsdichte (Beobachtung) AD: Aktivitätsdichte (Farbschalen)

Artname	offengel. Kiesgrube		aufgesp. Sandfeld	
	BB	AD	BB	AD
<i>Pieris brassicae</i>	3	2	4	1
<i>Pieris rapae</i>	5	1	1	–
<i>Pieris napi</i>	3	–	1	–
<i>Cynthia cardui</i>	1	–	2	–
<i>Aglais urticae</i>	–	2	1	2
<i>Inachis io</i>	1	–	–	–
<i>Coenonympha pamphilus</i>	9	7	1	1
<i>Maniola jurtina</i>	–	–	9	2
<i>Polyommatus icarus</i>	25	1	38	–
<i>Lycaena phlaeas</i>	2	–	12	–
<i>Thymelicus sylvestris/lineolus</i>	14	–	2	1
<i>Ochlodes venatus</i>	1	–	–	–
<i>Zygaena filipendulae</i>	1	4	–	–
<i>Autographa gamma</i>	–	14	3	27
Individuensumme	65	31	74	34
Artenzahl	12	7	12	6

Tabelle 7 zeigt, daß die mit den Farbschalen erhaltenen Resultate stark von den mit den Beobachtungsmethoden gewonnenen Werten abweichen. Die Farbschalen wurden überwiegend von *Autographa gamma* befliegen, die jedoch nur selten beim Blütenbesuch beobachtet werden konnte. Die Gammaeule aus der Familie der Noctuidae ist sowohl tag- als auch nachtaktiv.

*Polyommatus icarus*, der Hauhechelbläuling, ist in beiden Trockenbiotopen eudominant vertreten. Diese Art bewohnt trockene, blütenreiche Ruderalstellen (HEYDEMANN & MÜLLER-KARCH 1980) und gehört in Schleswig-Holstein zu den häufigen Arten der Lycaenidae (Bläulinge). Raupenfutterpflanzen sind verschiedene *Trifolium*-Arten sowie *Lotus corniculatus*, welche auf den Untersuchungsflächen mit hohen Deckungsgraden nachgewiesen wurde.

*Lycaena phlaeas* kommt als weitere Bläulings-Art auf den Untersuchungsflächen vor. Besonders auf dem Sandfeld ist der Kleine Feuerfalter recht häufig. HEYDEMANN & MÜLLER-KARCH (1980) geben als Vorzugsbiotop trockene Sandflächen und blütenreiche Binnendünen an. Insofern erfüllt das aufgespülte Sandfeld die Habitatpräferenzen dieser Art. Zudem finden die Raupen mit dem zahlreich vorkommenden *Rumex acetosella* ein reichhaltiges Nahrungsangebot vor. Die Imagines sind euryanth (Abb. 13).

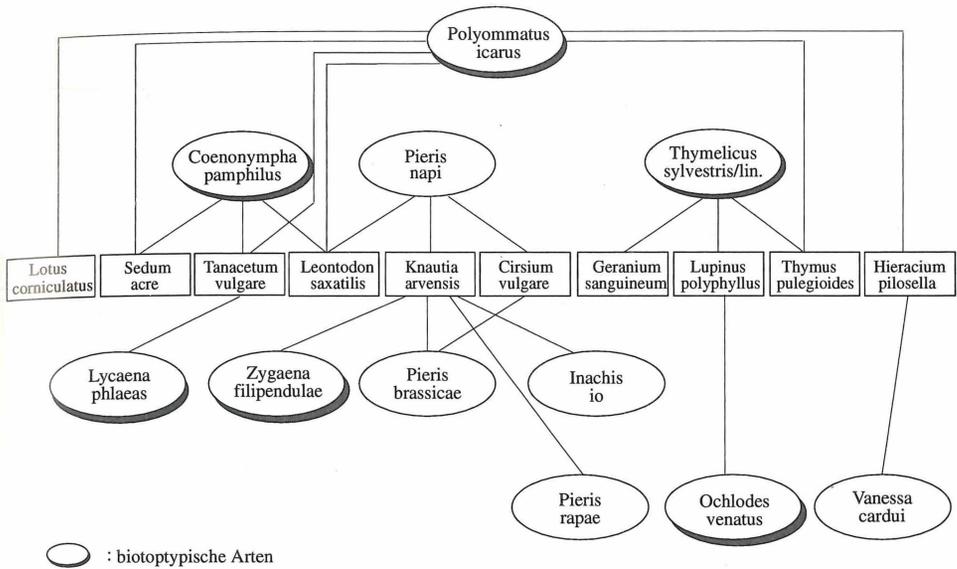


Abb. 12: Nahrungs-Vernetzungsbeziehungen der tagaktiven Lepidoptera (Imagines) in der offengelassenen Kiesgrube

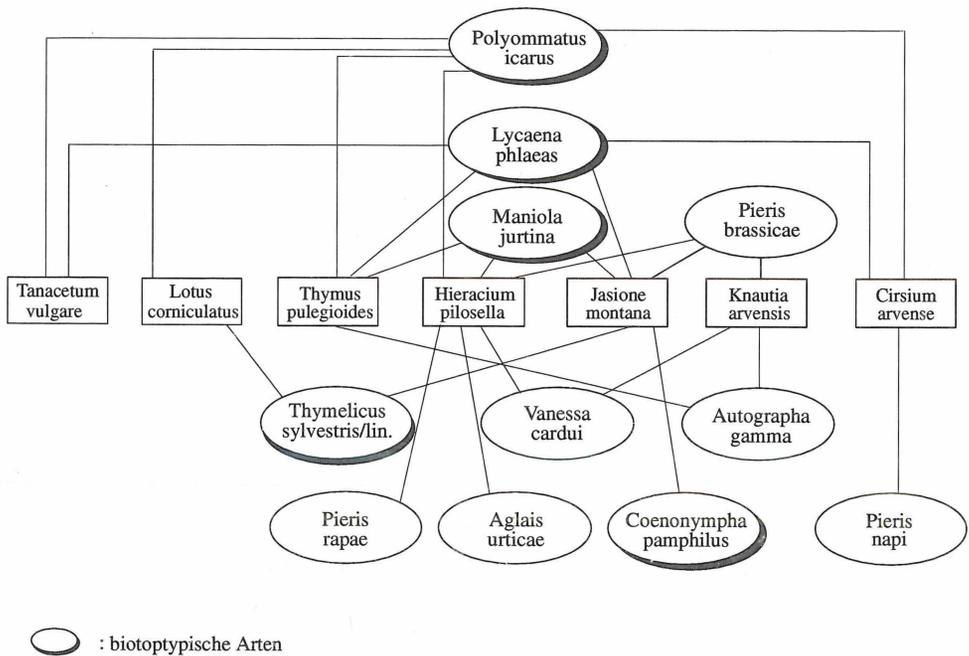


Abb. 13: Nahrungs-Vernetzungsbeziehungen der tagaktiven Lepidoptera (Imagines) auf dem aufgespülten Sandfeld

*Thymelicus sylvestris* und *Thymelicus lineolus* aus der Familie der Hesperidae (Dickkopffalter) wurden bei der Beobachtung nicht unterschieden und daher als Artengruppe behandelt. Der ökologische Verbreitungsschwerpunkt dieser Artengruppe liegt in der offengelassenen Kiesgrube mit Nachbarbiotop Laubwald. Sie bewohnen gebüschreichere Trockenbiotope und offene Flächen in Waldrandnähe (BLAB & KUDRNA 1982). Beim Blütenbesuch bevorzugen beide Dickkopffalter-Arten blau-violette Blüten wie z.B. von *Geranium sanguineum* und *Thymus pulegioides* (Abb. 12). Auch die Dickkopffalter-Art *Ochloides venatus* kann den stark wärmeliebenden Waldrandbewohnern zugeordnet werden (BLAB & KUDRNA 1982). Sie wurde in der offengelassenen Kiesgrube an der im Randbereich wachsenden *Lupinus polyphyllus* beobachtet.

*Zygaena filipendulae* aus der Familie der Zygaenidae (Widderchen) kommt nach BLAB & KUDRNA (1982) – wie die nachgewiesenen Dickkopffalter-Arten – schwerpunktmäßig in gehölzreicheren Trockenbiotopen vor, dementsprechend wurde die Art nur in der offengelassenen Kiesgrube beobachtet. Die Raupen des Gemeinen Blutströpfchens benötigen *Lotus corniculatus* als Futterpflanze, *Knautia arvensis* ist die Hauptnahrungsquelle der Imagines (SMOLIS & GERKEN 1987). *Zygaena filipendulae* stellt offenbar hochspezifische ökologische Ansprüche, die sich aus den Einzelpräferenzen der verschiedenen Entwicklungsstadien zusammensetzen (STEFFNY et al. 1984).

Die *Pieris*-Arten, *Aglais urticae*, *Inachis io*, *Cynthia cardui* und *Autographa gamma* sind Ubiquisten bzw. Wanderfalter (die beiden letzteren) und wahrscheinlich nicht als indigen in den Untersuchungsflächen anzusehen (BLAB & KUDRNA 1982, HEYDEMANN & MÜLLER-KARCH 1980).

Somit können gut die Hälfte (8 Arten) der beim Blütenbesuch festgestellten, tagaktiven Lepidoptera als Charakterarten dieses Biotoptyps bezeichnet werden, deren Biotoptypbindung vor allem nahrungsökologisch und ökoklimatisch bedingt ist.

## 5. Diskussion

### **Biotoptübergreifende Bedeutung des Blütenangebots sekundärer Trockenbiotope**

Die biotoptübergreifende Bedeutung des Blütenangebotes zeigt sich besonders deutlich bei den Syrphidae. Der Individuenanteil der Hospites übersteigt den der Indigenen um ein Vielfaches.

Die hohe Dominanz des aquatisch-saprophagen Ernährungstyps (74 %) auf dem aufgespülten Sandfeld resultiert z. B. offensichtlich aus dem Gewässerreichtum der Nachbarbiotope. Besonders eutrophe, schlammreiche Kleingewässer werden bevorzugt besiedelt. Auch ein hoher Individuenanteil an aphidophagen Arten stammt aus den angrenzenden Lebensräumen.

GROSSER & SCHUBERT (1987) halten den umfangreichen Biotopwechsel der Syrphidae in Agrarlandschaften für vorwiegend anthropogen bedingt. Intensiv bewirtschaftete Äcker bieten den Larvalstadien aphidophager Schwebfliegenarten zeitweise sehr günstige Lebensmöglichkeiten. Mit Blattläusen besetzte Getreidekulturen werden z. B. umgehend besiedelt (BASTIAN 1986). Da ein adäquates Blütennahrungsangebot für die Imagines fehlt, weichen diese auf angrenzende Biotoptypen aus.

Die hohe Konzentration der Imagines in blütenreichen Trockenbiotopen sind also ein Abbild für das Defizit an Blütennahrung im gesamten Landschaftsraum. Sie bieten gewissermaßen wichtige „Serviceleistungen“ zur Erhaltung der blütenbesuchenden Entomofauna der Nachbarbiotope.

## Sekundäre Trockenbiotope als Lebensraum für stenotope Arten

Die ökologische Bedeutung der sekundären Trockenbiotope für Stenotope wird für die Apoidea von HAESELER (1972), PREUSS (1980) und WESTRICH (1989) herausgestellt.

Diese Arten, die in Schleswig-Holstein zumeist an der Nordgrenze ihres Verbreitungsareals vorkommen, weisen eine enge Bindung an den Faktor „Wärme“ auf. Kiesgruben stellen Wärmeinseln dar, da sie aufgrund ihrer Grubenform und der geringen Wasserkapazität des sandigen Bodens ein extrem trocken-warmes Mikroklima aufweisen. So sind die Existenzbedingungen für thermophile Arten in offengelassenen Kiesgruben günstiger als auf windexponierten, aufgespülten Sandfeldern. Insbesondere bei hohen Windgeschwindigkeiten ist die Blütenbesuchsaktivität dort stark reduziert, wodurch die Überlebenschance der Blütenbesucher sinkt.

Die Apoidea des endogäischen Nisttyps profitieren am meisten von dem sekundären Lebensraumangebot in stillgelegten Kiesgruben (HEYDEMANN & MÜLLER-KARCH 1980, WESTRICH 1989). 85 % der nachgewiesenen Arten gehören diesem Lebensformtyp an. Einige Arten wie *Dasygaster hirtipes* oder *Panurgus banksianus* stellen spezifische Ansprüche an die Bodenart. WESSERLING & TSCHARNTKE (im Druck) konnten durch Freilandexperimente zeigen, daß der Deckungsgrad der Vegetation und die Existenz von verschiedenen exponierten Abbruchkanten weitere Parameter sind, die die Besiedlung durch endogäische Wildbienen wesentlich bestimmen. Die Nisthabitatvielfalt in stillgelegten Kiesgruben ist vor allem durch die Steilwände erhöht. Dementsprechend wurden in der offengelassenen Kiesgrube  $\frac{1}{3}$  mehr Arten und doppelt so viele Individuen nachgewiesen als auf dem aufgespülten Sandfeld. Auch HAESELER (1972) beschreibt die optimalen Existenzbedingungen für endogäische Apoidea in stillgelegten Kiesgruben, die sich vor allem in einer erhöhten Individuendichte der *Halictus*- und *Lasioglossum*-Arten ausdrücken.

Die Spezialisierung der blütenbesuchenden Insekten auf Pollen bestimmter Pflanzenarten, welche vorwiegend in Trockenbiotopen auftreten, kann eine enge Biotopbindung bedingen. In den untersuchten Biotoptypen zeichnen sich die *Salix spp.* durch einen hohen Arten- und Individuenanteil an Nahrungsspezialisten aus. Der überwiegende Teil der stenotopen Apoidea nutzt aber ein breites Nahrungsspektrum. Etwa 25 % der nachgewiesenen Arten sind oligolektisch, während für die gesamte Bundesrepublik Deutschland 30 % als Nahrungsspezialisten gelten (WESTRICH 1989). HAESELER (1972) fand bei einem Vergleich der Blütennahrungsspektren stenanthrer Apoidea in verschiedenen Regionen Europas eine nach Norden hin abnehmende Stenanthie. Dieses Phänomen wird auf eine Abnahme der Koinzidenz zwischen Tier- und Pflanzenart zurückgeführt. Unter Berücksichtigung dieser Erkenntnisse ist der Anteil an Nahrungsspezialisten in den untersuchten Biotoptypen noch vergleichsweise hoch.

Die meisten Charakterarten der Trockenbiotope aus der Taxagruppe der Apoidea zeichnen sich durch eine hohe Ortstreue aus. Der einmal bewohnte Biotop wird aufgrund einer geringen Ausbreitungspotenz über Jahrzehnte als Wohnstätte beibehalten. Neue Lebensräume werden nur bei hohen Populationsdichten besiedelt, da sich dann das Ressourcenangebot verringert (WESTRICH 1989). Die Ortstreue nimmt aber bei abnehmender Populationsdichte zu. Deshalb kann die Beseitigung einer stillgelegten Kiesgrube das Erlöschen etlicher Restpopulationen zur Folge haben. Zudem erfolgt eine Neubesiedlung von Biotopen nur dann, wenn diese in direkter Nachbarschaft zu schon besiedelten Gebieten liegen, denn die Flugdistanzen der meisten Arten betragen weniger als einen Kilometer. Trennende, andersartige Biotoptypen ohne adäquates Blütenangebot stellen häufig unüberwindbare Barrieren dar. Inwieweit die differierenden Lebensgemeinschaften der untersuchten Trockenbiotope durch die Besiedlungsgeschichte

bestimmt sind, läßt sich nicht näher analysieren. Die geringere Artenzahl und Individuendichte auf dem aufgespülten Sandfeld kann zusätzlich durch die stärkere Isolation bedingt sein.

### Ökologische Bedeutung von sekundären Trockenbiotopen

Nährstoffarme Trockenbiotope wie Sandtrockenrasen und Sandheiden sind stark gefährdete Biotoptypen unseres Landschaftsraumes (DIERSSEN 1983, HEYDEMANN & MÜLLER-KARCH 1980). Das Vorkommen dieser Lebensräume beschränkt sich auf fragmentarisch verteilte Kleinbiotope, welche die Minimalraumansprüche vieler Arten nicht erfüllen.

Ein bedeutender Anteil der sekundären Trockenbiotope liegt in stillgelegten Kiesgruben. Bisher ist jedoch nur in wenigen die Folgenutzung „Naturschutz“ realisiert worden. In Bayern sind z. B. 3 % der Kies- und Sandgruben als „Ökoflächen“, 4 % als „Naturschutzseen“ ausgewiesen. Für geplante Vorhaben sollen 5 % bzw. 7 % bereitgestellt werden (BAYER. INDUSTRIEVERBAND STEINE UND ERDEN 1982). Im Gegensatz dazu empfehlen Sachverständige 20–70 % dieser Flächen vorrangig für den Naturschutz zu sichern (HEYDEMANN 1981a, PLACHTER 1991).

Während die Primärbiotope an unregulierten Flußläufen fast vollständig zerstört sind, können die Sekundärbiotope in stillgelegten Kiesgruben diese aber weitestgehend ersetzen (z. B. HAESLER 1972, HEYDEMANN 1981b, PLACHTER 1983). Hier bietet sich deshalb die Chance, die fortschreitende Lebensraumzerstörung durch Unterschuttung von Abbauflächen zu kompensieren.

Bleibt nach dem Abbau die Grubenform erhalten, bietet diese günstige Voraussetzungen für die Entwicklung einer vielfältigen Lebensgemeinschaft. Die Wiederherstellung des ursprünglichen Zustands – Auffüllung und Bedeckung mit Humusboden – ist aus Naturschutzgesichtspunkten nicht zu empfehlen. Vielmehr bietet der Rohboden aus nährstoffarmem Sand und Kies seltenen Pionierbesiedlern neuen Lebensraum. Da die Sukzession nur sehr langsam fortschreitet, bleibt der offene Lebensraum mit lückiger Vegetationsstruktur jahrzehntelang erhalten.

## 6. Zusammenfassung

Von Anfang April bis Anfang Oktober 1988 wurden Untersuchungen über die Bindung blütenbesuchender Insekten an Trockenbiotope in stillgelegten Kiesgruben durchgeführt. Die Untersuchungsbiotope waren eine nach der Abgrabung offengelassene Kiesgrube und ein feinsandiges, aufgespültes Sandfeld. Durch Blütendichtezählungen wurde das Blütenangebot der entomophilen Pflanzenarten abgeschätzt. Zur Erfassung der Syrphidae, Apoidea und tagaktiven Lepidoptera dienten Farbschalen und zwei verschiedene Beobachtungsmethoden.

Der überwiegende Teil der nachgewiesenen Syrphidae besitzt keine spezifische Biotopbindung und nutzt ein breites Nahrungsspektrum. *Rhingia campestris* zeigt unter den häufigen Arten die höchste Blütenspezifität. Sie präferiert blau-violette, tiefe Blütentypen.

Die Apoidea, insbesondere die solitären Vertreter, weisen eine enge Bindung an die Trockenbiotope auf, was auf ihre speziellen Nisthabitatansprüche, bestimmte Blütenpräferenzen und einen allgemein geringen Aktionsradius zurückzuführen ist. Der hohe Anteil der erdnistenden Arten (85 %) verdeutlicht das günstige Nistplatzangebot der

stillgelegten Kiesgruben für diese ökologische Gruppe. Die Mehrzahl der nachgewiesenen Lepidoptera-Arten sind ebenfalls Charakterarten der Trockenbiotope. Ihr Vorkommen ist im wesentlichen nahrungsökologisch und ökoklimatisch bedingt.

## 7. Summary

The dependence of insects (Syrphidae, Apoidea and Lepidoptera) on the supply and composition of flowers in dry biotops was investigated from April to October 1988. The studied biotopes were a closed down gravel pit and a washed up fine sand field. The density of flowering entomophilous plants was estimated. Coloured bowls and two different observation methods were used to record Syrphidae, Apoidea and dayactive Lepidoptera.

No attraction to specific biotops was found for the majority of the Syrphidae. Most of them used a lot of different flowers. Only *Rhingia campestris* seems to be closely adapted to blue-violet, deep blossom types.

The Apoidea, particularly the solitary species, showed a strong dependence on dry biotopes which is caused by their special requirements for the nest habitates, flower preferences and a generally low mobility. Several species of the Lepidoptera were characteristic for dry biotopes.

Anschrift der Verfasserin:  
Ulrike Hanssen  
Forschungsstelle f. Ökosystemforschung und Ökotechnik  
Universität  
Olshausenstraße 40  
24098 Kiel



# Die Sukzession der Arthropodafauna brachliegender, ehemaliger Sandäcker als Folge von Flächenstilllegungen

Von Andreas Klinge

## 1. Einleitung

Im Zuge der landwirtschaftlichen Tätigkeit des Menschen wurden stets Flächen für kürzere oder längere Zeit aus der Nutzung genommen. Diese Brachen (Natur-, Struktur- oder Spekulationsbrachen) (JEDICKE 1989) machen heute 2,3 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche aus. Nach den EG-Beschlüssen von 1988 zur Mengenreduzierung bei pflanzlichen Überschußprodukten und zur Entlastung des EG-Haushalts wird Brachland eine zunehmende Bedeutung erlangen (SCHOLL & ZUNDEL 1993).

Wenn auch ökonomische Gründe oft entscheidend für die Flächenstilllegung sind, so wird den Brachen dennoch im allgemeinen eine positive Wirkung auf den Naturhaushalt zugesprochen; als Rückzugsgebiete weisen sie häufig eine große Artenvielfalt auf (REICHHOLF 1973). Oft sind es Äcker auf sogenannten „Grenzertragsböden“, die aus der Nutzung entlassen werden. Handelt es sich dabei um trockene, magere Standorte, so sind sie potentiell geeignet für eine Entwicklung zu Trocken- oder Magerrasen.

Folgende Fragen standen im Vordergrund der Untersuchung:

- Wie setzt sich die Fauna verschiedener Alterstadien von Brachen zusammen ?
- Welche Bedeutung haben die verschiedenen Brachestadien für die jeweilige Tiergruppe ?
- Lassen sich Aussagen über den Verlauf der faunistischen Sukzession machen ?
- Entwickelt sich eine charakteristische Trockenrasenzönose ?
- Welche Bedeutung haben Sandackerbrachen unter Naturschutzgesichtspunkten ?

## 2. Untersuchungsgebiet

Innerhalb Schleswig-Holsteins bietet sich zur Untersuchung von Trockenstandorten besonders der Kreis-Herzogtum-Lauenburg an, wo nährstoffarme Sanderflächen in Verbindung mit einem subkontinentalen Klima gute Voraussetzungen für das Entstehen von Trockenbiotopen schaffen.

Den geologischen Untergrund für alle drei Untersuchungsstandorte bilden vorwiegend basen- und kalkarme Sande. Charakteristisch ist ein schwaches Bindungsvermögen für Nährstoffe, eine geringe Feldkapazität und eine hohe Wasserdurchlässigkeit, hinzu kommt eine große Grundwasserferne, so daß diese Böden zu Dürreschäden neigen.

Genauere Angaben über die Untersuchungsflächen sind Tab.1 zu entnehmen.

Die Vegetation der Brache im 2. Jahr kann nach ELLENBERG (1974) als Klassen-Gruppe „Krautige Vegetation oft gestörter Plätze“ zusammengefaßt werden. Vorherrschend waren der Gemeine Windhalm (*Apera spica-venti*) und das Kanadische Berufkraut (*Comyza canadensis*). Unter den sechs charakteristischen Sandtrockenrasenarten war nur das Sandvergißmeinnicht (*Myosotis stricta*) häufiger, Hasenklée (*Trifolium arvense*), Vogel-

Tab. 1: Die standörtlichen Verhältnisse der Untersuchungsflächen

Untersuchungsflächen	2jährige Brache bei Langenlesten	4jährige Brache bei Lehmrade	20jährige Brache bei Fitzen
Stilllegung	1988/89	1986/87	1969/70
Größe	ca. 8 ha	ca. 3 ha	ca. 63 ha
letzte Anbaufrucht	Sommergerste	Deutsches Weidelgras	$\frac{2}{3}$ Roggen und Gerste, $\frac{1}{3}$ Hackfrüchte
Störungen	–	Schafbeweidung 1987/88	kleinfl. Schafbeweidung Modellflugplatz auf NO-Teil
Biotoptyp	Brachland	Brachland	Sandtrockenrasen
Bodenwassergehalt (% des Frischgewichts, Jahresmittel)	9,05	10,3	11,35
Vegetationsstruktur	lichte Vegetation	lichte und dichte Bereiche	dicht, Deckung meist 100%

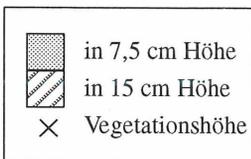
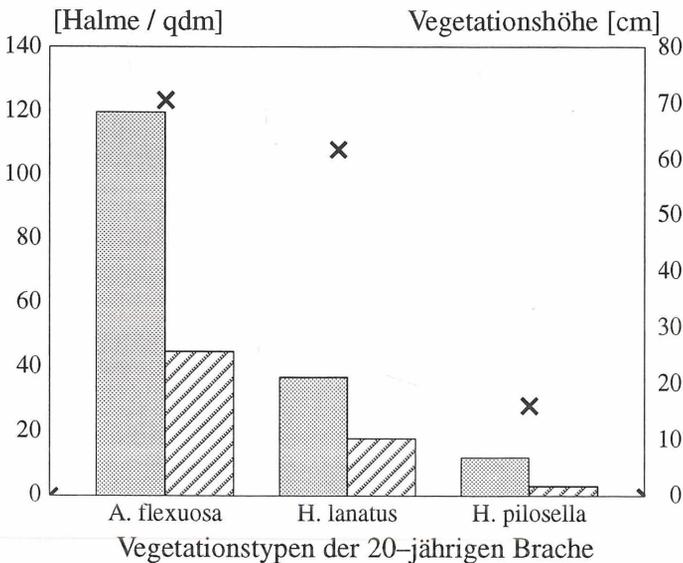


Abb. 1: Vegetationsdichte und -höhe der drei Vegetationseinheiten in der 20jährigen Brache

fuß (*Ornithopus perpusillus*), Zwerg-Filzkraut (*Filago minima*), Silbergras (*Corynephorus canescens*) und Bergsandglöckchen (*Jasione montana*) dagegen nur selten zu finden.

Auf der Brache im 4. Jahr dominiert das Deutsche Weidelgras (*Lolium perenne*) neben der Gemeinen Quecke (*Agropyron repens*) große Teile des Bestands. Außerdem dringt vom Rand her das Tüpfel-Johanniskraut (*Hypericum perforatum*) stark in die Fläche ein. Von den zehn erfaßten Sandtrockenrasenarten war wiederum nur das Sandvergißmeinnicht häufiger zu finden.

Die Pflanzengesellschaft der 20jährigen Brache entspricht einer „Kleinschmielen-Flur“ (Thero-Airion, DIERSSEN 1988). Es kommen einige für Schleswig-Holstein bemerkenswerte Raritäten wie Sandstrohlume (*Helichrysum arenarium*), Heidegünsel (*Ajuga genevensis*) und Geflecktes Ferkelkraut (*Hypochoeris maculata*) vor. Diese Brache zeichnet sich zudem durch eine mosaikartige Vegetationsstruktur aus, wobei drei typische Vegetationseinheiten unterschieden werden (Abb. 1):

- *Avenella flexuosa*-dominierte Bereiche (Av): Ihre Vegetation ist am dichtesten, höchsten und artenärmsten.
- *Holcus lanatus*-dominierte Bereiche (Ho): Sie sind am artenreichsten und nehmen bezüglich der Dichte und Höhe des Bestandes eine mittlere Stellung ein.
- *Hieracium pilosella*-dominierte Bereiche (Hi): Hier ist die Vegetation am niedrigsten und lichteisten.

### 3. Methoden

Auf der 2- und der 4-jährigen Brache wurden jeweils drei Bodenfallen und drei Bodenphotoelektoren eingesetzt. Auf der 20-jährigen Brache waren es von jedem Fallentyp neun: jeweils drei in den drei beschriebenen Vegetationstypen, um so der Heterogenität dieser Brache Rechnung zu tragen. Bodenfallen und Bodenphotoelektoren kamen vom 17.5.-15.10.1990 zum Einsatz. Als Standort dieser Fallen wurde jeweils die Mitte der Fläche gewählt, um so eventuelle Randeffekte zu vermeiden. Gewechselt wurde in 14-tägigem Rhythmus am Anfang und in der Mitte des Monats.

Soden zur Bestückung von Laborphotoelektoren wurden am 1. 6., 2. 7., 3. 8., 4. 9. und 2. 10. 1990 gestochen. Pro Untersuchungsfläche und Termin wurden 8 Soden à  $\frac{1}{16}$  m entnommen, die mit einem Stechrahmen durchschnittlich 5cm tief ausgestanzt wurden.

Die Vegetation der Flächen wurde nach ROTHMALER (1988) qualitativ erfaßt und der Bestand einer Art nach Deckungsgraden von 1-5 eingeschätzt.

Als Anhaltspunkt für die Vegetationsstruktur wurde die Halmdichte in 15 cm und in 7,5 cm Höhe ermittelt. Am 7./9. 7., 20. 7., 16./17. 8. und am 16. 9. 1990 wurden jeweils Serien von 5-8 Schwarzweißbildern pro Fläche angefertigt, wobei zu jedem Foto die dazugehörige Vegetationshöhe gemessen wurde.

