# Ökofaunistische Untersuchungen
# zur Coleopterenfauna einer strukturreichen Agrarlandschaft
(Insecta : Coleoptera)

D I S S E R T A T I O N

zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum silvaticarum (Dr. rer. silv.)
an der Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften
der Technischen Universität Dresden

vorgelegt von:

**Dipl.-Forsting. Jörg Lorenz**

Tharandt, Mai 1999

# Inhaltsverzeichnis


1. Einleitung ..... 5

2. Untersuchungsgebiet ..... 9
2.1. Größe, Lage und Charakteristik ..... 9
2.2. Klima und Standort ..... 10
2.3. Untersuchungsflächen ..... 10

3. Methodik ..... 14
3.1. Bodenfallen ..... 14
3.1.1. Hauptuntersuchung ..... 14
3.1.2. Sonstige Bodenfallenfänge ..... 15
3.2. Gelbschalen ..... 15
3.3. Kescher und Klopfschirm ..... 15
3.4. Quadratproben ..... 16
3.5. Taxonomische Determination ..... 16
3.6. Ökologische Indizes und Algorithmen ..... 17

4. Darstellung und Interpretation der Ergebnisse ..... 22
4.1. Gesamtfangergebnis - Arten- und Individuenzahlen, Familienspektrum ..... 22
4.2. Effizienz der Erfassungsmethoden ..... 24
4.3. Auswertung der Bodenfallenfänge (Hauptuntersuchung) ..... 25
4.3.1. Gesamtzahl der Arten und Individuen und Familienstruktur ..... 25
4.3.2. Faunenidentität der HUF ..... 27
4.3.3. Vergleich und Bewertung der Carabidenzönosen anhand ökologischer Kenngrößen ..... 28
4.3.3.1 Diversität und Evenness ..... 28
4.3.3.2 Dominanzstruktur ..... 29
4.3.3.3 Dominanzklassen ..... 29
4.3.3.4 Größenklassen ..... 32
4.3.3.5 Habitatbindung ..... 33
4.3.3.6 Bestandesbildende Arten und Häufigkeitsverteilung ..... 33
4.3.3.7 Charakteristische Carabiden-Artengemeinschaft der Gehölze ..... 35
4.3.3.8 Ähnlichkeit der Carabidenzönosen der HUF ..... 37
4.3.3.9 Bewertung der Carabiden-Bodenfallenfänge mit Hilfe von Rarefaction ..... 38
4.3.4. Vergleich und Bewertung der Staphylinidenzönosen anhand ökolog. Kenngrößen ..... 41
4.3.4.1 Diversität und Evenness ..... 41
4.3.4.2 Dominanzstruktur ..... 42
4.3.4.3 Dominanzklassen ..... 43
4.3.4.4 Habitatbindung ..... 44
4.3.4.5 Bestandesbildende Arten und Häufigkeitsverteilung ..... 45
4.3.4.6 Charakteristische Staphyliniden-Artengemeinschaft der Gehölze ..... 48
4.3.4.7 Ökofaunistische Bemerkungen ..... 49
4.3.4.8 Ähnlichkeit der Staphylinidenzönosen der HUF ..... 50
4.3.4.9 Bewertung der Staphyliniden-Bodenfallenfänge mit Hilfe von Rarefaction ..... 51
4.3.5. Vergleich und Bewertung der restliche Käferfamilien anhand ökolog. Kenngrößen ..... 53
4.3.5.1 Diversität und Evenness ..... 56
4.3.5.2 Dominanzstruktur ..... 57
4.3.5.3 Ökologische Charakterisierung der restlichen Käferfamilien ..... 58
4.3.5.4 Ähnlichkeit der restlichen Käferfamilien der HUF ..... 60
4.3.5.5 Bestandesbildende Arten und Häufigkeitsverteilung ..... 61
4.3.5.6 Charakteristische Käfergemeinschaft der Gehölze ..... 63

4.3.5.7 Bewertung der restlichen Käferfamilien aus Bodenfallen mit Hilfe von Rarefaction..... 65
4.3.5.8 Die artenreichsten Käferfamilien aus den Bodenfallenfängen..... 66
4.4. Auswertung der Gelbschalenfänge..... 73
4.4.1. Anzahl der Arten und Individuen und Familienstruktur..... 73
4.4.2. Ökologische Charakterisierung des Artenspektrums..... 75
4.4.2.1 Ernährungstypen..... 75
4.4.2.2 Habitatbindung..... 76
4.4.2.3 Faunistische Besonderheiten sowie die häufigsten Arten..... 77
4.4.3. Diversität und Evenness..... 78
4.4.4. Ähnlichkeit der Untersuchungsflächen..... 80
4.4.5. Rarefaction-Methoden zum Vergleich der Gehölze und Offenlandflächen..... 81
4.4.6. Artengemeinschaft der Gehölze..... 83
4.4.7. Häufigkeitsverteilung..... 88
4.5. Kescher- und Klopfschirmfänge sowie sonstige Aufsammlungen..... 90
4.5.1. Anzahl der Arten und Individuen sowie Familienstruktur..... 90
4.5.2. Ökologische Bindung..... 91
4.5.3. Halbquantitative Kescher- und Klopfschirmfänge..... 92
4.5.3.1 Ähnlichkeit der Untersuchungsflächen..... 92
4.5.3.2 Artengemeinschaft der Gehölzsäume..... 93
4.5.3.3 Ökologische Bindung und Ernährungsweise..... 93
4.5.3.4 Vergleich der Untersuchungsflächen mit Hilfe von Rarefaction..... 94
4.6. Auswertung der Quadratproben..... 95
4.6.1. Anzahl der Arten und Individuen..... 95
4.6.2. Flächenbezogene Individuendichte in den Gehölzen..... 96
4.6.3. Vergleiche mit den Bodenfallenfängen..... 97
4.6.4. Ökologische Charakterisierung des nachgewiesenen Artenspektrums..... 97
4.6.5. Vergleich der zwei Auslesemethoden..... 98

5. Gefährdungssituation und lokalfaunistische Bemerkungen..... 100
5.1. Sächsische faunistische Käferliteratur..... 100
5.2. Besonders Geschützte Arten nach Bundesartenschutzverordnung..... 101
5.3. Gefährdete Arten nach Roten Listen..... 101
5.3.1. Gefährdungssituation in Sachsen und den angrenzenden Bundesländern..... 101
5.3.2. Ökologische Charakterisierung der gefährdeten Arten..... 105
5.3.3. Gefährdete Arten auf den einzelnen Untersuchungsflächen..... 107
5.4. Fangdaten bemerkenswerter Arten und Vergleich mit faunistischer Literatur..... 111

6. Diskussion..... 141
6.1. Vergleichende Wertung des Fangergebnisses..... 141
6.1.1. Carabidae..... 141
6.1.2. Staphylinidae..... 142
6.1.3. Gefährdete und gesetzlich geschützte Arten..... 143
6.2. Artenvielfalt und landwirtschaftliche Nutzung..... 143
6.2.1. Einfluß des Landschaftsmosaiks..... 143
6.2.2. Habitatinseln..... 144
6.2.3. Biotoptradition..... 145
6.2.4. Einfluß der Nutzungsintensität..... 145
6.2.5. Flächenstilllegung..... 146
6.2.6. Biologisches Regulationspotential..... 146
6.3. Schlußfolgerungen für den praktischen Naturschutz..... 147
6.4. Bioindikatorische Relevanz..... 148
6.4.1. Carabidae..... 148
6.4.2. Vorschläge zur Auswahl von Käfergruppen nach ökologischer Gemeinsamkeiten..... 150

6.5. Auswirkungen der Erfassungsmethodik auf die naturschutzfachliche Beurteilung..... 151
6.5.1. Bodenfallen..... 151
6.5.1.1 Fangflüssigkeit..... 151
6.5.1.2 Fallenmaterial und Form..... 152
6.5.1.3 Fallenzahl sowie Fallenabstand und -anordnung..... 152
6.5.1.4 Fangzeit..... 153
6.5.1.5 Auswertung anhand ökologischer Indizes..... 153
6.5.1.6 Resümee und Vorschläge zum Bodenfallenfang..... 154
6.5.2. Gelbschalen..... 155
6.5.3. Kescher und Klopfschirm..... 156
6.5.4. Quadratproben..... 156
6.6. Beurteilung der ökologischen Indizes..... 157
6.6.1. Diversität..... 157
6.6.2. Ähnlichkeitsindizes..... 159
6.6.3. Dominanzstruktur..... 159
6.6.4. Rarefaction-Methoden..... 160
6.6.5. Artenassoziationen nach FAGER..... 160
6.7. Populationsökologische Betrachtungen mittels Metapopulationskonzept..... 161
6.8. Die Gehölze aus Sicht der Inseltheorie und Arten-Areal-Beziehung..... 164
6.9. Empfehlungen für die Land- und Forstwirtschaft..... 171
6.10. Zukünftige Entwicklung..... 171

7. Zusammenfassung..... 173

8. Literaturverzeichnis..... 175

Anhang

„Mit tiefstem Bedauern beobachtet der Entomologe wie jeder andere Naturfreund die zunehmende Insekten-Verarmung der Landschaften. [...] Arten, die jedem Entomologen von Jugend auf ein unablösbarer Bestandteil des Landschaftsbildes waren, sind vielerorts ganz verschwunden. [...] Fast märchenhaft muten uns heute manchmal Schilderungen des Insektenlebens an, die Forscher vor noch nicht 100 Jahren abgefaßt haben. Wir stehen fast unmittelbar vor der bedrohlichen Tatsache des Aussterbens unzähliger Arten an den meisten Orten ihres Vorkommens;...“.

HERING (1939)

# 1. Einleitung

Die heutige Struktur und Gestalt der mitteleuropäischen Agrarlandschaft ist das Ergebnis eines historischen Prozesses anthropogener Veränderungen. Bereits die neolithischen Ackerbauern begannen Wälder zu roden, Felder anzulegen und Siedlungen zu errichten (FISCHER 1991, KÜSTER 1991). Zuerst wurden die trockeneren fruchtbaren Lößgebiete besiedelt, zumal dort der Wald vermutlich relativ aufgelockert war. Selbst größere waldarme und -freie Steppengebiete soll es in der postglazialen mitteleuropäischen Naturlandschaft gegeben haben (GEISER 1991, BUNZEL-DRÜKE et al. 1994, SCHWAAR 1995 u.a.). Durch die Zunahme der ackerbaulichen Tätigkeit des Menschen wurde die Naturlandschaft fast völlig in eine Kulturlandschaft umgewandelt (ADAM 1996, POTT 1997). Einerseits verringerte sich die Waldfläche allmählich zugunsten des Anteils der Acker- und Weideflächen und andererseits wurde der verbliebene Wald in immer stärkerem Maße genutzt. Waldweide, Waldstreunutzung, Hutungen, Schneiteln, Nieder- und Mittelwaldbetrieb waren über Jahrhunderte weitverbreitete Waldnutzungsformen. Zu gravierenden Veränderungen im Verhältnis Offenland - Wald kam es aber offensichtlich erst während der großen mittelalterlichen Rodungsperioden beginnend im 7. Jahrhundert (WEGENER 1991). Die Ende des 13. Jahrhundert erreichte Wald-Feld-Verteilung blieb in etwa bis heute erhalten (SCHRETZENMAYR in: THOMASIUS 1973).
Der Landschaftswandel führte zu Veränderungen in der Floren- und damit auch Faunenzusammensetzung. Neben Arten der früheren Waldfauna, die sich den neuen Gegebenheiten anpaßten, waren es vor allem Arten der ursprünglich offenen Landschaftsbestandteile, wie steppenartige Biotope oder vegetationsarme Verlandungszonen von Flüssen und Seen, die sich stärker ausbreiten konnten. Die seit dem Mittelalter betriebene Teichwirtschaft förderte die Ausbreitung von Feuchtgebietsarten.
Nach SUKOPP (1980) hat die Landwirtschaft in Mitteleuropa über 5000 Jahre lang zur Bereicherung unserer Landschaft an Arten und Biotopen beigetragen (vgl. auch FELDMANN 1987). Aufgrund des heterogeneren Landschaftsaufbaus, vor allem durch das kleinflächige Mosaik extensiv ackerbaulich genutzter Flächen neben halbnatürlichen und naturbelassenen Flächen wie Gehölzen, Hecken, Feldrainen, Teichen, Bächen usw. entwickelte sich eine enorme Artenvielfalt auf kleinstem Raum. Insgesamt erfolgte eine Diversifizierung der Landschaft, die sich bis ins 19. Jahrhundert fortsetzte (FISCHER 1991). Es bildete sich eine eigenständige „Agrarfauna“ heraus (TIETZE & GROSSER 1985). Der höchste Strukturreichtum und die größte Standorts- und Artenvielfalt hatte sich vermutlich in der „historischen Kulturlandschaft“ etwa Anfang bis Mitte des 19. Jahrhunderts entwickelt. Im Laufe der vergangenen 150 Jahre setzte dann jedoch die Ausräumung der Agrarlandschaften ein, die sich mit fortschreitender Dauer immer mehr verstärkte (FELDMANN 1987, JEDICKE 1990, SCHLOSSER et al. 1991). Nach HÄUPLER (1976) kam es wahrscheinlich vom Neolithikum bis zum Beginn unserer Zeitrechnung zu einer langsamen Erhöhung der Artenzahlen. Von der Römerzeit bis zum Ende des 18. Jahrhunderts kann von einem starken Anstieg der Artenzahlen ausgegangen werden, während es danach bis etwa 1950 bereits zu einem Rückgang empfindlicher Arten kam. Seit Anfang der 60er Jahre ist ein deutlicher Artenschwund zu verzeichnen (siehe auch KNAUER 1980).

Bereits 1953 schreibt HEYDEMANN, daß es das Ziel sein muß, die Lebensbedingungen auf den Kulturflächen so optimal wie möglich zu belassen, um damit die Zeit-, Kräfte- und Geldaufwendungen einzuschränken, die für eine ständige Regulierung der Lebenserscheinungen jährlich ausgegeben werden müssen, obwohl diese die Natur sonst selbst ganz in der Hand hat. HEYDEMANN (1953) betont, daß eben nicht nur bestimmte Teile des Lebensgefüges gefördert werden können, sondern das Augenmerk der Gesamtheit der vitalen Vorgänge zuzuwenden sei.
In den letzten 40 Jahren führte die Intensivierung der Landwirtschaft jedoch zu tiefgreifenden Veränderungen. Die Schläge vergrößerten sich beträchtlich und zur Erzielung maximaler Erträge erhöhte man den Düngemitteleinsatz, vor allem durch hohe Mineraldüngergaben. Außerdem wurden immer effizientere Schädlingsbekämpfungsmittel eingesetzt, um die äußerst instabilen Monokulturen zu schützen. Im Zuge von sogenannten Flurbereinigungsmaßnahmen sind aus naturschutzfachlicher Sicht wertvolle Landschaftselemente wie z.B. Hecken, Wegraine, Böschungen, Lesesteinhaufen, Bäche, Gräben, Tümpel, Feldgehölze, Streuobstwiesen usw. in vielen Agrargebieten fast völlig beseitigt worden. Das ursprünglich relativ dichte Netz abwechslungsreicher Biotope wurde weitestgehend zerstört. Von der im Agrarraum weit verbreiteten vielfältigen Flora und Fauna blieb nur noch ein Restbestand in wenigen, verinselten Gebieten übrig bzw. die Arten erhielten sich in geringen Populationsdichten in den letzten noch vorhandenen kleinflächigen Habi-

tatfragmenten. Das lokale und regionale Aussterben vieler Arten setzte ein. Insgesamt kam es zu einem gravierenden Artenrückgang, der sich seit 20 Jahren in immer länger werdenden Listen bedrohter und gefährdeter Pflanzen- und Tierarten dokumentiert.

Das Aussterben von Arten ist ebenso wie die Entstehung neuer Arten ein natürlicher, meist lang andauernder Prozess. Im Durchschnitt gilt für die meisten Arten eine Lebensdauer von etwa eine Million Jahren. Neben dem Aussterben als einem „normalen" Vorgang der Evolution sowie vielen Artenrückgängen und -zunahmen geringeren Ausmaßes gab es während der Erdgeschichte als Folge globaler Katastrophen fünf große Massensterben (WILSON 1996). Diese erstreckten sich jedoch ebenfalls über einen Zeitraum von jeweils etwa eine Million Jahren und länger wobei bis zu 90 % aller Lebensformen ausgelöscht wurden (RAUP in: WILSON & PETER 1988). Der Mensch löst gegenwärtig in einer einzigen Generation das sechste Massensterben aus. Nach PLACHTER (1991) hat der Mensch in wenigen Jahrzehnten die Aussterberate global bereits stark erhöht, sodaß bis zum Jahre 2000 mindestens 15-20 % aller auf der Erde lebenden Arten verschwunden sein werden.

Seit Anfang der 80er Jahre wird vielfach auf die negativen Auswirkungen der intensiven Landwirtschaft auf Flora und Fauna hingewiesen (AMMER et al. 1988, AUWECK 1982, BABEL 1982, BASEDOW 1989, 1990, BICK 1988, CLAßEN 1993, GÄRTNER 1980, GILGENBERG 1986, HANCE 1990, HEYDEMANN 1983, KOKTA 1989, MADER 1983(a), MORRIS et al. 1987, PAULIZKI 1984, RASKIN et al. 1992, TIETZE 1985, ZWÖLFER 1983 u.a.). Zur Problematik der Verinselung und Isolation von Populationen und Biotopen, auch als Folge der Ausräumung der Landschaft, gibt es eine Vielzahl von Untersuchungen (z.B. BALSER et al.. 1981, BITTMANN et al. 1990, DÜLGE 1989, GILBERT 1980, GOLDBERG 1987, KIRSCH 1980, LICHT 1990, MADER 1979, 1980, 1981, 1983b, MCCOY 1983, MÜHLENBERG & WERRES 1983, NILSSON et al. 1988, QUINN & HARRISON 1988, RINGLER 1981, SPREIER 1984, TIETZE et al. 1985,VUILLEUMIER 1970, WEBB 1984). Einen Schwerpunkt bildeten Forschungen über den Anteil und die Form bzw. Größe von Schutzgebieten, wobei vor allem die sogenannte SLOSS-Debatte (Single Large Or Several Small) hervorzuheben ist (BOHAC 1991, COLARIS 1983, DIAMOND 1975, 1976, DIAMOND et al. 1980, GILPIN et al. 1980, HARRIS 1984, HELLIWELL 1976, HIGGS et al. 1980, HIGGS 1981, HOOPER 1970, LOVEJOY 1981, MACARTHUR & WILSON 1963, 1967, MACARTHUR et al. 1972, MADER 1983, MARGULES et al. 1982, MCCOLLIN et al. 1988, MCCOY 1982, NILSON et al. 1988, SCHREIBER 1988, SIMBERLOFF 1976a, 1976b, SIMBERLOFF & ABELE 1982, TERBORGH 1976, VAN SELM 1988). Eine kritische Bewertung und Übersicht zu diesem Themenkomplex geben GILBERT (1980), RINGLER & HEINZELMANN (1986) sowie STREIT & KENTNER (1991). Speziell mit Habitatinseln sowie mit Biotopverbund bzw. -vernetzung in Agrarlandschaften haben sich beispielsweise BOECKLEN & GOTELLI 1984, BOHAC 1991, JETSCHKE & FRÖBE 1994, KAULE 1983, 1985, KNAUER 1986, MADER 1985a, 1985b, 1986, SCHANDA 1986, SPREIER (1984) und TIETZE & GROSSER (1985, 1987) beschäftigt.
Als Konsequenz dieser Untersuchungen stieg seit Mitte der 80er Jahr die Zahl sogenannter Arten- und Biotopschutzprogramme sprunghaft an. In Gebieten, die man erst wenige Jahre zuvor im Zuge von Flurbereinigungsmaßnahmen ausgeräumt hatte, wurden teure Renaturierungsmaßnahmen mit oft fraglichem Erfolg durchgeführt. Auch die Biotopverbundmaßnahmen brachten vielfach nicht den erhofften Erfolg, da sich meist nur Ubiquisten sowie zu starker Migration neigende euryöke Arten ausbreiteten. Vielfach wird nicht ausgeschlossen, daß diese Arten zu einer zusätzlichen Konkurrenz für stenöke Arten werden könnten, was deren Rückgang noch gefördern würde.

Wie groß sollte der Anteil naturnaher Landschaftsbestandteile in einer Agrarlandschaft sein, um eine möglichst große Artenvielfalt zu erhalten? Wie müssen diese Refugialräume strukturiert sein? Wie müssen diese Habitate untereinander positioniert sein bzw. welche Distanzen sind ausreichend, um eine Verinselung und die damit verbundenen negativen Isolationseffekten (Gendrift, Inzuchtdepression) kaum wirksam werden zu lassen?
Als besonders prädestiniert für Untersuchungen zu dieser Thematik erwies sich eine Agrarlandschaft im Norden von Dresden, in der noch relativ viele Elemente der historischen Kulturlandschaft und artenreiche Kleinstrukturen, beispielsweise Ackerterrassen, Lesesteinhaufen, Trockenmauern, unbefestigte Wege mit Obstgehölzen, Hecken, Gräben, Tümpel, ungenutzte Acker- und Wiesenrandstreifen, Teiche und Feldgehölze mit Hochstaudenfluren bzw. Gebüschsäumen erhalten geblieben sind. Bereits durch das Vorhandensein

der markanten Gehölze auf den Kuppen sowie einiger Teiche in den Senken hebt sich diese Landschaft deutlich von den umliegenden ausgeräumten „Agrarsteppen“ ab.
Dennoch ging die Intensivierung in der Landwirtschaft auch im hier untersuchten Agrarraum nicht spurlos vorüber. BASTIAN (1986) dokumentierte bereits die negativen Auswirkungen geänderter landwirtschaftlicher Nutzung und die Beseitigung von Kleinstrukturen auf die Zusammensetzung der Flora. Vor allem der Grünlandanteil in den feuchteren Senken war ursprünglich wesentlich höher. Durch Hydromelioration Ende der 60er und in den 70er Jahren wurden diese Bereiche vielfach in Ackerland umgewandelt oder umgebrochen und Wirtschaftsgräser eingesät. Die Schlaggrößen der Äcker erhöhten sich, wegen des reich strukturierten Reliefs jedoch nicht in dem Maße, wie in vielen anderen Ackerbaugebieten.
Es stellt sich die Frage, ob dieser Restbestand von aus naturschutzfachlicher Sicht wertvollen Habitatstrukturen noch das Potential zur Erhaltung einer artenreichen Fauna besitzt oder ob durch die bisherigen Zerstörungen der überall festzustellende Artenrückgang auch hier eingesetzt hat.
Als geeignetes Untersuchungsobjekt wurde die gesamte Käferfauna (Coleoptera) ausgewählt. Käfer sind in allen Straten arten- und individuenreich vertreten und besitzen vielfältige ökologische Wechselbeziehungen.
Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag bei unterschiedlich großen und verschieden strukturierten Gehölzen als die typischen, landschaftsprägenden Elemente des Untersuchungsgebietes. Ein Ziel dieser Arbeit war es deshalb, inseltheoretische Aspekte in bezug auf Gehölze in Agrarlandschaften zu untersuchen, unter besonderer Berücksichtigung von Arten-Areal-Beziehungen. In diesem Zusammenhang steht auch die Frage nach der Bedeutung von mehr oder weniger isolierten Gehölzen als Trittsteinbiotope.
Zum Erreichen einer möglichst repräsentativen Datengrundlage war eine umfangreiche faunistische Bestandsaufnahme erforderlich. Deshalb wurden nicht nur Gehölze sondern auch Brache- und Grünlandflächen sowie viele aus entomologischer, landschaftsökologischer und naturschutzfachlicher Sicht wertvolle Kleinstrukturen mit Hilfe verschiedener Erfassungsmethoden erfaßt, ohne einen Anspruch auf Vollständigkeit zu erheben.
Neben einer ökofaunistischen Gesamtanalyse der Landschaft stand die Bewertung und Charakterisierung von Käferartengemeinschaften unter taxonomischen und autökologischen Gesichtspunkten im Vordergrund. Viele der zur Zeit bei freilandökologischen Untersuchungen gebräuchlichen Indizes und Berechnungsverfahren sollten ebenso einer kritischen Prüfung unterzogen und auf ihren Aussagewert hin verglichen werden, wie die verschiedenen Erfassungsmethoden, die angewandt wurden. Weiterhin sollten bisher wenig verwendete Berechnungsverfahren einbezogen werden.
In Bezug auf die bioindikatorische Relevanz der Käfer stand die Fragestellung, ob unabhängig von der taxonomischen Stellung eine Gruppierung entsprechend ähnlicher ökologischer Ansprüche möglich ist.
Faunistisch bemerkenswerte Arten sollen entsprechend ihrer Fangdaten und Fundumstände näher charakterisiert und durch eine Recherche der lokal- bzw. regionalfaunistischen Käferliteratur mit bisher bekannten Funden verglichen werden.

Nicht zuletzt ist die hier vorliegende Arbeit ein weiterer Beitrag zur Charakterisierung und Bewertung einer in Mitteleuropa einmaligen Landschaft, die eine lange Tradition als wissenschaftliches Untersuchungsobjekt hat. Bereits mehrere Diplomarbeiten und Dissertationen hatten die Kleinkuppenlandschaft zum Thema. Anfang der 70er und 80er Jahre erfolgten umfangreiche Erkundungen zur Landschaftsökologie (MANNSFELD 1971, 1981, 1982). Bereits 1963 fanden Vegetationsaufnahmen der wichtigsten Flächennutzungsarten (Acker, Grasland, Wald) statt (MANNSFELD 1963). Aufgrund der exakt kartierten Probeflächen konnten die Vegetationsaufnahmen 1984 auf den selben Flächen wiederholt werden (BASTIAN 1986), wobei die Veränderungen durch die Intensivierung in der Landwirtschaft auf die Flora und auf die Strukturvielfalt des Gebietes eindrucksvoll dokumentiert werden konnten. Als wesentlich schwieriger erwies es sich bereits damals, die Auswirkungen auf die Tierwelt festzustellen, da abgesehen von ornithologischen Erfassungen kaum lokalfaunistische Daten vorlagen. Die Untersuchungen von BASTIAN (1986) liefen unter dem Aspekt: „Bioindikation zum Landschaftswandel“. 1989 erschien dann eine zusammenfassende Darstellung von mehrjährigen, ornithologischen Beobachtungen (BASTIAN 1989, BASTIAN, HUMMITZSCH & SCHRACK 1989), wobei die „Beziehungen zwischen Landschaftsstruktur und Artenvielfalt der Avifauna“ im Vordergrund standen, also bereits inseltheoretische bzw. biogeographische Aspekte Berücksichtigung fanden. Es konnte

eine Abhängigkeit zwischen der Brutvogel-Artenzahl und der Größe der Habitatinseln nachgewiesen werden.
Die umfangreichen entomofaunistischen Untersuchungen begannen Anfang der 90er Jahre. Neben der in dieser Arbeit dargestellten Käferfauna, gab es in dieser Zeit im Rahmen einer weiteren Dissertation intensive Erfassungen über Schwebfliegen (*Syrphidae*), Grabwespen (*Sphecidae*), Blattwespen (*Symphyta*), Hummeln (*Bombinae*) und Heuschrecken (*Saltatoria*). Außerdem fanden Untersuchungen über Kleinsäuger und Vögel (SCHRACK 1995) statt.

Danksagung

Mein Dank gilt an dieser Stelle Herrn Prof. Dr. W. Bassus für die Themenstellung.
In besonderem Maße danke ich Frau G. Förster für ihre Hilfsbereitschaft in technischen Fragen, ferner Herrn Dr. K. Römisch für die Erarbeitung der notwendigen Computerprogramme und Herrn A. Scholz für das Auslesen der Käfer aus den Gelbschalen. Den Mitarbeitern des Fachbereichs Forstzoologie, insbesondere Frau A. Kohlert und Herrn U. Ratschker danke ich für die Unterstützung bei der Computerarbeit bzw. Datenverwaltung sowie Frau Prof. Dr. M. Roth, Frau K. Sühlo, Frau Ch. Quaisser und Frau E. Junker für viele kritische Hinweise. Nicht zuletzt bedanke ich mich bei folgenden Herren für die Überprüfung von Belegmaterial diverser Käfergruppen:
Dr. L. Behne, R. Bellstedt, B. Brosin, M. Doberl, Dr. F. Fritzlar, Dr. F. Hieke, Prof. Dr. B. Klausnitzer, Dr. R. Krause, H. Lemme, K. Liebenow, Prof. Dr. G. Müller-Motzfeld, Dr. M. Niehuis, H. Nüssler, Dr. E. Rössner, R. Peschel, Dr. M. Schülke, Dr. J. Schulze, Dr. J. Stegner, G. Uhmann, J. Vogel, D.W. Wrase und J. Zinke.

# 2. Untersuchungsgebiet

## 2.1. Größe, Lage und Charakteristik

Das Untersuchungsgebiet (UG) erstreckt sich über eine Fläche von etwa 5 km². Es liegt nördlich von Dresden und wird begrenzt von den Ortschaften Volkersdorf und Bärnsdorf im Westen, der Ortsverbindungsstraße Bärnsdorf-Weixdorf im Norden sowie der Autobahn Dresden-Bautzen im Süden und Osten (Abb. 2/1 und 2/2).

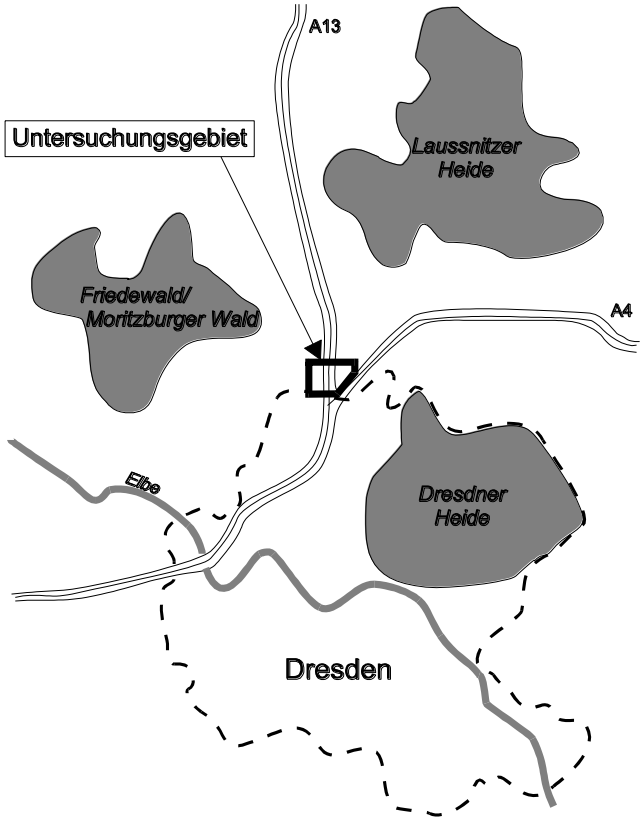



Abb. 2/1:
Lage des Untersuchungsgebietes

Naturräumlich ist das Gebiet Bestandteil der Lausitzer Platte (NEEF 1960) und umfaßt im wesentlichen den östlichen Teil der Mikrochorie „Volkersdorfer Kleinkuppenlandschaft“ (BASTIAN 1986, BERNHARDT et al. 1986). Durch die Untersuchungen von MANNSFELD (1963, 1970, 1982, 1983) liegen eine umfangreiche landschaftsökologische Charakterisierung zu Genese, Geomorphologie, Substrat, Boden, Wasserhaushalt, Klima und Vegetation vor sowie Ergebnisse einer Kartierung kleinster naturräumlicher Einheiten. Als geomorphologische Besonderheit des Gebietes kann der kleinflächige Wechsel von Vollformen (Kuppen) und wannenförmigen Hohlformen (Senken, Mulden) angesehen werden. Diese Oberflächenverhältnisse sind in Mitteleuropa in solcher Ausprägung und Ausdehnung einmalig. Zusammen mit der engräumigen Verzahnung unterschiedlicher geologischer Substrate bilden sie einen wesentlichen Grund für den außergewöhnlichen Strukturreichtum und den landschaftsästhetischen Reiz. Auf den Kuppen tritt vielfach der Felsuntergrund (vorwiegend Syenit) zu Tage, während die Senken von Verwitterungsdecken, vor allem von eiszeitlich beeinflußten Treibsandablagerungen, ausgekleidet sind.
Als wichtigstes Fließgewässer soll die Promnitz (am Westrand des UG) Erwähnung finden. Kleinere Bachabschnitte, Gräben, Kleinteiche und Tümpel wurden im Zuge von Meliorationsmaßnahmen während der letzten 20 Jahre teilweise verrohrt bzw. zugeschüttet. An stehenden Gewässern existieren einige Teiche südlich von Volkersdorf sowie in der Nähe der Autobahnabfahrt Marsdorf. 1995 wurde im südwestlichen Teil des UG ein mit Bauschutt gefüllter Kleinteich renaturiert.
Im UG dominiert die ackerbauliche Nutzung. In den feuchteren Senken wird Grünland- und Weidewirtschaft betrieben. Nach 1990 fiel ein Großteil der Flächen brach. Seit 1994 steigt der Anteil bestellter Felder wieder an. In den landwirtschaftlichen Nutzflächen eingestreut sind einige Hecken und Gehölzstreifen so-

wie, als wesentliche landschaftsprägende Elemente, Feldgehölze bzw. Waldinseln mit Flächengrößen von 500 m² bis 2 ha vor allem auf den Kuppen und größere Waldflächen von 8-12 ha, v. a. in Osten des UG.

## 2.2. Klima und Standort

Das UG befindet sich im Hügellandbereich der Westlausitzer Platte in einer Höhe von 150-220 m ü. NN. Die Jahresmitteltemperatur der nahe gelegenen meteorologischen Meßstation Dresden/Klotzsche beträgt 8,5 °C, die Jahresniederschlagsmenge liegt bei 660 mm.
Klimatisch handelt es sich um einen Übergangsbereich, der von mehreren benachbarten naturräumlichen Einheiten und den dort herrschenden klimatischen Verhältnissen beeinflußt wird. Neben dem trockenwarmen Elbtal im Südwesten spielt vor allem das Tiefland im Norden, vertreten durch den Gefildebereich um Großenhain (nordwestlich) sowie die Heidegebiete um Radeburg und Königsbrück (nordöstlich), eine Rolle für kontinentalere Einflüsse. Das südöstlich gelegene Lausitzer Bergland ist durch Stau- und Vorstaueffekte für das Niederschlagsregime von Bedeutung (MANNSFELD 1970).
Der kontinentale Charakter des Klimas kommt durch mehrere Besonderheiten zum Ausdruck, beispielsweise die meist deutlich ausgeprägten Kälterückfälle im März, zu den Eisheiligen (Mitte Mai) und zur Schafkälte (Mitte Juni). Außerdem treten im Herbst ausgeprägte Schönwetterperioden auf, mit bis weit in den Oktober hineinreichenden, tagsüber sommerlich warmen, nachts kühlen Temperaturverhältnissen sowie Bodennebelbildung in den Niederungen. Auffällig ist weiterhin die Neigung zu sommerlichen Starkregen und Niederschlagsarmut im Winter. Nicht zuletzt bestimmt die relativ hohe jährliche Temperaturamplitude von 18,6 °C (Meßstation Wahnsdorf) die kontinentalen Klimaverhältnisse.
In den zwei Hauptuntersuchungsjahren 1992 und 1993 war das Wetter geprägt von mehreren Abnormalitäten. 1992 war zu trocken und zu warm. Beispielweise lagen die Durchschnittstemperaturen im Februar mit 3,6 K und im August mit 4,4 K deutlich über dem langjährigen Mittel. Die Monate Mai und Juni waren sehr niederschlagsarm, da nur 26 bzw. 36 % der durchschnittlich zu erwartenden Regenmenge fiel. Für das Jahr 1993 muß der extrem warme Frühling erwähnt werden. Mit 3,7 K im April und 3,9 K im Mai traten sehr hohe Temperaturabweichungen im Vergleich zu den Vorjahren und den langjährigen Mittelwerten auf (Quelle: DEUTSCHER WETTERDIENST).
Laut forstlicher Standortserkundung liegt das UG im Bereich der mäßig feuchten, unteren Lagen mit mittlerer Nährstoff- und unterdurchschnittlicher Wasserversorgung (Um M3). Es gehört zur Moritzburger Makroklimaform und zum Moritzburger Grundgesteins-Sand-Mosaikbereich, mit Pappritzer Granit-Braunerden als Bodentyp. Die Böden bestehen überwiegend aus mittelgründigen, stark steinigen, grusig-lehmigen Schluffen.

## 2.3. Untersuchungsflächen

Bei der Auswahl der zu untersuchenden Gehölze stand, entsprechend inseltheoretischer Überlegungen, die Flächengröße im Vordergrund. So betragen die Größenunterschiede zwischen kleinen und mittelgroßen Gehölzen sowie der großen Waldinsel in etwa eine Zehnerpotenz. Aber auch Kriterien wie Baumartenzusammensetzung und Alter, anthropogener Einfluß sowie typische Ausprägungen der Bodenvegetation und annähernde Übereinstimmung der standörtlichen Verhältnisse spielten eine Rolle (s. Abb. 2/2; Tab. 1). Die Pflanzenartenliste der Gehölze und der anderen näher untersuchten Flächen befindet sich im Anhang 1.
Alle Gehölze besitzen einen mehr oder weniger heterogenen Bestandesaufbau. Die jeweilige Hauptbaumart, die bei der Bezeichnung der Gehölze Verwendung fand (z.B. „ei“ für Eichen-Gehölz) ist oft nur geringfügig häufiger. Eiche, Kiefer, Birke und Hainbuche sind die dominierenden Baumarten, wobei letztere als schattenertragende Baumart zusammen mit Holunder- und Haselsträuchern sowie Ebereschen meist den Unterstand bilden. Vereinzelt sind Gemeine Esche, Rot-Buche, Winter-Linde, Spitz- und Bergahorn, Traubenkirsche, Weißdorn, Zitterpappel, Sal-Weide u.a. vertreten. Der relativ hohe Kieferanteil stammt von Aufforstungen.

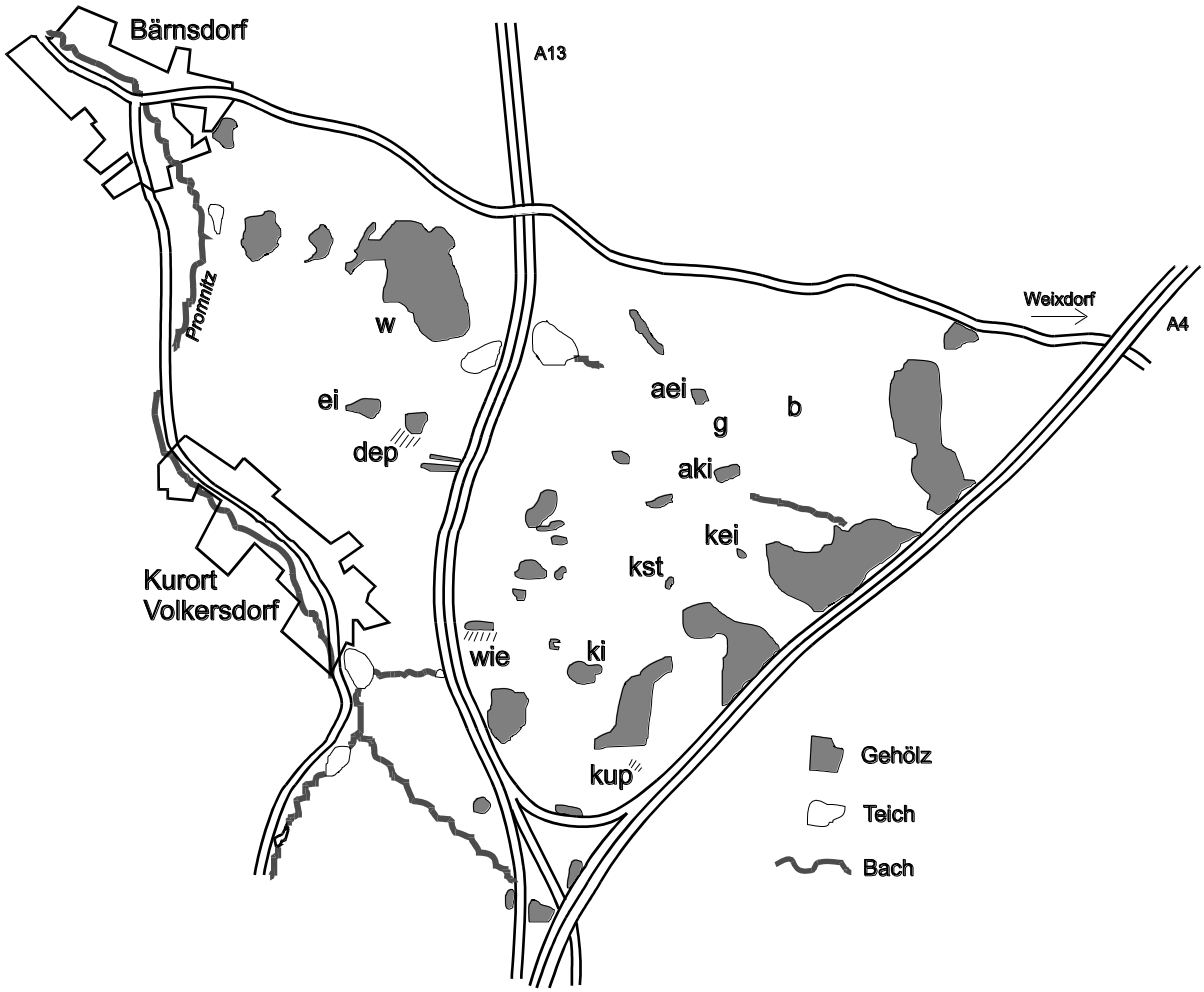



Abb. 2/2: Lage der Untersuchungsflächen (die Flächen „dep“, „wie“ und „kup“ sind schräg gestrichelt markiert)
Hauptuntersuchungsflächen: **w** = Waldfläche (8,5 ha); **ei** = Eichengehölz (1 ha); **ki** = Kieferngehölz (1,2 ha); **aei** = beeinträchtigtes Eichengehölz (0,5 ha); **aki** = beeinträchtigtes Kieferngehölz (0,6 ha); **kei** = kleines Eichengehölz (0,08 ha); **kst** = kleine Strauchinsel (0,07 ha); **b** = Brache (ca. 20 ha); **g** = Grünland (ca. 10 ha);
Nebenuntersuchungsflächen: **dep** = Deponiefläche (ca 0,3 ha große, mit Sand abgedeckt Mülldeponie);
**wie** und **kup** = ca. 0,04 ha große, blütenreiche Wiesenflächen mit Magerrasencharakter;

Tab. 1 : Bezeichnung, Kurzcharakteristik und Größe der Untersuchungsflächen

| Bezeichnung der Fläche | Kurzcharakteristik | Größe in ha |
|---|---|---|
| Hauptuntersuchungsflächen (HUF) | | |
| w | **Waldvergleichsfläche**; heterogene Baumartenzusammensetzung (GKi, TEi, Hbu, GBi) | 8,5 |
| ei | **strukturreiches Eichengehölz** mit thermophilen Florenelementen und artenreichem Saum | 1,0 |
| ki | **strukturreiches Kieferngehölz** mit struktur- und artenreichem Saum | 1,2 |
| aei | **beeinträchtigtes Eichengehölz** (Vieheintrieb) | 0,5 |
| aki | **beeinträchtigtes Kieferngehölz** (Vieheintrieb), vor ca. 40 Jahren aufgeforstet | 0,6 |
| kei | **kleines Eichengehölz** mit mehreren Alt-Eichen und ausgeprägtem Schlehensaum | 0,08 |
| kst | **kleine „Strauch“-Insel**, vor ca. 20 Jahren abgeholztes Wäldchen (Stockausschlag) | 0,07 |
| b | **Ackerbrache**, seit 1990 , auf den Kuppen sehr steinig mit z.T. anstehendem Grundgestein | ca.20 |
| g | melioriertes **Grünland** (sowohl Mahd als auch Vieheintrieb), sandiger Boden | ca.10 |
| Nebenuntersuchungsflächen (NUF) | | |
| wie | artenreiche Wiese mit Magerrasencharakter vor einem Gehölzstreifen | ca. 0,04 |
| kup | artenreiche Wiese mit Magerrasencharakter auf einer exponierten Kuppe | ca. 0,04 |
| dep | mit Sand abgedeckte Mülldeponie (ehemaliger Steinbruch) | ca. 0,3 |
| f | Feuchtbiotope, Ufersäume von Teichen,Bächen,Gräben,Tümpeln (Rohböden - Staudenfluren) | ca. 0,5 |

| | | |
|---|---|---|
| s | Sonst. Fundpunkte (Feldgehölze, Brachen, Ackerraine, Hecken, Misthaufen, Totholz, Pilze...) | ca. 1 |

Hauptuntersuchungsflächen (HUF):

- „w“ : Ca. 8,5 ha große Waldfläche („Simonsberg“) mit heterogener Baumartenzusammensetzung und unterschiedlichem Alter der Bestockung. Es dominieren 40-120jährige Kiefernbestände sowie Mischwald, bestehend aus Kiefer, Hainbuche, Eiche und Birke. Auffällig sind einige sehr starke Rot-Buchen-Überhälter mit Brusthöhendurchmessern von 80 - 100 cm. Im nördlichen Teil befindet sich in einer Senke ein Erlenwaldhorst, der im Frühjahr zu Staunässe neigt. An südexponierten Waldrändern wachsen Schlehe und Weißdorn. Außerdem breitet sich an einigen Stellen die Vogelkirsche stark aus. Nach Westen schließt sich eine ca. 10jährige Kiefern-Aufforstung an. Es ist relativ viel Stehend- und Liegend-Totholz vorhanden, vor allem Birken und Kiefern. Während des Untersuchungszeitraumes war die Fläche von Ackerbrachen und Grünland umgeben.

