

SUPPLEMENT
zu Faunistisch-Ökologische
Mitteilungen

**Interaktionen zwischen Habitat-
strukturen durch die Fauna in einer
halboffenen Weidlandschaft**



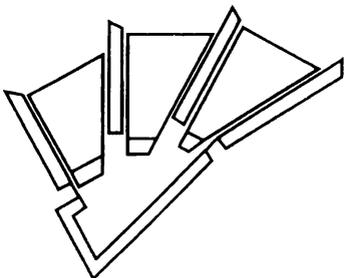
Faunistisch-Ökologische Mitteilungen
Supplement 31

Herausgegeben im Auftrage der Faunistisch-Ökologischen Arbeitsgemeinschaft
von P. Borkenhagen, U. Irmeler und H. Roweck
Ökologie-Zentrum der Universität Kiel
Kiel, 2004



mit freundlichen Grüßen
überreicht von der

Universitätsbibliothek Kiel
Zentralbibliothek
- Dissertations- u. Tauschstelle -



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

Interaktion zwischen Habitatstrukturen durch die Fauna in einer halboffenen Weidlandschaft

Rolf Nötzold

Kiel 2004

**Titelbild: Eidertal; Blick vom Eiderheim auf das Hauptuntersuchungsgebiet bei Grevenkrug
(Foto: R. Nötzold)**

Herausgegeben im Auftrage der
Faunistisch-Ökologischen Arbeitsgemeinschaft
von P. Borkenhagen, U. Irmeler, H. Roweck
Ökologie-Zentrum
der Universität Kiel

Zu beziehen durch:
Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft
Ökologie-Zentrum, Universität
Olshausenstraße 40
D-24098 Kiel

Wachholtz Druck, Neumünster, 2004

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

Interaktionen zwischen Habitatsstrukturen durch die Fauna in einer halboffenen Weidelandschaft

Redaktion
Rolf Nötzold

Das Naturschutzkonzept „halboffene Weidelandschaft“ im Eidertal von Rolf Nötzold

| | | |
|---|---|---|
| 1 | Einleitung | 5 |
| 2 | Naturschutz- und Forschungsprojekt „Weidelandschaft Eidertal“ | 6 |
| 3 | Zur Lage, Entstehung und Zustand des oberen Eidertals | 6 |
| | Literatur | 8 |

Interaktionen zwischen der Käferfauna verschiedener Gehölzstrukturen am Beispiel der offenen Weidelandschaft “Eidertal” von Helge Arp und Rolf Nötzold

| | | |
|-----|----------------------------------|----|
| 1 | Einleitung | 11 |
| 2 | Untersuchungsgebiet | 11 |
| 3 | Material und Methoden | 13 |
| | Ergebnisse | 17 |
| 4.1 | Arteninventar | 17 |
| 4.2 | Ausbreitungsmodelle | 18 |
| 4.3 | Zurückgelegte Entfernungen | 24 |
| 4.4 | Bemerkenswerte Käferfunde | 25 |
| 5 | Diskussion | 25 |
| | Zusammenfassung | 29 |
| | Summary | 30 |
| | Literatur | 31 |

Untersuchungen zum Auftreten phytophager Käfer an *Rumex*-Arten in der halb-offenen Weidelandschaft "Eidertal" in Abhängigkeit standörtlicher Parameter

von Rolf Nötzold und Tanja Wagner

| | | |
|---|---|----|
| 1 | Einleitung | 35 |
| 2 | Das Untersuchungsgebiet | 36 |
| 3 | Die phytophagen Käferarten an <i>Rumex obtusifolius</i> und <i>R. crispus</i> | 36 |
| 4 | Material und Methoden | 40 |
| 5 | Ergebnisse | 43 |
| 6 | Diskussion | 45 |
| | Zusammenfassung | 49 |
| | Summary | 49 |
| | Literatur | 50 |

Räumliche Verteilung epigäischer Carabiden in einer halboffenen Weidelandschaft in Abhängigkeit von Nutzung und Standortparametern

von Ursula Hoernes und Ulrich Irmeler

| | | |
|---|--|----|
| 1 | Einleitung und Fragestellung | 57 |
| 2 | Material und Methoden | 58 |
| 3 | Ergebnisse | 61 |
| | 3.1 Bodenuntersuchung | 61 |
| | 3.2 Struktur der Carabidensynusien | 61 |
| | 3.3 Standortgemeinschaften | 64 |
| | 3.4 Korrelationskoeffizient nach Spearman | 67 |
| | 3.5 Habitatpräferenzen und Ökologie ausgewählter Carabidae | 68 |
| | 3.6 Räumliche Verteilungsmuster der Carabidae | 72 |
| 4 | Diskussion | 74 |
| | Zusammenfassung | 84 |
| | Summary | 85 |
| | Literatur | 87 |

Das Naturschutzkonzept „halboffene Weidelandschaft“ im Eidertal

von Rolf Nötzold

1 Einleitung

In der heutigen Agrarlandschaft sind viele Pflanzen und Tiere bedroht, die auf offene Standorte angewiesen sind. Dies liegt zum einen daran, dass die Bewirtschaftungsformen innerhalb der letzten 50 Jahre wesentlich intensiver geworden sind, so dass die Arten, obschon vielfach Kulturfolger, auf den Flächen nicht mehr dauerhaft überlebensfähig sind. Zum anderen werden sogenannte Grenzertragsflächen in zunehmendem Maße aus der Nutzung genommen, verbrachen und fallen für die Offenlandarten ebenfalls als besiedelbare Flächen aus. (OPPERMANN 1998)

Diesem Problem versuchte der Naturschutz bislang im wesentlichen durch Vertragsnaturschutz oder Pflegemaßnahmen durch Naturschutzverbände zu begegnen. Dieser kostenintensive Weg erweist sich aber für die Mehrzahl der in Betracht kommenden Flächen als unfinanzierbar. Aus diesem Grunde wird seit einigen Jahren nach Alternativen gesucht. Neben dem Management durch aktive Störungen und durch Zulassen von natürlicher Lebensraumdynamik, als Möglichkeiten einer regelmäßigen Neuschaffung von offenen Flächen, wird vor allem mit extensiven Beweidungssystemen experimentiert. In Anlehnung an die sogenannte ‚Großherbivoren-Theorie‘, nach der es in der mitteleuropäischen Waldlandschaft durch Großherbivoren wie Wisent oder Auerochse mehr oder minder große offene Bereiche gab, wurde das Konzept einer großflächigen, halboffenen Weidelandschaft entwickelt.

In einer halboffenen Weidelandschaft weiden Nutztiere auf großen Weiden in relativ geringen Dichten (extensive Beweidung). Es wird angenommen, dass die Tiere die Weideflächen sehr unterschiedlich beweideten, so dass einige Bereiche verbrachen und andere intensiv beweidet werden. Weiterhin wird vermutet, dass sich das Weideverhalten in verschiedenen Jahren beispielsweise aufgrund des Wetters verändert und sich so die verschieden genutzten Bereiche an unterschiedlichen Stellen ausbilden. So soll sich ein Mosaik unterschiedlicher Vertritt-Intensität und Bewuchshöhe ausbilden. Auch wird erwartet, dass Teile der Weide verbuschen oder bewalden.

Da es bislang nur wenige gesicherte Erkenntnisse über diese Form der Bewirtschaftung gibt – sowohl in ökologischer wie in ökonomischer Hinsicht – hat das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) 1998 ein Programm zur Förderung der Forschung zu diesem Problem aufgestellt. Die vorliegenden Forschungsergebnisse stammen aus dem vom BMBF geförderten Vorhaben des Ökologie-Zentrums der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel „Großflächige Beweidung eines nordwestdeutschen Flusstales: ‚Weidelandschaft Eidertal‘“.

2 Naturschutz- und Forschungsprojekt „Weidelandschaft Eidertal“

Dieses Forschungsprojekt untersucht wissenschaftlich die Folgen des Naturschutzprojektes „Wiedervernässung und großflächige Beweidung des oberen Eidertals“ des staatlichen Umweltamtes Kiel. Bei diesem Projekt soll ein Teilstück des oberen Eidertals (zwischen Bahnüberführung b. Reesdorf und Flintbek) auf ca. 300 ha großflächig beweidet und im Niedermoorbereich der Talsohle (ca. 50% der Fläche) wiedervernässt werden. Vordringliche Zielsetzung ist dabei die Verminderung der Stoffausträge durch Wiederherstellung der Nährstoffretention der Niedermoorbereiche (im Rahmen des Niedermoorprogramms der Wasserwirtschaftsverwaltung des Landes Schleswig-Holstein). Weiteres Ziel ist es, die Habitatvielfalt zu erhöhen und den Lebensraum für charakteristische Offenland-Arten zu erweitern und zu verbessern. Zu diesem Zweck werden die Flächen öffentlicher Hand (Stiftung Naturschutz, Gemeinden, Forstverwaltung), die ungefähr die Hälfte des Projektgebietes umfasst, und die privater Besitzer zu großen Weideeinheiten zusammengefasst. Für die privaten Besitzer gibt es mehrere Vertrags-Varianten, insbesondere auch solche, die Extensivierungszahlungen von 20 Jahren kapitalisieren. Die Vernässungsmaßnahmen (Einstellung der Mahd, Aufhebung der Drainage) können erst dann vollständig umgesetzt werden, wenn der gesamte Talraum unter Vertrag ist (voraussichtlich 2004). Die ersten Weiden wurden 1998 eingerichtet.

Im Forschungsprojekt stehen neben den soziökonomischen Konsequenzen und den Fragen nach der Nährstoffretention die Erreichbarkeit der ökologischen Ziele im Vordergrund. Ein wesentlicher Kernpunkt ist dabei die postulierte Dynamik der Habitatstrukturen in der halboffenen Weidelandschaft (RIEKEN et al. 1997). Mit solchen ephemeren Habitaten können nur Arten zurecht kommen, die genügendes Wiederbesiedlungsvermögen haben, für das wiederum ein genügendes Ausbreitungsvermögen eine grundsätzliche Basis ist. In zwei der in diesem Heft vorliegenden Arbeiten (über phytophage Käfer an *Rumex* und über xylobionte Käfer) wird dieser Aspekt schwerpunktmäßig behandelt. Ein weiterer Kernpunkt betrifft die Auswirkungen der Beweidung im Vergleich Intensiv-Weide, Extensiv-Weide und Brache, um abschätzen zu können, ob bestimmte Zielarten durch diese Art der Offenhaltung bevorzugt oder benachteiligt werden. In der dritten Arbeit dieses Heftes (über Carabidae) wird sich mit diesem Aspekt beschäftigt. Alle drei Arbeiten entstammen dem tierökologischen Teilprojekt.

3 Zur Lage, Entstehung, abiotischen Situation und Vegetation des oberen Eidertals

Das obere Eidertal, gelegen im Naturraum „Ostholsteinisches Seen- und Hügelland“, stellt ein typisches Flußtal der Jungmoränenlandschaft Schleswig-Holsteins dar. Es erstreckt sich, ausgehend von den Quellen östlich von Bordesholm, bis nach Rendsburg. Ab da beginnt die Untereider, die über die hohe Geest in die Nordsee abfließt.

Die Eider ist vor ca. 15.000 Jahren als Hauptabflußgraben entstanden. Ihre relativ breite Talau, die kaum über dem Niveau des Flusses liegt, verrät, daß durch dieses Urstromtal einst große Wassermengen zur Nordsee flossen (SCHMIDTKE 1993). Im Bereich des Obereidertals besteht ein relativ starkes Gefälle, das für einen guten Abfluß sorgt (QUEDENBAUM 2000).

Zu den geomorphologischen Einheiten des Gebietes zählen einerseits kuppige und wellige Moränenkomplexe, andererseits Sandergebiete unterschiedlicher Entstehungsgeschichte. Besonders prägend hat sich der weichseleiszeitliche Eiszerfall auf die Landschaft ausge-

wirkt, der die typische Formenvielfalt der Eisrandlagen verursachte (FRÄNZLE 1981). Beim Obereidertal handelt es sich um ein weichseleiszeitliches Kastental, das besonders durch Schmelzwasserabfluß und Toteisdynamik geprägt wurde (HERRMANN 1971). Das Tal hat eine schwach nach Norden geneigte Sohle, deren mittlere Breite zwischen 300 und 500 m liegt.

Nach dem Rückzug des Eises fand in der nassen Talsohle eine starke Niedermoortorfbildung (Erlenbruch-, Schilf- und Seggentorfe) statt. Die Niedermoortorfe liegen über mächtigen Tonmudden, die vermutlich auf ehemalige Toteisseen zurückzuführen sind. Für das Untersuchungsgebiet ist ein Mosaik aus verschiedensten Ausprägungen von Niedermoorböden mit unterschiedlichen Torfmächtigkeiten, Humifizierungs- und Entwässerungsgraden charakteristisch (KÖLBEL 1995). An den Talflanken findet man vorwiegend Braunerden und Parabraunerden, wobei im südlichen Teil des Projektgebietes großflächig sandige Böden angetroffen werden (KIEHL 1990, WIEDEMANN 1998). Der gesamte Talraum ist durch Niedermoorböden geprägt. Bei diesen Niedermooren handelt es sich um typische Talmoores, die im Spätglazial entstandene Schmelzwasserabflußbahnen der Gletscher ausfüllen. Dieser Moortyp stellt im Flachland das bedeutendste Moorkommen dar (SUCCOW 1971).

Nach FRÄNZLE (1981) sind die Hänge aus bodenkundlicher Sicht vor allem durch die Abtragung der obersten Bodenschichten gefährdet. Durch Abpflügen bzw. Abspülen wird Bodenmaterial der Hänge zum Hangfuß verfrachtet und dort akkumuliert (Kolluviation). So wird das Mikorelief der Landschaft fortlaufend durch anthropogene Einflüsse nivelliert. Da die Abtragungsintensität unter anderem von Dichte und Dauer der Vegetationsdecke abhängig ist, eignet sich auf Hängen und unter Agrarnutzung nur Dauergrünland als effektiver Erosionsschutz.

Die Vegetation des nordwestdeutschen Tieflandes und damit auch des Eidertals ist im Laufe der letzten Jahrhunderte stark durch anthropogene Nutzung beeinflusst worden. In grundwasserbeeinflussten Niederungen wurden die ursprünglichen Waldsysteme bzw. die gehölzfreien Quell- und Durchströmungsmoores durch landwirtschaftlich genutztes Feuchtgrünland ersetzt. Seit den 50er Jahren ist eine Intensivierung der Wiesenutzung zu verzeichnen, die mit einer gesteigerten Düngung und Beweidung sowie mit starker Entwässerung einher geht (SCHRAUTZER & WIEBE 1993, RIEDEL & BRACKER 1980). Diese Nutzungsintensivierung verursachte einen starken floristischen sowie faunistischen Artenschwund (NEUMANN & IRMLER 1994, JENSEN & DIERBEN 1999).

Das Flußalniedermoor der Obereider besteht aus einem kleinräumigen Mosaik von Überflutungs-, Durchströmungs- und Quellbereichen. Ebenfalls kleinräumig strukturiert ist die Nutzungsintensität dieser Bereiche, dominierend ist Grünlandvegetation. Ursprünglich zeigt sich wohl von der Eider aus bis hin zum Talrand eine für Talmoores typische deutliche Vegetationszonierung, die durch die Veränderung des Wasserhaushaltes und dem damit verbundenen Wechsel von Trophie- und pH-Verhältnissen zustande kommt (SUCCOW 1971). Durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung ist jedoch diese Zonierung verloren gegangen.

Das Projektgebiet „Weidelandschaft Eidertal“ ist nur wenige Kilometer südlich von Kiel gelegen und erstreckt sich von Flintbek bis nach Schmalstede. Es umfaßt sowohl die teilweise überfluteten Niederungsbereiche der Eider als auch die sich an den östlichen und westlichen Talrand anschließenden Hangbereiche mit Mineralböden. Die Lage des Projektgebietes sowie die der Untersuchungsflächen der drei Arbeiten ist der Abbildung 1 zu entnehmen.

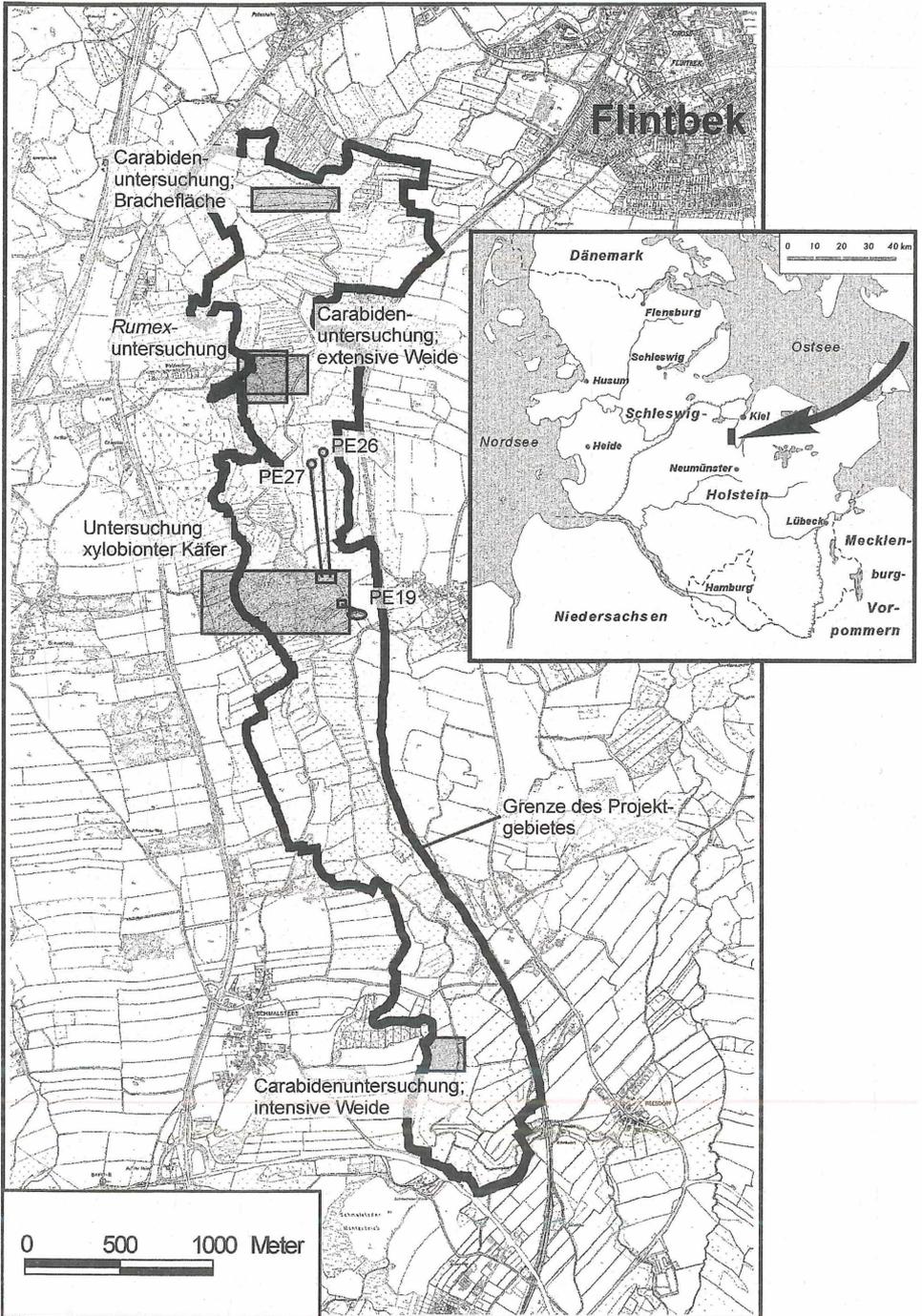


Abb. 1 Projektgebiet, Untersuchungsgebiete (PE: Photoekletor mit Lage im Raum und Lage auf der Karte)

Der wesentlich trockenere Talrandbereich der Eider innerhalb des Projektgebietes wird vor allem als Intensivgrünland oder als Acker bewirtschaftet. Der Anteil extensiv genutzter Flächen hat im Projektgebiet aufgrund von Entwässerung, Nutzungsintensivierung und -aufgabe erheblich abgenommen. Weitere Biotoptypen, die im Projektgebiet vorkommen, sind Forste, unterschiedliche Waldtypen, Feldgehölze und Kleingewässer.

Literatur

- FRÄNZLE, O. (1981): Erläuterungen zur Geomorphologischen Karte 1:25000 der Bundesrepublik Deutschland. GMK 25 Blatt 8, 1826 Bordesholm.
- HERRMANN, A. (1971): Neue Ergebnisse zur glazialmorphogenetischen Gliederung des Obereider-Gebietes. *Schr. Naturwiss. Ver. Schlesw.-Holst.* 41, 5-41.
- JENSEN, K. & DIERBEN, K. (1999): Langfristige Sukzessionen auf Grünlandbrachen. In: UMWELTSTIFTUNG WWF-DEUTSCHLAND (Hrsg.) *Chaos Natur? Prozeßschutz in Großschutzgebieten.* WWF, Potsdam, 47-60.
- KIEHL, K. (1990): Vergleichende Untersuchungen zur Produktivität und Phänologie von Feuchtwiesen unterschiedlicher Nutzung. Diplomarbeit, Botanisches Institut der Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- KÖLBEL, A. (1995): Feuchtgrünland- Vegetationstypen und die Charakterisierung ihrer Standorte in Schleswig-Holstein. Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- NEUMANN, F. & IRMLER, U. (1994): Auswirkungen der Nutzungsintensität auf die Schnecken-fauna (Gastropoda) im Feuchtgrünland. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 3, 11-18.
- OPPERMANN, E. (1998): Bekanntmachung über die Förderung von Forschungs- und Entwicklungsvorhaben im Bereich der Umweltforschung Förderaktivität „Biotop- und Artenschutz/Integrierte Naturschutzforschung“; *Bundesanzeiger*, 29. Mai 1998
- QUEDENBAUM, G. (2000): Vorflut : der Eiderverband; ein Beitrag zur Geschichte des Deich- und Entwässerungswesens in der mittleren Eiderregion. Eider-Verlag, Düsseldorf, 156 S.
- RIECKEN, U., KLEIN, M. & SCHRÖDER, E. (1997): Situation und Perspektiven des extensiven Grünlandes in Deutschland und Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes am Beispiel der „halboffenen Weidelandschaften“. *Schr.-R. f. Landschaftspfl. & Natursch.* 54, 7-23
- RIEDEL, W. & BRACKER, H.-H. (1980): Moorstandorte im nördlichen Schleswig-Holstein zwischen Nutzung und Erhaltung. *Verh. Ges. f. Ökologie* 8, 241-146
- SCHMIDTKE, K.-D. (1993): Die Entstehung Schleswig-Holsteins. 2. Auflage. Karl Wachholz Verlag, Neumünster.
- SCHRAUTZER, J. & WIEBE, C. (1993): Geobotanische Charakterisierung und Entwicklung des Grünlandes in Schleswig-Holstein. *Phytocoenologia* 22, 105-144.
- SUCCOW, M. (1971): Talmoores des norddeutschen Flachlandes, ein Beitrag zur Charakterisierung des Moortyps „Niedermoor“. *Arch. Naturschutz und Landschaftsforsch.* 11, 133-168.
- WIEDEMANN, G. (1998): Hydro-ökologische Untersuchungen im oberen Eidertal. Diplomarbeit, Christian-Albrechts-Universität Kiel

Interaktionen zwischen der Käferfauna verschiedener Gehölzstrukturen am Beispiel der “halboffenen Weidelandschaft Eidertal”

von Helge Arp und Rolf Nötzold

1 Einleitung

Innerhalb der letzten zwei Jahrzehnte wurde vielfach auf die hohe Gefährdung xylobionter Käfer hingewiesen und deren Schutz durch Naturwaldreservate gefordert (z.B. BUSSLER 1994, GEISER 1994, RAUH & SCHMITT 1991). Als xylobiont (holzbewohnend) werden Käferarten bezeichnet, die sich während des überwiegenden Teiles ihrer individuellen Lebensspanne am oder im gesunden oder kranken Holz der verschiedenen Zerfallsstadien einschließlich der Holzpilze aufhalten (GEISER 1994). In Deutschland leben von den vorkommenden 6.477 Käferarten (KÖHLER & KLAUSNITZER 1998) 1.372 Arten xylobiont. 809 (59%) der Gehölzbewohner werden in der Roten Liste Deutschlands geführt (GEISER 1998). Damit weist diese ökologische Gruppe den mit Abstand höchsten prozentualen Gefährdungsgrad auf, wobei besonders die höchsten Gefährdungsklassen stark vertreten sind (GEISER 1998).

Das Migrationspotential der xylobionten Käfer wird für viele Arten als niedrig eingestuft (z.B. AMMER 1991, GEISER 1994, SCHIEGG 2000). Angaben über zurückgelegte Entfernungen während der Dispersion sind bislang kaum vorhanden (z.B. Scolytidae: SANDERS 1997, Buprestidae: GEISER 1994). In waldarmen Gebieten wie Schleswig-Holstein, in denen der Wald in einem kleinflächigen Mosaik vorliegt, sind Arten mit niedrigem Migrationspotential daher stark gefährdet.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde untersucht, in welcher Art und Weise Ausbreitungsbewegungen xylobionter Käfer über offene Flächen stattfinden und welche Entfernungen dabei zurückgelegt werden.

Folgende Fragestellungen werden behandelt:

- Für welche Arten lassen sich Ausbreitungsvorgänge über offene Flächen feststellen?
- Lassen sich Angaben über dabei zurückgelegte Entfernungen machen?
- Welchen Einfluß haben Gehölzstrukturen innerhalb offener Flächen auf die Ausbreitung?

2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich in Höhe Techelsdorf quer über den Talraum auf einer Fläche von ca. 30 ha (s. NÖTZOLD 2004 (in diesem Heft): Abb. 1). Im westlichen Hangbereich befindet sich auf sandigem Boden ein etwa 200 Jahre alter Mischwald mit über-

wiegend altem Buchenbestand sowie Lärchen- und Fichtenbeständen (Abb. 1). An den Waldrand schließen sich ein beweidetes Grünland und eine von ehemaligen Entwässerungsgräben durchzogene ruderalisierte Feuchtwiesenbrache an. Die Hauptbodenart dieser Flächen ist Torf. Die Vegetation des Brachebereichs erreichte Höhen von 40-100 cm. Im Uferbereich der Eider hat sich ein etwa 1,80 m hoher Röhrichtbestand aus *Phragmites australis* und *Typha latifolia* entwickelt (Abb. 1; im Bereich der Fallen 28-37). Zwischen Brache und Grünland erstreckt sich fast durchweg ein ruderalisierter Erlenbruch, der auf dem östlichen Ufer durch hohen Zerfallsgrad gekennzeichnet ist (Abb. 2).



Abb.1 Anordnung der Fallen im Untersuchungsgebiet



Abb. 2 Fensterfallenreihe (Nr. 46-43 v.v.n.h.; s. Abb.1) im östlichen Bereich der Untersuchungsfläche. Im Hintergrund ein Erlenbruch mit hohem Totholzanteil. (Foto: Arp)

3 Material und Methoden

3.1 Erfassungsmethoden und Untersuchungszeitraum

Der Untersuchungszeitraum erstreckte sich vom 17.3.2000 bis zum 8.8.2000.

Die Leerung der Fensterfallen und Photoelektoren erfolgte alle vier Wochen. Insgesamt wurden 27 Photoelektoren und 67 Fensterfallen im Untersuchungsgebiet aufgestellt. Die Photoelektoren dienten dazu, einen Überblick über das vorhandene Arteninventar zu erhalten. Anhand der aus dem eingebrachten Holz geschlüpften Käferarten konnten Entwicklungsorte nachgewiesen werden. Auf eine PVC-Folie wurde etwa 0,25 m³ Totholz gelegt, das mit einem 1m³ Photoelektor aus Metall abgedeckt wurde. Es wurde liegendes und stehendes Totholz eingesammelt, wobei verschiedene Stärken und unterschiedlicher Pilzbefall berücksichtigt wurden, um möglichst viele Arten zu erfassen. Soweit vorhanden, wurde von allen Baum- und Straucharten im Bereich von etwa 20 m um den Standort des Elektors Totholz eingetragen. Das seitlich angebrachte Sammelgefäß enthielt eine 4%ige Formaldehydlösung und ein Entspannungsmittel (Agepon). Abb. 3 zeigt einen der verwendeten Photoelektoren. Es wurde Holz von folgenden Baumarten in die Photoelektoren eingebracht (Anzahl der betreffenden Photoelektoren in Klammern): *Alnus* (24), *Fagus* (22), *Quercus* (19), *Salix* (7), *Corylus* (6), *Sambucus* (4), *Picea* (3), *Fraxinus* (1), *Larix* (1) und *Ilex* (1).

Für die Untersuchung der Ausbreitungsflüge schwärmender Käfer wurde die folgende Konstruktion der Fensterfalle (Abb. 2) entwickelt: Auf einem Pfahl wurden in 1,5 m Höhe in einer blauen PVC-Wanne zwei Plexiglasscheiben (50 x 50cm) über Kreuz gestellt, so daß vier Sektoren entstanden. Um jeden Sektor einzeln entleeren zu können, wurden in den



Abb. 3 Photoelektor mit Sammelgefäß (Foto: Arp)

Boden der Wanne vier Löcher gebohrt und durch Pfropfen abgedichtet. Weiterhin wurden die Kontaktflächen der Plexiglasscheiben mit der Wanne durch Silikon abgedichtet, so daß ein Austausch der gefangenen Tiere zwischen den Sektoren verhindert wurde. In den einzelnen Sektoren befand sich als Fangflüssigkeit eine 4%ige Formaldehydlösung mit Entspannungsmittel (Agepon). Die Fensterfallen, die auf dem beweideten Grünland standen, wurden zum Schutz gegen Weidetiere mit einem Stacheldrahtzaun umgeben.

Die Fallen wurden in einer Matrix quer über das Eidertal von dem westlichen Hang mit Mischwald zum östlichen Hang mit kleinen Gehölzen aufgestellt (Abb. 1). Die Eklektoren Nummer 26 und 27 standen etwa 600 m nordöstlich in einem mindestens 200 Jahre alten Mischwald, der auf der Karte nicht mehr eingetragen ist. Nummer 19 befand sich etwa 140 m südlich zur angegebenen Position (NÖTZOLD 2004 in diesem Heft Abb. 1). Die Photoeklektoren und Fensterfallen wurden in allen vorhandenen Gehölzstrukturen (Mischwald, Waldrand, Erlenbruch, Weidengebüsch) aufgestellt. Da Flugbewegungen über freie Flächen untersucht werden sollten, waren Fensterfallen in regelmäßigen Entfernungen zum Mischwald und Erlenbruch auf der Brachfläche und dem beweideten Grünland aufgebaut. Bereiche zwischen dicht beieinander stehenden Gehölzen waren, aufgrund der erhöhten Wahrscheinlichkeit für Austauschprozesse, dabei von besonderem Interesse.

Die gefangenen Individuen wurden am Fallenwechseltermin in 70%igem Alkohol (Ethanol) überführt. Die anschließende Determination der Käfer erfolgte nach FREUDE, HARDE & LOHSE (1964-1983) und LOHSE & LUCHT (1989, 1992, 1993). Weil die Determination der Staphylinidae, Pselaphidae und Ptiliidae mit erheblichem Arbeitsaufwand durch Genitalpräparationen verbunden ist, blieben diese Taxa unberücksichtigt. Die Arten *Anobium nitidum*, *A. costatum* und *A. fulvicorne*, die im Gebiet nachgewiesen werden konnten, wurden nicht unterschieden und sind als *Anobium* U.G. *Hadrobregmus* aufgeführt. Für die Familie der Cryptophagidae erfolgte ebenfalls keine Auswertung.

Innerhalb des Untersuchungszeitraumes kam es sowohl bei den Photoeklektoren als auch bei den Fensterfallen zu Ausfällen. In der ersten Untersuchungsperiode wurde (wahrscheinlich durch Spaziergänger) ein in Wegnähe stehender Photoeklektor (PE10) angehoben und anschließend nicht wieder sorgfältig aufgestellt. Auch durch die Weidetiere wurden mehrfach Fanggefäße von Eklektoren abgestoßen. In einem Fall (PE11) konnten aus diesem Grund über den gesamten Untersuchungszeitraum keine Ergebnisse erzielt werden. Bei den Fensterfallen kam es durch einen starken Wind mit Orkanböen am 25.5.2000 zu einem Ausfall von fast allen freistehenden Fallen. Fensterfalle 54 wurde durch die Weidetiere mehrfach zerstört und daher nicht weiter ausgewertet.

3.2 Ausbreitungsmodelle und Distanzermittlung

Von besonderem Interesse für diese Arbeit waren die Interaktionen zwischen einzelnen Gehölzstrukturen. Eine wichtige Frage war dabei, über welche Distanzen gehölzfreie Bereiche von xylobionten Käferarten überbrückt werden oder welche Leitlinienfunktion Gehölzstrukturen besitzen. Für die Untersuchung der Dispersionsvorgänge xylobionter Käferarten wurden im Rahmen der Arbeit verschiedene Ausbreitungsmodelle entwickelt. Mit Hilfe der Modelle sollte die mögliche Quelle der Ausbreitung ermittelt werden, um eine Grundlage für die Berechnung der zurückgelegten Distanzen zu erhalten. Ausgangspunkt für die erstellten Ausbreitungsmodelle waren die festgestellten Verteilungsmuster der untersuchten Käferarten. Dafür wird angenommen, daß sich die Tiere von den Berei-

chen ihrer Entwicklung („Ursprung“) her ausbreiten. Je dichter sich also ein Punkt am Ursprung befindet, desto höher soll die Individuendichte an dieser Stelle sein. Dabei wird angenommen, daß sich die Tiere innerhalb von Gehölzen besonders gut ausbreiten, da sie eine geringe Neigung haben, aus Gehölzen hinauszufiegen, aber eine hohe Neigung, Gehölze von Freiflächen her anzusteuern.

Ausgehend vom angenommenen Ursprung werden Bereiche mit abnehmender Aufenthaltswahrscheinlichkeit ausgewählt. Probenpunkte außerhalb dieser Bereiche wurden nicht berücksichtigt. Die Ergebnisse aus den Fensterfallen werden nach diesen Bereichen zusammengefasst und der Durchschnitt berechnet. Die Annahme abnehmender Durchschnittswerte (paarweise Zuordnung, gepoolte Auswertung) wurde mittels des G-Tests (SOKAL & ROHLF 1969) geprüft. Der mit diesem Test gewonnene G-Wert (*goodness of fit*) gibt die Wahrscheinlichkeit an, ob die geprüften Unterschiede zwischen den Mittelwerten zufällig sind (Nullhypothese: Gleichverteilung).

Insgesamt wurden fünf Modelle für die Ausbreitungsvorgänge entworfen (Abb. 4). Für das Modell „Mischwald“ wurde der Mischwald im Westen des Untersuchungsgebietes als Ursprungsgebiet angenommen (Bereich A), dem sich abgestuft die Bereiche B-E anschließen. Im Modell „Erlenbruch“ bildet der gesamte Erlenbruchbereich den Ursprung (Bereich A) mit den folgenden Bereichen B und C. Der angrenzende Mischwald wird als „Irrläufer“-Bereich (D) mit der geringsten Auftretenswahrscheinlichkeit angenommen. Das Modell „Doppelter Ursprung“ nimmt die beiden ältesten Wälder im Untersuchungsgebiet als Ursprung an: Den Mischwald im Westen (Bereich A) mit 3 abgestuften Folgebereichen (B-D) und den alten Erlenbruch im Osten (Bereich A') mit zwei abgestuften Folgebereichen (B' und C'). Der Erlenbruch, der östlich unmittelbar an die Eider anschließt, hat einen sehr großen Anteil stark zersetzten Totholzes und wird im Modell „Mulmbewohner“ als Ursprung angenommen, dem sich nur ein weiterer Bereich anfügt. Im Modell „Erlenreihe“ wird schließlich die alleinstehende Reihe alter Erlen als Ursprung angesehen mit zwei Folgebereichen. Für die Ermittlung der zurückgelegten Strecken während der Ausbreitungsflüge, wurden auf Grundlage des für die Art zutreffenden Modells Entfernungsmessungen durchgeführt. Dabei wurden die Distanzen zwischen Erfassungsort und Quelle oder die Entfernung vom nächstliegenden Gehölz gemessen.

Um für die Arten, für die kein Modell signifikante Werte erreichte, ebenfalls Strecken angeben zu können, wurden die Standorte der Fensterfallen in Entfernungsklassen eingeteilt. Zur Klassenbildung wurde die jeweilige Entfernung vom nächstgelegenen Gehölz (Mischwald, Erlenbruch, Weidengebüsch) ermittelt. Es wurden vier Entfernungsklassen gebildet:

- Klasse 1: innerhalb von Gehölzen
- Klasse 2: 0-30 m Distanz zu Gehölzen
- Klasse 3: 30-80 m Distanz zu Gehölzen
- Klasse 4: 80-130 m Distanz zu Gehölzen

Mit Hilfe dieser Klassenbildung konnte für jede Art eine Mindeststrecke angegeben werden, welche die Tiere zurückgelegt haben müssen. Die Fallen wurden dazu in Gruppen zusammengestellt: Gruppe 1 = Klasse 1 (im Gehölz); Gruppe 2 = Klasse 2-4 (außerhalb von Gehölzen); Gruppe 3 = Klasse 3-4 (außerhalb von Gehölzen, mind. 30 m entfernt); Gruppe 4 = Klasse 4 (außerhalb von Gehölzen, mind. 80 m entfernt). Um die Artenzahlen dieser Gruppen trotz deutlich verschiedener Fallenzahl vergleichen zu können, wurde die

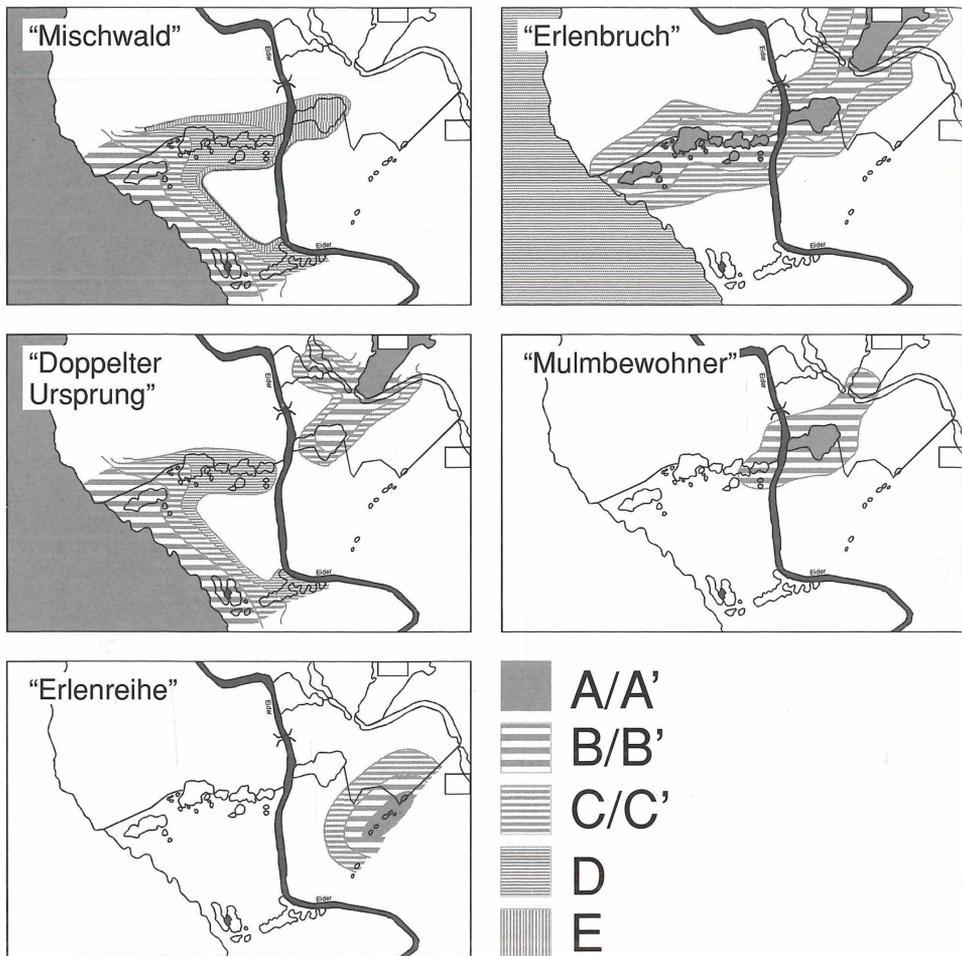


Abb. 4 Ausbreitungsmodelle. Bereich A als angenommener Ursprung, Bereiche (B-E (B'-C')) mit abnehmender Auftretenswahrscheinlichkeit

rarefaktion-Methodik herangezogen (ACHTZIGER et al. 1992). Dabei kam die Formel von SHINOZAKI (1963) für diskrete Probenahmen zur Anwendung, nach der die Summe der Erwartungswerte für die einzelnen aufgefundenen Arten der erwarteten Artenzahl bei gegebener Probenzahl entspricht. Die Erwartungswerte (für eine vorgegebene Probenzahl q) berechnet SHINOZAKI (1963), indem er den Erwartungswert des Nichtauftretens von 1 abzieht. Den Erwartungswert des Nichtauftretens für q ermittelt SHINOZAKI (1963), indem er zunächst errechnet, wieviele Möglichkeiten es gibt, q Proben aus der Anzahl leerer Proben (bezüglich der betreffenden Art) zu ziehen. Diese Anzahl dividiert er dann durch die Anzahl der Möglichkeiten q Proben aus allen Proben zu ziehen. Dabei bleibt allerdings unberücksichtigt, dass bei hoher Stetigkeit einer Art in den Proben q die Anzahl leerer Proben leicht übersteigt und der Binominalkoeffizient nicht mehr bildbar ist. Die Formel wurde deshalb dahingehend modifiziert, dass in diesem Falle der Erwartungswert 1 angenommen wird.

4 Ergebnisse

4.1 Arteninventar

Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum 6900 Individuen erfaßt. Es wurden 145 xylobionte Käferarten aus 35 Familien bestimmt. Dabei konnten 6% der determinierten Arten nur in den Photoelektoren, 49% nur in den Fensterfallen und 45% in beiden Fallentypen nachgewiesen werden. Eine Aufstellung der nachgewiesenen Arten mit den absoluten Individuenzahlen gibt Tabelle 1.