Zur Bestimmung des Bodenwassergehalts wurden an acht Terminen jeweils drei Parallelproben pro Fläche aus den oberen 10 cm des Bodens entnommen.

### 4. Ergebnisse

#### 4.1. Carabidae

##### 4.1.1. Aktivitätsdichte

Insgesamt wurden mit Barberfallen 7285 Carabiden aus 52 Arten gefangen.

Tab. 2: Aktivitätsdichten der Carabidae aus je 3 Bodenfallen je Standort im Zeitraum 17. 5.–15. 10. 1990  
 RL = Rote Liste: Zahlen von 1-4 entsprechen den Gefährdungskategorien der ROTEN LISTE der in Schleswig-Holstein gefährdeten Käfer (ZIEGLER & SUKAT im Druck), X: BUNDESARTENSCHUTZVERORDNUNG

	SUKZESSIONSSTADIUM			RL
	2jähr. Brache	4jähr. Brache	20jähr. Brache	
I				
Amara bifrons	460	28	0,7	
Harpalus rufipes	193	63	7,7	
Calathus erratus	95	3	20,7	
Bradycellus harpalinus	93	17	2,7	
Harpalus rubripes	53	9	33,3	
Calathus melanocephalus	50	9	14,7	
Syntomus foveatus	42	19	4,3	
Amara aenea	39	29	9,3	
Notiophilus aquaticus	28	8	6,7	
Trechus quadristriatus	27	14	2,7	
Harpalus affinis	13	9	4,3	
Clivinia fossor	7	1	0,7	
Poecilus versicolor	383	681	18,7	
Calathus fuscipes	354	545	310,3	
Poecilus lepidus	76	358	50,3	
Pterostichus melanarius	24	62	60	
Amara plebeja	15	53	14	
Harpalus tardus	39	48	44	
Amara tibialis	6	8	0,3	
Harpalus rufipalpis	2	7	5,3	
Pterostichus vernalis	1	6	4	
Carabus cancellatus	2	91	111,3	3
Pterostichus niger	3	1	45,3	
Syntomus truncatellus	3	3	7,3	
II				
Amara consularis	57	3		
Brosicus cephalotes	17	1		X/4
Amara aulica	13	2		
Amara fulva	8	1		
Amara eyrinota	4	1		3
Amara apricaria	1	1		
III				
Carabus violaceus		35	4,3	X/4
Carabus nemoralis		3	1,7	X/4
IV				
Bembidion lampros	80		5,3	
Amara spreta	19		0,3	
Calathus ambiguus	17		0,3	3
Amara communis	9		0,3	
Amara familiaris	3		0,3	
Amara similata	1		0,7	
Synuchus vivalis	1		3,3	
V				
Amara municipalis	4			2
Harpalus calceatus	3			2
Harpalus signaticornis	2			
Agonum mülleri	1			1
Carabus hortensis	1			X/4
Harpalus smaragdinus	1			3
Poecilus punctulatus		7		1
Microlestes minutulus		3		3
Amara curta		1		3
Amara lunicollis			171,7	
Badister bullatus			0,7	
Cychrus caraboides			0,3	X/4
Harpalus luteicornis			0,3	1
Summe	2250	2130	968,3	
Arten	43	35	37	

Die Tabelle ist in 5 Blöcke gegliedert.

Block I enthält die Arten, die konstant auf allen drei Brachestadien vorkamen. Diese 24 machen 46 % des Gesamtartenbestandes aus, 56 % des Bestandes der jungen Brache, 69 % der mittleren und 65 % der alten Brache. Ferner umfaßt dieser Block nahezu alle sub- bis eudominanten Arten aller drei Flächen. Innerhalb dieses Blockes sind die Arten nach ihrem Verteilungsschwerpunkt zusammengefaßt (gepunktete Kästen).

Auf der 2jährigen Brache erreichen 12 Arten die höchsten Aktivitäts-Abundanzen. Auffällig ist, daß es sich zum großen Teil um Arten handelt, die zumindest als potentiell phytophag eingestuft werden. Die Arten der Gattung *Amara* gelten als Samenverzehrer (GERSDORF 1937). So wurde *A. bifrons* an Getreideähren beobachtet (LINDROTH 1945). *Amara plebeja* konnte auf der Untersuchungsfläche mehrfach in den Blütenständen von *Apera spica-venti* beobachtet werden. Auch die *Harpalus* und *Calathus*-Arten nehmen zum Teil pflanzliche Kost zu sich (LINDROTH 1945, HEYDEMANN 1953). Die *Bradycellus*-Arten fressen zwar auch Eier und Puppen von Dipterenlarven, ziehen ihnen aber pflanzliche Kost vor (DOBSON 1961 in TISCHLER 1965). Die Arten *Amara bifrons*, *Harpalus rufipes*, *Calathus erratus*, *Bradycellus harpalinus*, *Harpalus rubripes* und *Calathus melanocephalus* haben auf der jüngsten Brache ihr größtes Vorkommen. *Amara bifrons* war dort eudominant, auf den anderen Brachflächen nur rezedent bis subrezedent. Die Art ist ein Beleg für den Übergangscharakter des Untersuchungsgebietes zu Osteuropa, nur dort ist sie häufig in Ackerbiotopen (HEYDEMANN 1986). TIETZE 1973 gibt für diese Art als Verbreitungsschwerpunkt Lebensräume wie Halbtrockenrasen an (Äcker, Kiefernwälder, Heideflächen mit entsprechend spärlicher, lockerer und niedriger Vegetation). Die Arten *Calathus erratus* und *Syntomus foveatus* gehören zu der typischen Artenkombination von Ackerbiotopen des trocken-sandigen Typs, *Calathus melanocephalus* zu der auf den Äckern mit ansandigen Böden mit höherem Humusgehalt (HEYDEMANN 1986).

Auf der 4jährigen Brache haben 9 Arten ihren Verteilungsschwerpunkt, davon sind *Poecilus versicolor*, *Calathus fuscipes* und *Poecilus lepidus* eudominant, *Pterostichus melanarius*, *Amara plebeja* und *Harpalus tardus* subdominant. *Poecilus versicolor* und *Harpalus tardus* zählen zu der typischen Artenkombination der Äcker auf ansandigem Boden.

Auf der 20jährigen Brache haben 3 Arten ihren Verteilungsschwerpunkt. *Carabus cancellatus*, nach TISCHLER (1965) ein typischer Feldcarabide, ist eudominant. *Pterostichus niger* (subdominant) gilt als Waldtier (LINDROTH 1945, THIELE 1964), kann in Schleswig-Holstein aber auch auf Feldern auftreten (HEYDEMANN 1953). *Syntomus truncatellus* hat nach TIETZE (1973) seinen Verbreitungsschwerpunkt in Trockenrasen und Silbergrasrasen.

In Block II sind alle die Arten zusammengefaßt, die nur auf den beiden jungen Brachen vorkommen, wobei sie bis auf *Amara apricaria* in der 2jährigen Brache durchweg höhere Aktivitätsdichten erreichen als auf der 4jährigen. *Amara consularis* ist die einzig häufigere Art und ist auf der jüngsten Brache subdominant. Sie wird mit *Amara apricaria*, *Amara fulva* und *Broscus cephalotes* als typisch für die trocken-sandigen Äcker angegeben (HEYDEMANN 1953). Es handelt sich hier um eine Gruppe von Laufkäfern, die mit zunehmend dichter werdender Vegetation im Laufe der Sukzession keine geeigneten Lebensbedingungen mehr finden. So kommt *Broscus cephalotes* in größerer Zahl nur auf der jüngsten Brache vor, auf der noch genügend unbewachsener Boden vorhanden ist, der ihm das Graben von Röhren für die Eiablage ermöglicht (TISCHLER 1965). *Broscus* ist auf dieser Fläche der einzige häufigere Großcarabide, zwei *Carabus*-Arten treten noch mit 1 bzw. 2 Individuen auf.

Block III umfaßt zwei Arten, die nur auf der mittleren und der alten Brache auftraten. Mit *Carabus violaceus* und *Carabus nemoralis* handelt es sich um sehr große Arten. Beide gelten als Waldarten (LINDROTH 1945, THIELE 1964) und müssen daher zumin-

dest in der 4-jährigen Brache als biotopfremd eingestuft werden. Sie sind hier wahrscheinlich aus den angrenzenden Wäldern des Hellbachtals eingewandert. Auf der 20jährigen Brache könnten sie auch als Anzeichen dafür gewertet werden, daß die Fläche vor dem Eintritt in die Bebuschungs- oder Waldphase steht.

Block IV beinhaltet Arten, die nur auf der 2- und der 20jährigen Brachfläche vorkamen. *Bembidion lampros* ist die einzige häufigere Art und auf der jungen Brache subdominant. Bis auf *Synuchus vivalis* sind alle Arten in der jungen Brache häufiger als auf der alten.

Block V vereinigt drei Gruppen von Arten, die jeweils nur in einer der drei Brachflächen vorkamen. Diejenigen der jungen Brache haben zahlenmäßig keine Bedeutung. Bemerkenswert ist aber das Vorkommen von *Amara municipalis*. Nach LOHSE & ZIEGLER (1985) ist das einzige bekannte Vorkommen dieser Art in Schleswig-Holstein eine Brachfläche im Ortsbereich Büchen, nachdem eine Fundstelle dieser Art bei Göttin bei Straßenarbeiten zerstört wurde. Lindroth (1945) gibt für diese Art in Europa eine vorwiegend östliche Verbreitung an. Ihr Vorzugsbiotop weist mehr oder weniger trockenen, gern sandigen Kiesboden auf, mit spärlicher, oft nur fleckenweise ausgebildeter Vegetation.

Unter den Arten der 4jährigen Brache ist das Auftreten von *Poecilus punctulatus* erwähnenswert. Diese Art ist ebenfalls überwiegend in Osteuropa verbreitet. Sie lebt vorwiegend auf Sandboden, in Mecklenburg sogar auf bindigen Böden der Kulturbiotope wie Acker oder Brachfelder und ist stets an trockenen, sonnenexponierten Stellen zu finden (LINDROTH 1945). Wegen ihrer Häufigkeit ist *Amara lunicollis* die auffälligste Art in diesem Block. Sie kommt ausschließlich auf der 20jährigen Brache vor und ist hier eudominant. Sie ist ein typischer Bewohner aller mesophilen Grünlandlebensräume (TIETZE 1973).

Insgesamt ist mit zunehmendem Alter der Brachestadien ein Artenschwund von 18,6 % (4jährige Brache) und 14 % (20jährige Brache) zu verzeichnen, obwohl auf der letzteren Fläche mit 9 statt drei Fallen gearbeitet wurde. Die Aktivitätsindividuen-dichte nimmt über 5,3 % (4jährige Brache) um 57 % auf der alten Brache noch drastischer ab (jeweils bezogen auf eine Falle pro Untersuchungszeitraum).

#### 4.1.2. Dominanzstrukturen

Das Aktivitäts-Dominanzspektrum der drei Brachen ist aus den Abbildungen 2a-c ersichtlich. In den Abbildungen sind die häufigsten Laufkäferarten der jeweiligen Gemeinschaft dargestellt. In der 2jährigen Brache stellen die drei Arten *Amara bifrons*, *Poecilus versicolor* und *Calathus fuscipes* über die Hälfte des Gesamtbestandes (53,2 %). In der 4jährigen Brache machen die beiden Arten *Poecilus versicolor* und *Calathus fuscipes* 57,6 % des Individuenbestandes aus, zusammen mit *Poecilus lepidus* sind es bereits 74,4 %. In der 20jährigen Brache beinhalten *Calathus fuscipes*, *Amara lunicollis* und *Carabus cancellatus* zusammen 61,3 % des Gesamtindividuenbestandes.

#### 4.1.3. Ökologische Typen

Die Zusammensetzung der Laufkäfergemeinschaften in den drei Brachen bezüglich Feuchtepräferenz und Überwinterungstyp erfolgt aufgrund von folgenden Autoren : LINDROTH (1945,1949), HEYDEMANN (1953), TIETZE (1973) und BARNDT (1983).

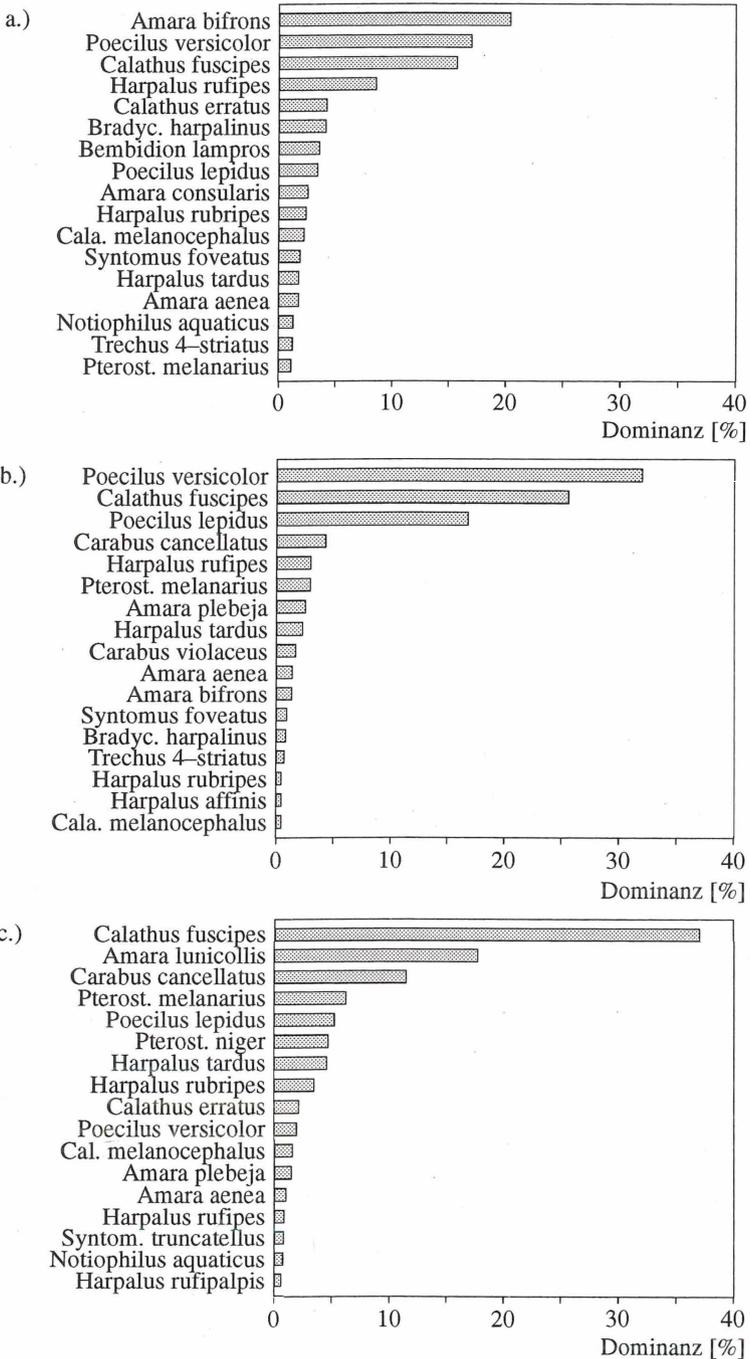


Abb. 2: Aktivitäts-Dominanzspektren der Carabidae auf der 2jährigen (a), der 4jährigen (b) und der 20jährigen (c) Brache

## Feuchtepräferenz

Für die Analyse der Feuchtepräferenztypen wurden die xerophil/xerobionten zusammen mit den schwächer xerophilen, die mesophilen sowie die hygrophilen und Waldarten jeweils zu einer Gruppe zusammengefaßt, so daß in Tabelle 3 drei Gruppen unterschieden werden. Auf allen drei Untersuchungsflächen machen die im weiteren Sinne xerophilen und die mesophilen Arten zusammen mit über 90% den größten Anteil des Artenbestandes aus. Die xerophilen i.w.S. nehmen zwar absolut gesehen ab, ihr relativer Anteil aber steigt auf der 4jährigen und der 20jährigen Brache leicht an. Dagegen ist in der Gruppe der mesophilen Arten mit zunehmendem Alter der Untersuchungsflächen ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen. Insgesamt aber haben sie auf allen drei Brachestadien den größten Anteil am Gesamtartenbestand.

Tab. 3: Verteilung der Carabidae-Arten (Bodenfallen, 17. 5.–15. 10. 1990) unter dem Aspekt ihrer Feuchtepräferenz, Einteilung nach BARNDT (1983):

x = xerobiont/xerophil, (X) = schwächer xerophil, m = mesophil, h = hygrophil, (hW) = überwiegend in feuchten Wäldern

	SUKZESSIONSSTADIUM					
	2jährige Brache		4jährige Brache		20jährige Brache	
	Anteil in [%]	Arten	Anteil in [%]	Arten	Anteil in [%]	Arten
x/(x)	44,2	19	45,7	16	45,9	16
m	53,5	23	51,4	18	46,0	18
h/(hW)	2,3	1	2,9	1	8,1	3
Summe	100	43	100	35	100	37

Die Gruppe der hygrophilen Laufkäfer ist auf den beiden jungen Brachestadien mit nur jeweils einer Art (*Pterostichus vernalis*) vertreten. Auf der 20jährigen Brache kommen noch *Cychnus caraboides* und *Badister bullatus* dazu, so daß es hier in diese Gruppe zu dem Anstieg des Anteils am Artenbestand kommt. Bei diesen Arten kann es sich einerseits um Irrgäste handeln, andererseits könnten sie aber auch wegen des sicherlich feuchteren Mikroklimas (größere Bodenfeuchte, größere Dichte und Dekung der Vegetation) bereits bessere Lebensbedingungen finden. Untersuchungen im Stadtbereich Berlins ergaben nach GOSPODAR (1981), daß vor allem das Verhältnis von xerophilen zu mesophilen Arten den Sukzessionsstand einer Ruderalfläche wiederspiegeln. „In Pionierphasen überwiegen demnach in allen Stadtzonen mesophile Arten, da sie weniger spezifisch in ihren ökologischen Ansprüchen sind. Im Laufe der weiteren Entwicklung zu ausdauernden Gras- und Staudenfluren nimmt dann der Anteil der xerophilen Arten zu. Mit Aufkommen der Gehölze geht nach GOSPODAR (1981) in Biotopen am Stadtrand der Anteil xerophiler Arten wieder zurück und Waldarten treten verstärkt auf“. Diese Tendenz zeigte sich auch in der vorliegende Untersuchung: Überwiegen der mesophilen Arten in der Pionierphase (2jährige Brache), Zunahme der xerophilen Arten in den fortgeschrittenen Sukzessionsstadien (vor allem auf der 4jährigen Brache). Da der Anteil der xerophilen auf der 20jährigen Brache zu stagnieren scheint (im Vergleich zur 4jährigen), andererseits hygrophile und Waldarten verstärkt auftreten, könnte die Laufkäfersynusie dieser Fläche nach der obigen Interpretation im Umbruch zu einer Waldgesellschaft sein. Dies stimmt auch mit dem botanischen Befund überein, daß hier schon eine Reihe von Gehölzen in Buschgröße auftreten.

## Überwinterungstypen

Nach LARSSON (1939) und LINDROTH (1945) werden die Laufkäfer in 4 Gruppen von Überwinterungstypen eingeteilt:

- Larvalüberwinterer (oder Herbsttiere), die sich zwischen Sommer und Spätherbst fortpflanzen und in dieser Zeit hauptsächlich aktiv sind. Sie werden noch in Arten mit und solche ohne Frühjahrsbestand unterteilt.
- Imaginalüberwinterer (auch Frühjahrsarten genannt), deren Fortpflanzungs- und damit auch Hauptaktivitätszeit im Frühjahr liegt. Unter ihnen gibt es Arten mit und solche ohne Herbstbestand.

Der Arten-Anteil der Larvalüberwinterer ohne Frühjahrsbestand nimmt mit fortschreitender Sukzession ab (Tab.4), sowohl relativ als auch absolut. Dies kann im Zusammenhang mit den sich verändernden mikroklimatischen Verhältnissen gesehen werden:

Im Zusammenhang mit der dichteren Vegetation ist auf der ältesten Fläche das ausgeglichene Ökoklima zu vermuten, so daß hier die Larven der Frühjahrstiere bessere Lebensbedingungen vorfinden. Das Larvenstadium stellt das empfindlichste Entwicklungsstadium der Carabidae dar (THIELE 1964). Insbesondere Trockenheit tritt im Sommer in Biotopen mit sandigen Böden, wie den hier untersuchten, sehr leicht auf, also genau in der Phase, in der die Imaginalüberwinterer ihre Larvalzeit durchlaufen. Eine Dürrephase, wie sie Anfang August im Untersuchungsgebiet herrschte, wirkt wahrscheinlich dezimierend auf die Larven der Frühjahrstiere. Nach GOSPODAR (1981) haben Ruderalbiotope als vergleichsweise trockene Standorte immer einen hohen Anteil an Larvalüberwinterern, der im Verlauf der Sukzession sogar noch ansteigt. Letzteres kann mit dieser Untersuchung nicht bestätigt werden. Hier sank der Anteil der Larvalüberwinterer auf den älteren Sukzessionsstadien, was aber auch an den großen Alterssprüngen der Brachflächen liegen kann. So wurden die frühen Phasen, in denen ein Anstieg zu verzeichnen gewesen wäre, möglicherweise übersprungen. Daß Larvalüberwinterer einen hohen Anteil am Artenbestand auf trockenen Standorten haben zeigt

Tab. 4: Verteilung der Überwinterungstypen auf die drei Brachestadien (Bodenfallen, 17.5.–15.10.1990)

L = Larvalüberwinterer, (L) = Larvalüberwinterer mit Frühjahrsbestand, I = Imaginalüberwinterer, (I) = Imaginalüberwinterer mit Herbstbestand

		SUKZESSIONSSTADIUM					
		2jährige Brache		4jährige Brache		20jährige Brache	
		Arten	Anteil in [%]	Arten	Anteil in [%]	Arten	Anteil in [%]
Larvalüberwinterer	L	12	27,9	8	22,9	4	10,8
	(L)	10	23,3	9	25,6	11	29,7
Summe		22	51,2	17	48,5	15	40,5
Imaginalüberwinterer	I	19	44,2	17	48,6	21	56,8
	(I)	1	2,3	1	2,9	1	2,7
Summe		20	46,5	18	51,5	22	59,5
Unbek. Überwinterungstyp		1	2,3				
Summe		43	100	35	100	37	100

sich besonders deutlich auf der jüngsten Brache. Hier machten sie über die Hälfte des Artenbestandes aus, von den Individuen stellten sie über  $\frac{2}{3}$ , wie die Tabelle 5 zeigt. Auch CZECH (1992) fand für Larvalüberwinterer einen Artenanteil von 47 % und einen Individuenanteil von 83,5 % in einer Trockenheide auf Sylt.

Nicht nur Trockenstandorte, sondern auch milde Winter fördern Larvalüberwinterer (BARNDT 1976). Da der Winter 1989/1990 im Untersuchungsgebiet sehr milde war, ist vielleicht auch darin eine Ursache für den hohen Individuenbestand an Larvalüberwinterern zu sehen.

Tab. 5: Verteilung der Laufkäferindividuen auf die Überwinterungstypen und die drei Brachestadien (Bodenfallen 17. 5.–15. 10. 1990)

L = Larvalüberwinterer, (L) = Larvalüberwinterer mit Frühjahrsbestand, I = Imaginalüberwinterer, (I) = Imaginalüberwinterer mit Herbstbestand, U = ungeklärte Überwinterungsverhältnisse.

	SUKZESSIONSSTADIUM					
	2jährige Brache		4jährige Brache		20jährige Brache	
	Individuen	Anteil in [%]	Individuen	Anteil in [%]	Individuen	Anteil in [%]
L/(L)	1528	67,80	1150	54,1	1590	54,73
I/(I)	721	32,08	980	45,9	1315	45,24
U	1	00,09				
Summe	2250	99,97	2130	100	2905	99,97

#### 4.1.4. Sexualindex

Für einige Laufkäfer, die in allen Brachen häufig ( $>/= 50$  Individuen) vorkamen (aus Bodenfallen) und solchen, die typisch für jeweils ein Brachestadium waren, wurde das Verhältnis von Männchen zu Weibchen (Sexualindex) berechnet. Zwischen diesem und dem ökologischen Optimum einer Art besteht nach HEYDEMANN (1953) und MÜLLER (1968,1970) ein Zusammenhang. Danach erreichen die Weibchen in Biotopen, die dem Optimum der Art entsprechen, höhere Aktivitätsdichten als die Männchen. Entfernt sich der Biotop z. B. durch sukzessionsbedingte Veränderung von diesem Optimum, reagieren die Weibchen zuerst darauf - mit Abwanderung. Sie gelten als ökologisch sensibler (HEYDEMANN 1962). Die Sexualindices der auf den drei Brachen vorkommenden Carabidaearten enthält Tabelle 6.

Die Arten *Calathus fuscipes*, *Poecilus lepidus* und *Calathus melanocephalus* (Block I) weisen auf allen drei Brachestadien einen Sexualindex um oder deutlich unter 1 auf, so daß für diese Gruppe offenbar überall gute Bedingungen vorhanden waren. Block II enthält 2 Ackerarten, die nur für die jüngsten Brache typisch waren. Nicht nur, daß diese Arten nur auf dieser Fläche größere Häufigkeiten erlangten, sondern auch ihre Weibchenüberschuß zeigt, daß für sie dieses Brachestadium ein Vorzugsbiotop darstellte. Die beiden Arten des Blockes III haben ihren Individuenschwerpunkt auf der mittleren Brache. Gleichzeitig treten sie hier im Weibchenüberschuß auf. Für *Poecilus versicolor* konnte BRAUNE (1974) allerdings eine anlockende Wirkung des Formalins nachweisen. SKUHRAVY (1970) stellte bei mehreren Laufkäferarten eine anlockende Wirkung des Formalins besonders auf die Weibchen fest.

Block IV enthält die für die 20-jährige Brache charakteristischen Arten. Bei den Arten *Carabus cancellatus* und *Pterostichus niger* spricht sowohl ihre nur hier erreichte Häufigkeit

Tab. 6: Sexualindex ausgewählter Laufkäfer aus Bodenfallen (17. 5.–15. 10. 1990) auf den drei Brachestadien

IZ = Individuenzahl, SI = Sexualindex, w = nur Weibchen

		SUKZESSIONSSTADIUM					
		2jährige Brache		4jährige Brache		20jährige Brache	
		IZ	SI	IZ	SI	IZ	SI
I	<i>Calathus fuscipes</i>	354	0,59	545	0,90	931	0,94
	<i>Poecilus lepidus</i>	76	1,05	358	0,97	151	0,61
II	<i>Amara bifrons</i>	460	0,76	28	1,80	2	1,0
	<i>Amara consularis</i>	57	0,54	3	2,00	0	
III	<i>Poecilus versicolor</i>	383	1,28	681	0,85	56	1,15
	<i>Amara plebeja</i>	15	2,00	53	1,04	42	1,33
IV	<i>Carabus cancellatus</i>	2	1,0	91	1,17	334	0,90
	<i>Pterostichus niger</i>	3	w	1	w	136	0,72
	<i>Amara lunicollis</i>	0		0		515	2,39

als auch der deutliche Weibchenüberschuß für optimale Lebensbedingungen. Dagegen scheint diese Brache für *Amara lunicollis* nicht mehr, oder noch nicht den Vorzugsbiotop darzustellen. Obwohl eudominant und nur hier auftretend, waren bei ihr die Männchen in der Überzahl. Der Grund für einen Männchenüberschuß kann zum einen – aufgrund verschlechterter Lebensbedingungen - in der Abwanderung der Weibchen liegen, oder es handelt sich um eine Neubesiedlungsphase, in der mehr Männchen gefangen werden (GRUTTKE 1989).

#### 4.1.5 Größenklassen

HEYDEMANN (1953) hat für Laufkäfer 5 Größenklassen unterschieden:

- Klasse 1: < 3 mm
- Klasse 2: 3,5 – 6 mm
- Klasse 3: 6 – 10 mm
- Klasse 4: 10 – 18 mm
- Klasse 5: 18 – 40 mm

Diese Einteilung wurde in der vorliegenden Arbeit übernommen. Als Ausgangswert für die jeweilige Größe dienten die Mittelwerte der Größenangaben bei FREUDE (et al. 1976).

Eine Untersuchung der Größenverhältnisse basiert auf der Annahme, daß in jungen Sukzessionsstadien mit Pioniercharakter zunächst mehr kleinere Arten vorkommen. Die Größeren können die Flächen erst mit fortschreitender Sukzession besiedeln, einmal weil sie tendenziell flügellos oder flugunfähig sind und zum anderen, weil für sie noch keine ausreichende Nahrungsgrundlage vorhanden ist. Auf einer 2jährigen Brache bei Göttingen beispielsweise fand STRÜVE-KRUSENBERG (1980) 43 Arten, von denen 75 % die Größe von 10 mm nicht überschritten. In einer Untersuchung auf einer Brachefläche mit unterschiedlich gepflegten Parzellen fanden HANDKE & SCHREIBER (1985) in einer Brandparzelle 79,5 % der Individuen kleiner oder gleich 12 mm, auf einer ungestörten Sukzessionsparzelle 34,8 % der Individuen über 20 mm.