- „ei“ : Ca. 1 ha große Gehölzinsel mit charakteristischer Bodenvegetation (Florenelemente eines thermophilen Eichenwaldes, z.B. *Peucedanum oreoselinum, Solidago virgaurea, Campanula persicifolia, Polygonatum odoratum* u.a.). Hauptbaumart ist die Eiche, beigemischt sind Kiefer, Hainbuche, Birke und vereinzelt Rot-Buche, Winter-Linde, Vogelkirsche, Weißdorn und Eberesche. Der Süd- und Ostrand wird gebildet von einem Saum aus Schlehe und Vogelkirsche sowie einem schmalen, vorgelagerten, magerrasenartigen Streifen. Der Anteil von Stehend- und Liegend-Totholz ist relativ hoch und besteht aus mehreren abgestorbenen Kiefern und vereinzelt Hainbuche, Eiche und Birke sowie einer äußerst wertvollen Totholzstruktur: ein ca. 5 m hoher, von Bohrlöchern des Anobiiden *Ptilinus pectinicornis* übersäten Rot-Buchenstumpf. Die Fläche ist umgeben von ackerbaulich intensiv genutzten Flächen, lediglich im Osten grenzt eine mehrjährige Ackerbrache sowie ein Gehölzstreifen an.

- „ki“ : Ca. 1,2 ha große Gehölzinsel aus vorwiegend über 100jährigen Kiefern mit größtenteils spärlicher Bodenvegetation und vereinzelten Holundergebüschen. Mischbaumarten sind vor allem Hainbuche, Eiche, Birke und vereinzelt Eberesche, Winter-Linde und Zitterpappel. Erwähnung finden soll der gut ausgebildete Heckensaum am südexponierten Rand, bestehend aus Schlehe und Steinweichsel sowie ein schmaler Magerrasenstreifen. Am Südrand befinden sich zwei kleinere Steinbrüche von 10 m Durchmesser. Der Anteil von Stehend- und Liegend-Totholz ist relativ klein und besteht hauptsächlich aus abgestorbenen Kiefern sowie vereinzelten Eichen und Birken. Während des Untersuchungszeitraumes war das Gehölz von Luzerne-Dauergrünland umgeben.

- „aei“: Ca. 0,5 ha großes, beeinträchtigtes Eichengehölz. Vieheintrieb führte zur Ausbildung einer vorwiegend nitrophilen Bodenvegetation. Als Mischbaumarten wurden vereinzelt Hainbuche, Birke, Esche, Vogelkirsche und mehrere Weichlaubholzarten festgestellt. Eine Strauchschicht fehlt. Am Gehölzrand gibt es keinen Gebüschsaum. Stehend- und Liegend-Totholz ist spärlich vorhanden und besteht vorwiegend aus schwächer dimensionierten Ästen verschiedener Laubbäume. Die Fläche ist von Grünland umgeben.

- „aki“: Ca. 0,6 ha großes, beeinträchtigtes Kiefern-Kastenwäldchen. Die vor ca. 40 Jahren aufgeforstete Fläche ist aufgelichtet und vergrast (*Calamagrostis epigejos*). Mischbaumarten sind Eiche, Zitterpappel (mit z.T. starker Naturverjüngung), Birke, Esche und Salweide. Der Anteil an Stehend- und Liegend-Totholz ist relativ hoch und besteht hauptsächlich aus abgestorbenen Kiefern und von Kühen geschälten Eschen und Zitterpappeln. Die Fläche ist von Grünland umgeben.

- „kei“: Ca. 0,08 ha großes, aus mehreren alten Eichen bestehendes Gehölz. Beigemischt sind vereinzelt Hainbuche, Birke, Eberesche und Weißdorn. Im Innern deutet Vergrasung (*Calamagrostis epigejos*) und ein ausgedehntes Gebüsch des Schwarzen Holunders (*Sambucus nigra*) auf Eutrophierung hin. Als äußerst wertvolle Totholzstrukturen können zwei abgestorbene Alt-Eichen, eine Kiefer sowie mehrere absterbende Starkäste der verbliebenen Alt-Eichen angesehen werden. Ein ausgesprochen dicht ausgebildeter Schlehensaum umschließt die Fläche fast vollständig, die während der Untersuchungszeit von einer Ackerbrache umgeben war.

- „kst“: Ca. 0,07 ha kleine, unter einer großen Überland-Hochspannungsleitung gelegene Gebüschinsel, die in den 70er Jahren abgeholzt wurde. Auf der Fläche wachsen Stockausschläge von Eiche, Birne, Birke, Weißdorn sowie mehreren Weichlaubhölzern. Dichtes Brombeer-, Holunder- und Wildrosengestrüpp deutet auf hohe Nährstoffeinträge aus den in der Vergangenheit genutzten Ackerflächen der Umgebung hin. Totholz fehlt fast völlig, abgesehen von einigen wenigen, bereits stark verrottenden Stümpfen. Während des Untersuchungszeitraumes waren die angrenzenden Flächen brach oder sie wurden extensiv bewirtschaftet.

- „b“ : Ca. 20 ha große Ackerbrache. Exponierte, trockene, steinige Kuppe inmitten einer seit etwa 1990 nicht mehr bewirtschafteten Ackerfläche, die lediglich einmal jährlich gemäht wurde, wobei das Mähgut auf der Fläche blieb. Die Bodenflora bestand aus einem lückigen Bewuchs unterschiedlichster krautiger Pflanzen (kaum Gräser), wobei sich stellenweise Löwenzahn (*Taraxacum officinale*) stark ausbreitete. Auf der Kuppe sind einige vegetationsfreie Stellen vorhanden.

- „g“ : Ca. 10 ha großes Grünland. Heterogenes Feuchtgrünland mit Naßstellen, die im feuchten Frühjahr mehrere Wochen überstaut sind. Vor ca. 20 Jahren wurde ein durch die Fläche fließender Bach verrohrt. Eine Nutzung erfolgt teils als Mähwiese, teils als Viehweide. Einige Florenelemente von Feuchtwiesen sind noch vorhanden, z.B. Großer Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*).

Um ein möglichst umfangreiches Bild vom Artenspektrum des gesamten Untersuchungsgebietes zu erhalten, sind weitere, aus entomologischer Sicht interessante Bereiche, vor allem Trocken- und Feuchtbiotope, mit Hilfe unterschiedlicher Fang- und Sammelmethoden, bearbeitet worden (s. Kap. 3; Abb. 2/2).

Nebenuntersuchungsflächen (NUF):

- „dep“: 1990 geschlossene und mit Sand abgedeckte Hausmüll- und Bauschuttdeponie (ehem. Steinbruch). Die Deponie fällt nach Westen und Süden ca. 10-15 m steil ab. Die faunistische Erfassung begann im Juni 1993, als noch größere Teile (ca. 400 m²) am exponierten Südwestrand fast vegetationsfrei waren. Eine Sukzession vollzog sich in den folgenden zwei Jahren, anfangs als Ruderalflur, dann folgte ein rascher Bewuchs mit Robinie. Nordöstlich der Deponie schließt sich ein Eichen/Rot-Eichengehölz an, nördlich und östlich befinden sich Ackerbrachen.

- „wie“: Blütenreiche Wiese mit Magerrasencharakter (früher als Mähwiese und/oder Schafweide genutzt). Im Norden und Osten wird die Wiese von einem Gehölz, aus Eiche, Hainbuche, Schlehe, Steinweichsel, Vogelkirsche, Kiefer u.a. begrenzt. Die Fläche ist Teil des Flächennaturdenkmals „Tannenberg“. Südlich grenzt eine mehrjährige Ackerbrache an.

- „kup“: Blütenreiche, gehölzfreie Kuppe mit Magerrasencharakter, die aufgrund des spitzen Reliefs und steinigen Untergrundes offenbar von einer landwirtschaftlich Nutzung verschont blieb. Westlich von dieser Fläche, ca. 20 m entfernt, befindet sich eine Ackerterrasse mit mehreren Eichen. Die Fläche ist im wesentlichen von Ackerbrachen umgeben.

- „ f “ : Hierunter sind mehrere Feuchtbiotope zusammengefaßt, die sporadisch besammelt wurden. Hauptsächlich ist in den vegetationsreichen, eutrophen Uferzonen der Teiche am Ortseingang von Volkersdorf, in den zwei Teichen an der Autobahnabfahrt Marsdorf sowie in der Promnitzniederung zwischen Volkersdorf und Bärnsdorf gefangen worden. Die Röhrichte bestehen vorwiegend aus Rohrkolben (*Typha* spec.) und Wasserschwaden (*Glyceria* spec.), wobei Schilf (*Phragmites* spec.) fehlt. Aber auch in Feuchthabitaten, wie z.B. mehreren Waldtümpeln im Südosten des UG an der A4, die von Weiden, Erlen, Pappeln usw. gesäumt sind oder einem teilweise verlandeten kleinen Teich im Südwesten an der A13 sowie in feuchten Senken und unverrohrten Bachabschnitten in den Waldgebieten entlang der Autobahn A4 (z.B. „Spitze Berge“), fanden Sammelexkursionen statt.

- „ s “ : Sonstige Fangplätze und Standorte, an denen gelegentliche Aufsammlungen erfolgten bzw. zufällig Funde gemacht wurden. Dazu zählen vor allem Trockenbiotope wie Feldraine, Gebüsche, Hecken, Lesesteinhaufen, südexponierte Ränder anderer Gehölze usw., aber auch Böschungen, Hohlwege, Pfützen, Misthaufen, Kompost- und Strohhaufen, Totholz, Pilze, Aas, Gewölle u.a.

# 3. Methodik

Um der Zielstellung einer möglichst repräsentativen Erfassung der gesamten Käferfauna gerecht zu werden, kamen sowohl Bodenfallen als auch Kescher bzw. Streifsack und Klopfschirm zum Einsatz. Aber auch die sonstigen Aufsammlungen während der etwa 100 Exkursionen, vor allem die Suche an und in Totholz und Holzmulm, unter Rinde, an und in Pilzen aller Art, an Mist- und Strohhaufen oder unter Steinen erbrachten viele Nachweise. Als sehr ergiebig erwiesen sich die Käfer-Beifänge in Gelbschalen, die aus einer anderen Untersuchung zur Verfügung gestellt wurden (s. Tab. 2). In geringerem Umfang trugen die Käfersiebmethode, Lichtfang, Wasserkescher und Wasserfallenfang zum erfaßten Arteninventar bei.

Tab. 2: Übersicht zu Fangmethoden, Erfassungsumfang und -zeitraum auf den Untersuchungsflächen

| Fläche | Bodenfallen Fangdauer: 224 Tage in 2 Veget.-perioden (jeweils von April-Juni und Sept. 1992/93) (Anzahl Fallen) | Gelbschalen Fangdauer: 310 Tage in 2 Veget.-perioden (jeweils von April-September 1992/93) (Anzahl Fallen) | Kescher, Klopfschirm, sonstige Fänge 100 meist ganztägige Exkursionen von 1992-1994 (Anzahl Exkurs. / h) | sonstige Bodenfallen Fangdauer: 100 Tage vor allem im Frühjahr 1993/94 (Anzahl Fallen) | Bodenfallen Voruntersuchung Fangdauer: 40 Tage im Sept./Okt. 1991 (Anzahl Fallen) | Quadratproben je 2 Proben mit Stechrahmen (625 cm² Fläche) im April 1992 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| w | 4 | 8 | 49 / 140 | - | - | x |
| ei | 4 | 6 | 21 / 70 | - | 4 | x |
| ki | 4 | 6 | 21 / 70 | - | 4 | x |
| aei | 4 | 4 | 8 / 30 | - | 4 | x |
| aki | 4 | 4 | 9 / 30 | - | 4 | x |
| kei | 3 | 4 | 10 / 30 | - | 4 | x |
| kst | 3 | - | 9 / 30 | - | - | x |
| b | 4 | 4 | 9 / 30 | - | 4 | x |
| g | 4 | 4 | 5 / 20 | - | 4 | x |
| wie | - | 4 | 7 / 20 | - | - | - |
| kup | - | 4 | 4 / 20 | - | - | - |
| dep | - | 4 | 11 / 40 | 8 | - | - |
| f | - | - | 48 / 150 | 30 | - | - |
| s | - | - | 40 / 120 | - | 12 | - |

## 3.1. Bodenfallen

### 3.1.1. Hauptuntersuchung

Im Wesentlichen ist mit der bei ökofaunistischen Freilanduntersuchungen gebräuchlichen BARBER-Fallen-Fangmethode gearbeitet worden. Verwendung fanden Gläser mit einem Öffnungsdurchmesser von 12 cm und einer Höhe von 20 cm. Diese Gläser steckten in eingegrabenen Kunststoffröhren, die ein schnelles und unproblematisches Leeren und wieder Fängigstellen der Fallen ermöglichten. Als Überdachung sowie zum Schutz vor Regen und herunterfallendem Laub und Ästen dienten quadratische Kunststoffscheiben („Plexiglas“) mit je vier großen Nägeln (Abb. 3/1). Der Abstand zum Fallenrand betrug 3-5 cm. Die Scheiben bekamen eine natürliche Tarnung aus Erde, Laub, Stöcken oder Steinen. Die Fangflüssigkeit bestand aus einer 3%igen Formalin-Lösung unter Zusatz von etwas Geschirrspülmittel zum Herabsetzen der Oberflächenspannung. Die Fallen waren zu etwa einem Drittel mit dieser Flüssigkeit gefüllt. Die Leerung erfolgte alle 14 Tage.

In den beiden Hauptuntersuchungsjahren 1992 und 1993 kamen insgesamt 34 Bodenfallen zum Einsatz. Sieben Flächen („w“, „ei“, „ki“, „aei“, „aki“, „b“, „g“) wurden mit je vier Fallen versehen und zwei Flächen („kei“, „kst“) mit je drei Fallen. Diese waren jeweils von Anfang April bis Ende Juni (sechs Leerungen) sowie Mitte September bis Mitte Oktober (zwei Leerungen) fängig gestellt. Der Abstand der Fallen untereinander betrug etwa 10 m, die Entfernung zum Gehölzrand mindestens 3-5 m. Im ersten Jahr entsprach die Fallen-

anordnung annähernd einem gleichseitigen Drei- bzw. Viereck, im zweiten Jahr wurden die Fallen umgesetzt und waren in Linie diagonal über die Flächen angeordnet.

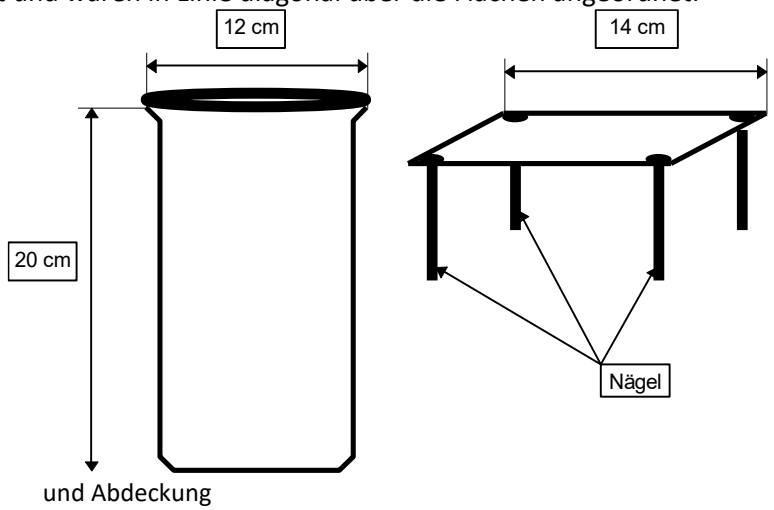



Abb. 3/1: Skizze von Bodenfalle

### 3.1.2. Sonstige Bodenfallenfänge

Im Frühjahr 1993 und 1994 erfolgten zusätzliche Bodenfallenfänge in zehn Feuchtbiotopen (Uferzonen von Teichen, Gräben, Bächen und Tümpeln) sowie einem trockenen Standort (mit Sand abgedeckte Mülldeponie), auf dem auch im Herbst 1994 gefangen wurde. Es wurden Becher aus Kunststoff mit einem Öffnungsdurchmesser von 6 bzw. 8 cm und einer Höhe von 10 cm verwendet. Als Fangflüssigkeit diente 3%ige Formalin-Lösung unter Zusatz von Detergenz. Als Überdachung kamen natürliche Materialien, vor allem Rindenstücke und Steine zum Einsatz. Die Fallen wurden wöchentlich geleert. Diese Bodenfallenfänge hatten ergänzenden Charakter und sollten die Kenntnisse über das Bodenkäfer-Artenspektrum, vor allem der Laufkäfer, vervollständigen (s. Anhang 8 u. 9).
Bereits 1990 und in Herbst 1991 sind bei Voruntersuchungen in z.T. anderen Gehölzen des Gebietes Bodenfallenfänge durchgeführt worden. Bis auf wenige Ausnahmen konnten alle 253 Arten, die 1990/91 nachgewiesen wurden, bei den späteren Untersuchungen wiedergefunden werden.

## 3.2. Gelbschalen

Die Gelbschalen (emaillierte Eisenschalen) haben einen Durchmesser von 20 cm und eine Höhe von 10 cm. Sie waren mit einer 1-2%igen Formalinlösung incl. Detergenz gefüllt. Insgesamt waren 60-64 Schalen auf den gleichen Flächen wie bei der Hauptuntersuchung mit Bodenfallen im Einsatz (Ausnahme: „wie“ anstatt „kst“), wobei meist je vier Schalen im Gehölz auf 1,5 m hohen Pfählen und je 2-4 Fallen in Bodennähe am südexponierten Gehölzrand eingesetzt wurden. Auf den Offenlandflächen waren jeweils vier Fallen in Einsatz. 1992 ist von Anfang April bis Ende Oktober gefangen worden und 1993 von Mitte April bis Ende September.

## 3.3. Kescher und Klopfschirm

Als Kescher diente ein stabiler, runder Streifsack aus derben Leinengewebe mit 30 cm Durchmesser und einem 1 m langen Stiel. Der vom Autor konstruierte Klopfschirm besteht aus einem zusammenklappbaren Holzrahmen, der mit weißem Leinen bespannt ist und auseinandergezogen eine Fläche von 0,5 m² hat (Abb. 3/3).
Die Kescher- und Klopfschirmfänge konzentrierten sich auf die neun HUF (s. Kap. 2.3.) einschließlich Gehölzmantel und vorgelagerten 1-3 m breiten Krautsäumen. Aber auch die Vegetation der kraut- und hochstaudenreichen Ufersäume der Feuchtbiotope, blütenreiche magere Wiesenbereiche, Böschungen, Feld-

raine usw. sind im gesamten Untersuchungszeitraum vorwiegend zur qualitativen Erfassung mehrfach abgekeschert worden.

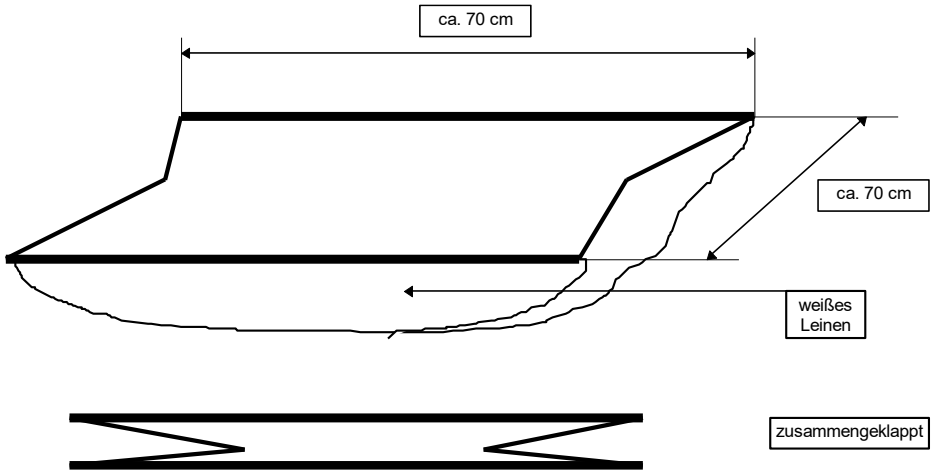



Abb.3/3: Skizze des Klopfschirms

1992 fanden halbquantitative Klopfschirm- und Kescherfänge statt (Kap. 4.5.3.). An fünf Terminen (Anfang, Mitte und Ende Mai, Mitte Juni und Mitte Juli) wurden die Ränder der sieben hauptsächlich untersuchten Gehölze („w“, „ei“, „ki“, „aei“, „aki“, „kei“, „kst“) einschließlich des Traufes, der Strauchschicht und eines 1-3 m breiten Krautsaumes jeweils 40 Minuten abgeklopft und abgekeschert. Etwa 10 Minuten pro Fläche sind die unter Steinen und Holz verborgenen Käferarten erfaßt worden. Soweit die Arten sofort erkennbar waren, wurden diese notiert oder 3-5 Exemplare eingesammelt. Lediglich die Arten, die nur unter Zuhilfenahme eines Stereomikroskopes bestimmbar sind, wurden in größeren Stückzahlen mitgenommen.

## 3.4. Quadratproben

Zur Ermittlung der absoluten Dichte der epigäischen Käferfauna wurden versuchsweise Anfang April 1992 auf den neun HUF („w“, „ei“, „ki“, „aei“, „aki“, „kei“, „kst“, „b“, „g“) Quadratprobenuntersuchungen durchgeführt (Kap. 4.6.). Zur Anwendung kam ein quadratischer Metallrahmen von 25 cm Seitenlänge und 20 cm Höhe. Je HUF sind zwei Proben genommen worden, so daß eine Fläche von 2 x 625 cm² erfaßt wurde. Der Rahmen wurde in den Boden eingestochen und das darin befindliche Material bis zum Mineralboden herausgenommen und in Kunststoffsäcke gefüllt. Da die Humusauflage unterschiedlich dick war, schwankt das Volumen der Proben beträchtlich. Im Labor wurde eine Hälfte jeder Probe direkt auf einer weißen, hell beleuchteten Fläche ausgebreitet und die Käfer abgesammelt („Trockenauslese“). Die andere Hälfte ist portionsweise in einer großen Schüssel mit Wasser aufgeschwemmt worden. Die unter gelegentlichen Umrühren an die Wasseroberfläche geratenen Käfer wurden dann abgelesen („Schwemmauslese“). Da die meisten Tiere in den ersten Minuten gefunden wurden und nach etwa 10 Minuten fast keine Käfer mehr zu finden waren, kann davon ausgegangen werden, daß ein Großteil der Tiere (80 - 90 %) erfaßt wurde. Der Zeitaufwand betrug bei der Handauslese 2-3 h und bei der Schwemmauslese 1-2 h je Probe.

## 3.5. Taxonomische Determination

Als Bestimmungsliteratur diente in erster Linie FREUDE, HARDE & LOHSE (1964-83): „Die Käfer Mitteleuropas“ sowie einige spezielle Veröffentlichungen, z.B. DIECKMANN (1972, 1974, 1977, 1980, 1983, 1986, 1988) und RUDOLPH (1982). Da dem Autor die drei Nachtragsbände zu „Die Käfer Mitteleuropas“ (LOHSE & LUCHT 1989, 1992, 1993) erst zur Verfügung stand, als ein Großteil der Determination und Auswertung bereits abgeschlossen war, beziehen sich die Angaben im Text auf die Nomenklatur von FREUDE, HARDE & LOHSE (1964-83). Im Anhang richten sich die Artenlisten nach der neueren Nomenklatur von LOHSE & LUCHT (1989, 1992, 1993), wobei die älteren Synonyme im Anhang 2a angegeben werden.

Es wurde eine Belegsammlung angefertigt, in der von jeder Art 1-5 Exemplare enthalten sind. Teile dieser Belegsammlung (einige Familien und Gattungen) sind von Spezialisten überprüft worden (s. Danksagung, Kap. 1).

## 3.6. Ökologische Indizes und Algorithmen

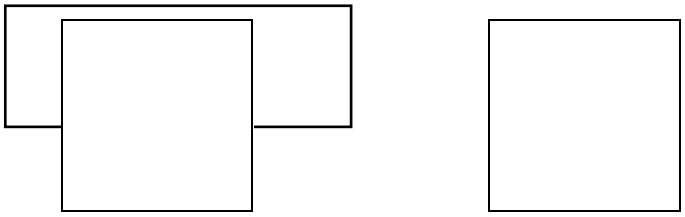
Folgende mit Formel und Kurzbeschreibung dargestellten Indizes und Berechnungsverfahren wurden auf ihren Aussagewert hin geprüft bzw. untereinander verglichen:

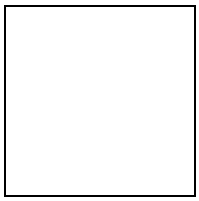
Dominanz :

$$D = \frac{\text{Individuenzahl der jeweiligen Art} \times 100}{\text{Gesamtzahl der Individuen}}$$

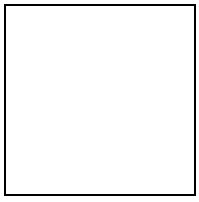
D ist die relative Häufigkeit einer Art im Vergleich zu den restlichen Arten einer Gemeinschaft bezogen z.B. auf einen bestimmten Standort.

Artendiversität: SHANNON-Index

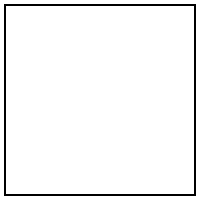




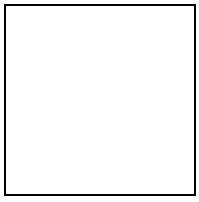
= Diversität bezogen auf Artenzahlen



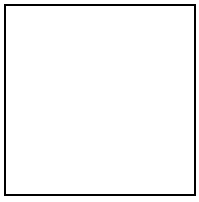
= Gesamtzahl der Arten



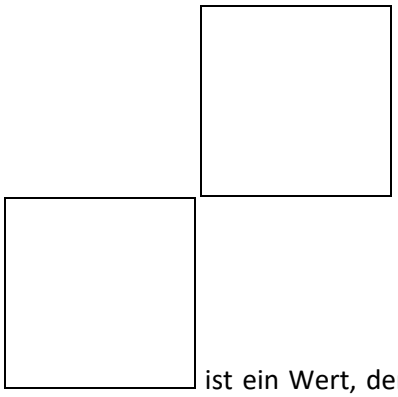
= relative Häufigkeit der i-ten Art von der Gesamtindividuenzahl



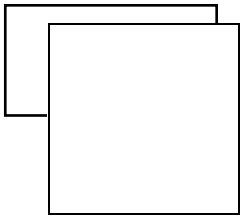
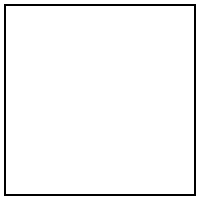
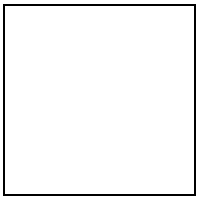
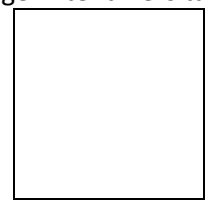
= Gesamtindividuenzahl

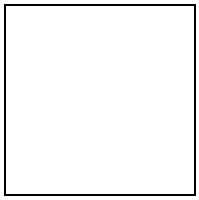


= Individuenzahl der Art i

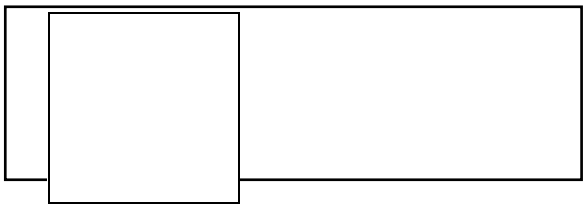

ist ein Wert, der sowohl die Gesamtarten- als auch die Gesamtindividuenzahl sowie die Zahl der Individuen je Art berücksichtigt und meistens zwischen 1,5 und 3,5 liegt, wobei hohe Werte meist vom Umfang der zu berechnenden Artenlisten abhängen und nicht unbedingt eine hohe ökologische Wertigkeit des untersuchten Standortes induzieren.

Evenness :

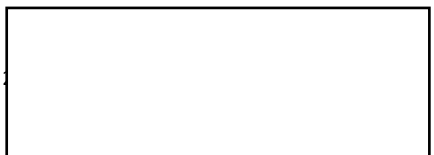


kennzeichnet, bezogen auf obige Artendiversität, die 
gleichmäßige Verteilung der Individuen auf die Arten, da 
allein keine Aussage darüber erlaubt, ob die Höhe des Diversitätswertes aufgrund hoher Artenzahlen mit jeweils stark variierender Individuenzahl entstanden ist oder durch gleichmäßige Verteilung der Individuen auf wenige Arten.

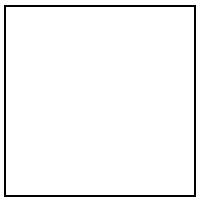
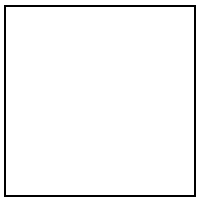

liegt zwischen 0 und 1, wobei hohe Werte eine größere Gleichverteilung charakterisieren.

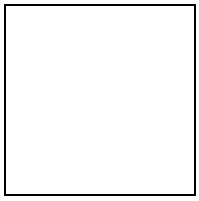
Varianz des SHANNON-Index :

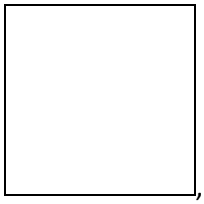
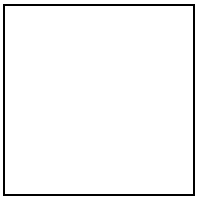


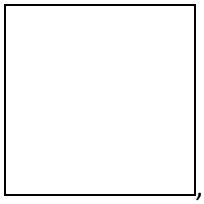
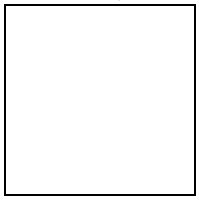
t-Test und Freiheitsgrade (df) :

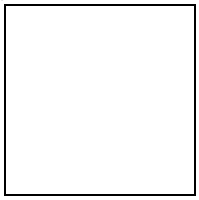


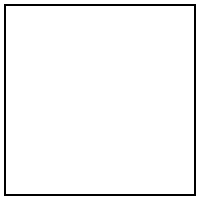
 

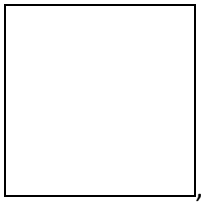
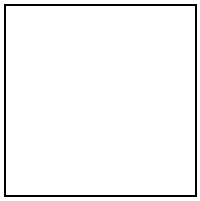
 = Diversität bezogen auf Artenzahlen

  = Diversitätsindex der Probe 1 bzw. Probe 2

  = Varianz der beiden $H_S$-Werte

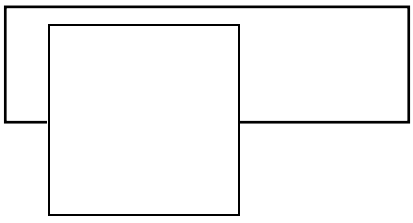
 = Gesamtzahl der Arten

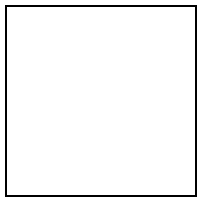
 = Gesamtzahl der Individuen in der Probe

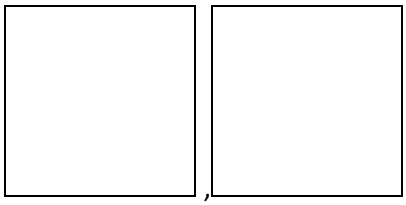
  = Gesamtzahl der Individuen in der Probe 1 bzw. Probe 2

Die berechneten t-Werte können mit Tabellenwerten, die sich in jedem Statistik-Buch befinden, verglichen werden. Eine Signifikanz des Unterschiedes liegt vor, wenn $t \geq t_{df,\alpha}$ ist.
Eine Voraussetzung ist jedoch, daß eine Zufallsprobe aus einer Grundgesamtheit vorliegt.

SÖRENSEN-Quotient :

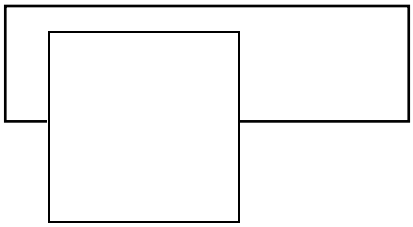


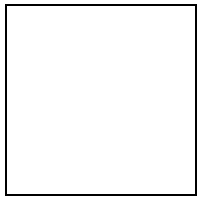
 = Zahl der in beiden Gebieten gemeinsam vorkommenden Arten

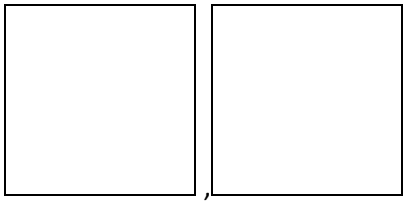
 = Zahl der im Gebiet *A* bzw. im Gebiet *B* vorkommenden Arten

Der SÖRENSEN-Quotient dient zum einfachen Vergleich von Artengemeinschaften, da nur die Zahl der gemeinsamen Arten berücksichtigt werden. Je höher der Wert (zwischen 0 % und 100 %), desto größer ist die Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung. Es wird somit der prozentuale Grad der Überschneidung zwischen zwei Untersuchungsgebieten angegeben.

JACCARD'sche Zahl :

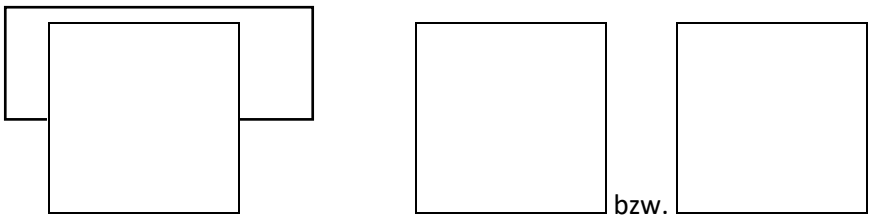


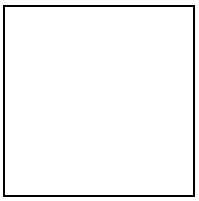
 = Zahl der in beiden Gebieten gemeinsan vorkommenden Arten

 = Zahl der im Gebiet *A* bzw. im Gebiet *B* vorkommenden Arten

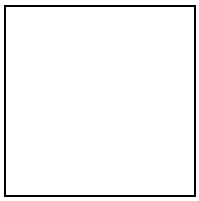
Dieser Gemeinschaftskoeffizient dient ebenfalls zum Vergleich zweier Artengemeinschaften, ohne Berücksichtigung der Individuenverteilung.

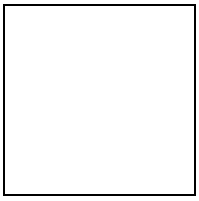
RENKONEN'sche Zahl :

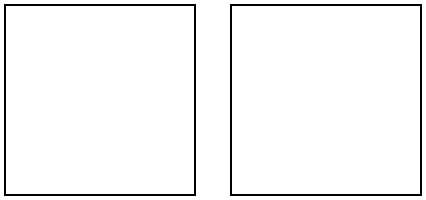


 = der jeweils kleinere Dominanzwert (*D*) der gemeinsamen Art von zwei Standorten *A* und *B*

*i* = Art i

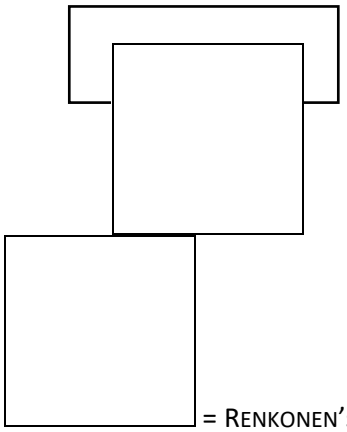
 = Zahl der gemeinsamen Arten

 = Individuenzahl der Art i in Gebiet *A* bzw. *B*

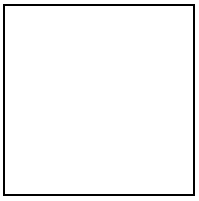
 = Gesamtindividuenzahl aus Gebiet *A* bzw. *B*

Die Dominanzidentität ist ein Wert, der die Übereinstimmung in den Dominanzverhältnissen zweier Artengemeinschaften ausdrückt, wobei sowohl die einzelnen Arten als auch deren Individuenzahlen Berücksichtigung finden. Die Werte liegen zwischen 0 und 1 (bzw. als Prozentangabe zwischen 0 und 100), wobei höhere Werte eine größere Ähnlichkeit ausdrücken.

WAINSTEIN-Index :



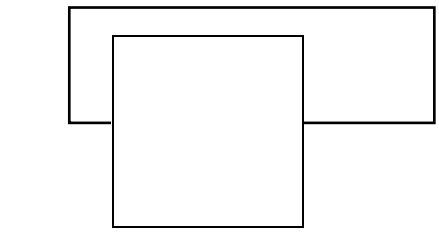
= RENKONEN'sche Zahl (s.o.)

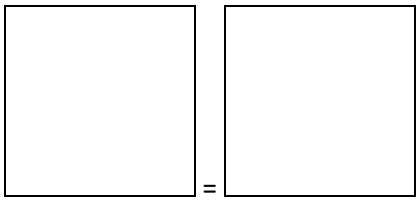


= JACCARD'sche Zahl (s.o.)

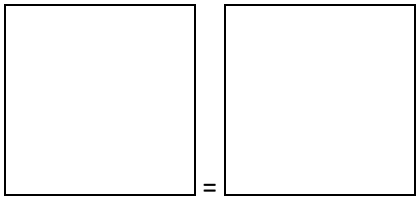
Dieser Ähnlichkeitsindex berücksichtigt sowohl die gemeinsamen Arten zweier Gemeinschaften, als auch die deren relative Häufigkeiten. Die Werte liegen zwischen 0 und 100 (je höher die Werte umso größer Ähnlichkeit zwischen Artengemeinschaften).

Diversitätsdifferenz nach MACARTHUR :

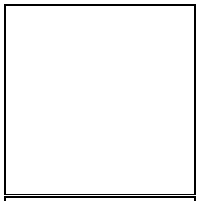


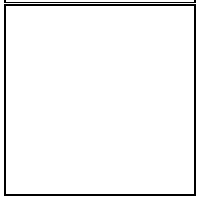


= (Diversität/SHANNON-Index) von Standort 1

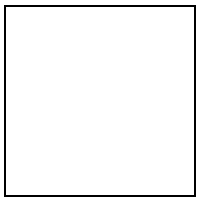


= (Diversität/SHANNON-Index) von Standort 2





= Dominanz der Art *i* von Standort 1



= Dominanz der Art *i* von Standort 2

*G* = Zahl der gemeinsamen Arten

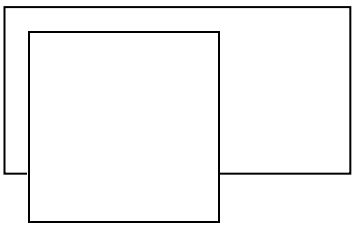
Es kann der Verwandtschaftsgrad zwischen Artengemeinschaften bzw. Biozönosen zweier Untersuchungsflächen direkt bestimmt werden. Der Wert kann zwischen 0 und ln 2 (0,6932) schwanken, wobei niedrigere Werte engere verwandtschaftliche Beziehungen charakterisieren.

Um eine bessere Vergleichbarkeit zu gewährleisten, wurden für alle Erfassungsmethoden bzw. Einzelauswertungen von Käferfamilien einheitliche Grenzen für die Färbung der Quadrate in den Netzdiagrammen bezogen auf die einzelnen Ähnlichkeitsindizes festgelegt (Tab. 3).

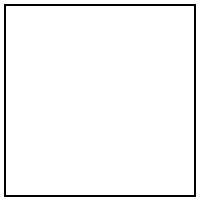
Tab. 3: Festgelegte Grenzen für die Färbung der Quadrate in den Netzdiagrammen (Ähnlichkeitsindizes)

| **Färbung der Quadrate** | **Diversitätsdifferenz nach MACARTHUR** | **RENKONEN'sche Zahl** | **Artenidentität nach JACCARD** | **Ähnlichkeitsindex nach WAINSTEIN** | **SÖRENSEN-Quotient** |
|---|---|---|---|---|---|
| schwarz | ≤ 0,2 | ≥ 0,5 | ≥ 50 % | ≥ 28 % | ≥ 65 % |
| dunkelgrau | > 0,2 - 0,32 | < 0,5 - 0,38 | < 50 - 38 % | < 28 - 20 % | < 65 - 53 % |
| grau | > 0,32 - 0,46 | < 0,38 - 0,24 | < 38 - 25 % | < 20 - 8 % | < 53 - 38 % |
| hellgrau | > 0,46 | < 0,24 | < 25 % | < 8 % | < 38 % |

BRILLOUIN-Index :



*N* = Gesamtzahl der Individuen

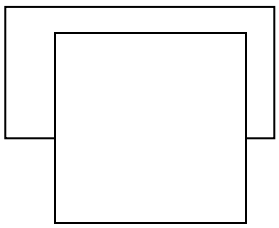


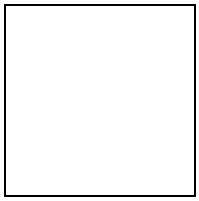
= Individuenzahl der Art i

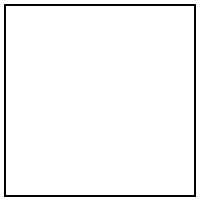
*S* = Gesamtartenzahl

Der BRILLOUIN-Index basiert auf der Informationstheorie. Es ist keine parametrische Statistik (z.B. Varianz, t-Test) anwendbar. Er wird vorgeschlagen, wenn die zu beschreibende Artengemeinschaft nicht zufallsgemäß, sondern in irgendeiner Form selektiv erfaßt wurde (z.B. bei Bodenfallen- und Gelbschalenfängen) (MÜHLENBERG 1993). Da die Individuenzahlen, die hier vorlagen, teilweise sehr groß waren, kam es trotz Verwendung des Datentyps „extended" zu numerischem Überlauf am Computer. Deshalb wurden die Fakultät sowie die gekürzten Quotienten der Binomialkoeffizienten über die Summe der natürlichen Logarithmen berechnet, da diese Methode genauer erscheint, als die bei MÜHLENBERG (1993) empfohlene STERLING-Annäherung (RÖMISCH mündl. Mitt.).