Tab.1 : Festgestellte Individuen xylobionter Käferarten im Untersuchungsgebiet; FE = Fensterfalle, PE = Photoelektor, RL = Rote-Liste-Einstufung für Schleswig-Holstein (Ziegler et al. 1994)

| Familie | RL | Art | FE | PE | Familie | RL | Art | FE | PE |
|-------------|----|----------------------------------|----|-----|------------------|----|-----------------------------------|------|-----|
| Alleculidae | 3 | <i>Mycetochara linearis</i> | 4 | | Cisidae (Forts.) | 3 | <i>Cis vestitus</i> | | 2 |
| Anobiidae | | <i>Anob. U.G. Hadrobregmus</i> | 44 | 244 | | | <i>Ennearthron cornutum</i> | 1 | 20 |
| | | <i>Ernobius mollis</i> | 8 | | | | <i>Octotemnus glabriculus</i> | 1 | |
| | 3 | <i>Grynobius planus</i> | 2 | 2 | | | <i>Sulcacis fronticornis</i> | 1 | |
| | | <i>Hedobia imperialis</i> | 14 | 53 | Cleridae | 2 | <i>Tillus elongatus</i> | | 73 |
| | 2 | <i>Priobium carpini</i> | 2 | | Colydiidae | | <i>Bitoma crenata</i> | 3 | |
| | | <i>Ptilinus pectinicornis</i> | 8 | 407 | | | <i>Synchita humeralis</i> | 30 | 44 |
| | | <i>Xestobium plumbeum</i> | 4 | 66 | Curculion. | 3 | <i>Cossonus linearis</i> | 1 | |
| | | <i>Xestobium rufovillosum</i> | 1 | 2 | Elateridae | | <i>Ampedus pomorum</i> | 75 | 26 |
| Anthribidae | 3 | <i>Anthrribus albinus</i> | 2 | 1 | | 3 | <i>Anostirus castaneus</i> | 2 | |
| | | <i>Brachytarsus nebulosus</i> | 4 | | | | <i>Denticollis linearis</i> | 82 | 48 |
| | 1 | <i>Choragus sheppardi</i> | | 64 | | 3 | <i>Hypoganus cinctus</i> | 1 | 7 |
| | 2 | <i>Dissoleucas niveirostris</i> | | 2 | | | <i>Melanotus rufipes</i> | 23 | 5 |
| Buprestidae | 3 | <i>Agrilus biguttatus</i> | 4 | | Erotylidae | | <i>Dacne bipustulata</i> | | 58 |
| | | <i>Agrilus sulcicollis</i> | 1 | | | | <i>Tritoma bipustulata</i> | 4 | |
| | | <i>Anthaxia quadripunctata</i> | 24 | | Eucnemidae | 3 | <i>Dirhagus pygmaeus</i> | 2 | |
| Carabidae | | <i>Dromius agilis</i> | | 1 | | 1 | <i>Hylis foveicollis</i> | 9 | |
| | | <i>Dromius quadrimaculatus</i> | 10 | 20 | | 2 | <i>Hylis olexai</i> | 4 | |
| | | <i>Dromius spilotus</i> | 3 | 3 | Histeridae | | <i>Paromalus flavicornis</i> | 1 | |
| Cerambyci- | 3 | <i>Anaglyptus mysticus</i> | 2 | 28 | Latridiidae | | <i>Enicmus fungicola</i> | | 105 |
| dae | 3 | <i>Aromia moschata</i> | 2 | | | | <i>Enicmus rugosus</i> | 14 | |
| | | <i>Clytus arietis</i> | 2 | 8 | | 2 | <i>Enicmus testaceus</i> | 7 | 1 |
| | | <i>Grammoptera ruficornis</i> | 7 | 1 | Leiodidae | | <i>Anisotoma humeralis</i> | 4 | 21 |
| | | <i>Judolia cerambyciformis</i> | 6 | | Lucanidae | | <i>Platycerus caraboides</i> | 1 | |
| | | <i>Leiopus nebulosus</i> | 6 | 11 | | 3 | <i>Sinodendron cylindricum</i> | 7 | |
| | | <i>Leptura livida</i> | 1 | | Lycidae | | <i>Lygistopterus sanguineus</i> | 51 | 9 |
| | | <i>Leptura rubra</i> | 8 | 2 | | 2 | <i>Platycis cosnardi</i> | | 1 |
| | | <i>Mesosa nebulosa</i> | | 2 | | | <i>Pyropterus nigroruber</i> | 1 | |
| | | <i>Obruium brunneum</i> | 1 | | Lymexylon. | | <i>Hylecoetus dermestoides</i> | 22 | |
| | | <i>Phymatodes testaceus</i> | 1 | | Malachiidae | | <i>Malachus bipustulatus</i> | 2 | 4 |
| | | <i>Pogonocherus hispidus</i> | 1 | | Melandryi- | | <i>Abdera affinis</i> | 4 | |
| | 3 | <i>Prionus coriarius</i> | 2 | | dae | 3 | <i>Abdera flexuosa</i> | 3 | 9 |
| | P | <i>Pyrrhidium sanguineum</i> | 1 | | | 3 | <i>Conopalpus testaceus</i> | 6 | 79 |
| | | <i>Rhagium bifasciatum</i> | 2 | 4 | | 3 | <i>Melandrya caraboides</i> | 5 | |
| | | <i>Rhagium mordax</i> | 19 | 3 | | 3 | <i>Orchesia micans</i> | 11 | 31 |
| | | <i>Saperda scalaris</i> | 2 | 4 | | 1 | <i>Orchesia undulata</i> | 2 | 16 |
| | | <i>Strangalia aethiops</i> | 1 | | | | <i>Phloiotrya rufipes</i> | 3 | 11 |
| | | <i>Strangalia melanura</i> | 29 | | Melyridae | | <i>Dasytes aeropus</i> | 11 | 13 |
| | | <i>Strangalia quadrifasciata</i> | 13 | 8 | | | <i>Dasytes caeruleus</i> | | 15 |
| | | <i>Tetrops praeusta</i> | | | | | <i>Dasytes niger</i> | 5 | |
| Cerylonidae | | <i>Cerylon ferrugineum</i> | 33 | 18 | Melyridae | | <i>Dasytes plumbeus</i> | 1627 | 83 |
| | | <i>Cerylon histerooides</i> | 5 | 1 | Mordellidae | | <i>Mordella holomelaena</i> | 29 | 7 |
| Cisidae | | <i>Cis alni</i> | 1 | 13 | | | <i>Mordellochroa abdomina.</i> | 3 | |
| | | <i>Cis boleti</i> | 5 | | | 3 | <i>Tomoxia biguttata</i> | 5 | |
| | | <i>Cis festivus</i> | 4 | 11 | Mycetopha- | | <i>Litargus connexus</i> | 17 | 7 |
| | | <i>Cis hispidus</i> | 4 | 3 | gidae | 3 | <i>Mycetophagus quadrigutt.</i> | 1 | |
| | 3 | <i>Cis micans</i> | 5 | 1 | Nitidulidae | 3 | <i>Amphotis marginata</i> | | |
| | | <i>Cis nitidus</i> | 1 | 1 | | | <i>Glischrochilus quadrigutt.</i> | 15 | |
| ... | 3 | <i>Cis pygmaeus</i> | 10 | 7 | ... | | <i>Glischro. quadripunctatus</i> | 1 | |

| Familie | RL | Art | FE | PE | Familie | RL | Art | FE | PE |
|----------------|----|---------------------------------|-----|-----|-------------|----|---------------------------------|-----|-----|
| Nitidulidae | | <i>Pityophagus ferrugineus</i> | 1 | | Scolytidae | | <i>Hylastes cunicularius</i> | 11 | |
| (Fortsetzung) | | <i>Soronia grisea</i> | 1 | 1 | (Fortsetz.) | | <i>Hylurgops palliatus</i> | 142 | |
| Ptinidae | | <i>Ptinus rufipes</i> | 7 | 2 | | | <i>Leperisinus fraxini</i> | 25 | |
| Pyrochroidae | P | <i>Pyrochroa coccinea</i> | 3 | | | | <i>Orthotomicus laricis</i> | 34 | |
| | | <i>Pyrochroa serraticornis</i> | 4 | | | | <i>Pityogenes bidentatus</i> | 1 | |
| Rhizophagiidae | | <i>Rhizophagus bipustulatus</i> | 49 | 20 | | | <i>Pityogenes chalcographus</i> | 12 | |
| | | <i>Rhizophagus depressus</i> | 74 | | | | <i>Pityophthorus pubescens</i> | 4 | 2 |
| | | <i>Rhizophagus dispar</i> | 4 | 3 | | | <i>Scolytus intricatus</i> | 3 | |
| | | <i>Rhizophagus perforatus</i> | 5 | | | | <i>Scolytus rugulosus</i> | 1 | |
| Salpingidae | | <i>Lissodema quadripustula</i> | 2 | 19 | | | <i>Trypophloeus asperatus</i> | 16 | |
| | 3 | <i>Kabocerus foveolatus</i> | 4 | | | | <i>Xyleborus dispar</i> | 11 | |
| | | <i>Rhinosimus planirostris</i> | 241 | 43 | | 2 | <i>Xyleborus monographus</i> | 2 | |
| | | <i>Rhinosimus ruficollis</i> | 16 | 1 | | | <i>Xyleborus saxeseni</i> | 13 | |
| Scaphidiidae | | <i>Scaphidium quadrimacul.</i> | | 1 | | | <i>Xyloterus domesticus</i> | 38 | 13 |
| | | <i>Scaphisoma boleti</i> | 8 | 6 | | | <i>Xyloterus lineatus</i> | 91 | |
| Scolytidae | 3 | <i>Blastophagus minor</i> | 1 | | Scraupiidae | | <i>Xyloterus signatus</i> | 42 | 14 |
| | | <i>Blastophagus piniperda</i> | 2 | | | | <i>Anaspis frontalis</i> | 485 | 33 |
| | | <i>Crypturgus cinereus</i> | 8 | 35 | | | <i>Anaspis humeralis</i> | 12 | 19 |
| | | <i>Dryocoetes alni</i> | 73 | 233 | | | <i>Anaspis maculata</i> | 113 | 133 |
| | | <i>Dryocoetes autographus</i> | 46 | | | | <i>Anaspis rufilabris</i> | 76 | 100 |
| | | <i>Dryocoetes villosus</i> | 2 | | | | <i>Anaspis thoracica</i> | 4 | 32 |
| | | <i>Ernoporicus fagi</i> | 36 | 298 | Tenebrion. | | <i>Corticeus unicolor</i> | 1 | |
| | 3 | <i>Ernoporus tiliae</i> | 34 | | Trogositid. | 3 | <i>Nemosoma elongatum</i> | 15 | 13 |
| ... | | <i>Hylastes attenuatus</i> | 10 | | | | | | |

4.2 Ausbreitungsmodelle

Die Verteilungen der in diesem Kapitel für die einzelnen Ausbreitungsmodelle beispielhaft vorgestellten Arten sind in Abb. 5 & 6 dargestellt.

Mit Hilfe der entworfenen Ausbreitungsmodelle konnte für 23 Arten ein möglicher Entwicklungsursprung ermittelt werden (Tabelle 2). Als Beispiele für die unterschiedlichen Modelle und die erhaltenen Flugstrecken werden einige Arten näher vorgestellt. Außerdem sind in der Tabelle 2 die ermittelten Flugstrecken der nicht näher behandelten Arten zusammengefaßt.

Arten, die dem Modell „Mischwald“ entsprechen

Ernoporicus fagi (Scolytidae) erreicht für das Modell „Mischwald“ eine Wahrscheinlichkeit von 100% (Abb. 5). Daher kann der Mischwald im Westen des Untersuchungsgebietes als Ursprung der Ausbreitungsbewegung vermutet werden. *Ernoporicus fagi* wurde bis auf eine Ausnahme nicht in Fallen auf freier Fläche nachgewiesen. Dieses Tier wurde im Bereich zwischen zwei Erlenbruchabschnitten erfaßt. 99,5% der Individuen kamen im Mischwald vor. Die Anzahl der in den Fensterfallen nachgewiesenen Exemplare betrug 36, in den Photoelektoren waren es 298 Tiere.

Der Grund für das Fehlen in den Eklektoren des Erlenbruchbereiches ist in der monophagen Ernährungsweise von *Ernoporicus fagi* zu finden. Nach Koch (1992) lebt *Ernoporicus fagi* „monophag unter Rinde von am Boden liegenden Ästen oder Ästen und Zweigen des Unterholzes bis zu acht cm Dicke von *Fagus sylvatica*; vereinzelt an *Carpinus betulus*“. SIMON (1995) wies diese Art zahlreich, aber nur in dünnen und bereits länger abgestorbenen, am Waldboden liegenden Buchenästen nach.

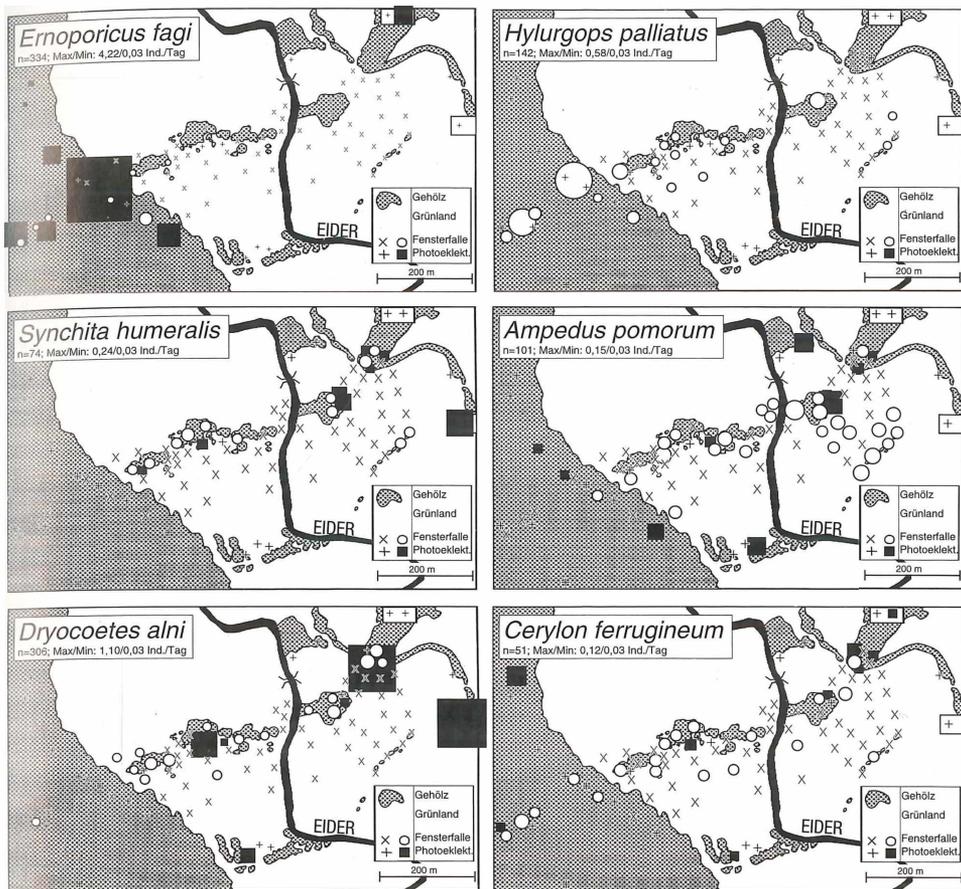


Abb. 5 Verteilung der Funde ausgewählter Arten. Kreise und Quadrate stehen für Fensterfallen und Photoelektrotrappen, wobei die Fläche der Symbole proportional zur Menge der durchschnittlich pro Tag nachgewiesenen Individuen ist. Für jede Art ist der aufgetretene maximale und minimale Wert angegeben. 0,03 Ind./Tag entspricht dabei einem Individuum im Gesamtzeitraum. Die Gesamtindividuenanzahl ist mit n bezeichnet. Fallen, in denen die Art nicht nachgewiesen werden konnten sind mit x bzw. + gekennzeichnet.

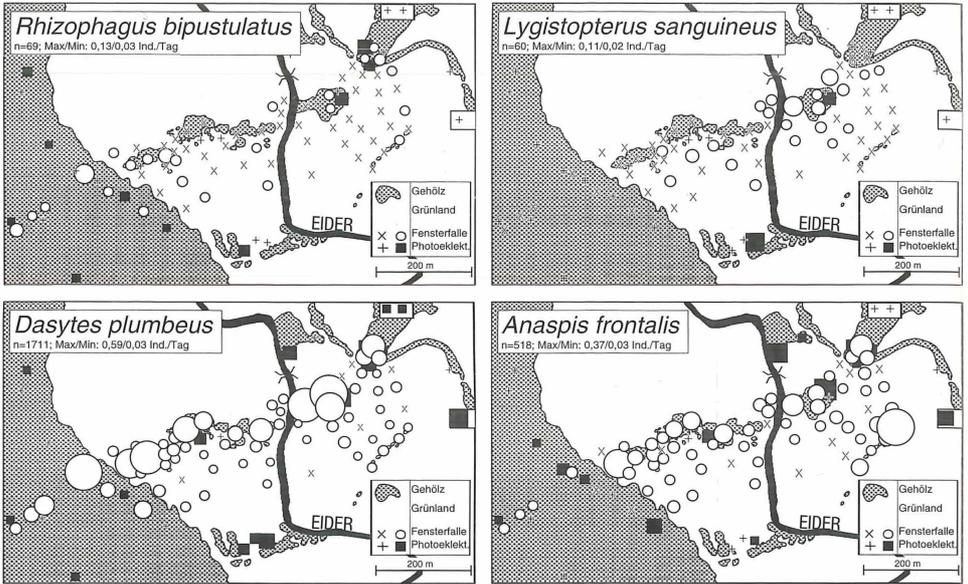


Abb. 6 Verteilung der Funde ausgewählter Arten. Kreise und Quadrate stehen für Fensterfallen und Photoelektoren, wobei die Fläche der Symbole proportional zur Menge der durchschnittlich pro Tag nachgewiesenen Individuen ist. Für jede Art ist der aufgetretene maximale und minimale Wert angegeben. 0,03 Ind./Tag entspricht dabei einem Individuum im Gesamtzeitraum. Die Gesamtindividuenanzahl ist mit n bezeichnet. Fallen, in denen die Art nicht nachgewiesen werden konnten sind mit x bzw. + gekennzeichnet.

Aufgrund der Voraussetzungen des Modells „Mischwald“ hat sich das auf der Freifläche nachgewiesene Tier vermutlich entlang des Erlenbruches bewegt. In diesem Fall hätte es eine Entfernung über freie Bereiche von ca. 20 m zurückgelegt. Als weitere Möglichkeit kommt ein direkter Flug vom Mischwald in Frage. In diesem Fall wären 100m zurückgelegt worden.

Auch für *Hylurgops palliatus* (Scolytidae) liegt für das Modell „Mischwald“ eine Wahrscheinlichkeit von 100% vor (Abb. 5). Der Mischwald im Westen des Untersuchungsgebietes ist wahrscheinlich Ursprung der Ausbreitungsbewegung. *Hylurgops palliatus* wurde in sechs Fallen auf freier Fläche nachgewiesen. Insgesamt kamen 93,6% in den Gehölzstrukturen Mischwald und Erlenbruch vor. Alle 142 Exemplare wurden in Fensterfallen gefunden.

KOCH (1992) gibt als Brutbäume für *Hylurgops palliatus* Fichten, Kiefern und Lärchen an. Nach SPESSIVTSEFF (1938) lebt die Art in Schweden an Fichten und Kiefern und legt ihre Eier in Stämmen und Ästen am Boden liegender oder in kränkelnden, absterbenden oder bereits abgestorbenen aber noch stehenden Fichten und Kiefern, nur selten in Stubben. Daß diese Art in den Photoelektoren nicht nachgewiesen wurde, liegt also vermutlich am fehlenden Eintrag von Nadelholz.

Tab.2: Arten, für die signifikante Werte für die Modelle erreicht wurden. g-Wert: Fehlerwahrscheinlichkeit; günstig sind möglichst geringe Werte; berücksichtigt wurden g-Werte bis 15%; Strecke: auf Grundlage des Modells ermittelte zurückgelegte Flugstrecke über Freiflächen

| Familie | Art | n | g-Wert [%] | Modell | Strecke [m] |
|---------------|---------------------------------|-----|------------|--------------------|-------------|
| Anobiidae | <i>Anob. U.G. Hadrobregmus</i> | 288 | 0,0 | Mischwald | 20 |
| | <i>Hedobia imperialis</i> | 67 | 3,4 | Mischwald | 80 |
| | <i>Xestobium plumbeum</i> | 70 | 0,6 | Mischwald | 60 |
| Cerambycidae | <i>Rhagium mordax</i> | 22 | 1,2 | Mulm | 50 |
| Cerylonidae | <i>Cerylon ferrugineum</i> | 51 | 13,0 | Doppelter Ursprung | 140 |
| Colydidae | <i>Synchita humeralis</i> | 74 | 0,3 | Erlenbruch | 10 |
| Elateridae | <i>Ampedus pomorum</i> | 101 | 1,0 | Erlenbruch | 140 |
| | <i>Denticollis linearis</i> | 130 | 1,0 | Erlenbruch | 120 |
| | <i>Melanotus rufipes</i> | 28 | 5,5 | Mischwald | 80 |
| Lycidae | <i>Lygistopterus sanguineus</i> | 60 | 0,1 | Mulm | 280 |
| Melandryidae | <i>Orchesia micans</i> | 42 | 13,0 | Erlenbruch | 20 |
| Rhizophagidae | <i>Rhizophagus bipustulatus</i> | 69 | 0,6 | Doppelt Ursprung | 220 |
| Salpingidae | <i>Rhinosimus planirostris</i> | 17 | 0,2 | Doppelter Ursprung | 140 |
| Scolytidae | <i>Crypturgus cinereus</i> | 43 | 0,7 | Mischwald | 60 |
| | <i>Dryocoetes alni</i> | 306 | 0,1 | Erlenbruch | 80 |
| | <i>Dryocoetes autographus</i> | 46 | 0,0 | Mischwald | 40 |
| | <i>Ernoporicus fagi</i> | 334 | 0,0 | Mischwald | 100 |
| | <i>Ernoporus tiliae</i> | 34 | 4,1 | Doppelter Ursprung | 50 |
| | <i>Hylurgops palliatus</i> | 142 | 0,0 | Mischwald | 140 |
| | <i>Xyloterus domesticus</i> | 51 | 0,0 | Mischwald | 50 |
| | <i>Xyloterus lineatus</i> | 91 | 0,0 | Mischwald | 20 |
| | <i>Xyloterus signatus</i> | 56 | 0,0 | Mischwald | 20 |
| | <i>Nemosoma elongatum</i> | 28 | 0,0 | Mischwald | 30 |

Hylurgops palliatus trat wie die vorhergehende Art zwischen zwei Erlenbruchabschnitten auf freier Fläche auf. Die dabei zurückgelegte Entfernung betrug etwa 20 m. Die Art trat außerdem noch in zwei weiteren Fällen innerhalb der Brachefläche und in einem Fall auf abweisendem Grünland im Osten des Untersuchungsgebietes auf. Für diese Fangorte wurden Entfernungsmessungen durchgeführt. Für die erfaßten Individuen auf der Brachefläche wurde als Ursprung der Flugbewegung der Waldrand vermutet. Es ergaben sich so zurückgelegte Distanzen von ca. 65 m und 140 m. Die zurückgelegte Entfernung im Westen des Untersuchungsgebietes beträgt ca. 120 m. Dabei wurde angenommen, daß die Ausbreitungsbewegung entlang des Erlenbruches erfolgte und von dort der Flug auf die Freifläche stattfand. Das gilt auch für die Distanzmessung (140 m) zur isoliert stehenden Erlenreihe. Die Begründung für diesen Verlauf der Ausbreitung liegt darin, daß entlang des Erlenbruches in jedem Abschnitt Individuen nachgewiesen werden konnten. Eine Entwicklung innerhalb dieses Bruchwaldes kann aufgrund der Präferenz für Nadelhölzer ausgeschlossen werden. Insgesamt hätten die Individuen eine Strecke von mindestens 600 m zurückgelegt, wobei der überwiegende Teil innerhalb oder am Rand von Gehölzstrukturen lag.

Arten, die dem Modell „Erlenbruch“ entsprechen

Für *Synchita humeralis* (Colydidae) hat das Modell „Erlenbruch“ eine Wahrscheinlichkeit von 99,7% (Abb. 5). Nach dem Modellkonzept kann der Erlenbruchbereich im Untersuchungsgebiet als Ursprung der Dispersionsbewegung vermutet werden. *Synchita humeralis* wurde bis auf eine Ausnahme nicht auf freier Fläche nachgewiesen. Dieses Tier wurde im Bereich zwischen zwei Erlenbruchabschnitten erfaßt. Alle anderen Individuen wurden in den Erlenbrüchen nachgewiesen, wobei die beiden älteren Abschnitte im Osten bevorzugt wurden.

Nach KOCH (1989b) lebt diese Art vor allem unter morscher Laubholzrinde: *Quercus*, *Fagus*, *Corylus*; *Tilia*, *Salix*, *Populus*, *Alnus* u.a.; auch an verpilzten dürren und faulenden Ästen; seltener in morschen Stubben. Als Nahrung gibt er Abfälle von Scolytiden (Borkenkäfer) und Pilze an.

Die zurückgelegte Entfernung über freie Bereiche betrug ca. 10 m. Das Auftreten in fast allen Photoektoren und auch vielen Fensterfallen innerhalb des Bruchwaldes läßt eine Ausbreitung innerhalb oder entlang der Randbereiche des Gehölzes vermuten.

Auch *Ampedus pomorum* (Elateridae) verbreitet sich nach dem Modell „Erlenbruch“ mit einer Wahrscheinlichkeit von 99% (Abb. 5). *Ampedus pomorum* wurde in 15 Fällen auf freier Fläche nachgewiesen. Insgesamt kamen 53% der Individuen im Erlenbruch, 17% in der isoliert stehenden Erlenreihe und 6% im Mischwald vor. Der vom hohen Zerfallsgrad geprägte Erlenbruch am östlichen Ufer der Eider erreichte die höchsten Individuenzahlen. Laut Koch (1989b) lebt *Ampedus pomorum* meist in feuchtem, rotfaulem und morschem Holz; unter morscher Rinde, in Baummulm und die Imagines auf Gebüsch. Die Larven ernähren sich räuberisch.

Die durchgeführten Entfernungsmessungen ergaben Werte zwischen 52 m und 140 m. Aufgrund der Verteilung auf der Ostseite der Untersuchungsfläche liegt die Vermutung nahe, daß die in der isoliert stehenden Erlenreihe gefundenen Individuen aus dem alten Erlenbruch stammen. Ebenfalls auffällig ist die Verteilung der erfaßten Tiere auf der Westseite des Gebietes. Die Fangorte liegen alle innerhalb von ca. 50 m zum nächsten Gehölz. In den weiter entfernt stehenden Fallen wurde kein Individuum nachgewiesen. *Ampedus pomorum* hält sich vermutlich bei Flügen über freies Gelände bevorzugt in der Nähe von Gehölzstrukturen auf.

Dryocoetes alni (Scolytidae) ist mit einer Wahrscheinlichkeit von 99% dem Modell „Erlenbruch“ zuzuordnen (Abb. 5). Er trat in fünf Fällen auf freier Fläche auf. Insgesamt kamen im Erlenbruch 57,8% und 0,3% im Mischwald vor. Laut KOCH (1992) lebt diese Art „oligophag unter dünner Rinde von Pilzen befallener Äste und Stangen von *Alnus glutinosa*, *A. viridis*, *A. incana* und auch von *Corylus avellana*, vor allem in stehenden Bäumen, die beginnen auszutrocknen oder die durch Brand, Hochwasser oder Krankheit geschwächt sind“.

Die Entfernungsmessungen ergaben Werte zwischen 50 m und 90 m. Für das im Mischwald festgestellte Exemplar erfolgte keine Messung, da der Startpunkt des Fluges nicht geklärt werden konnte. Als Ort der Entwicklung von *Dryocoetes alni* ist auch *Corylus avellana* angegeben, das Tier könnte demnach auch im Randbereich des Mischwaldes geschlüpft sein. Eine Entfernungsmessung erscheint aus diesen Gründen nicht sinnvoll.

Arten, die dem Modell „Doppelter Ursprung“ entsprechen

Für *Cerylon ferrugineum* (Cerylonidae) besitzt das Modell „Doppelter Ursprung“ eine Wahrscheinlichkeit von 87% (Abb. 5). *Cerylon ferrugineum* wurde in sieben Fällen auf freier Fläche festgestellt. Insgesamt kamen im alten Erlenbruch 32% und im Mischwald 24% der Tiere vor. Nach KOCH (1989a) lebt diese Art unter loser morscher Rinde vieler Laubhölzer, in faulendem Holz und in verpilztem Mulm; in alten Baumschwämmen und Holzpilzen.

Die ermittelten Flugstrecken über freie Bereiche liegen bei *Cerylon ferrugineum* zwischen 50 m und 140 m. Für die Tiere, die in der isoliert stehenden Erlenreihe auftraten, erfolgte keine Messung der zurückgelegten Entfernung. Da kein Individuum in den Fallen auf der Freifläche zwischen den Bruchwäldern auf der Ostseite des Gebietes und der Erlenreihe erfaßt wurde, erschien die Bestimmung einer zurückgelegten Distanz nicht nachvollziehbar.

Rhizophagus bipustulatus (Rhizophagidae) ist ebenfalls nach dem Modell „Doppelter Ursprung“ mit einer Wahrscheinlichkeit von 99,4% verteilt (Abb. 6). *Rhizophagus bipustulatus* war in 10 Fallen auf freier Fläche vorhanden. Insgesamt kamen im Mischwald 40% und im alten Erlenbruch 16% der Individuen vor. Die Anzahl der in allen Fensterfallen erfassten Exemplare betrug 49, in den Photoektoren waren es 20 Tiere. Nach KOCH (1989b) lebt diese Art vor allem unter Laubholzrinde: *Fagus*, *Quercus*, *Betula*, *Populus* u.a., seltener unter der Rinde von *Pinus* und *Picea*. Als Nahrung gibt er Scolytiden (Borkenkäfer) und auch Pilzhyphen an. Die Art gilt als Verfolger für folgende Scolytidenarten: *Blastophagus piniperda*, *Hylastes palliatus*, *Pityogenes bidentatus*.

Die Entfernungsmessungen ergaben Werte zwischen 130 m und 220 m. Insgesamt wurde *Rhizophagus bipustulatus* im Vergleich zu den anderen vorgestellten Arten (Ausnahme: *Ampeplus*) sehr häufig auf Freiflächen nachgewiesen.

Arten, die dem Modell „Mulmbewohner“ entsprechen

Bei *Lygistopterus sanguineus* (Lycidae) liegt für das Modell „Mulmbewohner“ eine Wahrscheinlichkeit von 99,9% vor (Abb. 6). *Lygistopterus sanguineus* trat in 18 Fallen auf freier Fläche auf. Insgesamt kamen im angenommenen Ursprung 50% der Tiere vor. Die Art lebt als Larve in morschem Holz und jagt Insekten und deren Larven, während die Imagines Blütenbesucher sind. Als Entfernungen der Flüge über Freiflächen zwischen 100 m und 280 m ermittelt. Der Hauptgrund für die festgestellten Flugbewegungen dürfte in der Nahrungsaufnahme von Blütenpollen der Imagines liegen.

Arten, die dem Modell „Erlenreihe“ entsprechen

Für das Ausbreitungsmodell „Erlenreihe“ wurden keine signifikanten Werte für die erfassten xylobionten Arten erreicht. Die vorliegende Datenmenge war aufgrund der niedrigen Individuenzahlen in dieser Gehölzinsel nicht ausreichend. Dies bedeutet allerdings nicht, daß dieser Bereich keine Ausbreitungsquelle oder keinen Trittstein während der Dispersion darstellen könnte.

Häufige Arten, die keinem der erstellten Modelle entsprechen

Dasytes plumbeus und *Anaspis frontalis* stellen einen weiteren Verteilungstyp dar. Diese beiden Arten sind auch auf freien Flächen in fast allen Fensterfallen nachgewiesen worden (Abb. 6). Auffällig ist bei beiden auch die hohe Individuenzahl.

Dasytes plumbeus (Melyridae) kommt sowohl im Mischwald als auch im Erlenbruch mit hohen Individuendichten vor. In geringer Entfernung von diesen bevorzugten Gehölzstrukturen wurden deutlich weniger Individuen erfaßt. Die Art trat jedoch auch in weit von diesen entfernt stehenden Fallen auf.

Nach KOCH (1989b) lebt *D. plumbeus* auf Gräsern, Kräutern, Gebüsch und Bäumen und entwickelt sich in Zweigen, Ästen und Stammholz von Laubbäumen. Diese ubiquitäre Art ist wie *L. sanguineus* als Imago Blütenbesucher, was auch der Grund für die weiten Flugbewegungen sein dürfte. Eine Entfernungsmessung von zurückgelegten Flugstrecken wurde in diesem Fall nicht durchgeführt, da der Ursprung nicht zu ermitteln war.

Anaspis frontalis (Scraptiidae) tritt besonders häufig im Bereich des Erlenbruches auf. Auffällig ist die hohe Anzahl in der Erlenreihe auf dem östlichen Ufer der Eider. Genau wie bei *Dasytes plumbeus* nimmt auch bei dieser Art die Individuendichte schon in geringer Entfernung von Gehölzstrukturen deutlich ab. In größerer Entfernung zum bevorzugten Habitat Erlenbruch ist diese Art nur noch schwach vertreten. Nach KOCH (1989b) lebt *Anaspis frontalis* auf blühendem Gebüsch (*Crataegus*, *Sorbus aucuparia*, *Rubus*, *Salix caprea* u.a.) und auf Umbelliferen, vereinzelt auch auf anderen Kräutern. Die Larve entwickelt sich in morschem Holz.

Auch bei *Anaspis frontalis* dürfte der Hauptgrund für die Flugbewegungen auf Freiflächen in der Nahrungsaufnahme liegen. Die hohe Anzahl an Individuen innerhalb der Erlenreihe läßt die Vermutung zu, daß eine Entwicklung an diesem Ort möglich ist. Für diese Art wurden aus den gleichen Gründen wie bei *Dasytes plumbeus* keine Entfernungsmessungen durchgeführt.

4.3 Zurückgelegte Entfernungen

Die Modellentwicklung zur Bestimmung der wahrscheinlichen Quelle der Ausbreitungsvorgänge konnten nicht für alle determinierten Arten durchgeführt werden. Dies lag vor allen Dingen an der geringen Individuenzahl vieler xylobiont lebender Käfer. Für Arten, die nicht in Photoeklektoren nachgewiesen werden konnten, ließ sich kein Entwicklungs-ort festlegen. Damit war auch für diese Tiere eine Entfernungsmessung zwischen Quelle und Fangort nicht möglich. Für diese Arten wurde mittels der in Entfernungsklassen eingeteilten Fensterfallen eine Mindeststrecke ermittelt.

Der ersten Gruppe (Gehölze) werden alle 145 erfassten Arten aufgrund ihrer xylobionten Lebensweise zugeordnet. In den anderen Klassen (und für die Berechnung der Shinozaki-Kurven) sind nur die 136 Arten berücksichtigt, die in den Fensterfallen auftraten. 113 Arten wurden in den Fensterfallen in den Gehölzen nachgewiesen. 101 Arten wurden außerhalb von Gehölzen festgestellt (Gruppe 2). In den Fallen, die weiter als 30m vom nächstgelegenen Gehölz entfernt standen (Gruppe 3), wurden 60 und in den Fallen weiter als 80 m (Gruppe 4) 14 Arten bestimmt. Von 35 der xylobionten Arten liegen Nachweise durch Fensterfallen nur innerhalb von Gehölzstrukturen vor.

Die Anteile der xylobiont lebenden Käferarten in den einzelnen Entfernungsklassen zeigt Tab.3. Es handelt sich hierbei um Mindestangaben. Es kann eine weitaus größere Strecke zurückgelegt worden sein, die allerdings aufgrund der Schwierigkeit, einen Ursprung der Flugbewegung nachzuweisen, nicht belegt werden kann.

Tab.3: Prozentangaben der in Fensterfallen nachgewiesenen Individuen innerhalb der einzelnen Entfernungsklassen

| Familie | Art | 0m (Gehölz) | | | | Familie | Art | 0m (Gehölz) | | | | |
|----------------------------|--------------------------|---------------------|-----------|------------|-----------|----------------------------|-------------------------------|------------------------|-----------|------------|---------|---|
| | | 0 - 30 m | 30 - 80 m | 80 - 130 m | > 130 m | | | 0 - 30 m | 30 - 80 m | 80 - 130 m | > 130 m | |
| Alleculidae | Mycetochara linearis | 100 | - | - | - | Lucanidae | Platycerus caraboides | 100 | - | - | - | |
| Anobiidae | Ernobius mollis | 36,8 | 23,1 | 40,1 | - | Lycidae | Sinodendron cylindricus | 12,9 | 43,4 | 20 | 23,7 | |
| | Grynobius planus | 100 | - | - | - | Lymexyl. | Pyropterus nigrorubus | 100 | - | - | - | |
| | Priobius carpinis | 100 | - | - | - | Malachi. | Hylecoetus dermestoides | 54,5 | 32,4 | 13,1 | - | |
| | Ptilinus pectinicornis | 100 | - | - | - | Melan- | Malachius bipustulatus | 100 | - | - | - | |
| | Xestobium rufovillosum | 100 | - | - | - | dryidae | Abdera affinis | 100 | - | - | - | |
| Anthribidae | Anthribus albinus | 52,9 | 47,1 | - | - | | Abdera flexuosa | 38,9 | 31,7 | 29,5 | - | |
| | Brachytarsus nebulosus | 78,8 | 21,2 | - | - | | Conopalpus testaceus | 100 | - | - | - | |
| Buprestidae | Agrilus biguttatus | - | 75 | 25 | - | | Melandrya caraboides | 60,8 | 25,4 | 13,8 | - | |
| | Agrilus sulcicollis | - | 100 | - | - | | Orchesia undulata | - | 100 | - | - | |
| | Anthaxia quadripunctatus | 12,4 | 71,8 | 15,8 | - | | Phloiotrya rufipes | 66 | 34 | - | - | |
| Carabidae | Dromius quadrimaculatus | 50 | 30,2 | 19,8 | - | Melyridae | Dasytes aerosus | 51,6 | 25,3 | 7,7 | 15,4 | |
| | Dromius spilotus | - | 100 | - | - | | Dasytes niger | 53,6 | 26,5 | 19,9 | - | |
| Cerambycidae | Anaglyptus mysticus | 100 | - | - | - | | Dasytes plumbeus | 90,6 | 7,2 | 1,9 | 0,3 | |
| | Aromia moschata | - | - | 50 | 50 | Mordellidae | Mordella holomelaena | 20,5 | 66,6 | 9,7 | 3,2 | |
| | Clytus arietis | 41,7 | 58,3 | - | - | | Mordellochroa abdominalis | 65,2 | 34,8 | - | - | |
| | Grammotera ruficornis | 100 | - | - | - | Mycetophagid. | Tomoxia biguttata | 39,2 | 39,2 | 21,7 | - | |
| | Judolia cerambyciformis | 100 | - | - | - | Nitidulidae | Litargus connexus | 81,3 | 14,3 | 4,4 | - | |
| | Leioptus nebulosus | 84,3 | 15,7 | - | - | | Mycetophagus quadriguttatus | - | 100 | - | - | |
| | Leptura livida | - | 100 | - | - | | Amphotis marginata | 100 | - | - | - | |
| | Leptura rubra | 62,5 | 37,5 | - | - | | Glischrochilus quadriguttatus | 7,2 | 46,4 | 40,2 | 6,2 | |
| | Obrium brunneum | - | 100 | - | - | | Glischrochilus quadripunctat. | 100 | - | - | - | |
| | Phymatodes testaceus | 100 | - | - | - | | Pityophagus ferruginaeus | 100 | - | - | - | |
| | Pogonocherum hispidus | - | 100 | - | - | Ptinidae | Soronia grisea | - | - | 100 | - | |
| | Prionus coriarius | - | 50 | 50 | - | | Ptinus rufipes | 89,6 | 10,4 | - | - | |
| | Pyrrhidium sanguineum | - | 100 | - | - | Pyrochroidae | Pyrochroa coccinea | 28,2 | 28,2 | 43,6 | - | |
| | Rhagium bifasciatum | 100 | - | - | - | | Pyrochroa serraticornis | 21,3 | 26,8 | 51,8 | - | |
| | Saperda scalaris | 100 | - | - | - | Rhizophagi- | Rhizophagus depressus | 96,3 | 3,7 | - | - | |
| | Strangalia aethiops | - | 100 | - | - | dae | Rhizophagus dispar | 74,8 | 25,2 | - | - | |
| | Strangalia melanura | 54,3 | 42,4 | 3,4 | - | Salpin- | Rhizophagus perforatus | 56,9 | 43,1 | - | - | |
| Strangalia quadrifasciatus | 46,7 | 47,3 | 6 | - | gidae | Lissodema quadripustulatum | 100 | - | - | - | | |
| Tetrops praeusta | - | 100 | - | - | Scaphidi- | Rabocerus foveolatus | 100 | - | - | - | | |
| Cerylon | Cerylon histeroides | 39 | 61 | - | - | | Rhinosimus ruficollis | 88,5 | 5,8 | 5,8 | - | |
| Cisidae | Cis almi | 100 | - | - | - | Scolyti- | Scaphisoma boleti | 29,5 | 70,5 | - | - | |
| | Cis boleti | - | 42 | 58 | - | dae | Blastophagus minor | - | 100 | - | - | |
| | Cis festivus | 100 | - | - | - | | Blastophagus piniperda | - | - | 100 | - | |
| | Cis hispidus | 50 | 25 | 25 | - | | Dryocoetes villosus | 100 | - | - | - | |
| | Cis micans | 39,6 | 21,4 | 39,1 | - | | Hylastes attenuatus | 80,7 | 19,3 | - | - | |
| | Cis nitidus | 100 | - | - | - | | Hylastes cunicularius | 34,2 | 45,7 | 20,1 | - | |
| | Cis pygmaeus | 26,5 | 43,2 | 22 | 8,4 | | Leperisinus fraxini | 55 | 37,5 | 3,7 | 3,7 | |
| | Ennearthron cornutus | 100 | - | - | - | | Orthotomicus laricis | 7,7 | 75 | 17,3 | - | |
| | Octotemnus glabricus | - | - | 100 | - | | Pityogenes bidentatus | - | - | 100 | - | |
| | Sulcaxis fronticornis | - | 100 | - | - | | Pityogenes chalcographus | 8,8 | 58,1 | 24,9 | 8,3 | |
| | | | | | | | Pityophthorus pubescens | 23,7 | 49,7 | 26,6 | - | |
| | Colydi. | Ditoma crenata | - | 67 | 33 | - | | Scolytus intricatus | 65,7 | 34,3 | - | - |
| | Curcul. | Cossonus linearis | 100 | - | - | - | | Scolytus rugulosus | - | 100 | - | - |
| | Elateridae | Anostirus castaneus | 100 | - | - | - | | Trypophloeus asperatus | 80,3 | 19,7 | - | - |
| Hypoganus cinctus | | 100 | - | - | - | | Xyleborus dispar | 68,6 | 31,4 | - | - | |
| Erotyliidae | Dacne bipustulata | 28,3 | 51,4 | 18,7 | 1,7 | | Xyleborus monographus | - | 100 | - | - | |
| | Tritoma bipustulata | 76,2 | 23,8 | - | - | | Xyleborus saxeseni | 93,9 | 6,1 | - | - | |
| Eucnemidae | Dirhagus pygmaeus | 100 | - | - | - | Scapti- | Anaspis frontalis | 85,3 | 9 | 5,5 | 0,2 | |
| | Hylis foveicollis | 100 | - | - | - | dae | Anaspis humeralis | 53,7 | 38,9 | 7,3 | - | |
| | Hylis olexai | 50 | 25 | 25 | - | | Anaspis maculata | 83,4 | 11,9 | 4,7 | - | |
| Histeri. | Paromalus flavicornis | 100 | - | - | - | | Anaspis rufilabris | 80,1 | 18,8 | 1,1 | - | |
| | | | | | | | Anaspis thoracica | 100 | - | - | - | |
| Lairiidiidae | Enicmus fungicola | 80,2 | 16,8 | 2,9 | - | Tenebri. | Corticicus unicolor | 100 | - | - | - | |
| | Enicmus rugosus | 92,4 | 7,6 | - | - | Trogosit. | Nemosoma elongatum | 93,4 | 6,6 | - | - | |
| | Enicmus testaceus | 100 | - | - | - | | | | | | | |
| Leiodi. | Anisotoma humeralis | 74,5 | - | 25,5 | - | | | | | | | |

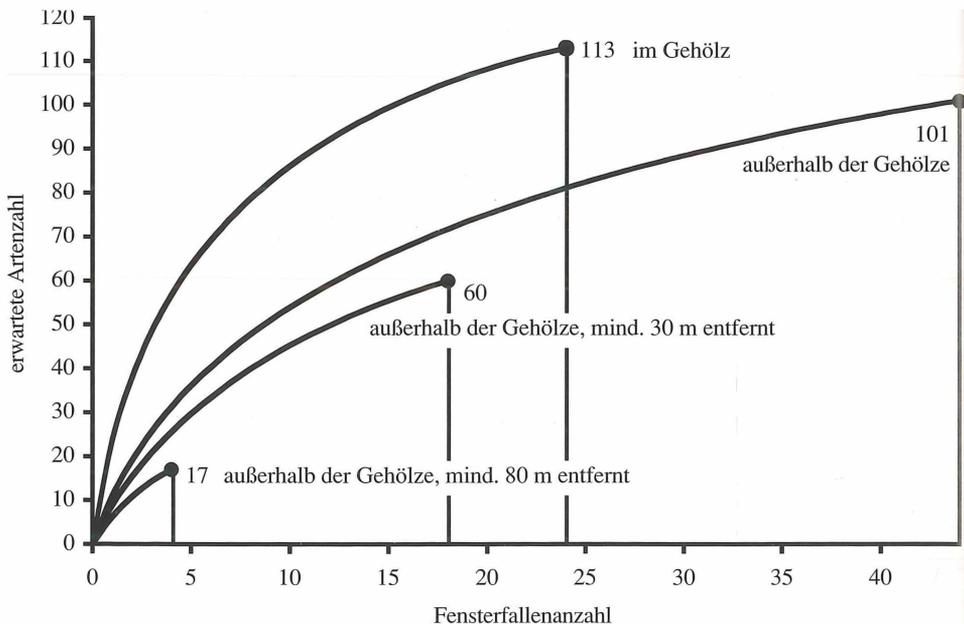


Abb. 6 Shinozaki-Kurven der 4 Entfernungsguppen

In Abb. 6 sind die Shinozaki-Kurven der 4 Entfernungsguppen abgebildet. Es zeigt sich eine deutliche Abnahme der Artenzahlen bei zunehmender Entfernung zum Gehölz. Allerdings ist die Shinozaki-Kurve der Gruppe 1 deutlich stärker gekrümmt als die der Gruppe 2, was so interpretiert werden kann, dass die zu erwartende Gesamtartenzahl zwischen den Gruppen nicht so stark differiert, wie aufgrund der Spreizung der Kurven anzunehmen wäre, die Arten außerhalb der Gehölze dafür erheblich seltener sind als innerhalb der Gehölze. Die Krümmung der Kurven der Gruppen 1-3 nehmen dann mit der Entfernung zum Gehölz zu, so dass die zu erwartende Gesamtartenzahl abnimmt, aber auch die Seltenheit der jeweils soweit vordringenden Arten. Es gibt also eine geringe Anzahl von Arten, die mit vergleichsweise hohen Individuen-Anzahlen weit außerhalb der Gehölze zu finden waren und eine große Anzahl von Arten, die außerhalb von Gehölzen deutlich seltener auftraten als in den Gehölzen selber und ab bestimmten Entfernungen gar nicht mehr zu erwarten sind.

Bemerkenswerte Käferfunde

Acht Arten, die nach der Roten Liste Schleswig-Holstein (ZIEGLER et al. 1994) stark gefährdet oder vom Aussterben bedroht sind, konnten teils in größerer Anzahl nachgewiesen werden (Tab. 4). So liegen von *Choragus sheppardi* in Schleswig-Holstein bisher nur 2 Nachweise vor. Er konnte nun in insgesamt 64 (!) Exemplaren an drei verschiedenen Standorten gefunden werden. In Folge-Untersuchungen wurden weitere Standorte im Eidertal entdeckt.