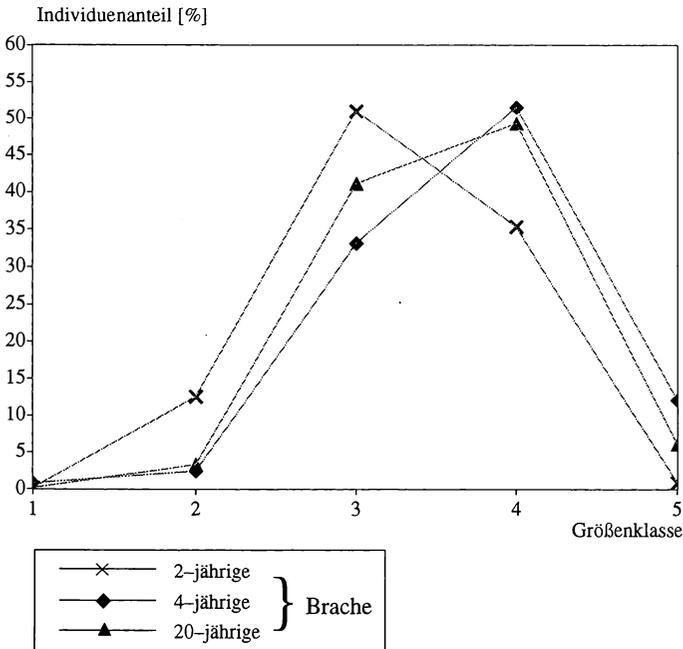


Abb. 3: Aktivitätsdominanz der Carabidae je Größenklasse auf den Brachestadien

Betrachtet man die Aktivitätsdominanz je Größenklasse (Abb. 3), zeigt sich eine deutliche Verschiebung der Individuenhäufigkeit in Richtung der Klassen 4 und 5 mit zunehmendem Alter der jeweiligen Brache. So liegt auf der 2jährigen Brache die größte Aktivitätsdichte in der Klasse 3 (6–10 mm). Das ist darauf zurückzuführen, daß 2 Vertreter dieser Klasse (*Amara bifrons*, *Poecilus versicolor*) eudominant waren. Zur Klasse 4 (10–18 mm) hin fällt die Aktivitätsdominanz deutlich ab, erreicht aber wegen der Eudominanz von *Calathus fuscipes* den zweitgrößten Wert.

Genau umgekehrt sind die Verhältnisse auf den beiden älteren Brachestadien. Dort liegen die Aktivitätsdominanz-Maxima zu Lasten der Klassen 2 und 3 ein Größenklassenstufe höher. Klasse 3 erreicht jeweils nur noch die zweitgrößten Werte. Im Vergleich zu der jüngsten Brache (0,81 %) kommt es außerdem in der Gruppe der größten Laufkäfer zu einem deutlichen Anstieg der Dominanz bis auf über 10 % auf der 20jährigen Brache (6,1% auf der 4jährigen). Das ist insbesondere auf *Carabus cancellatus* zurückzuführen, der auf der mittleren Brache subdominant und auf der ältesten Brache eudominant war. Diese Art wird von HEYDEMANN (1983) mit einem Verbreitungsschwerpunkt auf Wintergetreidefeldern mit bindigen Böden angegeben. HINGST (1991) ermittelte einen Schwerpunkt vorkommen auf den Rändern sandiger Felder mit biologischer Bewirtschaftungsweise.

Allgemein ist es charakteristisch für sandige Felder, daß hier Klasse 5 wegen mangelndem Nahrungsangebot nur wenig vertreten ist (HEYDEMANN 1953), während die Masse der Carabidae der Klasse 4 angehört. Nach HEYDEMANN (1964) ist ein erhöhter Anteil großer Laufkäferarten ein Anzeichen für alte und stabile Lebensräume.

## 4.2. Araneae

Mit Bodenphotoektoren ließen sich 74 Spinnenarten aus 10 Familien mit 918 Individuen nachweisen. Drei Arten konnten nur bis zur Gattung bestimmt werden (*Hyposinga*, *Pocadicnemis* und *Tibellus*). Bei den beiden letzteren handelt es sich aber wahrscheinlich um *Pocadicnemis juncea* und *Tibellus oblongus*, die beide im Untersuchungsgebiet auftraten.

### 4.2.1. Besiedlungsdominanz

Tab. 7: Besiedlungsdominanz der Araneae auf den drei Brachen aus Bodenphotoektoren (17. 5.–15. 10. 1990)

ÖP = Ökologische Präferenz, eu = euryhygr, h = hygrophil, (h) = hemihygrophil, t = thermophil, (W) = vorwiegend/ auch in Wäldern, x = xerophil, (x) = schwächer xerophil

Individuenanteil in	SUKZESSIONSSTADIUM			ÖP
	2jährige Brache %	4jährige Brache %	20jährige Brache %	
I a) <i>Oedothorax fuscus</i>	17,50	1,13		
<i>Pelecopis paralella</i>	11,4	7,17	7,24	(x)
<i>Araeoncus humilis</i>	9,00	6,4	22,0	eu
<i>Oedothorax apicatus</i>	8,50			
<i>Pardosa agrestis</i>	4,70	0,75	0,90	x
<i>Erigone dentipalpis</i>	3,90	1,89		eu
<i>Pardosa monticola</i>	1,90	0,38	0,90	x
<i>Bathyphantes gracilis</i>	1,42	0,38		eu
<i>Microlinyphia pusilla</i>	1,40	0,75	0,45	eu
<i>Oedothorax retusus</i>	1,40			
<i>Pardosa palustris</i>	1,40	16,98	2,04	eu
<i>Pachygnatha degeeri</i>	4,70	16,60	14,48	eu
<i>Erigone atra</i>	9,50	10,57	3,39	(h)
<i>Meioneta rurestris</i>	0,47	5,28	2,71	
<i>Haplodrassus signifer</i>		3,02	0,45	x
<i>Trochosa ruricola</i>	0,47	1,13	0,45	(h)
<i>Xysticus kochi</i>		1,13	0,45	x
<i>Zelotes pusillus</i>		1,13	0,45	
<i>Trochosa terricola</i>		1,13	5,20	(h)
<i>Typhochrestus digitatus</i>	0,47	2,64	4,98	x
<i>Centromerita concinna</i>	0,47	0,38	4,1	
<i>Zelotes latreillei</i>			3,17	(x)
<i>Tiso vagans</i>	0,95		2,04	(h)
<i>Centromerita bicolor</i>	0,95		1,6	eu
<i>Mioxena blanda</i>			1,58	
<i>Zelotes electus</i>			1,51	x
<i>Tapinocyba praecox</i>			1,38	x
<i>Pardosa pullata</i>	0,47	0,75	1,13	(h)
<i>Gongyliidium latebricola</i>	0,47		0,90	(x)
<i>Meioneta beata</i>		0,75	0,90	
<i>Lepthyphantes mengei</i>			0,68	h(W)
<i>Metopobactrus prominulus</i>			0,68	
<i>Pocadicnemis juncea</i>			0,68	

I b)	<i>Xysticus cristatus</i>	0,47	0,38	0,45	x
	<i>Micaria pulicaria</i>	0,95	0,75		eu
	<i>Alopecosa accentuata</i>	0,47	0,75		x
	<i>Xysticus erraticus</i>	0,47		0,45	x,t
	<i>Lepthyphantes tenuis</i>	0,47		0,23	(x)
	<i>Stemonyphantes lineatus</i>	0,47			eu
	<i>Zelotes pedestris</i>		0,38		x
	<i>Neriere montana</i>			0,45	
	<i>Pocadicnemis spec.</i>			0,45	
	<i>Walckenaeria atrotibialis</i>			0,45	
	<i>Alopecosa cuneata</i>			0,23	
	<i>Alopecosa pulverulenta</i>			0,23	eu
	<i>Centromerus sylvaticus</i>			0,23	eu
	<i>Cnephalocotes obscurus</i>			0,23	eu
	<i>Xerolycosa nemoralis</i>			0,23	x
<hr/>					
II a)	<i>Enoplognatha latimana</i>	7,60	2,64	0,45	
	<i>Tibellus oblongus</i>	1,40		1,36	x
	<i>Euophrys aequipes</i>	0,95		0,22	x
	<i>Robertus lividus</i>	0,95		0,68	(x)
	<i>Enoplognatha thoracica</i>	0,47	8,30	1,58	(h)
	<i>Clubiona diversa</i>	0,47	3,40	11,09	eu
	<i>Clubiona neglecta</i>	0,47	1,51	2,04	x
	<i>Steatoda phalerata</i>			1,36	
	<i>Hyposinga spec.</i>			1,51	
	<i>Heliophanus flavipes</i>			0,90	x
	<i>Euophrys frontalis</i>			0,90	(h)
	<i>Neoscona adianta</i>			0,68	eu,t
	<i>Phlegra fasciata</i>			0,68	(h)
<hr/>					
II b)	<i>Theridion bimaculatum</i>	0,47	0,38	0,45	h
	<i>Agroeca proxima</i>	0,47		0,23	
	<i>Theridion impressum</i>	0,47		0,45	t
	<i>Clubiona reclusa</i>		0,38	0,23	
	<i>Enoplognatha ovata</i>	0,47			h
	<i>Tibellus spec.</i>	0,47			
	<i>Mangora acalypha</i>	0,47			eu
	<i>Tetragnatha extensa</i>		0,38		h
	<i>Theridion varians</i>		0,38		eu
	<i>Araneus quadratus</i>			0,45	eu
	<i>Euophrys herbigrada</i>			0,23	
	<i>Clubiona lutescens</i>			0,23	h
	<i>Ero furcata</i>			0,23	x,(W)
<hr/>					
Individuen	211	265	442		
<hr/>					
Arten	40	33	60		
<hr/>					

Nach HEYDEMANN (1983) sind in Ackerbiotopen die Familien und Gattungen mit typischerweise bodenbewohnenden Arten sehr dominant: Linyphiidae, Lycosidae, Gnaphosidae, Tetragnathidae (Gatt. Pachygnatha), Thomisidae (Gatt. *Xysticus*). Dagegen fehlen weitestgehend die obligatorischen Netzbauer und die in der Krautschicht aktiv jagenden Spinnen der Familien Salticidae, Philodromidae, Clubionidae, da die Ackerbegleitflora durch Bearbeitungsmaßnahmen und Herbizideinsatz nur sehr gering ausge-

prägt ist. Auf Brachen kann sich diese Krautschicht aber wieder ungestört entwickeln, so daß dadurch die Spinnen der Krautschicht begünstigt werden müßten. Dementsprechend wurde bei der Betrachtung der Spinnen eine Unterteilung in hauptsächlich am Boden jagende und vorwiegend in der Krautschicht lebende Spinnenfamilien vorgenommen. Die Tabelle 7 enthält alle erfaßten Spinnenarten und ihre Besiedlungsdominanzwerte.

In Block I sind alle Arten aus den Familien, die sich auf der Bodenoberfläche räuberisch betätigen, aufgeführt, in Block II die Arten der Familien zusammengestellt, die vornehmlich in der Krautschicht leben. Innerhalb der Blöcke sind die Arten nach Schwerpunktorkommen sortiert. Auf der jüngsten Brache erreichen eine Reihe von Linyphiidae sehr hohe Dominanzwerte (Block Ia). Von diesen bezeichnet HEYDEMANN (1953) *Pelecopsis parallela*, *Oedothorax apicatus* und *Erigone dentipalpis* als charakteristisch für Ackerbiotope auf trockenen, sandigen Böden. Gleiches gilt für *Pardosa agrestis*. Zwar sind mit *Areoncus humilis* und *Erigone atra* auch zwei Arten häufig, die als typisch für feuchte Lehmböden gelten, aber insgesamt kann man doch von einer typischen Spinnengemeinschaft der sandig-trockenen Äcker auf diesem Altersstadium der Brachen sprechen. Auf der 4jährigen Brache haben die Linyphiidae nicht mehr eine so große Bedeutung. Hier erreicht die euryhygre Lycoside (HOFMANN 1988) *Pardosa palustris* den höchsten Dominanzwert. Ebenfalls eudominant ist *Pachygnatha degeeri*, die aber auch auf den beiden anderen Sukzessionsstadien große Individuendichten erreicht. Sie gilt als euryhygr und bevorzugt offenes Gelände (TRETZEL 1952). Einzige eudominante Linyphiide ist *Erigone atra*. Sie ist auf den beiden anderen Sukzessionsstadien auch häufig (sub- bis dominant). Dieser hygrophilen Art ist es nach HEYDEMANN (1953) nur deshalb möglich, in so trockenen Biotopen zu leben, weil sie wegen ihrer geringen Körpergröße unter den Kräutern verweilen kann, wo häufig ein feuchteres Mikroklima herrscht. Eine weitere häufige Art der 4jährigen Brache ist *Haplodrassus signifer*. MARTIN (1983) fand sie in mecklenburgischen Trockenrasen und stuft sie als thermophil-xerophil-photobiont ein. Die Arten, die auf der 20-jährigen Brache ihren Verbreitungsschwerpunkt haben, erreichen maximal nur dominante Positionen wie *Trochosa terricola*. Diese Lycoside wird als hemihygrobiont (MARTIN 1988) oder als überwiegend in Feucht- und Naßwäldern verbreitet (HOFMANN 1988) eingestuft. Dagegen ist der thermophil-xerophile *Typhochrestus digitatus* ebenso wie *Tapinocyba praecox* ein typischer Bewohner von Trockenrasen (HEYDEMANN 1980). *Centromerita concinna*, eine subdominante Linyphiide der 20jährigen Brache, ist winteraktiv. HOERSCHELMANN (1990) fand sie in großer Häufigkeit in Trockenrasenbiotopen der schleswig-holsteinischen Ostseeküste. Bemerkenswert ist der Fund von *Zelotes electus*, die nur auf dieser Fläche auftrat und nach BLAB et al. (1984) in der Roten Liste als gefährdet eingestuft wird.

Block Ib enthält alle Arten, die nur mit ein oder zwei Individuen erfaßt wurden und daher keine Aussagen über ihre Biotoppräferenz zulassen. Bemerkenswerterweise befindet sich *Alopecosa accentuata* darunter, eine Art, die in der Roten Liste (BLAB et al. 1984) als gefährdet eingestuft wird.

Die Charakterart der Krautschicht auf der 2jährigen Brache war *Enoplognatha latimana* (Block IIa).

Auf der 4jährigen Brache war eine andere Kugelspinne dominant: *Enoplognatha thoracica*. Diese Art wird von MARTIN (1983) als thermophil-hemihygrobiont angegeben und mit großer Konstanz in den mecklenburgischen Trockenrasen gefunden.

Häufigste Art der Krautschicht der 20jährigen Brache war *Clubiona diversa*. Diese mesohygre Art scheint offensichtlich erst in der dichten Vegetation der alten Brache geeignete Lebensbedingungen zu finden.

BLOCK II b enthält wiederum die Arten, die nur mit einem oder zwei Individuen auf-

traten, unter denen sich beispielsweise *Ero furcata* befindet. Sie ernährt sich überwiegend von Spinnen (WIEHLE 1953).

Nicht erfaßt wurden mit Photoelektoren Arten der Trichterspinnen (Agelenidae). Die großen, weit ausladenden Netze von *Agelena labyrinthica* waren aber auf allen Brachen anzutreffen.

#### 4.2.2. Bodenjagende Spinnenfamilien

In Abbildung 4 ist der jeweilige Anteil der Familien an der Gesamtindividuenzahl der Spinnen eines Sukzessionsstadiums aufgetragen. Danach hat die Gruppe der bodenjagenden Spinnen auf allen drei Brachen den größten Anteil am Individuenbestand. Mit zunehmendem Alter der Fläche ist aber ein deutlicher Rückgang von 84 % auf 75 % zu verzeichnen. Dies ist auf der 4jährigen Brache mit dem Rückgang der Linyphiidae zu erklären. Alle anderen Familien haben hier einen relativ höheren Individuenanteil, der bei den Tetragnathidae (17 %) und Lycosidae am höchsten ist (22 %: hier wegen der Häufig-

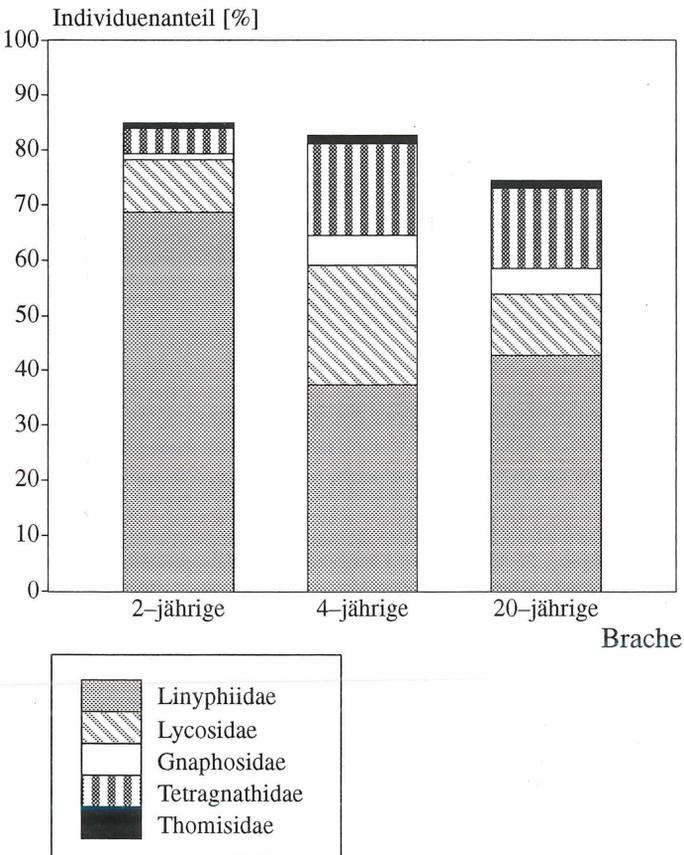


Abb. 4: Individuenanteile der bodenjagenden Spinnen auf den Brachestadien

keit von *Pardosa palustris*). Auf der 20jährigen Brache nehmen die Linyphiidae wieder relativ an Individuenzahl zu, der Anteil der am Boden jagenden Thomisiden (Gattung *Xysticus*) bleibt unverändert, während die übrigen Gruppen prozentual weniger Individuen stellen.

Aufgrund des mit zunehmender Vegetationsdichte erhöhten Raumwiderstands ist zu vermuten, daß dadurch der Lebensraum der vornehmlich bodenaktiven Spinnen auf der 4jährigen und besonders auf der 20jährigen Brache eingeschränkt wird.

### 4.2.3. Spinnenfamilien der Krautschicht

In Abbildung 5 sind die Individuenanteile der Spinnenfamilien der Krautschicht dargestellt.

Auf der jüngsten Brache haben die Theridiidae den größten Anteil an den Individuen (10 %), die anderen Familien stellen bei relativ gleichmäßiger Verteilung 5 %.

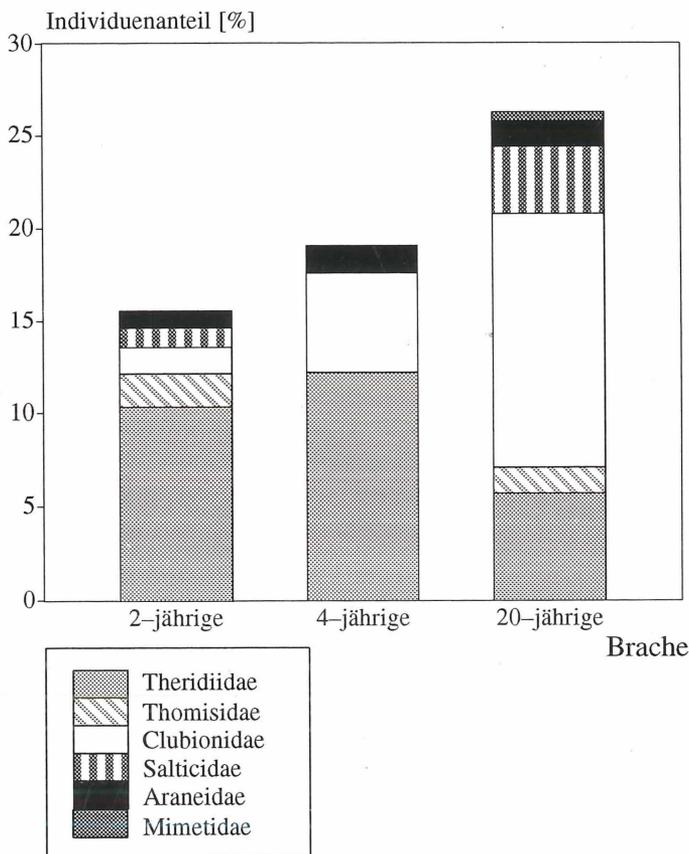


Abb. 5: Individuenanteile der Spinnen der Krautschicht auf den Brachestadien (Der Anteil der Mimetidae ist aus Darstellungsgründen 12fach überhöht)

Auf der 4jährigen Brache treten in der Krautschicht nur 3 Familien auf, wobei auch hier die Theridiidae den größten Anteil aufweisen. Dieser steigt gegenüber der 2jährigen Brache an, ebenso wie der Anteil der Clubionidae.

Auf der 20jährigen Brache sind die meisten Familien vertreten (6). Hier haben die Clubionidae den größten Individuenanteil, während der Anteil der Theridiidae stark zurückgeht.

Insgesamt ist festzustellen, daß der Gesamtanteil der Spinnen, die vorwiegend in der Krautschicht leben, mit zunehmendem Sukzessionsalter der Brachen ansteigt. Dies ist sicherlich auf die zunehmend ausgeprägtere Vegetationsdecke auf den älteren Brachen zurückzuführen, die damit mehr Kleinsthabitate ausbildet, welche von entsprechend angepaßten Spinnen besetzt werden können.

### 4.3. Curculionidae

Aus Boden- und Laborphotoelektoren wurden 43 Rüsselkäferarten mit 438 Individuen determiniert. Davon ließen sich 44% nur mit ein bis zwei Individuen nachweisen (Tab. 8).

Mit *Sitona crinitus*, *Apion frumentarium* und *Ceutorhynchus contractus* sind nur drei Arten auf allen drei Brachestadien präsent. Acht Arten erreichen insgesamt größere Häufigkeiten:

*Sitona crinitus* kommt auf der 4jährigen Brache am häufigsten vor. Sie ernährt sich ebenfalls von Fabaceen, hat aber nach DIECKMANN (1980) eine Vorliebe für *Vicia*-Arten. Sie bildet Populationen mit geflügelten und brachypteren Formen aus, ist also potentiell flugfähig. HEYDEMANN (1953) gibt diese Art als typisch für Sandäcker an. *Apion frumentarium* ist auf der 2jährigen Brache eudominant, wo seine Wirtspflanze, *Rumex acetosella*, häufig vorkam. STEIN & HAESELER (1987) geben für diese Art eine enge Bindung an trockene bzw. sonnige Biotope an. *Sitona lineatus* stellt die häufigste Rüsselkäferart der 2jährigen Brache dar. Sie ernährt sich oligophag von allen Gattungen der Fabaceae. Da sie flugtüchtig ist, kann sie als Pionierart eingestuft werden. STEIN & HAESELER (1987) wiesen diese Art in den Silbergrasfluren von Norderney nach. *Sitona griseus* lebt auf leichten, sandigen Böden (DIECKMANN 1980) und tritt auch auf sandigen Getreidefeldern mit geringen Abundanzan auf (HEYDEMANN 1953). Sie verzehrt oligophag verschiedene Fabaceen. *Rhinoncus castor* bevorzugt ebenfalls trockenes Gelände. Die Larven ernähren sich monophag an den Wurzeln von *Rumex acetosella*. *Otiorhynchus ovatus* ist ein nachtaktiver Rüsselkäfer, der sich polyphag sowohl von Kräutern, als auch von Gehölzen ernährt. Für seine Larven wurden u.a. die Wurzeln von Gräsern als Nahrung nachgewiesen (STEIN 1987), so daß hieraus die Häufigkeit dieser Art auf der 20jährigen Brache mit ihrem vielfältigen Gräserangebot begründet werden kann. *Trachyploeus bifoveolatus* tritt als zweithäufigste Art der ältesten Brache auf. Er ist xerobiont (HEYDEMANN 1953) und polyphag. Die Larven fressen an den Wurzeln von *Hieracium pilosella* (SCHERF 1964). Den höchsten Dominanzwert auf der 20jährigen Brache zeigt *Ceutorhynchidius barnevillei*. Er ist nach DIECKMANN (1972) im allgemeinen nicht häufig, benötigt xerotherme Lebensräume und ernährt sich monophag von *Achillea millefolium*.

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß auf den jungen Brachestadien euryöke Rüsselkäferarten dominieren (Gattung *Sitona*), die oligophag an Fabaceen leben. Die nächst höheren Dominanzwerte erreichen dort Arten mit *Rumex acetosella* als Wirtspflanze. Auf der 20jährigen Brache dagegen sind zwei polyphytophage und eine monophage Art eudominant. Der überwiegende Teil der Arten ist mono- oder oligophag auf Krautpflanzen spezialisiert.

Tab. 8: Absolute und relative Abundanz (Besiedlungsdominanz) der Curculionidae aus Bodenphotoelektoren (17. 5.–15. 10. 1990)

ÖP = Ökologische Präferenz: e = euryök, f = feuchte Wiesen, sH = sandige Heidegebiete, th = thermophil, (W) = vorwiegend lichte Wälder, (X) = xerotherme Lebensräume

	SUKZESSIONSSTADIUM						ÖP
	2jährige Brache		4jährige Brache		20jährige Brache		
	%	abs.	%	abs.	%	abs.	
<i>Sitona crinitus</i>	17,0	8	19,6	10	2,3	7	e
<i>Apion frumentarium</i>	12,8	6	5,9	3	1,1	2	(x)
<i>Ceutorhynchus contractus</i>	2,1	1	5,9	3	0,6	1	e
<i>Rhinoncus castor</i>	14,9	7	9,8	5			(x)
<i>Cleonis piger</i>	4,3	2	5,9	3			s
<i>Ceutorhynchus parvulus</i>	2,1	1	4,0	2			w
<i>Sitona hispidulus</i>	2,1	1	2,0	1			e
<i>Otiorhynchus ovatus</i>			4,0	2	14,7	26	e
<i>Ceutorhynchus punctiger</i>			2,0	1	2,3	4	
<i>Hypera arator</i>			2,0	1	0,6	1	
<i>Sitona puncticollis</i>			2,0	1	0,6	1	
<i>Sitona griseus</i>	12,8	6			4,5	8	s
<i>Sitona lineatus</i>	25,5	12			1,1	2	e
<i>Hypera pedestris</i>	2,1	1			4,0	7	f
<i>Apion marchicum</i>	2,1	1			0,6	1	s
<i>Auleutes epilobii</i>	2,1	1					(W)
<i>Apion nigrirtarse</i>			9,8	5			
<i>Ceutorhynchus atomus</i>			9,8	5			e
<i>Ceutorhynchus hirtulus</i>			4,0	2			s
<i>Apion craccae</i>			5,9	3			
<i>Apion hookeri</i>			2,0	1			
<i>Apion simum</i>			2,0	1			(x)
<i>Ceutorhynchus litura</i>			2,0	1			e
<i>Ceutorhynchus assimilis</i>			2,0	1			
<i>Ceutorhynchidius barnevillei</i>					27,7	49	th
<i>Trachyphloeus bifoveolatus</i>					26,6	47	s
<i>Neosirocalus pumilio</i>					3,4	6	sH
<i>Phyllobius virideaeris</i>					5,1	9	e
<i>Trachyphloeus angustisetulus</i>					2,3	4	
<i>Apion assimile</i>					1,76	3	e
<i>Apion flavipes</i>					0,6	1	e
<i>Otiorhynchus raucus</i>					0,6	1	
Individuensumme		47		51		180	
Artzahl	12		19		19		

Die Indigenität und die Nahrungsbeziehungen der Curculionidae lassen sich durch Zucht aus Laborphotoelektoren mit hoher Wahrscheinlichkeit belegen. Vielfach konnte die in der Literatur angegebene Wirtspflanze bestätigt werden, da die Pflanzen und ihre Deckungsgrade auf den jeweiligen Soden miterfaßt wurden. Eine Übersicht bietet Tab. 9.