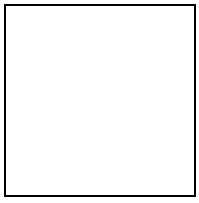
Evenness für BRILLOUIN-Index







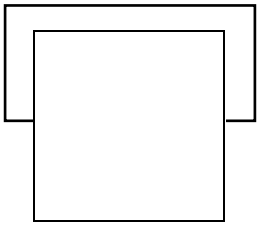
;



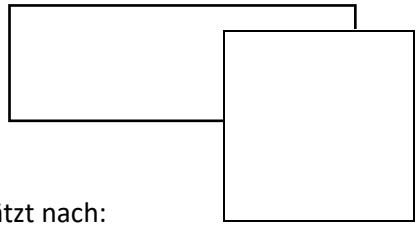
Für wird die ganze Zahl von N/S genommen.

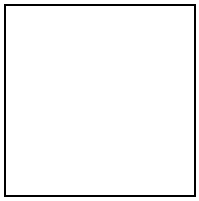
$E_B$ kennzeichnet, bezogen auf den Brillouin-Index, die Verteilung der Individuen auf die Arten.
$E_B$ liegt zwischen 0 und 1, wobei hohe Werte eine größere Gleichverteilung charakterisieren.

Diversitätsmaß „$\alpha$ (log serie)“ :

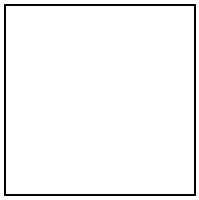


Der Wert x wird geschätzt nach:



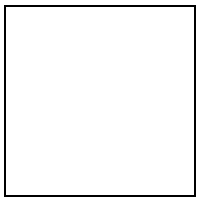


= Gesamtzahl der Arten



= Gesamtzahl der Individuen

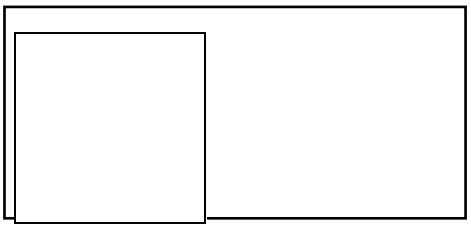
Nach MAGURRAN (1988) hat $\alpha$ die beste Trennungsfähigkeit zwischen verschiedenen Gebieten und somit eine gute Unterscheidungsfähigkeit zwischen Artengemeinschaften. Der Wert x liegt meist zwischen 0,9 und 1,0. Wenn das Verhältnis Arten- zu Individuenzahl (N/S) > 20 wird, dann wird x < 0,99, aber nie größer als 1. Die Varianz von $\alpha$ wird nach folgender Formel berechnet. Die Prüfung auf signifikante Unterschiede kann mit obigen t-Test erfolgen.

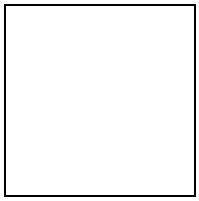


Rarefaction-Methoden

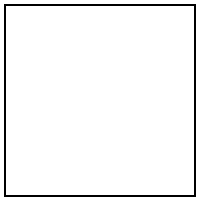
Die Rarefaction-Methoden (nach HURLBERT und SHINOZAKI) dienen zur Berechnung von Artenzahl-Erwartungswerten bei unterschiedlichem Erfassungsaufwand (ACHTZIGER et al. 1992). Es wird eine einheitliche, standardisierte Probengröße (Individuenzahl oder Exkursionstermin) durch „Verdünnung bzw. Verfeinerung“ ermittelt. Ausgehend von der festgestellten Arten-Abundanz-Verteilung bzw. Arten-Frequenz-Verteilung wird berechnet, wieviele Arten bei einer kleineren Individuenzahl bzw. einer niedrigeren Anzahl Erfassungsterminen zu erwarten wären. Wenn man die Erwartungswerte *S(n)* bzw. *S(q)* für steigende Probengrößen (Individuenzahlen bzw. Erfassungseinheiten) berechnet und in Diagrammen aufträgt, erhält man Artenakkumulationskurven, die eine objektivere Darstellung des Zusammenhanges zwischen Artenzahl und Erfassungsaufwand erlauben (ACHTZIGER et al. 1992).
Bei kontinuierlichen Probennahmen (z.B. bei Bodenfallen - Individuenzahlen) wird die Formel von HURLBERT (1971) und bei diskreter Probennahme (z.B. bei Handfängen, Sichtbeobachtungen, Erfassungstermine) die Formel von SHINOZAKI (1963) empfohlen:

Für kontinuierliche Probennahme nach HURLBERT (1971):

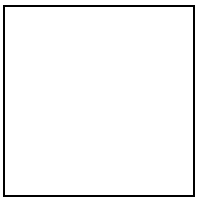




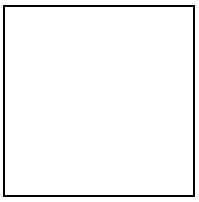
= zu erwartende Atenzahl für bestimmte Individuenzahl n



= standardisierte Probengröße (1...N)



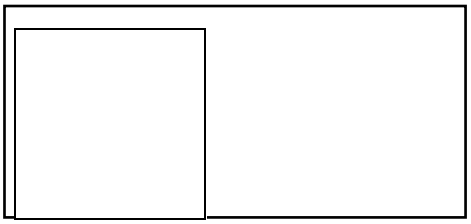
= Gesamtindividuenzahl

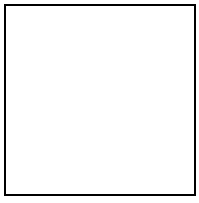


= Individuenzahl der Art i in der Probe von Rarefaction (festgestellte Arten-Abundanz)

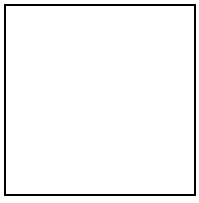
*S* = festgestellte Gesamtartenzahl

Für diskrete Probennahme nach SHINOZAKI (1963) :

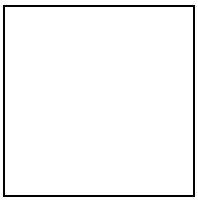




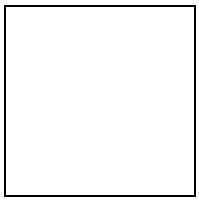
= zu erwartende Artenzahl für q = 1, 2, 3...Q



= Erfassungseinheit (1...Q)



= Gesamtzahl Erfassungseinheiten



= Anzahl an Erfassungseinheiten, in denen die Art i vorkommt

(festgestellte Arten-Frequenz)

*S* = festgestellte Gesamtartenzahl

Bei $N - N_i \leq 0$ bzw. $Q - a_i \leq 0$ wird der Binomialkoeffizient als 0 definiert.

# 4. Darstellung und Interpretation der Ergebnisse

## 4.1. Gesamtfangergebnis - Arten- und Individuenzahlen, Familienspektrum

Insgesamt konnten 1355 Käferarten nachgewiesen werden, was etwa 32 % aller Arten der sächsischen Käferfauna entspricht (bezogen auf 4211 Arten nach KÖHLER 1997; s. Anhang 2a, 2b). Es wurden über 94 000 Tiere aus 68 Käferfamilien (von insgesamt 93 Familien nach FREUDE, HARDE & LOHSE 1964-83) erfaßt. Die artenreichsten Familien sind Kurzflügler (Staphylinidae, 276 Arten), Rüsselkäfer (Curculionidae, 201 Arten) und Blattkäfer (Chrysomelidae, 103 Arten), von denen jeweils etwa 25 % aller Arten der ostdeutschen Fauna nachgewiesen werden konnten (Tab. 4). Außerdem gelang der Nachweis von 158 Laufkäferarten (Carabidae), was 40 % der sächsischen Fauna entspricht (TRAUTNER & MÜLLER-MOTZFELD 1995, ARNDT & RICHTER 1995).

Tab. 4: Familienspektrum der Coleoptera auf den Untersuchungsflächen - Arten- und Individuenzahlen sowie Artenanteil an der Fauna Ostdeutschlands (STRESEMANN 1978) bzw. Sachsens

| Familie | Arten | Individuen | Artenanteil an Fauna Sachsens (%) | Familie | Arten | Individuen | Artenanteil an Fauna Sachsens (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Carabidae | 158 | 28044 | 40,5 * | Cybocephalidae | 1 | 1 | 50,0 |
| Haliplidae | 2 | 7 | 11,7 * | Rhizophagidae | 5 | 32 | 41,7 |
| Dytiscidae | 12 | 23 | 11,0 * | Cucujidae | 10 | 52 | 23,8 |
| Hydraenidae | 7 | 84 | 24,1 * | Erotylidae | 3 | 7 | 33,3 * |
| Hydrophilidae | 26 | 402 | 50,0 * | Cryptophagidae | 25 | 4252 | 24,8 |
| Histeridae | 19 | 891 | 25,7 | Phalacridae | 4 | 135 | 21,1 |
| Silphidae | 16 | 2632 | 80,0 * | Lathridiidae | 23 | 1574 | 43,4 |
| Catopidae | 22 | 2288 | 55,0 * | Mycetopha- | 5 | 14 | 41,7 |
| Liodidae | 11 | 202 | 18,0 | Colydiidae | 5 | 62 | 18,5 |
| Clambidae | 2 | 7 | 33,3 | Endomychidae | 2 | 12 | 16,7 |
| Scydmaenidae | 7 | 275 | 17,5 | Coccinellidae | 47 | 2812 | 71,2 * |
| Orthoperidae | 2 | 23 | 18,2 | Asphidiphoridae | 1 | 2 | 100 |
| Ptiliidae | 3 | 142 | 6,2 | Cisidae | 9 | 250 | 34,6 |
| Scaphidiidae | 3 | 80 | 42,9 | Bostrychidae | 1 | 1 | 16,7 |
| Staphylinidae | 276 | 21300 | 23,2 | Anobiidae | 10 | 198 | 18,5 |
| Pselaphidae | 11 | 50 | 19,3 | Ptiniidae | 4 | 587 | 19,0 |
| Lycidae | 2 | 22 | 25,0 | Oedemeridae | 3 | 684 | 13,6 |
| Lampyridae | 2 | 13 | 66,7 | Pythidae | 3 | 59 | 17,6 |
| Cantharidae | 23 | 2789 | 32,9 | Pyrochroidae | 1 | 2 | 33,3 |
| Malachidae | 11 | 661 | 44,0 | Aderidae | 2 | 8 | 50,0 |
| Melyridae | 6 | 603 | 30,0 | Anthricidae | 6 | 128 | 35,3 |
| Cleridae | 6 | 21 | 33,3 | Mordellidae | 17 | 1341 | 25,0 |
| Elateridae | 33 | 1917 | 28,9 | Serropalpidae | 5 | 22 | 15,2 |
| Eucnemidae | 1 | 3 | 20,0 * | Lagriidae | 2 | 76 | 66,7 |
| Throscidae | 3 | 369 | 42,9 | Alleculidae | 5 | 43 | 27,8 |
| Buprestidae | 22 | 1916 | 40,0 * | Tenebrionidae | 8 | 71 | 20,0 * |
| Helodidae | 9 | 73 | 42,9 | Scarabaeidae | 25 | 330 | 30,5 * |
| Eucinetidae | 1 | 1 | 100 | Cerambycidae | 35 | 727 | 25,9 * |
| Dryopidae | 2 | 7 | 6,4 | Chrysomelidae | 103 | 1775 | 25,8 |
| Heteroceridae | 1 | 11 | 9,1 | Bruchidae | 7 | 31 | 36,9 |
| Dermestidae | 11 | 85 | 32,4 | Anthribidae | 5 | 11 | 41,7 * |
| Byrrhidae | 6 | 70 | 37,5 * | Scolytiidae | 19 | 80 | 24,7 * |
| Ostomidae | 1 | 1 | 11,1 | Curculionidae | 201 | 10151 | 25,4 |
| Byturidae | 2 | 17 | 100 | | | | |
| Nitidulidae | 34 | 3820 | 30,1 | **68 Familien** | **1355** | **94379** | **∅ 32,2 % **** |

* Prozentwerte beziehen sich auf die aktuellen Artenzahlen in Sachsen, nach den seit 1994 für verschiedene Käferfamilien in den „Mitteilungen Sächs. Entomologen“ veröffentlichten Kommentierten Verzeichnissen (s. Kap. 5.1.)
** nach KÖHLER (1997)

Bezogen auf Käferfamilien mit bundesweit mehr als 20 Arten waren die Marienkäfer (Coccinellidae) und Aaskäfer (Silphidae) überdurchschnittlich artenreich vertreten, da 71 bzw. 80 % aller Arten der sächsischen Fauna nachgewiesen werden konnten sowie die Nestkäferarten (Catopidae) mit über die Hälfte der Fauna Sachsens.

Der Arten- und Individuenanteil von Carabiden, Staphyliniden und Curculioniden ist am höchsten (Abb. 4/1). Während diese drei Familien knapp die Hälfte aller Arten stellen, beträgt ihr Individuenanteil etwa 65 %. Besonders die laufaktiven Carabiden sind aufgrund der Bodenfallenfänge die individuenstärkste Käferfamilie.

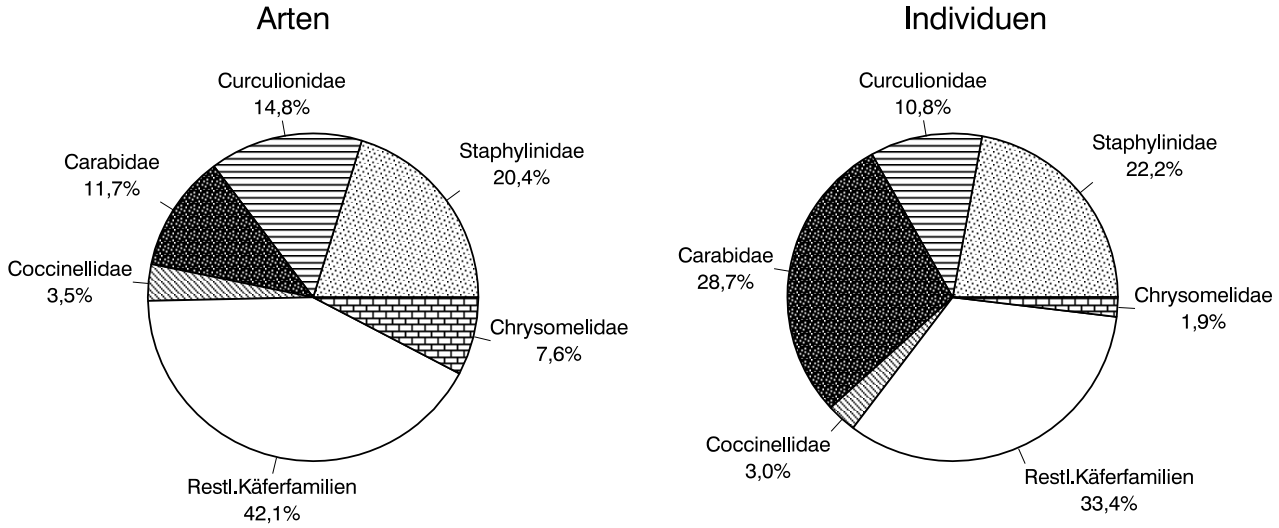



Abb. 4/1 : Anteile der Arten und Individuen der artenreichsten Käferfamilien bezogen auf das Gesamtfangergebnis

Reichlich 40 % des Gesamtfanges entfällt auf die „Restlichen Käferfamilien“ (63), was auf die verschiedenen Fangmethoden zurückzuführen ist. Vor allem die Kescher- und Klopfschirmfänge einschließlich sonstiger Aufsammlungen trugen zum hohen Artenanteil der restlichen Käferfamilien bei, und aufgrund der starken Lockwirkung der Gelbschalen auf blütenbesuchende Käfer ist der Individuenanteil recht hoch. Dieser würde noch wesentlich höher sein, wenn Glanzkäfer (Nitidulidae, *Meligethes*) vollständig ausgelesen worden wären.

Die geringe Individuenzahl der Familie Chrysomelidae (obwohl mit 103 Arten immerhin 25 % der ostdeutschen Fauna nachgewiesen werden konnte) ist ebenfalls fangmethodisch bedingt. In Bodenfallen geraten die phytophagen, vorwiegend auf der Vegetation lebenden Blattkäfer zufällig, meist bei der Suche nach Überwinterungsverstecken bzw. beim Verlassen dieser, im Frühjahr. Da die meisten Blattkäfer keine Blütenbesucher sind, war ihr Individuenanteil in den Gelbschalen ebenfalls sehr niedrig.

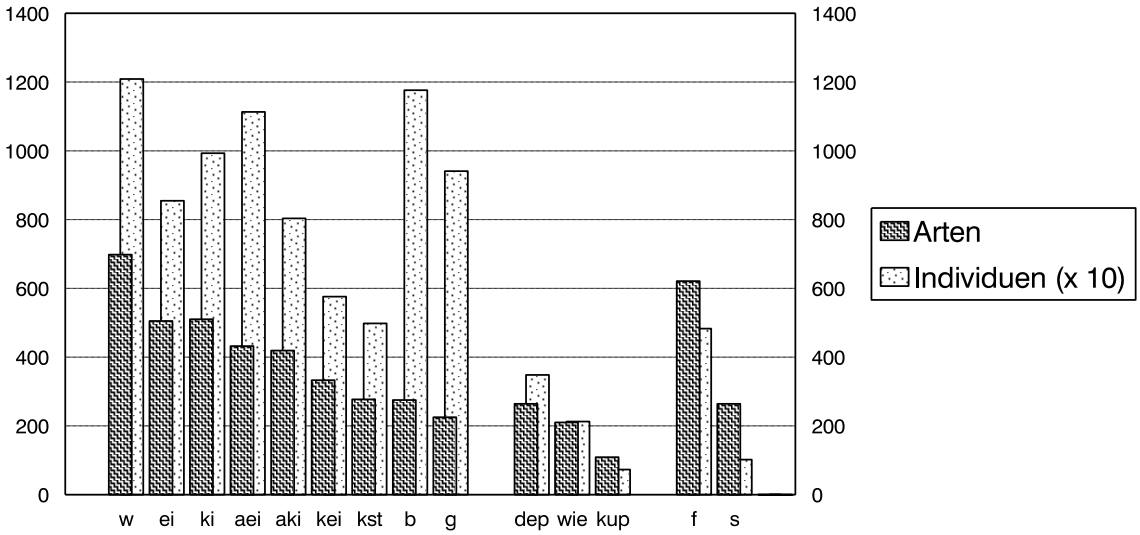



Abb. 4/2: Anzahl aller nachgewiesenen Arten und Individuen auf den Untersuchungsflächen
(**w** =Waldfläche; **ei** =Eichengehölz; **ki** =Kieferngehölz; **aei** =beeinträchtigtes Eichengehölz; **aki** = beeinträchtig- tes Kieferngehölz; **kei** =kleines Eichengehölz; **kst** =kleine Strauchinsel; **b** =Brache; **g** = Grünland; **dep** = Deponie, mit Sand abgedeckt; **wie** = blütenreiche Wiese mit Magerrasencharakter; **kup** = Kuppe mit Magerrasencharakter; **f** = mehrere Feuchtstandorte; **s** = sonstige Fundorte)

Auf der größten, näher untersuchten Gehölzinsel, dem 8,5 ha umfassenden Simonsberg (= „w“) wurden fast 700 Käferarten gefunden, in den etwa 1 ha großen, relativ strukturreichen Gehölzen „ei“ und „ki“ waren es immerhin noch über 500 Arten. Selbst in den 0,5 bzw. 0,6 ha großen, beeinträchtigten Gehölzen „aei“ und „aki“ wurden jeweils noch mehr als 400 Arten nachgewiesen sowie in den 800 bzw. 700 m² kleinen Feldgehölzen „kei“ und „kst“ 330 bzw. 270 Arten (Abb. 4/2, Tab. 6).

## 4.2. Effizienz der Erfassungsmethoden

Mit den Bodenfallen wurden die meisten Individuen erfaßt aber auch eine relativ große Zahl von Arten (Tab. 5). Mit den 34 Glas-Bodenfallen der 2jährigen Hauptuntersuchung konnten 572 Arten mit mehr als 49.000 Individuen nachgewiesen werden.

Tab. 5 : Übersicht über die Untersuchungszeiträume und das Gesamtfangergebnis der einzelnen Erfassungsmethoden

| Aufwand/ Fangmethode | Fangdauer | Arten | Individuen | nur mit dieser Methode nachgewiesene Arten |
|---|---|---|---|---|
| 34 Glas-Bodenfallen in 7 Gehölzen, 1 Ackerbrache, 1 Grünlandfläche (d=12 cm/ h=20 cm) | 224 Tage in 2 Veg-.perioden | 572 | 49191 | 84 |
| 64 Gelbschalen in 6 Gehölzen, 1 Ackerbrache, 1 Grünlandfläche, 1 Wiese (d=20 cm/h=10 cm), (je 1 Trocken- und Feuchtbiotop und 1 Wiese) | 310 Tage in 2 Veg-.perioden (1 Veget.-periode) | 662 | 25621 | 120 |
| Kescher / Klopfschirm / sonstige Aufsammlungen und Zufallsfänge | 100 Exkursionen je 5-8 h z.T. im Winter | 920 | 5424 | 278 |
| 25-30 Kunststoffbecher-Bodenfallen an Gewässerufern und Trockenbiotopen (d=6/ h=10 cm) | 100 Tage v.a. Frühjahr 1993/94 | 429 | 5881 | 78 |
| 30 Glas-Bodenfallen (Voruntersuchungen) 7 Gehölzen, 1 Ackerbrache, 1 Grünlandfläche (d=12 cm/ h=20 cm) | 40 Tage Herbst 1991 | 253 | 7655 | 0 |

Die Gelbschalen erwiesen sich als außerordentlich ergiebige Fangmethode. Bei etwa der Hälfte der Individuen konnten im Vergleich zu den Bodenfallenfängen fast 100 Arten mehr festgestellt werden. Mit den Gelbschalen läßt sich ein Großteil des blütenbesuchenden Artenspektrums eines bestimmten Gebietes erfassen. Bei einer Reihe von Arten handelt es sich um reine Zufallsfänge, beispielsweise durch Windverdriftung. Möglicherweise gibt es aber wesentlich mehr Arten, die von Blüten bzw. hell gefärbten, glatten Flächen angelockt werden.
Die hohe Zahl von 920 Arten, die durch Kescher, Klopfschirm und sonstige Aufsammlungen erzielt wurden, hängt neben dem Strukturreichtum des Gebietes vor allem mit dem hohen Zeitaufwand von fast 100 Exkursionen zusammen (mindestens 600 Sammelstunden). Aber auch die im Laufe der Untersuchung gestiegenen Erfahrungen und Kenntnisse, beispielsweise zu bestimmten Sammeltechniken und Spezialwissen über ergiebige Habitatstrukturen und Fangzeitpunkte, erhöhen die Nachweisquote beträchtlich.
Mit den Kunststoffbecher-Bodenfallenfängen wurde der Überblick vom bodenbewohnenden Käferartenspektrum des UG vervollständigt. Als sehr artenreich erwiesen sich die Feuchtbiotope (z.B. Röhrichte, vegetationsreiche Säume von Teichen, Tümpel usw.). Außerordentlich arten- und individuenreich war ein exponierter Trockenstandort (mit Sand abgedeckte Hausmülldeponie), wo es zu einer raschen Sukzession kam, so daß im 2. Untersuchungsjahr nur noch wenige offene Sandflächen vorhanden waren und sich im 3. Untersuchungsjahr stellenweise bereits ein Robinien-Vorwald ausgebildet hatte.

In den sieben hauptsächlich untersuchten Gehölzen wurden 999 Arten nachgewiesen, bei einem Erfassungsumfang von reichlich 60.000 Individuen, basierend auf einer intensiven Untersuchung mit mehreren Fangmethoden (Tab. 6). Fast genausoviel Arten konnten auf den „sonstigen Flächen“ (überwiegend Offenlandbiotope) gefunden werden, allerdings mit einer halb so großen Individuenzahl, wobei die qualitativen Erfassungen (Streifsack, Handaufsammlungen) einen größeren Anteil einnahmen. Allein in den Feuchtbiotopen wurden somit 455 Arten gefunden und zusammen mit den Fallenfängen sogar 621 Arten.
Obwohl eine lineare Hochrechnung zwischen Arten- und Individuenzahl nicht verallgemeinert werden darf, wird erkennbar, welches Artenpotential in der offenen Feldflur dieser Agrarlandschaft vorhanden sein muß. Einschränkend ist jedoch anzumerken, daß aufgrund der vielen Exkursionen und der Sammelerfahrungen die meisten der artenreicheren und faunistisch bedeutungsvollsten Offenlandhabitate erfaßt wurden.

Tab. 6: Anzahl der Arten und Individuen auf den Untersuchungsflächen nach Erfassungmethoden

| | Bodenfallen (1992-93) | | Gelbschalen (1992-94) | | Kescher/Klopfsch (1992-94) | | son.Bodenfallen (1990/91, 1993/94) | | Quadratproben (1992) | | Gesamtzahl | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Fläche** | **Arten** | **Individ.** | **Arten** | **Individ.** | **Arten** | **Individ.** | **Arten** | **Individ.** | **Arten** | **Individ.** | **Arten** | **Individ.** |
| **Gehölze** | | | | | | | | | | | | |
| **w** | 281 | 4390 | 354 | 6235 | 415 | 1464 | - | - | 30 | 81 | 698 | 12170 |
| **ei** | 265 | 5100 | 273 | 2790 | 188 | 508 | 44 | 149 | 17 | 57 | 505 | 8604 |
| **ki** | 236 | 5032 | 250 | 2681 | 207 | 544 | 167 | 1674 | 18 | 52 | 510 | 9983 |
| **aei** | 265 | 6936 | 235 | 2218 | 88 | 194 | 85 | 1782 | 22 | 62 | 419 | 11192 |
| **aki** | 215 | 4623 | 235 | 2052 | 99 | 265 | 61 | 1093 | 19 | 75 | 434 | 8108 |
| **kei** | 198 | 4217 | 181 | 1426 | 65 | 117 | - | - | 14 | 40 | 333 | 5800 |
| **kst** | 223 | 4805 | - | - | 77 | 175 | - | - | 12 | 39 | 278 | 5019 |
| **Summe** | 528 | 35103 | 582 | 17402 | 588 | 3267 | 221 | 4698 | 65 | 406 | 999 | 60876 |
| **son.Fläch.** | | | | | | | | | | | | |
| **b** | 184 | 7822 | 148 | 2697 | 24 | 57 | 57 | 1186 | 27 | 105 | 269 | 11867 |
| **g** | 151 | 6266 | 120 | 1958 | 11 | 33 | 47 | 1151 | 7 | 45 | 220 | 9453 |
| **wie** | - | - | 185 | 2001 | 55 | 124 | - | - | - | - | 210 | 2125 |
| **dep** | - | - | 84 | 759 | 84 | 170 | 171 | 2553 | - | - | 264 | 3482 |
| **kup** | - | - | 109 | 729 | - | - | - | - | - | - | 109 | 729 |
| **f** | - | - | 35 | 75 | 455 | 1424 | 307 | 3328 | - | - | 621 | 4827 |
| **s** | - | - | - | - | 194 | 400 | 85 | 620 | - | - | 265 | 1020 |
| **Summe** | 243 | 14088 | 311 | 8219 | 871 | 2208 | 477 | 8838 | 31 | 150 | 993 | 33503 |
| **Gesamt** | **572** | **49191** | **662** | **25621** | **920** | **5475** | **545** | **13536** | **78** | **556** | **1355** | **94379** |

## 4.3. Auswertung der Bodenfallenfänge (Hauptuntersuchung)

### 4.3.1. Gesamtzahl der Arten und Individuen und Familienstruktur

Obwohl der Nachweis von immerhin 100 Carabidenarten gelang, beträgt ihr Anteil am Gesamtfang nur 17 %. Die „Sonstigen“ stellen über die Hälfte aller Arten, während die Staphyliniden einen Anteil von etwas mehr als 25 % an der Gesamtartenzahl besitzen (Abb. 4/3). Bezogen auf die Individuen besitzen die drei Käfergruppen etwa gleich große Anteile. Ein nicht unerheblicher Bestandteil der Coleopteren, die mit Bodenfallen erfaßt wurden, sind die Rüsselkäfer (Curculionidae). Aber auch Nestkäfer (Catopidae), Schimmelkäfer (Cryptophagidae, Lathridiidae) und Schnellkäfer (Elateridae) waren recht zahlreich vertreten.

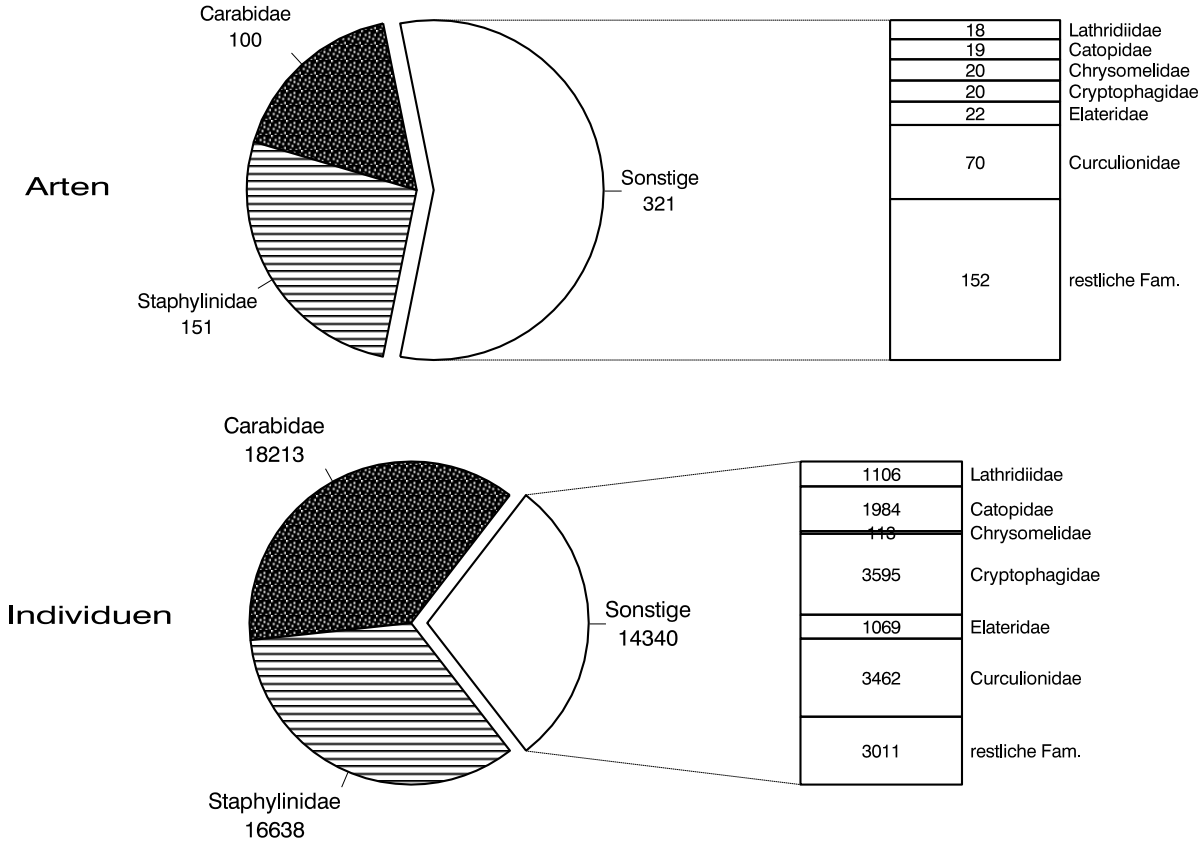



Abb. 4/3: Arten- und Individuenverteilung der Carabidae, Staphylinidae und sonstigen Käferfamilien aus den Bodenfallen

Es gibt deutliche Unterschiede in den Fangzahlen der Arten und Individuen auf den HUF (Tab. 7). In der Tendenz kann ein Rückgang der Artenzahlen von der 8,5 ha großen Waldvergleichsfläche über die unterschiedlich großen Gehölze zu den 2 Offenlandbiotopen festgestellt werden.

Tab. 7 : Anzahl der Arten und Individuen aller Coleoptera auf den HUF bezogen auf Bodenfallenfänge

| Fläche | Arten | Individuen |
|---|---|---|
| w | 281 | 4390 |
| ei | 265 | 5100 |
| ki | 236 | 5032 |
| aei | 265 | 6936 |
| aki | 215 | 4623 |
| kei | 198 | 4217 |
| kst | 223 | 4805 |
| b | 184 | 7822 |
| g | 151 | 6266 |
| **gesamt** | **572** | **49191** |

Dennoch gibt es Besonderheiten, z.B. die hohen Fangzahlen im beeinträchtigten Eichengehölz „aei“. Außerdem sind die Arten- und Individuenzahlen in dem mit Sträuchern bewachsenen Gehölz „kst“ höher als beispielsweise auf „aki“, obwohl auf „kst“ nur mit drei Fallen gefangen wurde. Eine Beziehung zwischen Individuenzahl und Artenzahl ist ebenfalls nicht erkennbar. Beispielsweise wurden auf der artenreichsten Fläche „w“ fast die wenigsten Individuen gefangen. Andererseits ist die Individuenzahl auf der Brache „b“ am höchsten, wenngleich die zweitniedrigste Anzahl an Arten nachgewiesen wurde.
Es fallen die hohen Individuenzahlen in den Offenlandbiotopen („b“, „g“) sowie im beeinträchtigten Eichengehölz („aei“) auf. Die Offenlandbiotope sind einer relativ großen anthropogenen Beeinflussung ausgesetzt, die einerseits zu Strukturarmut (vor allem auf dem Grünland) und damit insgesamt zu niedrigeren Artenzahlen führt und andererseits zu disproportionalen Individuenverteilungen.

Die hohen Fangzahlen auf der Fläche „aei“ lassen sich folgendermaßen erklären: „aei“ ist von Grünland umgeben und besitzt etwas feuchtere Bodenverhältnisse als die anderen Gehölze. Kleinere Mulden mit ausgeprägter Laubschicht sowie ein relativ hoher Anteil von liegendem Totholz sowie viele Steine machen diese Fläche offenbar sehr attraktiv als Überwinterungsplatz. Außerdem sorgt die oft spärliche Bodenvegetation für eine wesentlich bessere „Bewegungsfreiheit“ z.B. für Laufkäfer, als auf der benachbarten, aber stark vergrasten Fläche „aki“. Die Laufkäfer liefen vor allem im Herbst bzw. Frühjahr beim Aufsuchen bzw. Verlassen der Winterquartiere in großer Zahl in die Fallen.

### 4.3.2. Faunenidentität der HUF

Zum Vergleich der „Bodenkäfer“-Zönosen der HUF wurden vier Ähnlichkeitsindizes berechnet und sowohl graphisch als auch zahlenmäßig in Netzdiagrammen dargestellt (Abb. 4/4).

Diversitätsdifferenz nach MACARTHUR

| | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w | | 0,24 | 0,24 | 0,37 | 0,35 | 0,35 | 0,42 | 0,56 | 0,56 |
| ei | | | 0,14 | 0,3 | 0,29 | 0,17 | 0,28 | 0,48 | 0,51 |
| ki | | | | 0,32 | 0,28 | 0,16 | 0,26 | 0,47 | 0,5 |
| aei | | | | | 0,13 | 0,29 | 0,38 | 0,37 | 0,39 |
| aki | | | | | | 0,27 | 0,37 | 0,37 | 0,35 |
| kei | | | | | | | 0,23 | 0,45 | 0,5 |
| kst | | | | | | | | 0,4 | 0,44 |
| b | | | | | | | | | 0,36 |
| g | | | | | | | | | |

Dominanzidentität nach RENKONEN

| | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w | | 0,49 | 0,49 | 0,31 | 0,34 | 0,35 | 0,26 | 0,1 | 0,11 |
| ei | | | 0,59 | 0,38 | 0,39 | 0,55 | 0,38 | 0,19 | 0,16 |
| ki | | | | 0,36 | 0,41 | 0,56 | 0,46 | 0,21 | 0,16 |
| aei | | | | | 0,61 | 0,38 | 0,29 | 0,32 | 0,27 |
| aki | | | | | | 0,44 | 0,3 | 0,31 | 0,3 |
| kei | | | | | | | 0,49 | 0,23 | 0,16 |
| kst | | | | | | | | 0,29 | 0,23 |
| b | | | | | | | | | 0,31 |
| g | | | | | | | | | |

Ähnlichkeitsindex nach WAINSTEIN

| | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w | | 23,2 | 22,6 | 11,9 | 13,5 | 14,8 | 9,55 | 2,6 | 2,5 |
| ei | | | 31,7 | 18,1 | 15,9 | 28,7 | 18,1 | 6,3 | 4 |
| ki | | | | 14,8 | 15,8 | 28,3 | 20,5 | 6,4 | 4 |
| aei | | | | | 31,4 | 16,9 | 12,1 | 12,2 | 9,8 |
| aki | | | | | | 19 | 12,4 | 10,9 | 11,6 |
| kei | | | | | | | 22,3 | 7,5 | 4,6 |
| kst | | | | | | | | 10,8 | 6,4 |
| b | | | | | | | | | 11,8 |
| g | | | | | | | | | |

Ähnlichkeitsquotient nach SÖRENSEN

| | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w | | 64,5 | 63,4 | 56 | 57,3 | 59,7 | 53,2 | 41,3 | 37,5 |
| ei | | | 70,3 | 64,2 | 57,9 | 68,2 | 63,9 | 49,9 | 40,9 |
| ki | | | | 58,7 | 55,4 | 67,3 | 61,4 | 45,7 | 39,3 |
| aei | | | | | 67,9 | 61,3 | 58,2 | 55,2 | 53,8 |
| aki | | | | | | 60 | 58,4 | 52,6 | 55,7 |
| kei | | | | | | | 62,7 | 49,7 | 45,3 |
| kst | | | | | | | | 53,6 | 43,8 |
| b | | | | | | | | | 54,9 |
| g | | | | | | | | | |

Abb. 4/4 :
Ähnlichkeit der Coleopterenzönosen auf den HUF: Diversitätsdifferenz nach MACARTHUR, Dominanzidentität nach RENKONEN, Ähnlichkeitsindex nach WAINSTEIN, Ähnlichkeitsquotient nach SÖRENSEN (je dunkler die Quadrate, desto größer die Ähnlichkeit der Artenspektren) (s. Kap. 3.6.)

Es fällt auf, daß die Indizes (abgesehen vom SÖRENSEN-Index) die Verwandtschaftsbeziehungen zwischen den HUF annähernd gleich charakterisieren. Bei allen vier Indizes besitzen folgende Flächen die größten Ähnlichkeiten im Artenspektrum: „ei“ und „ki“, „aei“ und „aki“, „ei“ und „kei“ sowie „ki“ und „kei“. Geringe Übereinstimmungen besitzen die Gehölze mit dem Grünland „g“ und der Brache „b“, wobei die beeinträchtigten Gehölze „aei“, „aki“ und „kst“ Ausnahmen bilden.
Auffällig ist vor allem die relativ gute Übereinstimmung der beiden Offenlandflächen „g“ bzw. „b“ mit „aei“ und „aki“. Wegen der geringen Größe und dem anthropogen verursachten Störungsgrad werden diese

Gehölze von Offenlandarten, Euryöken und Ubiquisten verstärkt besiedelt. Die Baumartenzusammensetzung hat hier offenbar kaum einen Einfluß auf die Käferzönosen am Boden. Da jedoch die Baumartenzusammensetzung nicht gleichzusetzen ist mit der Pflanzengesellschaft, kann von Tiergesellschaften im Sinne von THIELE (1956) bzw. THIELE & KOLBE (1962) gesprochen werden. Hierbei handelt es sich eher um epedaphische Käferzönosen trockenwarmer Gehölze einer strukturreichen Agrarlandschaft und weniger um die einer natürlichen Waldgesellschaft, die nach SCHMIDT (1995) dem Typ eines bodensauren Eichen(misch)waldes (Quercion robori-petraeae) bzw. eines Hainbuchen-Eichenwaldes (Carpinion betuleti) einschließlich verschiedener Assoziationen, zuzuordnen sind.

### 4.3.3. Vergleich und Bewertung der Carabidenfauna anhand ökologischer Kenngrößen

In den zwei Hauptuntersuchungsjahren 1992 und 1993 konnten insgesamt 100 Laufkäferarten nachgewiesen werden, wobei 18213 Individuen erfaßt wurden (s. Anhang 3). Die meisten Arten wurden auf der großen Waldfläche („w“) und der Ackerbrache („b“) gefunden, wenngleich die Differenzen zu den anderen Flächen, abgesehen von „kei“, nicht allzu groß sind (Tab. 8).

Tab. 8 : Anzahl der Arten und Individuen der Carabidae auf den HUF (Bodenfallenfänge 1992/93)

| Untersuchungsflächen | Arten | Individuen |
|---|---|---|
| w (8,5 ha) | 48 | 825 |
| ei (1,0 ha) | 45 | 878 |
| ki (1,2 ha) | 40 | 1842 |
| aei (0,5 ha) | 46 | 2211 |
| aki (0,6 ha) | 43 | 1778 |
| kei (0,08 ha) | 35 | 1162 |
| kst (0,07 ha) | 43 | 1784 |
| b (ca.20 ha) | 47 | 4115 |
| g (ca.10 ha) | 41 | 3618 |
| **gesamt** | **100** | **18213** |

Wesentlich größere Unterschiede gab es bei den Individuenzahlen, die um das 5fache schwanken. Vor allem die zwei Offenlandflächen „b“ und „g“ zeigen extrem hohe Fangzahlen, während in den Gehölzen bei meist gleicher Fallenzahl deutlich weniger Tiere (aber annähernd gleichen Artenzahlen) gefangen wurden.

#### 4.3.3.1. Diversität und Evenness

Die Differenzen der Diversitätswerte der einzelnen Flächen sowohl nach SHANNON als auch nach BRILLOUIN sind relativ groß (Abb. 4/5). Da die Unterschiede in den Artenzahlen relativ niedrig sind, ist die Ungleichmäßigkeit der Individuenverteilung ausschlaggebend für die Unterschiede der Diversitätswerte, was durch die relativ niedrigen Evenness-Werte recht gut charakterisiert wird. Beispielsweise haben „aki“ und „kst“ etwa gleichgroße Arten- und Individuenzahlen. Auf „aki“ sind die Individuen aber gleichmäßiger auf die Arten verteilt (Evenness = 0,76 gegenüber 0,68 auf „kst“), was in einem etwas höheren Diversitätswert zum Ausdruck kommt (s. Abb. 4/6). Auf der Brache „b“ und dem Gehölz „w“ wurden annähernd gleichviel Arten gefangen, auf „b“ jedoch fast fünfmal mehr Individuen. Dennoch ist die Verteilung der Individuen auf die Arten auf „b“ gleichmäßiger, so daß der Diversitätswert wesentlich größer ist. Kaum Unterschiede in den Fangzahlen gibt es beispielsweise auch auf „w“ und „ei“. Obwohl letztere Fläche drei Arten weniger hat, ist die Diversität größer.