5 Diskussion

Über die Scolytiden als bedeutsame Forstschädlinge liegen die meisten Untersuchungen

Tab.4. Angaben zu den Arten der Roten Liste Schleswig-Holstein (RL) (ZIEGLER et al. 1994) mit dem Status 1 oder 2

| Art (Familie) | RL | Falle | Anmerkungen zur Falle | Auftreten in 2002: | | | | |
|---|----|-------|--|--------------------|----------|------|-----------|------|
| | | | | April/Mai | Mai/Juni | Juni | Juni/Juli | Juli |
| Choragus sheppardi (Anthribidae) | 1 | PE1 | Photoelektor; Buche, Eiche; waldseitig eines in den Mischwald eingewachsenen Redders | | | | | 4 |
| | | PE5 | Photoelektor; Buche, Fichte, Hasel; waldseitig eines in den Mischwald eingewachsenen Redders, angrenzend an einen Lärchenschlag und einer Fichten-Kahlschlagfläche, die durch einen Buchen-Hasel-Knick getrennt sind | | | 59 | | |
| | | PE8 | Photoelektor; Buche; in kleiner Altholzinsel (Buche) im Mischwald | | | | | 1 |
| Enicmus testaceus (Lathridiidae) | 2 | FE3 | Fensterfalle; Gehölz, bei PE9 (s.u.), in kleiner Altholzinsel (Buche) im Mischwald | | | | | 1 |
| | | FE13 | Fensterfalle; Gehölz, Erlenbruch | | 2 | | 1 | |
| | | FE33 | Fensterfalle; Gehölz, Erlenbruch | | | | | 1 |
| | | FE65 | Fensterfalle; Gehölz, älterer Erlenbruch | | | 1 | | |
| | | FE66 | Fensterfalle; Gehölz, älterer Erlenbruch | | | | | 1 |
| | | PE9 | Photoelektor; Buche, Eiche, Stechpalme; in kleiner Altholzinsel (Buche) im Mischwald | | 1 | | | |
| Hyllis foveicollis (Eucnemidae) | 1 | FE2 | Fensterfalle; Gehölz, in kleiner Altholzinsel (Buche) im Mischwald | | | | | 1 |
| | | FE5 | Fensterfalle; Gehölz, in schmalen Streifen mit alten Buchen zwischen Redder und Kahlschlagfläche (ehem. Fichte) im Mischwald | | | | 1 | |
| | | FE25 | Fensterfalle; Gehölz, Erlenbruch | | | 1 | | |
| | | FE42 | Fensterfalle; Gehölz, Erlenbruch mit hohem Anteil an morschen Totholz und stehendem Totholz | | | | | 4 |
| | | FE59 | Fensterfalle; Gehölz, Erlenreihe | | | | | 1 |
| | | FE64 | Fensterfalle; Gehölz, Erlenreihe | | | | | 1 |
| Hyllis olexai (Eucnemidae) | 2 | FE05 | Fensterfalle; Gehölz, in schmalen Streifen mit alten Buchen zwischen Redder und Kahlschlagfläche (ehem. Fichte) im Mischwald | | | | | 1 |
| | | FE14 | Fensterfalle; Freifläche, >30m vom nächsten Gehölz, ca. 120m zu FE5 | | | | 1 | |
| | | FE24 | Fensterfalle; Freifläche, ca. 75m vom nächsten Gehölz, ca. 80m zu FE14, ca. 200m zu FE5 | | | | | 1 |
| | | FE66 | Fensterfalle; Gehölz, älterer Erlenbruch | | | | | 1 |
| Phloeotrya rufipes (Melandryidae) | 1 | FE3 | Fensterfalle; Gehölz, in kleiner Altholzinsel (Buche) im Mischwald | | | | | 1 |
| | | FE18 | Fensterfalle; Freifläche, >30m vom nächsten Gehölz, ca. 50m zu FE25, ca. 120m zu PE4 | | | 1 | | |
| | | FE25 | Fensterfalle; Gehölz, Erlenbruch | | | | 1 | |
| | | PE1 | Photoelektor; Buche, Eiche; waldseitig eines in den Mischwald eingewachsenen Redders | | | | | 3 |
| | | PE4 | Photoelektor; Eiche, Buche, Hasel, Fichte; in schmalen Streifen mit alten Buchen zwischen Redder und Kahlschlagfläche (ehem. Fichte) im Mischwald | | 4 | | | |
| | | PE5 | Photoelektor; Buche, Fichte, Hasel; waldseitig eines in den Mischwald eingewachsenen Redders, angrenzend an einen Lärchenschlag und einer Fichten-Kahlschlagfläche, die durch einen Buchen-Hasel-Knick getrennt sind | | 1 | | | |
| | | PE21 | Photoelektor; Erle; zwei abgestorbene, völlig freistehende (ca. 40m zum nächsten Gehölz) Bäume | | | 2 | | 1 |
| Platycis cosnardi (Lycidae) | 2 | PE5 | Photoelektor; Buche, Fichte, Hasel; waldseitig eines in den Mischwald eingewachsenen Redders, angrenzend an einen Lärchenschlag und einer Fichten-Kahlschlagfläche, die durch einen Buchen-Hasel-Knick getrennt sind | | 1 | | | |
| Priobium carpini (Anobiidae) | 2 | FE42 | Fensterfalle; Gehölz, Erlenbruch mit hohem Anteil an morschen Totholz und stehendem Totholz | | | | | 1 |
| | | FE47 | Fensterfalle; Gehölz, Erlenbruch mit hohem Anteil an morschen Totholz und stehendem Totholz | | | | | 1 |
| Dissoleucas niveirostris (Anthribidae) | 2 | PE18 | Photoelektor; Erle, Erlenbruch mit hohem Anteil an morschen Totholz und stehendem Totholz | | | | | 2 |

über Ausbreitungsprozesse vor. WOLLERMAN (1979) machte einen Versuch mit *Scolytus multistriatus* (Scolytidae). Nach dem Freilassen der Individuen stellte er durch Wiederfang ein Maximum an Tieren bei 150 m Entfernung zum Startpunkt fest. GARA (1963) vermutet für *Ips confusus* (Scolytidae) eine Flugleistung von 1 km. Für den Borkenkäfer *Dendroctonus frontalis* nennen MOORE et al. (1979) eine zurückgelegte Strecke von 365 m. Mit Hilfe von Pheromonfallen studierte BOTTERWEG (1982) Dispersion und Flugverhalten von *Ips typographus* (Scolytidae). Er untersuchte eine unbewaldete Bergregion und stellte dabei zurückgelegte Flugstrecken von bis zu 8 km fest. Für *Ips typographus* errechnete GRIES (1985) maximale Flugleistungen während des Schwärmfluges von 19 km. Die Flugleistungen der meisten Individuen lagen bei Strecken von 6-7 km, unter Einfluß von Pheromonen sinkt die durchschnittlich zurückgelegte Entfernung auf 2-3 km ab. PETRUŠKA (1964) nennt für die aassuchenden Käferarten *Saprinus semistriatus* (Histeridae) und *Necrophorus germanicus* (Silphidae) innerhalb von 24 Stunden bewältigte Flugstrecken von 500 m bzw. mehr als 4 km. Für den Baumwollkapselkäfer *Anthonomus grandis* (Curculionidae) geben BECKHAM & MORGAN (1960) eine Entfernung von über 40 km an, über die er zu einer neuangelegten Versuchspflanzung gelangt ist. GREVSTAD & HERZIG (1997) ermittelten in einem Markierungsversuch mit Wiederfang für *Galerucella californiensis* (Chrysomelidae) Flugstrecken bis zu 850 m. Der Prachtkäfer *Melanophila acuminata* kann Waldbrände aus bis zu 30 km Entfernung per Infrarotstrahlung wahrnehmen und dann gezielt anfliegen (GEISER 1994). Weitere Angaben zu Ausbreitungsleistungen sind lediglich Zuordnungen allgemeiner Art. So nennen beispielsweise AMMER (1991) und auch GEISER (1994) für besonders träge Käferarten ein Migrationspotential von nur 20 - 50 m. DREES (1996) gibt für die *Alleculidae* *Prionychus ater*, *Mycetocharis linearis* und *Allecula morio* eine gute Ausbreitungsfähigkeit an, nennt jedoch keine konkreten Werte.

In der vorliegenden Arbeit konnte für 145 Arten eine Abschätzung zur Ausbreitung über Freiflächen gemacht werden. 35 Arten (26%) wurden nicht mit Fensterfallen außerhalb von Gehölzen nachgewiesen (hinzugezählt werden müssen 9 Arten, die nur in Photoelektoren gefangen wurden). 101 Arten (74%) wurden außerhalb von Gehölzen festgestellt, 60 Arten (44%) entfernten sich über 30 m von Gehölzen und 17 Arten (10%) über 80 m. Mittels der angegebenen Methoden konnten lediglich Mindestflugstrecken von maximal 130 m (ohne Modelle) bzw. 280 m (mit Modellen) festgestellt werden. Weitere Strecken, wie sie in der Literatur z.T. angegeben sind, waren nicht nachweisbar. Die starke Degression der Arten- und Individuenzahlen bei zunehmender Distanz jedoch legt die Vermutung nahe, dass Ausbreitungsereignisse deutlich über die ermittelten Mindeststrecken hinaus Ausnahmeerscheinungen sind. Diese könnten, z.B. in Form von Schwarmflügen, durchaus regulär auftreten. Bemerkenswert ist der deutliche Rückgang von Rote-Liste-Arten mit zunehmender Entfernung vom Gehölz. Von den Arten, die mit Fensterfallen ausschließlich in den Gehölzen nachgewiesen wurden, waren noch 43 % auf der Roten Liste. Bei den Arten, die in Entfernungen von über 80 m noch gefunden wurden, waren nur noch 18 % auf der Roten Liste. 39 % der in Fensterfallen nachgewiesenen Rote-Liste-Arten flogen nicht aus den Gehölzen; je 26 % fanden sich außerhalb aber nicht weiter als 30 m bzw. zwischen 30 und 80 m und nur 8 % weiter als 80 m. Es zeigt sich, dass gerade die gefährdeten Arten größtenteils nur ein geringes Ausbreitungspotential zu haben scheinen, weshalb es naheliegt, als wichtigen Faktor der Gefährdung die starke Zergliederung der Wälder und die für derartige Ökosysteme vergleichsweise geringe zeitliche Konstanz zu vermuten.

Flüge finden über weitaus größere als die im Rahmen dieser Arbeit ermittelten Strecke statt. Besondere Beachtung verdienen hierbei die Urwaldreliktarten. Dies sind Arten, die eine strenge Bindung an bestimmte Alt- und Totholzstrukturen haben, welche auch im

extensiven Wirtschaftswald nicht in genügender Masse, Dichte und Qualität zu Verfügung stehen (BUSSLER 1994)). Auch diese Arten sind durchaus zum aktiven Flug fähig GEISER (1994). Die Länge der zurückgelegten Flugstrecke wird aber auch durch Faktoren, wie beispielsweise die Verdriftung durch Wind, beeinflußt. Verdriftung durch Luftströmungen kann zumindest für kleine Käferarten angenommen werden (GEISER 1994). Er erwähnt in diesem Zusammenhang die Familie der Ptiliidae, in der Vertreter von drei xylobionten Gattungen einen Generationswechsel ähnlich wie Blattläuse entwickelt haben. Bei diesen Arten gibt es flugfähige Ausbreitungsstadien und sessile Vermehrungsgenerationen mit reduzierten Flügeln und Augen. Über größere Entfernung haben Tiere mit passiver Verbreitung allerdings geringere Chancen kleinflächige Zielgebiete zu erreichen als sich aktiv verbreitende Tierarten (MADER 1981). Eine erfolgreiche Besiedlung würde also zufällig erfolgen.

Der Verbund, das heißt der räumliche Kontakt der besiedelten und potentiellen Habitate, ist ein besonders wichtiger Faktor in Zusammenhang mit der Migrationsleistung. Für einen wirkungsvollen Schutz xylobionter Käferarten werden neben großflächigen Naturwaldreservaten vielfach Vernetzungsstrukturen, z.B. in Form von Alleen gefordert (SCHAF-FRATH 1999, BUSSLER 1994, RENNER 1991), da durch anthropogene Einflüsse, Straßen, Bahnliesen, landwirtschaftliche Nutzung, Kahlschläge etc., eine zunehmende Fragmentierung der Landschaft stattfindet. Für das Überleben kleiner Populationen sind dabei neben der Populationsgröße auch die Populationsfluktuation sowie die genetische Zusammensetzung einer Population ausschlaggebend. Vor allem Organismen mit kurzen Generationszeiten unterliegen auch in relativ engen Zeiträumen enormen Schwankungen. Ursachen dafür sind besonders Schwankungen in der Qualität der Umwelt, wie beispielsweise Witterung, Abundanzen von Räubern und Parasiten. Die Gefährdung einer Population hängt daher entscheidend von der Einbettung in ein regionales Netzwerk von Teilpopulationen ab (POETHKE 1997).

Durch Austauschprozesse zwischen lokalen Teilpopulationen kann die Gefährdungssituation einer Population erheblich verringert werden. JEDICKE (1990) faßt die zentralen Aussagen der von MACARTHUR & WILSON (1963) entwickelten Inseltheorie zusammen. Die Arten-Distanz-Beziehung besagt, daß der Erfolg einer Erstbesiedlung einer Habitatinsel von der Größe und Entfernung der Besiedlungsquelle abhängt. Unter dem Trittstein-Effekt versteht man die Verstärkung von Austauschprozessen selbst durch kleinflächige Habitatinseln, indem diese Flächen den vorübergehenden Aufenthalt von Arten erlauben, ohne unbedingt als Dauerlebensraum geeignet zu sein. Der wesentliche Effekt liegt in der Verkürzung der auf einmal zu überwindenden Distanz.

Im Rahmen der Untersuchung wurde nur für 10% der xylobionten Käferarten eine überwundene Strecke über Freiflächen von mehr als 80 m nachgewiesen. Daß die innerhalb der Untersuchungsfläche stehenden Gehölze (Erlenbruch, Erlenreihen und Weidengebüsche) und auch der Waldrand zumindest Leitlinienfunktion haben, kann durch die festgestellten Verteilungsmuster vermutet werden. Eine Voraussetzung für die erstellten Ausbreitungsmodelle war, daß Gehölze eine Attraktion für die xylobionten Käferarten darstellen. Die dispergierenden Individuen würden sich nach dem Emigrieren aus ihrem Entwicklungsort also nicht homogen auf die Flächen verteilen, sondern bevorzugte Bereiche wie Gehölzstrukturen verstärkt aktiv anfliegen. Innerhalb dieser Bereiche müßten dann vermehrt Individuen nachweisbar sein. Die festgestellten Verteilungsmuster bestätigen dieses vermutete Verhalten. Der im Untersuchungsgebiet festgestellte Borkenkäfer *Hylurgops palliatus* ist ein Beispiel dafür. Für diese an Nadelhölzern lebende Art wurde mit Hilfe der

aufgestellten Modelle ein Entwicklungsort im Mischwald bestimmt. Dispergierende Individuen dieser Art konnten innerhalb des Erlenbruchs oder in unmittelbarer Nähe dazu mehrfach nachgewiesen werden, während lediglich zwei Tiere auf Freiflächen erfaßt wurden. Für die Art konnte eine überbrückbare Strecke von 140 m über freie Flächen ermittelt werden, bei Dispersionsvorgängen entlang des Erlenbruches legten die Individuen jedoch mindestens eine Strecke von 600 m zurück. Gehölzstrukturen können demnach einen positiven Effekt auf die bei Dispersionsvorgängen zurückgelegten Strecken ausüben. Kleineräumige Dispersionsmuster von Dipteren im Agrarwirtschaftsraum belegen ebenfalls eine Erhöhung der überbrückbaren Distanzen durch Anlage von optisch wirksamen Längsstrukturen für Empidoidea-Arten offener Habitats (NÖTZOLD 2000).

Damit Habitatsinseln eine Funktion als Trittstein ausüben können, müssen sie über eine Mindestfläche verfügen. Inselbiotope bestehen aus einer biotoptypischen, mehr oder weniger ungestörten Kernzone und einer stark beeinflussten Randzone. Je kleiner die Habitatsinsel, desto größer ist der Anteil der gestörten Randzonen an der Gesamtfläche und desto stärker schrumpft die Kernzone zusammen. Übersteigen die Randzonen-Einflüsse die Gesamtfläche einer Habitatsinsel, geht die biologische Kernfläche ganz verloren. Bei zu kleinen Flächen überwiegen die negativen Auswirkungen der Randbereiche. Für Laufkäfer ist dies unter mikroklimatischen Gesichtspunkten bei Waldbeständen unter 80 m Durchmesser der Fall, so daß diese für Waldtiere nicht mehr als Lebensraum dienen können (MADER 1980). Nach JEDICKE (1990) verschwinden spezialisierte, stenöke Arten aus den mikroklimatisch veränderten und durch einen schnellen Wechsel anthropogener Störfaktoren geprägten Randzonen von Habitatsinseln. Die frei werdenden ökologischen Nischen werden von neu einwandernden Arten besiedelt, die meist migrationsfreudig und durch eine weite Verbreitung mit oft hohen Siedlungsdichten charakterisiert sind.

Bei Korridorstrukturen liegen ebenfalls erst sehr wenige Angaben über Maximaldistanzen und über Mindestbreiten vor (TISCHENDORF et al. 1998, BRECKLING & REUTHER 1999). Sie müssen allerdings weitaus enger zueinander liegen als die durch sie verbundenen Trittsteinbiotope. Sie sollen als bevorzugte Wanderlinien den Individuenaustausch fördern und auch als Dauer- und/oder Zwischenlebensraum dienen (JEDICKE 1990). Bei Hecken als wirkungsvolles Verbundelement für silvicole Carabiden geben MADER & MÜLLER (1984) als Maximaldistanz zur nächsten Hecke 200 m an. Die Heckenbreite ist dabei maßgeblich für das Artenspektrum und sollte mindestens 5-8 m betragen. Daß der im Untersuchungsgebiet liegende Erlenbruch solche Funktion übernimmt, kann an den Beispielen von *Anobium U.G. Hadrobregmus* und *Hedobia imperialis* vermutet werden. Diesen Arten haben ihren Entwicklungsschwerpunkt im Mischwald der Untersuchungsfläche. Sie wurden allerdings auch in geringer Anzahl in den Photoelektoren im Erlenbruch nachgewiesen. Beide Arten sind also in der Lage, dort zumindest kurzfristig Teilpopulationen zu bilden. Die Frage, ob solche Populationen auf eine starke Donatorpopulation angewiesen sind, um dauerhaft zu überleben oder ob die Populationen selber groß genug werden, um vielleicht selbst den Ursprung einer Dispersionsbewegung darzustellen, konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht beantwortet werden.

Zusammenfassung

Das Projekt „Weidelandschaft Eidertal“ hat zum Ziel in dem Gebiet eine halboffene Landschaft durch großflächige, extensive Beweidung zu entwickeln. Um in einer halboffenen Weidelandschaft dauerhaft überleben zu können, müssen Tierarten in der Lage sein, auf den räumlichen Wechsel von Habitats zu reagieren. Habitatspezialisten, wie xylobionte

Käfer, sind dabei besonders gefährdet und müssen lokale Aussterbeprozesse durch Wiederbesiedelungsvorgänge ausgleichen können. In der vorliegenden Arbeit wurde untersucht, über welche Distanzen Freiflächen von den xylobiont lebenden Käferarten während der Dispersionsphasen überbrückt werden können.

Das Untersuchungsgebiet liegt etwa 12 km südwestlich von Kiel im Naturraum „Östliches Hügelland“ in Schleswig-Holstein und nimmt eine Fläche von ca. 30 ha ein. Mit Hilfe von Photoektoren und Fensterfallen wurde die xylobionte Käferfauna im Untersuchungsgebiet von März bis August 2000 untersucht. Dabei wurden 145 Arten mit 6900 Individuen erfaßt. Von diesen werden 40 Arten (28%) in der Roten Liste Schleswig-Holsteins geführt. Auf faunistisch bemerkenswerte Käferfunde wurde näher eingegangen. Um die Länge der von den xylobionten Käfern zurückgelegten Flugstrecken zu ermitteln, wurden Ausbreitungsmodelle entworfen. Sie dienen dazu, den möglichen Ursprungsort der Dispersionsflüge zu bestimmen. Auf diese Weise konnten die über Freiflächen zurückgelegten Distanzen für 23 Arten ermittelt werden, von denen neun näher dargestellt wurden. Bei Arten, auf die aufgrund zu geringer Individuenzahl kein Modell zutraf, wurden die Entfernungen des Fangortes vom nächstgelegenen Gehölz als Mindeststrecke gemessen.

Insgesamt konnten überbrückte Distanzen von bis zu 280 m ermittelt werden. Für den Großteil der Arten scheint aber bereits eine Freifläche von nur etwa 100 m Ausdehnung eine starke Barriere darzustellen, die im untersuchten Zeitraum nicht überwunden werden konnte. Besonders bei den gefährdeten Arten wurden nur sehr kurze zurückgelegte Strecken festgestellt.

Vor allem für diese Arten mit sehr geringem Migrationspotential muß der Schutz und Erhalt der derzeitig besiedelten Habitate im Vordergrund stehen. Für Arten, die während der Dispersionsphasen verhältnismäßig große Strecken zurücklegen können, wäre ein Abstand von etwa 80 m zwischen den besiedelten und potentiellen Habitate überbrückbar.

Summary

It is the aim of the research project "pasture landscape in the River Eider valley" to investigate the development of a semi-open pasture landscape by extensive grazing in a large area. Animal species that have to survive in such a semi-open pasture have to react on spatial changes of their habitats. In particular, specialist species, e.g. saproxylic beetles, are endangered and have to compensate local extinction by resettlement. By the present investigation the distance was determined that can be covered over open grassland by saproxylic beetles during their dispersion phase.

The 40 ha large investigated area is situated Southwest of Kiel within the "Eastern hill landscape" of Schleswig-Holstein.

Saproxylic beetles were recorded using emergence and flight intercept traps between Mars and August in the year 2000. In total, 145 species with 6900 specimens were recorded. Among these, 40 species (28 %) are endangered due to the Red Area Book of Schleswig-Holstein. Remarkable faunistic records are further described.

In order to estimate the distance, saproxylic beetles are flying over open grassland,

dispersion models have been developed to determine the supposed location of development. Distances for 23 species were estimated by these models and 9 are distinctly described. For rarely found species that were not significantly correlated with one of these models by this reason, the nearest distance to the next woody area was selected, which is supposed to be the nearest distance they disperse over open grassland in one year.

Nature conservation has to focus on species with low dispersion potential to preserve the existing habitats. Species with high dispersion potential cover a distance of 80 m between woody areas within one year, on average.

Literatur

- ACHTZIGER, R., NIGMANN, U. & ZWÖLFER, H. (1992): Rarefaktion-Methoden und ihre Einsatzmöglichkeiten bei der zooökologischen Zustandsanalyse und Bewertung von Biotopen; Z. Ökologie u. Naturschutz 1, 89-105.
- AMMER, U. (1991): Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzforchung für die forstliche Praxis. Forstw. Cbl. 110, 149-157l.
- BECKHAM, C. M. & MORGAN, L. W. (1960): On the flight distance of the Boll weevil. J. econ. Ent. 53, 681-682.
- BOTTERWEG, P. F. (1982): Dispersal and flight behaviour of the spruce bark beetle *Ips typographus* in relation to sex, size and fat content. Z. angew. Ent. 94, 467-487.
- BRECKLING, B. & REUTER, H. (1999): Modelling Komplexe bodenökologischer Wechselbeziehungen. In: KOEHLER, H., MATHES, K. & BREDIN, B. (Hrsg.) Bodenökologie interdisziplinär. Springer, Berlin, 27-42.
- BUSSLER, H. (1994): Die xylobionte Käferfauna im Naturschutzgebiet „Scheerweihergebiet bei Schalkhausen“. Ber. ANL 18, 115-130.
- DREES, M. (1996): Zur ökologischen Einnischung dreier in Baumhöhlen lebender Alleculiden-Arten (Coleoptera: Alleculidae). Entomol. Z. 196, 181-188.
- FREUDE, H., HARDE, K. W. & LOHSE, G. A. (Hrsg.) (1964 - 1983): Die Käfer Mitteleuropas Band 1-11. Goecke & Evers, Krefeld.
- GARA, R. I. (1963): Studies on the flight behaviour of *Ips confusus* (Lec.) (Coleoptera: Scolytidae) in response to attractive material. Contrib. Boyce Thompson Inst. 22, 51-66.
- GEISER, R. (1994): Artenschutz für holzbewohnende Käfer (Coleoptera xylobionta). Ber. ANL 18, 89-114.
- GEISER, R. (1998): Rote Liste der Käfer (Coleoptera). In: BINOT, M., BLESS, R., BOYE, P., GRUTTIKE, H. & PRETSCHER P. [Bearb.] Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schr.-R. Landschaftspf. Natursch. 55, 168-230.
- GREVESTAD, F.S. & HERZIG, A. L. (1997): Quantifying the effects of distance and conspecifics on colonisation: experiments and models using the loostribe leaf beetle, *Gallerucella californiensis*. Oecologia 11, 60-80.
- GRIES, G. (1985): Zur Frage der Dispersion des Buchdruckers (*Ips typographus* L.). Z. angew. Ent. 99, 12-20.
- JEDICKE, E. (1990): Biotopverbund: Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. Ulmer, Stuttgart.
- KOCH, K. (1989a): Die Käfer Mitteleuropas, Ökologie, Bd. 1, Carabidae bis Staphylinidae. Goecke & Evers, Krefeld.
- KOCH, K. (1989b): Die Käfer Mitteleuropas, Ökologie, Bd. 2, Pselaphidae bis Lucanidae. Goecke & Evers, Krefeld.
- KOCH, K. (1992): Die Käfer Mitteleuropas, Ökologie, Bd. 3, Cerambycidae bis Curculioni-

- dae. Goecke & Evers, Krefeld.
- KÖHLER, F. & KLAUSNITZER, B. (Hrsg.) (1998): Entomofauna Germanica: Verzeichnis der Käfer Deutschlands. Ent. Nachr. Ber./ Beiheft 4, 1-185.
- LOHSE, G. A. & LUCHT, W. (Hrsg.) (1989): Die Käfer Mitteleuropas. Erster Supplementband mit Katalogteil (Bd. 12). Goecke & Evers, Krefeld.
- LOHSE, G. A. & LUCHT, W. (Hrsg.) (1992): Die Käfer Mitteleuropas. Zweiter Supplementband mit Katalogteil (Bd. 13). Goecke & Evers, Krefeld.
- LOHSE, G. A. & LUCHT, W. (Hrsg.) (1993): Die Käfer Mitteleuropas. Dritter Supplementband mit Katalogteil (Bd. 14). Goecke & Evers, Krefeld.
- MACARTHUR, R. & WILSON, E. O. (1963): An equilibrium theory on insular zoogeography. *Evolution* 17, 373-387.
- MADER, H.-J. (1980): Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht. *Natur und Landschaft* 55, 91-96.
- 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. & MÜLLER, K. (1994): Der Zusammenhang zwischen Heckenlänge und Artenvielfalt. *Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung* 25, 282-293.
- MOORE, G. E., TAYLOR, J. F. & SMITH, J. (1979): Tracing dispersion of southern pine beetles from felled brood trees with Phosphorus 32. *J. Georgia. Entomol. Soc.* 14, 83-87.
- NÖTZOLD, R. (2000): Kleinräumige Dispersionsmuster zoophager Fliegen (Diptera: Syrphidae, Empidoidea) im Agrarwirtschaftsraum und ihre Bedeutung für das Naturschutzmanagement. *Agrarökologie* 39, 158 S.
- NÖTZOLD, R. (2004): Das Naturschutzkonzept „halboffene Weidelandschaft“ im Eidertal; *Faun.-Ökolo. Mitt. Suppl.* 31.
- PETRUŠKA, F. (1964): Beitrag zur Bewegungsaktivität einiger Aaskäfer-Arten (Col. Silphidae et Histeridae). *Acta Un. Pal. Ol. Fac. Rer. Nat.* 16, 159-189.
- POETHKE, H.J. (1997): Möglichkeiten und Grenzen der Erfassung und Bewertung der Größe und des Zustandes von Populationen. *Natur und Landschaft* 72, 492-495.
- RAUH, J. & SCHMITT M. (1991): Methodik und Ergebnisse der Totholzforschung in Naturwaldreservaten. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 110, 114-127.
- RENKONEN, O. (1938): Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt finnischer Bruchmoore. *An. zool. Societ. Zool.-bot. Fennicae Vanamo* 6, 1-231.
- RENNER, K. (1991). Sukzession der Käferfauna an Alt- und Totholz von Laubbäumen in der halboffenen Landschaft. *NZ NRW-Seminarberichte* 10, 19-21.
- RIECKEN, U., KLEIN, M. & SCHRÖDER, E. (1997): Situation und Perspektiven des extensiven Grünlandes in Deutschland und Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes am Beispiel der „halboffenen Weidelandschaften“. *Schr.-R. f. Landschaftspf. & Natursch.* 54, 7-23.
- SANDERS, W. (1997): Ein Beitrag zur Überlebensstrategie des Buchdruckers *Ips typographus* L. im hochmontanen Fichtenforst des Harzes. *Ber. Naturhist. Ges. Hannover* 139, 243-258.
- SCHAFFRATH, U. (1999): Zur Käferfauna am Edersee (Insecta, Coleoptera). *Philippia* 9, 1-94.
- SCHIEGG, K. (2000): Effects of dead wood, volume and connectivity on saproxylic insects species diversity. *Ecoscience* 7, 290-298.
- SHINOZAKI, K. (1963): Note on the species-area curve. *Proc. of the 10th Ann. Meet. Ecol. Soc. Japan (Tokyo)* 5 (vom Japanische ins Englische übersetzt von S. Kobayashi.).
- SIMON, M. (1995): Untersuchungen zu an Buche (*Fagus sylvatica* L.) lebenden Borkenkäfern (Col., Scolytidae). *Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent.* 10, 161-166.
- SPESSIVTSEFF, P. (1938): Beiträge zur Biologie von *Hylurgops palliatus* Gyll. *Entomologisk Tidskrif* 59, 159-163.

- TISCHENDORF, L., IRMLER, U. & HINGST, R. (1998): A simulation experiment on the potential of hedgerows as movement corridors for forest carabids. *Ecological Modelling* 106, 107-118.
- WOLLERMAN, E. M. (1979): Dispersion and invasion by *Scolytus multistriatus* in response to pheromone. *Environ. Entomol.* 8, 1-5.
- ZIEGLER, W., SUIKAT, R & GÜRLICH, S. (1994): Rote Liste der in Schleswig-Holstein gefährdeten Käferarten. Landesamt f. Naturschutz und Landschaftspflege, Kiel.

Adresse der Verfasser:

Helge Arp
Farchauer Mühle 4
23909 Farchau

Dr. Rolf Nötzold
Hökerweg 1
23717 Sagau

Untersuchungen zum Auftreten phytophager Käfer an *Rumex*-Arten in der „halboffenen Weidelandschaft Eidertal“ in Abhängigkeit standörtlicher Parameter

von Rolf Nötzold und Tanja Wagner

1 Einleitung

Ein Schwerpunkt der Untersuchungen im Rahmen des Forschungsprojektes ‚Weidelandschaft Eidertal‘ ist das Ausbreitungs- und (Wieder-)Besiedlungspotential von Tier- und Pflanzenarten. Als Vertreter von Arten kleinster Habitats (Einzelpflanzen/geschlossene Bestände) wurden die monophagen Käfer gewählt. Zwischen monophagen Arten und dem Auftreten ihrer Wirtspflanzen können wechselseitige Beziehungen existieren, wie sie im Rahmen biologischer Schädlingsbekämpfungs-Untersuchungen mehrfach nachgewiesen wurden.

Pflanzenarten reagieren verschieden auf Beweidung. Etliche Arten profitieren z.B. durch Auflichtung der Bestände oder durch Vertritt. Diese vielfach als ‚Weideunkräuter‘ bezeichneten Arten könnten sich auf Weiden ohne sogenannte Weidpflege ungehemmt ausbreiten und so dem Projektziel der Erhöhung der Habitatvielfalt entgegenwirken. Von Interesse ist, inwieweit solche Pflanzen durch ihre natürlichen Gegenspieler in solchen Grenzen gehalten werden können, dass dieses Projektziel nicht gefährdet wird.

Zu den positiv auf Beweidung reagierenden Pflanzen zählen auch die großblättrigen *Rumex*-Arten *R. obtusifolius* und *R. crispus*. An diesen Arten gibt es einen ausgeprägten Phytophagen-Komplex, zu dem auch einige häufige monophage Käferarten gehören.

Da die Ausbreitung von Tierarten direkt nur sehr schwer bzw. mit erheblichem Aufwand nachzuweisen ist, wurde eine indirekte Methode angewandt, indem vom Verteilungsmuster der Käfer-Individuen auf mögliche Ausbreitungsprozesse geschlossen wird. Es stellten sich also folgende Fragen:

- Sind die *Rumex obtusifolia*- und *R. crispus*-Pflanzen in dem Gebiet gleich oder unterschiedlich dicht besiedelt?
- Worauf lassen sich mögliche Unterschiede der Besiedlung zurückführen (Betrachtung abiotischer und biotischer Parameter)?
- Inwieweit spielt der unmittelbare Einfluß der Rinder eine Rolle?
- Lassen sich Verteilungsmuster auf Ausbreitungsprozesse zurückführen?

2 Das Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden auf einer Fläche von ca. 1,2 ha im Projektgebiet durchgeführt (s. NÖTZOLD 2004 in diesem Heft: Abb. 1) (Abb. 1). Der Boden besteht hauptsächlich aus lehmigem Sand, teilweise findet man nur Sandboden oder Torf.

Für die Zählung der Käferarten und -individuen wurde eine Untersuchungsfläche benötigt, auf der genügend *Rumex* wächst, mit Teilflächen, die sich sowohl hinsichtlich der Verteilung als auch des Abstandes der Pflanzen unterscheiden. Auch sollten die Pflanzen unterschiedliche Größen und Wachstumsbedingungen haben und außerdem an eine Fläche angrenzen, die nahezu *Rumex*-frei ist, um einen Auspflanzungs- und Besiedlungsversuch vorzubereiten und zu protokollieren.

3 Die phytophagen Käferarten an *Rumex obtusifolius* und *R. crispus*

Die Ampfer-Arten (*Rumex obtusifolius* und *R. crispus*) dienen einigen phytophagen Coleopteren als spezifische Wirtspflanze. In der vorliegenden Arbeit werden eine Blattkäferart (Chrysomelidae) und vier Rüsselkäferarten (Curculionidae und Apionidae) behandelt. Die Blattkäferart lebt als Imago und als Larve ectophag an der Blattoberfläche, die Rüsselkäferlarven endophag in Wurzeln, Stängeln oder Blattbasen, während die Adulten ebenfalls ectophag leben (FRITZ-KÖHLER 1996).

Gastrophysa viridula Deg.

Der Grüne Dickbauch, oder auch Ampferblattkäfer (*Gastrophysa viridula*) genannt, gehört zur Familie der Blattkäfer (Chrysomelidae). *G. viridula* Deg. (Abb. 2) kam wohl ursprünglich alpin vor und breitete sich um die Jahrhundertwende den Flußläufen folgend in den Ebenen von Deutschland bis über ganz Mittel- und Nordeuropa aus (HILTERHAUS 1965). Man findet bei dem 4 - 6 mm kleinen Käfer Flügeldeckenfarben von grün, golden oder bläulich metallisch, selten purpur oder violett, während die Bauchseite von einem dunklen Blau abgelöst wird. In Fraßversuchen wurde festgestellt, daß *Rumex*-Arten als Nahrung eindeutig bevorzugt werden, wobei das Vorkommen von Oxalsäure von entscheidender Bedeutung ist (HILTERHAUS 1965, RENNER 1970). *G. viridula* ist oligophag, befällt aber auch Rheim-Arten (MÜHLE 1941, ENGEL 1956) und *Polygonum*-Arten (RENNER 1970). Der Stumpflättrige Ampfer (*R. obtusifolius*) wird verschiedentlich als Hauptwirt angegeben (SMITH & WHITTAKER 1980 a, b). Pro Weibchen werden 600 - 1000 Eier abgelegt (Abb. 2C) (ENGEL 1956, HILTERHAUS 1965, HEIDEL 1995). Die Larven sitzen beim Fressen gesellig auf der Blattunterseite zusammen und skelettieren die Blätter gewöhnlich fast vollständig (Abb. 2B). Wenn die Larven eine Größe von 7 - 8 mm erreicht haben (Abb. 2D), lassen sie sich zu Boden fallen und graben sich ein, um sich in einer selbst gefertigten Erdhöhle in geringer Bodentiefe zu verpuppen. Während dieser Zeit erholen sich die Pflanzen und treiben zahlreiche neue Blätter aus. Die Jungkäfer schreiten bald zur Fortpflanzung oder überwintern ab September in 5 - 15 cm Bodentiefe (ENGEL 1956, HILTERHAUS 1965, HEIDEL 1995).

Apion frumentarium (L.)

Nach BEHNE (1994) ist die Familie der Apionidae bei uns durch 44 Gattungen mit etwa 148 Arten vertreten. Die Mehrzahl der Arten besitzt gut entwickelte Hautflügel und ist damit flugfähig. Es sind mono- und oligophage Arten, von denen in Mitteleuropa Pflanzen aus

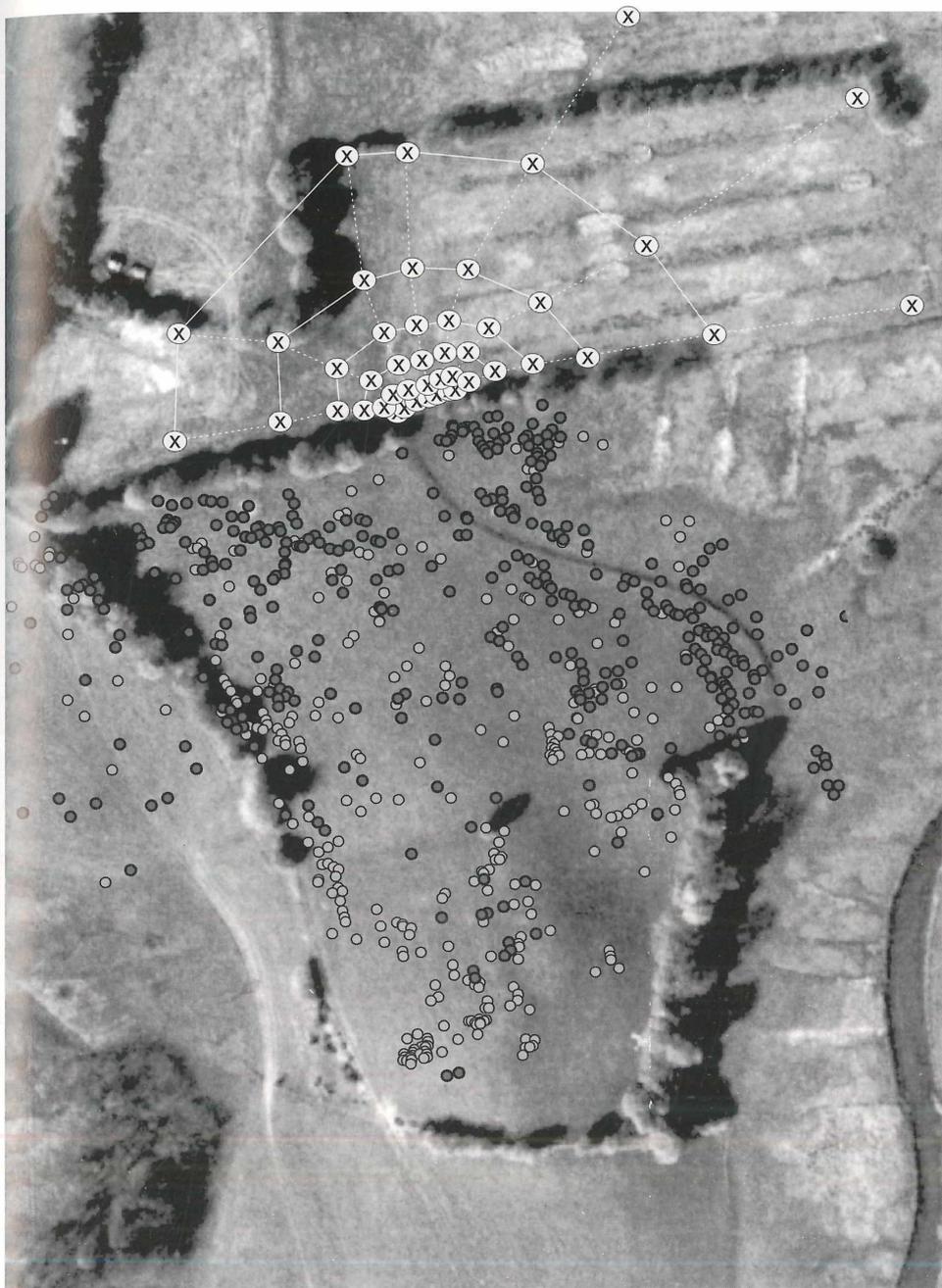


Abb. 1: Karte des Untersuchungsgebietes mit der Verteilung der beiden *Rumex* Arten

14 Familien befallen werden. Die Käfer fressen überall an den Pflanzen, bevorzugen aber die Blätter (DIECKMANN 1977). Der 3,3 - 4,5 mm große, einfarbig rote *Apion frumentarium* (L.) (Mennigrote Spitzmäuschen) ist die größte Art der Gattung und lebt vor allem an großwüchsigen *Rumex*-Arten feuchter Stellen. Die Larven sind im Wurzelhals und in den Stängeln zu finden. Die Eiablage erfolgt meist in die Mittelrippe der Blätter, von wo die Larven sich ihren Weg im Innern zu den Stängeln fressen (FREEZE 1995).

***Perapion violaceum* (Kirby)**

Perapion violaceum (Kirby) (Apionidae) hat einen zylindrischen Rüssel. Die Flügeldecke des 2,6 - 3,5 mm großen Käfers sind schwach glänzend, blau oder schwärzlich. Er ist paläarktisch verbreitet (BEHNE 1994). Die Larven befinden sich in der gesamten Länge der Stängel verschiedener *Rumex*-Pflanzen. Die Eier werden wie bei *A. frumentarium* meist in die Mittelrippe der Blätter abgelegt, von wo sich die Larven ihren Weg in Richtung des Stängels fressen. Nach drei Larvenstadien wird eine Puppenwiege ins Gewebe der Stängelperipherie gegraben, und die neue Generation erscheint durch ein kreisförmiges Loch, das in eine eiförmige Senke gesetzt wird. Die Jungkäfer überwintern wahrscheinlich ab September oder Oktober in einiger Entfernung der Wirtspflanze unter Laub oder Ähnlichem. Der Hauptwirt des oligophagen *P. violaceum* ist *R. obtusifolius* (HOPKINS & WHITTKER 1980).

***Rhinoncus pericarpus* (L.)**

Die Mehrzahl der Ceutorhynchinen (Curculionidae) ist ausgesprochen heliophil und auch in hohem Maße thermophil, weshalb sie freies, gut besonntes und trockenes Gelände bevorzugen. Die meisten Arten sind von Natur aus recht träge Tiere, werden nur bei sonnigem Wetter schneller beweglich und kommen dann zum Vorschein (WAGNER 1942). *Rhinoncus*-Arten sind auf feuchten Wiesen zu finden. Einige Arten der Gattung haben ein gutes Sprungvermögen (WAGNER 1939). *Rhinoncus pericarpus* (L.) ist ein schwarzbrauner Käfer von 2,5 - 3,4 mm Länge. Die ziemlich kräftigen Beine sind rotbraun oder heller rötlich. Man erkennt einen weißen oder gelblichen Schildchenfleck hinter der Schulterbeule. Innerhalb der Gattung *Rumex* verhält sich die Art ausgesprochen polyphag. Die Larven entwickeln sich in den Stängeln oder den oberen Wurzelteilen der Wirtspflanzen (WAGNER 1939, 1942).

***Hypera rumicis* (L.)**

Die Gattung *Hypera* enthält im allgemeinen Arten von 3 - 9 mm Länge, die in der Regel geflügelt sind. Die Entwicklung erfolgt frei auf den Pflanzen (KIPPENBERG 1983). Nach Reitter (1916) verpuppen sich *Hypera*-Larven in einem durchsichtigen, gegitterten Kokon, welcher an den Blättern oder den Stängeln angeheftet ist. Viele Arten besitzen eine ausgedehnte Verbreitung (KIPPENBERG 1983). *Hypera rumicis* (L.) trägt auf der Oberseite eine weißlich-graue bis bräunliche oder grünliche Beschuppung. Die Größe variiert zwischen 4 - 6 mm. Die Art ist an verschiedenen *Rumex*-Arten an feuchten Standorten und auch hochalpin verbreitet (KIPPENBERG 1983).

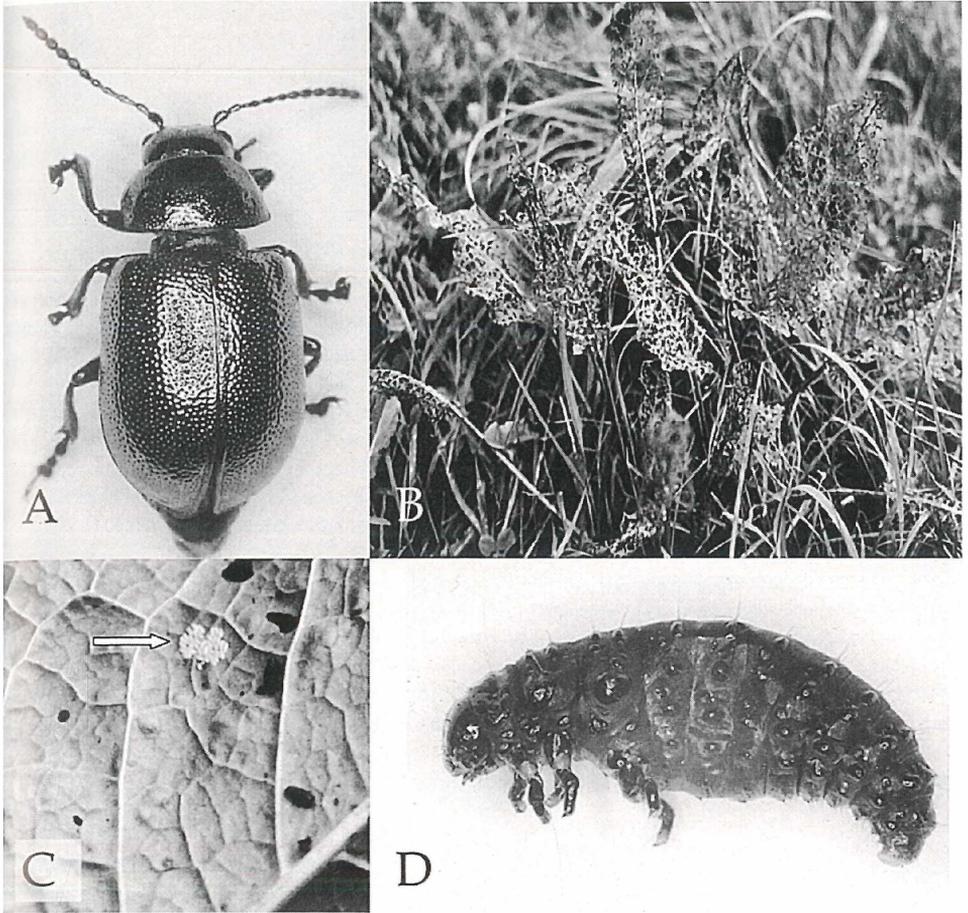


Abb. 2: Der Ampferblattkäfer *Gastrophysa viridula*. A: Weibchen dorsal, B: *Rumex*-Pflanze mit Fraßspuren, C: Eigelege (Pfeil) auf der Unterseite eines *Rumex*-Blattes, D: Larve (Fotos: Wagner)

4 Material und Methoden

Erfassung der *Rumex*-Bestände

Das Untersuchungsgebiet wurde in eine Erfassungsfläche und eine Versuchsfläche getrennt. Auf der Erfassungsfläche wurden die 699 Pflanzen untersucht (Abb. 1, ausgefüllte Punkte); auf der Versuchsfläche, auf der nahezu keine *Rumex obtusifolius*- und *R. crispus*-Pflanzen (aber einige *R. acetosa*-Pflanzen) wuchsen, wurde der Auspflanzungsversuch durchgeführt (Abb. 1, x-Punkte).