Tab. 9: Curculionidae-Individuenzahlen aus Laborphotoelektoren (1. 6.–15.11.90)

m = monophag, o = oligophag, p = polyphag, Zahl in Klammern: die Wirtspflanze war nicht auf der entsprechenden Sode (aber auf der Untersuchungsfläche) vorhanden  
Zahl ohne Klammern: die Wirtspflanze war auf der Sode vorhanden

Wirtspflanze	Brachestadium			Curculionidae	
	2j.	4j.	20j.		
<i>Asteraceae</i>					
<i>Achillea millefolium</i>	5	(1)	(10)	<i>Trachyphloeus bifoveolatus</i>	p
			(2)	<i>Trachyph. angustisetulus</i>	p
		(1)		<i>Ceutorhynch. barnevillei</i>	m
<i>Matricaria inodora</i>		(1)		<i>Apion hookeri</i>	m
<i>Cirsium arvense</i>		2		<i>Apion onopordi</i>	o
<i>Cirsium vulgare</i>		3		<i>Ceutorhynchus litura</i>	o
<i>Taraxacum officinale</i>		(6)		<i>Ceutorhynchus punctiger</i>	m
<i>Boraginaceae</i>					
<i>Myosotis spec.</i>	(1)			<i>Ceutorhynch. asperifoliarium</i>	o
	1	(5)		<i>Apion marchicum</i>	m
<i>Brassicaceae</i>					
<i>Arabidopsis thaliana</i>		(8)		<i>Ceutorhynchus atomus</i>	o
		(1)		<i>Ceutorhynchus hirtulus</i>	m
<i>Fabaceae</i>					
	(7)	(3)	(6)	<i>Sitona crinitus</i>	o
<i>Trifolium arvense</i>		4		<i>Apion dissimile</i>	m
<i>Trifolium repens</i>		(2)		<i>Sitona puncticollis</i>	o
		(5)		<i>Tychius picirostris</i>	o
<i>Ornithopus perpusillus</i>	(3)		1	<i>Sitona griseus</i>	o
			(1)	<i>Sitona gressorius</i>	o
<i>Vicia angustifolia</i>			1	<i>Sitona hispidulus</i>	o
	(1)	(1)	3	<i>Sitona lineatus</i>	o
<i>Vicia ssp.</i>		(2)		<i>Tychius quinquepunctatus</i>	o
<i>Hypericaceae</i>					
<i>Hypericum perforatum</i>		2	2	<i>Apion simum</i>	o
<i>Polygonaceae</i>					
<i>Rumex acetosella</i>		40	(2)	<i>Apion frumentarium</i>	m
		(1)		<i>Apion rubens</i>	m
	(2)	4	(1)	<i>Rhinoncus castor</i>	m
			(1)	<i>Apion curtirostre</i>	o
Kräuter/Gehölze	(2)	(4)	(13)	<i>Otiorhynchus ovatus</i>	p

#### 4.4. Auswirkungen der heterogenen Vegetationsdecke der 20jährigen Brache

Wie bereits beschrieben, zeichnete sich das älteste Brachestadium durch eine großflächige Mosaikstruktur mit jeweils von *Holcus lanatus*, *Avenella flexuosa* oder *Hieracium pilosella* dominierten Bereichen aus. Da sich die Vegetationstypen in den Parametern „Halmdichte“ und „Bodenwassergehalt“ unterscheiden, ist anzunehmen, daß sie jeweils auch ein spezifisches Mikroklima aufweisen, was sich wiederum auf die Besiedlung durch Arthropoden niederschlägt. So ist beispielsweise in den *Avenella-flexuosa*-Bereichen

die Laufaktivität der Carabidae um über 50 % gegenüber den beiden anderen Vegetationstypen vermindert. Dies ist vermutlich auf die dort herrschende Vegetationsdichte zurückzuführen, die mit 120 Halmen/dm<sup>2</sup> den größten Wert annahm. Eine Übersicht der Artenverteilung der Arthropoda und Phanerogamen auf den drei Vegetationstypen bietet Abb. 6.

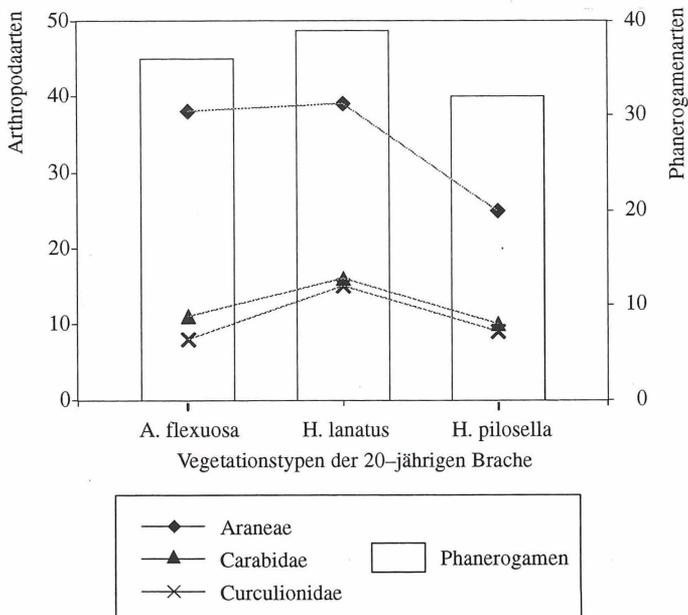


Abb. 6: Verteilung der Pflanzen- und Arthropoda-Arten auf die verschiedenen Vegetationstypen der 20jährigen Brache (je 3 Photoelektoren, 17. 5.–15. 10. 1990)

Es zeigt sich in den Bereichen, die von *Holcuslanatus* dominiert werden, eine auffällige Artenhäufung, angefangen von den Phanerogamen über die Rüsselkäfer als Konsumenten 1. Ordnung bis zu den Spinnen und Laufkäfern als Konsumenten 2. Ordnung. Möglicherweise herrschen hier die ausgeglichensten mikroklimatischen Verhältnisse (mittlere Halmdichte bei mittlerer Vegetationshöhe), so daß für viele Arten geeignete Lebensbedingungen vorliegen. Dagegen zeichnen sich die beiden anderen Vegetationstypen durch extremere Verhältnisse aus: dichteste Vegetation in den *Avenella*-Bereichen, starke Sonneneinstrahlung und damit verbundene große Aufheizung auf den *Hieracium*-Flächen.

Einige Arten aus den untersuchten Arthropodagruppen waren speziell für einen Vegetationstyp charakteristisch. Diese sind in Tab. 10 aufgeführt. Insgesamt zeigt sich, daß sich die beiden Vegetationstypen *Avenella-flexuosa* und *Holcus-lanatus* bezüglich der Carabidaesynusie relativ ähnlich sind. Die häufigen Arten kamen in beiden Bereichen gleichmäßig vor, während auf den *Hieracium*-Bereichen andere Carabidenarten in den Vordergrund treten.

Tab. 10: Charakteristische Arten auf den drei Vegetationstypen

	Vegetationstypen		
	<i>Avenella-flexuosa</i>	<i>Holcus-lanatus</i>	<i>Hieracium pilosella</i>
Carabidae	Harpalus rufipes		Calathus fuscipes Poecilus lepidus
	Amara lunicollis Carabus cancellatus Pterostichus niger		Calathus erratus Harpalus rubripes Amara aenea
Curculionidae		Ceutorhynchus barnevillei Otiorhynchus ovatus	Trachyphloeus bifoveolatus
Araneae	Pachygnatha degeeri	Tapinocyba praecox	Typhochrestus digitatus

## 5. Diskussion

Die Auswertung ergab, daß sich auf den einzelnen Brachestadien typische Artenkombinationen aus den untersuchten Gruppen gebildet hatten. So ist die 2jährige Brache noch deutlich von Arten geprägt, die typisch für sandige Kulturfelder sind (HEYDEMANN 1953). Bei den Carabidae handelt es sich um *Harpalus rufipes*, *Amara consularis* und *Brosicus cephalotes*. Bei den Curculionidae konnte *Sitona crinitus* häufig gefunden werden. Aus der Gruppe der Araneae waren die für diese Fläche typischen Arten *Oedothorax fuscus*, *Araeoncus humilis*, *Oedothorax apicatus* und *Pardosa agrestis*.

Das 4jährige Brachestadium zeichnete sich kaum durch charakteristische Arten aus. Die hier häufigen Arten hatten in vielen Fällen auch hohe Dominanzpositionen auf der 2jährigen Brache (*Poecilus versicolor*, *Erigone atra*, *Sitona crinitus*), oder aber höhere Dominanzwerte auf der 20jährigen Brache (*Poecilus lepidus*, *Pachygnatha degeeri*, *Typhochrestus digitatus*). Die 4jährige Brache kann daher als Übergangsstadium bezeichnet werden.

Die Fauna der 20jährigen Brache wird durch eine Artenkombination charakterisiert (*Amara lunicollis*, *Calathus melanocephalus*, *Trachyphloeus bifoveolatus*, *Typhochrestus digitatus*, *Tapinocyba praecox*), die HEYDEMANN und MÜLLER-KARCH (1980) als typisch für Trockenrasen bezeichnen. Daß *Amara lunicollis* auf dieser Fläche einen deutlichen Männchenüberschuß (Sexualindex = 2,39) zeigt, kann als Anzeichen dafür gewertet werden, daß sich die Sukzession des ältesten Brachestadiums in einer Phase befindet, in der für diese Art keine optimalen Bedingungen mehr herrschen; die Häufigkeit, mit der diese Trockenrasenart dort auftrat, spricht eher für eine Abwanderungsphase der Weibchen, als für eine Besiedlung durch die lauffaktiveren Männchen. Die Fläche entfernt sich in ihrer Sukzession also schon vom Stadium des Trockenrasens, worauf bereits die ersten buschförmigen Gehölze hindeuten.

Wie könnte im einzelnen die faunistische Sukzession einer Ackerzönose zur Trockenrasengemeinschaft verlaufen?

Die Untersuchungsflächen waren vor der Stilllegung Halmfruchtfelder, deshalb soll ein bewirtschaftetes Haferfeld (unbehandelt) auf Sandboden als möglicher Ausgangspunkt einer Sukzession mit in die Überlegungen einbezogen werden. GLOWINSKI (1987) fand

dort 30 Carabidaearten mit 244 Individuen. Davon waren *Platynus dorsalis*, *Poecilus versicolor*, *Calathus erratus* und *Amara fulva eudominant*, *Carabus convexus* dominant und *Bembidion femoratum*, *Bembidion tetracolum*, *Syntomus foveatus*, *Trechus quadristriatus*, *Pterostichus melanarius*, *Loricera pilicornis*, *Harpalus affinis* (= *aeneus*), *Broscus cephalotes* und *Clivina fossor* subdominant.

Tab. 11: Laufkäfer-Artenzahlen verschiedener Brachestadien

Artenzahl	Sandacker	Brache	Brache	Brache, 20jährig	
	(Hafer, unbehandelt)	2jährig	4jährig	Holc.	Aven. Hier.
	30	43	35	32	28 23

In Tab. 11 sind die Artenzahlen der jeweiligen Brachestadien und des Haferfeldes als Ausgangswert aufgetragen. Zum Vergleich seien noch die des behandelten Haferfeldes (24 Arten) und der Rübenfelder auf Sand (behandelt: 21 Arten, unbehandelt: 32 Arten) genannt (GLOWINSKY 1987). Die Artenzahlen sind mit den Ergebnissen vergleichbar, die andere Autoren bei Sukzessionsuntersuchungen fanden. STRÜVE-KRUSENBERG (1980) erfaßte auf einer 2jährigen Brache 43 Carabidaearten, auf zwei benachbarten 10jährigen Brachen zusammen 21 Arten. GRUTTKE (1989) stellte in einem Brachestadium, das durch Bautätigkeit gestört war, eine höhere Artenzahl an Carabidae fest, als in dem darauffolgenden Jahr. Er führte dies auf die größere Strukturheterogenität in der gestörten Brache zurück. Dies könnte auch der Grund für die hohe Artenzahl auf der 2jährigen Brache der vorliegenden Untersuchung sein. Nach dem Wegfall der Bearbeitungsmaßnahmen, die nach MÜLLER (1968) durch die Homogenisierung eine artenarme, aber individuenreiche Carabidaefauna bedingen, weist das brachgefallene Ackerland eine größere Zahl an Kleinstrukturen auf: offener, noch lockerer Boden wechselt mit bewachsenen, beschatteten Bereichen, die nun von entsprechenden Laufkäferarten besetzt werden können. Dies sind oft kleine, geflügelte Pionierarten (STRÜVE-KRUSENBERG 1980).

Die zunehmende Vegetationsdecke führt im Verlaufe der Sukzession längerfristig wieder zu ausgeglicheneren Habitatstrukturen, so daß weniger Spezialisten geeignete Lebensbedingungen finden. Zum Beispiel trat *Broscus cephalotes* als grabender Lebensformtyp auf dem ältesten Brachestadium nicht mehr auf, weil der verfestigte und durchwurzelte Boden die Grabtätigkeit nicht mehr zuließ.

In der nächsten Sukzessionsphase – hier vertreten durch die 4jährige Brache – sinken die Arten- und Individuenzahlen wieder. NEUMANN (1971) zeigt für verschiedene Sukzessionsstadien rekultivierter Braunkohlekippen einen wellenförmigen Verlauf dieser Parameter für Carabidae. In der Pionierphase stiegen die Artenzahlen bis zu einem Stadium mit Schein-Klimaxcharakter (NAGEL 1975), in den darauffolgenden Sukzessionsstufen fielen die Artenzahlen wieder, um in Richtung Klimaxgesellschaft Wald erneut anzusteigen (NEUMANN 1971).

Das Phänomen des hohen Artenreichtums früher Sukzessionsstadien gilt auch für einige andere Arthropoda. ERHARDT (1985) beschreibt dies für die Lepidoptera auf Brachländern des Tavetsch. Wie auch in der vorliegenden Untersuchung, können junge, artenreiche Sukzessionsstadien eine große Diversität haben. Diese darf nach ERHARDT (1985) aber nicht mit großer Stabilität gleichgesetzt werden, da diese Stadien einer rascheren Sukzession unterliegen als ältere (STRÜVE-KRUSENBERG 1980).

Welche Artenzahlen für das Sukzessionsstadium „Trockenrasen“ typisch sind, läßt sich schwer beurteilen. HOERSCHELMANN (1990) ermittelte in den Trockenrasen an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste 44 Laufkäferarten, WOLLWEBER (1990) in einem Sand-

trockenrasen 31 Arten. Auf den großflächigen Hieracium-Bereichen der 20jährigen Brache, die wegen ihrer floristischen und faunistischen Zusammensetzung den ausgeprägtesten Sandtrockenrasencharakter zeigten, wurden 23 Carabidaearten registriert. Insgesamt waren auf dieser Brache 37 Arten zu finden.

Die Funde mehrerer für Schleswig-Holstein seltener Arten (*Amara municipalis*, *Poecilus punctulatus*, *Harpalus calceatus*, *Dromius linearis*, *Alopecosa accentuata*) gerade auf den jüngeren Brachestadien machen deutlich, daß auch noch nicht ausdifferenzierte Biotope als Rückzugsgebiete Bedeutung erlangen können. Bleiben diese Flächen lange genug ungestört, kann sich auf Sandackerbrachen eine typische Trockenrasenflora und -fauna entwickeln.

## 6. Zusammenfassung

Vom 15. 5. 1990 bis zum 17. 11. 1990 wurden mit Barberfallen und verschiedenen Photoektoren drei unterschiedlich alte Sandackerbrachen (2 Jahre, 4 Jahre, 20 Jahre) im Südosten Schleswig-Holsteins hinsichtlich ihrer Besiedlung mit ausgewählten Arthropodagruppen untersucht. Ausgewertet wurden Carabidae, Curculionidae und Araneae. Die Fragestellung, ob derartige Sandackerbrachen schon als Vorstufen für Trockenrasengemeinschaften zu bewerten sind und welche ökologische Bedeutung verschiedene Sukzessionsstadien für die Arthropoda besitzen, stand im Vordergrund der Untersuchung. Es wurden 7285 Ind. mit 52 Arten an Carabidae aus Bodenfallen sowie 918 Ind. mit 74 Arten der Araneae und 438 Ind. mit 43 Arten der Curculionidae aus Photo- bzw. Laborektoren bestimmt.

Anhand der Carabidae werden Artenzusammensetzung und Individuenanteil unter Betrachtung von Aktivitätsdichte, Dominanzstrukturen, Sexualindices, Larvalüberwintereranteil, Feuchtepräferenz und Größenklassen genauer analysiert. Bei den Carabidae zeigte sich eine Abnahme der Artenzahl vom 2jährigen zum 4jährigen Brachestadium.

Ferner zeigte sich eine relative Zunahme der xerophilen Carabidaearten mit zunehmendem Alter der untersuchten Brachen. Der Anteil der Larvalüberwinterer nahm mit zunehmendem Alter der Brache ab, der Anteil der Großcarabiden nahm entsprechend zu.

Der Anteil am Boden jagender Spinnen sank mit zunehmendem Alter der Brachfläche, während der Anteil am Individuenbestand von Spinnen der Krautschicht zunahm.

Es konnten 26 Curculionidae als indigen eingestuft werden.

Insgesamt war festzustellen, daß das jüngste Brachestadium noch von einer typischen Sandackerfauna geprägt war, während die älteste Brache von vielen Trockenrasenarten besiedelt wurde.

## 7. Summary

The arthropod fauna of sandy fallows in the southeastern Schleswig-Holstein (Northern Germany) was studied from 15. 5. 90 to 17. 11. 90. The fallows formally were fields and differ in age (2, 4 and 20 years old fallows). Pitfall traps and different photoelectors were used to obtain Carabidae, Curculionidae and Araneae. Overall 7285 ind. with 52 species of Carabidae were obtained from pitfall traps and 918 ind. with 74 species respectively 438 ind. with 43 species were determined for both Araneae and Curculionidae from photoelectors.

The study focussed on the question whether such fallows can substitute dry meadows and the value of the different succession stages for natural reserve interests.

For ground beetles abundances, species composition, population structure (sexual indices, overwintering types) and size distribution were analysed. The number of species is highest in the 2 year old fallow. The part of xerophileous ground beetle species increased with increasing age of the fallow. The part of larval overwintering species decreased with increasing age of the fallow correspondingly the part of big ground beetles increased.

26 Curculionid species were classified as indigenous. It can be concluded, that the youngest fallow is inhabited by a typical fauna of sandy fields, whereas the oldest fallow contains many species characteristic for dry meadows.

Anschrift des Verfassers:

Andreas Klinge  
Feldstraße 61  
24105 Kiel



# Die Arthropodafauna trockener Straßenränder im Vergleich zu großflächigen Sandtrockenrasen

Von Caren Schwennesen

## 1. Einleitung

Für den Naturraum Büchener Sandplatte stellen Wärmeheiden und Trockenrasen charakteristische Biotoptypen dar, die allerdings durch den Straßenbau und die Aufforstung bis auf wenige Reste zusammengeschmolzen sind. Vielfach konzentrieren sich die Überbleibsel der Trockenbiotope auf xerotherme Straßenränder, die von der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung verschont geblieben sind.

Von einigen Autoren wird diskutiert (JEDICKE 1989, MADER 1981), ob Straßen als großes Netzwerk in der Landschaft ein sogenanntes Verbundsystem schaffen, welches im günstigen Falle zur Verbreitung und zum Austausch von Arten führen kann. Es wird angeführt, daß Straßenränder „Trittsteine“ für das Erreichen geeigneter Biotope sein können und für viele Arten, insbesondere Blütenbesucher, eine Servicefunktion im Hinblick auf ein zusätzlich verfügbares Nahrungsreservoir bieten.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, ausgewählte Arthropoda hinsichtlich ihrer Bindung an die Biotopfaktoren „Bodenfeuchte“ und „Vegetationsdichte“ zu untersuchen und anhand verschiedener Tiergruppen einen Vergleich zwischen trockenen Straßenbegleitflächen und großflächigen Sandtrockenrasen herzustellen, um eine eventuelle Ersatzfunktion der Straßenränder für fehlende Trockenrasenflächen zu diskutieren.

## 2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Südosten Schleswig-Holsteins im Bereich des Naturraums „Südwestmecklenburgische Niederungen“, auch „Büchener Sander“ (MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1962) genannt. Der Boden weist kaum Nährstoffe auf und ist sehr wasserdurchlässig.

Viele Tier- und Pflanzenarten finden im Kreis Lauenburg ihre nördliche Verbreitungsgrenze, bedingt durch die klimatische und naturräumliche Sonderstellung des Gebietes (HEYDEMANN 1980).

Bei der Untersuchungsfläche „Großflächiger Sandtrockenrasen“ („GSa“) handelt es sich um eine 20jährige, 63 ha große Ackerbrache, deren Sukzession zu einem Sandtrockenrasen geführt hat. Die Fläche zeichnet sich durch verschiedene, eng verzahnte Pflanzenassoziationen aus, welche insgesamt als Mager- oder Trockenrasen beschrieben werden können. Drei charakteristische Vegetationstypen sind in etwa gleichen, parzellig strukturierten Anteilen auf der Gesamtfläche vorhanden :

- 1.) Geschlängelte Schmiele  
(*Avenella flexuosa*)- Parzellen = „Ave“
- 2.) Kleines Habichtskraut  
(*Hieracium pilosella*) - Parzellen = „Hie“
- 3.) Wolliges Honiggras  
(*Holcus lanatus*) - Parzellen = „Hol“

Diese Parzellen bzw. Ausprägungsformen des Trockenrasens zeichnen sich durch flächendeckendes Vorkommen (mind. 75 % Deckung) der genannten Pflanzenart aus. Der gesamte Trockenrasen ist als „Kleinschmielen-Flur“ (*Thero-Airion*-Verband) einzustufen, die durch Nelken-Haferschmiele (*Aira caryophyllea*) und Frühe Haferschmiele (*Aira praecox*) gekennzeichnet ist. Diese Gesellschaften, die im Küstenbereich weiter verbreitet sind, stellen im Binnenland heute mangels geeigneter sauer-nährstoffarmer Biotope auf Sandrohböden eine Seltenheit dar (DIERSSEN 1988).

Die vier untersuchten Straßenränder („Str“) liegen auf der Kreisstraße 28 von Bröthen nach Besenthal, bei der es sich um eine über 20 Jahre alte Straße handelt. Die Straßenränder erhielten keine Humusabdeckung und zeichnen sich durch unterschiedliche Expositionen und Nachbarbiotope aus:

- 1.) nordexponierter Straßenrand,  
Nachbarbiotop 2jährige Brache = „St-N“
- 2.) südexponierter Straßenrand,  
Nachbarbiotop Laubwaldschonung = „St-S“
- 3.) westexponierter Straßenrand,  
Nachbarbiotop Nadelwaldschonung = „St-W“
- 4.) ostexponierter Straßenrand,  
Nachbarbiotop Roggenfeld = „St-O“

„St-N“ und „St-S“, sowie „St-W“ und „St-O“ liegen sich jeweils gegenüber, die beiden Untersuchungsflächenpaare sind ca. 7 km voneinander entfernt, dazwischen liegt die Ortschaft Langenlesten.

### 3. Methoden

Zur Erfassung der Fauna dienten Bodenfallen, Photoelektoren und Kescherfänge als Hauptmethoden sowie Transektgänge und Isolationsquadratfänge zur Erweiterung des Arteninventars und der Aussagekraft für die Heuschrecken.

Die Bodenfallen wurden im Zeitraum vom 5. 5.–15. 10. 1990 zweimal im Monat ausgetauscht. Auf dem großflächigen Sandtrockenrasen wurden je Parzellentyp (*Avenella*-, *Hieracium*-, *Holcus*-) drei Bodenfallen eingesetzt. Die nord-, süd-, und westexponierten Straßenränder wurden mit jeweils sechs Bodenfallen, und zwar je drei Parallelen in der Mitte der Fläche und drei Parallelen am Übergang zum Nachbarbiotop, bestückt. Auf der ostexponierten Straßenbegleitfläche konnten wegen der geringen Breite nur drei Bodenfallen eingebracht werden. Zur Auswertung kamen jeweils zwei Parallelen.

Die Photoelektoren wurden ebenfalls vom 17. 5.–15. 10. 1990 zweimal im Monat gewechselt. Auf den Parzellentypen des Sandtrockenrasens und den Straßenrandabschnitten (mit Ausnahme des schmalen ostexponierten Straßenrands) kamen

jeweils drei Photoelektoren auf der Flächenmitte zum Einsatz, von denen wiederum zwei Parallelen ausgewertet wurden.

An den Wechselterminen (insgesamt 12) der automatischen Methoden wurden Streifnetzfänge mit einem 30 cm durchmessenden Gazekescher mit auswechselbarem Ausganggefäß durchgeführt. Dazu wurde an jedem Standort mit 30 Schlägen gekeschert.

Das Isolationsquadrat wurde am 7. 8., 17. 8., 30. 8. und 9. 9. 1990 je 5 mal eingesetzt. Die Fangfläche betrug insgesamt für jeden Standort 20 m<sup>2</sup>.

Dreimal, am 23./24. 7, am 30./31. 7. und am 30. 8. 1990 wurden die einzelnen Standorte auf 25 m langen Transekten langsam abgeschritten. Dabei wurde jede akustisch oder optisch anzusprechende Heuschrecke vermerkt.

Die Vegetation der einzelnen Standorte wurde nach prozentualen Deckungsanteilen der Pflanzenarten mit Hilfe einer etwas vereinfachten Methode nach BRAUN-BLANQUET erfaßt. Die Bestimmung der Arten erfolgte nach ROTHMALER (1978) und SCHMEIL-FITSCHEN (1988), die Zuordnung zu Pflanzengesellschaften richtet sich nach der „Roten Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins“ (DIERSSEN 1983). Die ökologische Einordnung nach Zeigerwerten (Standortsansprüche der Pflanzenarten, wie Mineralstickstoffversorgung oder Bodenfeuchte) orientiert sich an ELLENBERG (1974) und OBERDORFER (1983).

Zur Messung der Vegetationsdichte wurde eine fotografische Methode verwendet. Am 16./17. 8., 7./9. 7., 20. 7. und 16. 9. wurden jeweils 3–5 Vegetationsfotos auf jedem Standort aufgenommen. Auf verschiedenen Höhenstufen wurden die Halme bzw. Pflanzenteile pro dm<sup>2</sup> ausgezählt und mittels der einheitlichen Probefläche die Vegetationsdichte pro Flächeneinheit einer bestimmten Vegetationshöhe errechnet.

Zur Bestimmung des Bodenwassergehalts wurden zwischen dem 17. 6. und 15. 10. 1990 zweiwöchentlich pro Standort jeweils drei Bodenproben von etwa 150 g Frischgewicht in ca. 10 cm Bodentiefe entnommen. Parallel zu den Bodenproben wurde an jeder Entnahmestelle die Bodentemperatur mittels Handmeßgeräten bestimmt. In den drei Vegetationstypen des großflächigen Trockenrasens wurde das Mikroklima (Temperatur der Bodenoberfläche und in 3cm Bodentiefe) vom 7. 8.–17. 8. 1990 kontinuierlich durch zwei Datalogger gemessen.

Der Nitratgehalt des Bodens wurde mit der Naphthylamin-Sulfanilsäure-Methode aus Bodenproben vom 16. 9. 90 ermittelt.

## 4. Ergebnisse

### 4.1 Flora

Nach der Bewertung von ELLENBERG (1974) wurden aus dem Pflanzenartenspektrum (insgesamt 107 Arten an phanerogamen Pflanzen) einerseits diejenigen mit einem hohen Zeigerwert für Stickstoffarmut und Trockenheit und andererseits stickstoffanzeigende Pflanzen ausgewählt. Anschließend wurden die Pflanzengruppen den Standorten zugeordnet.

Aus der Tabelle lassen sich einige Tendenzen entnehmen, so zeigen die Hieracium-Parzellen und der südexponierte Straßenrand die meisten Trockenis- bzw. Stickstoffarmutzeiger und auf den Holcus-Parzellen finden sich die meisten Stickstoffzeiger.

Tab. 1: Pflanzenarten mit hohen Zeigerwerten, geordnet nach Vorkommen auf den Untersuchungsstandorten

1: wenige Individuen	Ave: Avenella-Parzellen	St-N: nordexponierter Straßenrand
2: zerstreut	Hie: Hieracium-Parzellen	St-S: südexponierter Straßenrand
3: häufig	Hol: Holcus-Parzellen	St-W: westexponierter Straßenrand
		St-O: ostexponierter Straßenrand

## ZEIGER

## STANDORTE

Stickstoffarmut und Trockniszeiger	Ave	Hie	Hol	St-N	St-S	St-W	St-O
<i>Aira caryophyllea</i>	–	3	2	–	–	–	–
<i>Aira praecox</i>	–	3	2	–	–	–	–
<i>Helichrysum arenarium</i>	1	1	–	–	–	–	–
<i>Potentilla argentea</i>	1	–	1	1	1	2	1
<i>Trifolium arvense</i>	3	3	2	3	3	–	–
<i>Teesdalea nudicaulis</i>	2	2	–	–	2	2	2
<i>Artemisia campestre</i>	1	–	1	1	1	–	–
<i>Jasione montana</i>	2	2	1	2	2	1	1
<i>Corynephorus canescens</i>	–	–	–	–	3	–	1
<i>Koeleria glauca</i>	–	–	–	1	1	–	–
<i>Ajuga genevensis</i>	–	1	–	–	–	–	–
<b>SUMME der Arten:</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<b>Stickstoffzeiger</b>							
<i>Agropyron repens</i>	–	–	–	–	–	1	2
<i>Artemisia absinthium</i>	1	1	1	–	–	–	–
<i>Artemisia vulgaris</i>	2	–	1	2	2	–	–
<i>Cirsium vulgare</i>	1	–	–	1	–	–	–
<i>Cirsium arvense</i>	–	1	2	–	–	–	–
<i>Epilobium angustifolium</i>	1	1	1	–	2	–	–
<i>Taraxacum officinalis</i>	–	–	1	–	–	–	–
<i>Trifolium repens</i>	2	1	1	3	3	3	2
<i>Verbascum nigrum</i>	–	–	1	2	1	–	–
<b>SUMME der Arten:</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>7</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>2</b>

## 4.2 Fauna

Es wurden 130 Spinnen-, 19 Heuschrecken- und 61 Wanzenarten erfaßt. Insgesamt wurden mit den drei Hauptmethoden (Bodenfallen, Photoelektoren, Kescher) 11378 Individuen aus den 3 untersuchten Tiergruppen gefangen, die sich ungleichmäßig auf die Araneae, Heteroptera und Saltatoria verteilen (Abb. 1). Die mit 8878 Individuen schwerpunktmäßig vertretenen Spinnen wurden überwiegend aus Bodenfallen ermittelt, während die 2200 Individuen der Heteroptera hauptsächlich Kescherfänge waren. An Heuschrecken wurden mit den Hauptmethoden nur 295 Individuen erfaßt, die vor allem aus Bodenfallen und Kescherfängen stammen.