Mit Hilfe des Diversitätsmaßes $\alpha$ (log serie)“ sollen unterschiedliche Artengemeinschaften besser unterscheidbar sein. In diesem Falle trifft dies jedoch nicht zu. Bei den SHANNON- und BRILLOUIN-Indizes gibt es mehr Flächenpaare mit signifikanten Unterschieden. Durch die logarithmische Serie wird die Form der Häufigkeitsverteilung der Arten in der Gemeinschaft beschrieben. Die Flächen „w“ und „ei“ besitzen mit Ab-

stand die höchsten Werte, d.h. daß der Anteil von Arten, die mit wenigen Individuen bzw. nur in Einzelexemplaren gefangen wurde, wesentlich höher ist als auf den anderen Flächen. Die ungleichmäßigste Individuenverteilung konnte auf dem Grünland („g“) festgestellt werden, wo die typische Grünlandart *Poecilus versicolor* etwa 40 % aller gefangenen Carabiden stellt. Erstaunlich hoch ist der Diversitätswert im beeinträchtigten Eichengehölz „aei“. Hier würde die Diversität als Maß für eine geringe Belastung oder hohe Stabilität (NAGEL 1979) versagen.

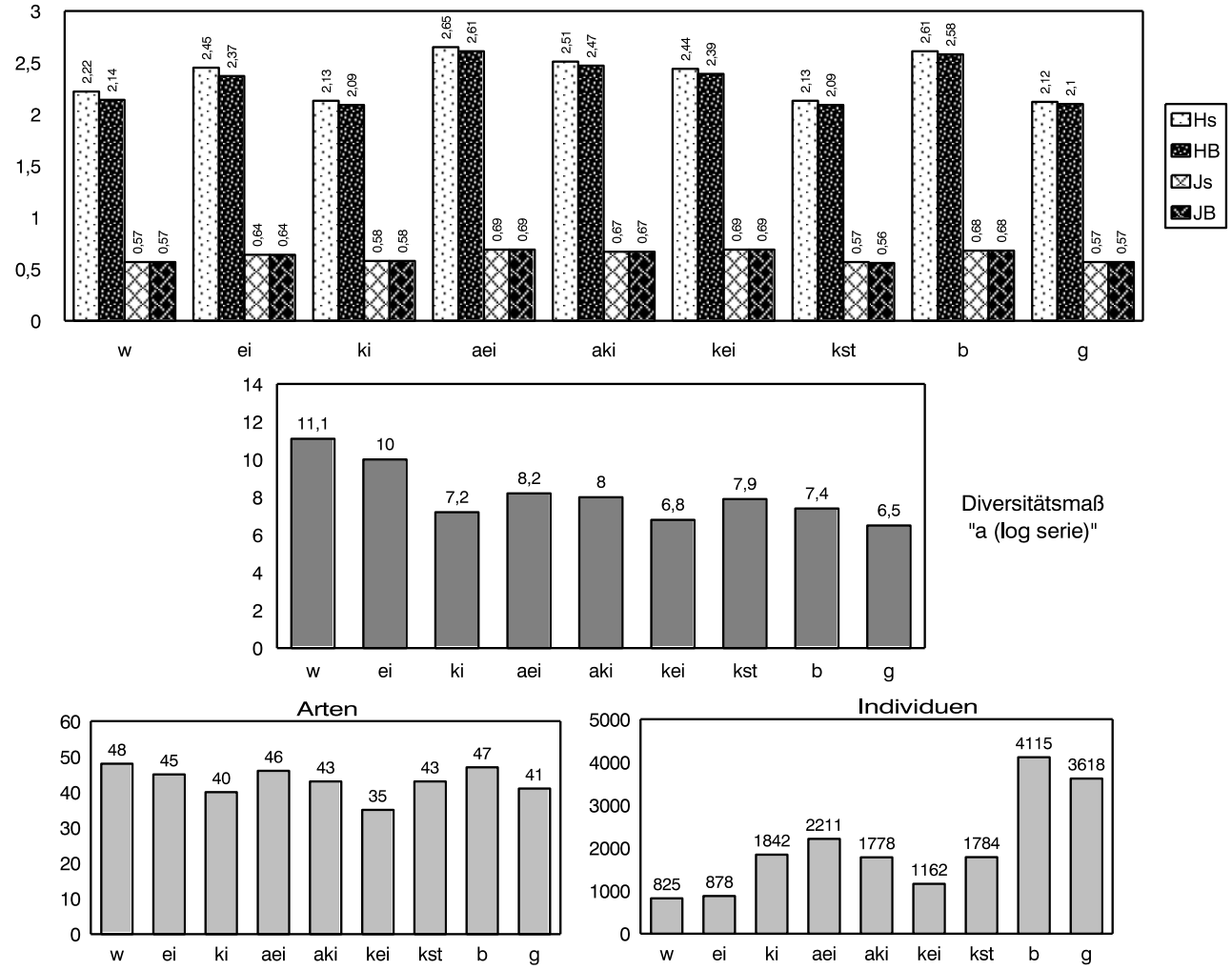



Abb. 4/5: Diversitätsindizes sowie Arten- und Individuenzahlen der Carabiden-Bodenfallenfänge auf den HUF
Oberes Diagramm: Artendiversität nach SHANNON-WIENER und BRILLOUIN sowie Evenness beider Indizes (Hs = SHANNON-Index; HB = BRILLOUIN-Index; Js , JB Evenness von SHANNON- bzw. BRILLOUIN-Index)
Mittleres Diagramm: Diversitätsmaß „$\alpha$ (log serie)“; Untere zwei Diagramme: Arten- und Individuenzahlen

### 4.3.3.2. Dominanzstruktur

Die häufigsten 3-5 Arten stellen durchschnittlich 75 % aller Individuen (Abb. 4/6). Die Dominanzstruktur ist auf den meisten Flächen relativ ausgeglichen, d.h. es ist eine kontinuierlich abgestufte Häufigkeitsverteilung vorhanden. Lediglich die Grünlandfläche hat eine sehr ungleichmäßige Verteilung, verursacht durch die Eudominanz der typischen Grünlandart *Poecilus versicolor* (s. Abb. 4/7, Fläche „g“, 1. Säule), und auf „kei“ ist die Art *Calathus fuscipes* überdurchschnittlich zahlreich gefangen worden.

### 4.3.3.3. Dominanzklassen

Die Abgrenzung der Dominanzklassen erfolgt nach der logarithmischen Einteilung von ENGELMANN (1978), die speziell für Bodenarthropoden entwickelt wurde:

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| 32,0 | - | 100,0 | % = | eudominant | (ED) |
| 10,0 | - | 32,0 | % = | dominant | (D) |
| 3,2 | - | 10,0 | % = | subdomi-nant | (SD) |
| 1,0 | - | 3,2 | % = | rezedent | (R) |
| | < | 1,0 | % = | subrezedent | (SR) |

Nach ENGELMANN (1978) sollten im Bereich der drei domimanten Klassen (eudominant, dominant und subdominant) 85 % aller Individuen erfaßt werden, die in der Regel von einem Drittel der nachgewiesenen Arten gestellt werden. Allerdings soll dies nur für naturnahe Standorte gültig sein.

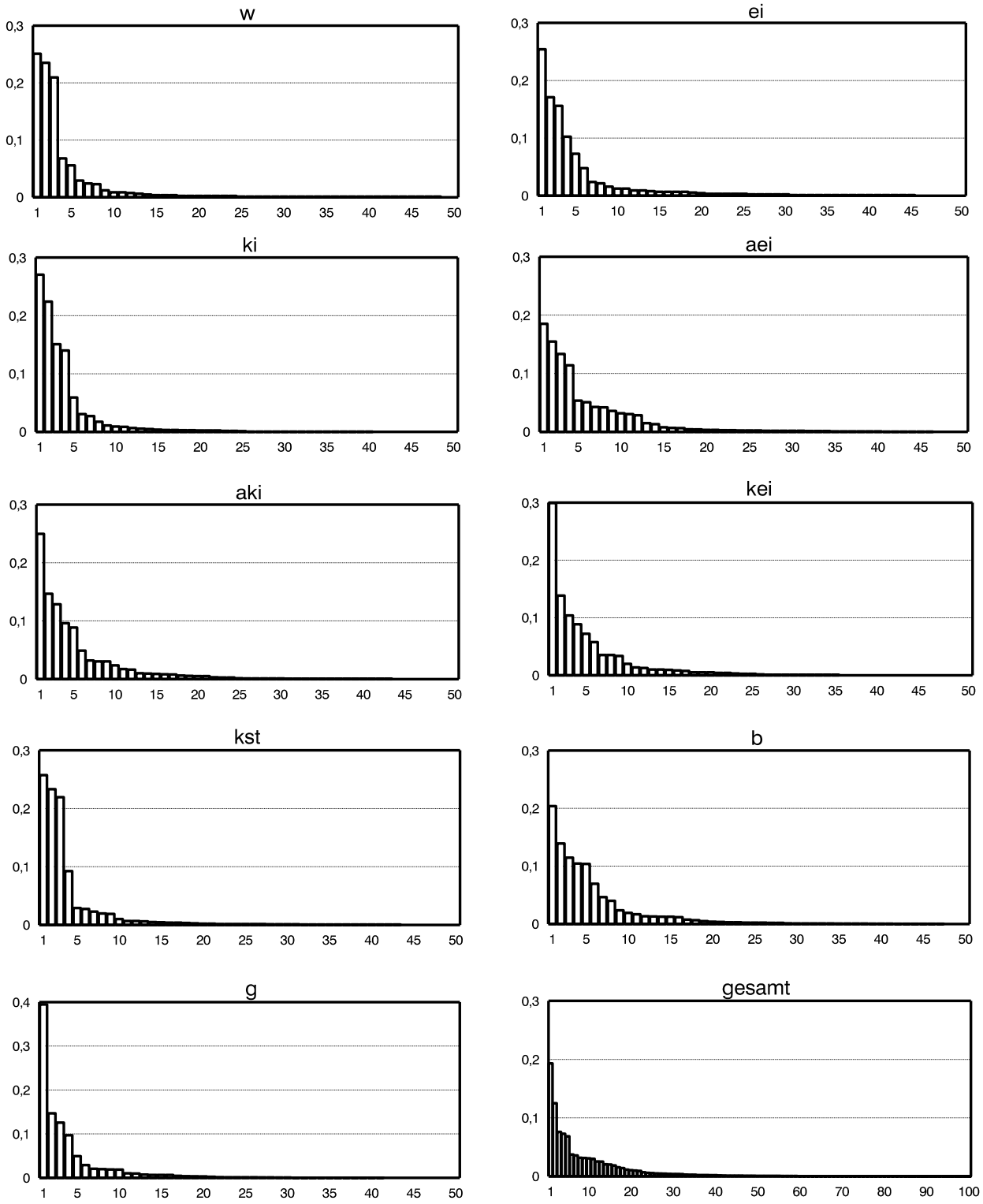



Abb. 4/6 : Dominanzstruktur der Carabidae auf den HUF und insgesamt

Bei den hier untersuchten Laufkäferfängen sind in den drei dominanten Klassen durchschnittlich 82 % (79,1 bis 87,6 %) der Individuen erfaßt worden, was mit den Werten von ENGELMANN relativ gut übereinstimmt. Große Abweichung gibt es hingegen bei der Artenzahl, die mit durchschnittlich 15 % deutlich unter dem Erwartungswert von einem Drittel liegt (Abb. 4/7).

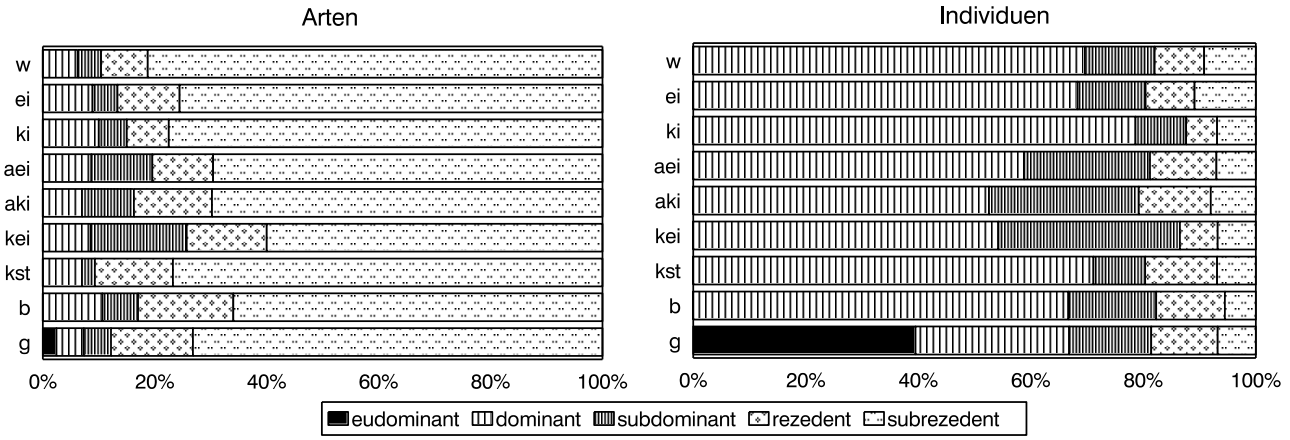



Abb. 4/7 : Dominanzklasseneinteilung (nach ENGELMANN 1978) der Carabidae nach Fängen mit Bodenfallen

Das fast völlige Fehlen eudominanter Arten hängt offenbar mit der ökotonalen Charakteristik der meisten Flächen zusammen. Durch ihre geringe Größe, ihrer Exposition sowie ihres relativ lichten Baumbestandes besitzen die Gehölze weder echten Wald- noch Offenlandcharakter. Das Artenspektrum setzt sich vorwiegend aus einem Gemisch von eurytopen Wald- und Offenlandarten sowie euryöken Arten und Ubiquisten zusammen, wobei für keine der Arten so optimale Bedingungen vorherrschen, daß sie extrem häufig werden können.
Für differential-diagnostische Fragestellungen sollen sich nach HÜLBERT & ADAM (1994) subdominante Arten gut eignen (Tab. 9). Auffällig ist, daß in allen drei größeren, strukturreichen Gehölzen „w“, „ei“ und „ki“ *Carabus nemoralis* und *Amara familiaris* die Klasse der subdominanten Arten bilden. *C. nemoralis* gilt als eurytope Waldart, die in lichten Wäldern aber auch Gärten, Parks, Hecken- und Gebüschstrukturen offenbar die günstigsten Entwicklungsbedingungen findet. *A. familiaris* ist zwar eher eine Offenlandart, nutzt aber die Gehölze als Überwinterungsplatz. Die zwei subdominanten Arten des Grünlandes „g“ *Poecilus cupreus* und *Amara lunicollis* können als charakteristisch für mäßig feuchte, nicht allzu intensiv genutzte Wiesen angesehen werden. Auf der Brache „b“ gehören drei typische Offenlandarten (*Harpalus affinis, Amara consularis, A. apricaria*) zu dieser Dominanzklasse. Alle drei Arten bevorzugen besonnte Stellen mit sandigem bis kiesig-steinigen Untergrund und geringem Bewuchs. Auf „aei“ kann *Bembidion lampros* als typisch für anthropogen beeinflußte bzw. gestörte Biotope angesehen werden.

Tab. 9 : Subdominante Arten der Carabidae aus den Bodenfallen auf den neun HUF (mit 3,2 - 10 % Anteil nach der Dominanzklasseneinteilung von ENGELMANN 1978)

| Arten | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Carabus nemoralis* | x | x | x | | x | x | | | |
| *Carabus hortensis* | | | | | x | | | | |
| *Nebria brevicollis* | | | | | | x | | | |
| *Nothiophilus biguttatus* | | | | x | | x | | | |
| *Bembidion lampros* | | | | x | | | | | |
| *Harpalus affinis* | | | | | | | | x | |
| *Poecilus cupreus* | | | | | | | | | x |
| *Pterostichus oblongopunctatus* | | | | | | x | | | |
| *Pterostichus melanarius* | | | | | | | | | |
| *Calathus fuscipes* | | | | | x | | | | |
| *Calathus melanocephalus* | | | | | | x | x | | |
| *Platynus dorsalis* | | | | x | | | | | |
| *Amara lunicollis* | | | | | x | | | | x |
| *Amara aenea* | | | | x | | | | | |
| *Amara familiaris* | x | x | x | | | | | | |
| *Amara consularis* | | | | | | x | | x | |
| *Amara apricaria* | | | | | | | | x | |

Allgemein muß jedoch eingeschätzt werden, daß sich bei der hier durchgeführten Untersuchung die subdominanten Arten für differential-diagnostische Fragestellungen wenig eignen. Wie bereits oben erwähnt,

sind die „Dominanzverhältnisse“, die aus Bodenfallenfängen abgeleitet werden, nur begrenzt aussagefähig, bzw. es kann nicht eingeschätzt werden, inwieweit sie die realen Verhältnissen widerspiegeln.

### 4.3.3.4. Größenklassen

Die Laufkäfer wurden in drei Größenklassen eingeteilt (Abb. 4/8). Folgende Gesamteinschätzung konnte getroffen werden: Es gibt nur geringfügige Unterschiede auf den HUF. Der Individuenanteil der über 15 mm großen Laufkäfer hebt sich auf den größeren, strukturreichen Gehölzen („w“, „ei“, „ki“) mit etwa einem Drittel aller gefangenen Tiere deutlich von denen der anderen Flächen ab.
Im Allgemeinen werden hohe Fangquoten größerer Laufkäfer (z.B. *Carabus*-Arten) mit deren hoher Laufaktivität bzw. auf die enormen Distanzen, die sie pro Zeiteinheit zurücklegen, begründet. Hinzu kommt die Lockwirkung der Konservierungsflüssigkeit (Formalin) in den Bodenfallen (s. Kap. 6.5.1.1.). Weitere Einflußfaktoren sind die Art des Substrates um die Fallen (z.B. Sand, Gestein, Laub, dichte Vegetation u.a.) und vor allem die Sorgfalt des Falleneingrabens (ebenerdiger Abschluß des oberen Fallenrandes) bzw. die Veränderungen am Fallenrand zwischen den Leerungsterminen (Abspülungen durch Regen u.ä.), die um so größer sind, je länger der Leerungsintervall ist sowie die Biotope selbst und damit die lokalen Carabidenzönosen.

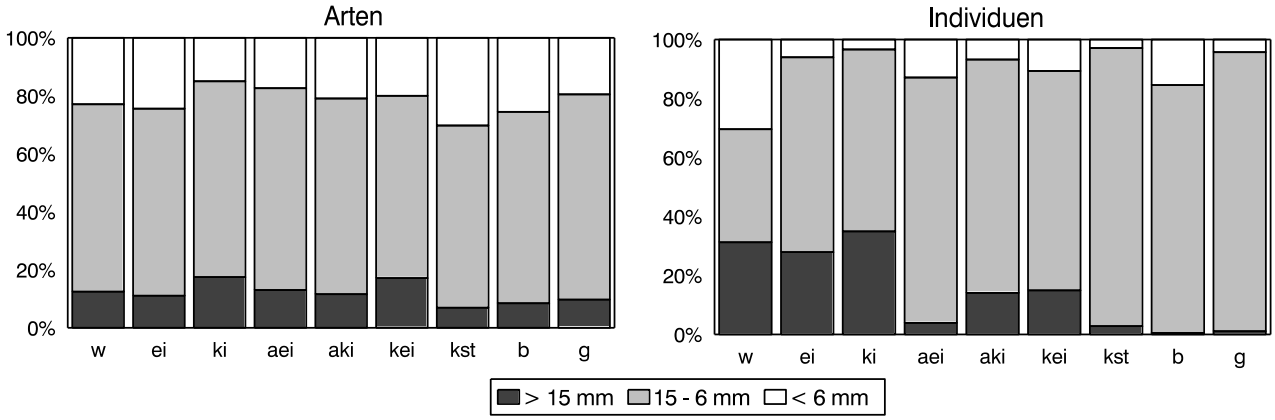



Abb. 4/8: Arten- und Individuenanteile der Carabiden aus den Bodenfallen der HUF, unterteilt nach drei Größenklassen

In der Tendenz deutet sich Folgendes an: je extremer die Standortsverhältnisse, desto größer der Individuenanteil kleinerer Arten. Das trifft einerseits auf die trockene Kuppe der Brache „b“ zu und andererseits auf den feuchten Erlenbestand in der Waldfläche „w“. Auf „b“ waren die Fallen Nr. 1 und 2 in unmittelbarer Nähe zur fast vegetationsfreien, steinigen Kuppe positioniert, was für die ca. 3 mm großen *Syntomus*- und *Microlestes*-Arten „optimal“ zu sein scheint, und auf „w“ stand eine Falle am Rand der feuchten, im Frühjahr zeitweise mit Wasser gefüllten Senke des Erlenwäldchens, dem bevorzugten Lebensraum von *Platynus obscurus*. In diesen Fallen waren durchschittlich 30-50 % mehr Tiere unter 6 mm Körperlänge gefunden worden als in den anderen Fallen. Als Extremstandort gilt offenbar auch das durch Vieheintrieb stark in Mitleidenschaft gezogenes Gehölz „aei“, mit den höchsten Individuenanteilen des Ubiquisten *Bembidion lampros*.

Die Wahrscheinlichkeit, daß eine große Art eine bestimmte Linie (Fallenrand) überschreitet, ist um ein vielfaches größer als bei kleinen Arten. Mit flächenbezogenen Erfassungsmethoden wie beispielsweise Quadratproben- bzw. Bodeneklektorfängen wird man Großcarabiden kaum in größerer Zahl finden. Kleine Arten (z.B. *Bembidion*-Arten) sind aufgrund der kleinen Aktionsradien, in den Bodenfallen fast immer unterrepräsentiert, obwohl die absolute, stationäre Dichte, d.h. die Individuenzahl einer Art bezogen auf eine bestimmte Fläche, oft weitaus höher liegt. Solche Dichtewerte erhält man beispielsweise durch Leerfang mit Bodeneklektoren (meist 1 m² Grundfläche). Ein extremes Beispiel erwähnt MÜLLER (1976), der in einem Wintergetreidefeld *Carabus auratus* und *Bembidion lampros* mit Bodenfallen im Verhältnis 1 : 1 gefangen hat, obwohl eine stationäre Dichte von 1 : 1000 ermittelt wurde. Eine sehr hohe Individuendichte konnte

auch bei der hier durchgeführten Untersuchung durch Stechrahmenproben festgestellt werden. Auf einer Fläche von 2 x 625 cm² wurden in der Laubstreuschicht bis zu 37 Tiere der Art *Amara familiaris* ausgelesen (6-7 mm groß). Der durchschnittliche Dichtewert in den Gehölzen lag bei rund 130 Tieren pro m² (s. Kap. 4.6.2.).

### 4.3.3.5. Habitatbindung

In Abb. 4/9 sind die Arten- und Individuenanteile entsprechend ihrer Habitatbindung ersichtlich. Die Einteilung in die ökologischen Typen eurytope Waldart (ew), euryöke Art (e), eurytope Feldart (ef), Ubiquist (u) sowie Art mit indifferenter ökologischer Bindung (s) erfolgte im wesentlichen nach KOCH (1989), aber auch nach eigenen Erfahrungen sowie einer Vielzahl von Veröffentlichungen, z.B. BAEHR (1987), BAGUETTE (1993), BLUMENTHAL (1981), DEN BOER (1965), DALANG (1981), DÜLGE (1989), DÜLGE et al. (1994), FRITZLAR (1990), GEITZ (1966), GILGENBERG (1986), GOSPODAR (1981) GRÄF & KOCH (1981), GRUSCHWITZ (1983), GRUTTKE (1989a, b), HECKENDORF et al. (1986), HEIMBUCHER (1988), HEMMER & TERLUTTER (1987), HERRMANN (1971), HOLSTE 1974, HUBER et al. (1987), KIRCHNER (1960), KNIE (1975), LAUTERBACH (1964), MOSSAKOWSKI (1970), MÜLLER-MOTZFELD (1987), PAARMANN (1966), POSPISCHIL (1981), REFSETH (1980), SPÄH (1980), SPIES & ZEBITZ 1995, TANNIGEL (1990), THIELE (1960, 1964a, b), 1967, 1969, 1974, 1977, THIELE & KOLBE (1962), TIETZE (1973), TIETZE (1966, 1973a, b, c, d, 1977), TOPP (1982), WILLIAMS (1959).

Nicht einmal im 8,5 ha großen Gehölz „w“ konnte eine stenotope Waldart nachgewiesen werden. Viele dieser anspruchsvolleren Arten sind auf eine ausreichende, gleichbleibende Bodenfeuchtigkeit angewiesen, die es in den lichten Gehölzen mit den steinigen, wasserdurchlässigen Böden nicht gibt. Der Artenanteil eurytoper Waldarten bleibt trotz abnehmender Flächengröße (von „w“= 8,5 ha bis „kei“= 0,08 ha) fast gleich. Erst auf der abgeholzten und nur noch mit Gebüschen bewachsenen Fläche „kst“ (0,07 ha) ist eine deutliche Abnahme der eurytopen Waldarten zu erkennen.

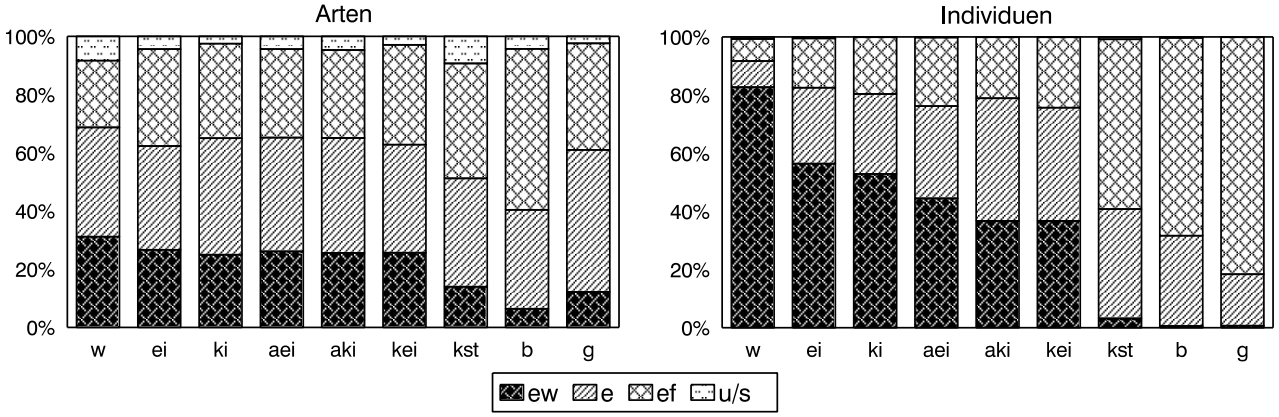



Abb. 4/9: Arten- und Individuenanteile der Carabidae entsprechend der Habitatbindung - nach Fängen mit Bodenfallen (ew = eurytope Waldart; e = euryöke Art; ef = eurytope Offenlandart; u/s = Ubiquist/ Art mit indiff. Bindung

Bei Betrachtung der Individuenanteile kommt der Einfluß der Flächengröße auf die Besiedlungs- bzw. Aktivitätsdichte von Waldarten zum Ausdruck. Während in der 8,5 ha großen Waldfläche „w“ über 80 % aller gefangenen Individuen eurytope Waldarten sind, sinkt ihr Anteil bei Verringerung der Fläche um etwa eine Zehnerpotenz auf 40 - 60 %. Aus dem niedrigen Individuenanteil von Waldarten auf „kst“ kann man schließen, daß sich hier die Lebensverhältnisse nach dem Abholzen in den 70er Jahren so verändert hatten, daß es zum Zusammenbruch von Populationen dieser Artengruppe kam. Entweder wurden die „letzten Reste“ der ehemaligen, an Wald gebundenen Carabidenzönosen nachgewiesen, wahrscheinlicher ist aber, daß bereits wieder eine Neubesiedlung begonnen hat, da sich durch die zunehmende Verbuschung die kleinklimatischen Bedingungen stabilisieren, vor allem durch Zunahme der Beschattung und die damit verbundenen ausgeglicheneren Feuchtigkeitsverhältnisse am Boden.

### 4.3.3.6. Bestandesbildende Arten und Häufigkeitsverteilung

Insgesamt gibt es 17 Arten (11 % des Gesamtartenbestandes), die in allen Gehölzen (und bis auf wenige Ausnahmen auch auf der Brache und dem Grünland) nachgewiesen wurden. Sie haben einen Individuenanteil von 60 - 90 % am Gesamtfang der Carabiden auf den jeweiligen Flächen.

Aus Abb. 4/10 wird deutlich, daß die Carabidenzönosen der Gehölze trotz unterschiedlicher Flächengrößen von etwa zwei Zehnerpotenzen relativ ähnlich sind und gravierendere Differenzen im Artenbestand erst auf der ehemals abgeholzten 0,07 ha kleinen „Strauchinsel“ („kst“) auftreten. Dies läßt sich dahingehend interpretieren, daß auch kleinere Gehölze für (eurytope) Waldarten als Teillebensräume bzw. Trittsteinbiotope fungieren, in denen auch reproduktionsfähige Populationen leben können. Der begrenzende Faktor ist wohl in erster Linie die Feuchtigkeit am Boden und weniger die Größe der Gehölze. Das bestätigen auch Untersuchungen südöstlich von Dresden, wo in einem bachbegleitenden ca. 1 ha großen Gehölz ein wesentlich höherer Anteil an Waldarten festgestellt wurde (u.a. auch drei Abax-Arten) (AMMER et al. 1992, eig. Beob.).

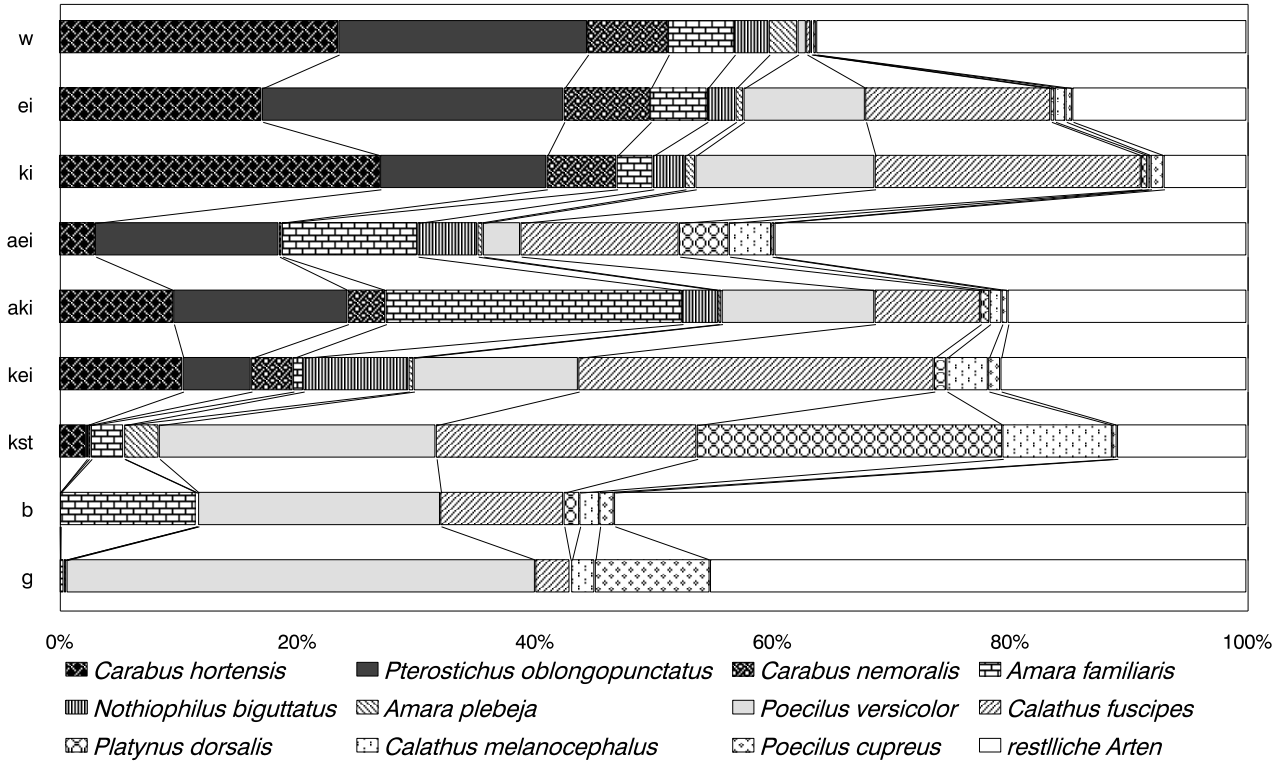



Abb. 4/10: Prozentuale Anteile der häufigsten, in allen Gehölzen vorkommenden Carabidenarten (Erläuterungen im Text)

Bei der Häufigkeitsverteilung der Carabiden auf den HUF in Tabelle 10 werden nur Arten berücksichtigt, die einen Individuenanteil von mindestens 1 % bezogen auf die einzelnen Flächen besitzen. Der obere stärker eingerahmte Block zeigt die drei typischen, eurytopen Waldarten, die sich auch noch in den kleineren Gehölzen mit relativ hoher Aktivitätsdichte halten können. Die große hellgraue Markierung umfaßt die häufigeren Arten, die zwar den Offenlandarten zugeordnet werden können, aber mehr oder weniger beschattete Strukturen, entweder zur Überwinterung oder auch als Zufluchtsort bei ungünstigen Bedingungen im Offenland (längere Trockenperioden, Staunässe, Mahd) benötigen. Selbst tägliche Wanderungsbewegungen (tagsüber Versteck in der feuchten Laubschicht des Gehölzes und nachtaktiv im feuchteren Offenland) sind ein weiterer Grund für die relativ hohen Fangzahlen bestimmter Arten in den Gehölzen bzw. für die große Ähnlichkeit der Artenspektren zwischen den Gehölzen und Grünland oder Ackerbrache.
Die zwei schmalen Blöcke im rechten Teil von Tab. 10 charakterisieren typische Arten von Brache- und Grünlandflächen. Die mittlere Markierung in der unteren Hälfte der Tabelle hebt hervor, daß die in der feuchteren, von Grünland umgebenen Senke befindlichen Gehölze „aei“ und „aki“ eine gewisse Sonderstellung einnehmen. Besonders der relativ zahlreich gefangene *Bembidion lampros* deutet auf anthropogen gestörte Verhältnisse hin. *Nebria brevicollis* gilt im Allgemeinen als hygrophiler, eurytoper Bewohner von Wäldern. Jedoch wurde diese Art auch auf sonnenexponierten Ruderalflächen im Stadtgebiet von Dresden regelmäßig gefunden (LORENZ 1997). Vermutlich ist diese Art ebenfalls relativ unempfindlich gegenüber

anthropogenen Beeinflussungen. Gleiches trifft eventuell auch für *Trechus obtusus* zu, wenngleich diese Art vor allem an beschatteten, relativ feuchten Stellen zu finden ist, während der sehr ähnliche und eigentlich nur durch Genitalpräparation sicher zu trennende *T. quadristriatus* überall vorkommt, bevorzugt aber auf Äckern, Ruderalflächen usw.

Tab. 10 : Verteilung der Carabidenarten aus den Bodenfallen in den HUF. Es sind nur Arten berücksichtigt, die auf mindestens einer der Flächen einen Individuenanteil von 1 % erreichen)

◈ < 1 %
⌑ ≥ 1 < 5 %
✧ ≥ 5 < 10 %
✪ ≥ 10 %

| Art | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Carabus auronitens* | | | ⌑ | | ◈ | ◈ | | | |
| *Calosoma inquisitor* | ◈ | ⌑ | ◈ | | | | | | |
| *Amara brunnea* | ⌑ | | | | | ◈ | | | |
| *Platynus obscurus* | ✪ | | | | | | | | |
| *Carabus hortensis* | ✪ | ✪ | ✪ | ⌑ | ✧ | ✪ | ⌑ | | ◈ |
| *Pterostichus oblongopunctatus* | ✪ | ✪ | ✪ | ✪ | ✪ | ✧ | ◈ | | |
| *Carabus nemoralis* | ✧ | ✧ | ✧ | ◈ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ |
| *Amara plebeja* | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | ◈ |
| *Amara similata* | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ |
| *Nothiophilus biguttatus* | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ✧ | ⌑ | ✧ | ◈ | ◈ | |
| *Amara familiaris* | ✧ | ⌑ | ⌑ | ✪ | ✪ | ◈ | ⌑ | ✪ | ◈ |
| *Poecilus versicolor* | ◈ | ✪ | ✪ | ⌑ | ✪ | ✪ | ✪ | ✪ | ✪ |
| *Calathus fuscipes* | ◈ | ✪ | ✪ | ✪ | ✧ | ✪ | ✪ | ✪ | ⌑ |
| *Calathus melanocephalus* | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ✧ | ⌑ | ⌑ |
| *Platynus dorsalis* | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | ⌑ | ✪ | ⌑ | ◈ |
| *Trechus quadristriatus* | ◈ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ |
| *Carabus granulatus* | ◈ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ |
| *Harpalus rufipes* | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | ◈ |
| *Amara convexior* | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | | ◈ | ◈ | ⌑ |
| *Amara communis* | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | | ◈ | ◈ | ✪ |
| *Pterostichus melanarius* | | ◈ | | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ◈ | ✪ |
| *Poecilus cupreus* | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | ⌑ | ✧ |
| *Amara lunicollis* | | | | ◈ | ⌑ | | ◈ | | ⌑ |
| *Clivina fossor* | | | | ◈ | ◈ | | | | ⌑ |
| *Clivina contracta* | | | | ◈ | ◈ | | | | ⌑ |
| *Bembidion guttula* | ◈ | | | | | | ◈ | | ⌑ |
| *Bembidion lampros* | | ◈ | ◈ | ✧ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ |
| *Nebria brevicollis* | | ◈ | ◈ | ✪ | ⌑ | ✧ | | | ◈ |
| *Trechus obtusus* | ◈ | ◈ | | ⌑ | ⌑ | | | | ◈ |
| *Amara aenea* | | | ◈ | ⌑ | ◈ | | | ✪ | ◈ |
| *Microlestes minutulus* | | ◈ | | | | | ◈ | ✪ | ◈ |
| *Harpalus aeneus* | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | | ◈ | ◈ | ✧ | ◈ |
| *Amara apricaria* | | ◈ | | ◈ | | ◈ | | ⌑ | ◈ |
| *Amara consularis* | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | ⌑ | |
| *Harpalus signaticornis* | | | | | | | ◈ | ⌑ | |
| *Harpalus honestus* | | | | | | | | ⌑ | |
| *Harpalus tardus* | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ |
| *Calathus erratus* | | ◈ | ◈ | ◈ | | | | ⌑ | |
| *Calathus mollis* | | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ◈ |
| *Syntomus truncatellus* | | ◈ | | | | ◈ | ⌑ | ◈ | |

## 4.3.3.7. Charakteristische Carabiden-Artengemeinschaften

Gehölze

Zur Abgrenzung der charakteristischen Carabiden-Artengemeinschaft der Gehölze (die zwei Offenlandstandorte bleiben bei folgenden Betrachtungen unberücksichtigt) kam ein Berechnungsverfahren nach FAGER (1957) (aus: MÜHLENBERG 1993) zur Anwendung. Damit lassen sich „recurrent groups“ (Assoziationsgruppen) abgrenzen. Durch Prüfung der Affinität auf dem 5 % - Niveau werden die einzelnen Arten nach der

Häufigkeit ihres gemeinsamen Vorkommens mit anderen Arten gruppiert. Nach dieser Berechnung gibt es 25 Arten mit Affinität zueinander (d.h. alle Artenpaare kommen auf mindestens fünf der sieben Gehölzflächen vor), so daß sie als „recurrent-group“abgegrenzt werden können (Tab. 11). Die Arten dieser Gemeinschaft stellen offenbar gleiche oder ähnliche Ansprüche an den Standort.

Tab. 11 : Carabiden-Artengemeinschaft der Gehölze, ermittelt durch Berechnung von „recurrent groups“ (Assoziationsgruppen) nach FAGER 1957 (aus: MÜHLENBERG 1993)

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| *Carabus granulatus* | *Loricera pilicornis* | *Harpalus tardus* | *Calathus fuscipes* | *Amara similata* |
| *Carabus nemoralis* | *Trechus quadristriatus* | *Poecilus cupreus* | *Calathus melanocephalus* | *Amara convexior* |
| *Carabus hortensis* | *Bembidion lampros* | *Poecilus versicolor* | *Calathus mollis* | *Amara communis* |
| *Nebria brevicollis* | *Harpalus rufipes* | *Pterostichus oblongopunct.* | *Platynus dorsalis* | *Amara familiaris* |
| *Nothiophilus biguttatus* | *Harpalus aeneus* | *Pterostichus melanarius* | *Amara plebeja* | *Amara consularis* |

Nur drei Arten dieser Gemeinschaft (*C. nemoralis, C. hortensis, Pt. oblongopunctatus*) gehören zur Gruppe der „echten“ eurytopen Waldarten. Die meisten Arten leben vorwiegend in der halboffenen Landschaft bzw. bevorzugen Übergangsbereiche (Ökotone), wie Feldraine, Waldränder, Hecken usw. Viele dieser Arten nutzen die Gehölze und ihre Randstrukturen zur Überwinterung. Handaufsammlungen im Winterhalbjahr bestätigten dies. Unter Steinen an den Gehölzrändern konnten im zeitigen Frühjahr regelrechte Überwinterungsgemeinschaften beobachtet werden, die sich vor allem aus folgenden Arten zusammensetzten: *Platynus dorsalis, Calathus fuscipes, C. melanocephalus, Harpalus rufipes* sowie 2-3 *Amara*-Arten.
*Carabus granulatus* konnte im Winter regelmäßig unter der Rinde von am Boden liegenden Stämmen gefunden werden, wobei oft mehrere Tiere zusammensaßen. Diese Art baut sich regelrechte Aushöhlungen, ähnlich den Puppenwiegen einiger Bockkäfer (z.B. Gattung *Rhagium*). Auch die erstaunlich hohen Fangzahlen bzw. Dichten von euryöken Arten, die Anfang April in den Gehölzen mit Hilfe der Quadtratproben-Untersuchung ermittelt wurden, beweisen, daß viele Arten in der Streuschicht der Gehölze überwintern (Kap. 4.6.).

Offenlandbiotope

Die B r a c h e „b“ mit ihren hohen Arten- und Individuenzahlen kann als typische Sukzessionsfläche charakterisiert werden. Neun Arten konnten nur hier nachgewiesen werden, weitere acht Arten waren vorrangig hier zu finden, d.h. sie sind auf höchstens 1-3 anderen Flächen in Einzelexemplaren gefunden worden.
- nur auf „b“ nachgewiesen: *Calosoma auropunctatum, Nothiophilus aquaticus Harpalus calceatus, H. distinguendus, H. rubripes, H. honestus, H. anxius, Amara tibialis, A. bifrons*
- vorrangig auf „b“ nachgewiesen: *Bembidion quadrimaculatum, Harpalus signaticornis, H. griseus Harpalus rufitarsis, Calathus erratus, Amara eurynota, Dromius sigma Microlestes minutus*

Das gute Fangergebnis resultiert sicherlich auch aus dem großen Flächenanteil von Ackerbrachen, die nach Flächenstillegungen aufgrund des Zusammenbruches der ehemaligen landwirtschaftlichen Produktionsgenossenschaften entstanden sind und die seit zwei Jahren weitestgehend ungestört ablaufenden Sukzessionsprozessen sowie die relativ große Zahl potentieller Besiedlungsquellen in der Umgebung. Dies verursachte relativ geringe Ausbreitungswiderstände bzw. eine günstige Biotopvernetzungssituation. Die Bedeutung umliegender Habitate sowie die Strukturvielfalt in der Landschaft für die Entwicklung einer artenreichen Entomozönose auf Brachen innerhalb kurzer Zeiträume wird auch von WITSACK et al. (1995), DUELLI (1990) und STIPPICH (1994) hervorgehoben. Viele Kleinstrukturen fungieren als Trittsteine und erleichtern offenbar die Ausbreitung vieler Arten. Außerdem wirkt die exponierte Kuppe als markanter Geländepunkt, der bevorzugt angeflogen wird bzw. wo windverdriftete Tiere „zuerst landen“. Fast 100 % aller gefundenen Carabidenindividuen waren flugfähig. Im folgenden sollen einige bemerkenswerte Einzelfangergebnisse dargestellt werden:

- 13.5.-27.5.1992 Falle Nr.3: 123 Ex. *Amara familiaris* (bei insgesamt 11 Arten/153 Ex.)
- 14.4.-30.4.1993 Falle Nr.1: 5 *Harpalus*- und 5 *Amara*-Arten (bei insgesamt 13 Arten/118 Ex.)
- 26.5.-09.6.1993 Falle Nr.3: 8 *Harpalus*-Arten (bei insgesamt 12 Arten/130 Ex.)
- 26.5.-09.6.1993 Falle Nr.1: 134 Ex. *Microlestes minutus* (bei insgesamt 11 Arten/198 Ex.)
- 08.9.-22.9.1993 Falle Nr.2: insgesamt 16 Arten und 214 Ex.