Nach Anfertigung einer Skizze des Gebietes auf der Basis eines Luftbildes, wurden die zu untersuchenden Pflanzen folgendermaßen in die Skizze eingetragen: Jede Pflanze wurde mit einer Nummer versehen, die auf Klebeband notiert und an einem Stängel der Pflanze angebracht wurde. Von bestimmten Landmarken aus (z. B. Knickecken) wurde der Standort jeder Pflanze mit Hilfe von Schritten abgezählt und in die Skizze eingetragen. Ein Schritt betrug in etwa 1 m. Da Pflanzen, die sehr nahe beieinander wuchsen, direkt abgemessen wurden, konnte eine verhältnismäßig gute Übereinstimmung der Pflanzenstandorte in der Skizze erreicht werden. Geringe Ungenauigkeiten entstehen durch die vorherrschenden Höhenunterschiede, die Entfernungen zwischen den Pflanzen etwas verfälschen.

Von jeder Pflanze wurden die Blätter und Stängel gezählt und alle Einzelstängel vermessen. Ausgewertet wurden die Blatt- und Stängelanzahl sowie die Summe aller Stängellängen (kumulative Stängellänge) einer Pflanze. Die Pflanzen wurden zur Auswertung in Klassen zu je 10 Pflanzen nach Blatt- und Stängellänge eingeteilt. Dazu wurde nach Stängellänge resp. Blattanzahl geordnet, wobei die Reihenfolge der Pflanzen gleicher Stängellänge/Blattanzahl zufällig war. Voruntersuchungen zeigten, dass andere wesentliche Parameter wie Blattfläche, Biomassen, Stängeldurchmesser etc. mit wenigstens einem der betrachteten Parameter hochsignifikant korreliert sind, so dass auf die Erfassung verzichtet werden konnte.

Erfassung der Käfer

Auf der Erfassungsfläche wuchsen aus der Gattung *Rumex* nur die Arten *R. crispus* und *R. obtusifolius*. Für jede der 699 Pflanzen wurden Blattzahl, Stängelzahl, Stängelhöhe, Fraßschaden sowie Käfer- und Larvenzahl ins Protokoll aufgenommen. Zusätzlich wurden Tageszeit und Witterung bei der Probennahme beschrieben. In Abb. 3 sind die Untersuchungstage und die jeweilige Untersuchungszeit sowie die Wetterlagen dargestellt. 50 Pflanzen wurden in unterschiedlichen Bereichen und zu verschiedenen Tageszeiten als Referenz ein zweites Mal beprobt. Es haben sich aber bei der Auswertung dieser 50 Datenerhebungen keine signifikanten Unterschiede ergeben, so dass angenommen werden kann, dass Erfassungs-Tageszeit und -Datum keinen relevanten Einfluss auf die Untersuchungsergebnisse haben.

Der Fraßschaden durch phytophage Käfer wurde nach dem Grad des Blattflächenverlustes an den Blättern charakterisiert. Der Blattverlust durch Fraß wurde geschätzt und in vier Kategorien eingeteilt: 1) kein Fraß, 2) weniger als 10 % Blattfläche, 3) > 10 bis 80 % Blattfläche und 4) > 80 % Blattfläche (Abb. 2B) der ganzen Pflanze zerfressen.

Zur quantitativen Erfassung des Käfervorkommens wurden die Pflanzen zunächst optisch abgesucht. Dazu wurden zuerst durch vorsichtiges Drehen die großen Blätter

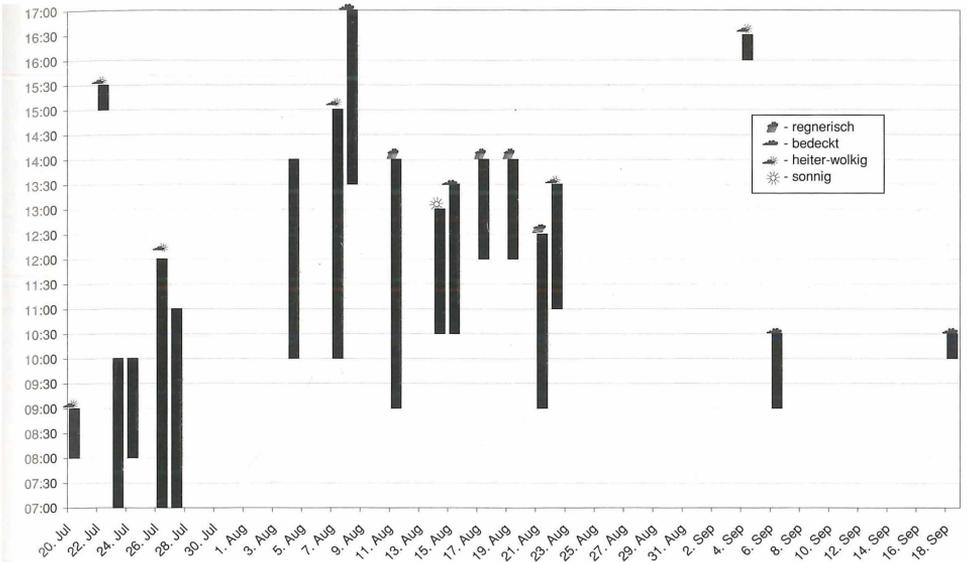


Abb. 3 Untersuchungsbedingungen: Untersuchungstage (Abszisse) und Untersuchungsbeginn/-ende am jeweiligen Tag (Ordinate) sowie vorherrschende Wetterlage am jeweiligen Untersuchungstag (Symbol)



Abb. 4: Auffangmethode, um die Käfer von den Stengeln zu klopfen und anschließend auszuzählen. (Foto: Wagner)

unmittelbar am Grund der Stauden untersucht, wobei darauf geachtet wurde, dass der eigene Schatten nicht auf die Pflanze fiel und Erschütterungen vermieden wurden. Dann wurden die Eier und Larven von *Gastrophysa viridula* gezählt. Die Larven der anderen Käferarten wurden nicht untersucht, da dazu eine zerstörende Beprobung hätte erfolgen müssen, um Eier oder Larven aus dem Innern der Pflanzen herauszuarbeiten.

Anschließend wurde ein weißer Pflanzenuntersetzer von 50 cm Durchmesser als Aufgangschale verwendet (Abb. 4). In dem Untersetzer war ein etwa 3 cm breiter radialer Schlitz und in der Mitte ein Loch geschnitten. Die Pflanzenstängel wurden durch den Schlitz in die Mitte des Untersetzers geschoben, die Stängel geschüttelt und abgestreift, um die restlichen Individuen abzuklopfen und aufzufangen. Die Käfer landeten auf der weißen Fläche und konnten so bestimmt, ausgezählt und wieder auf die Pflanzen ausgesetzt werden. Danach wurden die Blätter und Stängel gezählt, die Stängellängen mit einem Metermaß ausgemessen und der Fraßschaden geschätzt. Die Bestimmung der Käferarten erfolgte nach MOHR (1966), KIPPENBERG (1981, 1983), LOHSE (1983) und BEHNE (1994).

Auspflanzungs- und Besiedlungsexperiment

In einem Freilandexperiment wurden zu Beginn der Vegetationsperiode auf der Versuchsfläche (Abb. 1) dafür aufgezogene *Rumex*-Stauden ausgepflanzt. Damit sollte die Besiedlung bislang nicht durch Käfer befallener Pflanzen untersucht werden, um festzustellen, ob und in welchem Maße die Ausbreitung der Käfer geschieht. Da *Rumex*-Pflanzen auch überleben, wenn man die dickeren Wurzeln abschneidet (RENNER 1970), gab es mit dem Ausgraben der Pflanzen keine Probleme. Pflanzen der beiden genannten *Rumex*-Arten wurden Anfang März aus dem Freiland geholt, die Wurzeln sorgfältig gespült, um sicher zu gehen, daß sich keine Käfer an den Wurzeln befinden, und in Blumentöpfe gepflanzt. Sie wurden unter Gaze gehalten, gewässert und am Anfang der Vegetationsperiode auf der ausgewählten Fläche ausgepflanzt. Das Aufziehen der Setzlinge unter der Gaze erwies sich als einfach. Nachdem die Pflanzen im Freiland ausgesetzt waren, blieben sie sich selbst überlassen. Wegen des enormen Wasserbedarfes (RENNER 1970) hatten die Setzlinge es schwer, sich zu etablieren. Am Ende der Vegetationsperiode waren die Stängel sehr klein und nur wenige Blätter vorhanden. Es wurden 49 Pflanzenpaare von je einer *R. crispus*- und einer *R. obtusifolius*-Stauden in variablen Abständen in sieben Reihen gesetzt. Die ersten *Rumex*-Pflanzen standen in 2 m Abstand zu den äußersten Pflanzen der Beprobungsfläche, um zu gewährleisten, daß die Käfer übersiedeln können. Die weiteren Paare standen in 4 m, 8 m, 16 m, 32 m und 128 m Abstand.

Datenverarbeitung und Statistische Methoden

Um die Klumpung des Auftretens quantifizieren zu können, wurde ein Rasternetz von 178 Quadraten über die Untersuchungsfläche gelegt und als Index k_j der Quotient von Varianz und Mittelwert des Auftretens in diesen Quadraten herangezogen. Dabei steht ein Wert unter 1 für eine reguläre Verteilung, ein Wert um 1 für eine zufällige Verteilung und ein Wert über 1 für eine geklumpete Verteilung. Die Regressionsgeraden der Korrelationen von Biomasseparameter und Besiedlungsdichte wurden mittels eines F-Tests auf Verschiedenheit untersucht, indem die Nullhypothese der Gleichheit der Steigungen (Parallelität) gegen die Ungleichheit betrachtet wurde (LOZÁN 1992).

5 Ergebnisse

5.1 Räumliche Verteilung der Pflanzen im Untersuchungsgebiet

Die Verteilung der Pflanzenarten ist primär vom Zusammenwirken der verschiedenen Standortparameter abhängig. Im Allgemeinen sind Pflanzen nicht normal verteilt; sie kommen teilweise geklumpt vor, was auch für die beiden untersuchten *Rumex*-Arten im Untersuchungsgebiet zutrifft (Abb. 1). k_j der Verteilung der *Rumex*-Pflanzen beträgt 4,8. Im Norden war die Fläche schätzungsweise bis zu 25% mit den *Rumex*-Arten bedeckt, wohingegen auf dem Hügel im Süden und im mittleren Bereich nur annähernd 5% bedeckt waren. Eine Ausnahme bildete die natürliche Abbruchkante in Richtung der Eider. Auf dieser Abbruchkante und unterhalb der Kante nahmen die Pflanzen zwischen 5% und 30% der Fläche ein. In der Vegetationsperiode 2000 waren 2/3 der insgesamt 380 untersuchten *R. obtusifolius*-Pflanzen und 1/4 der insgesamt 319 untersuchten *R. crispus*-Pflanzen von Käfern befallen.

In der Abb. 5 ist die Verteilung der Pflanzen differenziert nach der Anzahl der Blätter dargestellt. Im Vergleich mit Abb. 1 ist zu erkennen, daß die Bereiche mit Pflanzen hoher Blattzahl mit den Bereichen übereinstimmt, auf denen die Art *Rumex obtusifolius* vorherrscht. Entsprechende Ergebnisse werden auch für die Stängelzahl erzielt. Der Median der Verteilung von *R. obtusifolius*-Stängeln lag bei fünf Stängeln pro Pflanze, wohingegen er bei *R. crispus*-Stängeln zwei Stängel betrug.

5.2 Räumliche Verteilung der Käfer im Untersuchungsgebiet

Abb. 7 zeigt das Verteilungsmuster von *Gastrophysa viridula*. Die räumliche Verteilung der Eier und Larven ist dieser Verteilung ähnlich. Die Juvenilstadien waren allerdings vor allem am östlichen Ende der Abbruchkante und im westlichen Teil des Gebietes konzentriert. Es handelt sich dabei um die Bereiche, in denen vorrangig *R. obtusifolius* zu finden war. Auf dem Hügel kamen keine Juvenilstadien von *G. viridula* vor. Dies gibt einen Hinweis darauf, daß *G. viridula* *R. obtusifolius* bevorzugt. Auch die Verteilung der Fraßspuren (die im wesentlichen auf *G. viridula* zurückgehen) zeigt ein ähnliches Bild. In Abb. 6 sind die Pflanzen dargestellt, bei denen der Grad des Blattflächenverlustes geschätzt werden konnte. Es zeigen aber auch Pflanzen Fraßspuren, auf denen kein *G. viridula* festgestellt werden konnte und die zudem vom nächsten Fundpunkt von *G. viridula* deutlich entfernt sind. Mit einem k_j von 15,9 weist die Art eine deutliche zusätzliche Klumpung (zur Klumpung der Futterpflanze) auf.

Apion frumentarium kam weniger geklumpt vor als die anderen Arten ($k_j = 14,4$; Abb. 8). *Perapion violaceum* konzentrierte sich im westlichen bis südwestlichen Teil des Untersuchungsgebietes und kam nur vereinzelt auf dem Hügel vor ($k_j = 19,7$; Abb. 9). Im Gegensatz zur anderen Art der Unterfamilie Apioninae trat *P. violaceum* im südlichen Teil der Abbruchkante und westlich des Knicks nur sehr selten auf. Auch *Rhinoncus pericarpus* war dort vereinzelt vorhanden. Die Funde lagen sowohl im Bereich der Abbruchkante als auch westlich des Knicks und vor allem im nördlichen Teil des Gebietes. *Hypera rumicis* wurde insgesamt nur sehr vereinzelt im Gebiet vorgefunden, weshalb sich über diese Art keine genaueren Aussagen treffen lassen.

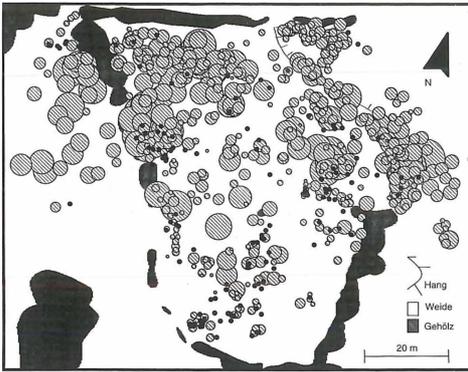


Abb. 5 Verteilungsmuster der Pflanzen unter Angabe der Blattanzahl

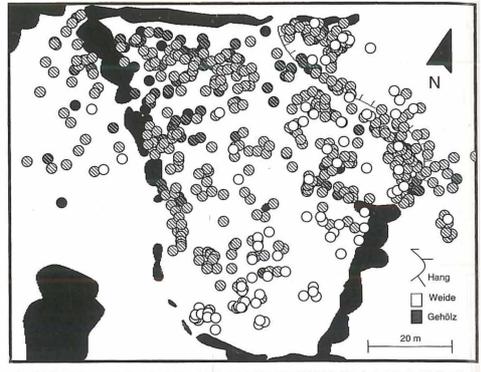


Abb. 6 Verteilungsmuster der Pflanzen mit unterschiedlichem Blattverlust durch Käferbefall.

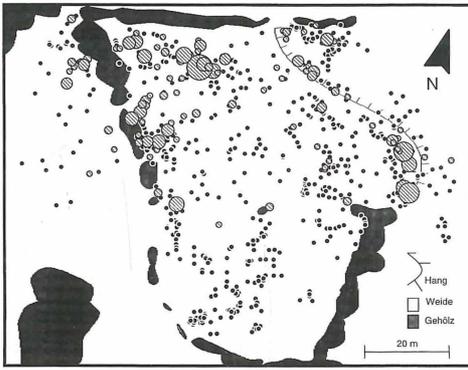


Abb. 7 Verteilungsmuster von *Gastrophysa viridula*

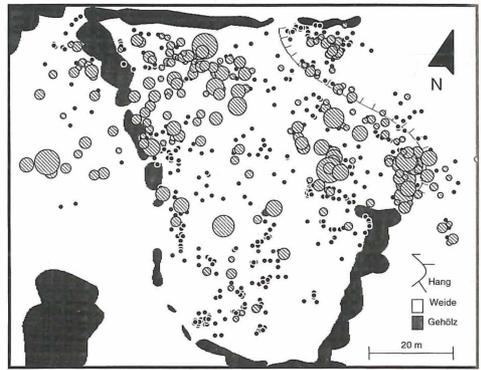


Abb. 8 Verteilungsmuster von *Apion frumentarium*

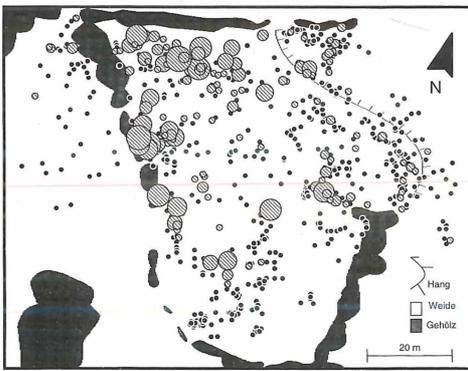


Abb. 9 Verteilungsmuster von *Perapion violaceum*

5.3 Vorkommen der Käfer auf *Rumex obtusifolius* und *R. crispus*

Tab. 1: Artzugehörigkeit und Individuenzahlen der im Untersuchungsgebiet erfaßten Eier, Larven und Käfer.

| Art | Eier/Larven | <i>R. crispus</i> | | <i>R. obtusifolia</i> | |
|-----------------------------|-------------|-------------------|----|-----------------------|----|
| | | abs. | % | abs. | % |
| <i>Apion frumentarium</i> | | 82 | 36 | 621 | 47 |
| <i>Perapion vilaceum</i> | | 91 | 40 | 376 | 29 |
| <i>Hypera rumicis</i> | | 4 | 2 | 12 | 1 |
| <i>Gastrophysa viridula</i> | 6600/4400 | 42 | 18 | 239 | 18 |
| <i>Rhinoncus pericarpus</i> | | 11 | 5 | 65 | 5 |
| | 11000 | 230 | | 1313 | |

Einfluß der Wirtspflanzenart auf die Verteilung der Käfer

Bei den *R. obtusifolius*-Pflanzen handelte es sich zumeist um hohe, mehrstängelige und vielblättrige Pflanzen. *R. crispus* hingegen bestand meist nur aus einem einzigen Stängel von geringer Höhe. Es wurden alle auf der Fläche wachsenden Pflanzen untersucht.

Nicht auf allen Pflanzen wurden Käfer gefunden. *R. obtusifolius* war häufiger befallen als *R. crispus*. Von den insgesamt untersuchten 380 Pflanzen der Art *R. obtusifolius* waren nur 123 (32%) unbefallen, wohingegen von den 319 Pflanzen der Art *R. crispus* 245 Pflanzen (77%) keine Käfer aufwiesen.

Die Tab. 1 zeigt das Verhältnis der Käferarten zwischen den beiden *Rumex*-Arten. Die Anteile von *Gastrophysa viridula* (18%) und *Rhinoncus pericarpus* (5%) sind auf beiden Wirtspflanzen annähernd identisch. Für *Hypera rumicis*, *Apion frumentarium* und *Perapion violaceum* ergaben sich deutliche Unterschiede. *H. rumicis* hat auf *R. crispus* einen doppelt so hohen Anteil wie auf *R. obtusifolius*. Während auf *Rumex crispus* *A. frumentarium* und *P. violaceum* je ca. 2/5 der Individuen stellen, ist das Verhältnis auf *R. obtusifolius* um 10%-Punkte zugunsten von *A. frumentarium* verschoben, mit dort fast der Hälfte aller Individuen, während *P. violaceum* dort nur noch fast ein Drittel der Gesamtindividuenzahl vertritt.

Einfluß der Ampfer-Biomasse auf die Verteilung der Käfer

Die engsten Beziehungen zur Besiedlungsdichte haben die Parameter ‚Blattanzahl‘ und ‚kumulative Stängellänge‘. Für *Hypera rumicis* konnte aufgrund der geringen Individuenzahlen keine Korrelation gefunden werden. Im folgenden wird daher nur auf die übrigen 4 Arten und die beiden genannten Parameter näher eingegangen.

In den Häufigkeitsverteilungen nach Stängellänge bzw. Blattanzahl (Abb. 10 und 11) zeigt sich, dass die *R. crispus*-Pflanzen im Durchschnitt kleiner sind als die *R. obtusifolius*-Pflanzen. Auch die Streuung ist geringer – bei vergleichbarer Streubreite. Mehr als ein Drittel aller *R. crispus*-Pflanzen hatte keine (vitalen) Blätter, jedoch gab es kaum Pflanzen mit einer kumulativen Stängellänge unter 75 cm. Insgesamt ist der Blattanzahl-Stängellän-

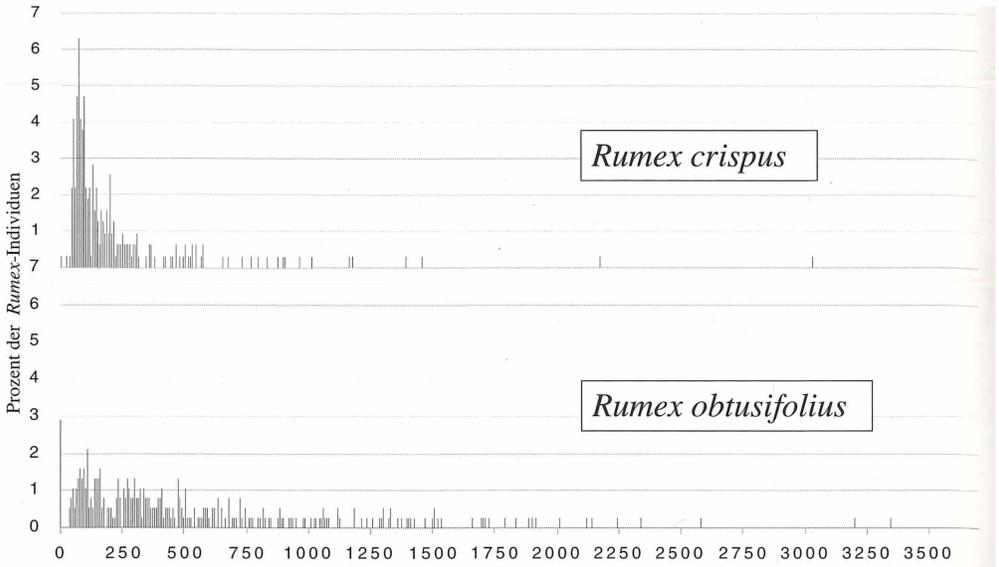


Abb. 10 Relative Häufigkeit der Ampferarten nach der kumulierten Stängellänge

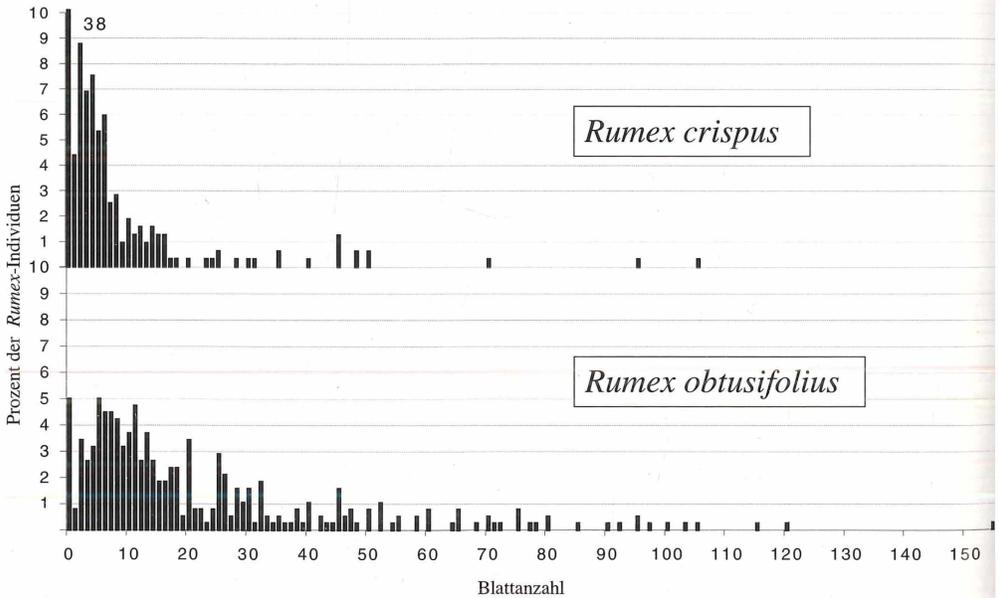


Abb. 11 Relative Häufigkeit der Ampferarten nach der Blattanzahl

ge-Index (kum.Stgl.lg. [cm]/(Blatt+1)) bei *R. obtusifolius* (22 cm Stängel/Blatt) kleiner als bei *R. crispus* (44 cm Stängel/Blatt).

Die Korrelation der Blattanzahl mit der durchschnittlichen Individuenanzahl ist bei allen Arten hochsignifikant (Abb. 12). Die Regressionskoeffizienten unterscheiden sich zwischen den Ampferarten kaum; es konnte in keinem Fall ein signifikanter Unterschied festgestellt werden. Der deutlichste Unterschied besteht bei *A. frumentarium*.

Hochsignifikante Zusammenhänge zwischen Stängellänge und Individuenanzahl wurden nur für die beiden Arten der Apioninae gefunden (Abb. 13). Auch hier konnten keine signifikanten Unterschiede der Regressionskoeffizienten der beiden Ampfer-Arten festgestellt werden. Wiederum unterscheiden sie sich bei *P. violaceum* kaum, wohingegen sie sich bei *A. frumentarium* von *R. crispus* nach *R. obtusifolius* mehr als verdoppeln.

5.4 Ergebnisse des Auspflanzungs- und Besiedlungsexperiments

Die Pflanzen wurden mehrere Male im Laufe der Vegetationsperiode abgesucht. Es konnte in dem Untersuchungsjahr noch keine Neubesiedlung festgestellt werden. Die Pflanzen blieben bis zum Ende der Vegetationsperiode unbefallen. Hier soll aber darauf hingewiesen werden, daß bei Folgeuntersuchungen im Jahr 2001 bereits die ersten Käfer auf den ausgesetzten Pflanzen erfaßt worden sind. So wurden auf den Pflanzen in 2 m und 4 m Abstand zum nächsten befallenen Bestand Individuen vorgefunden. Auch im Jahr 2002 wurden Käfer, Fraßspuren oder Gelege nur auf maximal 4 m entfernten Pflanzen gefunden. Im Jahr 2003 jedoch wurden Imagines, Gelege, Larven oder Fraßspuren von *G. viridula* und den Apioninen auf vielen Versuchspflanzen gefunden. *G. viridula* konnte im Nahbereich (2-8 m) durchgängig und auf allen Pflanzen (außer 2) der beiden westlichen Parallellinien (Abb. 1) nachgewiesen werden. *P. violaceum* trat im zentralen Bereich (mittlere 2 Parallellinien) der Versuchsfläche auf, wobei er nur auf einer Pflanze des Nahbereichs nachgewiesen werden konnte. *A. frumentarium* war in den Bereichen beider Arten vertreten und fehlte ebenfalls weitgehend im Nahbereich. Die Pflanzen der östlichen 3 Parallellinien (Niedermoorboden) sind fast vollständig abgestorben. Im zentralen Bereich sind spontane Neubesiedelungen von *R. obtusifolius* festzustellen gewesen, die durchgängig mit *P. violaceum* oder *A. frumentarium* befallen waren.

6 Diskussion

Die Erfassungsmethode der Käferarten und Individuenzahlen an den beiden Rumex-Arten erwies sich als einfach handhabbar und wirksam. Jedoch waren mit ihrem Einsatz einige Probleme verbunden, die das Fangergebnis beeinflussten. Nach MÜHLENBERG (1993) können durch plötzliche Erschütterung beim Abklopfen viele Arthropoden-Arten von den Pflanzen gelöst, aufgefangen und zahlenmäßig erfaßt werden. Da jedoch der Spalt zum Einbringen der teilweise enormen Anzahlen von Pflanzenstängel in die Mitte des Untersetzers eine bestimmte Breite haben mußte, war für die Käfer die Möglichkeit gegeben, durch den Spalt oder zwischen den Stängeln in der Mitte zu entkommen. Selbst bei sehr vorsichtiger Anwendung konnten beim Einbringen der Stängel einige Käfer bei der ersten Erschütterung der Pflanze auf der entgegengesetzten Seite fliehen. Die Blätter am Grunde der Pflanzen wurden zwar vor dem Abschütteln untersucht, doch ließen sich einige Käfer

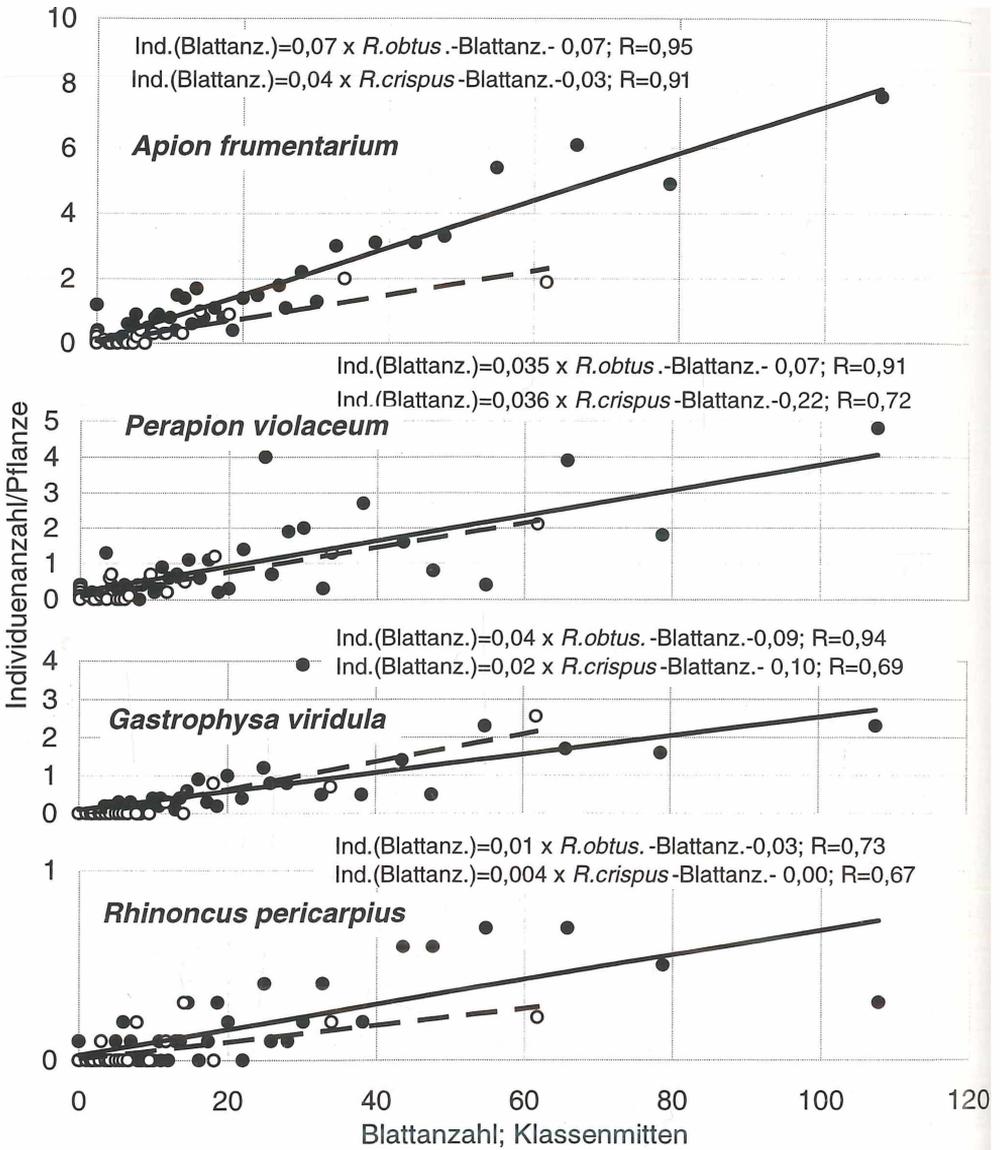


Abb. 12 Korrelation zwischen Blattanzahl von *Rumex crispus* (offene Kreise, gestrichelte Regressionsgeraden) resp. *R. obtusifolius* (gefüllte Kreise, durchgehende Regressionsgeraden) und durchschnittlicher Dichte von *Apion frumentarium*, *Perapion violaceum*, *Gastrophysa viridula* und *Rhinoncus pericarpus* (von oben nach unten). Die Pflanzen wurden nach ihren Blattanzahlen geordnet* und zehn aufeinanderfolgende Pflanzen je einer Klasse zugeordnet. (30 Freiheitsgrade; $p = 0,1\%$ bei $R = 0,55$)

* Die Reihenfolge der Pflanzen gleicher Blattanzahl ist zufällig.

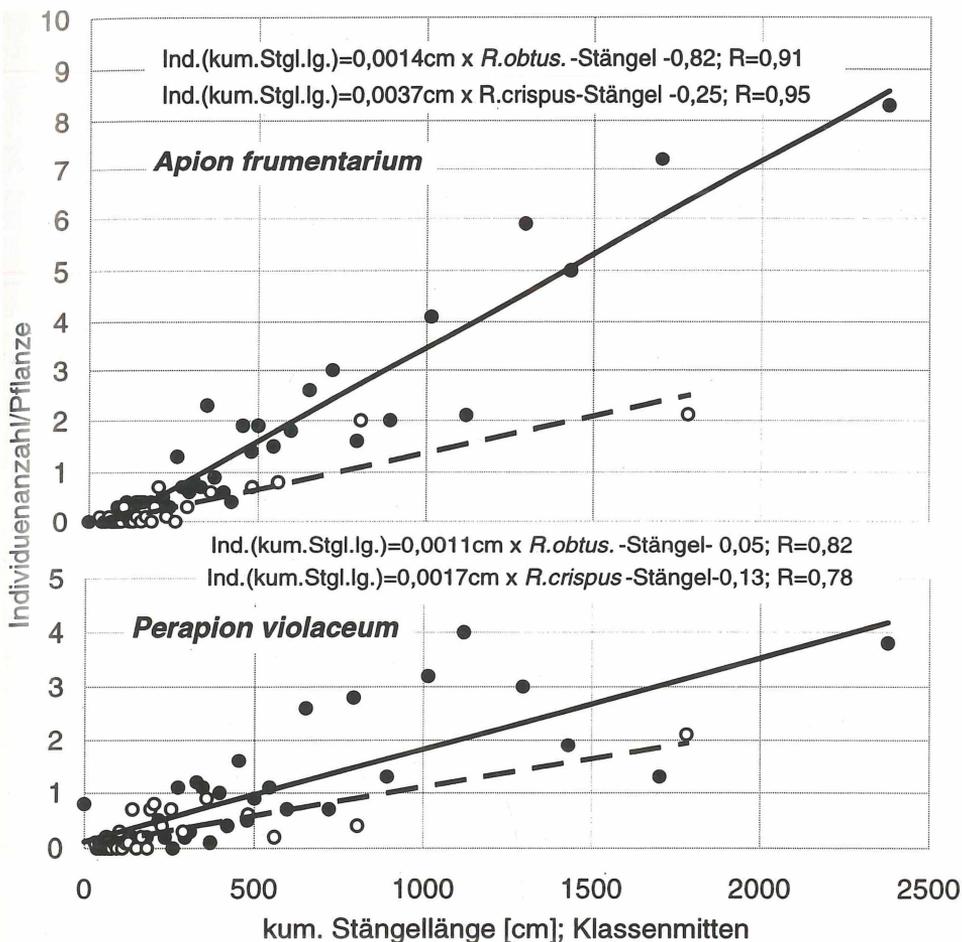


Abb. 13 Korrelation zwischen Stängellänge von *Rumex crispus* (offene Kreise, gestrichelte Regressionsgeraden) resp. *R. obtusifolius* (gefüllte Kreise, durchgehende Regressionsgeraden) und durchschnittlicher Dichte von *Apion frumentarium* (oben) und *Perapion violaceum* (unten). Die Pflanzen wurden nach ihren kumulativen Stängellängen geordnet und zehn aufeinanderfolgende Pflanzen je einer Klasse zugeordnet. (30 Freiheitsgrade; $p = 0,1\%$ bei $R = 0,55$)

schon bei der geringsten Erschütterung oder bei plötzlicher Beschattung fallen, so dass die insgesamt ermittelten Dichten als zu niedrig angesehen werden müssen.

Die weitgehend ausgebliebene Neubesiedlung der Versuchs-Setzlinge in den ersten Jahren lässt auf eine geringe Streckenüberwindung schließen. Die einzigen besiedelten Setzlinge wuchsen in Entfernungen von 2 m und 4 m vom potentiellen Donatorstandort. Schon die 8m entfernten Pflanzen wurden selbst über einen Zeitraum von 2 Jahren nicht besiedelt. Zwar zeigen die Untersuchungen, daß der Käferbefall stark mit der Stängelzahl, -höhe und Blattzahl korreliert ist, weshalb die ausgebliebene Neubesiedlung im ersten Jahr auf die geringe Größe der ausgepflanzten Setzlinge zurückzuführen sein könnte. In den Folgejahren jedoch waren viele der Pflanzen schon blatt- und stängelreich. Falls die Größe der Pflanze ausschlaggebend für die Neubesiedlung sein sollte, so müssten wenigstens einige dieser größeren Pflanzen besiedelt worden sein. Besiedelt wurden jedoch ausschließlich die Pflanzen in der Nähe des Donatorstandortes, obwohl es überwiegend ausgesprochen kleine Pflanzen waren.

Das festgestellte hohe Beharrungsvermögen auch von *Gastrophysa viridula* scheint mit der historisch belegten rasanten Ausbreitung der Art Anfang des Jahrhunderts in Deutschland (HORION 1935, FRANCK 1935, TISCHLER 1937, LINDEMUTH 1945) im Widerspruch zu stehen. Es ist aber denkbar, dass die Art während der Ausbreitung gewisse Mindestdistanzen zurücklegt, bevor sie gezielt Wirtspflanzen aufsucht. Dafür spricht, dass sie sich entlang der Flussläufe ausgebreitet hat, die als Orientierung bei den Schwärmflügen gedient haben könnten. Eine solche doppelte Ausbreitungsstrategie (lokal im Meterbereich, regional im km-Bereich) könnte die hier erzielten Ergebnisse gut mit lokaler Clusterung (lokal Ausbreitung) und Klumpung auf großen Pflanzen (gute Wirtsfindung nach regionaler Ausbreitung) erklären. Für diese Vermutung spricht, dass im Jahr 2003 plötzlich eine Besiedlung großer Teile der Versuchsfläche festgestellt werden konnte, die in keinem geographischen Zusammenhang zu benachbarten, besiedelten Pflanzen stand, wohl aber klar umgrenzte Besiedlungsräume erkennen ließ.

Die Verteilung der beiden Pflanzenarten war im Untersuchungsgebiet heterogen. Ein Grund könnte die unterschiedliche Höhenlage sein. Andererseits nimmt die Bodenfeuchte von der Abbruchkante zur Kuppe des Hügels hin ab. Unterhalb der Abbruchkante ist ein Flutrasen auf Böden mit einem Wassergehalt zwischen 30 und 50 Gewichtsprozent ausgebildet (HOERNES 2001). Auf der Kuppe des Hügels weist der mittlere Wassergehalt dagegen nur zwischen 16 und 20 Gewichtsprozent auf. Nach WILLERDING (1986) und WEHSARG (1954) bevorzugt *R. obtusifolius* eher nährstoffreiche, frische Böden. Außerdem ist bekannt, daß die Art durch starken Betritt zurückgedrängt wird (KUTSCHERA 1960). Im Untersuchungsjahr hielten sich die Rinder häufig zum Ruhen und Schlafen auf dem Hügel auf. Dies scheint zu einem spärlichen Bewuchs mit *Rumex obtusifolius* zu führen. *R. crispus* ist vermehrt an den Stellen zu finden, an denen *R. obtusifolius* abnimmt. Da diese Art auf ähnlichen Böden wie *R. obtusifolius* vorkommt (FITTER et al. 1986), aber weniger trittempfindlich ist, läßt sich das Vorherrschen von *R. crispus* auf dem Hügel und am Rand der Kuhpfade vielleicht auf die intensive Nutzung durch die Rinder zurückführen.

Die untersuchten Pflanzenparameter Stängelzahl, Stängellänge und Blattzahl haben auf die quantitative Verteilung der an den Pflanzen vorkommenden Käfer einen nachweisbaren Einfluß. Schon SCHNELL (1954) stellte fest, daß die Wuchshöhe und die Dichte der Pflanzen die Besiedlungsdichte der Käfer beeinflusst. Als wichtiger Faktor, bezogen auf die Imagines, ist dabei die Blattzahl anzunehmen. Die Dichte der Käfer ist positiv mit der Blattzahl korreliert, was die vorliegenden Untersuchungsergebnisse bestätigen. Der positi-

ve Zusammenhang zwischen der Käferzahl und der kumulativen Stängellänge ist für die Apioninen ebenso zu erkennen. Von herausragender Bedeutung ist dies für die Larvenstadien und die Puppen dieser Arten, die sich in den Stängeln entwickeln. Der Zusammenhang zwischen der Pflanzengröße und der Käferdichte konnte bereits von mehreren Autoren festgestellt werden (z. B. FREEZE 1995, HOPKINS & WHITTAKER 1980). Neben den genannten Faktoren konnte FREEZE (1995) den Stängeldurchmesser als bestimmenden Faktor für die Anzahl der Larven aufzeigen.

FREEZE (1995) untersuchte die Dichten von Larven der Arten *P. violaceum* und *A. frumentarium* in Abhängigkeit von der Pflanzengröße. Dabei stellte er fest, daß die Dichte von *P. violaceum*-Larven viermal höher war als die von *A. frumentarium*-Larven, deren Fraßpositionen in den unteren Zentimetern der Stängel lokalisiert wurden. *A. frumentarium* hatte maximal fünf Individuen pro Stängel aufzuweisen, wohingegen *P. violaceum*, dessen Larven den ganzen Stängel befallen, Dichten von bis zu 15 Individuen erreichte. Die letzte Art hat also eine höhere Larvendichte an größeren Pflanzen als *A. frumentarium*. Der Vergleich der Verhältnisse der Käferarten an den beiden *Rumex*-Arten zeigt, daß auf *R. crispus* die Art *P. violaceum* insgesamt häufiger vorkam als *A. frumentarium*. Erstaunlicherweise war das Auftreten auch von *A. frumentarium* mit der Stängelzahl deutlich weniger gut korreliert als mit der kumulativen Stängellänge. Dies deutet darauf hin, dass die festgestellten Unterschiede der Besiedlungsanteile der beiden Apioninae-Arten zwischen den beiden Ampfer-Arten auf eine unterschiedliche Besiedelbarkeit durch *A. frumentarium* zurückzuführen ist. Dafür spricht auch der deutliche (wenngleich nicht signifikante) Unterschied ($\sim 2,6 \times$) der Regressionskoeffizienten bei *A. frumentarium* (*P. violaceum*: $\sim 1,5 \times$).

Viele Coleopteren sind zwar gut flugfähig, fliegen aber trotzdem selten. Es kommt außerdem oft zu Flügelreduktion, gerade bei den *Curculionidae*, bei denen Flugfähigkeit ein wichtiger Faktor beim Wander- und Ausbreitungsverhalten ist (STEIN 1971). Zwar sind nach STEIN (1972) sowohl *P. violaceum* und *A. frumentarium* als auch *R. pericarpus* flugfähig, um zwischen Sommer- und Winterquartieren zu wechseln, neue Wirtspflanzen suchen sie aber zu Fuß auf. Gravide *Gastrophysa viridula*-Weibchen sind flugunfähig und müssen die Futterpflanzen und Eiablageplätze laufend erreichen (RENNER 1969). Aus diesen Gründen ist es verständlich, daß der Abstand der Pflanzen zueinander von entscheidender Bedeutung für die Ausbreitung der Käfer ist. Außerdem ist nach FRITZ-KÖHLER (1996) die Anzahl der phytophagen Insekten an einer Pflanzenart abhängig von der Verbreitung der Pflanzen. Je mehr potentielle Wirtspflanzen eine Fläche aufweist, desto mehr phytophage Käferarten, aber auch Individuen können dort gefunden werden. Auch wurde in der genannten Arbeit nachgewiesen, daß viele der phytophagen Käferarten bevorzugt an Standorten mit maximalem Deckungsgrad ihrer Entwicklungspflanze auftreten. Der Abstand zwischen den Pflanzen hat daher einen entscheidenden Einfluß auf die Individuendichte an einer Pflanze.

Nach BEGON et al. (1991) beeinflusst auch die Pflanzenarchitektur offensichtlich den Artenreichtum der Lebensgemeinschaft phytophager Insekten. Es ist schwer zu sagen, wieviel davon auf die Pflanzengröße zurückzuführen ist und wieviel auf die Heterogenität der Umwelt und der Ressourcen. Die Parameter der Pflanzenstruktur, die in dieser Arbeit betrachtet wurden, erklären die Verteilung der Käfer auf die Pflanzen nicht vollständig. Auch abiotische Faktoren wie Temperatur, Licht, Luftströmungen und andere Parameter müssen bei der Beurteilung der Verteilung der Käfer berücksichtigt werden.