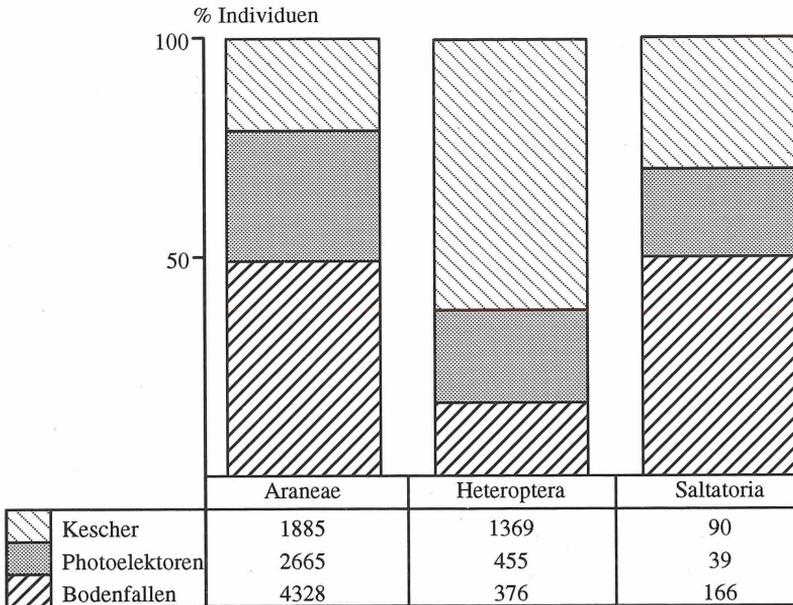


Abb. 1: Prozentuale Anteile der Kescher-, Photoelektoren- und Bodenfallenmethode am Gesamtumfang an Individuen der Araneae, Heteroptera und Saltatoria

#### 4.2.1 Abhängigkeit der Saltatoria von Bodenfaktoren

Die in unseren Breiten mit relativ wenigen, meist xerophilen Arten vertretenen Heuschrecken wurden schon frühzeitig (z. B. JAKOLEV 1959) auf ihre Habitatbindungen untersucht und als „Indikatoren des Mikroklimas“ (RÖBER 1949) eingestuft. Die entscheidende Komponente des Mikroklimas für die Biotopbindung ist nach JAKOVLEV und KRÜGER (1954) und KALTENBACH (1963) die relative Luftfeuchtigkeit, die letzterer aus der Bodenfeuchtigkeit und den z.T. aus ihr resultierenden Vegetationsverhältnissen erschließt. Der Bodenwassergehalt und die dazugehörige Bodentemperatur können sowohl Auswirkungen auf die Eigelege, als auch, durch Beeinflussung der bodennahen Luftschichten, auf die postembryonalen Stadien haben (OSCHMANN 1973). Heuschrecken benötigen für ihre Embryonalentwicklung eine artspezifische Temperatursumme und Wasserzufuhr (BRUCKHAUS 1990, INGRISCH 1983). Eine Koinzidenz von Heuschrecken- und Pflanzengesellschaften entsteht durch die gleichsinnig auf beide einwirkenden klimatischen und edaphischen Bedingungen und nicht durch die Abhängigkeit der polyphagen Heuschrecken von bestimmten Pflanzenarten.

Heuschrecken mit einer relativ weiten Lebensraumamplitude (z. B. *Chorthippus albomarginatus*) reagieren auf suboptimale Bedingungen mit geringerer Populationsgröße, stenöke Arten (z. B. *Omocestus haemorrhoidalis*) bleiben ganz aus (KÖHLER 1990).

Im folgenden wird die Wirkung des Bodenwassergehalts auf die Individuendichte der Heuschrecken untersucht. Feuchtere Standorte sind mit niederen, trockenere Standorte mit höheren Bodentemperaturen während des Tages gekoppelt, wie durch parallele Messungen der Bodentemperatur während der Bodenprobenentnahme bestätigt werden

konnte. Durch die niedrigere Wärmekapazität trockenen Bodens wärmt sich dieser während des Tages schneller und stärker auf, gibt die Wärme jedoch während der Nacht auch stärker wieder ab, so daß trockene Sandböden durch eine hohe Temperaturdynamik gekennzeichnet sind. HEMPEL und SCHIEMENZ (1963) haben 9 Bodenfeuchtigkeitsstufen unterschieden, die sie den Untersuchungen an Heuschrecken zugrunde legten. Ihre Einteilung in hygrophile, mesophile und xerophile Arten weicht z.T. von den hier gewonnenen Befunden ab, was auf das Phänomen zurückzuführen ist, daß dieselben Heuschreckenarten in unterschiedlichen Naturräumen verschiedene ökologische Nischen besetzen können (WEBER & WEIDNER 1989). Insbesondere in Schleswig-Holstein, wo viele Arten an ihre Verbreitungsgrenzen stoßen, sind einige in anderen Regionen als meso- bis hygrophil bewertete Arten auch in Trockenbiotopen zu finden (z.B. *Metrioptera roeseli*, *Chorthippus albomarginatus*).

Innerhalb der Parzellentypen „Avenella“, „Hieracium“ und „Holcus“ des großflächigen Sandtrockenrasens zeigt sich ein sehr ähnlicher zeitlicher Bodenfeuchteverlauf mit einem Minimum Anfang August. Bei der Betrachtung der Ergebnisse für die Straßenränder weichen die Werte des westexponierten Straßenrands vom Verlauf der restlichen Bodenwassergehaltswerte ab. Der ostexponierte Straßenrand wurde wegen seiner

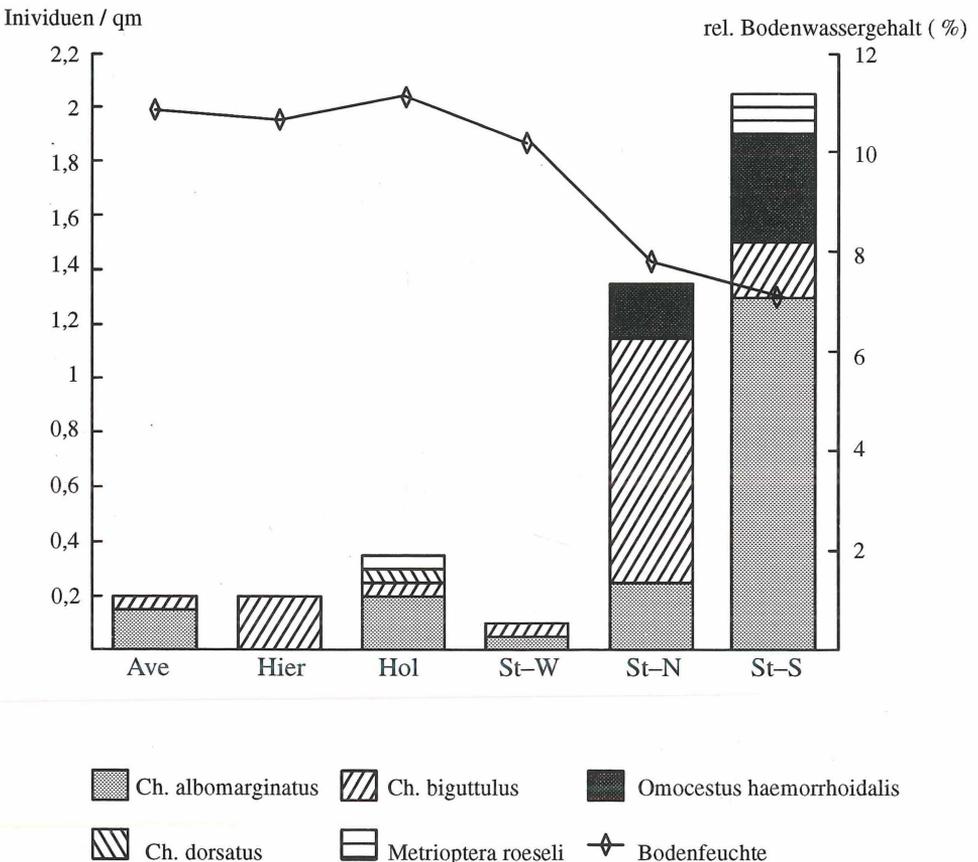


Abb. 2: Besiedlungsdichte der Heuschrecken-Arten (aus Isolationsquadratfängen) sowie relativer Bodenwassergehalt (Durchschnittswerte vom 17.6.-15.10.1990) auf den einzelnen Standorten

geringen Breite nicht berücksichtigt. Die nord- und südexponierten Straßenränder sind signifikant trockener (95 % Vertrauensbereich) als der großflächige Sand-trockenrasen.

Bezeichnend ist die relativ hohe Besiedlungsdichte auf dem nord-südlichen Straßenrandpaar und der nur auf diesen Flächen vorkommende, stark xerophile *Omocestus haemorrhoidalis* (Abb. 2). Die beiden häufigsten Arten, *Chorthippus biguttulus* und *Chorthippus albomarginatus*, werden von BELLMANN (1985) als „mäßig trockenheitsliebend“ bzw. „mäßig hygrophil“ beschrieben. Sie treten sowohl auf der großen Trockenrasenfläche als auch auf beiden Straßenrandpaaren auf, jedoch auf dem wärmsten und trockensten nord-südlichen Straßenrandpaar mit den größten Abundanzen. Interessant sind die gegenläufigen Populationsdichten dieser beiden Arten. Zwar kommen sie gemeinsam vor, doch ist im mittleren Feuchtebereich *C. albomarginatus* gegenüber *Ch. biguttulus* zurückgetreten. Auf dem südexponierten Straßenrand erreicht *Ch. albomarginatus* seine höchsten Individuendichten, gleichzeitig ist ein Rückgang der *Ch. biguttulus*-Besiedlungsdichte zu verzeichnen. Diese Beobachtung kann auf Konkurrenz oder Einfluß eines weiteren abiotischen oder biotischen Faktors hindeuten. Unter Annahme von Konkurrenz zwischen den beiden Arten läßt sich auf eine Sättigung der untersuchten Biotope hinsichtlich des Lebensformtyps „phytophage Heuschrecke“ schließen. Daher erscheint es gerechtfertigt, die Gesamtbesiedlungsdichte der Feldheuschrecken in Bezug zur Bodenfeuchte zu betrachten.

Eine negative Abhängigkeit von Bodenfeuchte der Standorte und Individuendichte der Heuschrecken ist ersichtlich. Insgesamt muß die Korrelation der Besiedlungsdichte mit dem Bodenwassergehalt als ein Ausschnitt aus dem multivariaten Beziehungsgefüge gewertet werden, nach dem sich das Vorkommen der Saltatoria richtet.

#### 4.2.2 Abhängigkeit der Araneae von der Vegetationsdichte

Verschiedene Autoren konnten zeigen, daß Artenzahl und Diversität von Spinnen signifikant mit dem Vegetationsaufbau korreliert sind (UETZ 1975; MÜHLENBERG 1980). Die Vertreter der einzelnen Spinnenfamilien fangen ihre Beute in unterschiedlichen Zonen (Straten) der Vegetation. Innerhalb der Araneae müssen mindestens zwei Lebensformen unterschieden werden: Die laufaktiven epigäischen Jäger vom Typ der *Lycosidae* und die vegetationsbewohnenden Netzbauer vom Typ der *Araneidae*. Die im Rahmen dieser Arbeit gemessene Vegetationsdichte als Summe der Durchbrechungen einer Linie auf einer bestimmten Vegetationshöhe kann für den *Lycosidae*-Typ als ein begrenzender Faktor angenommen werden, der sie bei der Beutejagd behindert. Im Gegensatz dazu benötigen die mittels Netzen fangenden Spinnen vom *Araneidae*-Typ eine gewisse Präsenz an Vegetationsstrukturen, um ihre Netze zu befestigen.

Die beiden Vegetationsdichteextrema liegen auf derselben Fläche, dem großflächigen Sandtrockenrasen, mit einem Minimum in den Hieracium- und einem Maximum in den Avenella-Parzellen (Abb. 3). Die Straßenränder nehmen eine intermediäre Stellung ein.

Ein Vergleich der Spinnenartenanzahl des netzbauend-lauernden Lebensformtyps mit der Vegetationsdichte in 15 cm Höhe zeigt tendenziell eine Zunahme an Arten mit zunehmender Vegetationsdichte, es ist jedoch keine signifikante Korrelation feststellbar (Abb.4).

Auf Artniveau wurden häufige Vertreter der *Lycosidae* und der *Araneae* ausgewählt und zu der Vegetationsdichte in Beziehung gesetzt. *Trochosa terricola* und *Trochosa ruricola*

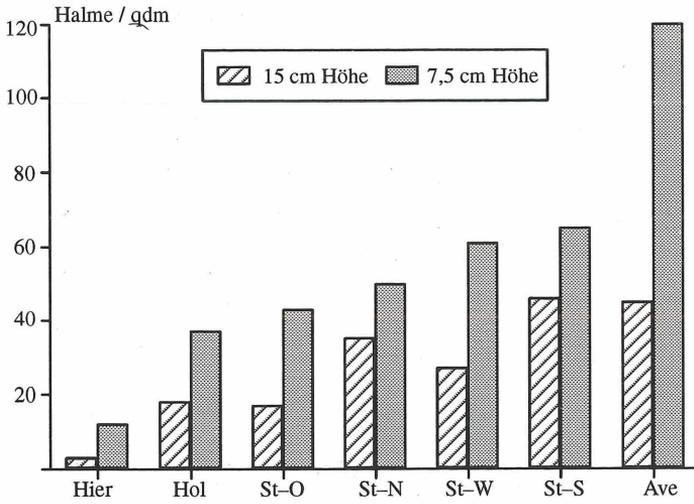


Abb. 3: Vegetationsdichte auf den Untersuchungsstandorten in 7,5 und in 15 cm Höhe

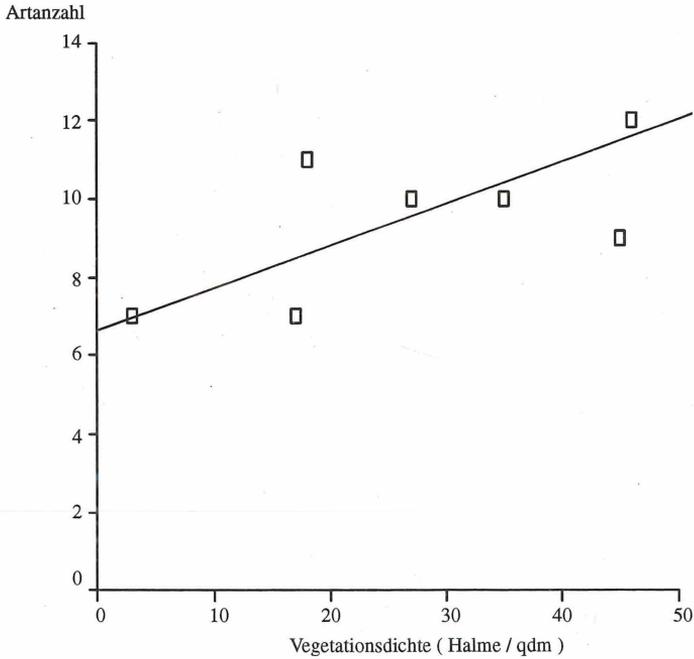


Abb. 4: Arten der netzbauenden Spinnen (aus Kescherfängen) in Bezug zur Vegetationsdichte in 15 cm Höhe

haben gegensätzliche Verbreitungsschwerpunkte auf den Untersuchungsstandorten (Abb.5). Während *T. ruricola* nur im Straßenraum auftrat, hatte *T. terricola* ihr Aktivitätsmaximum auf dem großflächigen Sandtrockenrasen.

Die häufigsten Araneae sind deutlich positiv mit der Vegetationsdichte (15 cm Höhe) korreliert (Abb.6). Auffallend ist die Diskrepanz der Individuendichten auf dem

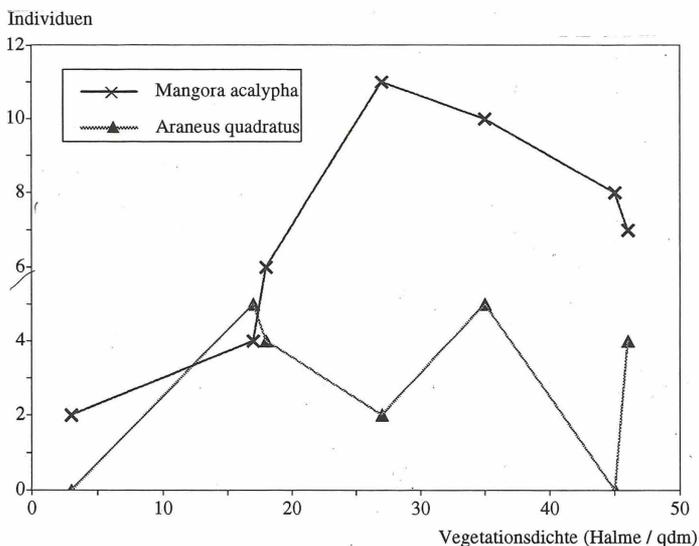


Abb. 5: Aktivitäts-Individuendichten der *Trochosa*-Arten in Bezug zur Vegetationsdichte in 7,5 cm Höhe

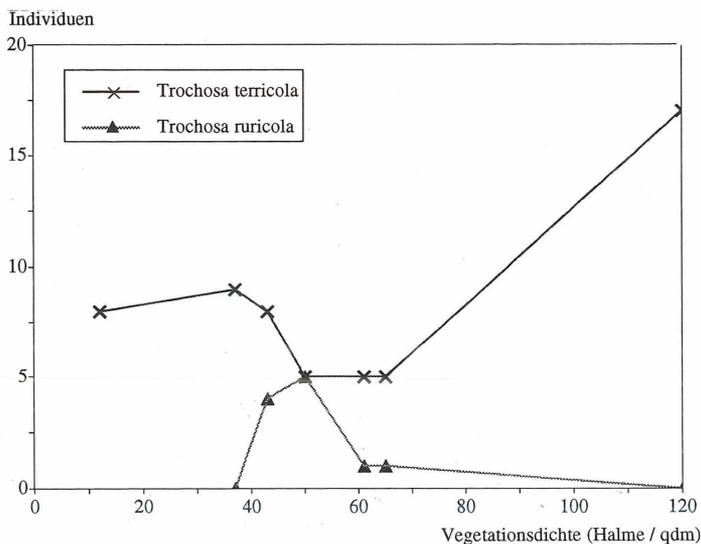


Abb. 6: Individuendichten (aus Kescherfängen) der häufigsten Radnetzspinnen in Bezug zur Vegetationsdichte in 15 cm Höhe.

westexponierten Straßenrand (Vegetationsdichte: 27 Halme/dm). *Mangora acalypha* gehört zu den kleinsten Radnetzspinnen und ist als wärmeliebende Art v.a. auf Trockenrasen und Ödland heimisch, *Araneus quadratus* präferiert langgrasige Wiesen und ist weitgehend feuchtigkeitsunabhängig (BELLMANN 1985) – diese ökologischen Einstufungen geben keine hinreichende Erklärung für die auf den Untersuchungsflächen festgestellte Verteilung der beiden Arten. Mithilfe der Vegetationsdichte können im Rahmen dieser Untersuchung keine eindeutigen Aussagen getroffen werden.

### 4.2.3 Faunistische Zonierung der Straßenränder

Ein wichtiger Gesichtspunkt bei der Beurteilung der Straßenränder ist die Prüfung der Fragen, inwieweit sich Verteilungsmuster der Tiere mit einem Umweltgradienten senkrecht zur Straße in Beziehung setzen lassen und welche Faktoren solche Verteilungen bedingen (SAYER 1989).

MADER (1987) nennt bandartig nebeneinander ausgeprägte Artengemeinschaften „Zonationsbiozönoson“. Neben einem Belastungsgradienten, hervorgerufen durch Emissionen und mechanische Belastungen, sind mikroklimatische und andere standortspezifische Zonierungen unterscheidbar. ULLMANN & HEINDL (1987) betonen besonders den Faktorengradienten zwischen Fahrbahn und Nachbarbiotop, der eine fahrbahnparallele Gliederung der spontanen Vegetation der Straßenbegleitflächen begründe, die in floristisch reichhaltigen Wärmegebieten besonders gut ausgeprägt sei. Dementsprechend ist gerade für die phytophage Fauna ein ähnlicher Gradient zu erwarten.

Um graduelle Verschiebungen von Arteninventar und Individuendichte quantifizieren zu können, wurden Bodenfallen- und Kescherfangergebnisse im straßennahen und straßenfernen Bereich ausgewertet. Die Abstände zwischen „nahen“ und „fernen“ Proben betragen durchschnittlich 4 Meter; eine Distanz, die für die untersuchten Tiergruppen in der Regel leicht zu überwinden ist (Abb. 7).

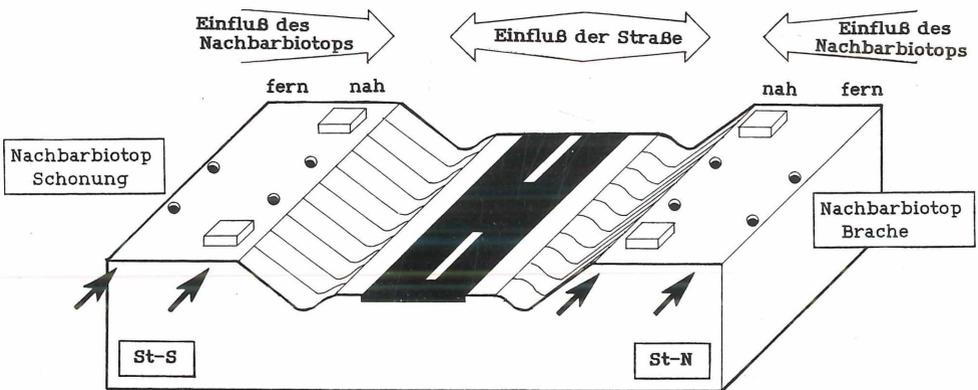


Abb. 7: Schema der Zonierung des Straßenraumes „Nord-Süd“ (St-N: nordexponierter Straßenrand, St-S: südexponierter Straßenrand) und Standorte der Probenahme. Dargestellt sind Photoelektoren (Kästen), Bodenfallen (Kreise) und Kescher (Pfeile)-Einsatz.

Der Vergleich von straßennahen und straßenfernen Zönosen wird in Abb.8 für die häufigsten phytophagen Wanzen-Arten der nord- und südexponierten Straßenränder dargestellt. Der an die Brache angrenzende nordexponierte Straßenrandbereich zeigt eine bemerkenswerte Individuenzunahme von *Exolygus pratensis* und, in abgeschwächterem Maße, von *Notostira elongata* und *Amblytylus nasatus* im straßenfernen Bereich. Zudem tritt nur hier *Coreus marginatus* auf. Die Wiesenwanze (*Exolygus pratensis*) lebt poly-phytophag an Kulturpflanzen (AFSCHARPOUR 1960) sowie an Brennessel oder Besenheide (WACHMANN 1989). *Notostira elongata* saugt an Getreide und anderen Gramineen; bei MORRIS (1979) war sie die häufigste Art auf gemähten Wiesen. *Amblytylus nasatus* wird als thermophiler Gramineensauger bezeichnet, die Lederwanze *Coreus marginatus* ist vor allem an Ampfergewächse gebunden (MELBER & HENSCHEL 1983). Speziell die beiden ersteren Arten lassen eine Bindung an das Nachbarbiotop Brache vermuten.

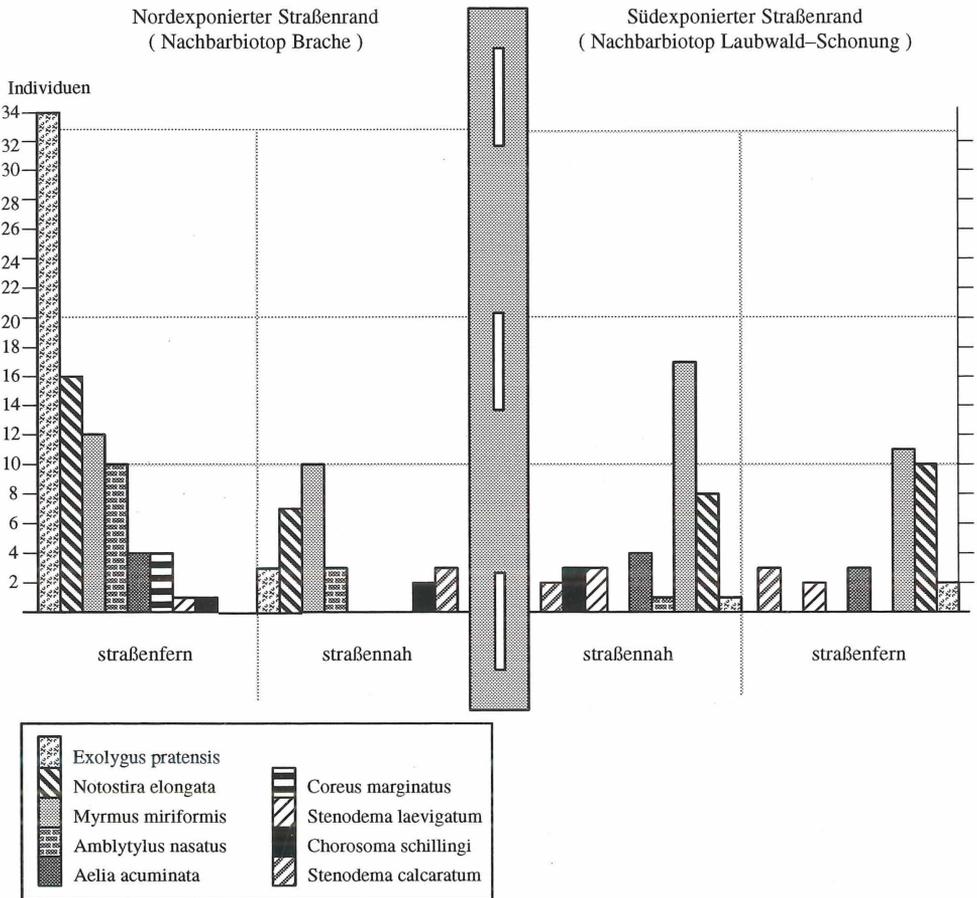


Abb. 8: Vergleich von straßennahen und straßenfernen Bereichen des Straßenraumes „Nord-Süd“. Dargestellt sind die Individuensummen von phytophagen Wanzen aus Kescherfängen, die auf mindestens einem Standort mit mehr als zwei Exemplaren vertreten waren (im Fangzeitraum vom 5. 5.–15. 10. 1990)

Auf dem gegenüberliegenden Straßenrand zeigt der straßenferne Bereich ein etwas reduziertes Heteropterenspektrum, hier scheint sich die Nähe der Laubwald-Schonung negativ auf die Vielfalt an Wanzen auszuwirken.

Die straßenferne Zone des westexponierten Straßenrands weist eine relativ hohe Zahl an charakteristischen Spinnenarten auf, zu denen viele relativ hygrophile Arten gehören (*E. dentipalpis*, *E. longipalpis*, und *Meta segmentata* - nach TRETZEL 1953, 1953; ROBERTS 1987). Der Übergang vom Straßenrand zur Nadelwald-Schonung ist auf dieser Fläche scharf ausgebildet, es gibt kaum eine Buschzone dazwischen. Daraus folgt eine häufigere Beschattung und gemäßigteres Mikroklima mit höherer Bodenfeuchte. Dementsprechend sind auf diesem Straßenrand auch einige typische Waldarten, wie *Zora spinimana* und *Pardosa lugubris* zahlreich zu finden (BELLMANN 1984; MADER 1979).

Die nord- und südexponierten Straßenränder sind durch relativ milde Übergänge vom Straßenrand zum Nachbarbiotop gekennzeichnet. Die straßenferne Fauna dieser Standorte ist insgesamt wärmeliebend, es treten typische Trockenrasenarten wie *Mangora acalypha*, *Sphragisticus nebulosus* und der in Schleswig-Holstein auf Lauenburg beschränkte *Beosus maritimus* auf (BELLMANN 1984; RIEGER 1989; WAGNER & WEBER 1967).

#### 4.2.4 Heterogenität des Sandtrockenrasens

Obwohl die Parzellentypen des großflächigen Sandtrockenrasens keine voneinander isolierten Lebensräume darstellen, sind durch die Struktur der *Avenella flexuosa*-, *Hieracium pilosella*- und *Holcus lanatus*-Parzellen kleinräumige Differenzierungen der Synusien vorzufinden. Die Tabelle 2 veranschaulicht an biotischen Zustandsgrößen, biotischen und abiotischen Faktoren, nach aufsteigenden Rangfolgen geordnet, Unterschiede zwischen den drei Parzellentypen und in welchem Wertebereich sich diese bewegen.