Es konnte kein ausgesprochener Ubiquist gefunden werden. Die häufigste Art ist wie auf dem Grünland *Poecilus versicolor*. Sehr häufig ist auch der nur 3 mm große *Microlestes minutus*, der an den besonnten, steinigen, vegetationsfreien Stellen in großer Zahl zu beobachten war. Abgesehen vom euryöken *Amara familiaris* der überall in großer Zahl gefunden wurde, gehören die häufigeren Arten zur typischen Fauna besonnter, sandiger bzw. steiniger Sukzessionsflächen, die noch wenig bewachsen sind.
Das G r ü n l a n d „g“ enthält größtenteils Arten, die nach den umfangreichen Untersuchungen von TIETZE in den 60er und 70er Jahren im mitteldeutschen Raum als charakteristisch für feuchte bis frisch-feuchte Wiesengesellschaften bzw. für Fett- und Frischwiesen zu bezeichnen sind. Abgesehen von *Calathus fuscipes* und *Bembidion guttula* werden alle Arten, die bei der hier erfolgten Untersuchung einen Individuenanteil von 1 % und mehr haben, von TIETZE (1968 bzw. 1973) erwähnt (*Clivina fossor, Bemb. lampros, Poec. cupreus, Poec. versicolor, Pt. melanarius, Cal. melanocephalus, Amara communis, A. lunicollis, A. convexior*). Auffällig ist das Vorkommen von Artenpaaren. *Poec.versicolor* war etwa viermal so häufig wie *Poec. cupreus*. Letztere Art ist offenbar anspruchsvoller oder feuchtigkeitstoleranter, da sie in den Fallen häufiger war, die auf trockeneren Stellen mit abwechslungsreicherer Vegetation standen. Bei *A. communis* und *A. convexior* ist keine Bevorzugung festzustellen, erstere ist rund sechsmal häufiger. *A. communis* soll im nördlichen Mitteleuropa häufiger vorkommen und *A. convexior* ist vorwiegend im südlichen Mitteleuropa verbreitet (FREUDE in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1976). Das Untersuchungsgebiet liegt in dem Bereich, in dem beide Arten gemeinsam relativ zahlreich vorkommen. *Badister bipustulatus, Pterostichus niger, Pt. diligens* und *Dyschirius globosus* werden bei TIETZE (1973) erwähnt, konnten hier im Grünland jedoch nicht gefunden werden, was offenbar mit lokalen Besonderheiten (Hydromelioration, Sandboden) zusammenhängt, da diese Arten an anderen Lokalitäten (schlammige Ufersäume) nachgewiesen werden konnten.
Zwei Arten wurden nur auf „g“ gefunden, weitere zehn Arten waren vorrangig hier zu finden, d.h. sie sind auf höchstens 1-3 anderen Flächen in Einzelexemplaren gefunden worden, wobei ein Großteil dieser Arten auch in den zwei vom Grünland „g“ umgebenen Gehölzen „aei“ und „aki“ nachgewiesen wurden.
- nur auf „g“ nachgewiesen: *Bembidion obtusum, B. lunulatum*
- vorrangig auf „g“ nachgewiesen: *Clivina fossor, C. contracta, Bembidion guttula, Anisodactylus binotatus, Harpalus latus, Pterostichus strenuus, P. vernalis, Synuchns nivalis Agonum viduum, Amara equestris*

Wie auf der Brache sind auch auf dem Grünland z.T. extrem hohe Fangzahlen zu verzeichnen gewesen, wie folgende Beispiele belegen:
- 10.6.-25.6.1992, Falle Nr.2: insgesamt 16 Arten/230 Ex.
- 10.6.-25.6.1992, Falle Nr.3: 101 Ex. *Poecilus versicolor*, 92 Ex. *Pterost. melanarius* (bei 12 Arten/265 Ex.)
- 10.6.-25.6.1992, Falle Nr.4: 138 Ex. *Pterostichus melanarius* (bei insgesamt 14 Arten/259 Ex.)
- 30.4.-12.5.1993, Falle Nr.1: 98 Ex. *Poec.versicolor,* 40 Ex. *Poec.cupreus,* 5 *Amara*-Arten (13 Arten/170 Ex.)
- 26.5.-09.6.1993, Falle Nr.1: insgesamt 17 Arten/155 Ex.

### 4.3.3.8. Ähnlichkeit der Carabidenzönosen der HUF

Die Flächenpaare „ei“ und „ki“, „aei“ und „aki“, „kei“ und „ei“ sowie „kei“ und „ki“ zeigen die größten Ähnlichkeiten (schwarze Kästchen in allen vier Diagrammen) sowohl im Artenspektrum als auch in der relativen Häufigkeit bzw. Aktivitätsdichte dieser Arten (Abb. 4/11).
Betrachtet man nur die Artnachweise (rechtes unteres Diagramm), ist zu erkennen, daß fast auf allen Flächen über 50 - 70 % der Laufkäferarten gemeinsam vorkommen. In den anderen drei Diagrammen ist die Zahl hellerer Kästchen (= geringere Zahl gemeinsamer Arten) wesentlich größer. Allerdings scheint die relative Häufigkeit, die bei Bodenfallenfängen als Aktivitätsabundanz zu charakterisieren ist, einen differenzierten Einfluß auf diese Art der Auswertung zu besitzen (MÜLLER 1978). Die große Ähnlichkeit der meisten Gehölze untereinander (schwarze Kästchen in den oberen zwei Diagrammen) hängt damit zusammen, daß bei diesen Indizes die Individuenzahl der einzelnen Arten einen nicht unerheblichen Einfluß bei der Berechnung hat und vor allem die häufig gefangenen Arten überproportional in die Berechnung einfließen. Beispielsweise unterscheiden sich die Artenspektren von „aki“ mit „ki“, „ei“ und „kei“ (Abb. 4/11, Diagramm unten rechts), da jedoch auf diesen Flächen die 4-6 häufigsten Arten gleich sind, kommt die angeblich große Ähnlichkeit laut Diversitätsdifferenz nach MACARTHUR sowie RENKONEN'scher Zahl zustande. Andererseits

kann nicht ausgeschlossen werden, daß diese Arten tatsächlich die Carabidenzönose charakterisieren und ein Großteil der nicht gemeinsamen Arten biotopfremd bzw. „Gäste“ sind. Die großen Übereinstimmungen der Artenspektren der benachbarten Flächen „aei“ und „g“ bzw. „aki“ und „g“ (rechtes unteres Diagramm, schwarze Kästchen auf unterster Zeile) lassen vermuten, daß es relativ gute Vernetzungbeziehungen und ausgeprägte Wanderbewegungen (z.B. zur Überwinterung) gibt. So konnten typische „Wiesenarten“ wie z.B. *Carabus auratus, Clivina fossor, Anisodactylus binotatus, Amara lunicollis* auch in den zwei Gehölzen gefunden werden und andererseits „Waldarten“ wie z.B. *Carabus nemoralis, C. hortensis* und *Nebria brevicollis* mitten auf dem Grünland.

Diversitätsdifferenz nach MACARTHUR

| | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w | | 0,22 | 0,25 | 0,37 | 0,27 | 0,37 | 0,54 | 0,57 | 0,6 |
| ei | | | 0,06 | 0,21 | 0,14 | 0,14 | 0,29 | 0,36 | 0,43 |
| ki | | | | 0,25 | 0,16 | 0,1 | 0,28 | 0,38 | 0,43 |
| aei | | | | | 0,13 | 0,18 | 0,32 | 0,34 | 0,44 |
| aki | | | | | | 0,2 | 0,33 | 0,34 | 0,34 |
| kei | | | | | | | 0,22 | 0,34 | 0,39 |
| kst | | | | | | | | 0,27 | 0,36 |
| b | | | | | | | | | 0,37 |
| g | | | | | | | | | |

Dominanzidentität nach RENKONEN

| | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w | | 0,58 | 0,54 | 0,31 | 0,43 | 0,28 | 0,12 | 0,09 | 0,06 |
| ei | | | 0,74 | 0,5 | 0,6 | 0,57 | 0,41 | 0,34 | 0,2 |
| ki | | | | 0,44 | 0,58 | 0,66 | 0,47 | 0,33 | 0,22 |
| aei | | | | | 0,58 | 0,49 | 0,34 | 0,37 | 0,18 |
| aki | | | | | | 0,53 | 0,32 | 0,38 | 0,31 |
| kei | | | | | | | 0,5 | 0,36 | 0,24 |
| kst | | | | | | | | 0,44 | 0,32 |
| b | | | | | | | | | 0,3 |
| g | | | | | | | | | |

Ähnlichkeitsindex nach WAINSTEIN

| | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w | | 25 | 21,4 | 14,8 | 19,9 | 10,2 | 4 | 2,6 | 2,3 |
| ei | | | 46,7 | 27,3 | 26,5 | 29,2 | 21,1 | 15,5 | 9,1 |
| ki | | | | 21,3 | 26,6 | 32,9 | 21,5 | 13,2 | 8,5 |
| aei | | | | | 34,4 | 23,2 | 14,1 | 16 | 10,6 |
| aki | | | | | | 25,2 | 14,6 | 13,9 | 16,3 |
| kei | | | | | | | 26,7 | 16 | 9,9 |
| kst | | | | | | | | 22,9 | 12,8 |
| b | | | | | | | | | 12,6 |
| g | | | | | | | | | |

Ähnlichkeitsquotient nach SÖRENSEN

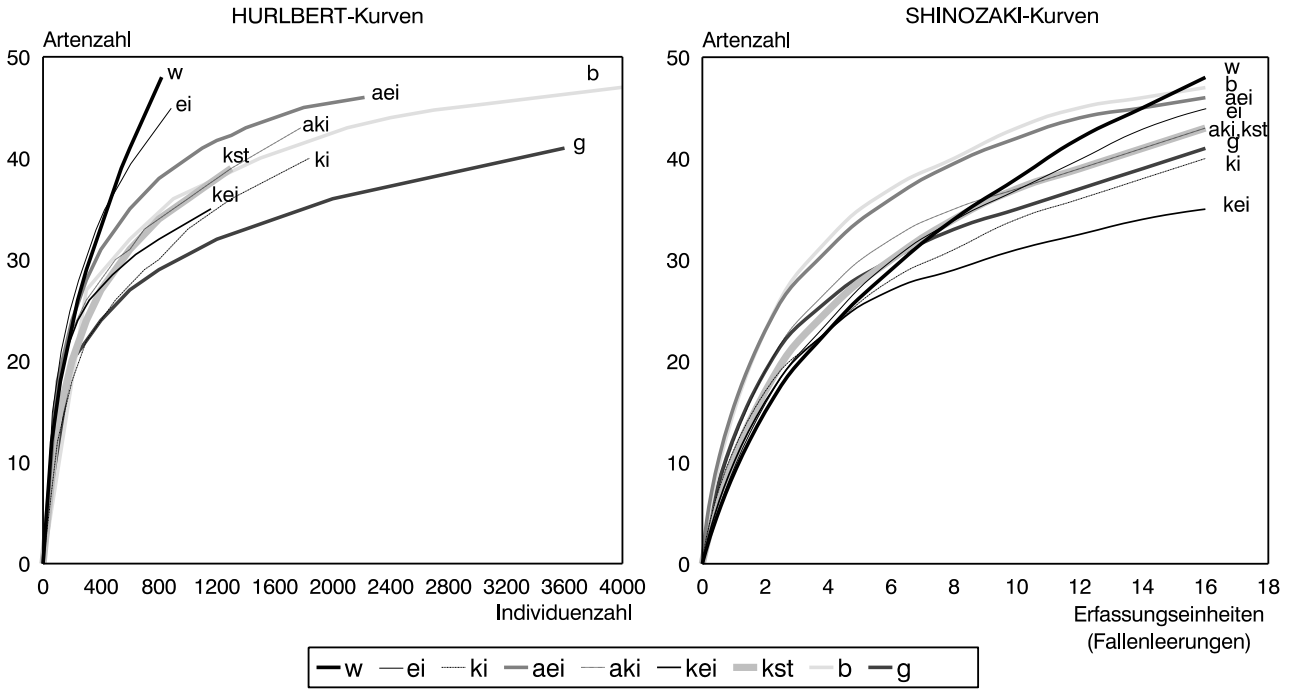
| | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w | | 60,2 | 56,8 | 61,7 | 63,7 | 53 | 50,6 | 44,2 | 53,9 |
| ei | | | 77,6 | 70,3 | 61,4 | 67,5 | 68,2 | 63 | 62,8 |
| ki | | | | 65,1 | 62,6 | 66,7 | 62,6 | 57,5 | 56,8 |
| aei | | | | | 74,2 | 64,2 | 58,4 | 60,2 | 73,6 |
| aki | | | | | | 64,1 | 62,8 | 53,3 | 69 |
| kei | | | | | | | 69,2 | 61 | 57,9 |
| kst | | | | | | | | 68,9 | 57,1 |
| b | | | | | | | | | 59,1 |
| g | | | | | | | | | |

Abb. 4/11 : Ähnlichkeit der Carabidenzönosen aus den Bodenfallen auf den HUF: Diversitätsdifferenz nach MAC-ARTHUR, Dominanzidentität nach RENKONEN, Ähnlichkeits-Index nach WAINSTEIN, Ähnlichkeitsquotient nach SÖRENSEN (je dunkler die Quadrate, desto größer die Ähnlichkeit) (s. Kap. 3.6.)

Da sich u.a. Kiefern- und Eichengehölze am ähnlichsten sind, spielt die Bestockung bzw. Baumartenzusammensetzung offenbar eine untergeordnete Rolle, zumal meist mehrere Mischbaumarten mit unterschiedlicher Häufigkeit auf allen Gehölzen vorkommen. Letzteres läßt sich auch dahingehend interpretieren, daß die Gehölze keine eigenständige, feste Carabidenzönosen beherbergen sondern „Mischgemeinschaften“ aus ständig zuwandernden Arten des Offenlandes und der benachbarten Gehölze darstellen, die geringe oder keine Ansprüche an irgendeine Waldgesellschaft stellen.

### 4.3.3.9. Bewertung der Carabiden - Bodenfallenfänge mit Hilfe von Rarefaction

Zur Anwendung kamen die von ACHTZIGER et al. (1992) empfohlenen Rarefaction-Methoden (nach HURLBERT und SHINOZAKI) zur Berechnung von Arten-Erwartungswerten bei unterschiedlichem Erfassungsaufwand. Während der HURLBERT-Methode die Individuenzahl zugrunde liegt und man damit unterschiedliche Biotope hinsichtlich ihres Artenreichtums besser vergleichen kann, wird bei der SHINOZAKI-Methode die Zahl der Erfassungen (hier Fallenleerungen) berücksichtigt, was die Bewertung von Biotopen anhand ihres Artenreichtums erleichtert.
Interpoliert man die unterschiedlichen Individuenzahlen der neun HUF mittels HURLBERT-Methode auf eine einheitlichen Probengröße von beispielsweise 400 (bzw. 800) Tieren, wären folgende Artenzahlen zu erwarten: w=33 (47); ei=34 (43); ki=24 (30); aei=31 (38); aki=28 (34); kei=27 (32); kst=27 (34); b=30 (35); g=24 (29).




| **w** | **ei** | **ki** | **aei** | **aki** | **kei** | **kst** | **b** | **g** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| S=48 | S=45 | S=40 | S=46 | S=43 | S=35 | S=43 | S=47 | S=41 |
| N=825 | N=878 | N=1842 | N=2211 | N=1778 | N=1162 | N=1784 | N=4115 | N=3618 |
| Hs=2,22 | Hs=2,45 | Hs=2,13 | Hs=2,65 | Hs=2,51 | Hs=2,44 | Hs=2,13 | Hs=2,61 | Hs=2,12 |
| e=0,57 | e=0,64 | e=0,58 | e=0,69 | e=0,67 | e=0,69 | e=0,56 | e=0,68 | e=0,57 |

Abb. 4/12: HURLBERT- und SHINOZAKI-Kurven (obere zwei Diagramme) und dazugehörige Arten- Abundanzkurven (unteres Diagramm - ein schwarzes Dreieck entspricht eine Art) für die Bodenfallenfänge der Carabidae auf der HUF (Erläuterungen siehe Text)

Bereits die Verdopplung der Individuenzahl führt zu deutlichen Abweichungen der Reihenfolge der Artenzahlen der Flächen (z.B. bei „w“, „ei“ und „kst“). Deshalb sollten zur Bewertung der gesamte Kurvenverlauf sowie die dazugehörige Arten-Abundanz-Kurve einbezogen werden (Abb. 4/12, unten). Obwohl auf „ei“ und „aei“ fast gleichviel Arten gefunden wurden, hat letztere Fläche einen höheren Diversitätswert. Der Kurvenverlauf drückt aber Folgendes aus: Die Kurve von „aei“ ist bereits nach 800 Individuen relativ stark geneigt und geht nach 2000 Individuen fast in eine Gerade über, d.h. man kann von einer weitestgehenden Artensättigung bzw. einer fast vollständigen Erfassung aller Arten ausgehen. Die Kurve von „ei“ hat hingegen einen vergleichsweise steilen Verlauf, was darauf schließen läßt, daß auf dieser Fläche noch mit einer ganzen Reihe weiterer Arten zu rechnen ist. Dieses Ergebnis verdeutlicht auch die Arten-Abundanz-Kurve. Während auf „aei“ relativ wenig seltene Arten gefangen wurden, ist die Fläche „ei“ durch einen ziemlich hohen Anteil individuenarmer Arten gekennzeichnet. Gleiches trifft auch auf die noch steiler verlaufende Kurve von „w“ zu, wo der höchste Anteil von Arten mit geringen Fangzahlen (Individuen) zu verzeichnen ist.
Obwohl die Extrapolation der Kurven nicht zulässig ist, kann angenommen werden, daß sich die Laufkäferartenzahl in den Gehölzen einschließlich Saum bei etwa 45-50 einpegelt, während auf „w“ durchaus bis zu 60 Arten zu erwarten sind.

Bezogen auf den Erfassungsaufwand kann aus den Kurvenverläufen der SHINOZAKI-Methode geschlußfolgert werden, daß 16 Leerungen (bzw. eine Fangzeit von 32 Wochen über zwei Vegetationsperioden mit 3 bzw. 4 Fallen) ausreichend sind, um einen Großteil der Laufkäferarten in Gehölzen bis etwa 1 ha Größe sowie in mehr oder weniger gleich strukturierten Offenlandbiotopen zu erfassen. Lediglich in der 8,5 ha großen Waldinsel „w“ deutet der gleichbleibend steile Verlauf der SHINOZAKI-Kurve darauf hin, daß bei jeder Leerung ein stetiger höherer Artenzuwachs festgestellt wurde und bei längeren Untersuchungen noch wesentlich mehr Arten hinzukommen würden.
Eine weitestgehende Artensättigung nach 2jähriger Untersuchungsdauer ist im beeinträchtigten Eichengehölz „aei“ zu erkennen. Auch auf der Brache „b“ flacht die Kurve stark ab und geht nahezu in eine Gerade über. Zumindest für dieses Sukzessionsstadium konnte das Laufkäferartenspektrum fast vollständig nachgewiesen werden.

Die Arten-Abundanz-Kurven stellen in modifizierter Form die Dominanzstruktur der Carabidae dar, wobei abgestuft nach ihrer Individuenzahl die einzelnen Arten (als kleine schwarze Dreiecke) durch die logarithmische Skalierung der y-Achse aufgetragen sind (Abb. 4/12, unteres Diagramm).
Die Darstellung macht deutlich, daß beispielsweise auf „w“ im Vergleich zu den anderen Flächen mit Abstand die meisten Arten in Einzelexemplaren nachgewiesen wurden, was letztenendes ein Grund für den steilen Verlauf der HURLBERT-Kurven ist. Andererseits sind sich „aei“ und „b“ im Arten-Abundanz-Kurvenverlauf recht ähnlich, wobei beide Flächen die geringsten Anteile von einzeln nachgewiesenen Arten besitzen.
Es kann nicht geklärt werden, ob die vielen einzeln oder in wenigen Exemplaren nachgewiesenen Arten zur Fauna auf „w“ gehören oder nur zufällig in die Fallen geratene „Exoten“ sind. Hierzu wären mehrjährige Untersuchungen notwendig. Eine Interpretationsmöglichkeit ist, daß entsprechend inseltheoretischer Gesetzmäßigkeiten die Wahrscheinlichkeit der Einwanderung von Arten mit der Flächengröße bzw. dem Umfang eines inselartigen Landschaftsbestandteiles steigt und somit auch die Zahl solcher Einwanderer bzw. die Wahrscheinlichkeit eines Nachweises. Jedenfalls sind nur 42 % der Arten auf „w“ in beiden Untersuchungsjahren nachgewiesen worden und fast alle der nur 1992 oder nur 1993 gefundenen Arten waren in 1-2 Exemplaren vertreten. Auf „aei“ sind hingegen 65 % der Arten gemeinsam in beiden Jahren vorhanden und auf „b“ sogar 68 %. Allerdings sind diese Differenzen auch methodisch bedingt. Die Fallen wurden im zweiten Untersuchungsjahr umgesetzt. Auf den größeren Gehölzen ist eine größere Habitatstrukturvielfalt

vorhanden, so daß dort im zweiten Untersuchungsjahr ein anderer Mikrolebensraum mit einer möglicherweise etwas anderen Laufkäfer-Artengemeinschaft erfaßt wurde.

### 4.3.4. Vergleich und Bewertung der Staphylinidenzönosen anhand ökologischer Kenngrößen

Es konnten 151 Arten nachgewiesen werden, wobei 16638 Tiere gefangen wurden (Tab. 12, Anhang 4).

Tab. 12 : Arten- und Individuen der Bodenfallenfänge der Staphylinidae auf den HUF

| Fläche | Arten | Individuen |
|---|---|---|
| w | 91 | 1887 |
| ei | 91 | 1353 |
| ki | 74 | 1203 |
| aei | 91 | 3385 |
| aki | 83 | 2117 |
| kei | 72 | 1679 |
| kst | 72 | 947 |
| b | 58 | 2369 |
| g | 52 | 1698 |
| **gesamt** | **151** | **16638** |

Die strukturreichen Gehölze „w“ und „ei“ sowie das beeinträchtigte Eichengehölz „aei“ sind mit je 91 nachgewiesenen Spezies am artenreichsten, während auf den Offenlandflächen „b“ und „g“ mit Abstand die wenigsten Arten gefunden wurden. Auf den drei relativ stark anthropogen beeinflußten HUF („aei“, „aki“, „b“) konnten die meisten Individuen gefangen werden.

#### 4.3.4.1. Diversität und Evenness

Die fünf größeren Gehölze „w“, „ei“, „ki“, „aei“ und „aki“ haben fast gleich große Diversitätswerte. Ausschlaggebend hierfür ist in erster Linie die Gleichmäßigkeit der Individuenverteilung und weniger die Artenzahl. Beispielsweise hat die Fläche „ki“ deutlich weniger Arten aber mit 0,8 den höchster Evenness-Wert (und damit die gleichmäßigste Verteilung der Individuen auf die Arten). Mit Hilfe des Diversitätsmaßes $\alpha$ (log serie) sind zwischen diesen fünf Flächen zwar etwas größere Unterschiede erkennbar, dennoch sind diese nicht signifikant (t-Test, Irrtumswahrscheinlichkeit $p< 0,05$).
Auf der Brache „b“ ist neben der geringen Artenzahl eine sehr ungleichmäßige Individuenverteilung feststellbar (verursacht durch die Art *Oligota pumilio* mit über 40 % aller Individuen), so daß Diversität und Evenness deutlich am niedrigsten sind. Die relativ große Übereinstimmung der Werte von SHANNON- und BRILLOUIN-Index sagt indirekt aus, daß der Stichprobenumfang groß genug war bzw. das mehr oder weniger zufällige Proben (Fallenfänge) erzielt wurden. Die Evenness-Werte beider Indizes sind identisch.

Die räumliche Verteilung ist bei Staphyliniden stark „geklumpt“ ausgeprägt. Das liegt einerseits an der geringen Körpergröße und damit niedrigen Laufleistung der meisten Arten sowie andererseits an einer relativ starken Bindung an „Mikrohabitate“ und den dort vorhandenen günstigen Feuchteverhältnissen (z.B. unter Steinen, an Stümpfen, unter oder in am Boden liegendem Totholz sowie in feuchten, Mulden mit ausgeprägter Laubstreuschicht usw.). Beispielsweise konnten 1993 auf „aei“ in Falle Nr. 3 nur 43 Arten mit 249 Individuen gefangen werden, aber in der ca. 15 m entfernten vierten Falle 56 Arten mit 3 mal soviel Individuen. Auf „ei“ waren im gleichen Jahr in Falle Nr. 1 nur 32 Arten mit 153 Tieren enthalten, während in der vierten Falle 48 Arten mit 197 Tieren gefangen wurden.

Der Anteil feuchtepräferenter Arten innerhalb der Familie Staphylinidae ist im Vergleich zu den Laufkäfern wesentlich höher. Allerdings sind Staphyliniden wegen ihres schlanken, beweglichen Körperbaus in der Lage, röhrenförmige Hohlräume in der Streu- und oberen Bodenschicht sowie vor allem am Boden liegendes Totholz und die darin befindlichen Bohrlöcher und Gangsysteme als Lebensraum zu nutzen. Nur bei wenigen Kurzflüglergattungen gibt es Vertreter, die vorzugsweise in trockenen Biotopen leben (z.B. *Bledius, Astenus*).

Die Individuenzahlen stehen im Zusammenhang mit der Bodenfeuchte. Auf den relativ trockenen, exponierten Gehölzkuppen „ei“, „ki“, „kei“ und „kst“ konnten die wenigsten Tiere gefangen werden. Im großen

Gehölz „w“ ist einerseits die feuchte Senke mit Erlenwald für etwas höhere Fangzahlen verantwortlich und andererseits scheinen die Feuchteschwankungen am Boden wegen der Ausbildung eines ausgeglicheneren Waldinnenklimas nicht so groß zu sein. Die hohen Individuenfangzahlen in den Gehölzen „aei“ und „aki“ hängen eindeutig mit den feuchteren Bodenverhältnissen zusammen. Die Brache „b“ nimmt eine Sonderstellung ein. Hier dominiert die bereits oben erwähnte, offenbar trockenheitstolerante Art *Oligota pumilio*, die wesentlich für die höchste Individuenzahl aller Flächen verantwortlich ist.

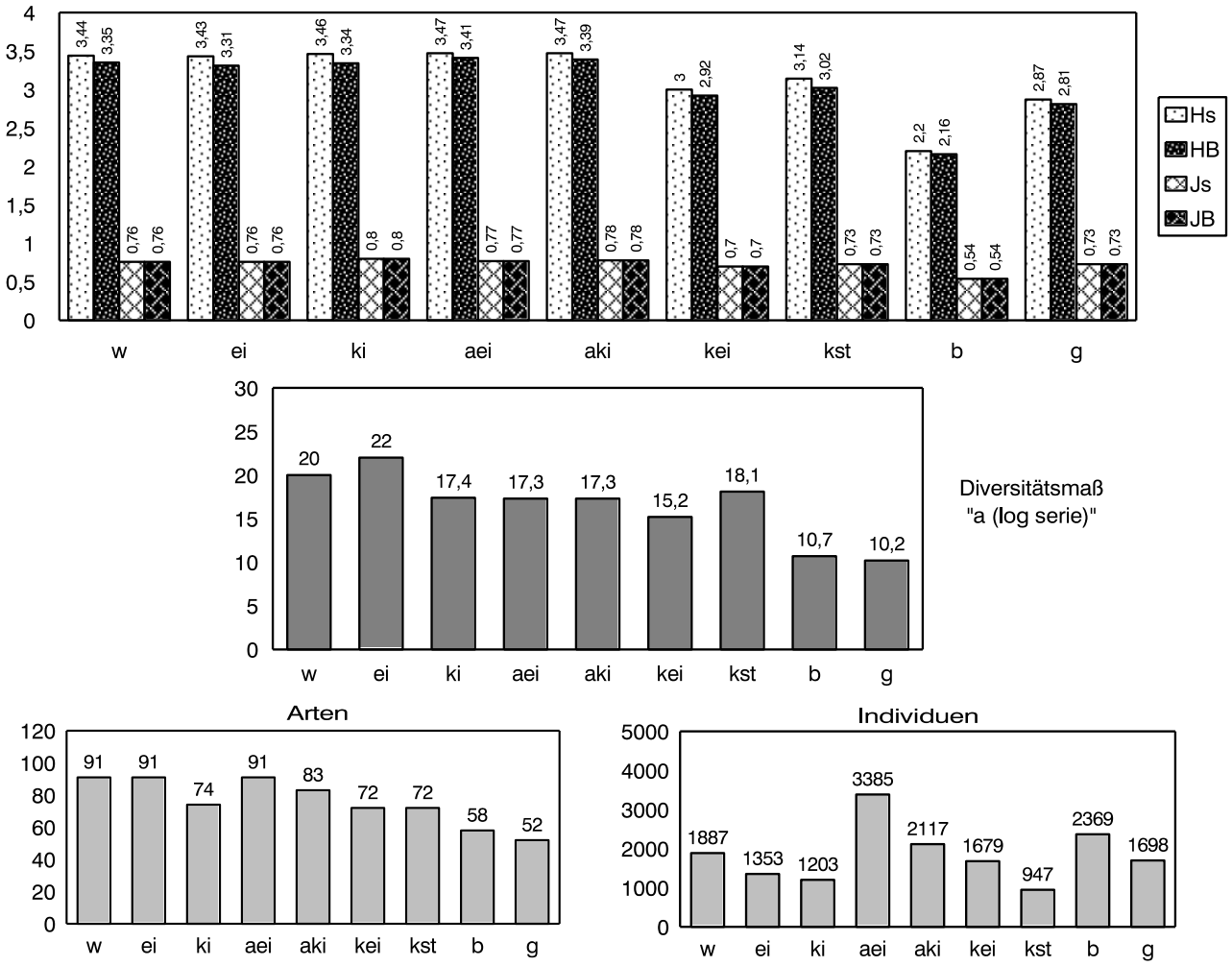



Abb. 4/13: Diversitätsindizes sowie Arten- und Individuenzahlen der Kurzflügler aus den Bodenfallen auf den HUF
Oberes Diagramm: Artendiversität nach SHANNON-WIENER und BRILLOUIN sowie Evenness beider Indizes (Hs = SHANNON-Index; HB = BRILLOUIN-Index; Js , JB Evenness von SHANNON- bzw. BRILLOUIN-Index)
Mittleres Diagramm: Diversitätsmaß „$\alpha$ (log serie)“
Untere zwei Diagramme: Arten- und Individuenzahlen

## 4.3.4.2. Dominanzstruktur

In allen gehölzbestandenen Flächen fallen die relativ ausgeglichenen Dominanzstrukturen auf, zu erkennen an der kontinuierlich abgestuften Verteilung der Dominanzen (Abb. 4/14).
Die zwei Offenlandstandorte Grünland („g“) und vor allem Brache („b“) lassen eine sehr ungleichmäßige Verteilung der Arten auf die Individuen erkennen. Letztere Fläche ist aufgrund ihrer exponierten Lage wohl die mit den größten Feuchteschwankungen bzw. Austrocknungen der Bodenoberfläche, an die nur wenige Arten angepaßt sind. Das letzte Diagramm („gesamt“) in Abbildung 4/14 stellt eine gleichmäßige Dominanzstruktur bezogen auf das Gesamtfangergebnis dar. Da die meisten Staphylinidenarten eine geringere Laufaktivität haben, kommt es offenbar kaum zur Überrepräsentanz wie es bei den Carabiden bei der Gat-

tung *Carabus* oft der Fall ist. Außerdem wurden im zweiten Jahr die Fallen umgesetzt, so daß pro HUF an acht (sechs) Stellen gefangen wurde.

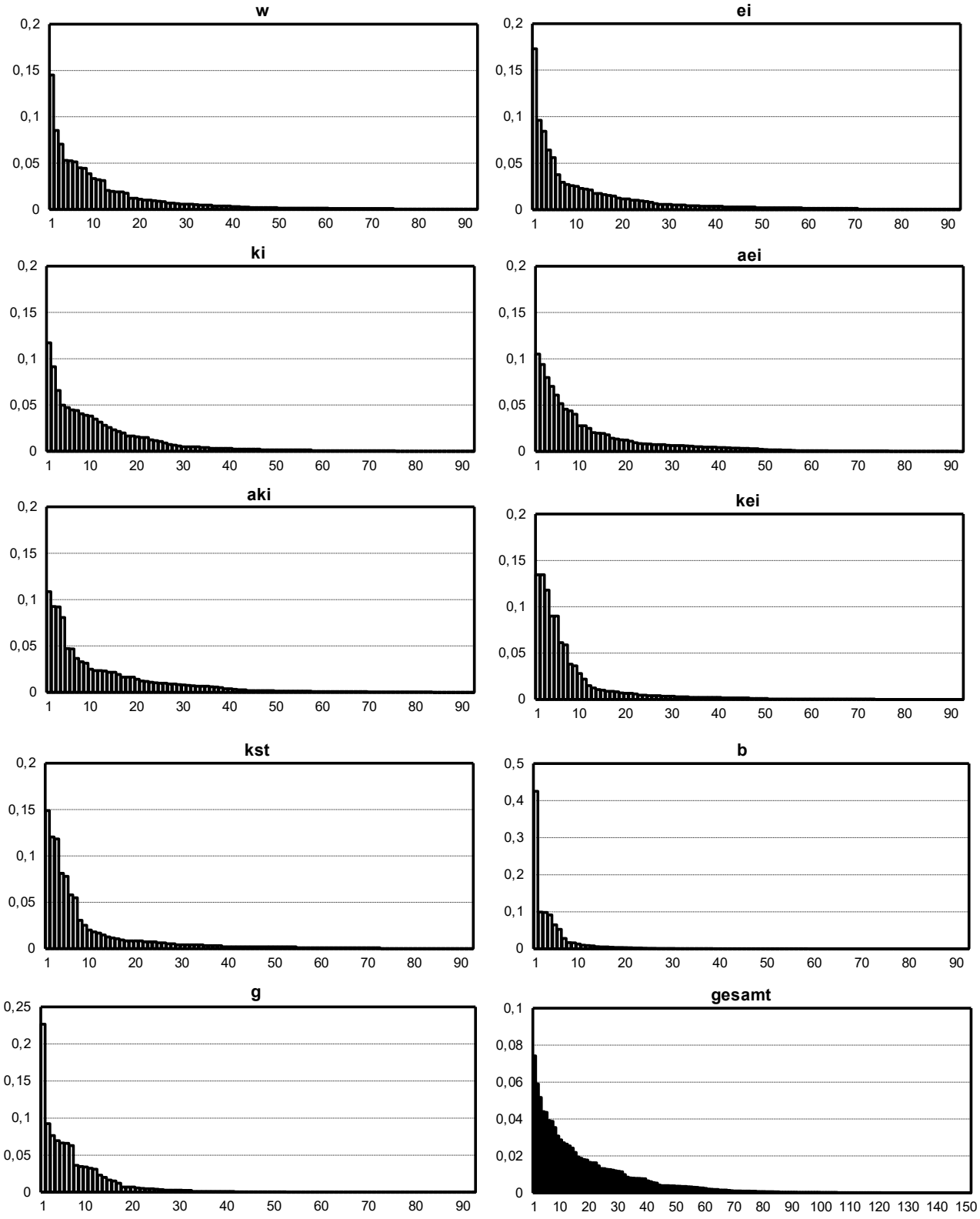



Abb. 4/14: Dominanzstruktur der Stapyliniden bezogen auf die Bodenfallenfänge in den HUF

## 4.3.4.3. Dominanzklassen

Die Einteilung der Fänge in Dominanzklassen erlaubt weitere Interpretationsmöglichkeiten zur Charakterisierung der Staphylinidenzönosen. Allerdings konnte die Verwendbarkeit der logarithmischen Teilung lediglich für Oribatiden und Collembolen sowie auch für Heteropteren und Carabiden terrestrischer Standorte getestet werden (ENGELMANN 1978).
Die Dominanzklassifizierung erfolgte wie bei den Carabiden nach der logarithmischen Einteilung von ENGELMANN (1978). Es stellte sich jedoch heraus, daß es große Abweichungen bei der Summierung der relativen Individuenzahlen der drei dominanten Stufen (eudominant, dominant, subdominant) gab, die im Regelfall rund 85 % der erfaßten Individuen ausmachen sollten. Nach ENGELMANN (1978) wurden größere Differenzen zum 85 % - Richtwert nur an Extremstandorten (Trockenstandorte im Leutratal) und auf Flächen nach Herbizideinsatz festgestellt. Offenbar stellen die relativ trockenen Gehölzinseln sowie Offenlandflächen für die vorwiegend feuchtigkeitsliebenden Staphyliniden Extremstandorte dar. Zur besseren Vergleichbarkeit der Flächen ist eine Verschiebung der logarithmischen Skala durch Verlegung der Grenze zwischen Rezedenten und Subdominanten vorgenommen worden, so daß die Stufen eudominant bis subdominant wieder 85 % aller Individuen umfassen. Die Grenze zwischen Rezedenten und Subdominanten (3,2 %) mußte auf allen Flächen gesenkt werden (z.B. „aei“= 0,8 %; „w“= 0,9 %; „ki“= 1,5 %; „g“= 2,3 % usw.). Eudominante Arten sind somit bereits solche mit 8 - 10 % Individuenanteil am Gesamtfang (Abb. 4/15).

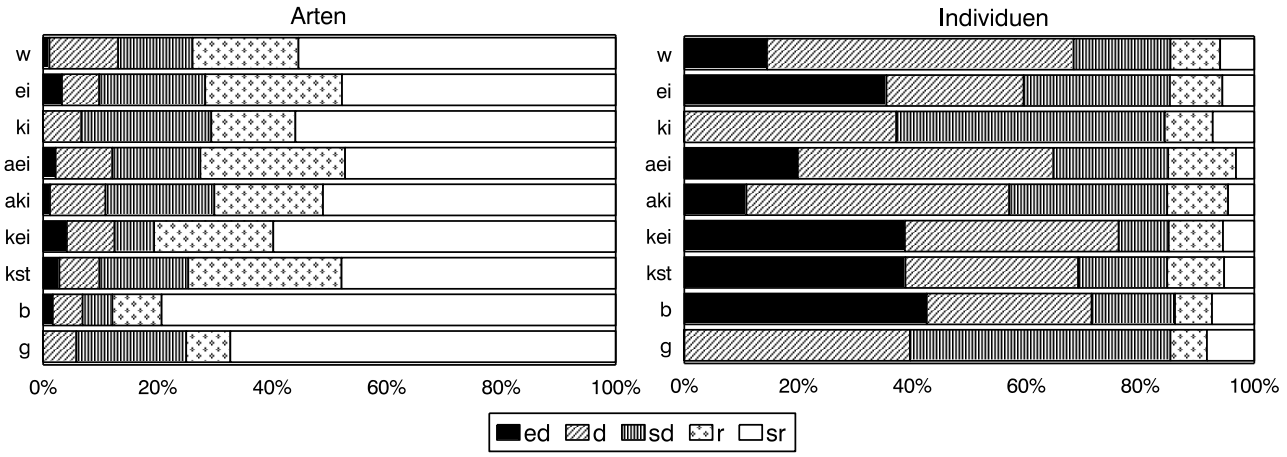



Abb. 4/15 : Dominanzklassifizierung nach ENGELMANN (1978) für die Staphylinidenzönosen der Bodenfallenfänge der neun HUF (ed = eudominant, d = dominant, sd = subdominant, r = rezedent, sr = subrezedent)

Im Regelfall sollen zu den drei dominanten Stufen etwa ein Drittel aller erfaßten Arten gehören. Hier beträgt ihr Anteil meist nur ein Viertel und weniger. Die größte Abweichung diesbezüglich wurde auf der Brache („b“) festgestellt. Hier fällt auch der hohe Anteil subrezedenter Arten auf, was auf sukzessive Prozesse hindeutet, d.h. das permanente Zuwandern migrierender Arten.

### 4.3.4.4. Habitatbindung

Die ökologischen Angaben zur Habitatbindung stammen im wesentlichen von KOCH (1991), aber auch eigene Erfahrungen wurden berücksichtigt.
Der Anteil stenotoper und eurytoper Waldarten ist, wie bei den Carabiden, in allen Gehölzen annähernd gleich groß. Deutliche Unterschiede sind bei den Individuenzahlen zu erkennen (Abb. 4/16).

Unabhängig von der Flächengröße der Gehölze beträgt der Individuenanteil der an Wald- bzw. Gehölzstrukturen gebundenen Arten in den relativ strukturreichen Gehölzen etwa 50 %. Lediglich in den beeinträchtigten Gehölzen „aei“ und „aki“ wurden wesentlich weniger Tiere mit dieser ökologischen Bindung gefangen. Staphyliniden reagieren auf anthropogene Veränderungen offenbar empfindlicher, was die größere bioindikatorische Relevanz gegenüber den Carabiden unterstreicht. Auf dem Grünland, das während der Untersuchung sowohl als Mähwiese als auch als Viehweide genutzt wurde, sind über die Hälfte aller Individuen Ubiquisten, während auf der mehrjährigen Brache bereits 40 % der Individuen als eurytope Of-

fenlandarten eingestuft werden können. Allerdings wird dies vor allem durch das Massenauftreten der Art *Oligota pumilio* hervorgerufen.

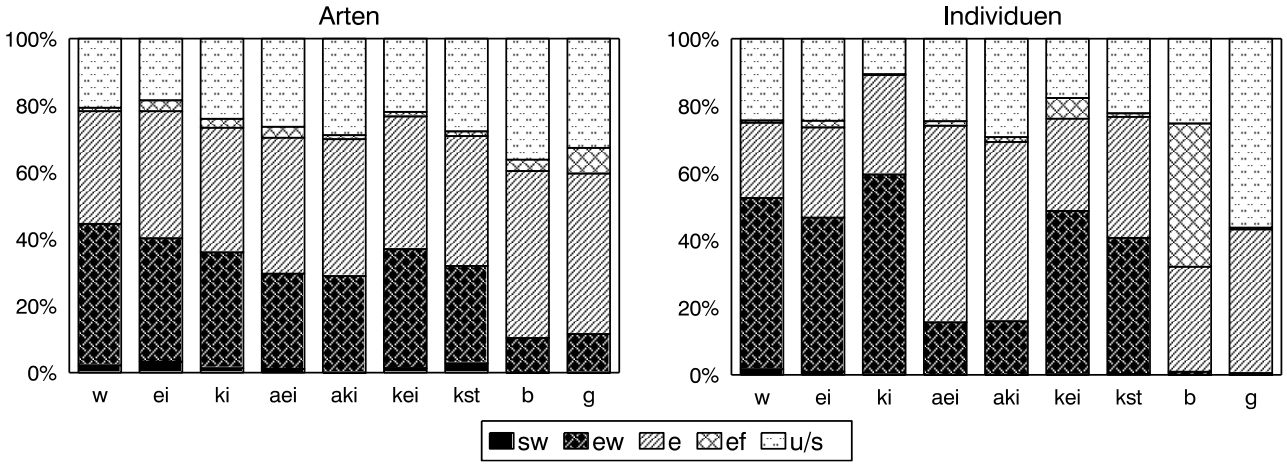



Abb. 4/16 : Arten- und Individuenanteile der Staphylinidae auf den HUF entsprechend der Habitatbindung (sw = stenotope Waldart; ew = eurytope Waldart; e = eurytope Art; ef = eurytope Offenlandart; u/s = Ubiquist bzw. indifferente Art)

### 4.3.4.5. Bestandesbildende Arten und Häufigkeitsverteilung

Zur besseren Interpretation obiger rechnerisch ermittelter Sachverhalte sollen die am häufigsten gefangenen bzw. bestandesbildenden Arten näher betrachtet werden. Von den insgesamt 151 Arten konnten 32 Arten in allen sieben Gehölzflächen nachgewiesen werden, was einem Anteil von 21 % an der Gesamtartenzahl entspricht, also fast doppelt so hoch, als bei den Carabiden. Bezogen auf alle Flächen einschließlich „b“ und „g“ sind es immerhin noch 22 Arten. 14 der häufigsten Arten der Gehölze sind mit ihren prozentualen Anteilen in Relation zu den restlichen Arten in Abb. 4/17 dargestellt, wobei ausgehend von der Fläche „w“ nach den Individuenzahlen absteigend sortiert wurde.