Typische Störungen auf der Weide sind Verbiß, Vertritt oder partielle Weidepflege

(SCHALITZ & BECKMANN 1998). Es können sich vor allem solche Pflanzen durchsetzen, die eine Beweidung tolerieren, denn ein wichtiger Effekt der Beweidung ist die beständige Reduzierung der Pflanzendecke durch die Weidetiere. Viele Pflanzen können sich nicht bis zur Samenreife entwickeln, weil sie vorher vom Vieh abgefressen werden. Die Pflanzen werden nicht alle gleichmäßig stark abgefressen, da das Vieh ein gewisses Selektionsverhalten zeigt, was verschiedene Pflanzen schont und fördern kann, andere aber in ihrem Wachstum hemmt oder sogar zerstört, so daß sie für die phytophagen Insekten nicht mehr voll nutzbar sind (KNAUER 1993). *Rumex obtusifolius* wird von Rindern, Schafen und Pferden gemieden, ist aber eine favorisierte Futterpflanze von Rotwild (CAVERS & HARPER 1964). Rinder haben ein geringes selektives Fraßverhalten, da sie in hochwüchsigen Beständen ganze Büschel mit der Zunge abrufen. Sie meiden dabei Pflanzen mit giftigen Inhaltsstoffen (*Rumex*-Arten) und Dornen oder bittere Pflanzen (VORMANN 1998). Bei den Untersuchungen zur vorliegenden Arbeit konnte aber immer wieder festgestellt werden, daß die Rinder auch die *Rumex*-Pflanzen nicht schonten. Viele Pflanzen wurden verbissen und die Stängel niedergetreten oder abgerissen. Schon WALTER (1951) teilte mit, daß hochwüchsige Pflanzenarten weideempfindlicher sind. Nach WEHSARG (1954) wird bei Futtermangel auch der Krause Ampfer (*R. crispus*) gefressen, und es wurden sogar schon lebensfähige Samen von *R. obtusifolius* im Viehmist gefunden (CAVERS & HARPER 1964).

Bei ständiger Beweidung kommt es zu einer Begünstigung „weidefester“ Arten, die die dauernde Verstümmelung und den ständigen Vertritt ertragen (KLAPP 1954). Rinder nutzen bei längerem Aufenthalt immer die gleichen Wechsel, sie gehen im „Gänsemarsch“ in einer bestimmten Reihenfolge hintereinander vom Freß- zum Ruheplatz oder zur Tränke. Dabei nutzen sie oft dieselben Pfade, wodurch es zu einer Veränderung im Bodengefüge und in der Pflanzenzusammensetzung an diesen Stellen kommt. Der Boden verfestigt sich, der Niederschlag kann schlechter eindringen, die Stellen sind oft vegetationsfrei oder es herrschen trittfeste Arten vor (NITSCHKE 1994). Im Untersuchungsgebiet dominierte am Ruheplatz der Rinder *R. crispus*, was auf seine geringere Trittempfindlichkeit zurückzuführen ist (WEHSARG 1954). Die Weidetiere bewirken durch Beweidung einerseits und Kot- und Harnausscheidung andererseits eine Umverteilung der Nährstoffe auf der Weide. Die Exkremente werden ungleichmäßig verteilt und konzentrieren sich an Ruhe- und Schattenplätze und um die Tränken herum. An diesen Stellen kann es durch erhöhte Nährstoffkonzentration zu Auswaschungen kommen, und der Gras- und Kräuterwuchs ist gehemmt (NITSCHKE 1994, SCHALITZ & BECKMANN 1998). Am Pfad und am Ruheplatz war der *R. obtusifolius*-Bewuchs gering. *R. crispus* und *R. obtusifolius* kommen nach CAVERS & HARPER (1964) auf allen, außer auf sehr sauren Böden vor und nach SCHALITZ & BECKMANN (1998) zeigen die großen Ampferarten Nährstoffreichtum an und nehmen auf Weiden stark zu. Vermutlich wird *R. obtusifolius* deshalb durch den starken Betritt an dieser Stelle zurückgedrängt.

Alle genannten Einwirkungen durch die Rinder üben einen Effekt auf die Insektenfauna im Untersuchungsgebiet aus. Ständige Beweidung führt zu ständigem Betreten der Grasnarbe, was bodenverdichtend und atmungshemmend ist (KLAPP 1954, TISCHLER 1985). WHITTAKER et al. (1979) beschreiben, daß beispielsweise von *Gastrophysa viridula* die Larven am verwundbarsten gegen Ereignisse wie Überflutung, Mahd oder Beweidung sind. Das zeitliche Zusammentreffen des Ereignisses in der Relation zum Lebenszyklus des Käfers ist entscheidend für das Überleben der Population.

Die Larven und Puppen von *Apion frumentarium* und *Perapion violaceum* entwickeln sich in den Stängeln der Wirtspflanzen. Auch die Larven von *Rhinoncus pericarpus* halten sich bis zur Verpuppung in den pflanzlichen Geweben auf. Die Entwicklung von *Gastrophysa*

viridula und *Hypera rumicis* verläuft fast gänzlich frei auf der Pflanze. Man kann annehmen, daß die genannten Entwicklungsstadien durch die Beweidung mit Rinder stark gefährdet sind. *G. viridula* und *R. pericarpus* verpuppen sich in geringer Bodentiefe in der Umgebung ihrer Wirtspflanzen. Durch die Verfestigung und Verdichtung des Bodens sind auch die Puppen bedroht.

Nach RENKEN (1955) überwintern die meisten Insekten der Vegetationsschicht als Imagines im Boden oder suchen die Bodenoberfläche auf. *G. viridula* überwintert in 5 - 15 cm Bodentiefe (Kapitel 3.2.) und wird vermutlich nicht so stark durch den Vertritt beeinträchtigt. Die meisten Curculioniden überwintern an den Nährpflanzenstandorten im Boden (KIPPENBERG 1981), unter Laub oder Ähnlichem (KOCH 1967). Da *A. frumentarium* und *P. violaceum* ihr Winterlager meist ab September aufsuchen und sich die Rinder zu dieser Zeit noch auf der Weide aufhalten, birgt der Vertritt auch für die adulten Käfer eine Gefährdung. *H. rumicis* überwintert nach RENKEN (1955) in der Streuschicht oder in bodenfernen Quartieren wie verlassenen Nestern, nach KOCH (1967) in Laub und Grasbüscheln.

Zusammenfassung

Auf einer ca. 1,2 ha großen Teilfläche des Projektgebietes wurden alle aufgefundenen 699 Ampfer-Pflanzen (*Rumex obtusifolius*: n = 380; *R. crispus*: n = 319) mittels quantitativer Zählung auf den Befall mit *Apion frumentarium* (n = 730), *Perapion violaceum* (n = 515), *Gastrophysa viridula* (n = 299) und *Rhinoncus pericarpus* (n = 77) und auf ihre Wüchsigkeit (Stängellänge, Blattanzahl) untersucht. Nicht näher untersucht wurde *Hypera rumicis* (n = 17).

Für ein Besiedlungsversuch wurden unbefallene Pflanzen der beiden *Rumex*-Arten in logarithmischen Abständen zu den nächsten befallenen Pflanzen zu Beginn der Vegetationsperiode 2000 ausgepflanzt (7 Parallelen). Nur auf wenigen Pflanzen in geringen Abständen zu besiedelten Pflanzen wurden nach 2 Jahren Käfer aufgefunden. Das Ausbreitungsvermögen ist somit in der Regel als gering einzustufen. Im dritten Jahr konnte eine großflächige Besiedlung festgestellt werden. Es werden daher 2 Ausbreitungsstrategien angenommen.

Alle Käfer-Arten zeigten eine signifikante Korrelation mit der Blattanzahl, die Apioninen zudem auch zur kumulativen Stängellänge. Die Besiedlung der Pflanzenarten unterschied sich nicht, wenn man die unterschiedliche Wüchsigkeit berücksichtigt.

Summary

On a 1.2 ha large area all 699 dock plants (*Rumex obtusifolius*: n = 380; *R. crispus*: n = 319) were investigated concerning cumulative stem length, number of leaves, abundance of *Apion frumentarium* (n = 730), *Perapion violaceum* (n = 515), *Gastrophysa viridula* (n = 299) and *Rhinoncus pericarpus* (n = 77). *Hypera rumicis* (n = 17) also occurred in the area, but was omitted due to the low abundance.

Dock-plants of both species, which were not infected by beetles, were planted in logarithmic distances from the next infected plants with 7 replicates at each distance class in 2000. Colonisation of these plants were investigated in the following years. No colonisation was observed in 2000, plants in a maximum distance of 4 m were colonised till 2002. Thus,

the dispersal potential of the beetles seem to be very low. In the third year large parts of the investigation-area were colonised. Probably there are two types of dispersal-strategies. All beetle species show a significant correlation with the number of leaves; the apionin species additionally correlate with the cumulative stem length. The two plant species did not significantly differ in the abundance of beetles if the specific growth is regarded.

Literatur

- BEGON, M., HARPER, J. L. & TOWNSEND, C. R. (1991): Ökologie. Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften. Birkhäuser Verlag, Basel.
- BEHNE, L. (1994): Apioninae. In: FREUDE, H., HARDE, K. W., LOHSE, G. A. (Hrsg.) Die Käfer Mitteleuropas 14, Goecke & Evers, Krefeld, 184 - 222.
- CAVERS, P. B. & HARPER, J. L. (1964): *Rumex obtusifolius* L. and *R. crispus* L. J. of Ecol. 52, 737 - 766.
- DIECKMANN, L. (1977): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera - Curculionidae (Apioninae). Beitr. Ent. 27, 7 - 143.
- ENGEL, H. (1956): Beiträge zur Lebensweise des Ampferblattkäfers (*Gastrophysa viridula* Deg.). Z. angew. Ent. 38, 322 - 354.
- FITTER, R., FITTER, A. & BLAMEY, M. (1986): Pareys Blumenbuch. 2. Aufl., Parey Verlag, Hamburg/Berlin.
- FRANK, P (1935): Zur Verbreitung von *Gastroidea viridula* Deg. in Deutschland in älterer und neuerer Zeit. Ent. Bl. 31, 51-55.
- FREEZE, G. (1995): Structural refuges in two stem-boring weevils on *Rumex crispus*. Ecol. Ent. 20, 351-358.
- FRITZ-KÖHLER, W. (1996): Blatt- und Rüsselkäfer an Ackerunkräutern. Ökologie und Biogeographie in Mitteldeutschland und Untersuchungen an ungespritzten Ackerrandstreifen. Agrarökologie 19, 1-138.
- HEIDEL, E. (1995): Der Einfluß der Temperatur und der Photoperiode auf Entwicklung und Stoffwechselintensität des Ampferblattkäfers (*Gastroidea viridula* Deg.). Diplomarbeit, Universität Kiel.
- HILTERHAUS, V. (1965): Biologisch-ökologische Untersuchungen an Blattkäfern der Gattung *Lema* und *Gastroidea* (Chrysomelidae, Col.). Ein Beitrag zur Agrarökologie. Dissertation, Universität Kiel.
- HOERNES, U. (2001): Räumliche Verteilung epigäischer Carabiden in einer halboffenen Weidelandschaft in Abhängigkeit von Nutzung und Standortparametern. Auswertung der Fänge von Barberfallen und bodenkundlichen Daten. Diplomarbeit, Universität Kiel.
- HOPKINS, M. J. G. & WHITTAKER, J. B. (1980): Interactions between *Apion* species (Coleoptera: Curculionidae) and Polygonaceae. II. *Apion violaceum* Kirby and *Rumex obtusifolius* L. Ecol. Ent. 5, 241 - 247.
- HORION, A. (1935): Nachtrag zur Fauna Germanica. Die Käfer des Deutschen Reiches von E. Reitter. H. Goecke, Krefeld.
- KIPPENBERG, H. (1981): 93. Familie Curculionidae. In: FREUDE, H., HARDE, K. W. & LOHSE, G. A. (Hrsg.) Die Käfer Mitteleuropas 10, Goecke & Evers, Krefeld, 102 - 106.
- KIPPENBERG, H. (1983): Unterfamilie Hylobiinae. In: FREUDE, H., HARDE, K. W. & LOHSE, G. A. (Hrsg.) Die Käfer Mitteleuropas 11, Goecke & Evers, Krefeld, 121 - 157.
- KLAPP, E. (1954): Wiesen und Weiden. Behandlung, Verbesserung und Nutzung von Grünlandflächen. 2. völlig neugestalt. Aufl. Paul Parey, Berlin/Hamburg.
- KNAUER, N. (1993): Ökologie und Landwirtschaft. Situation - Konflikte - Lösungen. Ulmer,

Stuttgart.

- KOCH, K. (1967): Beitrag zur Biologie und Ökologie der rheinischen Rüsselkäfer. *Decheniana* 120, 135 – 223.
- KUTSCHERA, L. (1960): Wurzelatlas mitteleuropäischer Ackerunkräuter und Kulturpflanzen. DLG-Verlags-GmbH, Frankfurt/a. M.
- LINDEMTUH, K. (1945): Massenaufreten in den letzten Jahren in der Provinz Schleswig-Holstein. *Ent. Bl.* 41-44,113.
- LOHSE, G. A. (1983): 28. Unterfamilie Ceutorhynchinae. In: FREUDE, H., HARDE, K. W. & LOHSE, G. A. (Hrsg.) *Die Käfer Mitteleuropas* 11. Goecke & Evers, Krefeld, 171-180.
- LOZÁN, J. (1992): *Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler.* (Pareys Studentexte 74) Parey, Hamburg, 237 S.
- MOHR, K.H. (1966): Familie Chrysomelidae. In: FREUDE, H., HARDE, K. W. & LOHSE, G. A. (Hrsg.) *Die Käfer Mitteleuropas* 9, Goecke & Evers, Krefeld, 95 – 280.
- MÜHLE, E. (1941): Über ein starkes Schadaufreten des Ampferblattkäfers. *Die kranke Pflanze* 18, 100ff.
- MÜHLENBERG, M. (1993): *Freilandökologie.* 3. überarb. Aufl. Quelle & Meyer, Heidelberg.
- NITSCHKE, S. & L. (1994): Extensive Grünlandnutzung. In: JEDICKE, E. (Hrsg.) Neumann Verlag, Radebeul.
- NÖTZOLD, R. (2004): Das Naturschutzkonzept „halboffene Weidelandschaft“ im Eidertal. *Faun.-Ökol. Mitt. Suppl.* 31.
- REITTER, E. (1916): *Fauna Germanica. Die Käfer des Deutschen Reiches.* 5. Band., K. G. Lutz' Verlag, Stuttgart.
- RENKEN, W. (1955): *Untersuchungen über Winterlager der Insekten.* Dissertation, Universität Kiel.
- RENNER, K. (1969): *Zur Ernährungs- und Fortpflanzungsbiologie von *Gastroidea viridula* Deg.* Dissertation, Universität Bonn.
- RENNER, K. (1970): Die Zucht von *Gastroidea viridula* Deg. (Col., Chrysomelidae) auf Blättern und Blattpulversubstraten von *Rumex obtusifolius* L. *Z. angew. Ent.* 65, 131 – 146.
- SCHALITZ, G. & BECKMANN J. (1998): Ökologische Aspekte extensiver Weidehaltung und Überlegungen zu Bewertungsansätzen. *ZALF Berichte* 33, 79 – 99.
- SCHNELL, W. (1954): *Biozoenotische Untersuchungen über Rüsselkäfer der Leguminosenkulturen.* Ein Beitrag zur Agrarökologie. Dissertation, Universität Kiel.
- SMITH, R. W. & WHITTAKER, J. B. (1980 a): The influence of habitat type on the population dynamics of *Gastrophysa viridula* Degeer (Coleoptera: Chrysomelidae). *J. Animal Ecol.* 49, 225 – 236.
- SMITH, R. W. & WHITTAKER, J. B. (1980 b): Factors affecting *Gastrophysa viridula* populations (Coleoptera: Chrysomelidae) in different habitats. *J. Animal Ecol.* 49, 537 – 548.
- STEIN, W. (1971): Ausbreitungs- und Wanderverhalten von Curculioniden. In: DEN BOER, P. J. (ed.) *Dispersal and dispersal power of carabid beetles.* *Miscell. Papers* 8, Landbouwhogeschool, Wageningen, 111 - 117.
- STEIN, W. (1972): *Untersuchungen zum Flugverhalten von Curculioniden.* *Z. angew. Ent.* 71, 368 – 375.
- TISCHLER, W. (1937): *Zum Vorkommen zweier Käferarten in Schleswig-Holstein.* *Schrift. Naturw. Ver. Schlesw.-Holst.* 22, 507-508.
- TISCHLER, T. (1985): *Freiland-Experimentelle Untersuchungen zur Ökologie und Biologie phytophager Käfer (Coleoptera: Chrysomelidae, Curculionidae) im Litoral der Nordseeküste.* *Faun.-Ökol. Mitt. Suppl.* 6, 1-180.
- VORMANN, M. (1998): *Auswirkungen einer extensiven Beweidung von Feuchtgrünland des westlichen Münsterlandes auf Vegetation, Ertrag, Futterqualität und Lebendgewicht der Weidetiere.* Dissertation, Universität Bonn.

- WAGNER, H. (1939): Monographie der paläarktischen Ceuthorrhynchinae (Curcul.). *Rhinoncina* Wagn. Entomol. Bl. 35, 31 - 37, 202 - 208, 245 - 252, 276 - 281.
- WAGNER, H. (1942): Über das Sammeln von Ceuthorrhynchinen. Koleopterologische Rundschau 28, 1-17.
- WALTER, H. (1951): Grundlagen der Pflanzenverbreitung. Einführung in die Pflanzengeographie. Einführung in die Phytologie. Band 3. Ulmer, Stuttgart/Ludwigsburg.
- WEHSARG, O. (1954): Ackerunkräuter. Biologie, Allgemeine Bekämpfung und Einzelbekämpfung. Akademie-Verlag, Berlin.
- WHITTAKER, J. B., ELLISTONE, J. & PATRICK, C. K. (1979): The dynamics of a chrysomelid beetle, *Gastrophysa viridula*, in hazardous natural habitat. J. animal ecol. 48, 973 - 986.
- WILLERDING, U. (1986): Zur Geschichte der Unkräuter Mitteleuropas. Wachholtz Verlag, Neumünster.

Anschrift der Verfasser:

Dr. Rolf Nötzold
Hökerweg 1
D-23717 Sagau

Tanja Wagner
Ökologie-Zentrum
der Universität
Olshausenstraße 10
D-24098 Kiel

Räumliche Verteilung epigäischer Carabiden in einer halboffenen Weidelandschaft in Abhängigkeit von Nutzung und Standortparametern

von Ursula Hoernes und Ulrich Irmeler

1 Einleitung und Fragestellung

Das Vorkommen von Laufkäfern ist eng an spezifische Umweltbedingungen mit bestimmten Kombinationen von Bodeneigenschaften und Vegetationsstrukturen gebunden. Sie besiedeln terrestrische Ökosysteme in großen Arten- und Individuenzahlen (MÜLLER-MOTZFELD 1989a) und können aufgrund ihrer hohen Mobilität schnell und differenziert auf Schwankungen von Umweltfaktoren in ihren Lebensräumen reagieren (TRAUTNER 1994, GRUSCHWITZ 1981, ZULKA 1996). Somit eignen sich Angehörige der Familie der Laufkäfer sehr gut als Bioindikatoren. Laufkäfer sind als Indikatorgruppe des Feuchtgrünlandes in Schleswig-Holstein hinreichend untersucht worden und sind aus diesem Grunde zur Bewertung von Eingriffs- und Pflegemaßnahmen geeignet (HELLER & IRMLER 1997).

In einer großen Anzahl von Freilanduntersuchungen wurde die Korrelation des Vorkommens zahlreicher Carabidenarten mit bestimmten Bodenparametern wie beispielsweise Wassergehalt, Sandgehalt und pH-Wert nachgewiesen (IRMLER 2000, IRMLER et al. 1998, HELLING 1994, HEYDEMANN 1955). Laborversuche legen nahe, daß es sich hierbei um Präferenzen handelt (THIELE 1977, PAJE & MOSSAKOWSKI 1984, WASNER 1977). Neben den oben genannten Faktoren spielen bei der Habitatwahl der Carabiden noch eine ganze Reihe weiterer abiotischer und biotischer Faktoren wie zum Beispiel die Lichtintensität, Temperatur, Luftfeuchtigkeit, Vegetationshöhe und Humusgehalt eine wichtige Rolle (HELLING 1994).

Man kann davon ausgehen, daß auch landwirtschaftliche Weidenutzung einen Einfluß auf die Carabidenzönosen hat. Die bereits vorliegenden Untersuchungen kommen hier zu unterschiedlichen Ergebnissen, u.a. dadurch, daß die direkten Effekte der Beweidung sehr unterschiedlich gemessen wurden, und aus diesem Grund nicht vergleichbar sind (IRMLER et al. 1998, DENNIS et al. 1997, KRÜPER 1995, KLIEBER et al. 1995, MÜLLER 1989, TIETZE 1985).

Im Untersuchungsgebiet „Weidelandschaft Eidertal“ liegen sowohl Niedermoorböden des Flußtals, als auch mineralische Böden der Talrandlagen eng miteinander verzahnt vor. Diese kleinräumig unterschiedlichen Standorteigenschaften legen die Vermutung nahe, daß auch die Carabidenarten einem kleinräumigen Verteilungsmuster unterliegen.

Ziel dieser Arbeit ist es, die regionaltypischen Abhängigkeiten der Arten von bestimmten Bodenparametern und Nutzungsweisen aufzudecken und ihre daraus resultierende räumliche Verteilung zu dokumentieren. Anhand dieser Ergebnisse kann das natürliche Potential eines Gebietes eingeschätzt und Empfehlungen zu Naturschutzmaßnahmen

gegeben werden.

In diesem Zusammenhang sollen folgende Fragestellungen beantwortet werden:

- Welche sind die wichtigsten ökologischen Parameter für die Verteilung der epigäischen Carabidensynusien in einem norddeutschen Flußtal?
- Wie stark ist die kleinräumige Verteilung der Carabidenarten an die gemessenen Bodenparameter gebunden?
- Welchen Einfluß haben die unterschiedlichen Nutzungsweisen auf die Zönosen?
- Welche Nutzungsweise ist im Hinblick auf den Schutz gefährdeter Carabidenarten für das Projektgebiet zu empfehlen?
- Welche Zielarten können im Hinblick auf die Erfolgskontrolle der Naturschutzmaßnahmen des Feuchtwiesenmanagements im Untersuchungsgebiet definiert werden?

2 Material und Methoden

2.1 Erfassungsmethoden

Zur Erfassung der epigäischen Carabidae wurden Bodenfallen eingesetzt. Als Fanggefäße dienten Gläser mit einer Öffnungsweite von 5,6 cm und einer Höhe von 13,0 Zentimetern. Als Fangflüssigkeit wurde vierprozentige Formaldehyd-Lösung mit dem Entspannungsmittel Agepon verwandt. Jede Falle war mit einer 20 x 20 cm großen durchsichtigen Plexiglasscheibe als Regenschutz abgedeckt, die durch zwei Stützen aus Zinkblech in ca. 5 cm Höhe über dem Fanggefäß gehalten wurde. Gegen die Einflüsse der Weidetiere wurden die Fallen durch zwei U-förmige Rundstahl-Streben geschützt, die überkreuz aufgestellt und mit Hilfe von Draht verbunden wurden. Dieses Stahlkreuz wurde noch zusätzlich mit Stacheldraht umwickelt.

Der Untersuchungszeitraum erstreckte sich von Mai bis einschließlich September. Die Fallen wurden zweiwöchentlich gewechselt, so daß Proben von insgesamt 11 Fangperioden vorliegen. Bei der Auswertung wurden Ausfälle von Einzelfallen berücksichtigt.

Die Bodenfallen wurden auf allen drei Untersuchungsflächen in Form eines annähernd regelmäßigen Rasters (Meßnetze) aufgestellt, das sich ausgehend vom mineralischen Talrand bis hin zum Eiderufer erstreckte. Die Fallenzahl der Raster auf den drei Untersuchungsflächen betrug 32 (Brache), 29 (Extensivweide) und 24 (Intensivweide) (Abb. 1).

Jede größere Vegetationseinheit innerhalb eines Fallenrasters wurde mit mindestens drei Fallen beprobt, um die dort charakteristischen Artengemeinschaften erfassen zu können. Nach DUELLI et al. (1990) bringt die Verwendung von 4 statt 3 Bodenfallen bei Untersuchungen von Laufkäfern in naturnahen Habitaten bezogen auf die Artenzahl nur 7- 8 % zusätzlichen Erkenntnisgewinn. Daher kann angenommen werden, daß sich die Anzahl der verwendeten Fallen dafür eignet, nahezu alle in den beprobten Habitattypen vorkommenden Arten zu erfassen.

Die Laufkäfer wurden nach FREUDE et al. (1976), LOMPE (1989), MÜLLER-MOTZFELD (1989b) und ASSMANN et al. (1998) bestimmt.

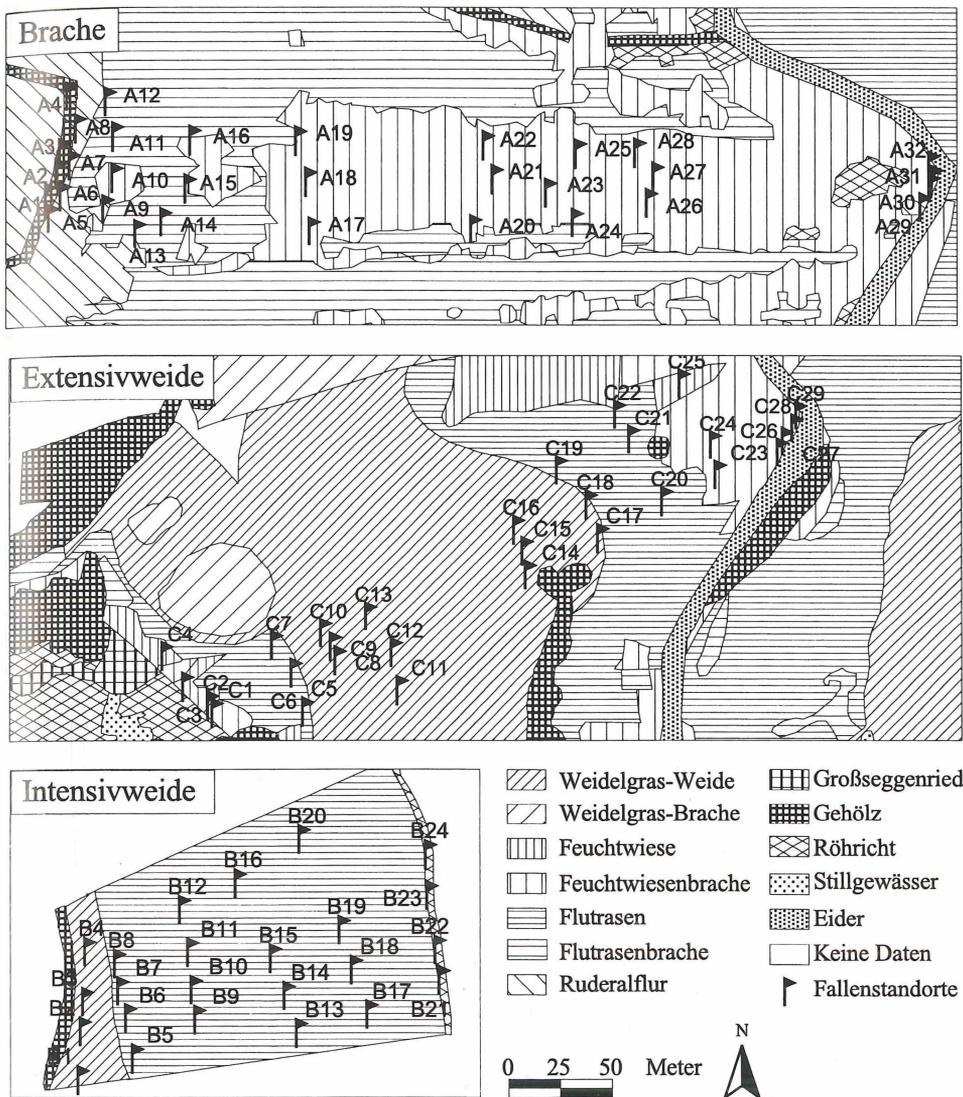


Abb. 1: Übersicht über Vegetation und Fallenstandorte auf Brache, Extensivweide und Intensivweide

2.2 Messung der Standortfaktoren

Die Bodenfeuchte des humosen Oberbodens aller Fallenstandorte wurde nach SCHEFFER (1992) während des Fangzeitraumes monatlich gemessen. Die Wechselfeuchte drückt das Ausmaß der Wassergehaltsschwankungen des Bodens an den Fallenstandorten im Laufe der Untersuchungsperiode aus, sie wurde als Standardabweichung der fünf Wassergehaltsmessungen berechnet.

Zur Analyse der Korngrößen wurden Bodenproben aller Fallenstandorte getrocknet, leicht gemörsert und jeweils 10g Feinerde (Fraktion < 2mm) eingewogen. Um organische Bestandteile des Bodens zu entfernen, die die mineralischen Bodenpartikel aggregieren und verkleben, wurden die Proben mit konzentriertem Wasserstoffperoxid oxidiert. Im Anschluß wurden die in den Proben enthaltenen Carbonate und Sesquioxide durch 10 M Salzsäure (HCl) zerstört (auf 40 ml Probe 1 ml HCl). Um die Bodenbestandteile vor erneuter Verklumpung zu schützen, wurden zu einem Probenvolumen von ca. 100 ml 25 ml Natrium-tetra-pyrophosphat (0,25 M) hinzugegeben und diese Mischung zwei Stunden in einem Schwenkapparat geschüttelt. Von den Kornfraktionen des Bodens wurde ausschließlich der Anteil der Sandfraktion (2000 µm- 63 µm Durchmesser (Ø)) bestimmt. Die Anteile von Grob-, Fein- und Mittelsand wurden durch eine Siebung unter Wasserzufuhr getrennt. Die Kornfraktionen wurden anschließend bei 105°C getrocknet und gewogen.

Der Humusgehalt wurde nach SCHLICHTING et al. (1995) gemessen. Feinerde wurde in Portionen von jeweils fünf Gramm in Porzellantigel eingewogen und über Nacht bei 105°C getrocknet. Anschließend wurden die Proben im Exsikkator ausgekühlt und dann gewogen. Die organische Substanz der Proben wurde bei 550°C im Muffelofen verglüht, die Proben zum Trocknen in den Exsikkator überführt und erneut gewogen. Pro Fallenstandort wurden zwei Parallelmessungen des Humusgehaltes durchgeführt.

Die pH-Werte der einzelnen Standorte wurden an frischen Mischproben bestimmt. Die Messungen wurden nicht wie in der bodenkundlichen Praxis üblich in Calciumchlorid-Lösung, sondern in bidestilliertem Wasser vorgenommen. Diese Methode wurde ausschließlich aus Gründen der Vergleichbarkeit mit Messungen aus vorangegangenen Untersuchungen im Untersuchungsgebiet gewählt.

2.3 Auswertungsmethoden

Mit Dominanz wird die prozentuale Häufigkeit einer Art an der Gesamtheit der Artengemeinschaft bezeichnet. Die Einteilung der Dominanzen in fünf Klassen erfolgte nach HEYDEMANN (1960): eudominant: 100-30%, dominant: 29,9-10%, subdominant: 9,9-5%, rezent: 4,9-1%, subrezent: 0,9-0%.

Die exakten Standorte der Bodenfallen wurden mit Hilfe eines DGPS-Gerätes (Differential Global Positioning System) ermittelt. Für das Projektgebiet „Weidelandschaft Eidertal“ lag bereits eine Vegetationskarte in digitaler Form vor (GRANKE 2000, HOPPE 2000), die als Grundlage für die vegetationskundliche Auswertung und Einschätzung der Fallenstandorte diente (Abb. 1).

Die Ordination wurde mit dem Programm „CANOCO® for Windows, Version 4.0“ nach BRAAK & SMILAU (1997) durchgeführt. Die Korrespondenzanalyse wurde als „detren-

ded correspondence analysis“ (DCA) verwendet, eine Variation der CA, bei der die zwei Hauptfehler der Korrespondenzanalyse (Kompression der End-Achsenabschnitte, Quadrat-Beziehung der zweiten zur ersten Achse) eliminiert sind (TER BRAAK 1987). Die Trendentfernung der DCA wurde in Abschnitten vorgenommen (detrended by segments). Bei den Berechnungen fand keinerlei Gewichtung oder Eliminierung von Datensätzen statt. Außerdem wurde mit Hilfe dieses Programmes die Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) durchgeführt, wobei keine Transformation der Daten oder Gewichtung oder Elimination vorgenommen wurde.

Bei der Clusteranalyse wurde als Fusionsregel das „Unweighted Pair-Group Average“ verwendet. Diese Methode berechnet die Distanz zwischen zwei Clustern als mittlere Distanz zwischen allen Paaren von Objekten aus den zwei verschiedenen Clustern. Diese Methode eignet sich besonders dann, wenn die Objekte natürliche „Klumpen“ bilden (StatSoft, 1996). Als Distanzmaß diente die prozentuale Ähnlichkeit der Einzelstandorte. Gruppierungskriterium bei den Clusteranalysen waren die Ähnlichkeiten im Artenbestand.

Die Berechnung des Renkonen-Index, der die Übereinstimmung der Dominanzen zwischen zwei Untersuchungsgebieten beschreibt, wurde nach MÜHLENBERG (1993) vorgenommen.

Der Korrelationskoeffizient nach Spearman mißt den Grad der Übereinstimmung von Rangfolgen und kann die Abhängigkeit der Variablen X und Y in einer bivariaten Population aufzeigen. Voraussetzung ist, daß für die betrachteten Variablen mindestens eine Ordinalskala (Rangordnungsskala) vorliegt (GIBBONS & CHAKRABORTI 1992).

Die Varianzanalyse (ANOVA) wurde angewendet, um die Signifikanz von Mittelwertsdifferenzen zu überprüfen. Als post hoc-Testverfahren diente der Least-Significance-Difference-Test (LSD-Test) dazu, die Übereinstimmung der Standortparameter verschiedener Standortgruppen zu vergleichen.

Zur statistischen Überprüfung von kleinräumigen Verteilungsmustern der Carabiden wurde der G-Test verwendet. Konventionell dient der G-Test dazu, die Homogenität von verschiedenen Stichproben zu untersuchen (SOKAL & ROHLF 1969, KÖHLER et al. 1996). Zur Analyse der räumlichen Verteilung mittels des G-Tests wurden Hypothesen zu Verteilungsmustern verschiedener Carabidenarten definiert. Dazu wurden die Fallenstandorte einzelner (oder aller) Untersuchungsflächen zu (meist im räumlichen Zusammenhang stehenden) Gruppen (A, B, etc.) zusammengefaßt. Für diese Gruppen wurden bezüglich der dort gefangenen Individuenzahlen Gültigkeitsregeln festgelegt.

Der zusammenfassende G-Wert (G-pooled) ermöglicht die Überprüfung, ob die untersuchten Arten sich auf die gewählten Standortgruppen gleich verteilen, wie in der 1:1-Hypothese angenommen, oder ob sie von einer Gleichverteilung stark abweichen. Signifikante Werte von G-pooled bedeuten, daß die in den Teilhypothesen verglichenen Standortpaare alle in der gleichen Richtung voneinander abweichen und diese Abweichung nicht zufällig ist. Ein nicht signifikantes G-pooled bedeutet, daß die miteinander verglichenen Standortpaare in verschiedener Richtung voneinander abweichen.

Die Heterogenität (GH) beschreibt im Normalfall das Maß, in dem verschiedene Probenreihen voneinander abweichen. Bei der besonderen Verwendungsweise des G-Tests in

dieser Arbeit zeigt der GH -Wert, ob die Standortpaare im Vergleich stark voneinander abweichen. Zur Bestätigung einer Hypothese ist ein möglichst hoher GH -Wert nötig, dieser zeigt an, daß die Einzelvergleiche einander ähnlich sind.

Da der G-Test sich für den einfachen Vergleich von nur zwei Standortgruppen nicht eignet, wurde für solche Berechnungen der Mann-Whitney U-Test verwandt (STATSOFT 1996).

3 Ergebnisse

3.1 Bodenuntersuchung

Die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen sowie eine Übersicht über die Vegetation an allen Fallenstandorten sind in Abb. 2 bis Abb. 5 dargestellt. An den untersuchten Standorten konnte eine starke Korrelation zwischen den gemessenen Bodenparametern Wassergehalt, Sandgehalt und Humusgehalt festgestellt werden. Mit einem hohen Wassergehalt ging stets ein niedriger Sandgehalt und ein hoher Humusgehalt einher. Der pH-Wert ließ keine signifikante Korrelation zu einem der anderen Bodenparameter erkennen.

Im Talrandbereich sowie auf dem mineralischen Hügel der Extensivweide wurden nur geringe Wassergehalte gemessen. Die Böden dort hatten verglichen mit den benachbarten Niederungsstandorten hohe Sandgehalte und niedrige Humusgehalte. Die pH-Werte lagen zumeist im sauren Bereich.

In den Niederungsbereichen der Flußaue, am Flußufer selbst und an dem Teichufer der Extensivweide wurden die höchsten Wassergehalte gemessen. Dort lagen organische bis anmoorige Böden mit geringen Sandgehalten vor. Die pH-Werte dieser Böden lagen im schwach bis stark sauren Bereich.

An den Standorten des Flußufers wurden die höchsten Wassergehalte festgestellt, die besonders starken Schwankungen unterlagen. Auf der Intensivweide sind diese Standorte jedoch trockener als benachbarte Niederungsstandorte, da das Ufer dort aufgrund von Aufschüttungen leicht erhöht liegt. Die Uferstandorte wiesen aufgrund der Flußablagerungen durchgehend höhere Sandgehalte auf als direkt benachbarte Standorte.

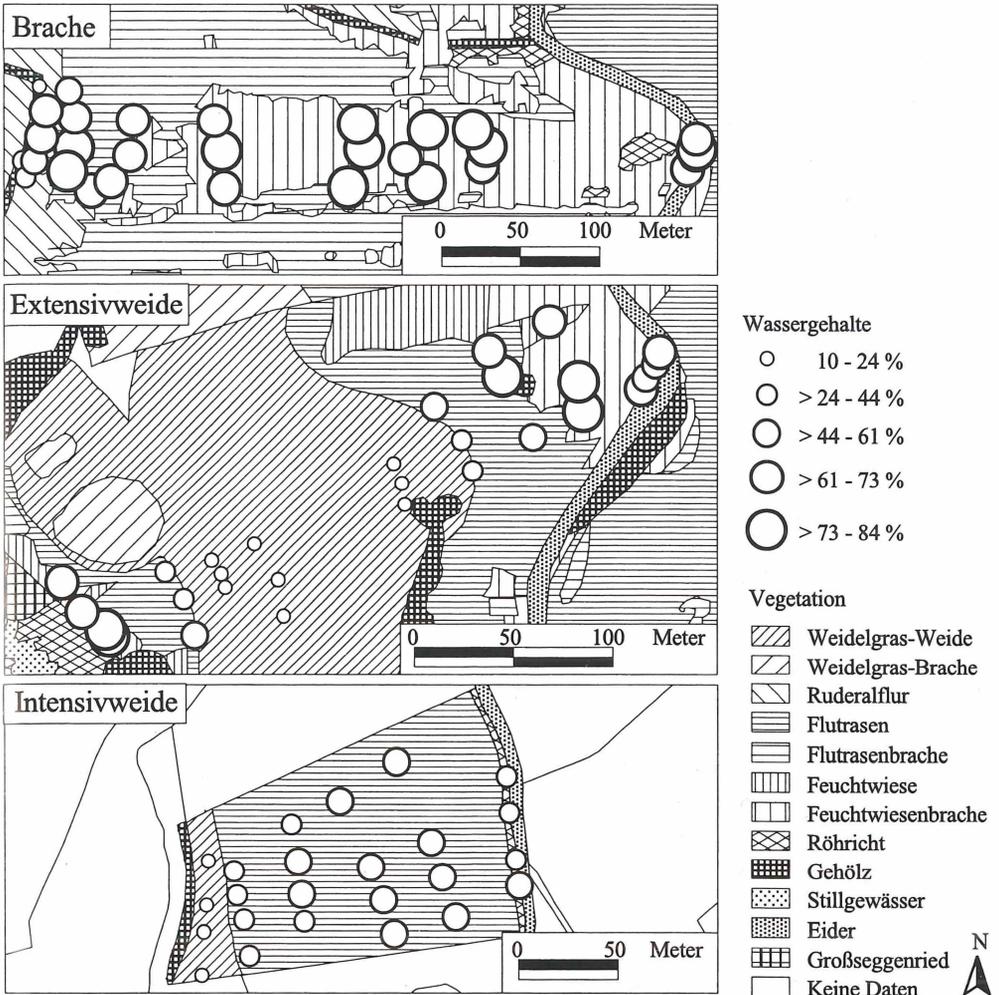


Abb. 2: Mittlere Wassergehalte (Gew.-%) an den Fallenstandorten der drei Untersuchungsflächen.

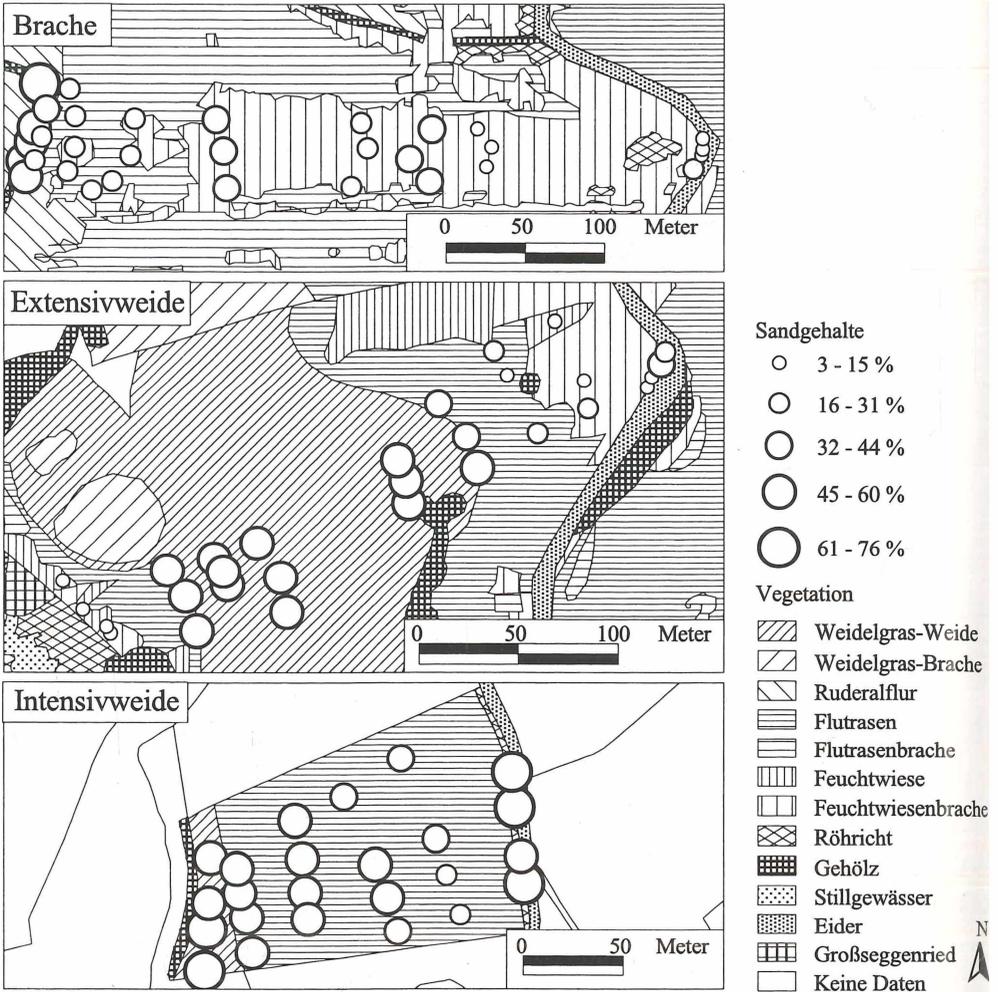


Abb. 3: Verteilung der in Schleswig-Holstein gefährdeten bzw. potentiell gefährdeten Arten auf die drei Untersuchungsflächen. Um die Individuenzahlen der drei Flächen vergleichen zu können, wurden sie auf eine Falle umgerechnet.