Größtenteils stehen die *Holcus*-Parzellen am oberen Ende der Rangfolge, nur einmal (Schlüpfdichte der Wanzen) ist der Maximalwert bei den *Hieracium*-Parzellen zu finden. Die ökologischen Gruppen des Epigaions sind auf den *Avenella*-Parzellen unterrepräsentiert, wohingegen hier die meisten Heteroptera des Hypergaions vorkommen.

Das Vorkommen vieler phytophager Wanzenarten ist eng an bestimmte Pflanzenarten oder -gesellschaften gebunden (MELBER & HENSCHEL 1983), die als Larval- oder Imaginalhabitat dienen. Die Verteilung der Heteroptera auf dem großflächigen Sandtrockenrasen bestätigt die Präferenz der unterschiedlichen Wanzenarten für bestimmte Parzellentypen - und damit für bestimmte Pflanzenarten. Charakteristische Vertreter der *Avenella*-, *Hieracium*- und *Holcus*-Parzellen sind auf der Abbildung 9 dargestellt.

Die Pflanze-Wanze-Beziehungen auf den Parzellen des Kleinen Habichtskrauts sind besonders ausgeprägt. Insbesondere *Orthocephalus saltator*, *Hoplomachus thunbergi* und *Megalonotus chiragra* sind eng an *Hieracium* gebunden (WAGNER 1937, GULDE 1936) und finden auf den großflächigen Beständen des Sandtrockenrasens ideale Lebensbedingungen. In den *Avenella*-Parzellen finden sich mehr „schlanke“, für das Leben in den Halmen ausgerüstete Vertreter, wie das Grasgespenst (*Chorosoma schillingi*) und *Leptopterna ferrugata*. Besonders hervorzuheben für die *Hieracium*- und *Holcus*-Parzellen ist das starke Vorkommen der Netzwanzen *Dictyonota tricornis* und *Acalypta parvula*, die beide trockene Böden bevorzugen.

Tab. 2: Vergleich der Trockenrasenparzellen. Die Ergebnisse beziehen sich auf adulte Individuen.

Ave: *Avenella flexuosa*-Parzellen; Hie: *Hieracium pilosella*-Parzellen; Hol: *Holcus lanatus*-ParzellenI<sub>b</sub>: Aktivitäts-Individuendichte / Bodenfälle / Tag × 100 (5. 5.–15. 10. 90)I<sub>k</sub>: Individuen / 30 Kescherschläge (12 Fangtermine, 5. 5.–15. 10. 90)I<sub>p</sub>: Individuen / m<sup>2</sup> / Tag (15. 5.–15. 10. 90)I<sub>s</sub>: Individuensumme    A: Artenanzahl    D: Diversität

Biotische Zustandsgrößen		Rangfolge		Wertespanne		
EPIGAION (Bodenfallen)	aktiv-jagende ARANEAE	I <sub>b</sub> A D	Ave < Hie < Hol Ave < Hie < Hol Hol < Hie < Ave	71 6 1,71–	–109 –20 2,14	
	bodenlebende HETEROPTERA	I <sub>b</sub> A D	Ave < Hie < Hol Ave < Hie = Hol Ave < Hie < Hol	3,4 2 0,31–	–49,1 –6 0,77	
	HYPERGAION (Kescherfänge)	netzbauende ARANEAE	I <sub>k</sub> A D	Hie < Ave < Hol Hie < Ave < Hol Hie < Ave < Hol	0,8 7 1,89–	–1,5 –11 2,32
		vegetationsbewohnende HETEROPTERA	I <sub>k</sub> A D	Hol < Hie < Ave Hie < Hol < Ave Ave < Hie < Hol	1,8 9 1,4	–4,9 –11 –1,96
		„SCHLÜPFDICHTEN“ (Photoelektoren)	ARANEAE	I <sub>p</sub> A D	Hie < Hol < Ave Hie < Hol = Ave Hie < Ave < Hol	0,6 16 2,21–
	HETEROPTERA		I <sub>p</sub> A D	Ave < Hol < Hie Hie < Ave < Hol Hie < Ave < Hol	0,3 8 0,87–	–2,0 –14 2,35
Biotische Faktoren						
VEGETATION	DICHTE (Halme/ dm <sup>2</sup> )	7,5	Hie < Hol < Ave	12	–120	
	in cm Höhe	15	Hie < Hol < Ave	3	–45	
	PFLANZENARTEN	A	Ave < Hie < Hol	28	–38	
		D	Ave < Hie < Hol	3,2	–3,5	
Abiotische Faktoren						
STANDORT	BODENFEUCHTE (%)		Hie < Ave < Hol	10,64–	11,11	
	NITRATGEHALT (ppm)		Hie = Ave < Hol	37,5	–42,5	

Unter Hinzuziehen von Tab. 1 und Abb. 10 können folgende Aussagen getroffen werden:

Die *Avenella*-Parzellen sind durch einen artenärmeren (28 Arten), dichten Pflanzenbestand gekennzeichnet. Der Temperaturverlauf aus Dataloggermessungen im und auf dem Boden unterliegt innerhalb 24 Stunden keinen großen Schwankungen. Bodenfeuchte und Nitratgehalt nehmen mittlere Werte ein.

Die *Hieracium*-Parzellen zeichnen sich durch einen niedrigen, lückigeren und exponierteren Pflanzenbewuchs aus, der relativ viele Trockenrasenzeiger enthält. Das

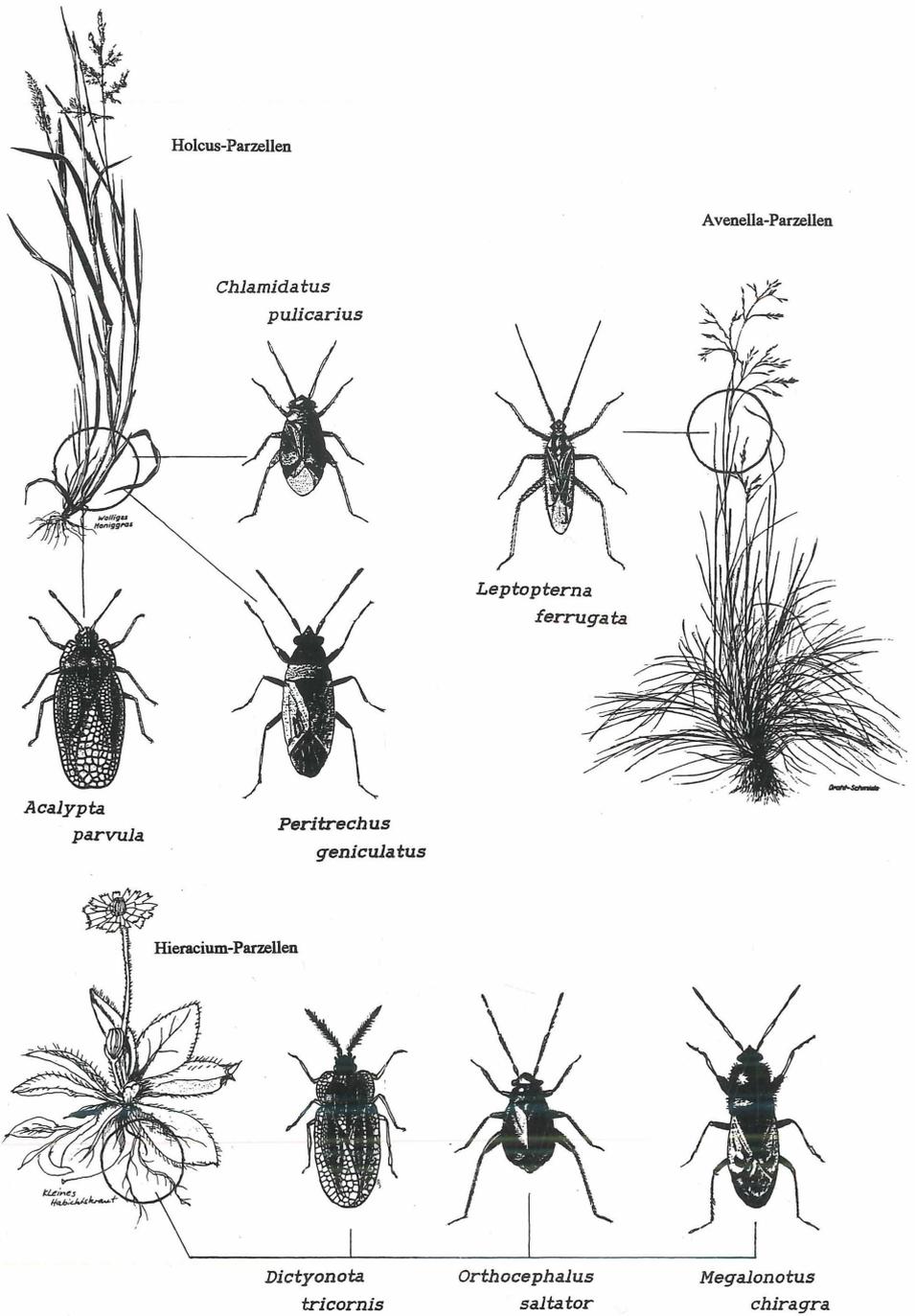


Abb. 9: Charakteristische Wanzen-Arten der Sandtrockenrasen-Parzellen

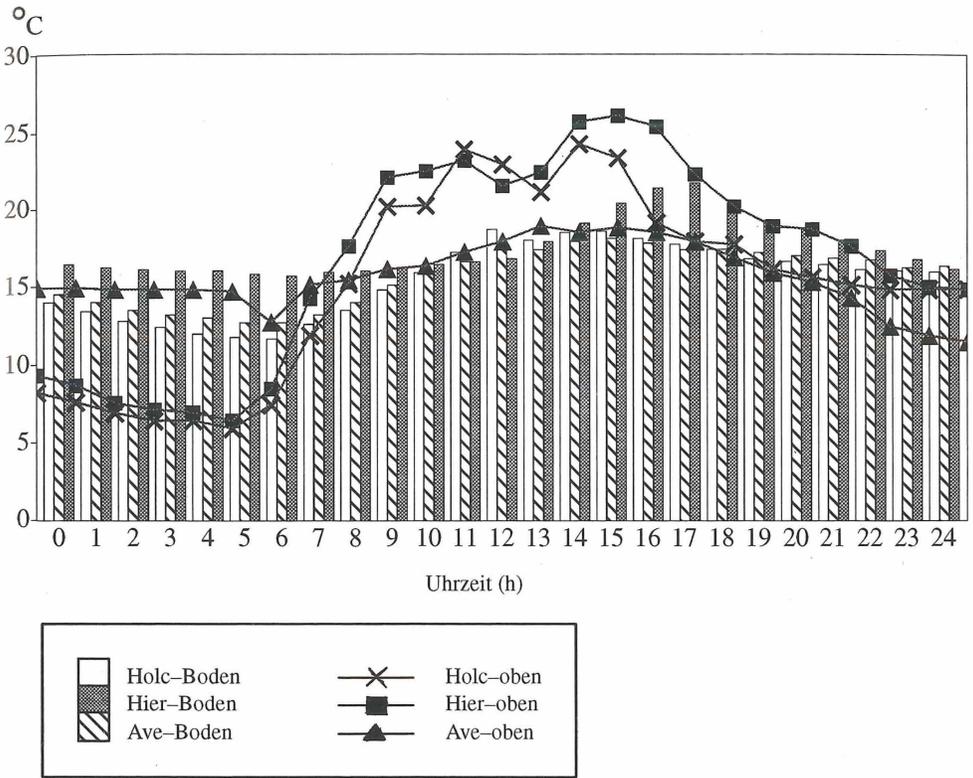


Abb. 10: Temperaturverlauf in den untersuchten Parzellen des Sandtrockenrasens. Ergebnis der Datalogger-Messungen über einen Zeitraum von 24 Stunden (am 8. 8. 1990)

Vorkommen des Heidegünsels (*Ajuga genevensis*) und die geringen Nitratwerte lassen auf Stickstoffarmut schließen. Die extremen Temperaturschwankungen der Bodenoberfläche zwischen Tag und Nacht, sowie die niedrigen Bodenfeuchtwerte erfordern spezielle Anpassungen der Fauna. Hier finden sich einige speziell an *Hieracium* gebundene Wanzen-Arten.

Die Holcus-Parzellen beinhalten die artenreichste (38 Arten), aber auch heterogenste Flora mit den meisten Stickstoffzeigern. Das Vorkommen von Charakterarten der ruderalen, nährstoffreichen Säume, wie Rainfarn (*Tanacetum vulgare*) und Beifuß (*Artemisia vulgaris*), fällt zusammen mit dem höchsten Nitratgehalt des großflächigen Sandtrockenrasens. Die Temperatur im Boden weist höhere Unterschiede zwischen Tag und Nacht als in den Hieracium-Parzellen auf.

Insgesamt zeigt sich ein heterogenes Verteilungsmuster der abiotischen und biotischen Faktoren auf der Sandtrockenrasenfläche.

#### 4.2.5 Vergleich Straßenränder - großflächiger Sandtrockenrasen

Die Auswertung beschränkt sich im weiteren auf die in der Mitte der Straßenränder (straßennah) gelegenen Bereiche, um den Einfluß des Nachbarbiotops möglichst niedrig zu halten. Der ostexponierte Straßenrand wird aufgrund seiner Struktur- und Artenar-

mut nicht berücksichtigt. Die Heterogenität des Sandtrockenrasens im Hinblick auf die für die Fauna relevanten abiotischen und biotischen Faktoren macht es sinnvoll, die Parzellen zunächst getrennt auszuwerten. Dadurch wird eine genauere kausale Analyse im abschließenden Vergleich zwischen linienhaften und flächigen Trockenbiotopen möglich.

#### 4.2.5.1 Heteroptera

Die Tabelle 3 stellt die Aktivitätsdichten der adulten Wanzen aus Bodenfallen dar. Die Einteilung richtet sich nach den Hauptvorkommen der Arten, sortiert nach Standorten. Auffallend sind die höheren Aktivitätsdichten auf dem Sandtrockenrasen, die vor allem durch das massive Auftreten der Netzwanzen (*Tingidae*) gekennzeichnet sind.

Tab. 3: Aktivitätsdichten der adulten Wanzen (Individuen/Bodenfalle/Tag × 100)

I: Hauptvorkommen auf dem großflächigen Sandtrockenrasen

II: Hauptvorkommen auf den Straßenrändern

Ave: *Avenella*-Parzellen

Hie: *Hieracium*-Parzellen

Hol: *Holcus*-Parzellen

St-N: nordexp. Straßentr.

St-S: südexp. Straßentr.

St-W: westexp. Straßentr.

		Ave	Hie	Hol	St-N	St-S	St-W
I <sub>Av</sub>	<i>Notostira elongata</i>	0,61	.	.	.	.	.
	<i>Polymerus unifasciatus</i>	.	0,31	.	.	.	.
	<i>Hoplomachus thunbergi</i>	.	0,31	.	.	.	.
	<i>Chlamidatus pulicarius</i>	.	1,23	0,31	.	.	.
I <sub>Hi</sub>	<i>Orthocephalus saltator</i>	.	1,53	.	.	.	.
	<i>Megalonotus chiragra</i>	.	1,84	0,61	.	.	.
	<i>Dictyonota tricornis</i>	0,31	14,11	11,66	4,29	0,31	.
I <sub>Ho</sub>	<i>Rhyparochromus lynceus</i>	.	.	0,31	.	.	.
	<i>Peritrechus geniculatus</i>	.	.	0,92	.	.	.
	<i>Acalypta parvula</i>	3,07	18,10	35,28	1,23	0,92	0,92
II <sub>N</sub>	<i>Myrmus miriformis</i>	.	.	.	0,61	0,31	.
II <sub>S</sub>	<i>Aptus major</i>	.	.	.	.	0,31	.
	<i>Beosus maritimus</i>	.	.	.	.	0,31	.
	<i>Orthotylus tenellus</i>	.	.	.	.	0,31	.
II <sub>W</sub>	<i>Nabis boops</i>	.	.	.	.	.	0,31
	<i>Plinthisus brevipennis</i>	.	.	.	.	.	0,31
II <sub>0</sub>	<i>Nabis flavomarginatus</i>	.	.	.	0,31	0,31	.
	<i>Stenodema laevigatum</i>	.	.	.	.	0,31	0,31
	<i>Nabis pseudoferus</i>	.	.	.	.	0,31	0,31
	<i>Myrmedobia coleoptrata</i>	.	.	.	0,31	.	0,31
	Σ Arten (20)	3	7	6	5	9	6

Die mit Hilfe der Photoelektoren aus den Besiedlungsdichten bestimmbare Besiedlungsdominanz (Schlüpfdominanz) veranschaulicht Tabelle 4. Jedem Standort sind die dominanten Arten mit den dazugehörigen Habitatpräferenzen zugeordnet.

Tab. 4: Besiedlungsdominanz der Heteroptera (17. 5.–15. 10. 90) sowie ökologische Zuordnung, ohne Berücksichtigung der rezedenten und subrezedenten Arten.

GSa : großflächiger Sandtrokenrasen

Str : Straßenränder

xxx : Die Art wurde nur auf GSa bzw. Str nachgewiesen

xx : Die Art ist in GSA bzw. Str mindestens 9 x häufiger vertreten

x : Die Art ist in GSa bzw. Str mindestens doppelt so häufig vertreten

■ : eudominant      F : Feldart (offenes Gelände)      e: euryök  
 +: dominant      H: Heide- u. Trockenrasenart      t: thermophil  
 \*: subdominant      v : vegetationsschichtbewohnend      b : bodenlebend

	Ave	Hie	Hol	St-N	St-S	St-W	Habitat- präferenz	GSa	Str
<i>Leptopterna ferrugata</i>	■						v, t	xxx	
<i>Nabis boops</i>	■						F, b	xxx	
<i>Berytinus signoreti</i>	+		*				F, v	xxx	
<i>Chorosoma schillingi</i>	*						H, v, t	xxx	
<i>Geocoris dispar</i>	*						H, b	xxx	
<i>Amblytylus nasatus</i>	*						v, t	xxx	
<i>Beosus maritimus</i>	*						H, b, t	xxx	
<i>Aelia acuminata</i>	*						v, e	xxx	
<i>Orthocephalus saltator</i>		■	+				v	xxx	
<i>Megalonotus chiragra</i>		■	■				b, t	xxx	
<i>Hoplomachus thunbergi</i>		+	*				F, v	xxx	
<i>Chlamydatus pulicarius</i>			■				H, v	xxx	
<i>Chlamydatus pullus</i>			+				H, v	xxx	
<i>Peritrechus geniculatus</i>	*		+				b	xxx	
<i>Acalypta parvula</i>			*				F, b	xxx	
<i>Nabis pseudoferus</i>			*				v	xxx	
<i>Plagiognathus chrysanthemii</i>			*	■	+		v		
<i>Stygnocoris pedestris</i>	*		*	■	+	+	H, b	x	
<i>Exolygus pratensis</i>				+			v, e		xxx
<i>Piesma capitata</i>				+			v		xxx
<i>Anthocoris nemorum</i>				*			v, e		xxx
<i>Coreus marginatus</i>				*			v		xxx
<i>Dolycoris baccarum</i>				*			v, e		xxx
<i>Pithanus maerkeli</i>				*			v		xxx
<i>Rhopalus parumpunctatus</i>				*			v, e		xxx
<i>Sphragisticus nebulosus</i>				*			H, b, t		xxx
<i>Stictopleurus abutilon</i>				*			H, v, t		xxx
<i>Trapezonotus arenarius</i>				*			H, b		xxx
<i>Myrmus miriformis</i>	+		■	+	■	+	F, v, e		
<i>Nabis flavomarginatus</i>	*			*	■		H, v		x
<i>Notostira elongata</i>			*	■	■		F, v, e		xx
<i>Capsus ater</i>					+		v, t		xxx
<i>Nabis rugosus</i>				*	+		v, e		xxx
<i>Myrmedobia coleoptrata</i>				■			v		xxx
<i>Megaloceraea recticornis</i>						+	v		xxx
<i>Plinthisus brevipennis</i>						+	H, b		xxx

Anhand der Tabelle 5, die die Gesamtartenzahlen der Wanzen aus allen Methoden in verschiedene Kategorien einteilt, wird ersichtlich, daß die *Hieracium*-Parzellen die geringsten Artenanzahl an Heteropteren aufweist und die höchste auf dem nordexponierten Straßenrand zu finden ist. Trotz dieser allgemein auf die beiden Standortkomplexe übertragbaren Tendenz finden sich wenige Arten (5), die auf *allen* Straßenrändern vertreten sind, während die Parzellen des großflächigen Sandtrockenrasens – sicherlich auch durch ihre räumliche Nähe – immerhin 7 gemeinsame Arten vorzuweisen haben.

Tab. 5: „Artenanzahlen“ aus Bodenfallen, Photoektoren und Kescherfängen. Berücksichtigt wurden alle bis zur Art bestimmaren Individuen der Heteroptera.

Ave: *Avenella*-Parzellen                      Hie: *Hieracium*-Parzellen  
 St-N: nordexponierter Straßenrand        Hol: *Holcus*-Parzellen  
 St-W: westexponierter Straßenrand        St-S: südexponierter Straßenrand

	Sandtrockenrasen			Straßenränder		
	Ave	Hie	Hol	St-N	St-S	St-W
Artenanzahl	22	15	20	27	24	14
<u>nur</u> auf diesem Standort	2	1	–	6	3	3
Flächigem Sandtrockenrasen bzw. Straßenrändern gemeinsame Arten		7			5	
Artenanzahl insgesamt		32			42	
Sandtrockenrasen <u>und</u> Straßenrändern gemeinsame Arten				21		
Artenanzahl insgesamt				55		

Es lassen sich anhand der Heteropteren-Funde folgende Aussagen treffen:

- Die Arten der Straßenränder sind größtenteils euryök
- Die Artenanzahl der Straßenränder ist höher als die des Sandtrockenrasens
- Die Individuenzahlen sind auf dem Sandtrockenrasen höher und zugunsten der *Miridae*, *Lygaeidae* und *Tingidae* verschoben

#### 4.2.5.2 Araneae

Die Tabelle 6 stellt die Aktivitätsdichten aller mit Bodenfallen gefangenen adulten Spinnen dar.

Tab. 6: Aktivitätsdichten der adulten Spinnen (Individuen/Bodenfalle/Tag × 100)

I : Hauptvorkommen auf dem großflächigen Sandtrockenrasen

II : Hauptvorkommen auf den Straßenrändern

III: Mit ähnlichen Abundanzen auf beiden Standortkomplexen vertreten

		Ave	Hie	Hol	St-N	St-S	St-W
I <sub>Av</sub>	<i>Alopecosa fabrilis</i>	0,31	.	.	.	.	.
	<i>Centromerita bicolor</i>	0,92	.	.	.	0,31	.
	<i>Enoplognatha thoracica</i>	0,61	.	0,31	0,31	.	.
I <sub>Hi</sub>	<i>Alopecosa accentuata</i>	.	0,31	.	.	.	.
	<i>Erigone dentipalpis</i>	.	0,31	.	.	.	.
	<i>Micrargus subaequalis</i>	.	2,15	.	.	.	.
	<i>Pardosa agrestis</i>	14,42	37,12	24,85	3,68	8,28	0,31
	<i>Phrurolithus festivus</i>	0,61	3,07	0,31	0,31	0,31	2,76
	<i>Typhochrestus digitatus</i>	.	0,92	.	.	.	.
I <sub>Ho</sub>	<i>Microlinyphia pusilla</i>	.	.	0,31	.	.	.
	<i>Pardosa palustris</i>	11,66	14,42	52,45	25,46	21,17	2,45
	<i>Stemonyphantes lineatus</i>	.	.	0,31	.	.	.
	<i>Tapinocyba praecox</i>	1,53	5,83	11,96	.	2,45	.
	<i>Walckenaeria acuminata</i>	.	.	2,15	.	.	.
I <sub>0</sub>	<i>Centromerita concinna</i>	0,31	1,53	0,92	.	.	.
	<i>Meioneta rurestris</i>	.	1,84	1,23	.	0,31	.
	<i>Oedothorax fuscus</i>	.	0,31	0,31	.	.	.
	<i>Pachygnatha degeeri</i>	1,84	1,23	3,37	1,84	.	0,31
	<i>Pardosa monticola</i>	11,66	17,48	11,35	4,91	11,96	0,31
	<i>Trochosa terricola</i>	5,21	2,45	2,76	1,53	1,53	1,53
	<i>Tiso vagans</i>	2,76	5,83	7,67	2,15	2,15	1,23
II <sub>N</sub>	<i>Agroeca brunnea</i>	.	.	.	0,31	.	.
	<i>Clubiona diversa</i>	0,61	0,31	.	2,15	1,23	0,92
	<i>Micrargus herbigradus</i>	.	.	.	1,53	0,31	0,61
	<i>Minyriolus pusillus</i>	.	.	.	0,61	.	.
	<i>Oedothorax apicatus</i>	.	.	.	0,61	.	0,31
	<i>Oedothorax retusus</i>	.	.	.	0,31	.	.
	<i>Ostearius melanopygius</i>	.	.	.	0,31	.	.
	<i>Robertus lividus</i>	.	.	.	0,61	.	.
	<i>Theridion bimaculatum</i>	.	.	.	0,61	.	.
	<i>Trochosa ruricola</i>	.	.	.	1,53	0,31	0,31
	<i>Walckenaeria cucullata</i>	.	.	.	0,31	.	.
	<i>Xerolycosa miniata</i>	.	.	.	0,31	.	.
<i>Xysticus erraticus</i>	0,61	.	.	3,68	0,61	0,31	
II <sub>S</sub>	<i>Agelena labyrinthica</i>	.	.	.	.	0,61	.
	<i>Araneus quadratus</i>	.	.	.	.	0,31	.
	<i>Cheiracanthium virescens</i>	.	0,61	0,31	.	1,53	0,61
	<i>Diplostyla concolor</i>	.	.	.	0,31	1,23	0,31
	<i>Euophrys aequipes</i>	.	.	.	.	0,31	.
	<i>Hahnina nava</i>	.	.	.	0,31	1,53	0,61
	<i>Heliophanus auratus</i>	.	.	.	.	0,61	.
	<i>Pisaura mirabilis</i>	.	.	.	.	0,61	.
	<i>Tibellus oblongus</i>	.	.	.	.	0,61	.
	<i>Trichopterna cito</i>	.	.	.	.	0,31	.
	<i>Alopecosa cuneata</i>	0,61	1,23	2,15	.	5,21	.
<i>Alopecosa pulverulenta</i>	2,15	.	0,92	0,31	5,83	0,61	

	Ave	Hie	Hol	St-N	St-S	St-W
						0,92
						1,23
						1,23
						0,31
						0,31
						3,68
	0,31			0,61	0,92	2,76
II <sub>w</sub>						0,61
						9,82
						0,61
	0,31	0,31	0,61	0,61	2,15	
		0,31	0,31		0,61	1,23
					0,31	0,61
	0,61		0,31	0,92	1,53	1,23
			0,61	0,31	1,23	0,92
		0,31		1,84	3,68	3,37
				0,31		0,31
			0,31	1,23	0,61	0,92
II <sub>0</sub>				0,31		0,31
				0,92	1,53	2,45
	1,23			1,23	1,53	2,15
				1,53		1,84
			0,31	1,53	1,23	
	0,61		3,37	2,15		0,31
	0,31			0,31		0,31
	0,61			0,61		
			0,31	0,31		
	0,61					0,61
	1,84	0,92	2,15	2,15	0,92	0,31
	0,31					0,31
	1,23	0,92	0,31			3,07
	1,23	3,37	1,23	3,99	2,76	3,37
	1,53			0,92	0,31	0,61
III	0,61			0,92		0,61
	3,07	0,92	0,61	5,21	1,23	0,31
	15,64		1,53	3,99	8,28	24,85
	5,83	0,61	0,31	0,61	4,60	0,31
		0,61			0,31	
		0,31			0,31	
	0,92	2,76	2,15	1,84	1,84	
	1,23	0,92	0,31	1,23	0,61	
	2,76	1,84	4,60	3,68	1,84	
		0,92	1,53	0,61	1,84	0,31
	0,61	1,23	1,53		2,15	0,92
		1,23		0,61	0,31	1,23
Σ Arten (93)	37	33	37	53	49	56

Die Einteilung richtet sich nach dem jeweiligen Hauptvorkommen (I oder II) der Arten, sortiert nach Standorten. Im Block III werden die Arten zusammengefaßt, deren Abundanzen keine Rückschlüsse auf ihre Biotoppräferenzen in den Untersuchungsgebieten zulassen. Die größten Abundanzwerte erreichen *Pardosa agrestis*, *Pardosa palustris* und *Pardosa monticola* aus der Familie der *Lycosidae*.