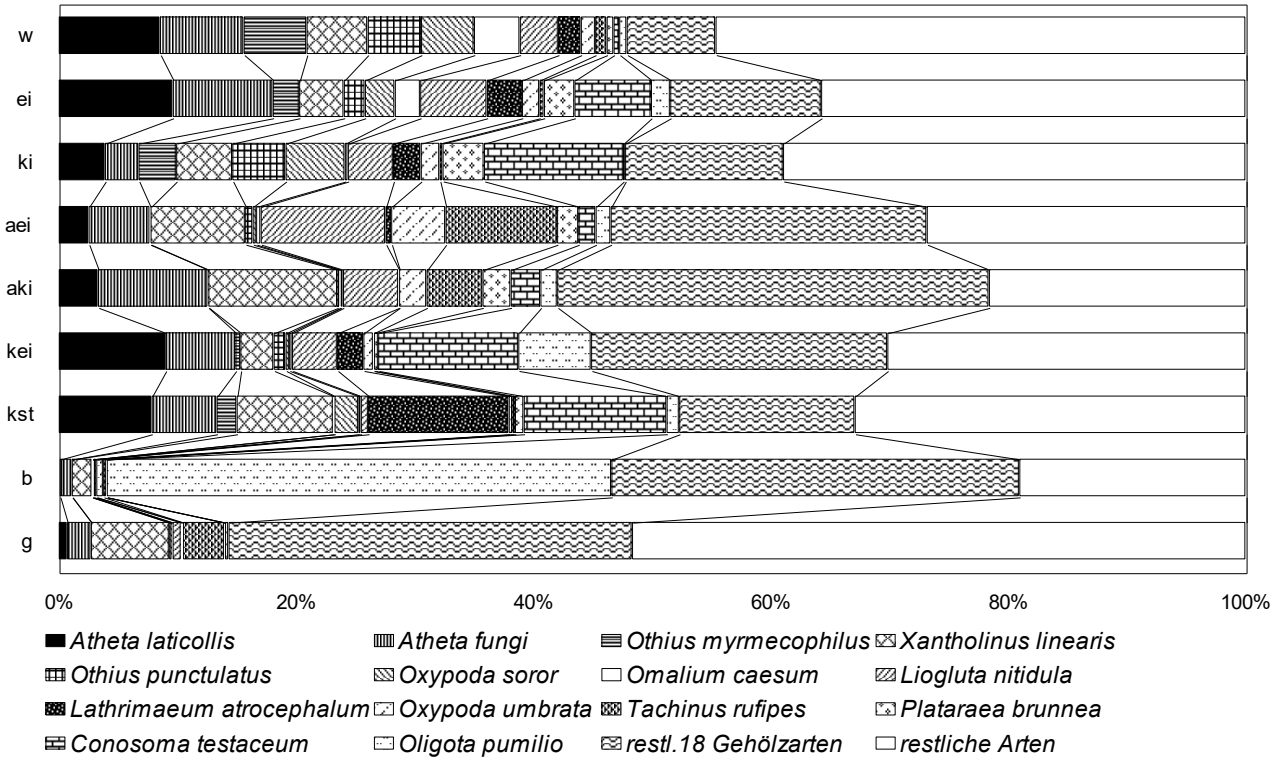



Abb. 4/17: Prozentuale Anteile der häufigsten, in allen Gehölzen vorkommenden Staphyliniden aus den Bodenfallen

Zur besseren Übersichtlichkeit wurden die restlichen 18 Arten zusammengefaßt (zweiter Balken von rechts). Ein Großteil dieser Arten konnte ebenfalls auf den zwei Offenlandflächen „b“ und „g“ gefunden werden. Bei den 14 Arten handelt es sich vorwiegend um euryöke Tiere und Ubiquisten. Der Individuenanteil dieser Artengruppe am Gesamtfang der jeweiligen Gehölze beträgt 40-50 %.
Die oberen sieben Balken (Gehölzflächen) in Abb. 4/17 ähneln sich mit Ausnahme von „aei“ und „aki“ recht gut. *Atheta laticollis, A. fungi, Oxypoda soror* und *Liogluta nitidula* wurden in größerer Zahl in den Gehölzen gefangen. *Oxypoda soror* konnte auf den beeinträchtigten und etwas feuchteren Gehölzen „aei“ und „aki“ jedoch nur vereinzelt nachgewiesen werden. Obwohl die zwei *Atheta*-Arten als Ubiquisten gelten, bevorzugen sie offenbar doch mehr oder weniger gehölzbestandene, beschattete Flächen. Die schlanke, sehr bewegliche Art *Xantholinus linearis* lebt bevorzugt in Bodensubstraten mit ausgeprägten Porenvolumen, da sie in allen Gehölzen (Laubstreuschicht) sowie dem Grünland (dicke Grasnarbe mit Wurzelfilz) häufig ist, aber auf der exponierten, steinigen Brache nur vereinzelt gefangen wurde.

Die zwei Offenlandbiotope (vor allem die Brache „b“) haben eine völlig andere Artenzusammensetzung. Auf der Brache „b“ fällt der große Anteil einer Art (O*ligota pumilio*) auf. Sie wurde vor allem im Frühjahr 1992 (Anfang April bis Mitte Mai) extrem häufig gefangen. Bemerkenswert ist, daß die meisten Individuen dieser Art in den Fallen zu finden waren, die in exponierter Lage an fast vegetationsfreien Stellen standen.

Gegenüber den Carabiden kann insgesamt eine ähnlich große Differenzierung der Arten- und Individuenanteile der häufigsten Arten festgestellt werden. Dennoch sind die Individuenanteile der Arten weniger ausschlaggebend, da es in den meisten Biotopen durchschnittlich doppelt so viel Staphyliniden- als Carabidenarten gibt. Außerdem spiegeln die Fangzahlen der Staphyliniden offenbar eher die Besiedlungsdichte in unmittelbarer Fallenumgebung wider als vielmehr die Aktivitätsdichte, da die Laufleistung und damit die Aktivitätsdichte und Fangrate eine nicht so große Rolle spielen wie bei den Carabiden.

Eine gewisse Unempfindlichkeit gegenüber anthropogenen Beeinflussungen scheinen *Oxypoda exoleta, O. haemorrhoa, Amischa analis* und *Tachyporus pusillus* zu haben, da sie mit ca. 20 % Individuenanteil auf den Flächen „aei“, „aki“, „b“ und „g“ recht zahlreich gefunden wurden. Auf allen Flächen meist regelmäßig vertreten, aber auf dem Grünland und den zwei beeinträchtigten Gehölzen „aei“ und „aki“ besonders häufig sind *Tachinus rufipes* und *Tachyporus hypnorum,* zwei Ubiquisten mit ausgeprägtem Schwärmverhalten. Letztere Art ist oft auch auf intensiv genutzten Äckern sehr häufig. *Tachinus rufipes* bevorzugt feuchtere Bodenverhältnisse.

Der stärker eingerahmte schmale Block oben links in Tab. 13 zeigt die Arten, die sowohl entsprechend ihrer Fangzahlen als auch wegen ihrer bisher bekannten Biologie als typische Waldarten angesehen werden können (*Staph. erythrocephalus, Phil. decorus, Bryo. inclinans, Atheta livida, Atheta hepatica*).
Die im darunterliegenden großen Block enthaltenen Arten sind zumindest auf einigen Gehölzen relativ häufig und bevorzugen dort offenbar spezifische Habitatstrukturen. Die große hellgraue Markierung umfaßt die häufigeren Arten, die zwar den Offenlandarten zugeordnet werden können, aber mehr oder weniger beschattete Strukturen entweder zur Überwinterung oder auch als Zufluchtsort bei ungünstigen Bedingungen im Offenland (längere Trockenperioden, Staunässe, Mahd) benötigen. Selbst tägliche Wanderungsbewegungen (tagsüber Versteck in der feuchten Laubschicht des Gehölzes und nachtaktiv im feuchteren Offenland) sind ein weiterer Grund für die relativ hohen Fangzahlen bestimmter Arten in den Gehölzen bzw. für die große Ähnlichkeit der Artenspektren zwischen den Gehölzen und Grünland oder Ackerbrache.
Die zwei schmalen Blöcke im rechten unteren Teil der Tabelle kennzeichnen typische Arten von Brache- und Grünlandflächen. Zur Überschneidung der Markierung kommt es bei den Arten *Philonthus varius* und *Ph. fuscipennis*. Beide Arten haben etwa gleich hohe Individuenanteile und gehören auf landwirtschaftlichen Flächen zu den häufigsten Staphyliniden überhaupt.

Setzt man voraus, daß diese Bodenfallenfänge die Arten-Häufigkeitsverhältnisse annähernd repräsentativ widerspiegeln, kann für die Staphyliniden gegenüber den Carabiden eine größere flächenspezifische Differenzierung festgestellt werden. Obwohl insgesamt der Anteil gemeinsamer Arten bei den Staphyliniden

größer ist, gibt es auf jeder Fläche spezifische Arten bzw. kleinere Artengruppen mit höheren Individuenzahlen.

Tab. 13 :
Verteilung der Staphylinidae in den HUF
(Es sind nur Arten berücksichtigt, die auf mindestens einer Fläche einen Individuenanteil von 1 % haben)

- ⍰ < 1 %
- ⌑ ≥ 1 < 5 %
- ✧ ≥ 5 < 10 %
- ✪ ≥ 10 %

| Art | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Philonthus decorus* | ⌑ | | | | | | | | |
| *Staphylinus erythropterus* | ⌑ | | | | | | | | |
| *Bryocharis inclinans* | ⌑ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | | ⍰ | ⍰ | | |
| *Atheta livida* | ⌑ | ⍰ | ⍰ | | | ⍰ | | | |
| *Atheta hepatica* | ⌑ | ⍰ | | ⍰ | ⍰ | ⍰ | | | |
| *Mycetoporus mulsanti* | ⌑ | ⍰ | ⌑ | ⍰ | | ⍰ | ⍰ | | |
| *Othius punctulatus* | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⍰ | ⍰ | ⌑ | ⍰ | | |
| *Othius myrmecophilus* | ✧ | ⌑ | ⌑ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⌑ | | |
| *Geostiba circellaris* | ✧ | ⍰ | ⌑ | | ⍰ | ⍰ | ⍰ | | |
| *Liogluta granigera* | ✪ | ⍰ | ⌑ | ⍰ | ⍰ | | ⍰ | | |
| *Quedius fuliginosus* | ⌑ | ⍰ | ⌑ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | | | |
| *Quedius nemoralis* | ⍰ | ⍰ | ⌑ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | | |
| *Ocypus similis* | ⍰ | ⌑ | ⌑ | ⍰ | | ⍰ | ⌑ | | |
| *Omalium rivulare* | ⍰ | ⌑ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | | | | |
| *Mycetoporus brucki* | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⌑ | | | | | |
| *Zyras humeralis* | ⍰ | ⍰ | ✧ | | | ✧ | ⍰ | | |
| *Conosoma pedicularium* | ⍰ | ✪ | ✧ | | ⍰ | ✪ | ✧ | | |
| *Heterothops dissimilis* | ⍰ | ⌑ | ⌑ | ⍰ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⍰ | |
| *Drusilla canaliculata* | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⍰ | | ⌑ | ✪ | ⍰ | |
| *Lathrimaeum atrocepha-* | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⍰ | ⍰ | ⌑ | ✪ | | ⍰ |
| *Tachyporus abdominalis* | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ✧ | ✪ | ⍰ | ⍰ | |
| *Conosoma testaceum* | ⍰ | ✧ | ✪ | ⌑ | ⌑ | ✪ | ✪ | | ⍰ |
| *Tachyporus obtusus* | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⌑ | ⍰ | ⍰ | |
| *Liogluta nitidula* | ⌑ | ✧ | ⌑ | ✪ | ⌑ | ⌑ | ⍰ | ⍰ | ⍰ |
| *Atheta laticollis* | ✧ | ✧ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ✧ | ✧ | ⍰ | ⍰ |
| *Atheta fungi* | ✧ | ✧ | ⌑ | ✧ | ✧ | ✧ | ✧ | ⌑ | ⌑ |
| *Xantholinus linearis* | ✧ | ⌑ | ⌑ | ✧ | ✪ | ⌑ | ✧ | ⌑ | ✧ |
| *Tachinus rufipes* | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ✧ | ⌑ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⌑ |
| *Oxypoda soror* | ⌑ | ⌑ | ✧ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⌑ | ⍰ | ⍰ |
| *Oxypoda umbrata* | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ |
| *Omalium caesum* | ⌑ | ⌑ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ |
| *Dinaraea angustata* | ⌑ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ |
| *Aleochara sparsa* | ⍰ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ |
| *Lathrobium fulvipenne* | | | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⌑ |
| *Quedius boops* | ⍰ | ⍰ | | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⌑ |
| *Tachinus fimetarius* | ⍰ | ⌑ | ⍰ | ⌑ | ⌑ | | | | ⌑ |
| *Xantholinus longiventris* | ⌑ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⌑ |
| *Amischa decipiens* | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⌑ | ⍰ | ⍰ | ⌑ | ⍰ | ⌑ |
| *Tachyporus chrysomelinus* | ⍰ | ⍰ | | ⍰ | ⌑ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⌑ |
| *Gyrohypnus angustatus* | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⌑ | ✧ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ✧ |
| *Tachinus corticinus* | | ⍰ | | ⍰ | ⌑ | | ⍰ | ⍰ | ✪ |
| *Tachyporus hypnorum* | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⌑ | ⍰ | ⌑ | ⌑ | ✧ |
| *Amischa analis* | ⍰ | ⌑ | ⍰ | ⌑ | ⌑ | ⍰ | ⍰ | ⌑ | ✧ |
| *Philonthus fuscipennis* | ⍰ | ⍰ | | ⍰ | ⍰ | | | ✧ | ✧ |
| *Philonthus varius* | ⍰ | ⍰ | | ⍰ | ⍰ | | ⍰ | ✧ | ✧ |
| *Oxypoda exoleta* | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ✧ | ⌑ | ⍰ | ⌑ | ✧ | ⌑ |
| *Oxypoda haemorrhoa* | ⍰ | ⌑ | ⍰ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⍰ | ✧ | ⌑ |
| *Oligota pumilio* | ⍰ | ⌑ | ⍰ | ⌑ | ⌑ | ✧ | ⌑ | ✪ | ⍰ |
| *Tachyporus nitidulus* | ⍰ | ⍰ | ⌑ | ⍰ | ⌑ | ⍰ | ⌑ | ✧ | ⍰ |
| *Tachyporus pusillus* | ⍰ | ⍰ | ⌑ | ⌑ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⌑ | ⍰ |
| *Dinaraea aequata* | ⍰ | ⍰ | | ⌑ | ⌑ | ⍰ | | | ⍰ |
| *Philonthus laminatus* | | ⍰ | ⍰ | ⌑ | ⌑ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ |
| *Plataraea brunnea* | ⍰ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | |
| *Oxypoda longipes* | ⍰ | ⍰ | | ✧ | ⍰ | ⍰ | | ⍰ | |
| *Mycetoporus splendidus* | ⍰ | | | ⍰ | ⌑ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | |
| *Mycetoporus baudueri* | ⍰ | ⌑ | | ⍰ | ⍰ | ⍰ | ⍰ | | |
| *Medon piceus* | | ⍰ | ⌑ | | | ⍰ | | | |
| *Lathrobium geminum* | | | | | ⌑ | | | | |

### 4.3.4.6. Staphyliniden-Artengemeinschaft der Gehölze

Insgesamt gibt es 32 Arten, die in allen sieben Gehölzen gefunden wurden und in Tab. 14 mit * gekennzeichnet sind. Zur Abgrenzung der charakteristischen Kurzflügler-Artengemeinschaft der Gehölze des Untersuchungsgebietes (die zwei Offenlandstandorte bleiben bei folgenden Betrachtungen unberücksichtigt) kam das Berechnungsverfahren von FAGER (1957) in: MÜHLENBERG (1993) zur Anwendung. Nach dieser Berechnung gibt es 70 Arten mit positiver Affinität zueinander (d.h. die Artenpaare kommen auf mindestens fünf der sieben Gehölzflächen vor). Davon können 49 Arten als „recurrent-group" 1. Ordnung abgegrenzt werden (Tab. 14).

Tab. 14 : Staphyliniden-Artengemeinschaften der Gehölze, ermittelt durch Berechnung von „recurrent groups" (Assoziationsgruppen) nach FAGER 1957 (in: MÜHLENBERG 1993)
(mit * gekennzeichnet Arten wurden in allen Gehölzen gefunden)

1. Gruppe:

| | | | |
|---|---|---|---|
| *Omalium rivulare* | *Ocypus melanarius* | *Tachyporus nitidulus ** | *Dinaraea angustata ** |
| *Omalium caesum ** | *Heterothops dissimilis ** | *Tachyporus obtusus ** | *Platarea brunnea ** |
| *Lathrimaeum atrocephalum ** | *Quedius fuliginosus* | *Tachyporus abdominalis ** | *Liogluta granigera* |
| *Oxytelus tetracarinatus ** | *Quedius nemoralis ** | *Tachyporus solutus ** | *Liogluta nitidula ** |
| *Stenus clavicornis ** | *Quedius boops* | *Tachyporus hypnorum ** | *Atheta fungi ** |
| *Lathrobium geminum* | *Mycetoporus mulsanti* | *Tachyporus chrysomelinus* | *Atheta laticollis ** |
| *Gyrohypnus angustatus ** | *Mycetoporus baudueri* | *Tachyporus pusillus ** | *Drusilla canaliculata* |
| *Xantholinus linearis ** | *Mycetoporus longulus* | *Tachinus rufipes ** | *Oxypoda umbrata ** |
| *Xantholinus longiventris ** | *Mycetoporus punctus* | *Oligota pumilio ** | *Oxypoda exoleta ** |
| *Othius punctulatus ** | *Bryocharis inclinans* | *Amischa analis ** | *Oxypoda soror ** |
| *Othius myrmecophilus ** | *Conosoma testaceum ** | *Amischa decipiens ** | *Oxypoda haemorrhoa ** |
| *Philonthus laminatus* | *Conosoma pedicularium* | *Geostiba circellaris* | *Aleochara sparsa ** |
| *Ocypus similis* | | | |

2.Gruppe:

| |
|---|
| *Dinaraea aequata* |
| *Atheta hepatica* |
| *Oxypoda longipes* |

3.Gruppe:

| |
|---|
| *Habrocerus capillaricornis* |
| *Atheta livida* |
| *Ocalea badia* |

Die Arten dieser „Gemeinschaft" stellen offenbar gleiche oder ähnliche Ansprüche an den Standort bzw. Biotop. Aus der Berechnung gehen drei Artengruppen hervor, die nach MÜHLENBERG (1993) „formal als 3 engere Lebensgemeinschaften" betrachtet werden können.
Die Arten der ersten Gruppe (49 Arten) besitzen einen Anteil von 81 % am Gesamtindividuenbestand und setzen sich entsprechend ihrer Biologie vorwiegend aus eurytopen Waldarten, Euryöken und Ubiquisten zusammen (Angaben aus KOCH, 1991 und eig. Beob.). Einschränkend ist jedoch anzumerken, daß die ökologischen Angaben von KOCH (1991) lediglich den derzeitigen, meist relativ geringen Kenntnisstand widerspiegeln und die eigenen Beobachtungen und Erkenntnisse nur auf ein begrenztes Gebiet zutreffen.

- Ubiquisten: 10 Arten/3248 Indiv. (*Omalium rivulare, O. caesum, Oxytelus tetracarinatus, Xantholinus longiventris, Tachyporus nitidus, T. hypnorum, T. chrysomelinus, Tachinus rufipes, Atheta fungi, A. laticollis*)
- eury.Feldart: 1 " /1234 „ (*Oligota pumilio*)
- Euryöke: 19 " /5488 " (alle hier nicht genannten Arten von Tab. 12)
- steno.Waldarten: 1 " / 32 " (*Bryocharis inclinans*)

- eury.Waldarten: 18 " /3573 " (*Lathrimaeum atrocephalum, Othius punctulus, O. myrmecophilus, O. melanocephalus, Ocypus similis, Heterothops dissimilis,Quedius fuliginosus, Qu. nemoralis, Mycetoporus mulsanti, Myc. baudueri, Myc. punctatus, Conosoma testaceus, C. pedicularius, Tachyporus obtusus, Geostiba circecullaris, Liogluta granigera, Oxypoda umbrata, Aleochara sparca*)

Am höchsten ist der Arten- und Individuenanteil euryöker Staphyliniden. Die meisten Arten dieser Gruppe bevorzugen Saumstrukturen. Einige Arten (z.B. *Xantholinus linearis, X. longiventris, Tachnus rufipes, Tachyporus hypnorum, T. chrysomelinus, Amischa decipiens, A. analis, Gyrhypnus angustatus, Oligota pumilio*) sind zwar typische Acker- oder Grünlandarten, benötigen aber die Gehölze und deren Säume sowie andere Randstrukturen als Überwinterungs- oder Rückzugsquartiere (z.B. nach einer Mahd). Vegetationsfreie oder gering bzw. kurz bewachsene Flächen werden meist gemieden.
Der Anteil von Waldarten entspricht etwa dem des gesamten Bodenfallenfangergebnisses der Staphyliniden in den Gehölzen (Arten und Individuen = 41 %). Bezogen auf die hier errechnete Artengemeinschaft haben hygrophile Arten (2779 Individuen = 20,5 % in 12 Arten) etwa den gleichen Anteil wie mehr oder weniger xerophile Arten (2874 Individuen = 21,2 % in 8 Arten). An trockenere Bedingungen gebundene Arten sind selbst in den Gehölzen demnach überdurchschnittlich zahlreich. Die drei Arten der 3. Gruppe konnten vor allem auf den Flächen „w", „ei", „ki" und „kei" nachgewiesen werden, womit sie eine gewisse bioindikatorische Relevanz für strukturreiche und aus naturschutzfachlicher Sicht wertvolle Gehölze besitzen.

### 4.3.4.7. Ökofaunistische Bemerkungen

Folgende Arten wurden nur auf den einzelnen Flächen nachgewiesen (Individuenzahl in Klammern):

- „w" : *Xantholinus tricolor (3), Philonthus decorus (33), Staphylinus erythropterus (63), Quedius molochinus (1), Bolitobius exoletus (1), Tachinus laticollis (1), Leptusa pulchella (1), Atheta ravilla (1);*
- „ei" : *Stenus erichsoni (4), Lamprinodes saginatus (1), Atheta benickiella (3), Aleuonota rufotestacea (1), Zyras harworthi (2);*
- „ki" : *Atheta corvina (2);*
- „aei": *Arpedium quadrum (1), Lathrobium pallidum (1), Baptolinus affinis (1), Quedius cinctus (1), Qu. scintillans (1), Cordalia obscura (3), Aleochara spadicea (1);*
- „aki": *Quedius fulgidus (4), Qu. maurus (1);*
- „kei": keine;
- „kst": *Bolitobius lunulatus (1), Tachyporus corpulentus (1), Gyrophaena affinis (8);*
- „b" : *Ontholestes murinus (6), Tachinus lignorum (1), Oxypoda abdominalis (1);*
- „g" : *Paederus riparius (1), Stilicus geniculatus (1), Philonthus varians (1), Ocypus fuscatus (2), Ocypus aeneocephalus (1), Heterothops quadripunctulus (1);*

Die mehr oder weniger trockenwarmen bzw. wechselfeuchten kleinklimatischen Verhältnisse in den Gehölzen wirken sich auf die gesamte Zoozönose, besonders auch auf die Artenzusammensetzung der Staphylinidenfauna aus. Bei Untersuchungen in 1-2 ha großen, aber gleichmäßig feuchten, z.T bachbegleitenden Gehölzen im Elbsandsteingebirge südöstlich von Pirna waren Waldarten, wie z.B. *Philonthus decorus*, dominant vertreten (eig. Beob.). Hier konnte diese Art nur vereinzelt, zusammen mit weiteren anspruchsvolleren Arten, wie z.B. *Staphylinus erythrocephalus, Xantholinus tricolor, Mycetoporus clavicornis* und *Qu. fumatus*, fast ausschließlich im 8,5 ha großen Gehölz („w") nachgewiesen werden. Ein Hinweis darauf, daß in erster Linie die Bodenfeuchte bzw. das Vorhandensein geeigneter Habitatstrukturen die Artenzusammensetzung beeinflußt und die Flächengröße zweitrangig ist.

Die mehr oder weniger xero- und/oder thermophilen Arten sind in Tabelle 15 aufgeführt. Als häufige und regelmäßig auftretende Arten der trockenwarmen Gehölze können z.B. *Quedius nemoralis, Mycetoporus baudueri, Sepedophilus pedicularius, Tachyporus solutus* und *Plataraea brunnea* angesehen werden. Im allgemeinen selten bzw. faunistisch bemerkenswert sind beispielsweise *Xylodromus concinnus*, *Medon piceus*, *Mycetoporus forticornis, Bryoporus crassicornis, Lamprinodes saginatus* und vor allem *Zyras harworthi*. *Oxytelus insecata, Sepedophilus pedicularius, Falagria thoracica* und *Oxypoda abdominalis* werden auch bei VOGEL (1986) als wärmeliebende Arten erwähnt. Mehr oder weniger hygrophil sind u.a. folgende faunistisch bemerkenswerte Arten: *Arpedium quadrum, Stilicus erichsoni, Ilyobates subopacus* und *Oxypoda spectabilis*.

Tab. 15 : Liste der xero- und thermophilen Staphylinidenarten aus den Bodenfallenfängen mit Individuenzahlen auf den einzelnen Flächen (ökologische Angaben nach KOCH 1991)

| Art | Anspruch | Fläche | | | | | | | | | gesamt |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g | |
| *Oxytelus insecatus* | thermo- | - | 1 | 1 | - | - | - | - | 2 | - | 4 |
| *Stenus erichsoni* | thermo- | - | 4 | - | - | - | - | - | - | - | 4 |
| *Medon piceus* | xerophil | - | 2 | 13 | - | - | 1 | - | - | - | 16 |
| *Hypomedon melanocephalus* | xerophil | - | 3 | - | 3 | 2 | 5 | 2 | 9 | - | 24 |
| *Xantholinus linearis* | xerophil | 97 | 51 | 57 | 270 | 230 | 47 | 77 | 40 | 112 | 981 |
| *Othius melanocephalus* | xerophil | - | - | - | 7 | 11 | - | - | - | 8 | 26 |
| *Quedius nemoralis* | xerophil | 11 | 5 | 24 | 2 | 1 | 11 | 4 | - | - | 58 |
| *Mycetoporus baudueri* | xerophil | 17 | 17 | - | 16 | 4 | 6 | 1 | - | - | 61 |
| *Mycetoporus hellieseni* | xerophil | - | - | 1 | 2 | - | 8 | - | - | - | 11 |
| *Mycetoporus forticornis* | thermo- | - | - | 2 | - | 2 | - | - | - | - | 4 |
| *Bryoporus crassicornis* | xerophil | 1 | - | - | 3 | 3 | - | - | - | - | 7 |
| *Conosoma pedicularium* | xerophil | 1 | 234 | 110 | - | 19 | 226 | 55 | - | - | 645 |
| *Tachyporus solutus* | xerophil | 13 | 11 | 6 | 6 | 6 | 4 | 8 | 1 | 1 | 56 |
| *Tachyporus corpulentus* | xerophil | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | 1 |
| *Lamprinodes saginatus* | xerophil | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | 1 |
| *Falagria thoracica* | xerophil | - | 2 | - | 3 | - | - | - | - | - | 5 |
| *Plataraea brunnea* | xerophil | 11 | 35 | 42 | 61 | 50 | 6 | 7 | 1 | - | 213 |
| *Drusilla canaliculata* | xerophil | 37 | 21 | 49 | 1 | - | 21 | 141 | 1 | - | 271 |
| *Zyras harworthi* | thermo- | - | 2 | - | - | - | - | - | - | - | 2 |
| *Oxypoda abdominalis* | xerophil | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | 1 |
| *Oxypoda exoleta* | xerophil | 2 | 8 | 5 | 238 | 78 | 1 | 12 | 217 | 28 | 589 |
| *Oxypoda brachyptera* | xerophil | - | - | 1 | - | 3 | - | - | - | - | 4 |
| **Individuen** | | **190** | **390** | **308** | **612** | **407** | **336** | **306** | **270** | **149** | **2984** |
| **Arten** | | **9** | **12** | **10** | **12** | **11** | **11** | **10** | **7** | **4** | **22** |

Als relativ selten und mit speziellen ökologischen Ansprüchen gelten beispielsweise auch *Metopsia clypeata* (1 Ex. in „ei“; 2 Ex. in „kei“), *Stilicus geniculatus* (1 Ex. in „g“), *Lathrobium pallidum* (1 Ex. in „aei“), *Othius melanocephalus* (7 Ex. in „aei“; 11 Ex. in „aki“), *Ocypus fuscatus* (2 Ex. in „b“), *Quedius fulgidus* (4 Ex. in „aki“), *Qu. maurus* (1 Ex. in „aki“), *Qu. scintillans* (1 Ex. in „aei“), *Mycetoporus clavicornis* (4 Ex. in „w“; 3 Ex. in „aki“), *Myc. brucki* (4 Ex. in „w“; je 1 Ex. in „ei“ und „ki“; häufig in „aei“), *Falagria thoracica* (2 Ex. in „ei“; 3 Ex. in „aei“), *Atheta livida* (vereinzelt in den Gehölzen „w“, „ei“, „ki“ und „kei“), *Aleuonota rufotestacea* (1 Ex. in „ei“). Aus dieser Aufzählung wird ersichtlich, daß auf jeder Fläche „faunistische Besonderheiten“ gefunden wurden.

### 4.3.4.8. Ähnlichkeit der Staphylinidenzönosen der HUF

Zum Vergleich der Ähnlichkeit der Staphylinidenfauna auf den Flächen sind wie bei den Carabiden mehrere Indizes berechnet worden, die in vier Netz-Diagrammen gegenübergestellt sind (Abb. 4/18).
Betrachtet man nur die Artnachweise (Ähnlichkeitsquotient nach SÖRENSEN, Diagramm rechts unten) wird deutlich, daß es 65 - 80 % gemeinsame Arten zwischen den Gehölzen gibt. Selbst der Anteil gemeinsamer Arten zwischen den Gehölzen und den zwei Offenlandflächen liegt meist noch bei über 50 %.
Ein differenzierteres Bild erhält man bei Einbeziehung der Häufigkeiten bzw. Aktivitätsabundanzen. Hier gelten die Vorbehalte, wie bei den Carabiden: eine Überbewertung sollte vermieden werden, da man auch bei den Staphyliniden von einer mehr oder weniger starken selektiven Wirkung der Bodenfallen (mit Formalin-Lösung) ausgehen muß. Die größten Ähnlichkeiten der Staphylinidenfaunen besitzen „ei“ und „ki“, „aei“ und „aki“, „kei“ und „kst“ sowie „ei“ und „ki“ mit „kei“ und „kst“ (schwarze Kästchen in Abb. 4/18). Bei den drei Indizes, die die Dominanzen berücksichtigen (Abb. 4/18, zwei obere Diagramme und linkes, unteres Diagramm) gibt es eine relativ gute Übereinstimmung der Ähnlichkeitsverhältnisse. Demgegenüber bestehen deutlichere Unterschiede zum SÖRENSEN-Index. Daraus kann geschlußfolgert werden, daß die Dominanzverteilung (bzw. die Fanghäufigkeit einiger euryöker und ubiquitärer Arten) ausschlaggebend für das berechnete Ergebnis ist, was bereits bei den Carabiden festgestellt wurde. Das aufwendige Berechnungsverfahren nach MACARTHUR bringt keinen Informationsgewinn gegenüber der einfachen Summation

der jeweils niedrigeren Dominanzwerte von gemeinsam vorkommenden Arten (RENKONEN'sche Zahl), so daß bei solch großem Stichprobenumfang letzterer Index ausreichend ist.

Diversitätsdifferenz nach MACARTHUR

| | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w | | 0,24 | 0,25 | 0,34 | 0,35 | 0,35 | 0,31 | 0,55 | 0,5 |
| ei | | | 0,12 | 0,28 | 0,26 | 0,15 | 0,16 | 0,5 | 0,48 |
| ki | | | | 0,35 | 0,33 | 0,17 | 0,17 | 0,55 | 0,53 |
| aei | | | | | 0,11 | 0,35 | 0,36 | 0,39 | 0,29 |
| aki | | | | | | 0,26 | 0,3 | 0,39 | 0,28 |
| kei | | | | | | | 0,21 | 0,48 | 0,53 |
| kst | | | | | | | | 0,49 | 0,46 |
| b | | | | | | | | | 0,39 |
| g | | | | | | | | | |

Dominanzidentität nach RENKONEN

| | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w | | 0,51 | 0,48 | 0,31 | 0,31 | 0,36 | 0,37 | 0,1 | 0,16 |
| ei | | | 0,62 | 0,4 | 0,44 | 0,62 | 0,55 | 0,14 | 0,18 |
| ki | | | | 0,31 | 0,35 | 0,59 | 0,55 | 0,1 | 0,15 |
| aei | | | | | 0,64 | 0,3 | 0,33 | 0,27 | 0,37 |
| aki | | | | | | 0,43 | 0,39 | 0,24 | 0,39 |
| kei | | | | | | | 0,51 | 0,16 | 0,13 |
| kst | | | | | | | | 0,16 | 0,21 |
| b | | | | | | | | | 0,27 |
| g | | | | | | | | | |

Ähnlichkeits-Index nach WAINSTEIN

| | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w | | 31 | 25,5 | 17,5 | 17,7 | 22,3 | 17,8 | 3,8 | 5,3 |
| ei | | | 37,6 | 22,8 | 22,5 | 40,6 | 30,7 | 6 | 5,6 |
| ki | | | | 16,4 | 16,4 | 38,8 | 29,2 | 4,5 | 5 |
| aei | | | | | 42,3 | 17,5 | 17,9 | 13 | 15,9 |
| aki | | | | | | 25,5 | 19,5 | 11,9 | 18 |
| kei | | | | | | | 28,4 | 7,7 | 5,1 |
| kst | | | | | | | | 7,7 | 8,2 |
| b | | | | | | | | | 13,2 |
| g | | | | | | | | | |

Ähnlichkeitsquotient nach SÖRENSEN

| | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w | | 76,1 | 69,5 | 72,1 | 72 | 76,4 | 64,6 | 54,7 | 50 |
| ei | | | 75,4 | 73,2 | 67,4 | 78,8 | 72 | 60 | 48,6 |
| ki | | | | 68,7 | 67,1 | 79,7 | 69,4 | 57,1 | 50,4 |
| aei | | | | | 79,3 | 73,2 | 69,9 | 65,8 | 60,1 |
| aki | | | | | | 74,4 | 67,1 | 66,7 | 63,7 |
| kei | | | | | | | 71,7 | 65,6 | 57,6 |
| kst | | | | | | | | 64,6 | 56,4 |
| b | | | | | | | | | 65,4 |
| g | | | | | | | | | |

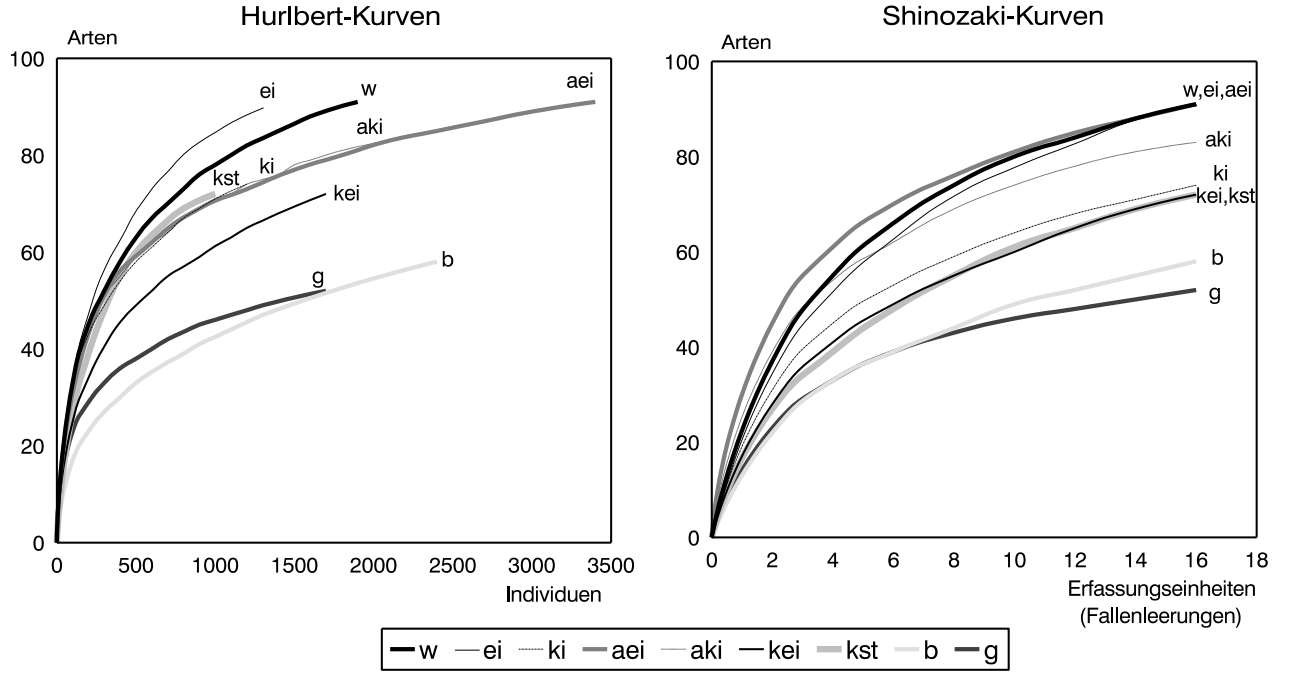
Abb. 4/18 : Ähnlichkeit der Staphylinidenzönosen aus den Bodenfallen der HUF unter Verwendung von Diversitätsdifferenz nach MAC-ARTHUR, Dominanzidentität nach RENKONEN, Ähnlichkeits-Index nach WAINSTEIN und Ähnlichkeitsquotient nach SÖRENSEN (je dunkler die Kästchen, desto größer die Ähnlichkeit) (s. Kap. 3.6.)

### 4.3.4.9. Bewertung der Staphyliniden-Bodenfallenfänge mit Hilfe von Rarefaction

Da die Individuenzahlen auf den einzelnen Flächen deutlich differieren, kann ein direkter Vergleich der Artenzahlen zu Fehlinterpretationen führen. Durch die HURLBERT-Methode werden die unterschiedlichen Individuenzahlen interpoliert, so daß bei einer einheitlichen Probengröße von z.B. 1000 Tieren die einzelnen HUF besser vergleichbar sind. Bei dieser Individuenzahl sind auf „w" 78, auf „ei" 85, auf „ki", „aei" und „aki" jeweils 71, auf „kei" 61, auf „kst" 72, auf „b" 42 und auf „g" 46 Arten zu erwarten. Zur besseren Interpretation sollten sowohl die Diversität und die Dominanzstruktur (s. Abb 4/13, 4/14) bzw. die Arten-Rangfolge (Abb. 4/19 unten) herangezogen als auch den gesamten Kurvenverlauf (Krümmung, Steigung usw.) betrachtet werden.
Die HURLBERT-Kurven aller sieben Gehölze ähneln sich in Krümmung und Verlauf ziemlich gut. Nach 1000 Individuen besitzen die Kurven bereits eine relativ große Neigung, was darauf schließen läßt, daß bei größerem Probenumfang ein deutliches Nachlassen des Anteils von neuen Artnachweisen zu erwarten ist.