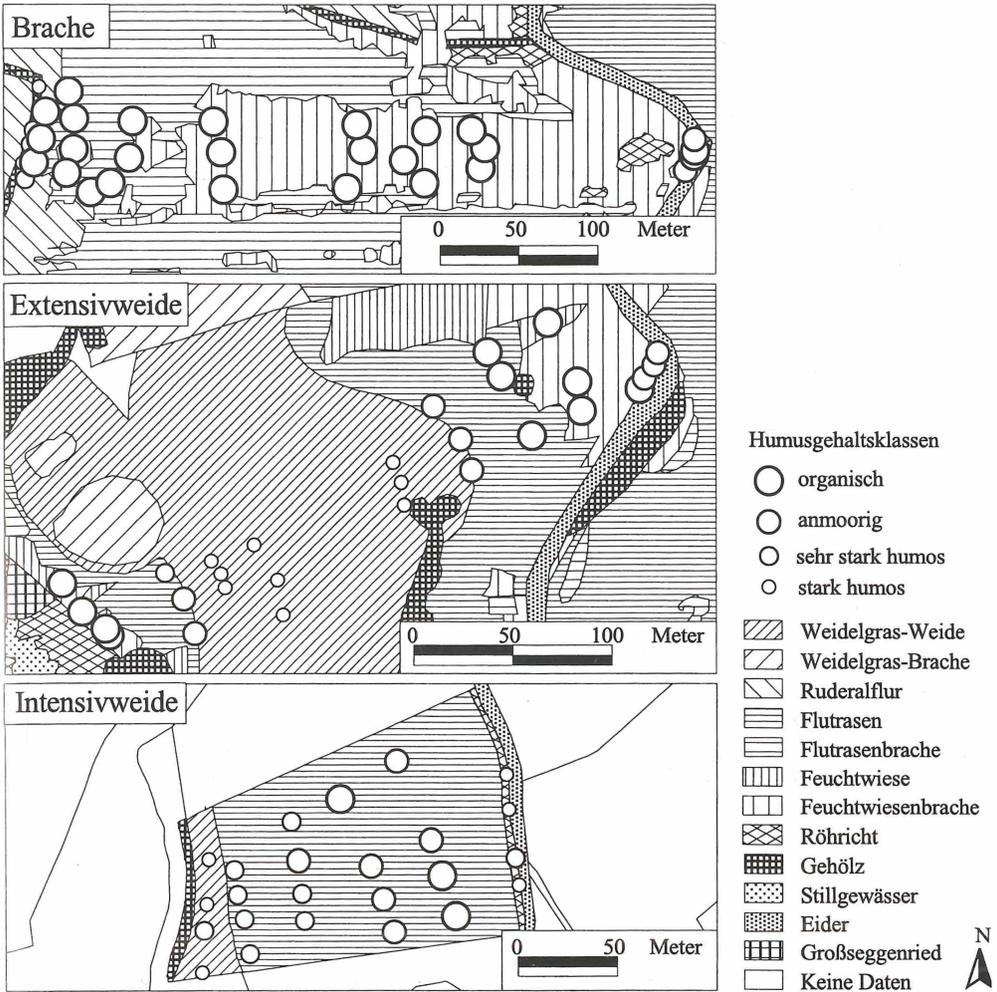


Abb. 4: Humusgehaltsklassen an den Fallenstandorten der drei Untersuchungsflächen. Die Klassifizierung erfolgte nach

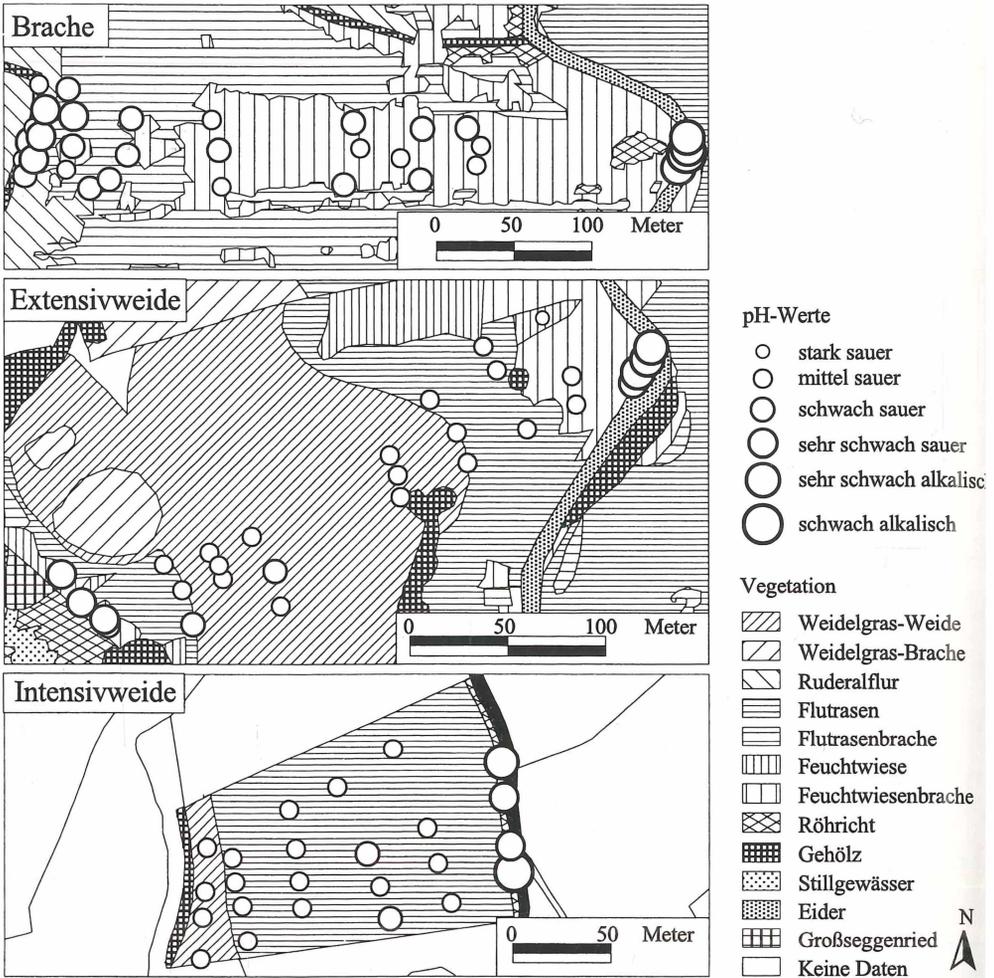


Abb. 5: pH-Werte an den Fallenstandorten der drei Untersuchungsflächen

3.2 Struktur der Carabidensynusien

Es wurden insgesamt 9317 Laufkäfer, verteilt auf 75 Arten aus 20 Unterfamilien, nachgewiesen. In Tab. 1 sind alle im Rahmen der Untersuchung erfaßten Laufkäfer aufgeführt. Die Nomenklatur der Carabiden in der vorliegenden Arbeit richtet sich nach der aktuellen Roten Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands von TRAUTNER et al. (1996).

Tab. 1: Artenliste der Carabiden des gesamten Untersuchungsgebietes mit Angaben zum Gefährdungsgrad nach der Roten Liste Schleswig-Holsteins (SH) und Deutschlands (D) und zur Anzahl der insgesamt gefangenen Tiere (ANZ) sowie Anzahl auf Brache (BRA), Extensivweide (EXT) und Intensivweide (INT). Erläuterungen im Text.

| Artname | Autor | SH | D | ANZ | BRA | EXT | INT |
|----------------------------------|---------------------|----|----|------|-----|-----|-----|
| <i>Acupalpus exiguus</i> | Dejean, 1829 | p | 3 | 104 | 80 | 23 | 1 |
| <i>Acupalpus flavicollis</i> | Sturm, 1825 | | | 13 | 5 | 8 | 0 |
| <i>Agonum afrum</i> | Duftschnid, 1812 | | | 123 | 67 | 36 | 20 |
| <i>Agonum fuliginosum</i> | Panzer, 1809 | | | 454 | 416 | 35 | 3 |
| <i>Agonum mülleri</i> | Herbst, 1784 | | | 81 | 0 | 9 | 72 |
| <i>Agonum sexpunctatum</i> | Linné 1758 | 3 | | 5 | 0 | 5 | 0 |
| <i>Agonum thoreyi</i> | Dejean, 1828 | | | 19 | 1 | 18 | 0 |
| <i>Agonum viduum</i> | Panzer, 1797 | | | 172 | 12 | 111 | 49 |
| <i>Amara aenea</i> | De Geer, 1774 | | | 41 | 1 | 10 | 30 |
| <i>Amara aulica</i> | Panzer, 1797 | | | 2 | 2 | 0 | 0 |
| <i>Amara bifrons</i> | Gyllenhal, 1810 | | | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Amara communis</i> | Panzer, 1797 | | | 44 | 19 | 21 | 4 |
| <i>Amara familiaris</i> | Duftschnid, 1812 | | | 23 | 0 | 8 | 15 |
| <i>Amara lunicollis</i> | Schlödt, 1837 | | | 11 | 8 | 1 | 2 |
| <i>Amara plebeja</i> | Gyllenhal, 1810 | | | 73 | 0 | 28 | 45 |
| <i>Amara similata</i> | Gyllenhal, 1810 | | | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Anchonemus assimilis</i> | Paykull, 1790 | | | 29 | 27 | 1 | 1 |
| <i>Anisodactylus binotatus</i> | Fabricius, 1787 | | | 43 | 0 | 41 | 2 |
| <i>Badister bullatus</i> | Schrank, 1798 | | | 5 | 5 | 0 | 0 |
| <i>Badister lacertosus</i> | Sturm, 1815 | | | 5 | 4 | 1 | 0 |
| <i>Badister peltatus</i> | Panzer, 1797 | 2 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Badister sodalis</i> | Duftschnid, 1812 | | | 47 | 47 | 0 | 0 |
| <i>Bembidion articulatum</i> | Panzer, 1796 | | | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Bembidion biguttatum</i> | Fabricius, 1779 | | | 1 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Bembidion guttula</i> | Fabricius, 1792 | | V* | 166 | 119 | 33 | 14 |
| <i>Bembidion lampros</i> | Herbst, 1784 | | | 74 | 2 | 6 | 66 |
| <i>Bembidion mannerheimi</i> | C.R. Sahlberg, 1827 | | | 60 | 50 | 7 | 3 |
| <i>Bembidion properans</i> | Stevens, 1828 | | | 137 | 0 | 23 | 114 |
| <i>Bembidion quadrimaculatum</i> | Linné, 1761 | | | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Bembidion tetracolum</i> | Say, 1823 | | | 9 | 0 | 0 | 9 |
| <i>Blemus discus</i> | Fabricius, 1792 | | | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Calathus fuscipes</i> | Goeze, 1777 | | | 176 | 0 | 56 | 120 |
| <i>Calathus melanocephalus</i> | Linné 1758 | | | 13 | 0 | 3 | 10 |
| <i>Calathus rotundicollis</i> | Dejean, 1828 | | | 26 | 22 | 4 | 0 |
| <i>Carabus auratus</i> | Linné, 1761 | 3 | | 40 | 0 | 40 | 0 |
| <i>Carabus coriaceus</i> | Linné, 1758 | | | 4 | 4 | 0 | 0 |
| <i>Carabus granulatus</i> | Linné, 1758 | | | 1319 | 684 | 344 | 291 |
| <i>Carabus hortensis</i> | Linné, 1758 | | | 10 | 1 | 0 | 9 |
| <i>Carabus nemoralis</i> | O.F. Müller, 1764 | | | 52 | 28 | 16 | 8 |
| <i>Chlaenius nigricornis</i> | Fabricius, 1787 | 3 | V* | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Clivina fossor</i> | Linné, 1758 | | | 58 | 31 | 8 | 19 |
| <i>Cychrus caraboides</i> | Linné, 1758 | | | 19 | 19 | 0 | 0 |
| <i>Dyschirius globosus</i> | Herbst, 1784 | | | 195 | 134 | 58 | 3 |

| Artname | Autor | SH | D | ANZ | BRA | EXT | INT |
|--------------------------------|-------------------------|----|----|------|-----|-----|------|
| <i>Elaphrus cupreus</i> | Dufts Schmid, 1812 | | | 4 | 1 | 0 | 3 |
| <i>Harpalus affinis</i> | Schrank, 1781 | | | 9 | 0 | 3 | 6 |
| <i>Harpalus latus</i> | Linné, 1758 | | | 4 | 3 | 0 | 1 |
| <i>Harpalus tardus</i> | Panzer, 1797 | | | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Leistus terminatus</i> | Hellwig in Panzer, 1793 | | | 10 | 9 | 0 | 1 |
| <i>Loricera pilicornis</i> | Fabricius, 1775 | | | 125 | 3 | 35 | 87 |
| <i>Nebria brevicollis</i> | Fabricius, 1792 | | | 2218 | 3 | 568 | 1647 |
| <i>Notiophilus biguttatus</i> | Fabricius, 1779 | | | 4 | 4 | 0 | 0 |
| <i>Notiophilus palustris</i> | Dufts Schmid, 1812 | | | 2 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Oodes helopioides</i> | Fabricius, 1792 | | | 67 | 33 | 32 | 2 |
| <i>Ophonus rufibarbis</i> | Fabricius, 1792 | | | 125 | 125 | 0 | 0 |
| <i>Panagaeus bipustulatus</i> | Fabricius, 1775 | 2 | | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Panagaeus cruxmajor</i> | Linné, 1758 | 3 | V | 10 | 10 | 0 | 0 |
| <i>Patrobus atrorufus</i> | Stroem, 1768 | | | 35 | 25 | 1 | 9 |
| <i>Platynus dorsalis</i> | Pontoppidan, 1763 | | | 5 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Poecilus versicolor</i> | Sturm, 1824 | | | 302 | 6 | 74 | 222 |
| <i>Pseudoophonus rufipes</i> | De Geer, 1774 | | | 118 | 0 | 58 | 60 |
| <i>Pterostichus diligens</i> | Sturm, 1824 | | V* | 184 | 145 | 30 | 9 |
| <i>Pterostichus melanarius</i> | Illiger, 1798 | | | 863 | 74 | 366 | 423 |
| <i>Pterostichus minor</i> | Gyllenhal, 1827 | | | 101 | 89 | 8 | 4 |
| <i>Pterostichus niger</i> | Schaller, 1783 | | | 455 | 93 | 65 | 297 |
| <i>Pterostichus nigrita</i> | Paykull, 1790 | | | 307 | 60 | 78 | 169 |
| <i>Pterostichus strenuus</i> | Panzer, 1797 | | | 270 | 164 | 49 | 57 |
| <i>Pterostichus vernalis</i> | Panzer, 1796 | | | 139 | 21 | 66 | 52 |
| <i>Stenolophus mixtus</i> | Herbst, 1784 | | | 1 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Stomis pumicatus</i> | Panzer, 1796 | | | 30 | 29 | 0 | 1 |
| <i>Syntomus truncatellus</i> | Linné, 1761 | | | 3 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Synuchus vivalis</i> | Illiger, 1798 | | | 5 | 5 | 0 | 0 |
| <i>Trechoblemus micros</i> | Herbst, 1784 | | | 5 | 0 | 3 | 2 |
| <i>Trechus obtusus</i> | Erichson, 1837 | | | 29 | 22 | 3 | 4 |
| <i>Trechus quadristriatus</i> | Schrank, 1781 | | | 6 | 0 | 2 | 4 |
| <i>Trichocellus placidus</i> | Gyllenhal, 1827 | | | 15 | 14 | 1 | 0 |

Als Grundlage für die Gefährdungseinstufung eignet sich in erster Linie die Rote Liste der Laufkäfer für Schleswig-Holstein. Die Rote Liste Deutschlands dient lediglich zu Vergleichszwecken.

Der Roten Liste Schleswig-Holsteins zufolge sind *Badister peltatus*, *Carabus auratus*, *Agonum sexpunctatum*, *Panagaeus cruxmajor*, *P. bipustulatus* und *Chlaenius nigricornis* gefährdet bzw. stark gefährdet. *Acupalpus exiguus* wird für Schleswig-Holstein als potentiell gefährdet eingestuft.

Betrachtet man die Individuenzahlen, mit denen die oben genannten, in Schleswig-Holstein gefährdeten bzw. potentiell gefährdeten Arten auf den drei Untersuchungsflächen vorkommen, so wird deutlich, daß diese auf der Brache am stärksten vertreten sind (Abb. 6). Dort wurden insgesamt 90 Individuen gefährdeter Arten erfasst. Den Hauptanteil stellt jedoch der nur potentiell gefährdete *Acupalpus exiguus*. Auf der Extensivweide waren es nur 69 Individuen, die sich aus vier Arten rekrutieren. Auf der Intensivweide wurden schließlich nur jeweils ein Exemplar von drei gefährdeten Arten nachgewiesen.

Die Anzahlen der auf den drei Untersuchungsflächen gefangenen Carabiden unterschieden sich kaum. Die Artenzahl betrug auf der Brache 50, der Extensivweide 51 und auf der Intensivweide 52.

Sehr auffällig war die äußerst geringe Artenzahl in den besonders nassen Niedermoorbereichen. Durch eine Korrelationsanalyse (Pearson-Produkt-Moment-Korrelation, $p < 0,001$, $n = 85$) konnte festgestellt werden, daß die Artenzahl der Laufkäfer signifikant negativ mit dem durchschnittlichen Wassergehalt des Bodens korreliert war.

Die durchschnittlichen Individuenzahlen waren auf Brache und Extensivweide mit 86 bzw. 83 Individuen pro Bodenfalle etwa gleich hoch. Auf der Intensivweide wurden hingegen fast doppelt so viele Individuen (166 pro Bodenfalle) erfaßt.

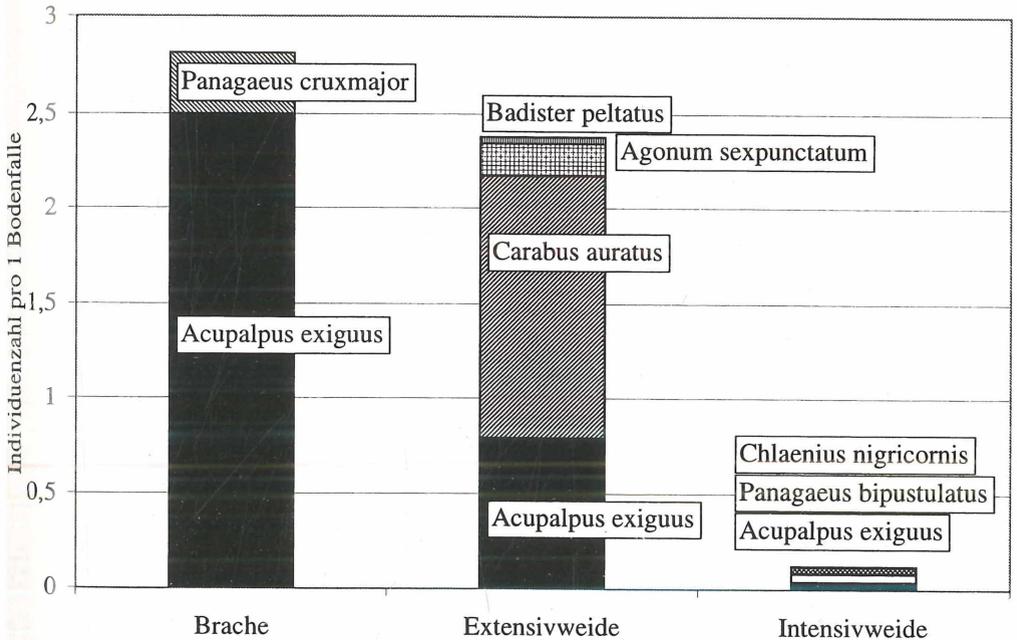


Abb. 6: Verteilung der in Schleswig-Holstein gefährdeten bzw. potentiell gefährdeten Arten auf die drei Untersuchungsflächen. Um die Individuenzahlen der drei Flächen vergleichen zu können, wurden sie auf eine Falle umgerechnet.

3.3 Standortgemeinschaften

3.3.1 Average-Cluster-Analyse nach dem Renkonen-Index

Anhand einer Average-Cluster-Analyse nach dem Renkonen-Index können sinnvollerweise vier Standortgruppen gebildet werden (Abb. 7).

Hinsichtlich der Bodenparameter ist der Wassergehalt das wichtigste und deutlichste Kriterium zur Unterscheidung der vier Gruppen. Die Parameter Humusgehalt und Sandgehalt sind an den untersuchten Standorten mit dem Wassergehalt stark korreliert und bringen in der Trennung der Gruppen wenig zusätzlichen Erkenntnisgewinn. In Abb. 7 wurden bei der Benennung der Cluster sowohl die Bodentypen als auch die Bodenfeuchte berücksichtigt, da diese Kombination ein besonders deutliches Bild von der Standortsituation zeichnet. Der durchschnittliche pH-Wert in den Gruppen ist kaum unterschiedlich und kann nicht als Unterscheidungsmerkmal herangezogen werden. In Tab. 2 sind die durchschnittlichen Bodeneigenschaften der Standortgruppen dargestellt. Die Dominanzverhältnisse an den vier Standortgruppen nach dem Renkonen-Index sind in Abb. 8 zusammenfassend dargestellt.

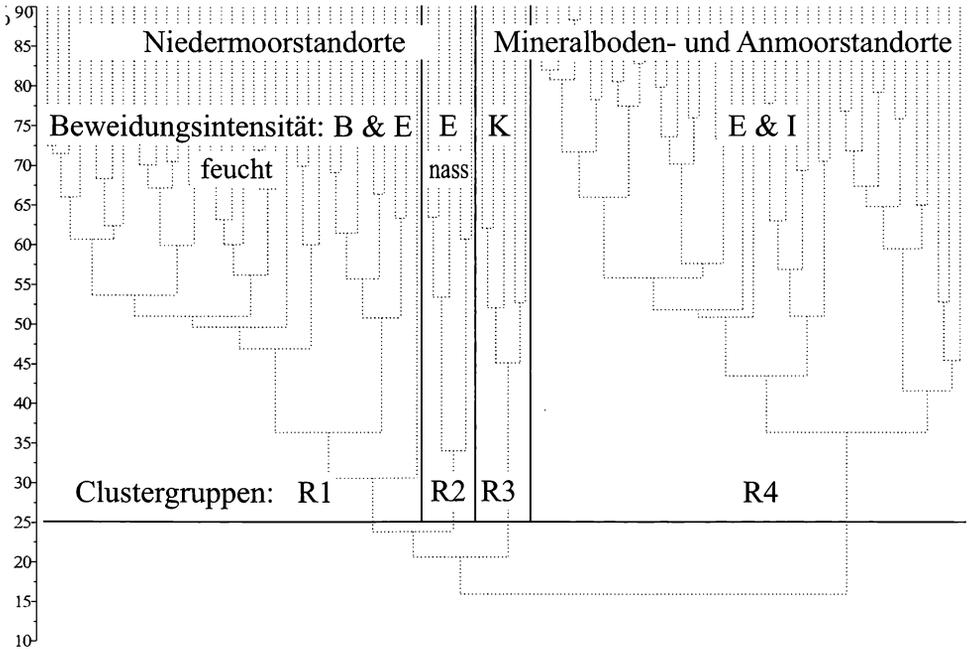


Abb. 7: Standortgruppen nach dem Renkonen-Index. Die Clusterähnlichkeit beträgt maximal 25%.

Tab. 2: Bodeneigenschaften der Standortgruppen nach dem Renkonen-Index. Mittelwerte (MW) und Standardabweichung (St.abw.).

| Gruppe | Wassergehalt [%] | | Wechsel feuchte | | Sandgehalt [%] | | Humusgehalt [%] | | pH-Wert | |
|--------|------------------|---------|-----------------|---------|----------------|---------|-----------------|---------|---------|---------|
| | MW | St.abw. | MW | St.abw. | MW | St.abw. | MW | St.abw. | MW | St.abw. |
| R1 | 70,99 | 7,05 | 3,56 | 2,98 | 23,78 | 11,01 | 46,29 | 14,57 | 6,34 | 0,66 |
| R2 | 78,92 | 4,44 | 9,45 | 7,08 | 11,38 | 7,23 | 62,90 | 15,60 | 6,18 | 0,62 |
| R3 | 24,58 | 5,37 | 8,61 | 9,20 | 56,18 | 6,04 | 9,65 | 2,73 | 5,92 | 0,49 |
| R4 | 35,50 | 17,47 | 6,32 | 3,64 | 52,19 | 11,75 | 15,34 | 10,26 | 5,87 | 0,58 |

Feuchte Niedermoorböden (Gruppe R1)

Standorte dieser Gruppe sind durch hohe Gehalte an organischer Substanz geprägt und weisen eine hohe, im Untersuchungszeitraum gleichbleibende Bodenfeuchte auf. In Gruppe R1 sind die gesamten feuchten Niedermoorstandorte der Brache (A6-A32) sowie einige der Extensivweide vereinigt. Diese Standorte haben einen mittleren Wassergehalt von 71 % +/- 3,6 %. Der Sandgehalt beträgt im Mittel 24 %, die organische Substanz 46 %. Der mittlere pH-Wert von 6,3 ist gegenüber den Werten der übrigen Gruppen stark erhöht und unterscheidet sich von dem Wert der Gruppe R4 signifikant. Den Standorten der Gruppe R1 sind die von R2 („nasse Niedermoorstandorte“) am ähnlichsten. In Gruppe R1 ist der Wassergehalt zwar durchschnittlich geringer, jedoch nicht signifikant. Die Wechselfeuchte dieser Standorte ist signifikant niedriger als die von Gruppe R2. Weitere Unterschiede zu Gruppe R2 sind der signifikant höhere Sandgehalt und der signifikant niedrigere Gehalt an organischer Substanz.

Nasse Niedermoorböden (Gruppe R2)

Die Benennung „nasse Niedermoorböden“ charakterisiert die für diese Standorte typischen hohen Wassergehalte und die Wechselfeuchte, die dort bestimmend für die Artengemeinschaft ist. Diese Gruppe faßt im Vergleich zur vorherigen nur sehr wenige Standorte (C1, C2, C4, C23 und C24) zusammen. Sie sind durch ihren hohen durchschnittlichen Wassergehalt (80 %) und ihre hohe Wechselfeuchte (durchschnittlich 9 % Schwankung) charakterisiert. Die Humusgehalte sind an diesen Standorten mit durchschnittlich 62 % ebenfalls höher als bei allen anderen Gruppen, der durchschnittliche Sandgehalt mit ca. 12 % war am niedrigsten.

Knickstandorte (Gruppe R3)

Gruppe R3 sind nur fünf Standorte (A1-A5) innerhalb bzw. in unmittelbarer Nähe des Knicks auf der Brachefläche zugeordnet. Diese Knickstandorte haben einen durchschnittlichen Wassergehalt von 39 %. Sie sind im Vergleich mit den oben erwähnten Gruppen R1 und R2 besonders trocken. Ihre Wechselfeuchte ist hoch.

Die Standorteigenschaften dieser Gruppe unterscheiden sich in allen gemessenen Bodenparametern (mit Ausnahme des pH-Werts) signifikant von den oben beschriebenen Gruppen R1 und R2. Es bestehen dagegen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Bodenparametern dieser Standorte und denen der Gruppe R4. Die unterschiedliche Artenzusammensetzung der Gruppen R4 und R3 ist auf die Beschattung durch die hochgewachsene Knickvegetation zurückzuführen.

Mineralböden und trockene Niedermoorböden (Gruppe R4)

Die Bodeneigenschaften dieser Standorte (R4) sind mit denen der Knickstandorte (R3) vergleichbar. Es handelt sich hier um frische Mineralböden und stark entwässerte Niedermoorböden der Extensiv- und Intensivweide, die sich sowohl in Bodenparametern als auch in der Artengemeinschaft deutlich von den Niedermoorstandorten der Gruppen R1 und R2 unterscheiden. Zu den Knickstandorten bestehen hinsichtlich der gemessenen Bodenparameter keine signifikanten Unterschiede.

Der durchschnittliche Wassergehalt dieser Standorte beträgt nur 35 % und ist somit niedriger als der Wassergehalt der Knickstandorte. Besonders auffällig ist in dieser Gruppe die hohe Standardabweichung des Wassergehaltes. Der Sandgehalt liegt im Mittel bei 52 %. Der Gehalt an organischer Substanz ist mit 15 % um knapp 5 % höher als an den Knickstandorten, jedoch ist dieser Unterschied nicht signifikant. Der Boden hat ein Humusgehalt von durchschnittlich 15 % mit einer sehr hohen Standardabweichung (10 %).

3.3.2 Charakterarten an den Standortgruppen nach dem Renkonen-Index

Anhand der Individuenzahlen der Arten an den vier nach dem Renkonen-Index gebildeten Standortgruppen wurden sogenannte Charakterarten ermittelt (Abb. 8).

Arten, die in der Untersuchung mit Schwerpunkt im Knick vorkommen sind *Ophonus rufibarbis*, *Carabus nemoralis*, *Calathus rotundicollis*, *Stomis pumicatus* und *Cychrus caraboides*. Die dieser Gruppe zugehörigen Arten sind bis auf *Amara lunicollis* als Waldarten bekannt. Jede dieser Arten wurde auch auf den Mineralböden oder dem feuchten Niedermoor angetroffen, jedoch in vergleichsweise geringer Individuenzahl.

Die beiden eurytopen Arten *Pterostichus melanarius* und *Pterostichus niger* sind im Knick sowie auf den Mineralstandorten mit trockenen Anmoorböden etwa gleich stark vertreten. Beide Arten kommen in geringerer Individuenzahl auch auf den feuchten Niedermoorstandorten vor.

In der nächsten Gruppe sind alle diejenigen Arten zusammengefaßt, deren Verteilungsschwerpunkt auf den Mineralböden und den trockenen Anmoorböden liegt. Diese Arten sind in den übrigen Standortgruppen kaum vertreten. Zugehörig sind fast ausschließlich eurytope Arten, viele von ihnen Kulturfolger, mit wenig speziellen Ansprüchen an ihre Umwelt. Außer heliophilen Arten wie *Bembidion lampros*, *Agonum muelleri* und der xerophilen *Amara aenea* kommen auch noch einige feuchteliebende Arten (z.B. *Loricera pilicornis*, *Anisodactylus binotatus*) vor. *Carabus auratus* ist bezüglich seiner Individuenzahlen relativ schwach vertreten und gleichzeitig noch auf Standorte der Extensivweide beschränkt. Laut BLUMENTHAL (1981) eignet sich *Carabus auratus* als Indikatorart für intakte Wiesenlandschaften und Feldgehölze. Dies wird durch die Verbreitung der Art im Untersuchungsgebiet bekräftigt. Das von *Carabus auratus* genutzte Habitat stellt ein durch langjährige Nutzung entstandenes naturnahes Mosaik aus Wiesen und Feldgehölzen dar.

Eine weniger stark abgrenzbare Gruppe bilden *Badister sodalis*, *Bembidion guttula*, *Bembidion unicolor* und *Trechus obtusus*. Diese Arten haben ihre Verbreitungsschwerpunkte auf den feuchten Niedermoorstandorten und im Knick. Die meisten von ihnen kommen auch noch,

| Arten | Knick (R3) | Mineralböden und Anmoor- standorte (R4) | Niedermoor feucht (R1) | Niedermoor naß (R2) |
|-------------------|------------|---|---------------------------|------------------------|
| <i>Oph. ruf</i> | ●●●●●● | | ● | |
| <i>Car. nem</i> | ●●●● | ● | ● | |
| <i>Cal. rot</i> | ●●● | ● | | |
| <i>Sto. pum</i> | ●●● | ● | ● | |
| <i>Cyc. car</i> | ●●● | | ● | |
| <i>Pla. ass</i> | ●●● | ● | ● | |
| <i>Ama. lun</i> | ●● | ● | | |
| <i>Pte. mel</i> | ●●●● | ●●●●●● | ● | |
| <i>Pte. niger</i> | ●●●● | ●●●● | ●● | |
| <i>Neb. bre</i> | ● | ●●●●●● | | |
| <i>Poe. ver</i> | ● | ●●●● | ● | |
| <i>Cal. fus</i> | | ●●●● | | |
| <i>Bem. pro</i> | | ●●● | ● | |
| <i>Lor. pil</i> | | ●●● | ● | |
| <i>Pse. ruf</i> | | ●●● | | |
| <i>Ago. mül</i> | | ●● | | |
| <i>Ama. ple</i> | | ●● | | |
| <i>Bem. lam</i> | | ●● | ● | |
| <i>Car. aur</i> | | ● | | |
| <i>Ama. aen</i> | ● | ● | | |
| <i>Ani. bin</i> | | ● | ● | |
| <i>Ama. fam</i> | | ● | | |
| <i>Cal. mel</i> | | ● | | |
| <i>Bad. sod</i> | ● | | ●● | |
| <i>Bem. gut</i> | ●●● | ● | ●●● | |
| <i>Bem. uni</i> | ● | ● | ●● | |
| <i>Tre. obt</i> | ●● | ● | ● | |
| <i>Pte. str</i> | ●●●● | ●● | ●●●● | |
| <i>Dys. glo</i> | ● | ● | ●●●● | ● |
| <i>Pte. dil</i> | ● | ● | ●●●● | ● |
| <i>Acu. exi</i> | | ● | ●●● | ● |
| <i>Ama. com</i> | | ● | ●● | |
| <i>Ago. ful</i> | ●● | ● | ●●●● | ●●●● |
| <i>Ood. hel</i> | ● | ● | ●● | ●●● |
| <i>Pte. min</i> | | ● | ●●● | ●● |
| <i>Acu. fla</i> | | ● | ● | ● |
| <i>Tri. pla</i> | | | ● | ● |
| <i>Ago. tho</i> | | | ● | ●●● |
| <i>Car. gra</i> | ●●●● | ●●●● | ●●●●●● | ● |
| <i>Cli. fos</i> | ● | ● | ● | |
| <i>Ago. vid</i> | ● | ●●● | ● | ●●●● |
| <i>Pte. nigr</i> | ●● | ●●●● | ●● | ● |
| <i>Pat. atr</i> | ● | ● | ● | |
| <i>Pte. ver</i> | ● | ●●● | ● | |
| <i>Ago. afr</i> | ● | ● | ●●● | ● |

Abb. 8: Charakterarten der Standortgruppen nach dem Renkonen-Index. Die ermittelten Individuenzahlen sind in sechs Klassen eingeteilt. (●●●●●●: >1; ●●●●●: >0,75; ●●●●: > 0,25; ●●●: >0,125; ●●: >0,0625; ●: ≥ 0 Individuen/ 10 Tage)

wenn auch in sehr geringen Individuenzahlen, auf den Mineralböden vor. *Badister sodalis* wurde ausschließlich auf der Brachefläche angetroffen, dort allerdings sowohl im Knick als auch auf den meisten Niedermoorstandorten. Nach LINDROTH (1945) ist die Art stenotop auf feuchte und beschattete Standorte beschränkt und daher sowohl unter Baumschatten als auch unter der Beschattung der bis über 1,60 m hochgewachsenen Brachevegetation anzutreffen. Das Vorkommen der meisten dieser Arten im Knick kommt vermutlich durch die räumlich enge Verzahnung der beiden Standorttypen Knick und feuchtes Niedermoor auf der Brachefläche zustande. *Trechus obtusus* ist die einzige Art dieser Gruppe, die im Knick höhere Individuenzahlen als im Niedermoor erreicht. Die Art wird von KOCH (1989) als hygrophil und silvicol beschrieben, LINDROTH (1945) und TURIN (1991) schätzen *Trechus obtusus* jedoch als sehr eurytop ein und nehmen an, daß es sich bei der Art um einen Kulturfolger handelt.

Für die feuchten Niedermoorstandorte ist die Artengruppe aus *Dyschirius globosus*, *Pterostichus diligens*, *Acupalpus exiguus* und *Amara communis* typisch. Die Arten kommen zwar auch an fast allen anderen Standortgruppen vor, dort jedoch in deutlich geringerer Individuenzahl. Sie werden in der Literatur allesamt als feuchte- bis nässeliebend beschrieben. Eine weitere ökologische Gruppe bilden diejenigen Arten, die an den feuchten und nassen Niedermoorstandorten einen Verteilungsschwerpunkt aufweisen. Die Arten sind auf den Mineralböden und trockenen Niedermoorböden immer weniger stark vertreten. Einige von ihnen wurden auch an den Knickstandorten angetroffen. Die Vertreter dieser Gruppe (z.B. *Pterostichus minor*, *Acupalpus flavicollis* und *Oodes heliopioides*) sind als besonders feuchte- und beschattungsliebend bekannt (LINDROTH 1945, TURIN 1991). LINDROTH (1945) schätzt *Pterostichus minor* und *Oodes heliopioides* sogar als stenotope Arten ein.

Agonum thoreyi ist die einzige Art, deren Verteilungsschwerpunkt ausschließlich auf den nassen Niedermoorböden liegt. Sie bevorzugt Uferstandorte mit Bewuchs von *Phragmites*, *Typha* und *Iris* (SCHÜRSTEDT & ASSMANN 1999, WASNER 1977, LINDROTH 1945). *Agonum thoreyi* wird in der Literatur außerdem meist als stenotope Art bezeichnet (LINDROTH 1949, TURIN 1991, WACHMANN et al. 1995), was auch durch ihr räumlich eng begrenztes Vorkommen im Untersuchungsgebiet bestätigt wird.

Mehrere Arten wurden keiner der oben genannten ökologischen Gruppen zugeordnet, da sie auf allen Standorten etwa gleich häufig auftraten oder kein durch die Standortparameter erklärbares Verteilungsmuster zeigten. Dies gilt zum Beispiel für die eurytopen Art *Carabus granulatus*, die ebenso wie *Clivina fossor* überall außer an den besonders nassen Niedermoorstandorten vertreten ist.

3.4 Korrelationskoeffizient nach Spearman (r)

Mittels des Korrelationskoeffizienten r wurde die Abhängigkeit der Arten von den gemessenen Bodenparametern überprüft. Aufgrund ihrer unterschiedlichen Präferenzen konnten die Arten in vier verschiedene ökologische Gruppen eingeteilt werden, die in Abb. 9 dargestellt sind. Es wurden ausschließlich Arten mit signifikanten Korrelationen berücksichtigt.

Die Gruppe 1 besteht aus Arten, die alle eine positive Korrelation zum Wassergehalt und zur Wechselfeuchte des Bodens aufweisen. Mit einer positiven Korrelation zum Wassergehalt geht eine positive Beziehung zum Kohlenstoffgehalt und eine negative Korrelation mit dem Sandgehalt einher. Bei einigen Arten ist eine schwach positive Korrelation zum

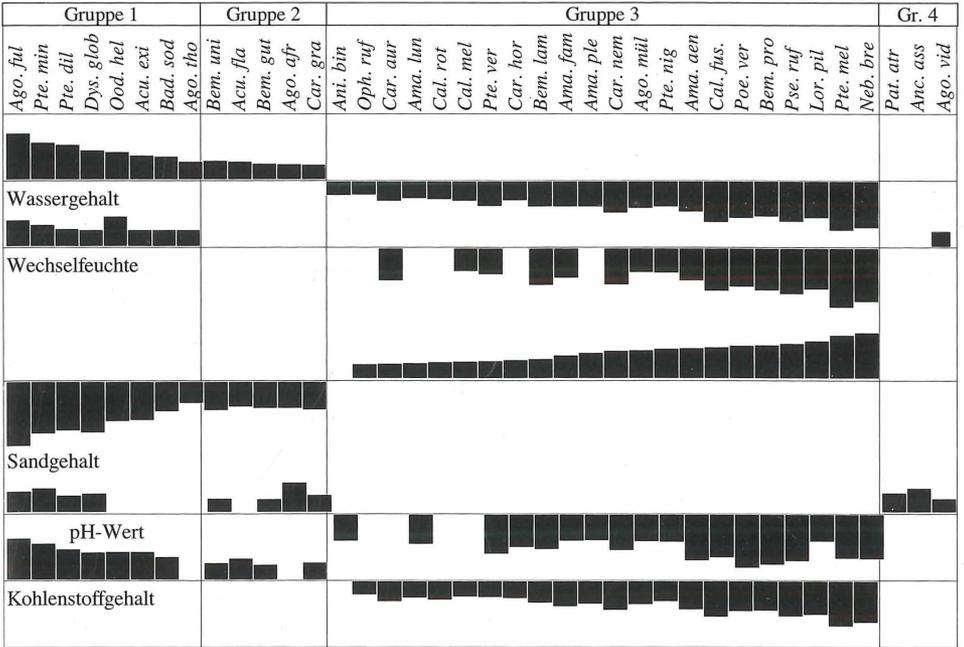


Abb. 9: Zusammenfassung häufiger Carabidenarten zu ökologischen Gruppen. Dieser Gruppierung liegen die Zahlenwerte des Korrelationskoeffizienten r nach Spearman zugrunde. Positive Werte sind durch auf der Nulllinie stehende Balken ausgedrückt, negative Werte durch hängende Balken dargestellt.

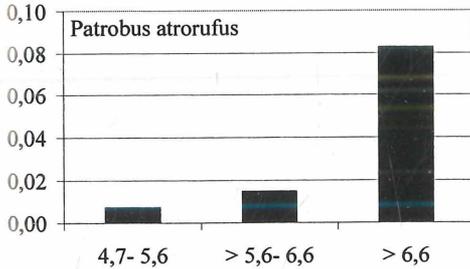
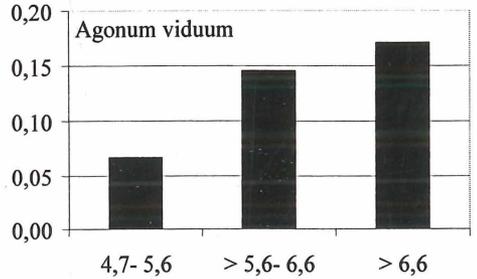
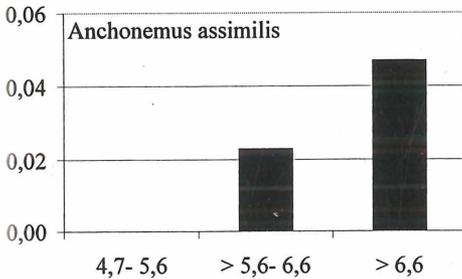


Abb. 10: Korrelation der Individuenzahlen (pro zehn Tage) von *Anchonemus assimilis*, *Agonum viduum* und *Patrobus atrorufus* mit pH-Klassen des Bodens.

pH-Wert festzustellen. Arten dieser Gruppe werden durchweg als sehr feuchteliebend beschrieben. *Agonum fuliginosum* hat bezüglich des Wassergehaltes den höchsten Korrelationskoeffizienten, höher sogar als die stenotopen, hygrophilen Arten *Oodes helopioides* und *Agonum thoreyi*. Einschätzungen von SCHÜRSTEDT & ASSMANN (1999) zufolge ist *Agonum fuliginosum* jedoch weit weniger hygrophil als *Agonum thoreyi*. Die hygrophilen Eigenschaften von *Oodes helopioides* und *Agonum thoreyi* werden durch den Korrelationskoeffizienten r wahrscheinlich zu gering bewertet. Dies kommt dadurch zustande, daß das Vorkommen dieser Arten nicht stetig mit dem Wassergehalt zunimmt, sondern konstant in ihren Präferenzbereich bei einer Bodenfeuchte zwischen 80 - 90% liegt (Abb. 11).

In der zweiten Gruppe sind fünf Arten zusammengefaßt, die ebenfalls eine positive Korrelation zum Wassergehalt, jedoch keine Beziehung zur Wechselfeuchte haben. Dies sind *Bembidion unicolor*, *Acupalpus flavicollis*, *Bembidion guttula*, *Agonum afrum* und *Carabus granulatus*. Ebenso wie in der ersten Gruppe handelt es sich um hygrophile Arten. Die positive Korrelation des Vorkommens von *Carabus granulatus* mit dem Bodenwassergehalt wurde bereits von KLIEBER et al. (1995) beschrieben.

Die dritte Gruppe setzt sich aus Arten zusammen, die Böden mit hohen Wassergehalten und meist auch mit starken Wassergehaltsschwankungen meiden und Standorte mit höheren Sandgehalten aufsuchen. Viele dieser Arten sind gleichzeitig negativ mit den pH-Werten der Böden korreliert. Daraus kann jedoch nicht geschlossen werden, daß diese Arten niedrige pH-Werte bevorzugen. Dieses Phänomen wurde vermutlich dadurch hervorgehoben, daß die von den Arten aufgesuchten trockenen und sandreichen Standorte gleichzeitig niedrige pH-Werte aufwiesen.

Die letzte Gruppe bilden *Patrobus atrorufus*, *Anchonemus assimilis* und *Agonum viduum*. Diese Arten lassen im Gegensatz zu allen anderen untersuchten Arten keine Korrelationen zu Wassergehalt, Sandgehalt oder Humusgehalt erkennen. Sie sind ausschließlich positiv mit dem pH-Wert korreliert. In einer Untersuchung von 37 Untersuchungsstandorten verschiedener Wälder Schleswig-Holsteins, stellte IRMLER (2000) ebenfalls eine ausschließliche und positive Korrelation der oben genannten Arten zum pH-Wert fest. IRMLER et al. (1998) geben an, daß *Agonum viduum* auf Feuchtgrünlandstandorten nur bei pH-Werten über 5,5 vorkommt.

In Abb. 10 ist die Verteilung der Individuenzahlen dieser Arten auf verschiedene pH-Klassen dargestellt.

3.5 Habitatpräferenzen und Ökologie ausgewählter Carabidae

Die eurytopen Arten *Nebria brevicollis*, *Carabus granulatus* und *Pterostichus melanarius* waren die häufigsten Arten im Gebiet und mit Ausnahme von *Nebria brevicollis* auch auf allen drei Untersuchungsflächen ähnlich stark vertreten. Die stenotopen, feuchteliebenden Arten *Agonum thoreyi*, *Oodes helopioides* und *Pterostichus diligens* kamen nur in Teilen des Untersuchungsraumes vor. In Abb. 11 ist die Verteilung der besprochenen Arten auf Wassergehaltsklassen des Bodens dargestellt.

Nebria brevicollis

Nebria brevicollis war sowohl auf der Extensivweide als auch auf der Intensivweide mit ca.

26 bzw. 74 % Aktivitätsdominanz stark vertreten. Auf der Brache kam die Art nur mit einer äußerst niedrigen Aktivitätsdominanz von 0,1 % vor. Auf der Extensivweide war die Art auf den mineralischen Hügeln konzentriert, ihre Stetigkeit betrug dort 66 %. Auf der Intensivweide war sie mit einer Stetigkeit von 100 % flächendeckend vorhanden. Verschiedenen Autoren (WACHMANN et. al. 1998, LINDROTH 1945) zufolge ist die Art feuchteliebend und besonders stark in Wäldern und Hecken vertreten. Untersuchungsergebnisse von TOPP (1982) und GERSDORF (1937) legen jedoch nahe, daß *Nebria brevicollis* neben feuchten Waldhabitaten auch häufig Agrarflächen besiedelt. Besonders deutlich zeigt aber eine Untersuchung an Wald- und Agrarökosystemen Schleswig-Holsteins von HINGST et al. (1995), daß *Nebria brevicollis* auf den Intensivgrünländern in Schleswig-Holstein außerordentlich stark vertreten war. Dies wird durch die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung bestätigt. Auch TURIN (1991) belegt die Einordnung von *Nebria brevicollis* als Kulturfolger.

Anhand der räumlichen Ausbreitung von *Nebria brevicollis* auf den Untersuchungsflächen kann keine Präferenz für hohe Bodenfeuchten festgestellt werden. Im Gegenteil, die Art kam an den trockenen Standorten am stärksten vor und nahm mit dem Wassergehalt stetig ab (Abb. 11). Dieser Sachverhalt wird durch den negativen Korrelationskoeffizienten nach Spearman bezüglich des Wassergehaltes bestätigt (Abb. 9).

Carabus granulatus

Carabus granulatus hatte, bezogen auf alle Untersuchungsflächen, eine Aktivitätsdominanz von 14 %. Die Art kam sowohl auf der Brache als auch auf der Extensivweide an allen Fallenstandorten vor und erreichte eine hohe Stetigkeit. Auf der Extensivweide fehlte die Art lediglich an den besonders offenen Standorten. Auf der Intensivweide hatte *Carabus granulatus* sogar eine Stetigkeit von 100 % und trat bis auf die Mineralboden- und Uferstandorte auch in hohen Individuenzahlen auf.

Die Art wird von verschiedenen Autoren (TURIN 1991, WACHMANN et. al. 1998, LINDROTH 1945) als eurytop und hygrophil beschrieben. Die Annahme von KOCH (1989), die Art sei silvicol, wird durch die vorliegende Untersuchung nicht bestätigt. WACHMANN et. al. (1998) schreiben *Carabus granulatus* Sümpfe und Moore mit dichter Vegetation als bevorzugte Habitate zu. LINDROTH (1945) betont ebenfalls, daß die Art bevorzugt an Ufern und trockenen, beschatteten Stellen vorkommt. Im Untersuchungsgebiet trat *Carabus granulatus* jedoch nicht nur an solchen Standorten auf.