Aus den Ausbeuten der Photoelektorfänge gewonnene Besiedlungsdichten veranschaulicht Tabelle 7. Jedem Standort sind die dominanten Arten mit den dazugehörigen Habitatpräferenzen, falls bekannt, zugeordnet. Besonders hervorzuheben ist die Tatsache, daß es unter den Spinnen offenbar weniger Arten gibt (i. G. zu den Wanzen), die ausschließlich auf dem großflächigen Sandtrockenrasen oder den Straßenrändern nachgewiesen wurden, d. h. sie scheinen homogener verteilt zu sein. Anhand der Tabelle 8, die die Gesamtartenanzahl der Spinnen aus allen Methoden in verschiedene Kategorien einteilt, wird erkennbar, daß die Hieracium-Parzellen die geringste Artenanzahl aufweisen, während die höchste auf dem westexponierten Straßenrand zu finden ist. Diese an eine Nadelwaldschonung angrenzende Straßenbegleitfläche zeigt ebenfalls die meisten nur auf diesem Standort nachgewiesenen Arten. Ergänzend ist festzustellen, daß die sich nord-südlich gegenüberliegenden Straßenränder eine bemerkenswerte Übereinstimmung im Spinnenarteninventar mit dem großflächigen Sandtrockenrasen beinhalten. Das Arteninventar der Straßenränder ist einheitlicher als das der Trockenrasenparzellen; es sind 47 % der straßenrandeigenen Arten auf allen Straßenrändern vorzufinden, während nur 36 % der dem großflächigen Sandtrockenrasen eigenen Arten alle Parzellen zu bewohnen scheinen. Insgesamt 84 % der Arten des großflächigen Sandtrockenrasens kommen auch auf den Straßenrändern vor.

Es lassen sich anhand der Araneaen-Funde folgende Aussagen treffen:

- Die Artenanzahl der Straßenränder ist höher als auf dem Sandtrockenrasen
- Die Besiedlungsdichte der Straßenränder größer als auf dem Sandtrockenrasen
- Auf beiden Standortkomplexen kommen viele Trockenrasen-Arten vor
- Ein hoher *Lycosidae*-Anteil ist für alle Standorte charakteristisch

Tab. 7: Besiedlungsdominanz der Araneae (17. 5.–15. 10. 90) sowie ökologische Zuordnung, ohne Berücksichtigung der rezedenten und subrezedenten Arten .

GSA: großflächiger Sandtrockenrasen      Str: Straßenränder

xxx: Die Art wurde nur auf GSA bzw. Str nachgewiesen

xx: Die Art ist in GSA bzw. Str mindestens 9 x häufiger vertreten

x: Die Art ist in GSA bzw. Str mindestens doppelt so häufig vertreten

■: eudominant	F: Feldart (offenes Gelände)	x: xerophil
+: dominant	W: Waldart	h: hygrophil
*: subdominant	P: Pionierart	(h): hemihygrophil
	H: Heideart	t: thermophil

e: euryhygr

	Ave	Hie	Hol	St-N	St-S	St-W	Habitat- präferenz	GSa	Str
<i>Clubiona diversa</i>	■		*	*	+	■	F, (h)	xx	
<i>Pachygnatha degeeri</i>	■		+	+			F, e, t	xx	
<i>Trochosa terricola</i>	+		*	*			F, (h), t		
<i>Clubiona neglecta</i>	*		*				F, (x)	x	
<i>Gongylidiellum latebricola</i>	*						F, (h)		
<i>Centromerita concinna</i>	*	*	*				H, (x)	xxx	
<i>Lepthyphantes mengei</i>	*						h, t	xxx	
<i>Typhochrestus digitatus</i>		■					x, t	xx	
<i>Pardosa agrestis</i>		+					F, ?	xxx	
<i>Theridion impressum</i>		*					F, t	x	
<i>Zelotes electus</i>		*					(h), t	x	
<i>Haplodrassus signifer</i>		*					x, t		
<i>Tapinocyba praecox</i>		+	■		*		(x), t	x	
<i>Pardosa palustris</i>			+				F, (h), t	x	
<i>Meioneta rurestris</i>		*	+				P, e, t	x	
<i>Tiso vagans</i>		*	*				F, e		
<i>Pardosa monticola</i>			*				H, x	xxx	
<i>Tibellus oblongus</i>			*				F, e, t		
<i>Araeoncus humilis</i>	*		*				F, e		
<i>Mioxena blanda</i>	*		*				F	xxx	
<i>Euophrys frontalis</i>			*	■	+	+	(h), t		xx
<i>Meioneta beata</i>				+	*	*	(h), t		x
<i>Pelecopsis parallela</i>	*	*		+	+		F, e, ?	x	
<i>Lepthyphantes ericaeus</i>				*			H, x, ?		xxx
<i>Agalenatea redii</i>				*			H, x		xxx
<i>Enoplognatha ovata</i>				*			(h)		x
<i>Microlinyphia pusilla</i>				*			e, t	x	
<i>Pisaura mirabilis</i>				*			F, e, t	xxx	
<i>Araneus quadratus</i>				*			F, h	x	
<i>Erigone atra</i>		*		*			P, h		
<i>Micaria pulicaria</i>				*		☒	e, t		xxx
<i>Steatoda phalerata</i>		■		■	■	+	H, t		xx
<i>Enoplognatha thoracica</i>			*	*	+		F, (h), t		x
<i>Phlegra fasciata</i>		*		*	*		(h), t		x
<i>Zelotes serotinus</i>				*	*		x		xxx
<i>Metopobactrus prominulus</i>						+	F		xxx
<i>Pardosa pullata</i>					*	+	h		x
<i>Crustulina guttata</i>						*	(h), t		xxx
<i>Neon sp.</i>						*	W, (h)		xxx
<i>Thanatus striatus</i>						*	H		xxx
<i>Pocadicnemis pumila</i>						*	e		x
<i>Zora spinimana</i>						*	W/P, e		xxx
<i>Drassodes pubescens</i>						*	x, t		xxx
<i>Robertus lividus</i>		*				*	W/P, (h)		x
<i>Tapinopa longidens</i>						*	H, h		xxx
<i>Evarcha falcata</i>						*	W		xxx
<i>Cnephalocotes obscurus</i>						*	h		x
<i>Heliophanus flavipes</i>						*	H, x		x

Tab. 8: „Artenzahlen“ aus Bodenfallen, Photoelektoren und Kescherfängen. Berücksichtigt wurden alle bis zur Art bestimmbaren Individuen der Araneae.

Ave: *Avenella*-Parzellen                      St-N: nordexponierter Straßenrand  
 Hie: *Hieracium*-Parzellen                    St-S: südexponierter Straßenrand  
 Hol: *Holcus*-Parzellen                        St-W: westexponierter Straßenrand

	Sandtrockenrasen			Straßenränder		
	Ave	Hie	Hol	St-N	St-S	St-W
Artenanzahl	57	45	56	77	67	82
<u>nur</u> auf diesem Standort	2	–	1	7	2	12
Sandtrockenrasen bzw. Straßenrändern gemeinsame Arten	28			50		
Artenanzahl insgesamt Sandtrockenrasen <u>und</u> Straßenrändern gemeinsame Arten	77			106		
Artenanzahl insgesamt	121					

#### 4.2.5.3 Saltatoria

Die Besiedlungsdichte an Heuschrecken ist auf dem großflächigen Sandtrockenrasen im Gegensatz zu den nord- und südexponierten Straßenrändern äußerst gering. Um generelle Aussagen über straßenrandtypische Heuschreckenarten des Bückener Sanders machen zu können, wurden 8 weitere Straßenränder der Kreisstraße 28 regelmäßig begangen, die sämtlich auf der 7 km langen Strecke zwischen den nord-süd- und west-ost-exponierten Straßenrandpaaren liegen.

Desweiteren wurden die Heuschreckenkartierungen auf naheliegende Gebiete, wie Bundesgrenzschutzübungsgelände, kleinflächige isolierte Trockenrasen, Heiden und Wiesen ausgedehnt. Es ergibt sich ein vollständigeres Bild des Artenspektrums im Untersuchungsgebiet; seltene oder mit den „konventionellen“ Methoden nicht nachgewiesene Arten konnten registriert werden.

Mit der Transektmethode läßt sich nicht die Individuendichte ermitteln, sie dient lediglich der qualitativen Erfassung der Arten sowie einer ungefähren Abschätzung der Dominanzverteilung. Die Tabelle 9 veranschaulicht die Verbreitungsschwerpunkte der im Untersuchungsgebiet im Umfeld von Trockenbiotopen optisch oder akustisch erfaßten Heuschreckenarten. Die Kategorien „Sand“, „Heide“ und „Gras“ bezeichnen verschiedene Habitatpräferenzen, die für die einzelnen Arten bei den Transektgängen beobachtet wurden.

Wie aus der Tabelle ersichtlich, fand noch ein weiterer Standort des großflächigen Sandtrockenrasens bei den Transektgängen Beachtung: ein am Rand der Untersuchungsfläche gelegener Weg, der gelegentlich als Fahrspur benutzt wurde. Er zeichnet sich durch platt gedrückte, niedrige Vegetation und einen nahe gelegenen Knick aus und wird im folgenden als „Weg“ bezeichnet.

Die 19 verzeichneten Heuschreckenarten werden hinsichtlich ihres Vorkommens, ihrer Biotopansprüche und ihrer Gefährdungssituation kurz charakterisiert.

Mit „G“ werden in Schleswig-Holstein gefährdete Arten bezeichnet (DIERKING-WESTPHAL 1990; LAMMERT 1989).

Tab. 9: Die Verteilung der Heuschreckenarten nach ihren Verbreitungsschwerpunkten innerhalb des Untersuchungsgebiets. Basierend auf Ergebnissen von Transektgängen.

	Gr. Sandtrockenrasen (GSa)				Straßenränder (Str)			Flächen <u>außerhalb</u> von GSa und Str					
	Ave	Hie	Hol	Weg	St-N	St-S	St-W	Sand	Heide	Gras	Sand	Heide	Gras
Chorthippus biguttulus	X	X	X	X	■	■		X	X	■	X	X	■
Chorthippus albomarginatus	X	X	X	X	X	■	X		X	■		X	■
Chorthippus dorsatus			X	■									
Chorthippus brunneus						X	X	■	X	X	■	X	X
Chorthippus mollis											■		X
Chorthippus parallelus										X			
Omocestus haemorrhoidalis					X	■		X		X	■		X
Omocestus viridulus	X			X		X	X			■			■
Stenobothrus lineatus							X		X			■	
Chrysochraon dispar													■
Myrmeleotettix maculatus								■	X	X	■	X	X
Metrioptera roeseli	X		X	X	X	■	X			■			■
Metrioptera brachyptera										X			■
Metrioptera bicolor													■
Decticus verrucivorus									X				■
Conocephalus dorsalis													■
Tettigonia viridissima	X		X	X	X	X	X			■			■
Tettigonia cantans													■
Pholidoptera griseoptera							X			X			■

Caelifera:

*Chorthippus biguttulus* - G -

Der Nachtigall-Grashüpfer ist eine der häufigsten Arten des Untersuchungsgebietes, in anderen Landesteilen Schleswig-Holsteins jedoch seltener zu finden.

Er wird in der Literatur als Bewohner mäßig trockener Stellen (BELLMANN 1985) und als leicht xerophil bezeichnet (HARZ 1957). Auf fast allen Flächen war *Ch. biguttulus* gemeinsam mit *Ch. albomarginatus* anzutreffen.

#### *Chorthippus albomarginatus*

Der Weißrandige Grashüpfer ist in Norddeutschland häufig und wird nach Süden seltener - eine für Heuschrecken ungewöhnliche Tendenz. Sein Verbreitungsschwerpunkt wird für feuchte Wiesen angegeben (TAUSCHER 1986, GREIN 1986), im Untersuchungsgebiet ist er auch auf langgrasigen Trockenrasen häufig zu finden.

#### *Chorthippus dorsatus* - G -

Der Wiesengrashüpfer wird meist als Bewohner feuchter bis nasser Wiesen, aber zuweilen auch trockener Biotope, wie Halbtrockenrasen, genannt (HARZ 1957, BELLMANN 1985, OSCHMANN 1973). KALTENBACH (1963) bezeichnet die Larven als hygrophil, die Imagines als tychohygr, womit ein weites Feuchtigkeitsspektrum mit Schwerpunkt im Feuchten gemeint ist.

SÄNGER (1977) schreibt, daß *Ch. dorsatus* Biotope mit geringem Raumwiderstand bevorzugt. Dieser Umstand könnte das auf den Weg im Sandtrockenrasen konzentrierte Vorkommen dieser Art erklären; nur wenige Exemplare strahlen in die Holcus-Parzellen aus. *Ch. dorsatus* ist in Scheswig-Holstein als stark gefährdet anzusehen, wobei die Gründe der Seltenheit nicht ausreichend bekannt sind (DIERKING-WESTPHAL 1990).

#### *Chorthippus brunneus*

Der Braune Grashüpfer wurde im Untersuchungsgebiet mit nur wenigen Exemplaren auf schütter bewachsenen Sandflächen erfaßt. Es ist jedoch möglich, daß er bei den Transektgängen optisch mit *Ch. biguttulus* oder akustisch mit *Ch. albomarginatus* verwechselt wurde, die ihm in dieser Hinsicht recht ähnlich sind. Seine Vorzugshabitats sind Sandgruben, Trockenrasen und trockene Waldlichtungen (BELLMANN 1985).

#### *Chorthippus mollis* - G -

Der Verkannte Grashüpfer erlangte erst durch das Studium der Gesänge eindeutige Artberechtigung, da er äußerlich kaum von *Ch. biguttulus* oder *Ch. brunneus* zu unterscheiden ist (BELLMANN 1985). Die stark xerophile Feldheuschrecke ist offenbar verhältnismäßig selten, wenn auch über das ganze Land verteilt (DIERKING-WESTPHAL 1990). Sie konnte nur außerhalb der Hauptuntersuchungsflächen auf einem isolierten Trockenbiotop bei Büchen-Dorf nachgewiesen werden.

#### *Chorthippus parallelus*

Der Gemeine Grashüpfer dürfte die häufigste einheimische Heuschrecke sein. BELLMANN (1985) wertet die Art als euryök; im Untersuchungsgebiet wurde sie lediglich auf einem langgrasigen Akerrandstreifen entdeckt.

#### *Omocestus haemorrhoidalis* - G -

Der Rotleibige Grashüpfer war ein häufiger Vertreter des süd- und nordexponierten Straßenrands und ebenso auf weiteren Straßenbegleitflächen mit Trockenrasencharakter zahlreich anzutreffen. Die Art ist im gesamten Bundesgebiet durch den starken Rückgang geeigneter Lebensräume (Trockenrasen, Schaftriften, Dünen) gefährdet (BELLMANN 1985).

#### *Omocestus viridulus*

Der Bunte Grashüpfer kommt im norddeutschen Flachland verbreitet vor und ist dort ein Bewohner frischer bis feuchter Wiesen und Heiden, aber auch auf trockenen Kiefernwaldlichtungen zu finden (GREIN 1986). *O. viridulus* bildet ein Faunenelement des flächigen Sandtrockenrasens und der süd- und westexponierten Straßenränder, war jedoch häufiger auf ungemähten Wiesen und Wegrändern außerhalb der Hauptuntersuchungsflächen auszumachen.

*Stenobothrus lineatus* - G -

Der Heidegrashüpfer scheint im Untersuchungsgebiet eng an *Calluna vulgaris*-Bestände gebunden zu sein. Bei Voruntersuchungen im Sommer 1989 war er auf dem westexponierten Straßenrand relativ häufig. Im darauffolgenden Jahr hatte die Art dort stark abgenommen, eventuell bedingt durch den Rückgang der Heide auf dieser Fläche. Die trockenheitsliebende Heuschrecke erreichte ihre höchsten Dichten auf mit Heide bewachsenem Bundesgrenzschutzgelände.

*Chrysochraon dispar* - G -

Die in Schleswig-Holstein vom Aussterben bedrohte Große Goldschrecke wird von den meisten Autoren als Bewohner zweier unterschiedlicher Biotoptypen genannt. Erstens Pfeifengraswiesen, Steifseggenriede und andere feuchte Biotope, zweitens trockene langgrasige Wiesen, Ruderalstandorte und sogar extrem trockene Heiden (HARZ 1957, SÄNGER 1977, BELLMANN 1985). SÄNGER beschreibt die Art als stark vertikalorientiert, was eine Bindung an lange, vertikale Pflanzenstrukturen vermuten läßt. Im Untersuchungsgebiet befanden sich einige stridulierende Männchen innerhalb eines Binsenbestands auf einer ansonsten mit *Calluna* und *Avenella* bewachsenen sonnigen Waldlichtung.

*Myrmeleotettix maculatus*

Die Gefleckte Keulenschrecke erreichte in einer direkt an den südexponierten Straßenrand grenzenden (durch einen Weg getrennten) Straßenbegleitfläche hohe Individuenzahlen. Auf dieser Fläche waren allerdings weitaus mehr offene Sandstellen vorhanden - ein beliebter Aufenthaltsort der stridulierenden Männchen. Nach GREIN (1986) bevorzugt *M. maculatus* lückige Sand- und Schottertrockenrasen und trockene, meist lückige Heiden.

Ensifera:

*Metrioptera roeseli*

Roesels Beißschrecke wird von einigen Autoren als hygro- bis mesophiler Bewohner von feuchten Wiesen (HARZ 1960, INGRISCH 1979), von anderen als weitgehend euryöke Art beschrieben, die auch Trockenrasen besiedeln kann (GREIN & IHSSEN 1982, BELLMANN 1985). Im Untersuchungsgebiet war die Laubheuschrecke überall im hohen Grase häufig und am unermüdlichen Sirren auszumachen.

*Metrioptera brachyptera*

Die Kurzflügelige Beißschrecke ist etwas mehr als die vorige Art an feuchte Wiesen gebunden und zudem seltener (BELLMANN 1985). Im weiteren Umkreis des Untersuchungsgebietes wurde sie vereinzelt auf an Straßen grenzenden Waldrändern im Heidelbeerkraut und im Gras gefunden.

*Metrioptera bicolor* - G -

Die Zweifarbige Beißschrecke zählt zu den Seltenheiten Schleswig-Holsteins und ist weitestgehend auf den Kreis Hzgt.Lauenburg beschränkt (DIERKING-WESTPHAL 1990). Im Rahmen dieser Arbeit stellten Trockenrasen eines Bundesgrenzschutzübungsgebietes die einzigen Fundorte dar.

*Decticus verrucivorus* - G -

Vom Warzenbeißer bestehen landesweit nur noch isolierte Einzelvorkommen im Bereich großflächiger Heiden und Grasfluren. *D. verrucivorus* kann sowohl auf Feuchtwiesen als auch auf Trockenrasen vorkommen und ernährt sich vorwiegend von Insekten (BELLMANN 1985). Das einzelne Individuum auf einem heidebewachsenen Straßenrand der Kreisstraße 28 muß als biotopfremdes, versprengtes Exemplar gewertet

werden. Mit kleinen Populationen der Art waren verschiedene Truppentrübungsplätze des BÜchener Sanders versehen.

#### *Conocephalus dorsalis* - G -

Die Kurzflügelige Schwertschrecke trat zusammen mit *Chrysochraon dispar* auf der angesprochenen Waldlichtung auf, beschränkte sich dort jedoch nicht nur auf den Binsenbestand. GREIN (1986) bezeichnet dichtwüchsige Feucht- und Naßwiesen, Gräben, krautreiche Röhrichte und Rieder als Lebensraum der Art, die in ganz Nordeutschland als gefährdet gilt (LAMMERT 1989).

#### *Tettigonia viridissima*

Das Grüne Heupferd verursachte die typische Geräuschkulisse der hochsommerlichen Flächen, hielt sich jedoch meist in hohem Gras oder Gebüsch verborgen. Wie der Warzenbeißer ernährt sich diese Laubheuschrecke hauptsächlich von tierischer Kost.

#### *Tettigonia cantans*

Die Zwitscherschrecke ist etwas kleiner und bevorzugt feuchteres Gelände als das Grüne Heupferd (BELLMANN 1985). Im Untersuchungsgebiet gehörte sie zur Fauna einer mit hohen Stauden und Gräsern bewachsenen Brache.

#### *Pholidoptera griseoaptera*

Die am verstecktesten lebende Heuschrecke stellte wohl die Gewöhnliche Strauchschrecke dar. Bis auf wenige Ausnahmen war ihre Anwesenheit nur durch den Gesang festzustellen. Sie lebt vor allem auf Waldlichtungen und an Waldrändern und hält sich eher im Gebüsch als im Grase auf.

Von den 19 auf dem BÜchener Sander nachgewiesenen Arten scheinen etwa die Hälfte auch geeignete Lebensbedingungen in Straßenrandbereichen vorzufinden, wobei es für den Einzelfall zu entscheiden bleibt, ob es sich lediglich um ein zufälliges, versprengtes Vorkommen oder um eine indigene Art handelt. Neun der erfaßten Arten sind in Schleswig-Holstein bestandesbedroht, von denen vier auch auf den Hauptuntersuchungsflächen vorkommen.

## 5. Diskussion

Der früher von verschiedenen Seiten (z. B. KRAUSE 1982; KÜSTER 1987) angenommene Naturschutzwert der fahrbahnbegleitenden Grünflächen wird durch jüngere ökologische Untersuchungen zumindest für die Vegetation nicht in dem erwarteten Maße bestätigt (ULLMANN & HEINDL 1986, STOTTELE & SCHMIDT 1987). Dies liegt in einem sicher nicht geringen Ausmaß an der „Einheitspflege“ des Straßenbegleitgrüns, zu der Andecken mit humosen Oberboden, standardisierte Einsaat, Gehölzanpflanzung, sowie regelmäßige Mahd gehören. Die Folge sind typische nährstoffreiche Ruderal- und Hochstaudenfluren. Aufgrund des Mangels an humosem Oberboden und extensiver Pflege sind jedoch viele Straßenbegleitflächen des BÜchener Sanders dem „Einheitsgrün“ entgangen. Dies hat für die Fauna unterschiedliche Konsequenzen, wie an den drei untersuchten Tiergruppen gezeigt werden konnte:

Die phytophagen Wanzen sind auf dem Sandtrockenrasen insbesondere mit vielen an *Hieracium pilosella* gebundenen Arten (*Orthocephalus saltator*, *Hoplomachus thunbergi*, *Megalonotus chiragra*) vertreten. Die enge Bindung an die Nahrungspflanze kann jedoch nicht der einzige Grund für das Auftreten der Wanzenarten sein, da sie auf den Straßenrändern trotz fleckenhafter Präsenz von *Hieracium* nicht erfaßt wurden. Das

spezielle Mikroklima unter den dichten Matten der Hieracium-Parzellen, die Arealgröße und geringe Störeinflüsse sind mögliche Voraussetzungen für das Vorkommen dieser Arten.

Räuberische Wanzen aus den Familien der *Nabidae*, *Saldidae*, *Loriculidae* und *Anthocoridae* sind dagegen fast gänzlich auf die Straßenränder beschränkt. Das Wanzenarteninventar läßt klare Trennungen zwischen straßenrandbesiedelnden und straßenmeidenden Arten erkennen.

Für beide Standortkomplexe ist der hohe Anteil an aktiv-jagenden, bodenlebenden Spinnen charakteristisch, insbesondere die *Lycosidae* fallen im Frühjahr mit hohen Individuenzahlen ins Gewicht. Dieses Phänomen kann generell als typisch für Trockenbiotope gewertet werden, da ein Großteil der Vertreter dieser Gruppe trockenwarme, offene Standorte bevorzugt.

Netzbauende Spinnen, die im Spätsommer dominieren, scheinen auf den Straßenrändern geeignetere Lebensbedingungen vorzufinden, da sie hier mit höheren Individuen- und Artenzahlen als auf dem großflächigen Sandtrockenrasen vorhanden sind. Das Spinnenarteninventar von Straßenrändern und Sandtrockenrasen ist insgesamt recht ähnlich, was durch allgemein höhere Populationsdichten und die Möglichkeit der Besiedlung entfernterer Bereiche durch aeronautische Verdriftung erklärt werden kann. Eine scharfe Trennung der Standortkomplexe in Bezug auf die Besiedlung durch Araneae ist nicht ersichtlich.

Ein wesentlicher Unterschied der Flächen liegt in der Besiedlung durch Feldheuschrecken, die auf dem großflächigen Sandtrockenrasen nur ein Viertel der Dichte der Straßenränder, namentlich des nord-südexponierten Straßenrandpaares, erreicht.

Einem anthropogen entstandenen Lebensraum eine Ersatzfunktion für einen natürlichen Biotop zuzusprechen, ist stets problematisch. So ist es beispielsweise anzuzweifeln, ob eine Schonung jemals die Funktion eines primären Waldes übernehmen kann. Im vorliegenden Falle handelt es sich jedoch um zwei anthropogen entstandene Lebensräume mit unterschiedlichem Flächenausdehnungs- und Isolierungsgrad. Beide sind etwa 20 Jahre alt, wobei der großflächige Sandtrockenrasen aus einer Sandackerbrache und die Straßenränder vermutlich aus Resten der lauenburgischen Wärmeheide hervorgegangen sind.

Verschiedene Autoren heben die Gemeinsamkeiten von Straßenrändern mit Brachflächen hervor (z. B. STOTTELE 1987), dementsprechend sind Unterschiede im Arteninventar der Standortkomplexe v. a. auf die räumliche Lage und Störeinflüsse zurückzuführen.

Wie mittels der Transektgänge für Heuschrecken festgestellt wurde, können die untersuchten Straßenränder keine Verbundfunktion erfüllen, wechselnde Habitategenschaften im Straßenverlauf führen zu kleinräumig isolierten Vorkommen.

Der Trockenrasencharakter der untersuchten Straßenränder ist ausgeprägter als auf der Trockenrasenfläche, die aufgrund ihres Pflanzenarteninventars eher als Magerrasen einzustufen wäre. Diese Bedingungen führen dazu, daß xerophile Arten mit einer hohen Störungstoleranz und einem großem Ausbreitungsvermögen die Straßenbegleitflächen bevorzugt besiedeln. Für Habitatspezialisten kann der Straßenraum keine Ersatzfunktion für fehlende naturnahe Biotope übernehmen.

In der Praxis muß die Frage lauten: Wie ist das vorhandene Potential an Verkehrsnebenflächen optimal zu pflegen und zu gestalten, um den entstandenen ökologischen Schaden zu mindern und negativen Entwicklungen entgegenzuwirken? Straßenränder sollten so breit und strukturreich wie möglich beschaffen sein und nicht direkt in eine intensiv land- oder forstwirtschaftlich genutzte Fläche übergehen. Häufig mangelt es an

einer standörtlich differenzierten Pflege. Der gerade für alle Trockenstandorte typischen Tendenz zur Verbuschung sollte durch regelmäßiges Entkusseln entgegengewirkt werden.

Durch die Boden- und Klimabedingungen sind brachliegende Äcker in dieser Region dazu prädestiniert, sich über verschiedene Ruderalstadien zu Trockenrasengesellschaften zu entwickeln. Extensivierungsmaßnahmen sind gerade auf dem BÜCHENER SANDER ein geeignetes Konzept zur langfristigen Schaffung sekundärer Trockenbiotope. Leider wird diese Chance oft durch Aufforstung vertan. Aus Sicht des Naturschutzes ist es notwendig, möglichst große zusammenhängende Areale zu sichern, da auf kleinen Flächen natürliche Populationsschwankungen und anthropogene Störungen leicht zum Erlöschen des Vorkommens führen können.

## 6. Zusammenfassung

Straßenränder bieten ein großes, vernetztes Flächenpotential, dessen Bedeutung für xerotherme Wirbellose in dieser Arbeit untersucht wurde.

Die standorttypischen Ausprägungen der Araneae-, Heteroptera- und Saltatoria-Synusien wurden am Beispiel eines großflächigen Sandtrockenrasens und verschiedener Straßenränder im Naturraum BÜCHENER SANDER miteinander verglichen. Bis auf Artniveau wurden 8878 Spinnen (130 Arten), 295 Heuschrecken (19 Arten) und 2200 Wanzen (61 Arten) bestimmt. Zur Erfassung der Fauna dienten Bodenfallen, Boden-Photoelektoren, Kescherfänge und für Heuschrecken zusätzlich Isolationsquadrat- und Transektmethode. Aus dem abiotischen und biotischen Faktorengefüge der Habitats wurden Pflanzenartenspektrum, Bodenwassergehalt und Vegetationsdichte hinsichtlich ihres Einflusses auf die ökologischen Gruppen näher betrachtet.

Dem Vergleich der flächigen und saumartigen Trockenbiotop können einige Tendenzen entnommen werden: Die Straßenränder erreichen generell eine höhere Artenvielfalt der untersuchten Tiergruppen als der großflächige Sandtrockenrasen. Charakteristisch für beide Standortkomplexe sind die hohe Besiedlungs- und Aktivitätsdichte an bodenjagenden Spinnen. Die Wanzenfauna beherbergt auf dem großflächigen Trockenrasen viele stenöke Arten mit hohen Abundanz, auf den Straßenrändern finden sich eher euryöke Vertreter und die Individuendichte ist geringer. Die Feldheuschrecken kommen auf den Straßenbegleitflächen mit weitaus höheren Besiedlungsdichten und mehr xerophilen Arten als auf dem Sandtrockenrasen vor.

Der Standortfaktor „Straße“ zeigt demnach unterschiedliche Wirkung auf die betreffenden Tiergruppen, so daß bei einer Bewertung stets verschiedene ökologische Gruppen Berücksichtigung finden sollten.

## 7. Summary

Road verges represent an extensive net of ecotones. Their significance for xerothermic invertebrates has been investigated in this study. Two types of habitats, a sandy dry fallow and various road verges in the area "BÜCHENER SANDER" (Schleswig-Holstein, Northern Germany), are compared concerning the community of spiders, bugs and grasshoppers.