Die Arten-Abundanz-Kurven stellen in modifizierter Form die Dominanzstruktur der Kurzflügler dar, wobei abgestuft nach ihrer Individuenzahl die einzelnen Arten (als kleine schwarze Dreiecke) durch die logarithmische Skalierung der y-Achse aufgetragen sind. Diese Arten-Abundanz-Kurven (unteres Diagramm) sind

sich insgesamt relativ ähnlich. Dennoch ist beispielsweise erkennbar, daß in allen strukturreichen Gehölzen der Anteil „seltener“ Arten (bzw. Arten, die nur in Einzelexemplaren gefangen wurden) etwa gleich groß ist und in den beeinträchtigten Gehölzen „aei“ und „aki“ deutlich niedriger.




| | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w: S=91<br>N=1887<br>Hs=3,44<br>e=0,78 | ei: S=91<br>N=1353<br>Hs=3,43<br>e=0,76 | ki: S=74<br>N=1203<br>Hs=3,46<br>e=0,80 | ae S=91<br>N=3385<br>Hs=3,47<br>e=0,77 | ak S=83<br>N=2117<br>Hs=3,47<br>e=0,78 | ke S=72<br>N=1679<br>Hs=3,00<br>e=0,70 | ks S=72<br>N=947<br>Hs=3,14<br>e=0,73 | b S=58<br>N=2369<br>Hs=2,20<br>e=0,54 | g S=52<br>N=1698<br>Hs=2,87<br>e=0,73 |

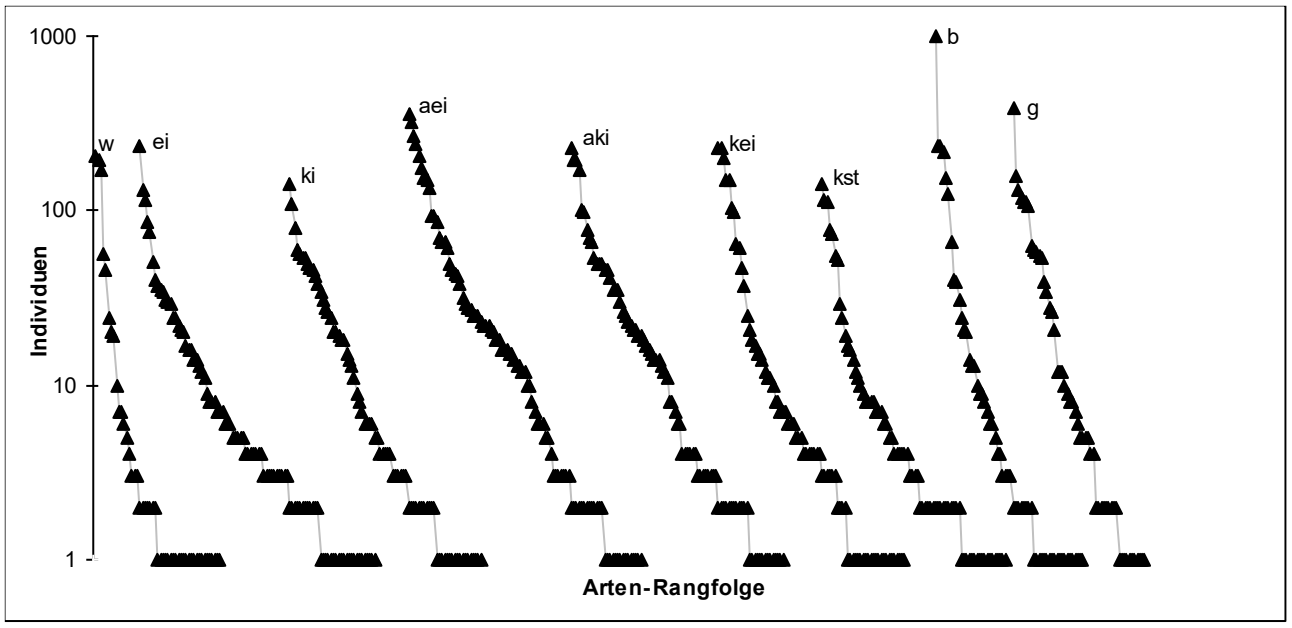



Abb 4/19: HURLBERT- und SHINOZAKI-Kurven (obere zwei Diagramme) und dazugehörige Arten-Abundanz-Kurven (unteres Diagramm -schwarzes Dreieck entspricht 1 Art) für die Staphylinidae aus den Bodenfallen der HUF (Erläuterungen siehe Text)

Trotz geringer Unterschiede im Krümmungsverlauf der HURLBERT-Kurven gibt es Differenzen im Niveau der Artenakkumulation, die sich folgendermaßen interpretieren lassen: Auf „w“ und „ei“ deuten die steileren, etwas weniger gekrümmten Kurven auf einen höheren Artenzuwachs hin. Aufgrund des größeren Strukturreichtums bieten diese Flächen einer größeren Zahl von Arten geeignete Lebensräume. Trotz der etwas

niedrigeren Diversitäts- und Evenness-Werte dieser zwei Gehölze kann davon ausgegangen werden, daß sie für Staphyliniden günstigere habitatstrukturelle Gegebenheiten besitzen, wie z.B. die etwas feuchtere Senke im Gehölz „w“ (Erlenwäldchen).
Die HURLBERT-Kurven der zwei kleinen Gehölze „kei“ und „kst“ weichen etwas deutlicher von den anderen Kurven ab. Während die Kurve von „kst“ anfangs ziemlich steil verläuft, flacht sie mit zunehmender Individuenzahl ab. Die beginnende Artensättigung wird bei einer niedrigeren Fangzahl erreicht als bei „kei“. Die Kurve von „kei“ ist weniger gekrümmt und steigt fast geradlinig an. Obwohl Diversitäts- und Evennesswerte auf „kst“ etwas höher sind, kann eingeschätzt werden, daß „kei“ für die Staphylinidenfauna eine größere Bedeutung besitzt. Die Beispiele zeigen, daß eine ausschließliche Bewertung auf der Grundlage von Diversitäts- und Evennesswerten zu Fehlinterpretationen führen kann.

Zur Bewertung der HUF anhand des Artenreichtums können auch die SHINOZAKI-Kurven herangezogen werden. Die Kurvenverläufe ähneln sich recht gut, zumal die Erfassungseinheiten (hier: Leerungstermine) auf allen HUF gleich waren. Ab der 4. bis 5. Fallenleerung kommt es zwar zu einem deutlicheren Absinken des Artenzuwachses, trotzdem ist bei jeder weiteren Leerung auf fast allen Flächen ein relativ großer Anteil von neu nachgewiesenen Arten zu verzeichnen und selbst nach 16 Leerungsterminen immer noch ein stetiger Artenzuwachs erkennbar. Dennoch fällt auf, daß die Kurve von „aei“ anfangs vergleichsweise steiler ansteigt (viele Artnachweise während der ersten acht Leerungen), dann aber deutlicher absinkt. Dies steht im Zusammenhang mit der bereits oben erwähnten Besiedlungsstruktur von Staphyliniden. Diese Tiergruppe ist relativ stark an Mikrohabitate gebunden und tritt deshalb meist mehr oder weniger starker kumularer Dispersion auf. Offenbar wurden auf dieser Fläche mit einigen Bodenfallen zufällig Stellen mit hoher Artendichte erfaßt. Überdurchschnittlich hohe Fangzahlen erhärten diese Vermutung, wie bereits in Kap. 4.3.4.1. dargestellt.
Die Staphylinidenfaunen der zwei Offenlandflächen (Brache „b“ und Grünland „g“) weisen deutlich niedrigere Diversitäts- und Evenness-Werte auf (Ausnahme: „g“). Auf der Brache wird dies verursacht durch die Eudominanz einer Art (*Oligota pumilio*) und auf dem Grünland durch die allgemein niedrige Artenzahl.
Aus dem HURLBERT-Diagramm ist erkennbar, daß die Kurve von „b“ fast linear ansteigt, während die Kurve von „g“ nach 1000 Individuen stärker geneigt ist, was auf eine Artensättigung hindeutet. Auf „b“ ist der Anteil individuenarmer Arten aufgrund vieler Einzelfunde (vermutlich verdriftete Tiere) relativ hoch. Offenbar finden hier Sukzessionvorgänge statt, wobei durch die sich rasch ändernden Vegetations- und Feuchtigkeitsverhältnisse eine hohe Einwanderungs- und Aussterberate (Artenturnover) vorhanden sein muß. Dies wird indirekt bestätigt durch den Vergleich des Anteils der in beiden Untersuchungsjahren gefangenen Arten. Er beträgt auf „b“ nur 45 %, während auf „g“ immerhin 62 % der Arten in beiden Jahren nachgewiesen wurden.
Auch der ziemlich steile, geradlinige Anstieg der SHINOZAKI-Kurve von „b“ läßt erkennen, daß bei jeder Leerung ein relativ hoher Anteil neuer Arten nachgewiesen werden konnte.

### 4.3.5. Vergleich und Bewertung der restliche Käferfamilien anhand ökologischer Kenngrößen

Unter „restliche Käferfamilien“ sind alle Käferfamilien außer Carabidae und Staphylinidae zusammengefaßt, die in den Bodenfallen gefunden wurden. Diese Familien bleiben bei der Auswertung von Bodenfallenmaterial fast immer unberücksichtigt. Gründe hierfür dürften neben Determinationsschwierigkeiten bzw. dem Fehlen oder völligen Überlastetsein der wenigen Spezialisten diverser Käfer-“Gruppen“ vor allem darin liegen, daß der Kenntnisstand zu Ökologie und bioindikatorischer Relevanz bei den meisten Familien, Gattungen oder Arten relativ gering ist. Aus Abb. 4/3 (Kap. 4.3.1.) ist ersichtlich, daß der Arten- und Individuenanteil über 30 % des Gesamtfanges beträgt. Ein nicht unerheblicher Teil dieser Gruppe gehört zu den „echten“ Bewohnern der Bodenoberfläche bzw. der Streuschicht. Beispielsweise sind viele Ameisenkäfer (Scydmaenidae) und Palpenkäfer (Pselaphidae) euedaphisch und leben vorwiegend räuberisch (DUNGER 1983). Eine räuberische Lebensweise haben auch Vertreter der Familie der Stutzkäfer (Histeridae), die sowohl als Larve als auch als Imagines in Aas, Kot, in der Streu oder auch unter der Rinde vor allem Fliegenlarven nachstellen. Bei den meisten Aaskäfern (Silphidae*)* und Mistkäfern (Scarabaeidae, Geotrupinae) leben die Larven im Boden. Stratenwechsler mit bodenlebenden Entwicklungsstadien sind z.B. Weichkäfern

(Cantharidae), Schnellkäfern (Elateridae) und Maikä-fern (Melolonthinae). Die Larven der ersten beiden Familien ernähren sich vielfach räuberisch, letztere meist von Wurzeln. Ein großer Teil der in der Streuschicht lebenden Käferarten (z.B. Cryptophagidae, Lathridiidae) sind mycetophag (Ernährung von Schimmelpilzen u.ä.). Nicht zuletzt spielen die Bodenoberfläche und die oberen Bodenschichten sowie am Boden liegendes Totholz, Laub und andere abgestorbene Pflanzenteile (Stengel, Blütenstände, Samen, Früchte usw.) als Überwinterungsorte auch für eine Vielzahl der nichtepigäischen Käferarten eine große Rolle.
Insgesamt wurden 321 Arten in 14340 Individuen nachgewiesen (Tab. 16, Anh. 5). Ausschließlich der Familie Ptiliidae wurden alle Tiere bis zur Art bestimmt.

Tab. 16 : Arten- und Individuenzahlen der restlichen Käferfamilien aus den Bodenfallen der HUF

| Familie | Arten | Individuen | Familie | Arten | Individuen |
|---|---|---|---|---|---|
| Curculionidae | 70 | 3462 | Alleculidae | 3 | 28 |
| Elateridae | 22 | 1069 | Tenebrionidae | 3 | 17 |
| Cryptophagidae | 20 | 3595 | Ptiliidae | 2 | 40 |
| Chrysomelidae | 20 | 113 | Scaphidiidae | 2 | 31 |
| Catopidae | 19 | 1984 | Pselaphidae | 2 | 9 |
| Lathridiidae | 18 | 1106 | Throscidae | 2 | 110 |
| Coccinellidae | 14 | 173 | Dermestidae | 2 | 6 |
| Silphidae | 12 | 350 | Colydiidae | 2 | 10 |
| Cantharidae | 11 | 280 | Endomychidae | 2 | 5 |
| Scarabaeidae | 11 | 106 | Anobiidae | 2 | 5 |
| Liodidae | 7 | 131 | Aderidae | 2 | 5 |
| Cerambycidae | 7 | 13 | Mordellidae | 2 | 4 |
| Scydmaenidae | 6 | 238 | Haliplidae | 1 | 1 |
| Hydrophilidae | 5 | 38 | Clambidae | 1 | 1 |
| Histeridae | 5 | 665 | Orthoperidae | 1 | 22 |
| Cucujidae | 5 | 18 | Lamprinidae | 1 | 3 |
| Scolytidae | 5 | 7 | Melyridae | 1 | 4 |
| Malachidae | 4 | 29 | Erotylidae | 1 | 1 |
| Nitidulidae | 4 | 25 | Asphidiphoridae | 1 | 1 |
| Rhizophagidae | 4 | 9 | Pyrochroidae | 1 | 1 |
| Hydraenidae | 3 | 21 | Serropalpidae | 1 | 2 |
| Byrrhidae | 3 | 39 | Lagriidae | 1 | 11 |
| Phalacridae | 3 | 30 | Anthribidae | 1 | 1 |
| Cisidae | 3 | 5 | | | |
| Ptinidae | 3 | 516 | **gesamt** | **321** | **14340** |

Entsprechend ihrer Fangmenge können Curculionidae, Cryptophagidae, Catopidae, Lathridiidae, Elateridae u.a. durchaus zur Bewertung der am Boden lebenden Käferfauna herangezogen werden, wobei die Artenzahlen recht gut den Strukturreichtum der Gehölze widerspiegeln (Tab. 16). Die hohen Fangzahlen z.B. von Cryptophagiden und Lathridiiden deuten auf hohe Siedlungsdichten hin, da die Arten meist nur 2-3 mm groß sind und sich im Vergleich zu Carabiden relativ langsam bewegen bzw. in gleicher Zeit umherlaufend viel kürzere Wege zurücklegen können. Über eine Lockwirkung durch die Formalinlösung ist von diesen zwei, vorwiegend mycetophagen Familien nichts bekannt. Auffällig ist die hohe Artenzahl bei niedriger Individuenzahl von Blattkäfern (Chrysomelidae). Ausschlaggebend hierfür sich hauptsächlich viele Einzelfunde (offenbar sind die Käfer auf der Suche nach Überwinterungsplätzen bzw. nach deren Verlassen in die Fallen geraten).

Auf der 8,5 ha großen Waldfläche „w“ sind mit 141 die meisten Käferarten gefunden worden, auf dem Grünland mit 58 Arten die wenigsten (Tab. 17).

Tab. 17 : Anzahl der Arten und Individuen der restlichen Käferfamilien aus den Bodenfallen bezogen auf die HUF

| Fläche | Arten | Individuen |
|---|---|---|
| w | 141 | 1678 |
| ei | 128 | 2869 |
| ki | 121 | 1987 |
| aei | 128 | 1340 |
| aki | 89 | 728 |
| kei | 90 | 1376 |
| kst | 108 | 2079 |
| b | 79 | 1338 |
| g | 58 | 950 |
| **Gesamt** | **321** | **14340** |

Abgesehen von „aki“ sind auf den 0,5-1,2 ha großen Gehölzen 121 bis 128 Arten nachgewiesen worden. Die niedrigere Artenzahl auf „aki“ hängt offenbar mit dem ziemlich einförmigen Bestandesaufbau dieses Kiefer-Stangenholzes und dem geringen Anteil Laubbaumarten (vor allem Eiche) zusammen. Außerdem besteht die Bodenvegetation zum größten Teil aus Sand-Reitgras (*Calamagrostis epigeios*). Eine Laubstreuschicht fehlt.
Die acht artenreichsten und häufigsten Familien stellen durchschnittlich 60 % aller Arten aber 90 % aller Individuen (Abb. 4/20). Bezogen auf die Arten sind sich die meisten Flächen recht ähnlich. Größere Unterschiede erkennt man bei den Individuenanteilen.

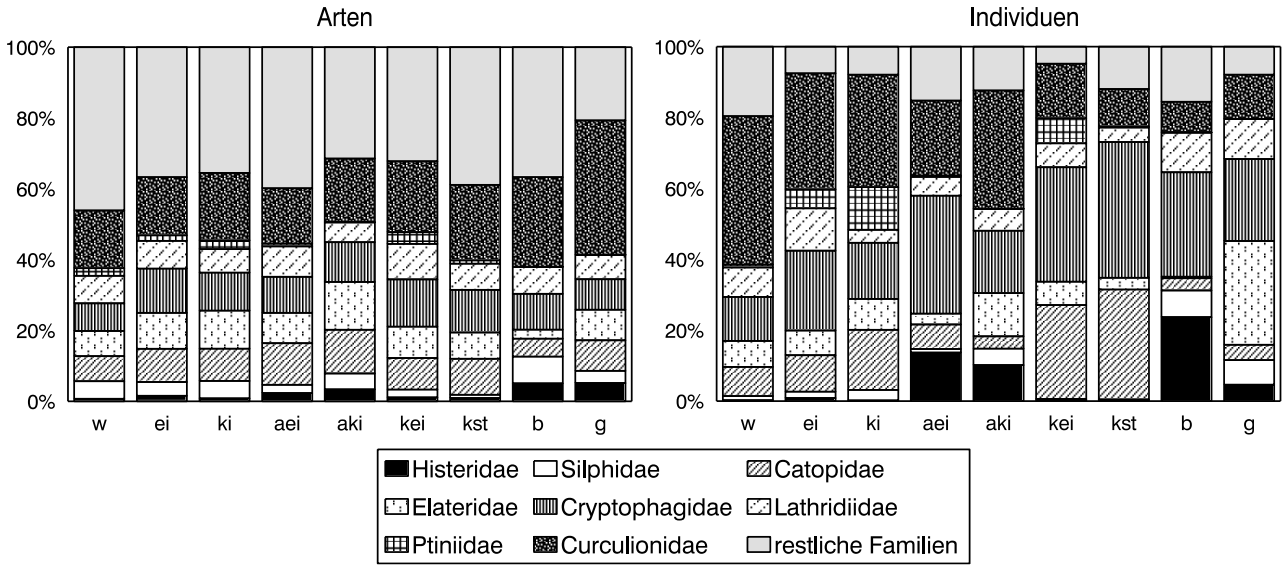



Abb. 4/20 : Prozentuale Anteile der arten- und individuenreichsten Käferfamilien der Bodenfallenfänge auf den HUF

Zur Interpretation sind neben dem Wissen über die Habitatstruktur der Flächen auch Kenntnisse zur Biologie der Arten bzw. -gruppen hilfreich. Beispielsweise läßt sich der mit fast 30 % extrem hohe Individuenanteil der Elateriden auf dem Grünland „g“ wie folgt erklären: Die Larven der häufigsten Arten (*Agriotes lineatus, A. obscurus*) ernähren sich hauptsächlich von Graswurzeln und verpuppen sich im Boden. Somit geraten die frisch geschlüpften Imagines häufig in die Fallen, bevor sie die Vegetation erklimmen. Die stark vergraste Fläche „aki“ besitzt ebenfalls einen relativ hohen Individuenanteil an Elateriden.

Eine direkte Lockwirkung verbunden mit äußeren Einflüssen erklärt die hohen Fangzahlen necrophiler Käfer (Histeridae, Silphidae) auf den zwei Offenlandflächen „g“ und vor allem „b“. Hier gingen mehrfach Wühlmäuse in die Fallen, was zum Teil zu Aasgeruch führte. Auf letzterer Fläche beträgt der Individuenanteil von Stutz- und Aaskäfern ca. 30 % des Gesamtfanges. Zwei Fallen auf der Brache „b“ waren in der Nähe der exponierten Kuppe positioniert. Durch den hier fast ständig wehenden Wind wurden die mit einem hochentwickelten Geruchssinn ausgestatteten, gut flugfähigen Käfer wahrscheinlich auch über größere Entfernungen angelockt. Ähnliches kann für die zwei anthropogen beeinflußten Flächen „aei“ und „aki“

angenommen werden. Hier führt das Fehlen eines windbremsenden, abgestuften Waldsaumes zu einer relativ ungehinderten Ausbreitung des Verwesungsgeruches und einem damit verbundenen größeren Anlockungsradius. In einigen Bodenfallen auf den anderen Gehölzen entstand ebenfalls Aasgeruch (z.T. durch in die Fallen geratene Kleinsäuger, z.T. durch massenhaften Fang von Schmetterlingsraupen und anderen Insektenlarven). Durch den ausgeprägten Gebüschmantel konnte sich dieser Geruch offenbar weniger ausbreiten, so daß die Anlockung necrophiler Käfer geringer war. Darauf deuten die wesentlich niedrigeren Individuenzahlen bei ähnlicher Artenzahl und Artenzusammensetzung hin.

Bei den Rüsselkäfern fällt der höhere Artenanteil auf den zwei Offenlandflächen auf, vor allem auf dem Grünland. Individuenbezogen besitzen diese Flächen allerdings die geringsten Anteile.
Insgesamt ist zur Lock- bzw. abstoßenden Wirkung der Fangflüssigkeit auf die hier ausgewerteten Käferfamilien so gut wie nichts bekannt. Eine anlockende Wirkung der Fallen bei Verwesungsgeruch der Fangflüssigkeit dürfte sicherlich auch bei Nest- und Speckkäfern (Catopidae, Dermestidae) vorhanden sein.

Obwohl unter den „restlichen Käferfamilien“ Arten mit zum Teil völlig unterschiedlicher Biologie zusammengefaßt sind, soll dennoch eine ähnliche Auswertung und Ergebnisdarstellung wie in den vorhergehenden Kapiteln (4.3.3., 4.3.4.) erfolgen. Eine wichtige Gemeinsamkeit besteht in der epedaphischen Lebensweise der meisten Arten, zumindest bei der Entwicklung der Larven.

#### 4.3.5.1. Diversität und Evenness

Die Diversitätswerte aller Flächen weichen nur wenig voneinander ab. Bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p < 0,05$ konnten mittels eines t-Testes keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Die Höhe der Werte steht in engem Zusammenhang mit der Artenzahl. Aber auch die Verteilung der Arten auf die Individuen spielt eine Rolle. Beispielsweise ist die Artenzahl auf „kst“ recht hoch, die Diversität hat aber einen niedrigeren Wert als das Grünland, mit fast der Hälfte der Arten.

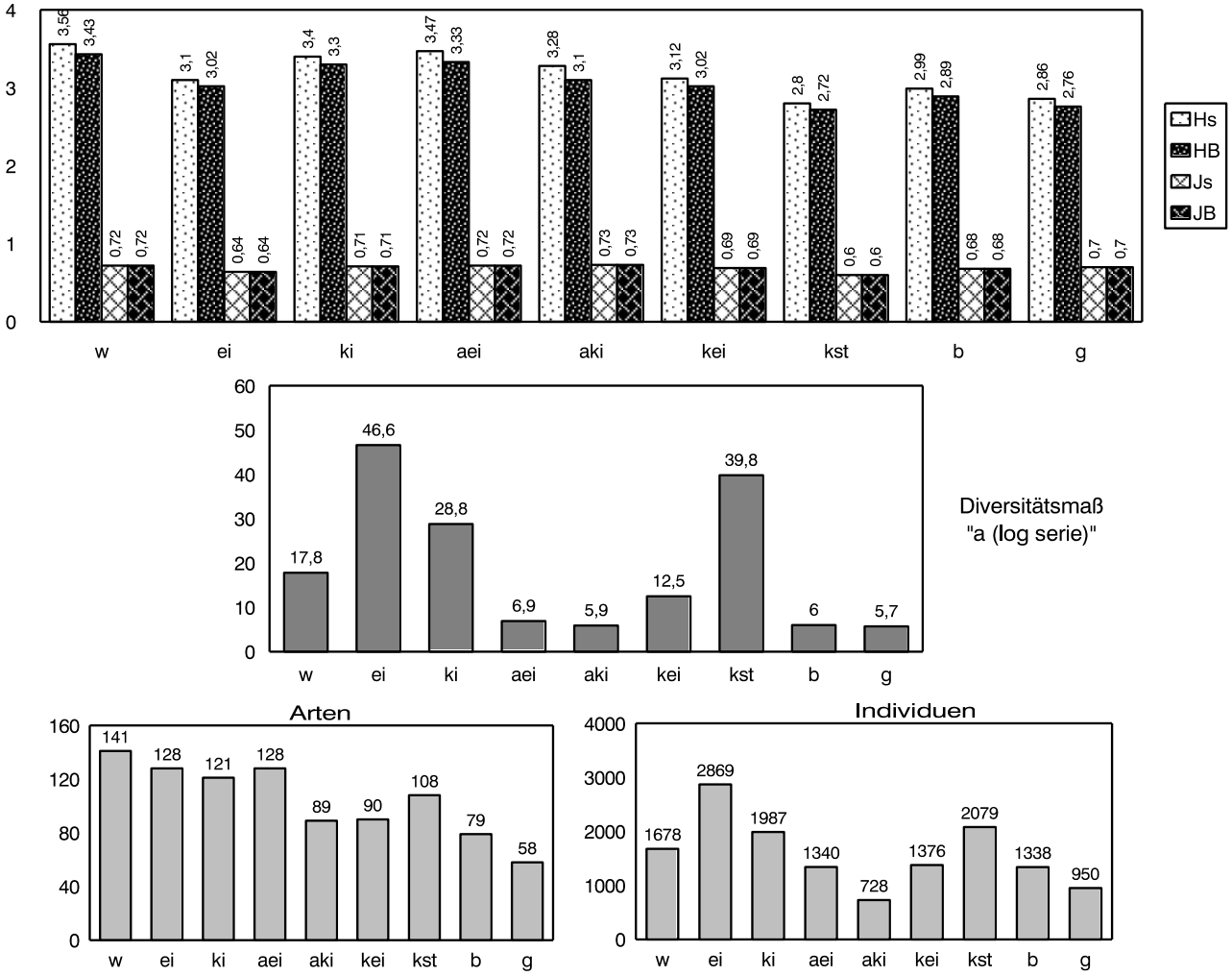



Abb. 4/21: Diversitätsindizes sowie Arten- und Individuenzahlen der restlichen Käferfamilien aus Bodenfallen der HUF
Oberes Diagramm: Artendiversität nach SHANNON-WIENER und BRILLOUIN sowie Evenness beider Indizes
(Hs = SHANNON-Index; HB = BRILLOUIN-Index; Js , JB Evenness von SHANNON- bzw. BRILLOUIN-Index)
Mittleres Diagramm: Diversitätsmaß „$\alpha$ (log serie)“
Untere Diagramme: Arten- und Individuenzahlen

Im Gegensatz zu den Carabiden und Staphyliniden zeigt das Diversitätsmaß „$\alpha$(log serie)“ eine bessere Trennungsfähigkeit zwischen den einzelnen Flächen. Dieser Index beschreibt die Form der Häufigkeitsverteilung der Arten in einer Gemeinschaft, d.h. den Zusammenhang, daß es immer wenig Arten mit viel Individuen und viel Arten mit wenig Individuen gibt. Die Säulen des mittleren Diagrammes („$\alpha$ (log serie)“) ähneln sehr denen der Individuenverteilung (Abb. 4/21 unten rechts). Die zwei Flächen mit extrem hohen Werten, „ei“ und „kst“ haben die ungleichmäßigste Individuenverteilung, was einerseits die niedrigen Evenness-Werte belegen und andererseits die in Abbildung 4/22 dargestellte Dominanzstruktur. Auch hier würden die Diversitätswerte als Maß für die Qualität bzw. Naturnähe der Flächen versagen. Eine sehr ungleichmäßige Individuenverteilung wurde auf „ei“ festgestellt (Evenness = 0,64). Trotz der zweithöchsten Artenzahl ist deshalb die Diversität relativ niedrig. Ursache war der massenhafte Fang des Rüsselkäfers *Barypeithes mollicomus*, mit einem Individuenanteil von fast 30 %. Wie bei den Carabiden und den Staphyliniden gibt es auch hier nur geringe Differenzen zwischen dem für Bodenfallenauswertungen angeblich ungeeigneten SHANNON-Index und dem stichprobenunabhängigen BRILLOUIN-Index. Der Stichprobenumfang scheint groß genug zu sein, so daß der selektive Fang einiger Arten kaum ins Gewicht fällt.

### 4.3.5.2. Dominanzstruktur

Auf allen Flächen fällt die relativ ungleichmäßige Dominanzstruktur und der hohe Anteil subrezedenter Arten (vor allem Einzelnachweise) auf (Abb. 4/22). Zwei unterschiedliche Dominanzverteilungen lassen sich unterscheiden. Auf den Flächen „aei“ und „kei“ konnten vier bzw. sechs häufigere Arten nachgewiesen werden. In den anderen Flächen dominieren nur 1-2 Arten.

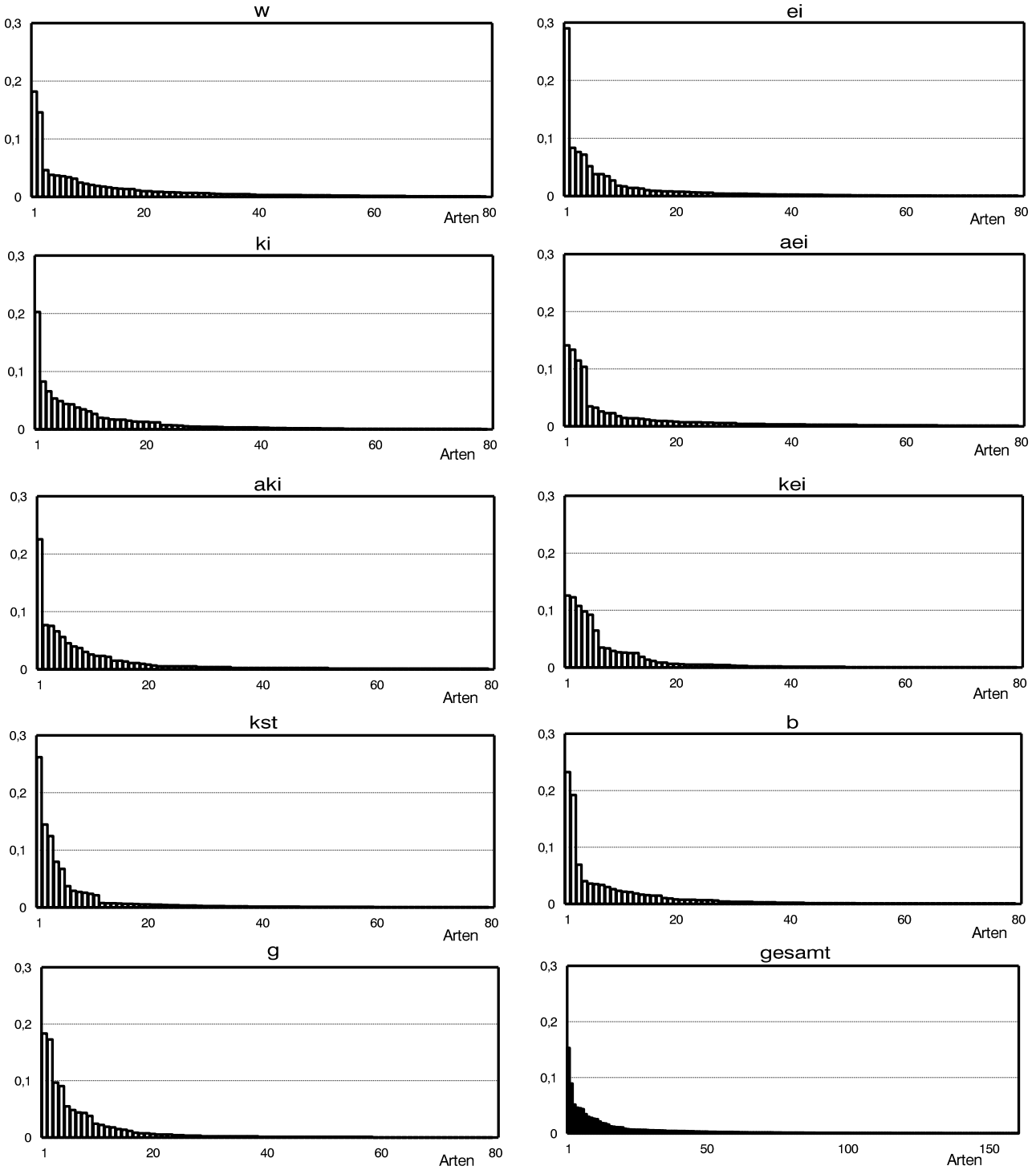



Abb. 4/22 : Dominanzstruktur der restlichen Käferfamilien aus den Bodenfallenfängen (die 80 häufigsten Arten je Fläche)

Auf die Ermittlung und Darstellung von Dominanzklassen wurde verzichtet. Bei Anwendung der ENGELMANN'schen Klassen (s. Kap. 4.3.3.3.) ohne rechnerische Anpassung wären nur 5-10 % aller Arten den drei dominanten Klassen (eudominant, dominant, subdominant) zuzuordnen, die nur 50-70 % aller Individuen stellen, anstatt ein Drittel aller Arten und 85 % aller Individuen. Die Einteilung nach ENGELMANN gilt speziell für laufaktive Bodenarthropoden (Spinnen oder Laufkäfer). Die hier festgestellten Abweichungen

sind deshalb gruppenspezifisch und hängen auch damit zusammen, daß eine große Zahl von Arten (meist Einzelfänge) nicht direkt zur epigäischen Fauna gehört (z.B. Chrysomelidae, Cerambycidae, z.T. Curculionidae u.a.). Außerdem bewegen sich viele Arten sehr langsam fort bzw. nicht in erster Linie vertikal wie Carabiden und Staphyliniden, sondern horizontal vom Boden in die Kraut- und Strauchschicht und zurück (Stratenwechsler).

### 4.3.5.3. Ökologische Charakterisierung der restlichen Käferfamilien

Im Folgenden werden die Fangergebnisse nach ökologischen Kriterien (Ansprüche, Bindung) und entsprechend ihrer Biologie (z.B. Ernährungstypen) sowie durch Ermittlung von Artengemeinschaften verglichen und ausgewertet. Für viele Arten sind die Kenntnisse zu Biologie und Habitatpräferenz lückenhaft. Die Angaben stammen vor allem von KOCH (1989a, b, 1992) und beruhen oft nur auf zufälligen oder lokalen Einzelbeobachtungen. Bei einigen Arten ist die Lebensweise noch weitestgehend unbekannt.

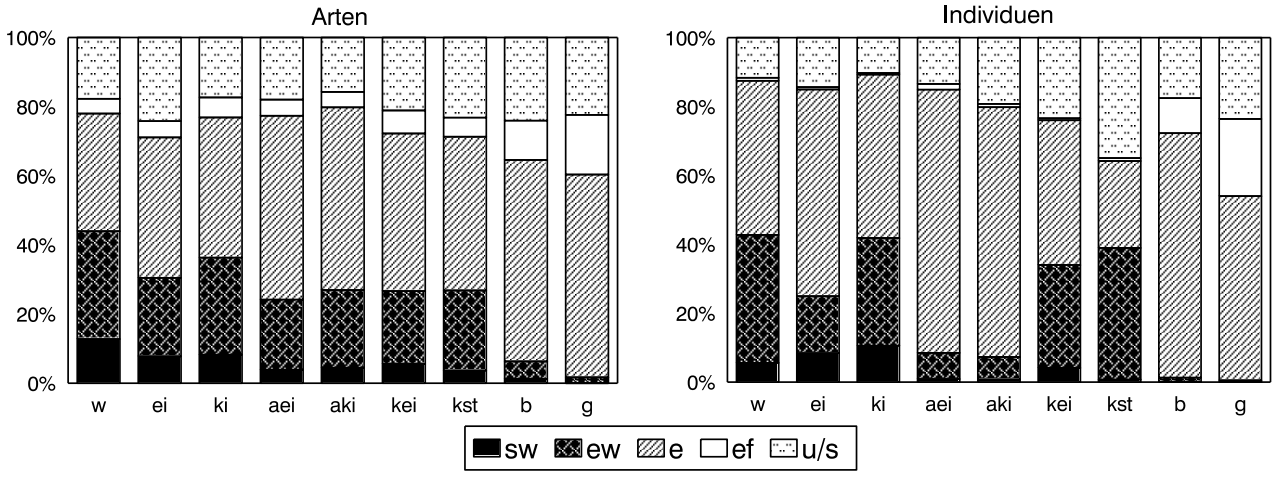



Abb. 4/23 : Arten- und Individuenanteile der restlichen Käferfamilien aus den Bodenfallen bezogen auf die Habitatbindung (sw= stenotope Waldart; ew eurytope Waldart; e= euryöke Art; ef= eurytope Offenlandart; u/s= Ubiquist bzw. indifferente Art)

Insgesamt ähneln obige zwei Diagramme denen der Staphyliniden (Kap. 4.3.4.4.). Die Flächengröße der Gehölze scheint kaum einen Einfluß auf die Arten- und Individuenanteile von an Wald gebundenen Käfern zu besitzen. Das Vorhandensein spezifischer Habitatstrukturen (Totholz, Pilze, ausgeprägte Laubschicht usw.) hat offenbar eine größere Bedeutung.
Fast die Hälfte aller im Gehölz „w“ gefangenen Arten sind mehr oder weniger eng an Wald gebunden. In den 1 ha großen, strukturreichen Gehölzen „ei“ und „ki“ beträgt ihr Anteil noch etwa ein Drittel, während in den beeinträchtigten, ca. 0,5 ha großen Gehölzen „aei“ und „aki“ sowie in den kleinen Gehölzinseln „kei“ und „kst“ noch reichlich 25 % „Waldarten“ gefunden wurden (Abb. 4/23). Der Anteil von ca. 5 % Waldarten auf der Brache „b“ deutet darauf hin, daß einige dieser Arten sich auch über offene Gebiete ausbreiten und nicht nur entlang linienförmiger Elemente, wie z.B. Hecken. Ein Artenaustausch zwischen den Gehölzen über Entfernungen von einigen hundert Metern ist durchaus wahrscheinlich und offenbar nicht allzu selten. Individuenbezogen fällt der geringe Anteil Waldarten in „aei“ und „aki“ auf. Beiden Gehölzen fehlt ein gebüschreicher, windschützender Saum, so daß selbst in deren Zentrum nicht mit einem konstanten Waldinnenklima zu rechnen ist. Außerdem wirken sich die durch den Vieheintrieb entstandenen Veränderungen in Form von Bodenverdichtung sowie Eutrophierung (Dung) negativ nicht nur auf die Flora, sondern auch auf die Bodenfauna aus. Das Fehlen größerer Stümpfe und stärker dimensionierter, alter Bäume deutet darauf hin, daß diese zwei Gehölze Acker- bzw. Grünlandaufforstungen sind, also ca. 40jährige „Sekundärwaldungen“. Hingegen dürfte auf der wesentlich kleineren Gehölzinsel „kei“, mit dichtem Schlehengebüsch und mehreren Alt-Eichen in den letzten Jahrhunderten immer bewaldet gewesen sein, was ent-

scheidend vor allem für viele Waldarten ist. Das Gehölz „kst“ besteht größtenteils aus Sträuchern bzw. Stockausschlägen. Auf letzteren zwei Flächen ist der Individuenanteil euryöker Waldarten etwa so hoch wie auf „w“. Weitere Einflußfaktoren für das Vorkommen von Waldarten sind demnach weniger die Flächengröße als vielmehr das Alter eines Gehölzes und das Vorhandensein eines strukturreichen, mehrfach abgestuften Waldsaumes bzw. eines dichten Gebüschgürtels.

Da die vorwiegend am Boden lebenden Vertreter der hier zusammengefaßten Käferfamilien (z.B. Catopidae, Cryptophagidae, Lathridiidae) weitaus weniger laufaktiv sind als z.B. Carabiden und Staphyliniden, wird wohl weniger die Aktivitätsdichte charakterisiert, als in gewissem Sinne doch die Siedlungsdichte bzw. die allgemeine Häufigkeit. Oft besitzen die kleineren Arten, welche meist an spezielle Mikrohabitate gebunden sind, eine kumulare Dispersion. Repräsentative Resultate sind wohl nur mit Hilfe eines relativ dichten Netzes von Quadratproben (BUCK & KONZELMANN 1985) oder Bodeneklektoren zu erreichen.

Der prozentuale Anteil zoophager, phytophager, mycetophager und necrophager Arten ist in den Gehölzen etwa gleich groß (Abb. 4/24). Lediglich auf den zwei Offenlandflächen „b“ und „g“ ist der Artenanteil von Phytophagen deutlich höher und der von Mycetophagen deutlich niedriger. Individuenbezogen fällt jedoch der relativ hohe Anteil mycetophager Tiere auf Brache und Grünland sowie den kleinen Gehölzinseln „kei“ und „kst“ auf. Vor allem einige Schimmelkäferarten (z.B. *Atomaria analis, Cryptophagus scanicus, C. setulosus*) fielen in großer Zahl in die Fallen. Offensichtlich leben diese Arten vor allen von verschimmelten, abgestorbenen Bodenpflanzen und Laubstreu und werden von den anthropogenen Veränderungen nicht negativ beeinflußt.

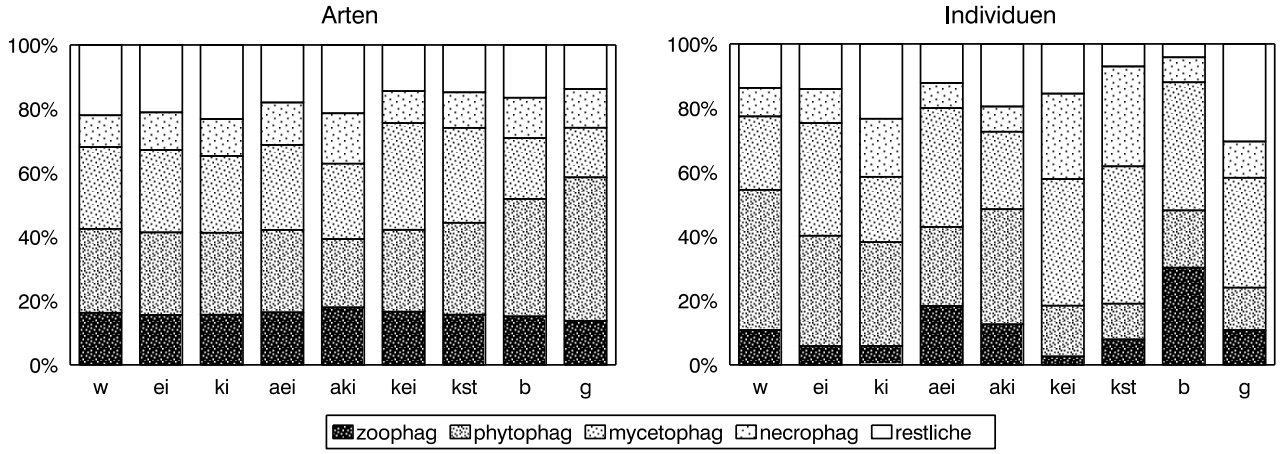



Abb. 4/24: Arten- und Individuenanteile der restlichen Käferfamilien aus Bodenfallen entsprechend der Ernährungsweise

Die relativ hohen Individuenanteile phytophager Käfer in den größeren, strukturreichen Gehölzen läßt sich dahingehend begründen, daß ein Teil dieser Arten direkt an Bäumen und Sträuchern in den Gehölzen vorkommen und andere Arten an krautigen Pflanzen der Umgebung. Beim Aufsuchen bzw. Verlassen der meist am Boden in der dichten Laubstreuschicht befindlichen Überwinterungsplätze geraten sie vermehrt in die Fallen.
Der hohe Anteil zoophager Individuen auf der Brache wird verursacht durch die necrophile Stutzkäferart *Paralister purpurascens*, die räuberisch an Aas und Dung lebt und offenbar durch den manchmal auftretenden Verwesungsgeruch angelockt wurde.
Entsprechend ihrer ökologischen Bindung wurde überprüft, welches Verhältnis zwischen den Arten besteht, die bevorzugt auf trockenwarmen oder feuchten Standorten vorkommen. Der Anteil xerothermophiler Arten liegt auf den neun HUF meist bei 5-15 % des Gesamtfanges der „restlichen Käfer“. Lediglich auf der Brache „b“ zeigen 25 % aller Arten eine mehr oder weniger starke Bindung an trockenwarme Standorte. Die hygrophilen Arten spielen mit meist unter 4 % Arten- und Individuenanteil eine untergeordnete Rolle.

### 4.3.5.4. Ähnlichkeit der restlichen Käferfamilien der HUF

Berücksichtigt man nur die Artnachweise (SÖRENSEN-Index) ist zu erkennen, daß sich die Artenspektren auf den einzelnen Flächen im Gegensatz zu den Carabiden und Staphyliniden (s. Kap. 4.3.3.8., 4.3.4.8.) deutlicher unterscheiden als bei den anderen drei Indizes. Es sind keine schwarzen Kästchen im rechten unteren Netzdiagramm in Abb. 4/25 vorhanden. Bei keinem Flächenpaar beträgt der Anteil gemeinsamer Arten mehr als 65 %. Die schwarzen Kästchen in den zwei oberen Diagrammen deuten auf relativ große Ähnlichkeiten hin, was allerdings z.T. auf eine Überbewertung der Individuenzahlen bei der Berechnung dieser Indizes zurückzuführen ist.