Die räumliche Verteilung von *Carabus granulatus* auf den Untersuchungsflächen deutet sehr stark darauf hin, daß die Art innerhalb eines Feuchtbereiches zwischen 30 und 70 % besonders häufig vorkommt (Abb. 11).

Eine Affinität der Art zu den Uferbereichen ist nur im Falle der Brache und der Extensivweide zu erkennen. Am Eiderufer der Intensivweide kam sie nicht vor. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, daß diese Standorte zumindest teilweise ähnlich trocken wie die mineralischen Bereiche von Extensiv- und Intensivweide sind.

Pterostichus melanarius

Pterostichus melanarius war, bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet, die dritthäufigste Art. Auf der Extensivweide erreichte sie eine Aktivitätsdominanz von 15 %, auf der Intensivweide betrug ihre Aktivitätsdominanz knapp 11 %, auf den Brachestandorten

nur knapp 3%. Auf den Standorten der Intensivweide hatte sie wohl aufgrund der Gleichförmigkeit des Intensivgrünlandes die höchste Stetigkeit.

Nach LINDROTH (1945) tritt *Pterostichus melanarius* auf ziemlich trockenem, mäßig bewachsenem Gras- und Wiesenboden am zahlreichsten auf und kann somit als stark kulturbegünstigte Art gelten. WACHMANN et. al. (1998) geben für die Art sehr ähnliche Habitate an und bezeichnen sie ebenfalls als Kulturfolger. Bei TURIN (1991) wird die Art ebenfalls als eurytop und häufig kulturfolgend beschrieben.

Auf den drei Untersuchungsflächen wird *Pterostichus melanarius* vor allem in den trockenen Bereichen angetroffen. Durch den Korrelationskoeffizienten nach Spearman konnte keine Korrelation des Vorkommens dieser Art mit dem Wassergehalt festgestellt werden.

Auf der Brache kam die Art vorwiegend im Knick, am Knickfuß sowie an den Uferstandorten vor. Auf der Extensivweide beschränkte sich *Pterostichus melanarius* auf den trockenen Hügelbereich einschließlich des Hangfußes und einige Uferstandorte. Auf dem mineralischen Hang der Intensivweide war die Art mit relativ hohen Individuenzahlen vertreten, die zur Eider hin kontinuierlich abnahmen. Die bei KLIEBER et al. (1995) beschriebene Unempfindlichkeit dieser Art gegenüber der Mahdintensität erscheint im Hinblick auf die vorliegenden Ergebnisse plausibel. Die von MÜLLER (1998) festgestellte positive Korrelation zwischen der Aktivitätsdichte von *Pterostichus melanarius* und der Beweidungsintensität kann hier nicht bestätigt werden, da die stark beweideten Standorte auf Extensiv- und Intensivweide gleichzeitig die trockensten sind.

Stenotope Arten

Oodes helopioides

Oodes helopioides wird sowohl von WACHMANN et. al. (1998) als auch von KOCH (1989) als hygrophile Art beschrieben, die sumpfige Habitate, Ufer, Flachmoore etc. bevorzugt. TURIN (1991) zufolge ist *Oodes helopioides* nicht stenotop, sondern besitzt eine mittlere ökologische Amplitude. DÜLGE et al. (1994) nennen *Oodes helopioides* als eine wichtige Feuchtgrünlandkennart. Die ökologische Besonderheit dieser Art ist ihre Unempfindlichkeit gegenüber Überstauung ihrer Habitate (SCHÜRSTEDT & ASSMANN 1999, HUK 1999). Nach FRITZE (1989) können hohe Individuenzahlen dieser Art als Indikator für eine gute Wasserversorgung in Schilfbeständen dienen. Sie nehmen mit zunehmender Verschlechterung der Wasserversorgung ab. Im Untersuchungsgebiet kam die Art bei Bodenwassergehalten zwischen 70 und 90 % am häufigsten vor (Abb. 11).

Die Art erreichte ihre höchste Stetigkeit (45 %) auf der Extensivweide. Auf der Brache trat sie mit 38 % etwas weniger stetig auf. Die Standorte der Intensivweide entsprechen den hohen Ansprüchen von *Oodes helopioides* an die Bodenfeuchte kaum. Dort wurden nur zwei Exemplare angetroffen.

In den Bereichen der ruderalisierten Feuchtwiesen- und Flutrasenbrache auf der Brachefläche ist die Art im Vergleich zu Arten mit weniger speziellen Habitatansprüchen (z.B. *Pterostichus minor*) nur sehr unregelmäßig verteilt. Dieses Verteilungsmuster ist jedoch nicht ausschließlich durch den Wassergehalt zu erklären.

Pterostichus diligens

Bei LINDROTH (1945) wird *Pterostichus diligens* als eurytope tyrphophile Art beschrieben, die feuchte bis nasse Böden aufsucht. Bevorzugte Habitats sollen oligo- bis dystrophe Gewässerufer sein. TURIN (1991) weist ebenfalls darauf hin, daß die Art in den Niederlanden an oligotrophe Standorte gebunden ist.

Der Verteilungsschwerpunkt von *Pterostichus diligens* lag auf der Brachefläche, dort kam die Art mit einer Aktivitätsdominanz von etwa 5 % vor. Auf der Extensivweide war sie mit 1 % Aktivitätsdominanz vertreten, auf der Intensivweide war ihr Vorkommen sehr gering. Die höchste Stetigkeit erreichte *Pterostichus diligens* auf der Brache mit 69 % der Fallenstandorte. Dort konzentrierte er sich auf die Bereiche der ruderalisierten Feuchtwiesenbrache. Auf der Extensivweide trat er mit einer Stetigkeit von 48 % auf. Diese geringe Stetigkeit ist darauf zurückzuführen, daß auch nur etwa die Hälfte der dortigen Fallenstandorte auf feuchten bis nassen Niedermoorböden liegen. DÜLGE et al. (1994) zählt *Pterostichus diligens* zu den Feuchtgrünlandkennarten bzw. Nässezeigern.

Agonum thoreyi

Bei *Agonum thoreyi* handelt es sich um eine stenotope, stark hygrophile Art, die sich bevorzugt an schilfbestandenen Ufern aufhält (SCHÜRSTEDT & ASSMANN 1999, WACHMANN et al. 1998, TURIN 1991, WASNER 1977, LINDROTH 1945). Nach FRITZE (1989) kann ein hohes Vorkommen dieser Art als Indikator für eine gute Wasserversorgung in Schilfbeständen dienen. Bei zunehmender Verschlechterung der Wasserversorgung nehmen ihre Individuenzahlen ab. Von *Agonum thoreyi* ist weiterhin bekannt, daß außer dem Feuchtegehalt des Bodens auch eine ausreichende Beschattung bzw. Dunkelheit wichtig ist (WASNER 1977). Die Art ist laut WASNER hinsichtlich ihrer Präferenz für Beschattung jedoch weniger strikt als *Agonum fuliginosum*.

Bezogen auf die drei Untersuchungsflächen hatte die Art eine sehr geringe Aktivitätsdominanz. *Agonum thoreyi* wurde fast nur auf der Extensivweide (1 Exemplar in der Brache) an besonders nassen Standorten in Gewässernähe gefangen. Dazu gehören einerseits zwei Standorte am Teichufer, zwei am Eiderufer und einer an einem großen Entwässerungsgraben.

Der Korrelationskoeffizient r von *Agonum thoreyi* beträgt für den Wassergehalt des Bodens nur 0,29, der die hohe Feuchtepräferenz der Art nicht widerspiegelt. In Laborversuchen erwies sich *Agonum thoreyi* trotz seiner hohen Affinität zu hohen Wassergehalten des Bodens als wesentlich resistenter gegenüber einer Austrocknung als *Agonum fuliginosum* (WASNER 1977).

Agonum thoreyi nutzt neben der Bodenschicht auch die vertikalen Vegetationsstrukturen als Habitat (SCHÜRSTEDT & ASSMANN 1999). Dieses Verhalten ermöglicht der Art auch die extrem nassen, von Überstauung bedrohten Habitats diverser Uferstandorte der Extensivweide zu nutzen.

Aus der räumlichen Verteilung im Untersuchungsgebiet sowie aus den im Laborversuch ermittelten Feuchtepräferenzen (WASNER 1977) kann geschlossen werden, daß die beiden *Europhilus*-Arten *Agonum fuliginosum* und *Agonum thoreyi* deutlich unterschiedliche ökologische Präferenzen und daraus resultierend verschiedene Aktivitätszentren besitzen.

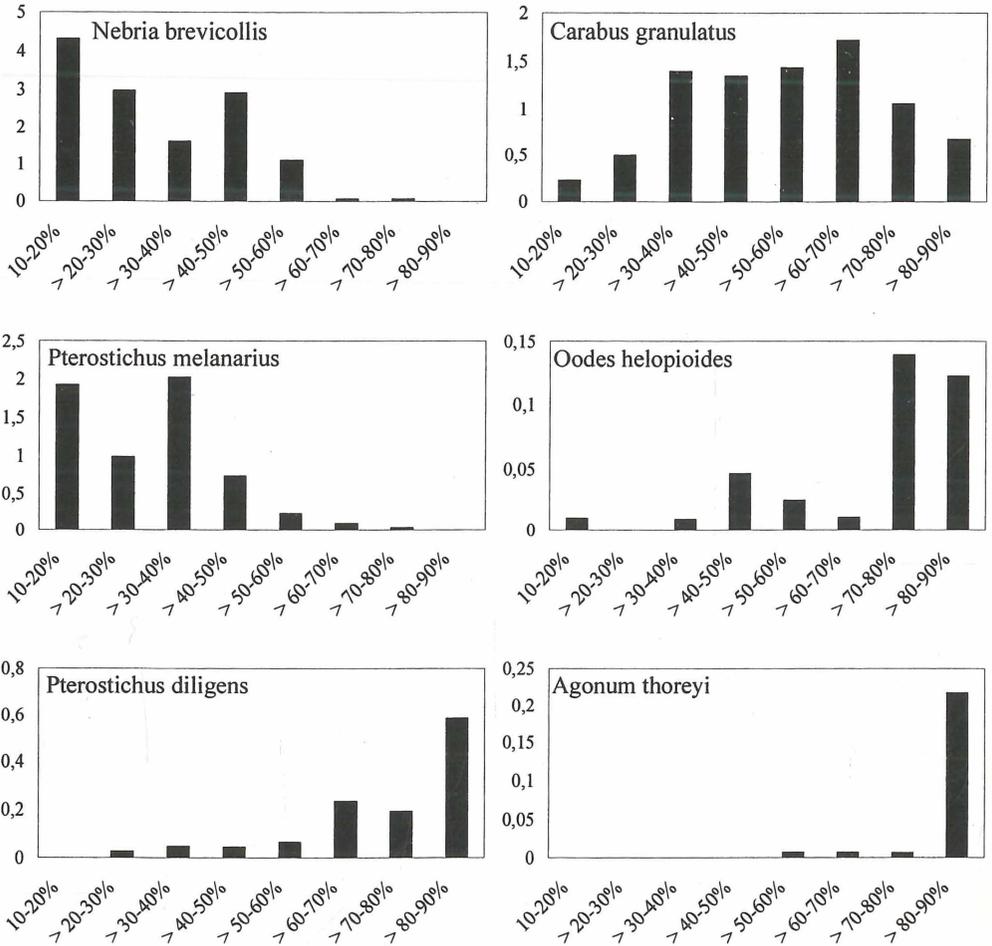


Abb. 11: Korrelation der Individuenzahlen verschiedener Arten mit dem durchschnittlichen Bodenwassergehalt. Alle Diagramme stellen Mittelwerte von Individuenzahlen (pro 10 Tage) an den Standorten der unterschiedlichen Wassergehaltsklassen (Angabe in Gew.-%) dar.

3.6 Räumliche Verteilungsmuster der Carabidae

Die Verteilungsmuster ausgewählter Arten im Untersuchungsgebiet wurden nach den entscheidenden Kriterien der Hypothesen benannt und sind somit nicht einer generellen ökologischen Einschätzung dieser Arten gleichzusetzen.

Zur Überprüfung räumlicher Verteilungsmuster wurde der G-Test angewandt (Kapitel 2.3). Eine Verteilungshypothese wurde für eine Art als gültig erklärt, wenn ihr Wert für G-pooled kleiner oder gleich 0,05 bzw. 5 % war. Die Ergebnisse wurden bei verschiedenen Heterogenitätswerten betrachtet. Ausgangspunkt der Betrachtungen waren Heterogenitätswerte zwischen 100 und 95 %. Da der Heterogenitätswert bei der speziellen Verwendungsweise des G-Tests nur anzeigt, ob die Paarvergleiche verschiedener Standortgruppen eine ähnliche Relation aufweisen, wurden auch Ergebnisse mit Heterogenitätswerten von unter 95 % verwandt.

Für die Testung wurden insgesamt 49 sehr detaillierte Hypothesen formuliert. Im Nachhinein wurden diese dann hinsichtlich ihrer Aussage zu Hypothesengruppen zusammengefaßt, die im folgenden vorgestellt werden.

3.6.1 Brachearten

Für die räumliche Verteilung von sogenannten „Brachearten“ wurde angenommen, daß diese Arten auf den brachliegenden Bereichen aller Untersuchungsflächen am stärksten vertreten sind und ihre Individuenzahlen mit zunehmender Nutzungsintensität abnehmen. Diese Hypothese erwies sich bei einem signifikanten G-Wert und einem H-Wert von minimal 50 % für die hygrophilen Arten *Agonum fuliginosum*, *Bembidion guttula*, *Pterostichus minor* und *Acupalpus exiguus* als zutreffend. Für die Verteilung dieser Arten auf den drei Untersuchungsflächen bedeutet dies, daß sie mit hoher Stetigkeit und Aktivitätsdominanz im Niedermoorbereich der Brache vorkamen. Etwas weniger stark waren sie auf den Niedermoorbereichen der Extensivweide vertreten, die nur in den trockensten Wochen von den Weidetieren betreten wurden.

Auf der Intensivweide kamen die Arten nur in geringer Zahl vor. Ein besonders deutliches Verteilungsmuster war bei *Bembidion guttula* auf der Intensivweide zu beobachten. Dort beschränkte sich das Vorkommen dieser Art auf eine einzige Fallenreihe, die durch ihre Lage direkt am Weidezaun vor intensiver Beweidung geschützt war. Die räumliche Verteilung von *Agonum fuliginosum* als typischer Bracheart ist in Abb. 12 dargestellt.

Bei *Agonum fuliginosum* könnte die Präferenz für Bracheflächen darin begründet sein, daß die Art besonders dunkelheitsliebend ist (WASNER 1977). Außerdem bevorzugt sie im Vergleich zu den übrigen Europhilus-Arten besonders kühle Temperaturen. In der hochgewachsenen Brachevegetation sind durch den hohen Bedeckungsgrad der Vegetation sowohl eine starke Beschattung als auch niedrige Temperaturen gewährleistet. Die Tatsache, daß die Abundanz von *Agonum fuliginosum* mit abnehmender Nutzungsintensität deutlich ansteigt, wurde ebenfalls von IRMLER et al. (1998) festgestellt.

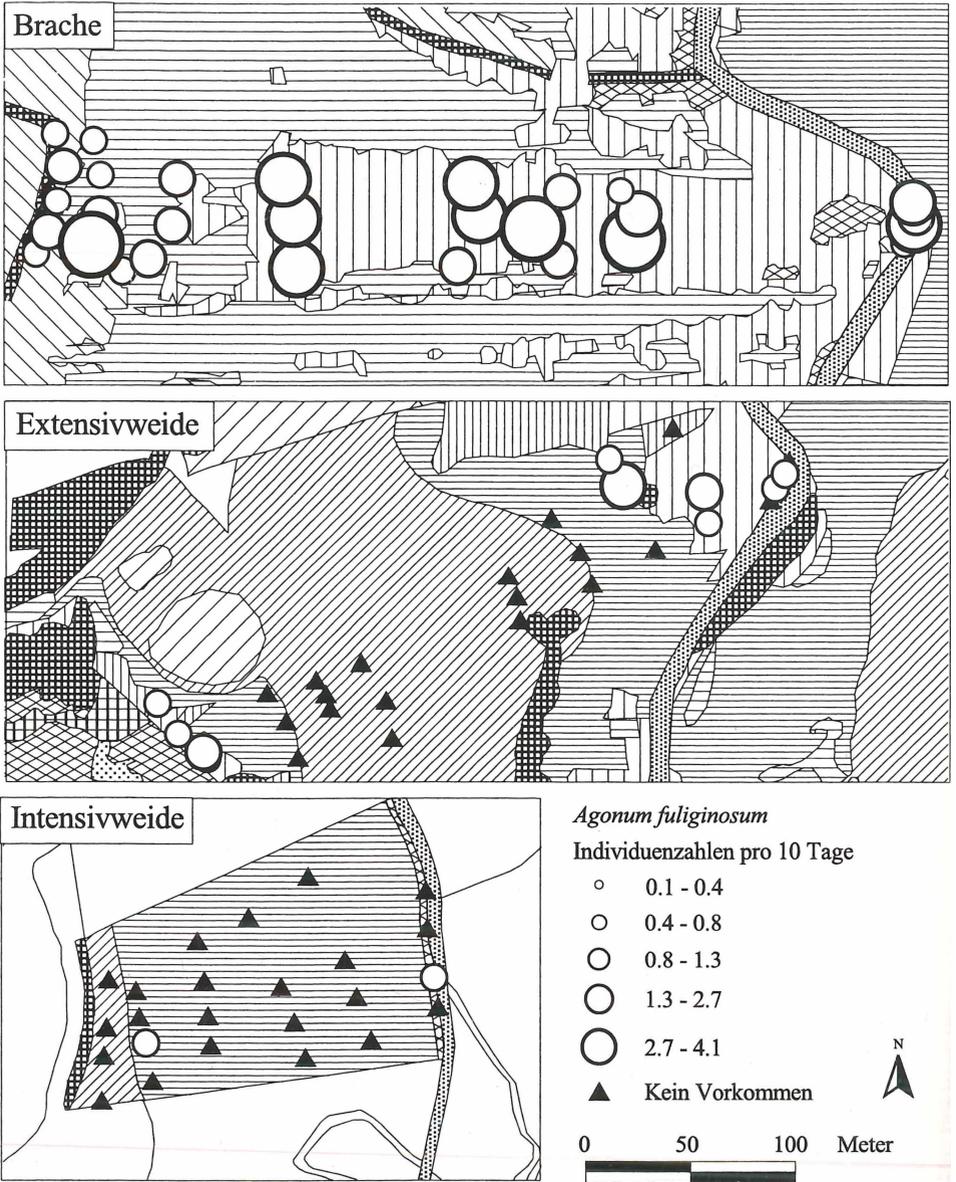


Abb. 12: Räumliche Verteilung Brachearten am Beispiel von *Agonum fuliginosum* –
Legende siehe Abb. 1

3.6.2 Arten mit Präferenz für bzw. Abneigung gegen offene Standorte

Als Hypothese für die räumliche Verteilung der Carabiden auf der Extensivweide wurde angenommen, daß xerophile und gleichzeitig heliophile Arten an trockenen, stark besonnten Standorten häufiger vorkommen als an solchen, die feuchter oder stärker beschattet sind. Der Test der Hypothese erfolgte ausschließlich für die Standorte der eutrophen Weidelgrasweide der Extensivweide durch den U-Test. Ausschlaggebend für die Formulierung der Hypothese war die besonders lichte Vegetation im Bereich der Fallenreihe C8 - C10 auf der Extensivweide. Diese Fallenreihe fiel dadurch auf, daß die Artenzusammensetzung sich von den benachbarten Standorten (C11 - C16) stark unterschied. Die Standortgruppierung nach dem Sörensen-Quotienten gibt zumindest für C8 und C10 den Hinweis auf eine besondere Artenzusammensetzung. Hinsichtlich des Wasser-, Sand- und Humusgehaltes bestanden zu den übrigen Standorten des Hügels keine wesentlichen Unterschiede. Lediglich der pH-Wert war hier etwas niedriger, jedoch nicht signifikant. *Calathus fuscipes* war die einzige Art, die einen signifikanten Verteilungsschwerpunkt auf den Standorten C8 - C10 der Extensivweide zeigte (Abb. 13). Auf der Intensivweide hält sie sich an ähnlichen Standorten auf. Die Beobachtungen von Lindroth (1945) bestätigen die Vorliebe der Art für sonnenexponierte Habitate.

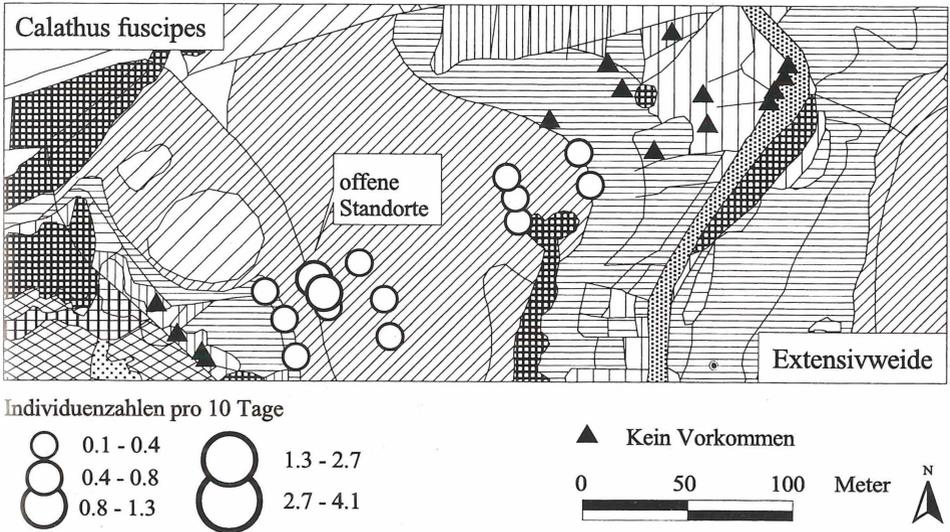
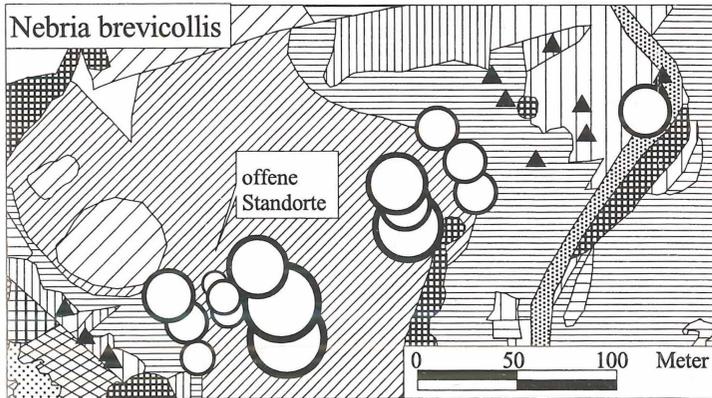
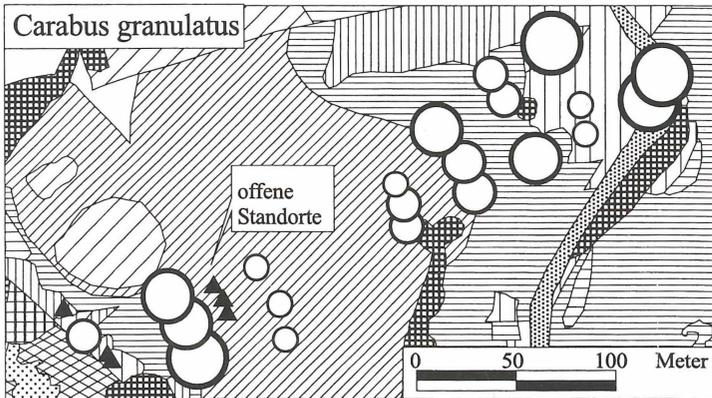
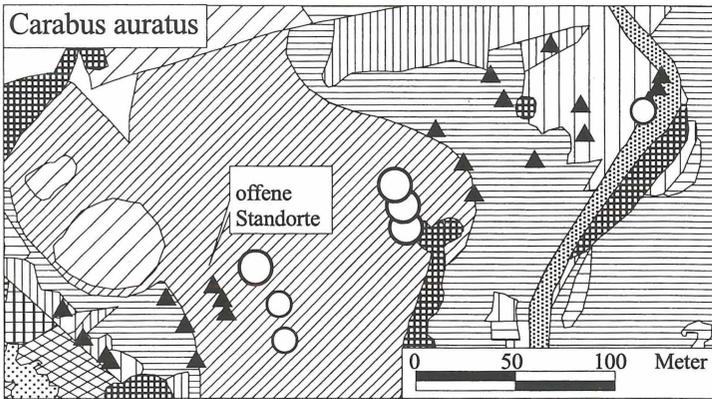


Abb. 13: Räumliche Verteilung von *Calathus fuscipes*, einer Art mit Präferenz für besonders offene Standorte. Erläuterung im Text. Legende siehe Abb. 1

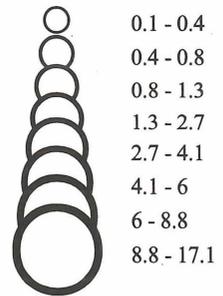
Dem entgegen meiden *Carabus auratus*, *Carabus granulatus*, *Loricera pilicornis* und *Nebria brevicollis* diese besonders sonnenexponierten Standorte signifikant (Abb. 14). Von den beiden letztgenannten Arten ist bekannt, daß sie feuchte- und schattenliebend sind (LINDROTH 1945). Die Präferenz für Beschattung ist wohl als Ursache für das Meiden besonders offener Standorte anzusehen.

Abgesehen von der oben beschriebenen Hypothese konnte mittels des U-Tests für den mineralischen Hügel der Intensivweide nachgewiesen werden, daß einige sonnen- und trockenheitsliebende Arten von der knicknahen Fallenreihe bis zur Eider kontinuierlich abnehmende Individuenzahlen aufwiesen. Dies wurde bei einem signifikanten G-Wert und einem minimalen H-Wert von 60 % für die als xerophil bekannten Arten *Amara familiaris*, *Calathus fuscipes*, *Calathus melanocephalus*, *Carabus hortensis* und *Harpalus affinis* festgestellt. Allein bei dem nach LINDROTH (1945) ebenfalls trockenheitsliebenden *Carabus hortensis* mag die Nähe zum Knick eine zusätzliche Ursache für das Vorkommen der Art an den trockenen Standorten der Intensivweide sein.

Für die Standorte der Brachefläche macht die Prüfung auf Arten mit Präferenz für offene Standorte nur wenig Sinn, da dort alle Standorte entweder durch Knickvegetation oder durch hochgewachsene Brachevegetation stark beschattet waren.



Individuenzahlen pro 10 Tage



Vegetation



Abb. 14: Arten, die besonders offene Standorte meiden. In der Abbildung sind die Verteilungsmuster der Arten *Carabus auratus*, *Carabus granulatus* und *Nebria brevicollis* auf der Extensivweide dargestellt. Erläuterung im Text.

4 Diskussion

Methoden

Die Präferenz zahlreicher Carabidenarten für bestimmte Wassergehalte, Sandgehalte, pH-Werte und andere Bodenparameter ist seit langem aus Ergebnissen von Präferenzversuchen im Labor bekannt, wurde aber auch durch Freilanduntersuchungen nachgewiesen (z.B. PAJE & MOSSAKOWSKI 1984, THIELE 1977, IRMLER 2000, HELLING 1994). Die Analyse von Habitatpräferenzen einzelner Arten, durch Korrelationskoeffizienten nach Spearman wirft einige Fragen auf.

Die Werte des Korrelationskoeffizienten nach Spearman (r) beziehen sich immer nur auf die Spannbreite der Umweltparameter im betreffenden Untersuchungsgebiet und können daher nicht immer direkt mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen verglichen werden.

Da auf den Untersuchungsflächen nur vergleichsweise nasse bis mäßig trockene Standorte beprobt wurden, besonders trockene Standorte aber fehlen, werden Arten, die sich in den trockensten Bereichen des Untersuchungsgebietes aufhalten, als trockenheitsliebend eingestuft. Dies trifft jedoch nur für die Spannbreite der Bodenfeuchten im Untersuchungsgebiet zu und darf nicht als allgemeine Einschätzung der ökologischen Ansprüche dieser Arten verstanden werden.

Im Hinblick auf die im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten ist der Wert des Korrelationskoeffizienten dennoch ein aussagekräftiges Mittel, mit dem sowohl die unterschiedlichen Beziehungen der Arten zu den gemessenen Bodenparametern erfaßt, als auch ansatzweise deren Stärke aufgedeckt werden kann.

Im Vergleich mit einer Untersuchung von IRMLER (2000), die auf Daten von 37 unterschiedlichen Waldstandorten Schleswig-Holsteins basiert, wird deutlich, daß die grobe ökologische Einschätzung der Arten anhand des Korrelationskoeffizienten in beiden Untersuchungen übereinstimmt.

Eine gewisse Einschränkung der Genauigkeit des Korrelationskoeffizienten bei der Beschreibung der Stärke einer Korrelation entsteht dadurch, daß mit dieser Methode nur lineare Zusammenhänge korrekt erfaßt werden. Die Korrelationen derjenigen Arten, die enge Präferenzbereiche im mittleren Bereich der Spannbreite der Bodenparameter haben, werden durch diese Methode nicht erkannt beziehungsweise stark unterschätzt.

Laut SOKAL & ROHLF (1969) ist der G-Test nur für unabhängige Stichproben zulässig. In der vorliegenden Verwendungsweise sind die Stichproben, repräsentiert durch die in den Zeilen formulierten Einzelforderungen der Hypothesen, jedoch abhängig.

Angenommen sei die Hypothese „ $A > B > C$ “, die fordert, daß die Individuenzahlen der Fallengruppe A größer als die von B und C und die Individuenzahlen der Fallengruppe B größer als die von C sein müssen. Bei stochastischer Verteilung steigt jedoch, wenn $A > B$ ist, die Wahrscheinlichkeit, daß auch $A > C$ ist. Um die gleiche Wahrscheinlichkeit sinkt aber auch, daß $B > C$ ist. Dies gilt entsprechend für alle weiteren Permutationen, so daß der Test zur Untersuchung der räumlichen Verteilungen tauglich ist.

Der G-Test ist nicht in der Lage, scharfe räumliche Verteilungen von Arten zu erfassen. Wenn für die Individuenzahlen „ $A > B > C$ “ gelten soll, dann wird die Hypothese auch für Arten abgelehnt, die sich nur im Bereich A aufhalten, da in diesem Falle die Bedingung $B > C$ nicht gewährleistet wird.

Artenzahl, Individuenzahl und gefährdete Arten

Die Artenzahlen von Brache, Extensivweide und Intensivweide unterschieden sich kaum und können somit nicht als Bewertungskriterium für die Flächen herangezogen werden. Von HANDKE & MENKE (1995) wurde auf Bracheflächen ein vergleichsweise höherer Artenreichtum als auf genutztem Feuchtgrünland festgestellt. Dies konnte in der vorliegenden Untersuchung nicht bestätigt werden. Die Autoren führen ihre Beobachtung auf die vielseitige Vegetationsstruktur der Brachefläche zurück.

Der Vergleich von Artenzahlen der drei Untersuchungsflächen ist nicht aussagekräftig, weil diese mit dem Struktureichtum der Fläche ansteigen. Der Struktureichtum von Brache, Extensivweide und Intensivweide war zwar sehr unterschiedlich, kann jedoch aufgrund der unterschiedlichen Biotypen und Bodenparameter auf den Flächen nicht verglichen werden.

Dem entgegen sind die relativen Individuenzahlen der in der Roten Liste Schleswig-Holsteins indizierten Arten recht gut zur Beurteilung des ökologischen Wertes der Untersuchungsflächen geeignet. Auf der Brachefläche waren sie am höchsten, auf der Extensivweide etwas geringer und auf der Intensivweide wurden nur Einzelexemplare gefährdeter Arten festgestellt. MENKE (2000) konnte ebenfalls einen höheren Anteil an Individuen gefährdeter Arten auf Brache- sowie Röhrlichtflächen verglichen mit genutztem Grünland feststellen.

Bei der Bewertung von Carabidensynusien sind nach TRAUTNER (1992) neben dem Vorkommen seltener und gefährdeter Arten auch das Vorkommen und die Artenvielfalt biotypischer anspruchsvoller Arten und die „Vollständigkeit“ von Artengemeinschaften bezüglich der Erwartungswerte wesentliche Kriterien.

Für das gesamte Untersuchungsgebiet kann festgestellt werden, daß sowohl die Artenvielfalt als auch die Anzahl gefährdeter Carabiden stark unter dem natürlichen Potential dieser Standorte liegt (HOERNES & IRMLER 2001). Als Ursache dafür können die im gesamten Untersuchungsgebiet in der Vergangenheit durchgeführten Entwässerungs- und Intensivierungsmaßnahmen der Landwirtschaft gelten. In einem Vergleich der Gesamtartenzahl von Standortgruppen des Untersuchungsgebietes mit den auf vergleichbaren Standorten Schleswig-Holsteins vorgefundenen Artenzahlen, konnte festgestellt werden, daß im Untersuchungsgebiet nur knapp die Hälfte derjenigen Arten leben, die für solche Standorte in Frage kommen (HOERNES & IRMLER 2001). Die durchschnittlichen Artenzahlen der Standortgruppen R1, R2 und R4 (siehe Kapitel 3.3.1) umgerechnet auf 3 Bodenfallen (zur Methodik siehe HOERNES & IRMLER 2001) betragen 20,0, 12,5 und 22,8. Diese Werte liegen deutlich unter den Artenzahlen, die an entsprechenden Standorten Schleswig-Holsteins ermittelt wurden (25,0, 17,5 und 27).

Die Anzahl der gefährdeten Arten betrug für die Standortgruppen R1, R2 und R4 im Durchschnitt 1,0, 1,4 und 1,7 bezogen auf 3 Fallen. Standorte Schleswig-Holsteins, die mit diesen Gruppen vergleichbar sind, wiesen dagegen durchschnittlich 1,6, 1,5 bzw. 1,9

gefährdete Arten pro drei Bodenfallen auf.

Die mit insgesamt 14 Arten äußerst geringe Artenzahl der Gruppe R2 wird möglicherweise durch die zeitweilige Überstauung dieser Fallenstandorte verursacht (HELLER & IRMLER 1997, HANDKE 1995). Diese Standorte können aufgrund des Vorkommens typischer Bewohner nasser Habitats (z.B. *Agonum thoreyi*, *Oodes helopioides*, *Agonum afrum*) dennoch als ökologisch wertvolle Standorte gelten.

Die Individuenzahlen auf Brache und Extensivweide waren deutlich geringer als auf der Intensivweide. Den Trend, daß Bracheflächen deutlich geringere Individuenzahlen aufweisen als genutzte Flächen ähnlicher Standorte, konnten bereits mehrere Autoren feststellen (HELLER & IRMLER 1997, HANDKE & MENKE 1995). Es ist nicht auszuschließen, daß den erhöhten Individuenzahlen auf der Intensivweide keine erhöhte Individuendichte, sondern eine erhöhte Aktivität der Laufkäfer zugrunde liegt. Möglicherweise wird durch die Mahd der Raumwiderstand verringert und somit die Aktivität und dadurch die Fangzahlen erhöht.

Auswirkung der Bodenparameter auf die Carabidenzöosen

Die gemessenen Bodenparameter haben bei der räumlichen Verteilung der meisten Carabidenarten einen nachweisbaren Einfluß. Die wichtigste Stellung nimmt der Bodenwassergehalt ein, der im Untersuchungsgebiet positiv mit dem Humusgehalt sowie negativ mit dem Sandgehalt korreliert ist. Diese herausragende Bedeutung des Bodenwassergehaltes für das Vorkommen von Carabiden konnte bereits von zahlreichen Autoren festgestellt werden (z.B. IRMLER 2000, EYRE et al. 1990, MÜLLER-MOTZFELD 1989a). Zusätzlich ist sicherlich auch das hier nicht gemessene Grundwasserregime bzw. das Vorhandensein und die Dauer von Überstauungen ein bedeutender Standortfaktor (HUK 1999, HELLER & IRMLER 1997, NÖTZOLD 1996). Einen Hinweis darauf gibt die Standortgruppe R2, deren besondere Artengemeinschaft vermutlich auf Überstauungsereignisse zurückgeführt werden kann.

Im Gegensatz zu den oben genannten Faktoren konnte HELING (1994) die Lichtintensität sowie die Temperatur als die wichtigsten Ursachen für das Vorkommen von Carabidenarten feststellen. Dies ist kein direkter Widerspruch zu den vorliegenden Untersuchungsergebnissen, da diese Parameter zwar nicht untersucht wurden, aber vermutlich indirekt mit Wassergehalt, Sandgehalt und Gehalt an organischer Substanz korreliert sind. Sowohl die Lichtintensität als auch die Temperatur eines Standortes sind nämlich stark von der vorhandenen Vegetationsstruktur abhängig, diese wiederum im Wesentlichen von der Nutzung, dem Grundwasserstand, dem Nährstoffhaushalt des Bodens und den übrigen gemessenen Bodenparametern.

Bei einigen Arten kann jedoch auch der pH-Wert die räumliche Verteilung beeinflussen. Die Korrelation einiger Arten mit dem pH-Wert des Bodens (nachgewiesen durch den Korrelationskoeffizienten nach Spearman) erscheint auf den ersten Blick erstaunlich. Dennoch ergaben bereits Versuche von PAJE & MOSSAKOWSKI (1984), daß adulte Carabiden aufgrund antennaler Sensoren in der Lage sind, unterschiedliche pH-Werte wahrzunehmen. Für einige Arten (z.B. *Agonum sexpunctatum* und *Agonum ericeti*) wiesen die Autoren eine Präferenz für bestimmte pH-Bereiche nach. Auch HELING (1994) konnte in Freilanduntersuchungen zeigen, daß für ca. 5 % der dort untersuchten Carabidenarten der pH-Wert des Bodens bei der Habitatwahl bedeutsam ist.

Die Konzentration der Arten *Anchomenus assimilis*, *Patrobus atrorufus* und *Agonum viduum* an Standorten mit relativ hohen pH-Werten im Untersuchungsgebiet kann auf verschiedene Weise interpretiert werden. Wie MÜLLER-MOTZFELD (1989a) vermutet, könnte der pH-Wert des Bodens eine indirekte Wirkung auf die Eier bzw. die dünnhäutigen Junglarven einiger Arten haben. Ebenso wäre es vorstellbar, daß einige Beuteorganismen der genannten Arten auf den pH-Wert reagieren und auf diese Weise ebenfalls indirekt das Vorkommen ihrer Prädatoren bestimmen.

Im speziellen Falle des Untersuchungsgebietes ist es auch möglich, daß sich andere Parameter mit dem pH-Wert überschneiden und so die Präferenz für höhere pH-Werte nur dem Anschein nach existiert. Dies waren im Falle aller drei Untersuchungsflächen die Standorte an der Eider sowie die Knickstandorte und ihre nähere Umgebung auf der Brache.

Da sowohl Uferbereiche als auch Standorte mit Gehölzen eine besondere Bedeutung für Carabiden haben, wäre es denkbar, daß die räumliche Verteilung der Carabiden vornehmlich durch diese Standortgegebenheiten verursacht wird. Dem entgegen steht die Beobachtung von IRMLER (2000), der ebenfalls für genau diese drei Arten einen positiven Bezug zum pH-Wert des Bodens feststellen konnte. Daher scheint es plausibel, daß der pH-Wert in der räumlichen Verteilung dieser Arten tatsächlich eine Rolle spielt und die Verteilung nicht nur auf die Besonderheit der oben genannten Standorttypen zurückzuführen ist.

Auswirkung der Nutzung auf die Carabidenzöosen

EYRE et al. (1990) fanden, daß unterschiedliche Nutzungsweisen von Grünland eine Auswirkung auf die Carabidenzöosen haben können. Im Untersuchungsgebiet ist es jedoch schwer, die Auswirkungen von unterschiedlicher Beweidungsintensität, Mahd oder Brachefall deutlich von den Einflüssen der Bodenparameter und anderer Umweltfaktoren abzugrenzen. Viele der Parameter überschneiden sich, so auch die Einflüsse der Mahd und der intensiven Beweidung, die auf der Intensivweide nebeneinander wirken.

Um genauere Aussagen zur Auswirkung von Beweidungseffekten treffen zu können, wäre es nötig gewesen, die durch den Vertritt entstehende Bodenverdichtung, die Vegetationshöhe und auch den Bedeckungsgrad zu messen.

Verschiedene Beweidungsintensitäten haben auf die Vegetationsstruktur eine unterschiedliche Wirkung und bestimmen damit indirekt das Vorkommen einzelner Arten. Intensiv beweidete Standorte sind durch besonders niedrige Vegetation und damit einhergehend durch höhere Lichtintensität und geringere Boden- und Luftfeuchte in den bodennahen Schichten geprägt. Dem entgegen zeichnen sich extensiv beweidete Bereiche durch höhere Vegetation aus, die den Boden durch einen höheren Bedeckungsgrad ausreichend beschattet und dort dadurch für ein ausgeglicheneres, feuchteres Mikroklima sorgt.

In der vorliegenden Untersuchung deutet sich die Auswirkung unterschiedlicher Nutzungsweisen an. Aus der Gruppierung der Fallenstandorte nach dem Renkonen-Index (Kapitel 3.3.1) wird eine Trennung stark beweideter von schwach beweideten Standorten deutlich. In Gruppe R1 sind alle Niedermoorstandorte der Brache sowie die nur schwach beweideten Niedermoorstandorte der Extensivweide zusammengefaßt. Auf der anderen

Seite werden alle Intensivweidestandorte und die stark beweideten Mineralboden- bzw. Anmoorstandorte der Extensivweide der Gruppe R4 zugeordnet. Die Gruppen R2 und R3 liefern keine weitere Information zur Nutzungssituation der Standorte. Sie sind vor allem durch den hohen Wassergehalt bzw. durch die Beschattung durch Knickvegetation geprägt. Deutliche Unterschiede der Carabidenzönosen extensiv und intensiv beweideter Mineralböden konnten nicht festgestellt werden, da auf beiden Flächen offensichtlich sehr kleinräumige Unterschiede in der Nutzungsintensität bestanden und außerdem im Falle der Intensivweide noch die Mahd als zusätzlicher einflußnehmender Faktor hinzukam. Da die direkten Effekte verschiedener Nutzungsintensitäten auf den drei Untersuchungsflächen nicht gemessen wurden, kann anhand der Carabidenzönosen nur die oben gezeigte, grobe Abschätzung zu den Folgen verschiedener Nutzungsweisen durchgeführt werden.

Die Auswirkung der Beweidung auf Laufkäferzönosen wurde schon von zahlreichen Autoren untersucht (IRMLER et al. 1998, DENNIS et al. 1997, KRÜPER 1995, KLIEBER et al. 1995, MÜLLER 1989, TIETZE 1985). Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind leider sehr unterschiedlich und lassen sich aus mehreren Gründen nicht ohne Einschränkungen miteinander vergleichen. Faktoren, die einen Vergleich der Untersuchungen unmöglich machen, sind die Unterschiede in Vegetationstypen, geographischer Lage, Nutzungsintensitäten sowie verschiedenen Methoden zur Einschätzung bzw. Messung der Nutzungsintensitäten, die in den einzelnen Untersuchungen vorlagen. Die hier betrachteten Untersuchungen fanden in den unterschiedlichsten Regionen Europas statt und wurden in verschiedenen Vegetationstypen durchgeführt. Die Nutzung erfolgte in variablen Intensitäten. Zum Teil wurden sogar verschiedene Weidetiere (Rinder, Schafe) eingesetzt. Sicherlich sind auch die Auswirkungen einer Beweidung mit der gleichen Besatzdichte auf den verschiedenen Böden (z.B. Mineralböden und Niedermoor) oder auf verschiedenen Pflanzengesellschaften unterschiedlich.

Besonders problematisch ist, daß in den meisten Untersuchungen keine Bodenparameter gemessen wurden. So besteht die Gefahr, daß Effekte der Bodenparameter auf die räumliche Verteilung der Carabiden fälschlicherweise als Auswirkungen unterschiedlicher Nutzungsintensitäten interpretiert werden.

Als weitere Schwierigkeit bei der Einschätzung der Beweidungseffekte kommt noch das Weideverhalten der Rinder hinzu, das dazu führt, daß einige Standorte von der gesamten Herde als bevorzugte Weide-, andere als Ruheplätze, und wieder andere kaum genutzt wurden. Dadurch entstand auf einer von der Besatzdichte her extensiv beweideten Fläche ein Mosaik aus intensiv, extensiv und ungenutzten Bereichen.

Ein Vergleich zum Einfluß von Bodenparametern und Nutzung kam zu dem Ergebnis, daß die Nutzung für die Ausprägung der Artenzusammensetzung der Laufkäfer im Feuchtgrünland von untergeordneter Bedeutung ist (IRMLER et al. 1998). Als wichtigere Einflüsse werden die Wasserstufe und der pH-Wert genannt. Die Autoren kommen zu dem Schluß, daß eine intensive Nutzungsweise jedoch indirekt durch die Veränderung des Wasserhaushaltes eine Auswirkung auf die Lebensgemeinschaften des Feuchtgrünlandes hat. Auch EYRE et al. (1990) stellten fest, daß die Auswirkungen der Nutzungsintensität hinter den Einflüssen der Bodenparameter zurücktreten.

Dem gegenüber konnten DENNIS et al. (1997) für fünf Carabidenarten eine signifikante Auswirkung der Beweidungsintensität nachweisen. Vier der Arten verzeichneten in den

unbeweideten Bereichen eine höhere Abundanz. Die einzige Art, die positiv mit höheren Beweidungsintensitäten korrelierte, war *Pterostichus strenuus*. Gleichzeitig präferierte diese Art jedoch höhere Vegetation. Für *Calathus fuscipes* und *Loricera pilicornis* stellten die Autoren eine Präferenz für höhere Besatzdichten und kürzere mittlere Vegetationshöhe fest. Im Untersuchungsgebiet haben die beiden letztgenannten Arten ihren Verteilungsschwerpunkt auf dem Hügel der Extensivweide und den trockeneren Bereichen der Intensivweide. Diese Bereiche sind zwar gleichermaßen stark beweidet, dennoch kann die Verteilung der beiden Arten auch durch die Bodeneigenschaften der Standorte erklärt werden. Beide haben einen negativen Korrelationskoeffizienten (nach Spearman) zu Wasser- und Humusgehalt sowie einen positiven zum Sandgehalt des Bodens.