8878 spiders (130 species), 295 grasshoppers (19 species) and 2200 bugs (61 species) have been determined. The fauna was recorded by means of pitfall traps, emergence traps and catches by a sweep net. The isolated square method and the transect method

were additionally applied for grasshoppers. As abiotic and biotic factors the soil water content, the plant species composition and the vegetation density were measured in order to estimate their influence on the invertebrate community.

The comparison between the fallow and the road verges shows several tendencies: In road verges higher species diversities of the investigated arthropods have found than in the dry fallow.

In both habitat types a high population and activity density occurred for ground spiders. In the dry fallow the bug fauna reaches high abundances with many stenecious species, whereas on the road verges bug fauna has low abundances with mostly euryecious species. Both the population density and the number of xerophilous species of grasshoppers was highest on the road verges.

As a result of this study it can be stated that the value of road ecotones are different for the various invertebrate groups.

Anschrift der Verfasserin:

Caren Schwennesen

Rautenbergstraße 53

24306 Plön

## Literatur

- AFSCHARPOUR, F. (1960): Ökologische Untersuchungen über Wanzen und Zikaden auf Kulturfeldern in Schlesig-Holstein. Z. angew. Zool. 47, 257–301.
- ALFKEN, J. D. (1935): Die Bienen Nordwestdeutschlands als Blütenbesucher. Abh. Naturw. Ver. Bremen 29, 193–206.
- BANKOWSKA, R. (1980): Fly communities of the family Syrphidae in natural and anthropogenic habitats of Poland. Memorabilia Zool. 33, 3-93.
- BARNDT, D. (1976): Das Naturschutzgebiet Pfaueninsel in Berlin. Faunistik und Ökologie der Carabiden. Diss. FU Berlin
- BASTIAN, O. (1986): Syrphidae. Wittenberg Lutherstadt, Ziemsen
- BAYERISCHER INDUSTRIEVERBAND STEINE UND ERDEN E. V.(1982): Rekultivierungsleistungen der bayerischen Sand- und Kiesindustrie. Schr. R. Bayer. Sand- und Kiesindustrie 82, 24 S.
- BELLMANN, H. (1984): Spinnen beobachten, bestimmen. Melsungen, Neumann-Neudamm, 160 S.
- BELLMANN, H. (1985): Heuschrecken beobachten, bestimmen. Melsungen, Neumann-Neudamm, 216 S.
- BLAB, J. & KUDRNA, O. (1982): Hilfsprogramm für Schmetterlinge. Kilda, Greven
- BRAUNE, F. (1974): Kritische Untersuchungen zur Methodik der Bodenfalle. Diss. Universität Kiel
- BOTHE, G. (1984): Bestimmungsschlüssel für die Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae) Deutschlands und der Niederlande. DJN, unveröffentlicht
- BRUCKHAUS, A. (1990): Bedeutung der Temperatur für die Biotopbindung einiger einheimische Feldheuschreckenarten. *Articulata* 5, 43–57.
- CZECH-TIBURTIUS, TH. (1992): Natürliche Heideformationen der Nordfriesischen Inseln und ihre Beeinflussung durch Fremdenverkehr und andere störende Faktoren. Faun. ökol. Mitt. Suppl. 13, 69–84.
- CLAUSSEN, C. (1980): Die Schwebfliegen des Landesteiles Schleswig in Schleswig-Holstein (Diptera, Syrphidae). Faun. ökol. Mitt. Suppl. 1
- DIEKMANN, L. (1972): Beiträge zur Insektenfauna der DDR, Coleoptera-Curculionidae (Ceutorhynchinae). Beitr. Ent. 22, 3–128.
- DIEKMANN, L. (1974): Beiträge zur Insektenfauna der DDR, Coleoptera-Curculionidae (Rhinomacerinae, Rhynchitinae, Attelabinae, Apoderinae). Beitr. Ent. 24, 5–24.
- DIEKMANN, L. (1977): Beiträge zur Insektenfauna der DDR, Coleoptera-Curculionidae (Aponinae). Beitr. Ent. 27, 7–143.
- DIEKMANN, L. (1980): Beiträge zur Insektenfauna der DDR, Coleoptera-Curculionidae (Brachyurinae, Otiorrhynchinae, Brachyderinae). Beitr. Ent. 30, 145–310.
- DIEKMANN, L. (1983): Beiträge zur Insektenfauna der DDR, Coleoptera-Curculionidae (Tanymecinae, Leptomiinae, Cleoninae, Raymondionyminae, Tanysphyrinae). Beitr. Ent. 33, 257–381.
- DIEKMANN, L. (1986): Beiträge zur Insektenfauna der DDR, Coleoptera-Curculionidae (Eirrhinae). Beitr. Ent. 36, 119–181.
- DIERKING-WESTPHAL, U. (1990): Rote Liste der in Schleswig- Holstein gefährdeten Heuschreckenarten. Landesamt f. Natursch. u. Landschaftspf. Schl.-Holst., 16 S.
- DIERSSEN, K. (1983): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. Schr. d. Landesamtes f. Naturschutz und Landschaftspflege Schl.-Holst. 6, 159 S.
- DINGETHAL, F. J., JÜRGING, P., KAULE, G. & WEINZIERL, W. (1985): Kiesgrube und Landschaft: Handbuch über den Abbau von Sand und Kies, über Gestaltung, Rekultivierung und Renaturierung. Hamburg, Parey
- EBERLE, G. (1976): Schnabelfliegen (*Rhingia*) als leistungsfähige Bestäubungsvermittler hochentwickelter Nektarblüten. Ent. Z. 86, 128–136.
- EBMER, A.W. (1969–1971): Die Bienen des Genus *Halictus* LATR. s. l. im Großraum von Linz. Naturkundl. Jb. Linz 1969 (Teil 1), S.133–183, 1970 (Teil 2), S. 19–82, 1971 (Teil 3), S. 63–156.
- ELLENBERG, H. (1963): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Stuttgart, Ulmer, 989 S.
- ELLENBERG, H. (1974): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Göttingen, Goltzer
- FEDERSCHMIDT, A. (1988): Untersuchungen zur Kongruenz von Heuschreckengemeinschaften und Pflanzengesellschaften unter Berücksichtigung von Vegetationsstruktur und Mikroklima. Diplomarbeit, Universität Freiburg

- FORSTER, W. & WOHLFAHRT, T. A. (1976): Die Schmetterlinge Mitteleuropas, Bd 2 Tagfalter = Diurna (Rhopalocera und Hesperidae). Stuttgart, Franckh'sche Verlagsbuchhandlung
- FREUDE, H., HARDE, K. W. & LOHSE, G. A.: Die Käfer Mitteleuropas.  
 (1971): Bd. 3, Adepaga 2, Krefeld, Goeche & Evers, 365 S.  
 (1976): Bd. 2, Adepaga 1, Krefeld, Goeche & Evers, 302 S.  
 (1981): Bd. 10, Bruchidae, Anthribidae, Scolytidae, Platypodidae, Curculionidae, Krefeld, Goeche & Evers, 310 S.  
 (1983): Bd.11, Krefeld, Goeche & Evers, 342 S.
- GEBHARDT, M., & RÖHR, G. (1987): Zur Bionomie der Sandbienen *Andrena clarkella* (KIRBY), *A. cineraria* (L.), *A. fuscipes* (KIRBY) und ihrer Kuckucksbienen. *Drosera* 87, 89–114.
- GERSDORF, E. (1937): Ökologisch-faunistische Untersuchungen über die Carabiden der mecklenburgischen Landschaft. *Zool. Jb. Syst.* 70, 17–86.
- GILBERT, F. S. (1981): Foraging ecology of hoverflies: morphology of the mouthparts in relation to feeding on nectar and pollen in some common urban species. *Ecol. Entomol.* 6, 245–262.
- GILBERT, F. S. (1986): *Hoverflies, Naturalists' Handbook* 5. Cambridge, Cambridge University Press
- GOOT, V. S. v. d. (1981): De Zweefvliegen van Noordwest Europa en Europees Rusland, in het bijzonder van de Benelux. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging
- GOSPODAR, U. (1981): Statik und Dynamik der Carabidenfauna einer Trümmerschutt-Deponie im LSG Grunewald in Berlin (West). Diss. Freie Universität Berlin
- GREIN, G. (1984): Gesänge der heimischen Heuschrecken. Schallplatte. Nieders. Landesverwaltungsamt, Hannover
- GREIN, G. (1986): Rote Liste der in Niedersachsen gefährdeten Heuschrecken. Nieders. Landesverwaltungsamt 17, 23 S.
- GREIN, G. & IHSEN, G. (1982): Bestimmungsschlüssel für die Heuschrecken der Bundesrepublik und angrenzender Gebiete. DJN, Hamburg
- GROSSER, N. & SCHUBERT, H. (1987): Zur Habitatfunktion von naturnahen Landschaftselementen des Halleschen Agrarraumes am Beispiel der Syrphiden (Diptera) – Agro-Ökosysteme und Habitatsinseln in der Agrarlandschaft. Aus dem wiss. Leben d. PH Halle 1987 III, 5–12.
- GRUTTKE, H. (1989): Ökologische und ökotoxikologische Untersuchungen an der Carabidenfauna eines Ruderalökosystemes. *Schriftenr. d. Fachb. Landschaftsentw. u. Umweltforsch. TU Berlin*, 66, 235 S.
- GULDE, J. (1934–1936): Die Wanzen Mitteleuropas. Frankfurt, Verlag d. Int. Ent. Vereins e.V.
- HAESLER, V. (1972): Anthropogene Biotope (Kahlschlag, Kiesgrube, Stadtgärten) als Refugium für Insekten, untersucht am Beispiel der Hymenoptera Aculeata. *Zool. Jb. Syst.* 99, 133–212.
- HAESLER, V. (1976): Zur Aculeatenfauna der Nordfriesischen Insel Amrum (Hymenoptera). *Schr. Naturw. Ver. S.-H.* 46, 59–78.
- HANDKE, K. & SCHREIBER, K. F. (1985): Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf unterschiedlich gepflegten Parzellen einer Brachfläche im Taubergebiet. In: SCHREIBER, K. F. (Hrsg.): Sukzession auf Grünlandbrachen. *Vortr. eines Symp. der Ag. „Sukzessionsforschung auf Dauerflächen“ in der IVV, Stuttgart-Hohenheim 1984, Schöning 1985*, 155–186.
- HARZ, K. (1957): Die Geradflügler Mitteleuropas. Jena, Fischer
- HARZ, K. (1960): Orthopteren. In: DAHL (Hrsg.): Die Tierwelt Mitteleuropas. Bd. 46, Jena, Fischer
- HEMPEL, W. & SCHIEMENZ, H. (1963): Ökologische Untersuchungen der Heuschreckenfauna einiger xerothermer Biotope im Gebiet von Meißen. *Arch. Natursch. u. Landesforschg.* 3, 117–138.
- HEYDEMANN, B. (1953): Agrarökologische Problematik, dargetan an Untersuchungen über die Tierwelt der Bodenoberfläche der Kulturfelder. Diss. Universität Kiel
- HEYDEMANN, B. (1956): Die Biotopstruktur als Raumwiderstand und Raumfülle für die Tierwelt. *Verh. Deut. Zool. Ges.*, 332–347.
- HEYDEMANN, B. (1962): Der Einfluß des Deichbaus an der Nordsee auf Larven und Imagines von Carabiden und Staphyliniden. *Tagungsbericht Deut. Akad. Landwirtschaftswiss. Berlin*, 45, 237–274.
- HEYDEMANN, B. (1980): Terristrische Habitate und ihre Typisierung in Mitteleuropa. *Natur und Landschaft* 55, 5–7.
- HEYDEMANN, B. (1981a): Zur Frage von Flächengrößen von Biotopbeständen für den Arten- und Ökosystemschutz. *Jb. Natursch. Landschaftspflege* 31, 31 S.

- HEYDEMANN, B. (1981b): Ökologische Renaturierung von Kiesgruben. Forschungsprojekt im Auftrage des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, unveröffentlichtes Manuskript
- HEYDEMANN, B. (1983): Aufbau von Ökosystemen im Agrarbereich und ihre langfristigen Veränderungen. Daten und Dokumente zum Umweltschutz (Hohenheim), Sonderreihe Umwelttagung, H. 35, 53–83.
- HEYDEMANN, B. (1986): Grundlagen eines Verbund- und Vernetzungskonzeptes für den Arten- und Biotopschutz. Grüne Mappe 1986, 11–22.
- HEYDEMANN, B. & MÜLLER-KARCH, J. (1980): Biologischer Atlas Schleswig-Holstein. Neumünster, Wachholtz, 263 S.
- HIGGINS, L. G. & RILEY, N. D. (1978): Die Tagfalter Europas und Nordwestafrikas. Hamburg, Paul Parey
- HINGST, R. (1991): Austauschprozesse von Arthropoden der Bodenoberfläche zwischen Wallhecke und Feldrand. Faun.-ökol. Mitt. Suppl. 10, 11–40.
- HOERSCHELMANN, C. (1990): Ökologisch-faunistische Untersuchungen der Verteilung von epigäischen Arthropoda in ausgewählten Strandwallbiotopen der schleswig-holsteinischen Ostseeküste. Diplomarbeit, Universität Kiel
- HOFMANN, I. (1988): Die Spinnenfauna einiger Halbtrockenrasen im Nordhessischen Bergland. Verh. naturw. Ver. Hamburg 30, 469–488.
- HOOP, M. (1982): Schleswig-holsteinische Aculeaten und Symphyten, Schlußbeitrag (Hymenoptera). Schr. Naturw. Ver. S.-H. 52, 47–55.
- INGRISCH, S. (1979): Untersuchungen zum Einfluß von Temperatur und Feuchtigkeit auf die Embryogenese einiger mitteleuropäischer Laubheuschrecken. Zool. Beitr. 25, 343–364.
- INGRISCH, S. (1983): Zum Einfluß der Feuchte auf die Schlupfrate und Entwicklungsdauer der Eier mitteleuropäischer Feldheuschrecken. Dtsch. Entomol. Z. 30, 1–15.
- JAKOVLEV, V. & KRÜGER, F. (1954): Untersuchungen über die Vorzugstemperatur einiger Acrididen. Biol. Zentralblatt 73, 633–650.
- JAKOVLEV, V. (1956): Wasserdampfabgabe der Acrididen und das Mikroklima ihrer Biotope. Verh. Deutsch. Zool. Ges. 50, 136–142.
- JEDICKE, E. (1989): Brachland als Lebensraum. Ravensburg, Maier, 127 S.
- KALTENBACH, A. (1963): Milieufeuchtigkeit, Standortsbeziehungen und ökologische Valenz bei Orthopteren im pannonischen Raum Österreichs. Sitzungsberichte d. math. naturw. Kl., Abt. I 172, 97–119.
- KAULE, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. Stuttgart, Eugen Ulmer, 461 S.
- KLATT, M. (1988): Insektengemeinschaften an städtischer Ruderalvegetation (Hymenoptera, Apoidea; Diptera, Syrphidae; Lepidoptera, Rhopalocera, Hesperidae, Zygaenidae). Das Beispiel Freiburg i. Br. Diplomarbeit, Universität Freiburg
- KNERER, G. (1968): Zur Bienenfauna Niederösterreichs: Die Unterfamilie Halictinae. Zool. Anz. 181, 82–117.
- KOCH, M. (1984): Wir bestimmen Schmetterlinge. Leipzig, Neumann-Neudamm
- KOEHLER, G. (1990): Biogeographisch-ökologische Hintergründe der Faunenveränderung bei Heuschrecken. Articulata 3–22.
- KRATOCHWIL, A. (1983): Zur Phänologie von Pflanzen und blütenbesuchenden Insekten (Hymenoptera, Lepidoptera, Diptera, Coleoptera) eines versauerten Halbtrockenrasens im Kaiserstuhl – Ein Beitrag zur Erhaltung brachliegender Wiesen als Lizenz-Biotope gefährdeter Tierarten. Beih. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege Bad.-Württ. 34, 57–108.
- KRAUSE, A. (1982): Straßenbegleitgrün – eine Chance für Flora und Vegetation in den Händen der Straßenmeistereien. Natur und Landschaft 57, 57–61.
- KÜSTER, F. (1987): Straßenbegleitende Ökosysteme - Rolle des Vegetationspotentials im Landschaftshaushalt sowie Möglichkeiten und Grenzen einer Sukzessionslenkung dieser Vegetationsflächen aus ökologischer Sicht. In: SCHUBERT, R. & HILBIG, W. (Hrsg.): Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen. Halle-Wittenberg, Martin-Luther-Universität 197, 218–226.
- LAMMERT, F. D., HOGRAEFE, T., NIEHUS, O. & UTH, M. (1989): Regionale Rote Liste Lübeck. Tagfalter, Libellen, Heuschrecken. Umweltamt der Hansestadt Lübeck, 55 S.

- LARSSON, S. G. (1939): Entwicklungstypen und Entwicklungszeiten der dänischen Carabiden. Ent. Medd. Kobenhaven 20, 277–560.
- LINDROTH, C. H. (1945): Die Fennoskandischen Carabidae. Göteborgs Kungl. Vetensk. Witterh. Samh. Handlingar Ser B IV: 1, 709 S.
- LOHSE, G. A. & ZIEGLER, W. (1985): Käferfunde auf einer Ödfläche bei Büchen. *Bombus* 2, 291–294.
- MADER, H.-J. (1979): Die Isolationswirkung von Verkehrsstraßen auf Tierpopulationen untersucht am Beispiel von Arthropoden und Kleinsäugetern der Walbiozönose. *Schr.-Reihe f. Landschaftspflege und Naturschutz* 19, 115 S.
- MADER, H.-J. (1981): Untersuchungen zum Einfluß der Flächengröße von Inselbiotopen auf deren Funktion als Trittstein oder Refugium. *Natur und Landschaft* 56, 235–242.
- MADER, H.-J. (1987): Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht. *Natur und Landschaft* 55, 91–96.
- MARTIN, D. (1983): Trockenrasen-Spinnen des NSG „Ostuf der Feisneck“ bei Waren. *Natur und Naturschutz in Mecklenburg* 14, 87–96.
- MELBER, A. & HENSCHER, H. (1983): Die Heteropterenfauna des Naturschutzgebietes Bissendorfer Moor bei Hannover. *Natursch. u. Landschaftspf. Nieders.* 8, 40 S.
- MEYNEN, E. & SCHMITHÜSEN, J. (Hrsg.) (1962): *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands*. Bad Godesberg, Bundesforschungsanstalt für Landeskunde
- MORRIS, M. G. (1979): Responses of grassland invertebrates to management by cutting. *J. Appl. Ecology* 16, 417–432.
- MÜHLENBERG, M. (1980): Kann man mit Hilfe von Vegetationsstruktur-Messungen Veränderungen von Tiergemeinschaften messen? *Int. Symp. Int. Vereinig. f. Vegetationsforschung, Den Haag*, J. Cramer Verlag, 309–327.
- MÜLLER, G. (1968): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Coleopterenfauna der küstennahen Kulturlandschaft bei Greifswald Teil I: Die Carabidenfauna benachbarter Acker- und Weideflächen mit dazwischenliegendem Feldrain. *Pedobiologia* 8, 313–339.
- MÜLLER, G. (1970): Der Sexualindex bei Carabiden als ökologisches Kriterium. *Ent. Ber.* 11–18.
- NAGEL, P. (1975): Studien zur Ökologie und Chorologie der Coleopteren xerothermer Standorte des Saar-Mosel Raumes mit besonderer Berücksichtigung der die Bodenoberfläche besiedelnden Arten. *Diss. Universität Saarbrücken*
- NEUMANN, U. (1971): Die Ausbreitungsfähigkeit von Carabiden in den forstlichen Rekultivierungen des Rheinischen Braunkohlereviere. *Miscell. Papers Landbouwhogeschool Wageningen* 8, 89–102.
- OBERDORFER, E. (1983): *Pflanzensoziologische Exkursionsfauna*. Stuttgart, Ulmer, 1051 S.
- ODUM, E. P. (1983): *Grundlagen der Ökologie*. Bd. 1, Stuttgart, Thieme, 476 S.
- OSCHMANN, M. (1973): Untersuchungen zur Biotopbindung der Orthopteren. *Faunist. Abh. Dresden* 21, 177–206.
- PERICART, J. (1983): Hemipteres. Tingidae euromediterraneens. *Faune de France* 69, Paris, Lechevalier et Fils, 618 S.
- PERICART, J. (1984): Hemipteres. Berytidae euromediterraneens. *Faune de France* 70, Paris, Lechevalier et Fils, 171 S.
- PERICART, J. (1987): Hemipteres. Nabidae d'Europe occidentale et du Maghreb. *Faune de France* 71, Paris, Lechevalier et Fils, 185 S.
- PLACHTER, H. (1982): Die Lebensgemeinschaften aufgelassener Abbaustellen. *Schriftenreihe Bayerisches Landesamt f. Umweltschutz* 56, 1–109.
- PLACHTER, H. (1991): *Naturschutz*. Stuttgart, Gustav Fischer, 463 S.
- PREUSS, G. (1980): Voraussetzungen und Möglichkeiten für Hilfsmaßnahmen zur Erhaltung und Förderung von Stechimmen in der BRD. *Natur und Landschaft* 55, 20–26.
- PUTCHKOV, V. G. (1974): *Fauna Ukraini*. Kiev, 332 S.
- RAUH, W. & SENGHAS, K. (1988): *Schmeil-Fitschen, Flora von Deutschl.* Heidelberg, Quelle & Meyer, 608 S.
- REICHHOLF, J. (1973): Die Bedeutung nichtbewirtschafteter Wiesen für unsere Tagfalter. *Natur und Landschaft* 43, 80–81.
- RIEGER, Ch., GÜNTHER, H. & BURGHARDT, G. (1989): Die Wanzenfauna des Naturschutzgebietes „Griesheimer Düne“ bei Darmstadt. *Hess. Faun. Briefe* 3, 37–54

- RIEMANN, H. (1987): Die Bienen, Wespen und Ameisen (Hymenoptera Aculeata) der Naturschutzgebiete „Dünengebiet bei Neumühlen“ und „Voßberge“ unter Berücksichtigung weiterer Binnendünenareale. Beih. Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen, Heft 17, 79 S.
- RÖBER, H. (1949): Insekten als Indikatoren des Mikroklimas. Naturw. Rundschau 2, 496–499.
- ROBERTS, W. J. (1985): The spiders of Great Britain and Ireland. Bd. 1–3, London, Harley books
- ROTHMALER, W., MEUSEL, H. & SCHUBERT, R. (1978): Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und BRD. Bd. 2: Gefäßpflanzen. Berlin, Volk u. Wissen, 612 S.
- SÄNGER, K. (1977): Über die Beziehungen zwischen Heuschrecken und den Raumstrukturen ihrer Habitate. Zool. Jb. Syst. 104, 433–488.
- SAYER, M. (1989): Straßenbegleitgrün als Lebensraum für Tiere: Zum Einfluß der Mahd. Verh. Ges. Ökol. 17, 695–700.
- SAYER, M. (1991): Straßenrandflächen als Lebensraum für Tiere. unveröffentlicht, 20 S.
- SCHERF, H. (1964): Die Entwicklungsstadien der mitteleuropäischen Curculioniden. Abh. Senckenb. Naturforsch. Ges. 506, 355 S.
- SCHMID, U. (1986): Beitrag zur Schwebfliegen-Fauna der Tübinger Umgebung (Diptera, Syrphidae). Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege Bad. Würt. 61, 437–489.
- SCHOLL, G. & ZUNDEL, R. (1993): Brachland als Lebensraum. Bonn, Auswertungs- und Informationsdienst f. Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten.
- SCHWERDTFEGER, F. (1978): Lehrbuch der Tierökologie. Hamburg, Parey, 384 S.
- SKUHRAVY, V. (1970): Zur Anlockungsfähigkeit von Formalin für Carabiden in Bodenfallen. Beitr. Ent. 20, 371–374.
- SMOLIS, M. & GERKEN, B. (1987): Zur Frage der Populationsgröße und der intrapopularen Mobilität von tagfliegenden Schmetterlingen, untersucht am Beispiel der Zygaenidae eines Halbtrockenrasens. Decheniana 140, 102–107.
- SOUTHWOOD, T. R. & LESTON, D. (1959): Land and water bugs of the British isles. London, Frederick Warne and co. Ltd., 436 S.
- STEFFNY, H., KRATOCHWIL, A. & WOLF, A. (1984): Zur Bedeutung verschiedener Rasengesellschaften für Schmetterlinge (Rhopalocera, Hesperidae, Zygaenidae) und Hummeln (Apidae, Bombus) im Naturschutzgebiet Taubergießen. Natur und Landschaft 59, 435–443.
- STEIN, W. (1971): Das Ausbreitungs- und Wanderverhalten von Curculioniden und seine Bedeutung für die Besiedlung neuer Lebensräume. Misc. Landsbouwhoges. Wageningen 8, 111–117.
- STEIN, W. & HAESELER, U. (1987): Zum Vorkommen von Rüsselkäfern in den Tertiärdünen ostfriesischer Inseln. Abh. Naturw. Verein. Bremen 40, 355–366.
- STOTTELE, T. & SCHMIDT, W. (1989): Wert und Entwicklung des Straßenbegleitgrüns aus vegetationsökologischer Sicht. Teil 1: Anlage und Pflege als entscheidende Standortfaktoren. Straße und Autobahn 12, 487–495.
- STOTTELE, T. (1987): Vergleichende Vegetations- und Florenuntersuchungen an Straßen und Autobahnen der Bundesrepublik Deutschland, dargestellt am Beispiel der Lüneburger Heide. In: SCHUBERT, R. & HILBIG, W. (Hrsg.): Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen. Halle-Wittenberg, Martin-Luther-Universität, 197, 211–253.
- STRÜVE-KRUSENBERG, R. (1980): Untersuchungen über die Laufkäfer verschieden alter Brachflächen: Besiedlung und Sukzession. Drosera 80, 25–40.
- THIELE, H. U. (1964): Experimentelle Untersuchungen über die Ursachen der Biotopbindung bei Carabiden. Z. Morph. Ökol. Tiere 53, 387–452.
- TIETZE, F. (1973): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer der Grünländer im Süden der DDR. Hercynia 10, 111–126.
- TISCHLER, W. (1965): Agrarökologie. Jena, Fischer, 499 S.
- TRETZEL, E. (1953): Zur Ökologie der Spinnen (Araneae). Autökologie der Arten im Raum von Erlangen. Sitzgber. phys.-med. Soc. Erlangen 75, 36–131.
- TRETZEL, E. (1954): Reife- und Fortpflanzungszeit bei Spinnen. Z. Morph. Ökol. Tiere 42, 634–691.
- UETZ, G. W. (1975): Temporal and spatial variation in species diversity of wandering spiders (Araneae) in deciduous forest litter. Environmental Entomology 4, 719–724.
- ULLMANN, I. & HEINDL, B. (1986): „Ersatzbiotop Straßenrand“ – Möglichkeiten und Grenzen des Schutzes von basiphilen Trockenrasen an Straßenböschungen. Ber. ANL 10, 103–118.

- ULLMANN, I. & HEINDL, B. (1987): Bandförmige Zonierungen an Verkehrswegen: Struktur und Dynamik der Phytozönosen. In: SCHUBERT, R. & HILBIG, W. (Hrsg.): Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen. Halle-Wittenberg, Martin-Luther-Universität, 197, 199–217.
- WACHMANN, E. (1989): Wanzen beobachten, kennenlernen. Melsungen, Neumann-Neudamm, 274 S.
- WAGNER, E. (1937): Die Wanzen der Nordmark und Nordwestdeutschlands. Verh. Ver. Naturw. Heim. Hamburg 15, 1–68.
- WAGNER, E. (1952): Blindwanzen oder Miriden. In DAHL, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands. 41, Jena, Fischer, 217 S.
- WAGNER, E. (1961): Heteroptera, Hemiptera. In BROHMER, P., EHRMANN, P. & ULMER, G. (Hrsg.): Die Tierwelt Mitteleuropas. 4, Leipzig, Quelle & Meyer, 172 S.
- WAGNER, E. & WEBER, H.H. (1967): Die Heteropterenfauna Nordwestdeutschlands. Schr. Naturw. Ver. Schles.-Holst. 35, 5–35.
- WESSERLING, J. & TSCHARNTKE, T. (im Druck): Habitatansprüche von bodennistenden Wildbienen und Grabwespen – Pflegemaßnahmen im Experiment. Mitt. DGaE 9
- WESTRICH, P. (1980): Die Stechimmen (Hymenoptera, Aculeaten) des Tübinger Gebiets mit besonderer Berücksichtigung des Spitzbergs. Veröff. Naturschutz u. Landespflege Bad. Württ. 51/52, 601–680.
- WESTRICH, P. (1989): Die Wildbienen Baden-Württembergs. 2 Bde., Stuttgart, Ulmer
- WESTRICH, P. & SCHMIDT, K. (1987): Pollenanalyse, ein Hilfsmittel beim Studium des Sammelverhaltens von Wildbienen. Apidologie 18, 199–214.
- WIEHLE, H. (1953): Spinnentiere oder Arachnoidea. In DAHL, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands 42. Teil. Jena, Fischer, 150 S.
- WILMANN, O. (1984): Ökologische Pflanzensoziologie. Heidelberg, Quelle & Meyer
- WOLLWEBER, K. (1990): Untersuchungen über die Abhängigkeit der Bodenfauna in Straßenrandökosystemen von der Exposition der Böschungen und den Nachbarbiotopen. Faun.-Ökol. Mitt. Suppl. 9, 47–73.