Auf der Intensivweide wirkten gleichzeitig drei verschiedene Hauptfaktoren der Nutzung. Zum einen die Beweidung mit durchschnittlich 2,7 Rindern pro Hektar. Zum anderen haben sicherlich auch die zweimalige Mahd der Weide im Frühjahr sowie das Düngen und Befahren der Fläche einen Einfluß auf das Arteninventar und die Individuenzahl. Zusätzlich wurden die Niedermoorböden noch stark entwässert, dies stellt die Voraussetzung für eine derartig intensive Nutzung der Fläche dar. Mehrere Untersuchungen konnten belegen, daß jeder der oben genannten Faktoren einen Einfluß auf die Carabidenfauna ausübt.

BONESS (1953) stellte fest, daß die Mahd die faunistische Abgrenzung der Wiese nach außen verschärft und die Vereinheitlichung des Bestandes selbst fördert. Ihm zufolge ändert die Mahd kurzzeitig die mikroklimatischen Verhältnisse, fördert dadurch die Aktivität wärmeliebender Arten und hemmt die Lebensäußerungen derjenigen Arten, die an hohe Feuchtigkeit gebunden sind. Die Fauna einer Wiese stellt sich auf die Eingriffe des Menschen ein. Boness konnte für viele bewegliche Arthropoden zeigen, daß sie auf die Mahd mit Abwanderung reagieren. Die Wiederkehr dieser Arten erfolgte dann zum großen Teil durch das Heranwachsen von neuen Individuen aus bodenbewohnenden Jugendstadien. Der mechanische Streß der Mahd scheint dennoch auf einige Carabidenarten dauerhaft negativ zu wirken. TIETZE (1985) vermutet, daß große Carabiden selektiv stärker betroffen sind als kleinere. Dies konnte auf der Intensivweide jedoch nicht beobachtet werden.

Nach HELLING (1994) verursacht häufiges Mähen von Wiesen eine verarmte, homogene Vegetation und eine Carabidenfauna mit einem hohen Anteil eurytoper, kulturbegünstigter Arten (siehe auch KLIEBER et al. 1995, TIETZE 1985, ZELTNER 1989). Dieses Phänomen kann auch auf der Intensivweide beobachtet werden, wo eurytope Bewohner von Frischwiesen wie *Pterostichus melanarius* und *Nebria brevicollis*, eine herausragende Stellung einnehmen. Unter weniger intensiver Nutzung von Niedermoorstandorten, wie z.B. auf der untersuchten Brachefläche, rücken Feuchtwiesenbewohner wie *Pterostichus diligens* und *Pterostichus nigrita* mehr in den Vordergrund. In einer Untersuchung von KLIEBER et al. (1995) wurde für *Pterostichus strenuus*, *Poecilus versicolor* und *Amara communis* eine positive Korrelation zur Mahd sowie eine negative zum Bodenwassergehalt festgestellt. Dies wird durch die vorliegende Untersuchung nicht bestätigt. Keine der drei Arten zeigte eine Konzentration auf die gemähten Bereiche. Allein *Poecilus versicolor* kam nur auf der Intensivweide vor, jedoch ausschließlich auf deren intensiv beweideten, jedoch nicht gemähten Teil. Es ist auch für diese Arten anzunehmen, daß die Bodenfaktoren eine größere Bedeutung als die Bewirtschaftungsweise haben.

Mähen und Düngen soll bei Carabiden zu einer Erhöhung der durchschnittlichen Indivi-

duenzahlen führen (SIEPEL et al. 1989, SOUTHWOOD & VAN EMDEN 1967). Der positive Effekt der Mahd auf die Individuenzahlen der Carabiden nimmt jedoch offensichtlich mit zunehmender Schnitzzahl ab und bewirkt dann eine Abnahme der Aktivitätsdichten (ZELTNER 1989). Die Individuenzahlen pro Bodenfalle sind auf der Intensivweide des Untersuchungsgebietes doppelt so hoch wie auf den anderen beiden Untersuchungsflächen. Daher liegt die Vermutung nahe, daß hier Mahd bzw. leichte Düngung (SIEPEL et al. 1989) einen positiven Einfluß auf die Individuenzahlen hatten. Dennoch ist nicht auszuschließen, daß die Mahd durch die Verringerung des Raumwiderstandes lediglich eine gesteigerte Laufaktivität der Carabiden bewirkte, jedoch keine Erhöhung der Individuendichte verursachte.

Die Verarmung der Carabidenfauna intensiv genutzter Flächen in Form einer sehr steilen Dominanzkurve, wie sie von HELLING (1994) beschrieben wird, konnte hier nicht beobachtet werden. Auf der Intensivweide wurden 70 % der Individuenzahlen von fünf Arten gestellt, *Nebria brevicollis* war hier mit einer Dominanzaktivität von knapp 35 % die häufigste Art. Ähnliche Dominanzstrukturen bestanden jedoch auch auf der Brache, dort wurden 65 % der Individuenzahlen von ebenfalls nur fünf Arten gestellt, hier dominierte *Carabus granulatus* mit 28 %. Der Abfall der Dominanzkurve ist im Falle der Intensivweide nur um wenig steiler als bei der Brachefläche. Die Extensivweide kann aufgrund ihrer stark heterogenen Struktur nicht als Vergleich herangezogen werden.

Möglicherweise entscheidet auch die Mahdtechnik über den Einfluß auf die Carabidenfauna. Nach SCHAEFER & HAAS (1979) hat die Mahd mit dem Mähbalken auf einer Bergwiese in Niedersachsen keine deutlichen Auswirkungen auf die Siedlungs- und Schlüpfdichte von Coleopteren. Auch die Aktivität und Diversität der Käfer wurde durch diese Mahdtechnik nicht negativ beeinflusst.

Die intensive Nutzung durch Mahd und Beweidung machen auf feuchten Niedermoorstandorten wie der Intensivweide eine kontinuierliche Entwässerung notwendig. Auch diese Entwässerungsmaßnahmen wirken stark auf die Artenzusammensetzung und verursachen einen Rückgang der typischen Feuchtwiesenbewohner (TIETZE 1985, IRMLER et al. 1989)

Das mitteleuropäische Landschaftsbild ist größtenteils durch anthropogen genutzte Flächen geprägt. Bracheflächen waren bis vor ca. 30 Jahren noch äußerst selten (SCHNITTER 1991, HANDKE 1989). Anfang der 70er Jahre entstanden durch Nutzungsaufgaben im Zusammenhang mit der beginnenden landwirtschaftlichen Überproduktion immer mehr Bracheflächen (KAULE 1991, PLACHTER 1991). Im Laufe der Verbrachung einer Wiese werden hohe Gräser und großlaubige Kräuter gefördert, die über die Veränderung des Mikroklimas und der Struktur eine Veränderung der Fauna mit sich bringen (KAULE 1991). Mit der Verbrachung gehen außerdem noch Änderungen im Bodensubstrat und dem Bodenwassergehalt einher (EYRE et al. 1990).

Die Bracheflächen können innerhalb der Agrarlandschaft aufgrund ihrer ungestörten Lebensräume als biologische Reproduktionspotentiale oder Vernetzungsstrukturen für gefährdete Pflanzen- und Tierarten angesehen werden (SCHNITTER 1991). Sie sind außerdem die einzigen dynamischen Strukturen inmitten einer mehr oder minder statischen Kulturlandschaft (KAULE 1991).

In jedem Falle verändert die Verbrachung jedoch die typischen Tier- und Pflanzengesellschaften der Feuchtwiesen (TRAUTNER & BRÄUNICKE 1997, Eigner 1990).

Die Brachefläche nimmt im Untersuchungsgebiet hinsichtlich ihres Laufkäferinventars eine von den intensiv genutzten Untersuchungsbereichen isolierte Position ein. Nach dem Renkonen-Index werden alle Brachestandorte (ausgenommen der Knickstandorte) mit einigen Niedermoorstandorten der Extensivweide zur Gruppe R1 zusammengefaßt. Sie werden damit von allen Standorten der Intensivweide sowie den von den Weidetieren stark genutzten Bereichen der Extensivweide deutlich getrennt. Die Einzelstandorte der Brache unterscheiden sich anhand ihres Arteninventars nicht wesentlich. Dies gilt auch für die Vegetationsstruktur der Brache, die einheitlich durch eine hochgewachsene Krautschicht geprägt war.

Die Auswirkungen des Brachezustandes können kaum festgestellt werden, da er im Untersuchungsgebiet mit einem hohen Bodenwassergehalt einher geht und sich diese Faktoren überschneiden.

Da es sich bei einer Brache um einen dynamischen Lebensraum handelt, kann man davon ausgehen, daß sich die Carabidenzöosen im Laufe der Zeit stark ändern. Dieses Phänomen wurde durch STRÜVE-KUSENBERG (1980) beobachtet, wobei alte Brachen immer ärmer an Arten und Individuen waren als junge. DENNIS et al. (1997) konnten bei vier Carabidenarten feststellen, daß sie in unbeweideten Bereichen eine höhere Abundanz verzeichneten als auf beweideten Flächen. Eine dieser Arten, *Pterostichus strenuus*, die gleichzeitig auch höhere Vegetation präferieren soll, kam im Untersuchungsgebiet vor. Die Art war dort besonders stark und stetig auf der Brachefläche vertreten, also an Standorten mit besonders hoher Vegetation.

Zum Untersuchungszeitraum bot die Niedermoorfläche der Brache 17 Carabidenarten einen Lebensraum. Es ist jedoch nicht auszuschließen, daß es mit zunehmendem Alter der Brache zu einem Rückgang an Arten und Individuenzahlen der Laufkäfer kommt.

Die Brachefläche trägt durch das Vorkommen zweier Rote Liste Arten sowie zahlreicher anderer hygrophiler Arten ohne Zweifel zum Wert des Projektgebietes bei. Ihre monotone Struktur könnte jedoch durch kleinräumige Pflege- und Vernässungsmaßnahmen strukturell aufgewertet werden.

Kleinräumige Verteilungsmuster

Mit Hilfe des G-Tests wurden Verteilungsmuster von Arten auf ihre Signifikanz überprüft. Die Benennung der Arten als sogenannte Brachearten, Waldarten, Arten des Flußufers bzw. Arten mit Präferenz für oder Abneigung gegen offene Standorte geht auf die Maßkriterien der zugrundeliegenden Hypothesen zurück. Die Ergebnisse des G-Tests sollen, unabhängig von den bekannten Angaben zur Ökologie der Arten, Auskunft über die aktuelle Verteilung einzelner Arten im Untersuchungsgebiet geben. Durch die Betrachtung der kleinräumigen Verteilungsmuster können Schlüsse hinsichtlich der ökologischen Weite der Arten im Untersuchungsgebiet gezogen werden.

Die Verteilungsmuster entstehen unter den vielfältigen Einflüssen von Bodenparametern, Nutzung, Mikroklima und vielleicht auch durch interspezifische Konkurrenz. THIELE (1964a, 1964b, 1977) konnte nachweisen, daß sich bestimmte Arten einer Gattung an Freiland-Standorten gegenseitig ausschließen. Dennoch bleibt der Nachweis direkter Konkurrenz im Freiland methodisch äußerst kompliziert und wurde kaum unternommen. Dage-

gen gelingt ein Nachweis von Präferenzen bestimmter Standortparameter sehr leicht (z.B. IRMLER 1998, NÖTZOLD 1996, HELLING 1994).

In der vorliegenden Untersuchung sind viele der kleinräumigen Verteilungsmuster durch die gemessenen Standortparameter, besonders durch den Wassergehalt, zu erklären. In einigen Fällen geben besondere Verteilungsmuster Hinweise auf Wirkung anderer, nicht gemessener Faktoren. Dies ist zum Beispiel der Fall bei den Arten mit Präferenz für bzw. Abneigung gegen besonders offene Standorte. Ihr Verteilungsmuster auf den Weidelgrasweide-Standorten der Extensivweide wird durch den unterschiedlichen Bedeckungsgrad der sonst ähnlichen Standorte verursacht. In vielen anderen Fällen ist es sehr schwierig, die einzelnen Effekte der zahlreichen Standortparameter voneinander zu trennen.

Bei der Analyse der kleinräumigen Verteilungen muß jedoch immer berücksichtigt werden, daß die Dynamik in den Carabidenpopulationen natürliche, zufällige Klumpungen der Individuen auf bestimmte Flächen hervorruft.

Die Ursache für die Konzentration einiger Arten an besonders offenen Stellen der Extensivweide könnte sein, daß an jenen Stellen die Laufaktivität einiger Arten aufgrund des geringeren Raumwiderstandes erhöht ist und sich aus diesem Grund dort Arten konzentrieren, die auch auf allen anderen Weidelgrasweide-Standorten vorkommen. Die Plausibilität dieser Überlegung wird jedoch dadurch geschwächt, daß es auch Arten gibt, die sonst auf allen Weidelgrasweide-Standorten vorkommen, aber nicht an diesen offenen Stellen.

Die mit Hilfe des G-Tests ermittelten Brachearten sind alle feuchtepräferent. Da es sich bei den Brachestandorten auch gleichzeitig um die durchschnittlich feuchtesten Standorte handelt, ist es in diesem Zusammenhang nicht möglich, den Einfluß von Bodenfeuchte und Nutzung eindeutig voneinander zu trennen. Auch HELLER & IRMLER (1997) stellten fest, daß Feuchtgrünlandarten auf Bracheflächen in höheren Anteilen vorkommen und daher anscheinend mehr durch die Nutzung als durch den Bodenwassergehalt beeinflußt werden.

Ausblick: Aspekte des Naturschutzes

Nach HELLER & IRMLER (1997) stellt u.a. die angetroffene Anzahl der in den roten Listen geführten Arten ein Kriterium für die Beurteilung und Bewertung von Pflegemaßnahmen dar. Hiernach sind sowohl die Brache als auch die Bewirtschaftungsform der Extensivweide Pflege- bzw. Erhaltungsmaßnahmen, die dazu geeignet sind, das Vorkommen in Schleswig-Holstein gefährdeter Arten auf diesen Flächen zu sichern. Die durch die Bewirtschaftungsform der Intensivweide erzeugten Habitate eignen sich für keine der auf den übrigen Flächen vorkommenden gefährdeten Arten.

Die geplanten Wiedervernässungsmaßnahmen und die damit verbundenen kleinräumigen Überstauungsereignisse werden sich vermutlich stark auf die Carabidenfauna des Eidertals auswirken. KRÜPER (1999) beschreibt die Auswirkung von Renaturierungsmaßnahmen auf ehemals intensiv genutztem und melioriertem Niedermoor. Die typischen Feuchtgrünlandbewohner fehlten dort bzw. waren nur sehr gering vertreten. Durch die Wiederanhebung des Grundwasserspiegels und durch den Übergang zu einer extensiven Beweidung konnte eine schrittweise Zunahme der typischen Feuchtgrünlandbewohner beobachtet werden. Ein entsprechender Erfolg der Wiedervernässungsmaßnahmen kann

also auch im Eidertal erwartet werden. Für längerfristige Überstauungen von Flächen ist bekannt, daß einige Arten wie z.B. *Dyschirius globosus*, *Poecilus versicolor* oder *Pterostichus vernalis* mit Populationseinbrüchen reagieren, andere wie z.B. *Agonum afrum*, *Oodes helopioides* und *Pterostichus nigrita* profitieren von solchen Ereignissen (HUK 1999). Es ist jedoch anzunehmen, daß vor allem die typischen Arten der nassen Grünländer von den Wiedervernässungsmaßnahmen profitieren werden.

Für das Naturschutzmanagement von Niedermooren im Bereich Braunschweigs schlägt HUK (1999) *Blethisia multipunctata* und *Carabus clathratus* aufgrund ihres Verbreitungsschwerpunktes auf Feucht- und Naßwiesen, ihrer leichten Erkennbarkeit und ihrer aktuellen Gefährdung, als Zielarten vor. Da *Carabus clathratus* im Untersuchungsgebiet nicht erfaßt wurde und *Blethisia multipunctata* nur als Einzelindividuum (SCHULZ 2002, mündl.), ist es sinnvoll, Arten mit ähnlichem Verbreitungsschwerpunkt als Zielarten für das Eidertal heranzuziehen. Die bereits im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten *Agonum fuliginosum*, *Acupalpus exiguus*, *Pterostichus minor*, *Bembidion guttula* und *Oodes helopioides* eignen sich in ähnlicher Weise als Zielarten für die Niedermoorbereiche. Bei den ersten vier handelt es sich um diejenigen Arten, die sich im Gebiet nach dem Muster der Brachearten verteilen. Alle diese Arten haben eine Vorliebe für feuchte Niedermoorstandorte, die nur extensiv bzw. nicht genutzt werden. Von den genannten Arten gilt allerdings nur *Acupalpus exiguus* als potentiell gefährdet (ZIEGLER & SUKAT 1994). Im Hinblick auf ihre Gefährdung, ihre sehr eingeschränkte Verbreitung im Untersuchungsgebiet sowie ihre leichte Erkennbarkeit eignen sich noch *Agonum sexpunctatum* und *Panagaeus cruxmajor* als Zielarten. Von beiden Arten wurden jedoch nur äußerst geringe Individuenzahlen (5 bzw. 10) erfaßt. *Agonum sexpunctatum* kam ausschließlich in eng umgrenzten Flutrasenbereichen der Extensivweide vor. *Panagaeus cruxmajor* war dagegen nur auf der Brachefläche, dort jedoch an sehr unterschiedlichen Standorttypen vertreten.

Speziell für die Schilfröhrichtbereiche des Niedermoors eignen sich *Oodes helopioides* und *Agonum thoreyi* als Zielarten. Beide sind Indikatoren für eine hohe Wasserversorgung von Schilfbeständen. Ihre Individuenzahlen sind bei guter Wasserversorgung hoch und nehmen mit zunehmender Verschlechterung der Wasserversorgung stark ab (FRITZE 1989).

Des weiteren könnte *Elaphrus uliginosus* als Zielart gelten, dessen Ansiedlung im Untersuchungsgebiet wertgebend wäre.

Trockene Bereiche waren auf den Untersuchungsflächen aufgrund ihrer Lage in einem Flußtal nicht besonders stark verbreitet. Daher ist in diesem Fall die Definition von Zielarten für solche Bereiche problematisch. Dennoch werden vermutlich aufgrund der extensiven Beweidung auch offene, trockene Stellen in der halboffenen Weidelandschaft entstehen. Als Zielart für mäßig trockene Bereiche eignet sich *Carabus auratus*, da die Art sowohl im Feld leicht erkennbar, als auch in Schleswig-Holstein aktuell gefährdet ist (ZIEGLER & SUKAT 1994). Die Ausbreitung der Art auf andere Flächen ist jedoch aufgrund ihrer Flugunfähigkeit nur sehr zögerlich zu erwarten (TURIN 2000). Für besonders trockene und warme Bereiche kommt *Panagaeus bipustulatus* in Frage, der jedoch nur als Einzelfund auf dem mineralischen Bereich der Intensivweide angetroffen wurde. Diese Art hat also im Raum des Projektgebietes ein Vorkommen und es ist anzunehmen, daß sie aufgrund ihres Flugvermögens mit einem größeren Ausbreitungsvermögen ausgestattet ist (TURIN 2000).

5 Zusammenfassung

Innerhalb des Projektgebietes „Weidelandschaft Eidertal“, das ca. 20 Kilometer südlich von Kiel gelegen ist, wurden im Jahre 1999 drei Untersuchungsflächen ausgewählt, die als Brache, Extensivweide (1 Rind pro ha) und Intensivweide (2-malige Mahd und 2,7 Rinder pro ha) genutzt wurden. Auf diesen Flächen wurden Meßnetze bestehend aus 32, 29 bzw. 24 Bodenfallen etabliert. Mittels einer 4 %-igen Formalinlösung als Fangflüssigkeit wurden die Carabiden in einem Zeitraum von Mai bis einschließlich September erfaßt.

Die drei Meßnetze stellten je einen räumlichen Schnitt durch das Eidertal dar, ausgehend vom mineralischen Randbereich des Tales, über die nassen Niedermoorflächen bis zum Eiderufer. Im Tal fanden sich feuchte bis nasse Niedermoorböden, mit zumeist Feuchtwiesen- und Flutrasenvegetation. Am Talrand lagen Mineralböden wie Parabraunerden und Braunerden vor mit meist eutrophen Weidelgrasweiden. Auf der Extensivweide befand sich in der Mitte des Meßnetzes ein trockener mineralischer Hügel, dem sich zu beiden Seiten Niedermoorböden anschlossen.

Für jeden der 85 Fallenstandorte wurden die Bodenparameter pH-Wert, Sandgehalt und Humusgehalt jeweils einmalig bestimmt. Der Wassergehalt wurde innerhalb der Fangperiode zu fünf Zeitpunkten im Abstand von etwa einem Monat gemessen.

Es wurden insgesamt 9317 Laufkäfer mit 75 Arten nachgewiesen. Auf der Roten Liste Schleswig-Holsteins stehen sechs der Arten (*Badister peltatus*, *Carabus auratus*, *Agonum sex-punctatum*, *Panagaeus cruxmajor*, *P. bipustulatus*, *Chlaenius nigricornis*) als gefährdet bzw. stark gefährdet. *Acupalpus exiguus* ist in Schleswig-Holstein potentiell gefährdet. Die Artenzahlen auf den drei Untersuchungsflächen unterschieden sich kaum. Sie betrug auf der Brache 50, der Extensivweide 51 und auf der Intensivweide 52.

Anhand des Renkonen-Index konnten 4 Standortgruppen differenziert werden. Die erste Gruppe umfaßte feuchte Niedermoorstandorte mit einem durchschnittlichen Wassergehalt von 71 % und einem Humusgehalt von ca. 46 %. Hier dominierten *Carabus granulatus* mit ca. 30%, und *Agonum fuliginosum* mit ca. 15 % der Individuen. Typische Arten, die ihren Verteilungsschwerpunkt ausschließlich auf dieser Standortgruppe hatten, waren *Dyschirius globosus*, *Pterostichus diligens* und *Acupalpus exiguus*.

In der zweiten Gruppe wurden Niedermoorstandorte zusammengefaßt, die bei hohen Schwankungen mit durchschnittlich 79 % Wassergehalt die höchste Bodenfeuchte aufwiesen. Außerdem unterlagen die Wassergehalte an diesen Standorten hohen Schwankungen. Mit jeweils ca. 20 % waren *Agonum fuliginosum* und *Agonum viduum* am stärksten vertreten. Typische Arten dieser Standorte waren *Agonum thoreyi* und *Oodes helopioides*.

Zur dritten Gruppe gehörten Fallenstandorte innerhalb eines Knicks. Der Wassergehalt betrug ca. 25 %, der Humusgehalt nur knapp 10 %. Hier waren *Ophonus rufibarbis* mit knapp 25 %, und *Carabus granulatus* mit 12 % dominant. Typische Waldarten wie *Calathus rotundicollis*, *Cychnus caraboides* oder *Carabus nemoralis* kamen zwar nur in dieser Standortgruppe vor, ihre Aktivitätsdominanz lag jedoch unter 5 %.

In der vierten Gruppe sind Mineralbodenstandorte sowie trockene Anmoor- und Niedermoorstandorte zusammengefaßt. Der mittlere Wassergehalt betrug 36 %, die Humusgehalte lagen bei ca. 15 %. *Nebria brevicollis* dominierte mit knapp 35 %, gefolgt von *Pterostichus*

melanarius mit 15 % und *Carabus granulatus* mit 8 %. Typische Arten dieser Standorte waren *Nebria brevicollis*, *Poecilus versicolor*, *Calathus fuscipes* und *Bembidion properans*.

Mit Hilfe der Korrelationskoeffizienten nach Spearman konnten für das Vorkommen von 38 Arten eine Beziehung zu den gemessenen Bodenparametern festgestellt werden. Die Arten wurden danach in eine feuchteliebende (z.B. *Agonum fuliginosum*, *Pterostichus minor*) und eine trockenheitsliebende Gruppe (z.B. *Pterostichus melanarius*, *Nebria brevicollis*) unterteilt. Eine weitere Gruppe bildeten *Patrobus atrorufus*, *Anchonomus assimilis* und *Agonum viduum*, deren Vorkommen ausschließlich mit dem pH-Wert positiv korreliert war.

Unter Verwendung des G-Tests wurden spezifische räumliche Verteilungsmuster der Carabiden nachgewiesen. Danach wurden *Agonum fuliginosum*, *Bembidion guttula*, *Pterostichus minor* und *Acupalpus exiguus* als Brachearten charakterisiert, deren Individuenzahl mit zunehmender Nutzungsintensität abnahm. *Calathus fuscipes* konzentrierte sich außerdem auf besonders offenen Stellen mit geringer Vegetationsbedeckung. Im Gegensatz dazu mieden *Carabus auratus*, *Loricera pilicornis* und *Nebria brevicollis* solche Stellen.

Die Auswirkungen der unterschiedlichen Nutzungsweisen auf die Carabidenzönosen wurde auch durch die Gruppierung der Standorte durch den Renkonen-Index belegt. Außerdem lag auf der Intensivweide eine im Vergleich zu den anderen beiden Flächen doppelt so hohe Individuenzahl vor. Die Entwässerung der Niedermoorflächen, eine Voraussetzung für die intensive Nutzung, wirkte sich stark auf die Zusammensetzung der Carabidenzönosen aus.

Stärker als die unterschiedlichen Nutzungsweisen beeinflussten jedoch die gemessenen Bodenparameter, insbesondere der Wassergehalt, aber auch der Sand- und Humusgehalt sowie in einigen Fällen auch der pH-Wert die räumliche Verteilung der Arten.

Als Zielarten für die Niedermoorbereiche der Untersuchungsgebiete können *Agonum thoreyi*, *Oodes helopioides* und *Panagaeus cruxmajor* dienen. Diese Arten wurden an einigen Standorten im Untersuchungsgebiet nachgewiesen.

6 Summary

Investigations were performed on three research areas, situated 12 km south of Kiel (northern Germany) in the valley of the River Eider, that were used in the following ways: 1) an abandoned grassland, 2) an extensively grazed pasture (1 cow per ha), and 3) an intensively used grassland (2 cuts a year, 2.7 cattle per ha). On the areas investigated, grids of 32, 29, and 24 pitfall traps respectively were installed. Pitfall traps were filled with 4% Formaldehyde and a detergent and ground beetles (Carabidae) recorded from May to September 1999.

The grids represent a transect through the River Eider valley, starting from the outer margin of the valley with mineral soils, the floodplains with wet organic soils up to the banks of the River Eider. On the extensively grazed pasture, a special relief exists with a dry hill with mineral soils that separates wet organic soils adjacent to the River Eider from wet organic soils of a fish pond.

For each of the 85 pitfall trap sites, soil pH, content of sand, and content of organic matter

was determined once, while water content was measured monthly.

A total of 9317 carabid beetles with 75 species were recorded. According to the Red List of Schleswig-Holstein six species (*Badister peltatus*, *Carabus auratus*, *Agonum sexpunctatum*, *Panagaeus cruxmajor*, *P. bipustulatus*, *Chlaenius nigricornis*) are endangered and *Acupalpus exiguus* is potentially endangered. Species richness was very similar in the three differently used areas with 50 species on the abandoned grassland, 51 species on the extensively used pasture, and 52 species on the intensively used grassland.

On the basis of the dominance similarity, four assemblages were differentiated. The first group included moist sites on organic soils with a yearly average water content of 71% and a mean content of soil organic matter of 46%. This assemblage was dominated by *Carabus granulatus* with 30% and by *Agonum fuliginosum* with 15%. *Dyschirius globosus*, *Pterostichus diligens*, and *Acupalpus exiguus* mainly occurred on these sites. The sites of the second assemblage contained even wetter organic soils with a mean yearly water content of 79%, but with a high variation. *Agonum fuliginosum* and *Agonum viduum* dominated both with about 20%. As typical species *Agonum thoreyi* and *Oodes helopiodides*, mainly occurred on these sites. The third assemblage was associated with a hedge. Water-content at these sites was on average 25%, soil organic matter about 10%. Dominant species were *Ophonus rufibarbis* (25%) and *Carabus granulatus* (12%). Typical species of the forests also occurred, e.g. *Calathus rotundicollis*, *Cychrus caraboides* or *Carabus nemoralis*. The fourth assemblage was situated either on mineral soils or on relatively dry organic soils. The water content of the soils averaged 36%, the soil organic matter 15%. *Nebria brevicollis* dominated with about 35%, *Pterostichus melanarius* with 15%, and *Carabus granulatus* with 8%. Typical species at these sites were *Poecilus versicolor*, *Calathus fuscipes*, and *Bembidion properans*.

Using the Spearman rank correlation, a relationship between the occurrence of 38 species and the different soil parameters was found. These species reflect groups with different preference for moist sites, e.g. *Agonum fuliginosum*, *Pterostichus minor*, or dry sites, e.g. *Pterostichus melanarius*, *Nebria brevicollis*. A third group was formed by species positively correlating with the soil pH, e.g. *Patrobis atrorufus*, *Anchonemus assimilis* and *Agonum viduum*.

Using the G-Test, spatial patterns of the ground beetles were detected. According to the test *Agonum fuliginosum*, *Bembidion guttula*, *Pterostichus minor* and *Acupalpus exiguus* can be characterised as species typical for abandoned grassland, because their abundance decreased with increasing intensity of land use. *Calathus fuscipes* was concentrated on sites with poor vegetation cover. In contrast, *Carabus auratus*, *Loricera pilicornis* and *Nebria brevicollis* avoided such sites.

The results show that the soil parameters had a higher influence on the spatial distribution of the species than agricultural use. In particular, the water content, but also sand content and organic matter content influenced the spatial distribution of the species. Land use might significantly affect the occurrence of ground beetle species if these soil parameters are changed. For the wet fen sites, *Agonum thoreyi*, *Oodes helopiodides* and *Panagaeus cruxmajor* can be defined as target species, because they mainly occur under these environmental conditions within the research area.

Literatur

- ASSMANN, T., BALKENOHL, M., DAFFNER, H., GEBERT, J., HIEKE, F., LOHSE, G.A., LOMPE, A., MÜLLER-MOTZFELD, G., SCHMIDT, J., TRAUTNER, J. & WRASE, D.W. (1998): 1. Familie Carabidae In: LUCHT & W., KLAUSNITZER, B. (Hrsg.) Ergänzungen und Berichtigungen zu „Die Käfer Mitteleuropas“. Gustav Fischer Verlag, Jena, 23-76.
- BLUMENTHAL, C.L. (1981): Einheimische *Carabus*-Arten als Bioindikatoren. Jahrb. Naturwiss. Verein. Wuppertal 34, 70-77.
- BOMBOSCH, S. (1962): Untersuchungen über die Auswertbarkeit von Fallenfängen. Z. angew. Zool. 49, 149-160.
- BONESS, M. (1953): Die Fauna der Wiesen unter besonderer Berücksichtigung der Mahd (Ein Beitrag zur Agrarökologie). Z. Morph. Ökol. Tiere 42, 225-277.
- BRAUNE, F. (1974): Kritische Untersuchungen zur Methodik der Bodenfalle. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- DENNIS, P., YOUNG, M. R., HOWARD, C. L. & GORDON, I. J. (1997): The response of epigeal beetles (Col: Carabidae, Staphylinidae) to varied grazing regimes on upland *Nardus stricta* grasslands. Journal of Applied Ecology 34, 433-443.
- DUELL, P., STUDER, N. & KATZ, E. (1990): Minimalprogramme für die Erhebung und Aufbereitung zoökologischer Daten als Fachbeiträge zu Planungen am Beispiel ausgewählter Arthropodengruppen. Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 32, 211-222.
- DÜLGE, R., ANDRETZKE, H., HANDKE, K. & RODE, M. (1994): Charakteristika von Laufkäfergesellschaften im nordwestdeutschen Feuchtgrünland am Beispiel des Unterweser-Raumes. Natur und Landschaft 69, 148-156.
- EIGNER, J. (1990): Probleme im Artenschutz des Feuchtgrünlandes auf Niedermooren in Schleswig-Holstein. Telma 20, 261-272.
- EYRE, M.D., LUFF, M.L. & RUSHTON, S.P. (1990): The ground beetle (Coleoptera, Carabidae) fauna of intensively managed grasslands in northern England and southern Scotland. Pedobiologia 34, 11-18.
- FREUDE, H., HARDE, K.W. & LOHSE, G.A. (1976): Die Käfer Mitteleuropas. Vol. 2 Adephaga 1. Goecke & Evers, Krefeld.
- FRITZE, M.-A. (1998): Die Laufkäfergemeinschaften verschiedener Schilfröhrichte in Oberfranken (Bayern). Angewandte Carabidologie 1, 83-94.
- GEILER, H. (1964): Über die Bedeutung der Bodenfallen-Fangmethode nach Barber für die Erfassung der im Epigaion von Feldern lebenden Wirbellosen. Tagungsber. Dtsch. Akad. Land. Wiss. 60, 81-88.
- GERSDORF, E. (1937): Ökologisch-faunistische Untersuchungen über die Carabiden der mecklenburgischen Landschaft. Zool. Jahrb. Abt. Ökol. Tiere 70, 1-86.
- GIBBONS, J. D. & CHAKRABORTI, S. (1992): Nonparametric statistical interference. 3rd ed., rev. and expanded. Dekker, New York., Statistics: Textbooks and monographs 131.
- GRANKE, O. (2000): Ökologische Untersuchungen in der Weidelandschaft "Oberes Eider-tal" unter besonderer Berücksichtigung der Vegetationsentwicklung zwischen 1987 und 1999. Diplomarbeit, Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- GRUSCHWITZ, M. (1981): Die Bedeutung der Populationsstruktur von Carabidenfaunen für Bioindikation und Standortdiagnose (Coleoptera, Carabidae). Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent. 3, 126-129.
- HAMMELBACHER, K. & MÜHLENBERG, M. (1986): Laufkäfer (Carabidae) und Weberknechtarten (Opiliones) als Bioindikatoren für Skibelastung auf Almflächen. Natur & Landschaft 61, 463-466.
- HANDKE, K. (1989): Bedeutung raum-zeitlicher Dynamik für die Fauna.- Eine Bewertung am Beispiel der Bremer Flußmarsch. Naturschutz und Landschaftsplanung 30, 268- 274.

- HANDKE, K. & MENKE, K. (1995): Laufkäferfauna von Röhrichten und Grünlandbrachen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 27,106-114.
- HANDKE, K. (1995): Zur Laufkäferfauna eines Bremer Flußmarschengebietes (Niedervieland/Ochtmündung/Ochtumsand). *Z. Ökologie u. Naturschutz* 4, 203-225.
- HELLER, K. & IRMLER, U. (1997): Auswirkungen der Wiedervernässung auf die Wirbellosegemeinschaften in Grünlandssystemen des NSG „Alte Sorge-Schleife“. *Arbeitsberichte Landschaftsökologie Münster* 18, 63-76.
- HELLING, B. (1994): Carabidengemeinschaften in der Okeraue bei Braunschweig- multivariate Analyse der Bedeutung verschiedener abiotischer Parameter und der Anpassung an verschiedene Biotoptypen. *Braunschw. naturkd. Schr.* 4, 503-520.
- HEYDEMANN, B. (1955): Carabiden der Kulturfelder als ökologische Indikatoren. Bericht über die 7. Wanderversammlung Deutscher Entomologen. *Dtsch. Akademie d. Landwissenschaften z. Berlin*, 172-185.
- HEYDEMANN, B.(1960): Die biozönotische Entwicklung vom Vorland zum Koog. 1. Teil Spinnen (Araneae). *Akad. Wiss. Literat. Math-Nat.* 11, 1-169.
- HINGST, R., IRMLER, U. & STEINBORN H.-A. (1995): Die Laufkäfergemeinschaften in Wald- und Agrarökosystemen Schleswig-Holsteins. *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent.* 9, 733-737.
- HOERNES U. & IRMLER, U. (2001): Ableitung von Laufkäfergemeinschaften in einer Landschaft unter Grünlandnutzung auf unterschiedlichen Maßstabsebenen. *Mitt. dtsh. Ges. Allg. angew. ant.* 13, 501-504
- HOPPE, B.(2000): Vegetationsökologische und populationsbiologische Untersuchungen in der „Weidelandchaft Oberes Eidertal“. Diplomarbeit, Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- HUK, T. (1999): Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) als Zielarten im Niedermoorgrünland: Ökologische Grundlagen. Dissertation, Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig.
- IRMLER, U. (2000): Environmental characteristics of ground beetle assemblages in northern German forests as basis for an expert system. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 8, 227-237.
- IRMLER, U., SCHRAUTZER, J. GRABO, J. HANSSSEN, U., HINGST, R. & PICHINOT, V. (1998): Der Einfluß von Nutzung und Bodenparametern auf die Biozönosen des Feuchtgrünlandes. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 7, 15-28.
- KAULE, G. (1991): Arten- und Biotopschutz.- 2. Überarb. u. erw. Aufl. Ulmer, Stuttgart, 519 S.
- KLIEBER, A., SCHRÖDER, U. & IRMLER, U. (1995): Der Einfluß der Mahd auf die Arthropoden des Feuchtgrünlandes. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 4, 227-237.
- KOCH, K. (1989): Die Käfer Mitteleuropas. *Ökologie* 1. Goecke & Evers, Krefeld.
- Köhler, W. Schachtel, G. & Voleske, P. (1996): Biostatistik: Einführung in die Biometrie für Biologen. 2. Aufl. Springer, Berlin.
- KRÜPER, E.-E. (1995): Ergebnisse der Untersuchungen der Laufkäfer und Heuschreckenfauna bei extensiver Beweidung und freier Sukzession auf reliefiertem Niedermoor im Havelländischen Luch. Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) Bericht 18.
- LINDROTH, C. (1945): Die Fennoskandischen Carabidae, eine tiergeographische Studie. I. Spezieller Teil. *Kgl. Vet. Vitterh. Samh. Handl. Göteborg (B)* 4, 1-709.
- LOMPE, A. (1989): 1. Familie Carabidae. In: LOHSE, G.A. & LUCHT, W.H. (Hrsg.) 1. Supplementband zu „Die Käfer Mitteleuropas“, Goeke & Evers, Krefeld, pp. 23-61.
- LUFF, M.L. (1982): Population dynamics of Carabidae. *Ann. appl. Biol.* 101, 164-170.
- MENKE, K. (2000): Die Laufkäferfauna von Röhrichten, Grünland und Grünlandbrachen im Werderland bei Bremen. *Angewandte Carabidologie* 2, 19-36.

- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. 3. überarb. Auflage. Quelle und Meyer, Heidelberg. 430 S.
- MÜLLER, L. (1998): Auswirkungen verschiedener Beweidungsintensitäten auf verschiedene Gruppen der Evertebraten. Faun.-Ökol. Mitt. Suppl. 24, 45-71.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1989a): Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als pedobiologische Indikatoren. Pedobiologia 33, 145-153.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1989b): Bembidiidae. In: LOHSE, G.A. & LUCHT, W.H. (Hrsg.) 1. Supplementband zu „Die Käfer Mitteleuropas“. Goeke & Evers, Krefeld, 31-50.
- NÖTZOLD, R. (1992): Die Kurzflügel- und Laufkäfergemeinschaften (Staphylinidae und Carabidae) des Bodens verschiedener Erlenbruchbiotope und ihre Abhängigkeit von Standortfaktoren. Faun.-Ökol. Mitt. Suppl. 20, 9-46.
- PAJE, F. & MOSSAKOWSKI, D. (1984): pH-preferences and habitat selection in carabid beetles. Oecologia 64, 41-46.
- PLACHTER, H. (1991): Naturschutz. G. Fischer, Stuttgart.
- RECK, H. (1990): Zur Auswahl von Tiergruppen als Biondeskriptoren für den zooökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen. Schr.-R. f. Landschaftspflege und Naturschutz 32, 99-119.
- SCHAEFER, M. & HAAS, L. (1979): Untersuchungen zum Einfluß der Mahd auf die Arthropodenfauna einer Bergwiese. Drosera 79, 17-40.
- SCHAEFFER, F. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. 13. durchgesehene Aufl. Enke, Stuttgart.
- SCHLICHTING, E., BLUME H.-P. & STAHR, K. (1995): Bodenkundliches Praktikum, 2. neubearbeitete Auflage. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin.
- SCHNITTER, P. H. (1991): Zur Entwicklung von Carabidenzönosen von Acker- und Grünlandbrachen in den Anfangsjahren einer Sukzession. In: MAHN, E.G. & TIETZE, F. (Hrsg.) Agro-Ökosysteme und Habitatsinseln in der Agrarlandschaft. Halle, Universität, 194-199.
- SCHÜRSTEDT, H. & ASSMANN, TH. (1999): Die Käferfauna ausgewählter eutraphenter Röhrichte in Nordwest-Deutschland. Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen 25, 241-278.
- SCHULZ, B & RECK, H. (in Druck): Großflächige extensive Beweidung und die Habitate am *Elaphrus uliginosus* im Vergleich zu denen anderer Elaphrinae Schleswig-Holsteins. Angewandte Carabidologie.
- SIEPEL, H. & MEIJER, J. & ABELIS, A.A. & DEN BOER, M.H. (1989): A tool to assess the influence of management practices on grassland surface macrofaunas. Journ. appl. Entomol. 108, 271-290.
- SOKAL, R. & ROHLF, J. (1969): Biometry. W. H. Greeman and Company, San Francisco.
- SOUTHWOOD, T. R. E. & VAN EMDEN, H. F. (1967): A comparison of the fauna of cut and uncut grasslands. Z. Angew. Ent. 60, 188-189.
- STATSOFT, INC. (1996): STATISTICA für Windows [Computer- Programm-Handbuch]. Tulsa, OK.
- STEINBORN, H.-A. & HEYDEMANN, B. (1990): Indikatoren und Kriterien zur Beurteilung der ökologischen Qualität von Agrarflächen am Beispiel der Carabidae (Laufkäfer). Schr.-R. f. Landschaftspflege und Naturschutz 32, 99-119.
- STRÜVE-KUSENBERG, R. (1980): Untersuchungen über die Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) verschieden alter Brachlandflächen: Besiedlung und Sukzession. Drosera 80, 25-40.
- TER BRAAK, C.J.F. & SMILAU, P. (1997): CANOCO® for Windows Version 4.0.
- TER BRAAK, C.J.F. (1987): Kapitel 5 Ordination. In: JONGMAN, R.H.G., TER BRAAK, C.J.F. & VAN TONGEREN, O.F.R. (eds.) Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen, 91-169.
- THIELE, H.-U. (1964a): Experimentelle Untersuchungen über die Ursachen der Biotopbin-

- dung bei Carabiden. Zeitschr. Morph. Ökol. Tiere. 53, 387-452.
- THIELE, H.-U. (1964b): Ökologische Untersuchungen an bodenbewohnenden Coleopteren einer Heckenlandschaft. Zeitschr. Morph. Ökol. Tiere. 53, 537-586.
- THIELE, H.U. (1977): Carabid beetles in their environments. A study on habitat selection by adaptations in physiology and behaviour. Springer, Berlin. 369 S.
- TIETZE, F. (1985): Veränderungen der Arten- und Dominanzstruktur in Laufkäfertaxozöosen (*Coleoptera-Carabidae*) bewirtschafteter Graslandökosysteme durch Intensivierungsfaktoren. Zool. Jb. Syst. 112, 367-382.
- TOPP, W. (1982): Vorkommen und Diversität von Laufkäfer-Gemeinschaften in verschiedenen Ökosystemen (Col., Carabidae). Drosera 1, 109-116.
- TOPP, W.(1989): Laufkäfer als Bioindikatoren in der Kulturlandschaft. Verhandlungen 9. SIEEC Gotha 1986, 78-82.
- TRAUTNER, J & BRÄUNICKE, M. (1997): Laufkäferzöosen an der umgestalteten Oster im Saarland. Teilergebnisse des wissenschaftlichen Begleitprogramms eines E+E-Vorhabens. Natur und Landschaft 72, 390-395.
- TRAUTNER, J. (1992): Laufkäfer. Methoden der Bestandsaufnahme und Hinweise für die Auswertung bei Naturschutz- und Eingriffsplanungen. In: TRAUTNER, J. (Hrsg.) Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. Verlag J. Margraf, Weikersheim 145-162.
- TRAUTNER, J. (1994): Laufkäfer als Indikatoren und Deskriptoren in der Planung und Probleme der Austauschbarkeit von Eingriffen am Beispiel dieser Artengruppe. Margraf, Weikersheim, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik 636, 207-233.
- TRAUTNER, J., MÜLLER-MOTZFELD, G. & BRÄUNICKE, M. (1996): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands. Naturschutz und Landschaftsplanung 29, 261-273.
- TURIN, H. (1991): De loopkevers van de Nederlandse waddeneilanden (Coleoptera, Carabidae) I, Faunistiek. Entomologische Berichten 51, 69-78.
- TURIN, H. (2000): De nederlandse loopkevers. Verspreiding en oecologie (Coleoptera: Carabidae). Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij, European Invertebrate Survey- Nederland.
- WACHMANN, E., PLATEN, R. & BARNDT, D. (1995): Laufkäfer: Beobachtung, Lebensweise. Naturbuch-Verlag, Augsburg.
- WASNER, U. (1977): Die *Europhilus*-Arten (*Agonum*, Carabidae, Coleoptera) des Federseerieds. Vergleichende Studien zur Ökologie sympatrischer Arten engster Verwandtschaft. Dissertation, Eberhard-Karls-Universität zu Tübingen.
- ZELTNER, U. (1989): Einfluß unterschiedlicher Pflegeintensitäten von Grünland auf die Arthropodenfauna im urbanen Bereich. Faun.-Ökol. Mitt. Supp. 8, 1-68.
- ZIEGLER W. & SUIKAT, R. (1994): Rote Liste der in Schleswig-Holstein gefährdeten Käferarten. Landesamt f. Naturschutz und Landschaftspflege Schl.-Holst., Kiel.
- ZULKA, K. P. (1996): Methodisches Design für die Erfassung und Bewertung von Arthropodenbeständen und Arthropodenlebensräumen am Beispiel der Laufkäferfauna (Coleoptera, Carabidae). Wiss. Mitt. Niederösterreich. Landesmuseum 9, 341-363.

Adresse der Verfasser:

Ursula Hoernes und Prof. Dr. Ulrich Irmiler
Ökologie-Zentrum der Universität
Olshausenstr. 40
D-24098 Kiel