Diversitätsdifferenz nach MACARTHUR

| | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w | | 0,22 | 0,18 | 0,36 | 0,36 | 0,33 | 0,38 | 0,52 | 0,55 |
| ei | | | 0,15 | 0,25 | 0,28 | 0,17 | 0,3 | 0,49 | 0,52 |
| ki | | | | 0,3 | 0,32 | 0,18 | 0,28 | 0,52 | 0,56 |
| aei | | | | | 0,15 | 0,3 | 0,38 | 0,3 | 0,38 |
| aki | | | | | | 0,34 | 0,41 | 0,38 | 0,41 |
| kei | | | | | | | 0,21 | 0,53 | 0,58 |
| kst | | | | | | | | 0,49 | 0,54 |
| b | | | | | | | | | 0,29 |
| g | | | | | | | | | |

Dominanzidentität nach RENKONEN

| | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w | | 0,52 | 0,59 | 0,34 | 0,37 | 0,37 | 0,32 | 0,15 | 0,14 |
| ei | | | 0,63 | 0,45 | 0,48 | 0,53 | 0,37 | 0,19 | 0,16 |
| ki | | | | 0,4 | 0,45 | 0,53 | 0,4 | 0,1 | 0,12 |
| aei | | | | | 0,6 | 0,43 | 0,31 | 0,15 | 0,31 |
| aki | | | | | | 0,35 | 0,28 | 0,29 | 0,28 |
| kei | | | | | | | 0,55 | 0,13 | 0,1 |
| kst | | | | | | | | 0,17 | 0,13 |
| b | | | | | | | | | 0,45 |
| g | | | | | | | | | |

Ähnlichkeitsindex nach WAINSTEIN

| | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w | | 21,4 | 26,5 | 9,5 | 10,4 | 12,4 | 9,6 | 2,7 | 1,6 |
| ei | | | 30 | 17,4 | 15,5 | 22,8 | 14,8 | 4,2 | 2,3 |
| ki | | | | 13,1 | 12,5 | 22,1 | 15,4 | 3 | 1,6 |
| aei | | | | | 23,3 | 14,9 | 10,3 | 11,9 | 7,7 |
| aki | | | | | | 10,2 | 9,1 | 7,4 | 7,2 |
| kei | | | | | | | 20,1 | 2,4 | 1,7 |
| kst | | | | | | | | 4,1 | 2,1 |
| b | | | | | | | | | 12,7 |
| g | | | | | | | | | |

Ähnlichkeitsquotient nach SÖRENSEN

| | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w | | 58 | 61,8 | 43,1 | 43,5 | 50,2 | 46,6 | 30,9 | 21,1 |
| ei | | | 64,3 | 55,5 | 48,8 | 60,6 | 56,8 | 36,7 | 24,7 |
| ki | | | | 49,8 | 43,8 | 58,8 | 55,9 | 33 | 23,5 |
| aei | | | | | 56,2 | 51,4 | 50 | 45,4 | 39,8 |
| aki | | | | | | 45,8 | 49,8 | 40,5 | 40,8 |
| kei | | | | | | | 53,5 | 32 | 28,4 |
| kst | | | | | | | | 38,5 | 27,7 |
| b | | | | | | | | | 43,8 |
| g | | | | | | | | | |

Abb. 4/25 : Ähnlichkeit der restlichen Käferfamilien der HUF bezogen auf Diversitätsdifferenz nach MACARTHUR, Dominanzidentität nach RENKONEN, Ähnlichkeitsindex nach WAINSTEIN sowie Ähnlichkeitsquotient nach SÖRENSEN (je dunkler die Quadrate, desto größer die Ähnlichkeit) (s. Kap. 3.6.)

Die größten Ähnlichkeiten im Artenspektrum besitzen die strukturreichen Gehölze „w“, „ei“ und „ki“ untereinander sowie „ei“ und „ki“ mit „kei“. Aber auch „aei“ und „aki“ sind sich ziemlich ähnlich, ein Hinweis darauf, daß weniger die Vegetation (Hauptbaumart einerseits Eiche, andererseits Kiefer) im Gehölz die Bodenkäferfauna beeinflußt als vielmehr die gleiche Umgebung (Grünland) und die von dort in die Gehölze eindringenden Arten. Gerade die beiden beeinträchtigten Gehölze, bei denen ein abgestufter, mehr oder weniger dichter Gehölzsaum fehlt, besitzen die größten Ähnlichkeiten mit Brache und Grünland (untere zwei Kästchenreihen).

### 4.3.5.5. Bestandesbildende Arten und Häufigkeitsverteilung

Von den 321 Arten konnten 23 in allen Gehölzen mittels Bodenfallen nachgewiesen werden. Sie stellen fast zwei Drittel aller Individuen. Ein Großteil der 14 häufigsten Arten (Abb. 4/26) lebt in der Laubstreuschicht und ernährt sich von Schimmelpilzen. Bei dem phytophagen Rüsselkäfer *Barypeithes mollicomus* ist eine teilweise phytodetritophage Ernährungsweise jedoch nicht auszuschließen.

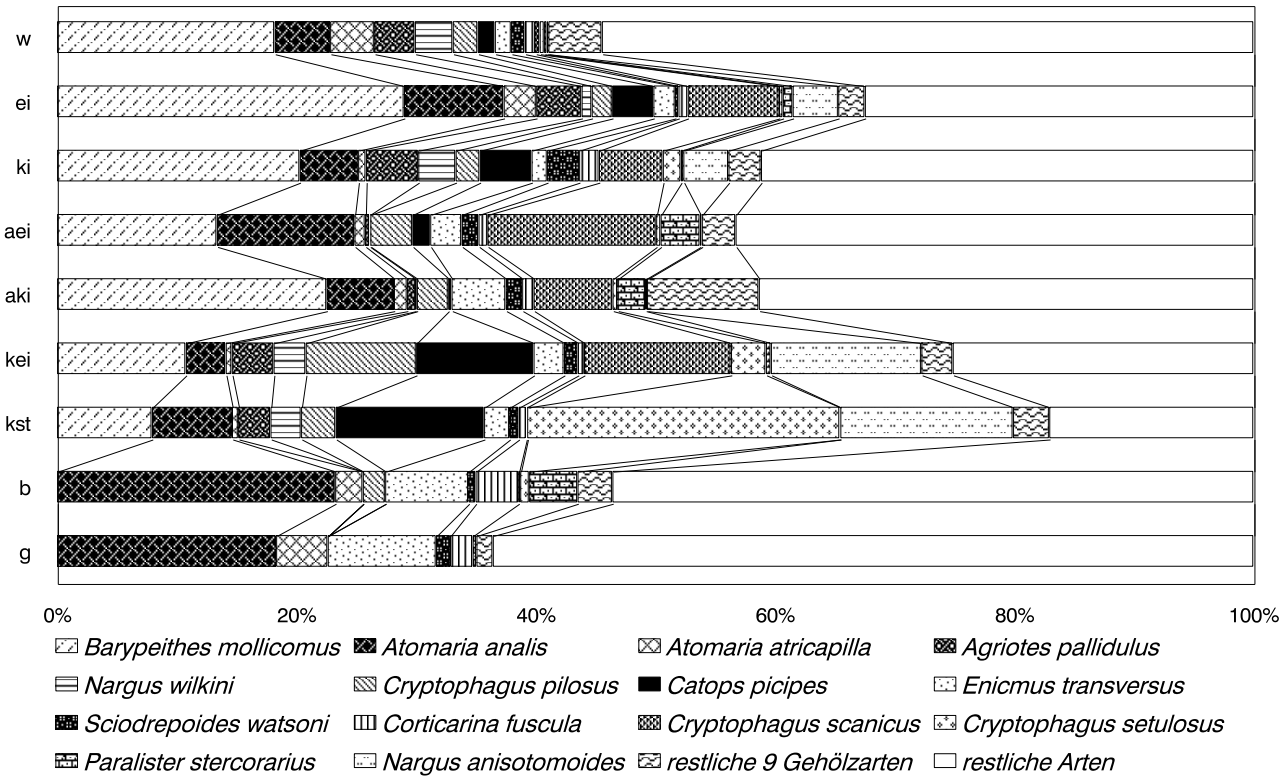



Abb. 4/26: Prozentanteile der häufigsten, in allen Gehölzen gefundenen Arten der restlichen Käferfamilien aus Bodenfallen

Als häufige schimmelfressende Arten konnten *Atomaria analis* und *Enicmus transversus,* vor allem auch auf Brache und Grünland ermittelt werden. Flächenbezogene Besonderheiten sind beispielsweise die 30 % Individuenanteil von *Cryptophagus setulosus* auf „kst“, die 15 % von *Cryptophagus pilosus* auf „kei“, die 15 % *Athous haemorrhoidalis* aus „aki“ und die 20 % *Cryptophagus scanicus* auf „aei“. Die größeren, strukturreichen Gehölze („w“, „ei“, „ki“) besitzen eine gute Übereinstimmung in den Häufigkeiten bestandesbildender Arten.

Bei der Häufigkeitsverteilung der Arten der restlichen Käferfamilien auf den HUF werden wiederum nur Arten berücksichtigt, die einen Individuenanteil von mindestens 1 % bezogen auf die jeweilige Fläche besitzen. Im oberen Kästchen sind entsprechend ihres zahlreichen Vorkommens in den größeren, strukturreichen Gehölzen die „echten“ Waldarten zusammengefaßt (Tab. 18). Das darunterliegende, größere Kästchen charakterisiert ebenfalls mehr oder weniger an Wald bzw. Gehölzstrukturen (z.B. auch Hecken) gebundene Arten, allerdings sind diese weniger anspruchsvoll. Die hellgraue Markierung umfaßt die euryöken Arten, die allgemein als die häufigsten Vertreter der am Boden lebenden Käferfauna (außer Carabidae und Staphylinidae) in dieser strukturreichen Agrarlandschaft angesehen werden können. Die unten rechts abgebildeten schmalen Kästchen kennzeichnen die häufigsten Bodenkäfer der offenen Feldflur, wobei es wiederum zu Überschneidungen von Arten mit Bindung an Grünland bzw. Ackerbrachen gibt. Auffällig sind einige flächenspezifische Besonderheiten, d.h. das gehäufte Auftreten einzelner Arten nur in einem oder wenigen Gehölzen, beispielsweise auf „aei“ und „aki“.

Tab. 18: Häufigkeitsverteilung der Arten der restlichen Käferfamilien aus den Bodenfallen in den HUF
(Es sind nur Arten berücksichtigt, die auf mindestens einer der Flächen einen Individuenanteil von 1 % erreichten)
◈ < 1 %
⌑ ≥ 1 < 5 %
✧ ≥ 5 < 10 %
✪ ≥ 10 %

| Art | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Geotrupes stercorosus* | ⌑ | | ◈ | | | | | | |
| *Phyllobius calcaratus* | ⌑ | | | | | ◈ | | | |
| *Rhagonycha lignosa* | ⌑ | ◈ | | | | | ◈ | | |
| *Cartodere separanda* | ⌑ | ✧ | | | | ◈ | | | |
| *Strophosoma capitatum* | ✪ | ◈ | ✧ | | | ◈ | | | |
| *Homorhythmus hirticornis* | ⌑ | ◈ | ⌑ | | | | ◈ | | |
| *Cantharis discoidea* | ◈ | ◈ | ⌑ | | | | | | |
| *Xylodrepa quadripunctata* | ◈ | ⌑ | ⌑ | ◈ | | | | | |
| *Catops westi* | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | | ◈ | | | |
| *Cantharis obscura* | ⌑ | ⌑ | ◈ | ◈ | | ◈ | | | |
| *Lathridius nodifer* | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | | | ◈ | | |
| *Athous subfuscus* | ⌑ | ◈ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | | | |
| *Phyllobius argentatus* | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | | |
| *Neuraphes elongatulus* | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | | |
| *Agriotes pallidulus* | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ◈ | ⌑ | ⌑ | | |
| *Nargus wilkini* | ⌑ | ◈ | ⌑ | ◈ | ◈ | ⌑ | ⌑ | | |
| *Catops picipes* | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ✧ | ✪ | | |
| *Barypeithes mollicomus* | ✪ | ✪ | ✪ | ✪ | ✪ | ✪ | ✧ | | |
| *Cryptophagus scanicus* | ◈ | ✧ | ✧ | ✪ | ✧ | ✪ | ◈ | ◈ | |
| *Nargus anisotomoides* | ◈ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ◈ | ✪ | ✪ | | |
| *Cryptophagus setulosus* | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | ◈ | ⌑ | ✪ | ◈ | |
| *Ptinus pilosus* | ◈ | ✧ | ⌑ | | | ✧ | | | |
| *Ptinus coarcticollis* | ◈ | | ✧ | | | ◈ | | | |
| *Athous haemorrhoidalis* | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ✧ | ◈ | ◈ | | |
| *Throscus carinifrons* | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ⌑ | ◈ | | | |
| *Stenichnus collaris* | ◈ | ◈ | ◈ | | | ◈ | ⌑ | | |
| *Otiorhynchus raucus* | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | | ⌑ | ◈ | | |
| *Cartodere elongata* | ◈ | ◈ | ◈ | | | ⌑ | | | |
| *Dalopius marginatus* | ◈ | ◈ | ⌑ | | ◈ | ⌑ | | | |
| *Ceutorhynchus quadridens* | ⌑ | ⌑ | ◈ | ◈ | | ◈ | ◈ | ◈ | |
| *Cryptophagus pilosus* | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ✧ | ⌑ | ⌑ | |
| *Atomaria analis* | ⌑ | ✧ | ⌑ | ✪ | ✧ | ⌑ | ✧ | ✪ | ✪ |
| *Enicmus transversus* | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ✧ | ✧ |
| *Atomaria atricapilla* | ⌑ | ⌑ | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | ◈ | ⌑ | ⌑ |
| *Sciodrepoides watsoni* | ⌑ | ◈ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ◈ | ⌑ |
| *Corticarina fuscula* | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ⌑ |
| *Paralister stercorosus* | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ |
| *Otiorhynchus ovatus* | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ |
| *Megasternum boletophagum* | | | | ⌑ | ⌑ | | | | ◈ |
| *Crepidodera ferruginea* | | | | ◈ | ⌑ | | | ◈ | ◈ |
| *Agriotes obscurus* | ◈ | | | ◈ | ◈ | | | | ⌑ |
| *Rhinoncus pericarpius* | ◈ | | | ◈ | ⌑ | | | ◈ | ⌑ |
| *Necrophorus vespillo* | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | | ◈ | ◈ | ✧ |
| *Agriotes lineatus* | | | | | | | | | ✪ |
| *Oedostethus quadripustulatus* | | | | | | | | | ✧ |
| *Phyllobius vespertinus* | | | | ⌑ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ |
| *Tytthaspis sedecimpunctata* | | | | ◈ | ◈ | | ◈ | ⌑ | ⌑ |
| *Ptomophagus sericatus* | | ◈ | ◈ | ⌑ | | | ◈ | ⌑ | ⌑ |
| *Necrophorus sepultor* | | | | | | | | ⌑ | ⌑ |
| *Cantharis fusca* | | ◈ | | ◈ | ◈ | | | ⌑ | ⌑ |
| *Paralister purpurascens* | | ◈ | | ✪ | ✧ | | ◈ | ✪ | ⌑ |
| *Ceutorhynchus punctiger* | | | | ◈ | | | | ⌑ | ◈ |
| *Amalus scortillum* | | | | | | | | ⌑ | |
| *Adonia variegata* | | | | | | | | ⌑ | |
| *Blitophaga opaca* | ◈ | | ◈ | | | | | ⌑ | |
| *Gastroidea polygoni* | ◈ | | | ◈ | | | | ⌑ | |
| *Olibrus aeneus* | ◈ | ◈ | ◈ | | | | | ⌑ | |
| *Necrophorus investigator* | ◈ | ◈ | ◈ | | ⌑ | | | ◈ | |
| *Cryptophagus lycoperdi* | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | | ⌑ | ◈ | ◈ | |
| *Throscus dermestoides* | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | | ◈ | ◈ | |
| *Simplocaria semistriata* | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | | | ◈ | ◈ | |
| *Stenichnus scutellaris* | | ◈ | ◈ | ◈ | | ◈ | ⌑ | ◈ | |
| *Phyllobius pyri* | | ◈ | | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | |
| *Thanatophilus sinuatus* | | | | | ⌑ | | | ◈ | |

### 4.3.5.6. Charakteristische Käfergemeinschaft der Gehölze

Wie bei den Carabiden und Staphyliniden wurde das gleiche Berechnungsverfahren nach FAGER (1957) in: MÜHLENBERG (1993) angewandt. Insgesamt konnten 68 Arten mit statistisch gesicherter Affinität ermittelt werden, d.h. die Artenpaare kommen auf mindestens fünf von sieben Gehölzen vor. Davon gehören 41 Arten zur ersten und weitere 4 Arten zur zweiten „recurrent group" (Tab. 19).

Tab. 19 : Artengemeinschaften der restlichen Käferfamilien der Gehölze bezogen auf die Bodenfallenfänge, ermittelt nach FAGER (1957) (* Arten wurden auf allen Flächen nachgewiesen)

| | | | |
|---|---|---|---|
| **1. Recurrent group :** | | | |
| HISTERIDAE | SCYDMAENIDAE | CRYPTOPHAGIDAE | *Corticaria impressa* * |
| *Paralister stercorosus* * | *Neuraphes elongatulus* * | *Cryptophagus scanicus* * | *Corticarina gibbosa* |
| SILPHIDAE | ORTHOPERIDAE | *Cryptophagus pallidus* | *Corticarina fuscula* * |
| *Necrophorus vespillo* | *Sericoderus lateralis* * | *Cryptophagus lycoperdi* | PTILIIDAE |
| CATOPIDAE | PTILIIDAE | *Cryptophagus pilosus* * | *Ptinus rufipes* |
| *Ptomophagus subvillosus* * | *Acrotrichis* spec. (>1mm) | *Cryptophagus setulosus* * | TENEBRIONIDAE |
| *Nargus wilkini* * | ELATERIDAE | *Atomaria fuscata* | *Scaphidema metallica* |
| *Nargus anisotomoides* * | *Agriotes pallidulus* * | *Atomaria atricapilla* * | CURCULIONIDAE |
| *Sciodrepoides watsoni* * | *Athous haemorrhoidalis* * | *Atomaria analis* * | *Otiorhynchus raucus* |
| *Catops fuliginosus* * | *Athous subfuscus* | *Atomaria ruficornis* * | *Otiorhynchus ovatus* * |
| *Catops nigricans* | *Dicronychus cinereus* | LATHRIDIIDAE | *Phyllobius argentatus* * |
| *Catops picipes* * | THROSCIDAE | *Lathridius lardarius* | *Barypeithes mollicomus* * |
| LIODIDAE | *Throscus dermestoides* | *Enicmus transversus* * | *Ceutorhynchus quadridens* |
| *Amphicyllis globus* | *Throscus carinifrons* | | |
| *Agathidium atrum* | | | |
| **2. Recurrent group :** | | | |
| LATHRIDIIDAE | COCCINELLIDAE | PTINIIDAE | CURCULIONIDAE |
| *Cartodere elongata* | *Propylaea 14-punctata* | *Ptinus pilosus* | *Strophosoma capitatum* |

Diese zwei Gruppen können als engere Artengemeinschaften angesehen werden. Es handelt sich vorwiegend um eurytope und mehr oder weniger eng an Wald gebundene Arten. Sie leben vorzugs- oder zeitweise in der Streu- und Rohhumusschicht. Die Mehrzahl der Arten dieser Gruppe sind mycetophag, d.h. vor allem Schimmelpilzfresser (z.B. Cryptophagidae, Lathridiidae) oder sie ernähren sich von abgestorbenen pflanzlichen bzw. vorwiegend tierischen Substanzen, wie beispielsweise die Nestkäfer (Catopidae). Die phytophagen Rüsselkäfer nutzen die Laubschicht offenbar als Versteck. Wegen des massenhaften Vorkommens der Rüsselkäferart *Barypeithes mollicomus* in den Gehölzen liegt die Vermutung nahe, daß diese Art vermutlich Detritusfresser ist oder sich zumindest von heruntergefallenem Laub der Eichen und Hainbuchen ernährt. Die Elateriden werden mit großer Wahrscheinlichkeit häufig gefangen, weil die Larven („Drahtwürmer") sich im Boden entwickeln und verpuppen und die Imagines entweder nach dem Schlupf in die Fallen geraten oder bei der Eiablage.

In Tabelle 20 sind die Arten aufgelistet, deren Nachweise nur mit Hilfe der Bodenfallen und nur auf jeweils einer Fläche gelangen (Spalte 3) sowie die Arten, die zwar in den Bodenfallen nur auf den jeweiligen Flächen gefunden werden konnten, aber auch auf anderen Flächen und meist mit anderen Fangmethoden (Spalte 4).
Insgesamt wurden 51 Arten der restlichen Käferfamilien nur mit den Bodenfallen nachgewiesen, d.h. auch nicht mit den anderen Fangmethoden. Darunter sind einige faunistische Besonderheiten, z.B. *Aderus populneus, Hoplia graminicola, Rhizophagus parallelocollis, Oryzaephilus surinamensis, Laemophloeus ferrugineus, Holoparamecus caularum, Enicmus fungicola, Melandrya caraboides, Valgus hemipterus* u.a. Dies

unterstreicht die große Bedeutung der Bodenfallenbeifänge und den großen faunistischen Informationsverlust, wenn, wie allgemein üblich, nur die Carabiden bestimmt werden, und das restliche Fangmaterial unausgewertet bleibt. Zur ökofaunistischen Bewertung von den Gehölzen eignen sich die restlichen Käferfamilien besser als die Carabiden.

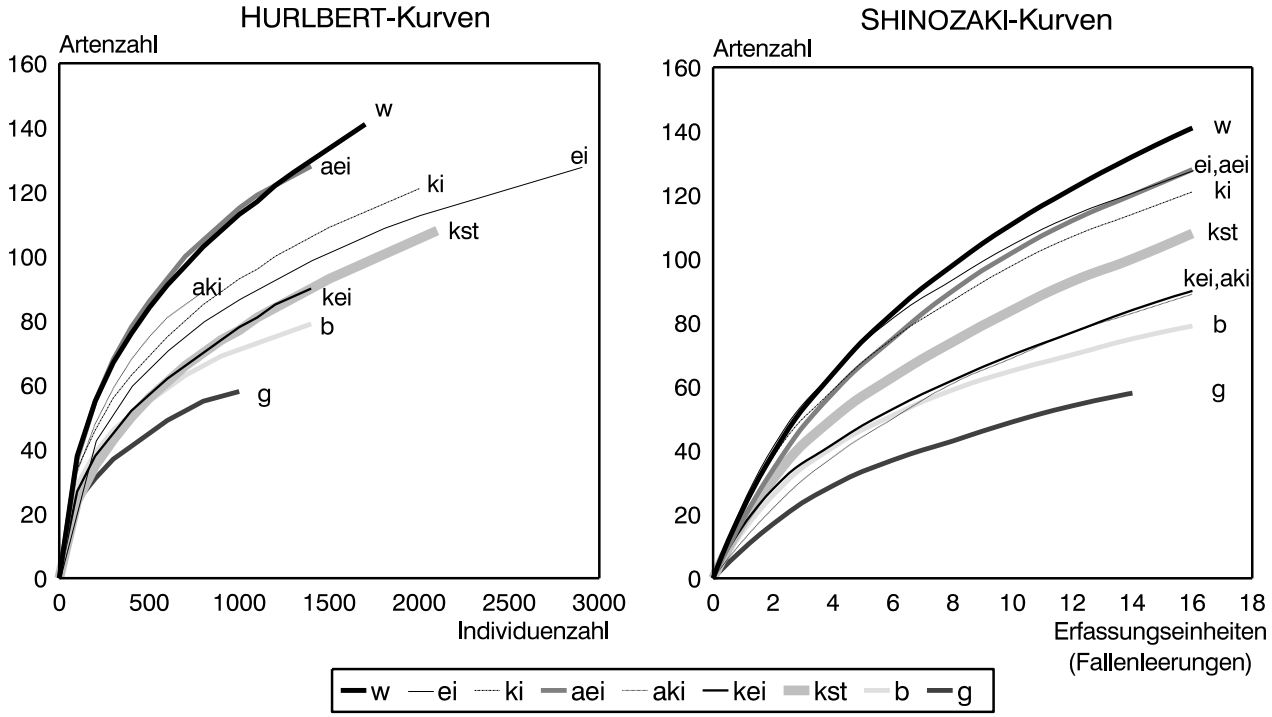
Tab. 20: Einzelnachweise oder fast ausschließlich nur auf den jeweiligen Flächen nachgewiesene Arten der restlichen Käferfamilien aus den Bodenfallenfängen (Erläuterungen s. Text)

| Fläche | An-zahl Arten | Nur auf der jeweiligen Fläche nachgewiesen | sonstige Einzelnachweise in den Bodenfallen (nicht spezifisch für die jeweilige Fläche, sondern mit anderen Fangmethoden auch auf anderen Flächen nachgewiesen) |
|---|---|---|---|
| **w** | 29 | *Necrophorus vespilloides*<br>*Catops kirby*<br>*Catops neglectus*<br>*Monotoma picipes*<br>*Dasycerus sulcatus*<br>*Endomychus coccineus*<br>*Xestobium plumbeum*<br>*Acalles commutatus* | *Oeceoptoma thoracica; Acrotrichis spec.; Phosphaenus hemiptera;*<br>*Cantharis pellucidus; Cantharis cryptica; Cantharis pallida;*<br>*Malthinus flaveolus; Brachypterus urticae; Sospita vigintiguttata; Cis fagi;*<br>*Cis festivus; Pyrochroa coccinea; Rhagium bifasciatum; Rhagium mordax;*<br>*Grammoptera ruficornis; Cryptocephalus pusillus; Phyllotreta undulata;*<br>*Longitarsus nasturtii; Otiorhynchus ligustrici; Furcipes rectirostris;*<br>*Gymnaerton pascuorum;* |
| **ei** | 12 | *Monotoma testacea*<br>*Aderus populneus*<br>*Gonodera luperus*<br>*Isomira murina*<br>*Mycetochara linearis*<br>*Hoplia graminicola*<br>*Anthribus albinus* | *Malachinus viridis; Cidnopus parvulus; Scolytus intricatus; Apion simile*<br>*Ceutorhynchus rapae;* |
| **ki** | 12 | *Agriotes pilosellus*<br>*Cardiophorus nigerrimus*<br>*Cryptophagus acutangulus*<br>*Stenomax aeneus*<br>*Hylastes ater*<br>*Hylurgops palliatus* | *Necrophorus fossor; Coccinella quinquepunctata; Lema lichensis*<br>*Apion pisi; Apion filirostre; Sitona lineatus;* |
| **aei** | 23 | *Megatoma undata*<br>*Rhizophagus parallelocollis*<br>*Oryzaephilus surinamensis*<br>*Laemophloeus ferrugineus*<br>*Holoparamecus caularum*<br>*Enicmus fungicola*<br>*Melandrya caraboides*<br>*Valgus hemipterus* | *Haliplus lineatocollis; Catops chrysomeloides; Axinotarsus marginalis;*<br>*Meligethes pedicularius; Atomaria fuscicollis; Rhizobius chrysomeloides;*<br>*Synharmonia conglobata; Aphodius contaminatus; Aphodius prodromus;*<br>*Leiopus nebulosus; Aphthona euphorbiae; Haltica quercetorum*<br>*Dorytomus ictor; Alophus triguttatus; Hypera rumicis;* |
| **aki** | 8 | *Rhizophagus depressus*<br>*Rhizophagus perforatus* | *Hister cadaverinus; Scydmaenus rufus; Plectophloeus fischeri;*<br>*Epuraea pusilla; Anaspis thoracica; Polydrusus impar;* |
| **kei** | 6 | *Choleva cristeloides*<br>*Corticaria obscura*<br>*Mycetaea hirta* | *Phyllotreta atra; Polydrusus marginatus; Ceutorhynchus contractus;* |
| **kst** | 16 | *Cryptopleurum minutum*<br>*Nargus brunneus*<br>*Clambus punctulum*<br>*Byrrhus fasciatus*<br>*Byrrhus pilula*<br>*Tritoma bipustulata*<br>*Atomaria mesomelaena* | *Scymnus rubromaculatus; Asphidiphorus orbiculatus; Strangalia melanura*<br>*Chaetocnema hortensis; Deporaus betulae; Apion tenue;*<br>*Rhinoncus perpendicularis; Coeliodes cinctus; Ceutorhynchidius troglodytes* |
| **b** | 11 | *Saprinus virescens*<br>*Silpha obscura*<br>*Dermestes laniarius*<br>*Olibrus millefolii*<br>*Onthophagus joannae*<br>*Limnobius borealis*<br>*Amalus scortillum* | *Sphaeridium scarabaeoides; Sphaeridium lunatum; Cercyon lugubris*<br>*Adonia variegata;* |
| **g** | 10 | *Agriotes lineatus* | *Helophorus aquaticus; Longitarsus luridus; Apion violaceum;* |

| | | | |
|---|---|---|---|
| | | *Oedostethus quadripustulat.*<br>*Atomaria nigriventris* | *Phyllobius viridaeris; Hypera pedestris; Rhinoncus castor*<br>*Ceutorhynchus litura* |

### 4.3.5.7. Bewertung der restlichen Käferfamilien aus den Bodenfallen mit Hilfe von Rarefaction

Durch die HURLBERT-Methode werden die unterschiedlichen Individuenzahlen interpoliert, so daß bei einer einheitlichen Probengröße von z.B. 500 Tieren die einzelnen HUF besser vergleichbar sind. Bei dieser Individuenzahl sind auf „w“ 84, auf „ei“ 66, auf „ki“ 69, auf „aei“ 86, auf „aki“ 75, auf „kei“ 57, auf „kst“ 56, auf „b“ 55 und auf „g“ 45 Arten zu erwarten. Zur besseren Interpretation sollten sowohl die Diversität und die Dominanzstruktur (s. Abb 4/21 und 4/22) bzw. Arten-Rangfolge (Abb. 4/27 unteres Diagramm) herangezogen als auch den gesamten Kurvenverlauf (Krümmung, Steigung usw.) betrachtet werden.




| | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w: S=141<br>N=1678<br>Hs=3,56<br>e=0,72 | ei: S=128<br>N=2869<br>Hs=3,10<br>e=0,64 | ki: S=121<br>N=1987<br>Hs=3,40<br>e=0,71 | aei S=128<br>N=1340<br>Hs=3,47<br>e=0,72 | aki S=89<br>N=728<br>Hs=3,28<br>e=0,73 | kei S=90<br>N=1376<br>Hs=3,12<br>e=0,69 | kst S=108<br>N=2079<br>Hs=2,80<br>e=0,60 | b S=79<br>N=1338<br>Hs=2,99<br>e=0,68 | g S=58<br>N=950<br>Hs=2,86<br>e=0,70 |

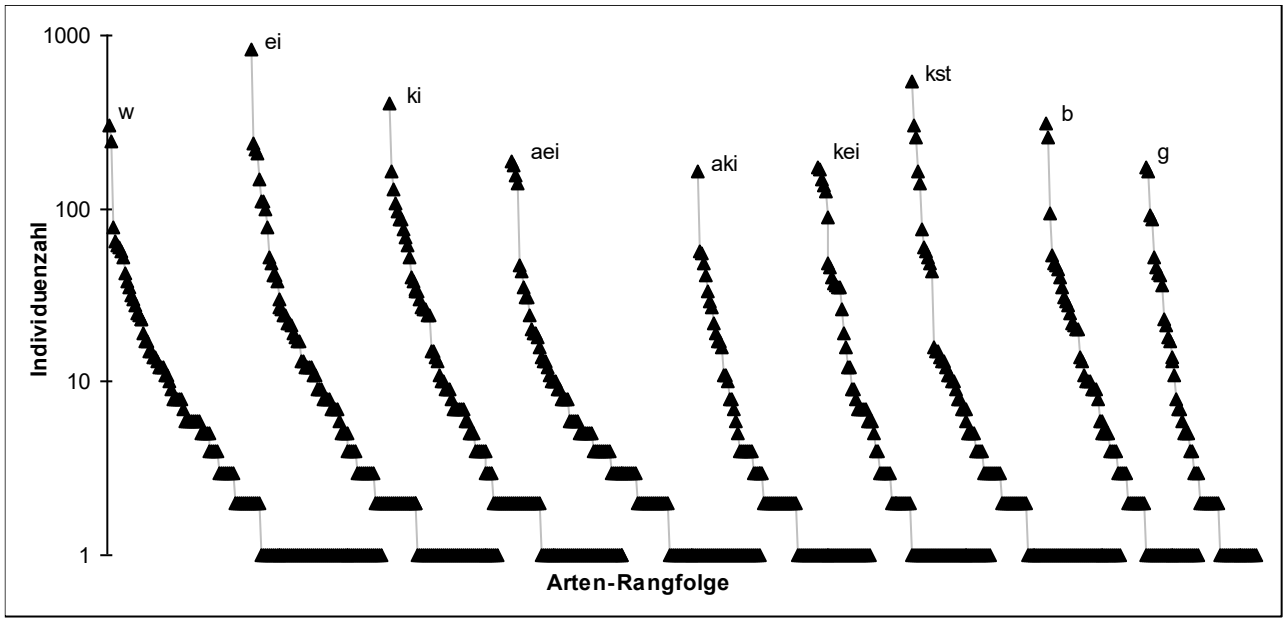



Abb 4/27: HURLBERT- und SHINOZAKI-Kurven (obere zwei Diagramme) und dazugehörige Arten-Abundanz-Kurven (unteres Diagramm - jedes schwarze Dreieck entspricht 1 Art) der Arten der restlichen Käferfamilien aus den Bodenfallenfängen der HUF (Erläuterungen siehe Text)

Im Gegensatz zu den Carabiden oder Staphyliniden sind die Kurvenverläufe aller Flächen recht ähnlich und ziemlich steil aufsteigend bzw. wenig gekrümmt. Die Unterschiede werden im wesentlichen durch die verschiedenen Arten- und Individuenzahlen bestimmt. Dennoch liefert die HURLBERT-Kurve in Verbindung mit der Arten-Abundanz-Kurve wichtige Zusatzinformationen. Beispielsweise besitzen zwei der anthropogen am stärksten beeinflußten Flächen („kst“ und „g“) ähnliche Diversitätswerte. Die Kurve von „kst“ nimmt jedoch einen vergleichsweise steilen Verlauf, während die Kurve von „g“ nach 1000 Individuen bereits merklich abflacht, was auf eine beginnende Artensättigung hindeutet. Das bedeutet, daß mit zunehmender Individuenzahl kaum noch neue Arten nachgewiesen werden. Bei Vergleich der Arten-Abundanz-Kurven fällt der hohe Anteil individuenarmer Arten (Einzelfunde) bei „kst“ auf, während „g“ nur wenige „seltene“ Arten besitzt.

Die HURLBERT-Kurven von „w“ und „aei“ liegen zwar eng beieinander, verlaufen aber unterschiedlich. Der gleichbleibend steile Anstieg von „w“ zeigt eine hohe Artenakkumulation an, ein Hinweis auf den großen Strukturreichtum dieser Waldinsel, der noch einer Vielzahl von Arten geeigneten Lebensraum bietet. Beim relativ einförmigen Gehölz „aei“ neigt sich die Kurve nach 1000 Individuen deutlicher und schneidet bei 1200 Individuen die Kurve von „w“. Eine beginnende Artensättigung deutet sich an.

Die SHINOZAKI-Kurven ähneln sich ebenfalls recht gut. Mit steigender Anzahl an Erfassungseinheiten (hier: Fallenleerungen) konnte ein stetiger Artenzuwachs festgestellt werden, selbst nach 2jähriger Untersuchung. Bei weiteren Fallenfängen dürfte demnach noch eine relativ große Zahl von Neunachweisen hinzukommen, besonders auf „w“ und „kst“, da diese Kurven am steilsten und geradlinigsten sind. Demgegenüber sind „b“, „g“ und besonders „ei“ deutlicher geneigt.

### 4.3.5.8. Die artenreichsten Käferfamilien aus den Bodenfallenfängen

**Silphidae**

Es konnten über die Hälfte aller Arten der sächsischen Fauna und mindestens drei Viertel aller im Gebiet zu erwartenden Arten mittels der Bodenfallen nachgewiesen werden (Tab. 21). Mit Hilfe der anderen Fangmethoden gelang der Nachweis weiterer vier Arten.

Als typische Offenlandart kann *Necrophorus sepultor* angesehen werden, der nur auf der Brache und dem Grünland gefangen wurde. *Blitophaga opaca* ist ein ausgesprochener Kulturfolger, der auf der seit 1990 brach liegenden Fläche „b“ offenbar noch gut Entwicklungsmöglichkeiten hat (47 Tiere gefangen).

Tab. 21 : Bodenfallenfänge der Silphidae (Aaskäfer)

| Art | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g | gesamt |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Necrophorus vespillo* | 1 | 5 | 9 | 11 | 4 | - | 3 | 9 | 52 | **94** |
| *Xylodrepa quadripunctata* | 6 | 41 | 33 | 1 | - | - | - | - | - | **81** |
| *Blitophaga opaca* | 2 | - | 1 | - | - | - | - | 47 | - | **50** |
| *Necrophorus sepultor* | - | - | - | - | - | - | - | 35 | 14 | **49** |
| *Necrophorus investigator* | 1 | 3 | 9 | - | 11 | - | - | 6 | - | **30** |
| *Thanatophilus sinuatus* | - | - | - | - | 17 | - | - | 1 | - | **18** |
| *Oeceoptoma thoracica* | 8 | - | - | - | - | - | - | - | - | **8** |
| *Phosphuga atrata* | 1 | 2 | 2 | - | 2 | 1 | | - | - | **8** |
| *Necrophorus fossor* | - | - | 5 | - | - | - | - | - | - | **5** |
| *Necrophorus humator* | - | 1 | - | 1 | - | 1 | - | - | - | **3** |
| *Silpha obscura* | - | - | - | - | - | - | - | 3 | - | **3** |
| *Necrophorus vespilloides* | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | **1** |
| **Individuen** | **20** | **52** | **59** | **13** | **34** | **2** | **3** | **101** | **66** | **350** |
| **Arten** | **7** | **5** | **6** | **3** | **4** | **2** | **1** | **6** | **2** | **12** |

*Xylodrepa quadrimaculata* gilt als natürlicher Gegenspieler verschiedener Schmetterlings- und Blattwespenlarven. In den strukturreichen Gehölzen „w“, „ei“ und „ki“, wo viele Eichen im Frühsommer, vor allem von Eichenwicklerlarven fast völlig kahl gefressen waren, konnte man die Art sowohl in der Vegetation als auch am Boden (oft zusammen mit den Kleinen Puppenräuber *Calosoma inquisitor*) beobachten. Um als biologische Regulatoren wirksam zu werden, waren die Populationen jedoch zu klein, wenngleich sich die Fangzahl von 1992 zu 1993 etwa verdoppelte und auch auf Exkursionen eine Zunahme der Häufigkeit festgestellt wurde.

**Catopidae**

Erwähnenswert sind die hohen Arten-und Individuenzahlen der Familie Catopidae, wie aus Tabelle 22 zu entnehmen ist. Es konnte etwas über die Hälfte aller in Sachsen vorkommenden bzw. mindestens drei Viertel der im Gebiet zu erwartenden Arten nachgewiesen werden.

Tab. 22 : Bodenfallenfänge der Catopidae (Nestkäfer)

| Art | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g | gesamt |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Nargus anisotomoides* | 2 | 109 | 75 | 2 | 1 | 173 | 300 | - | - | **662** |
| *Catops picipes* | 24 | 99 | 86 | 20 | 2 | 135 | 258 | - | - | **624** |
| *Nargus wilkini* | 53 | 24 | 62 | 1 | 1 | 37 | 53 | - | - | **231** |
| *Sciodrepoides watsoni* | 19 | 8 | 53 | 19 | 10 | 16 | 16 | 8 | 11 | **160** |
| *Ptomophagus sericatus* | - | 6 | 1 | 19 | - | - | 1 | 28 | 23 | **78** |
| *Catops westi* | 14 | 21 | 38 | 2 | - | 1 | - | - | - | **76** |
| *Catops nigricans* | 8 | 8 | 8 | 3 | 4 | - | 7 | 1 | - | **39** |
| *Ptomophagus subvillosus* | 1 | 3 | 7 | 3 | 1 | 1 | 2 | 9 | 5 | **32** |
| *Catops fuliginosus* | 12 | 1 | 1 | 8 | 1 | 1 | 2 | - | 1 | **27** |
| *Catops grandicollis* | - | 13 | 4 | 1 | 2 | - | 1 | - | 1 | **22** |
| *Choleva oblonga* | - | 2 | 2 | 1 | 1 | - | 3 | - | - | **9** |
| *Catops nigriclavis* | - | - | - | 8 | 1 | - | - | - | - | **9** |
| *Choleva agilis* | - | - | - | 3 | 1 | - | - | - | - | **4** |
| *Catops neglectus* | 4 | - | - | - | - | - | - | - | - | **4** |
| *Nargus velox* | - | 1 | - | 2 | - | - | - | - | - | **3** |
| *Nargus brunneus* | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | **1** |
| *Choleva cristeloides* | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | **1** |
| *Catops kirby* | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | **1** |
| *Catops chrysomeloides* | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | **1** |
| **Individuen** | **138** | **295** | **337** | **93** | **25** | **365** | **644** | **46** | **41** | **1984** |
| **Arten** | **10** | **12** | **11** | **15** | **11** | **8** | **11** | **4** | **5** | **19** |

In der Literatur wird oft eine relativ enge Bindung an Säugetierbaue und -nester erwähnt. Außerdem sollen die meisten Arten bevorzugt an Kadavern und faulenden Pilzen leben. Der Massenfang dieser Tiere läßt vermuten, daß als wesentliche Strukturen und Bedingungen eine ausgeprägte Laubschicht (vor allem Eiche

und Hainbuche) sowie eventuell trockenwarme Verhältnisse am Boden vorhanden sein müssen. Eine Lockwirkung durch die Formalinlösung kann nicht ausgeschlossen werden. Ungünstig scheinen sich die größtenteils fehlende Laubschicht auf „aki“ sowie die dichte Bodenvegetation (*Calamagrostis epigeios*) auf Nestkäfer auszuwirken (geringe Individuenzahl auf dieser Fläche). Die relativ enge Bindung an Tierbauten (z.B. Mäusegänge) muß in Frage gestellt werden, da auf „b“ und „g“ die größte „Mäusedichte“ zu beobachten war und hier fast die wenigsten Catopiden gefangen wurden. Zur Bevorzugung von Aas und Kadaver kann Folgendes angemerkt werden: Vermutlich ernähren sich viele Arten von „Mikrokadavern“, wie toten Insekten, Larvenhäuten u.ä., die in den fast jährlich von Kalamitäten (u.a. Eichenwickler) betroffenen Gehölzen in großer Zahl anfallen. Auch wurden in den Bodenfallen außerordentlich individuenreiche Beifänge weiterer Arthropodengruppen festgestellt (z.B. Spinnen, Weberknechte, Asseln, Schmetterlingslarven usw.). Während die *Catops*- und *Nargus*- Arten vorwiegend in den Gehölzen gefunden wurden, bevorzugen die *Ptomophagus*-Arten offene Biotope. Bei *Sciodrepoides watsoni* ist keine engere Bindung erkennbar.

**Elateridae**

Insgesamt konnten 22 Arten nachgewiesen werden. Das entspricht etwa der Hälfte der für das Gebiet zu erwartenden Arten (Mit Hilfe der anderen Fangmethoden konnten weitere 10 Arten gefunden werden). Auch hier wurden z.T. recht hohe Fangzahlen festgestellt (Tab. 23).

Die meisten Arten sind relativ eng an die Gehölze gebunden, da sich die Larven („Drahtwürmer“) überwiegend in der Humusschicht des Waldbodens, in morschem Holz oder unter der Rinde abgestorbener Bäume entwickeln, wobei sie teilweise an Wurzeln fressen oder sich carnivor ernähren. Die Larven der Gattungen *Agriotes* und *Selatosomus* ernähren sich vorwiegend von Wurzeln und können bei Massenvermehrungen vor allem in landwirtschaftlichen Kulturen oder Forstbaumschulen Schaden anrichten. Die relativ große Fangzahl von *Agriotes lineatus* auf dem Grünland deutet dies an, zumal diese Art bei den Kescherfängen sehr häufig zu beobachten war. Als faunistische Besonderheit dieser Fläche gilt *Oedostethus quadrimaculatus*. Diese Art soll vor allem an sandigen Ufern leben. In den 70er Jahren wurde ein kleiner Bach, der in der Nähe des Fallenstandortes vorbei floß, durch Meliorationsmaßnahmen beseitigt, d.h. verrohrt und in 3-4 m Tiefe verlegt. Offenbar hat sich im feuchtesten Teil des Grünlandes eine größere Population gehalten, da 1992 in vier Fallen von Mitte bis Ende Juni alle 92 Tiere gefangen wurden.

Tab. 23 : Bodenfallenfänge der Elateridae (Schnellkäfer)

| Art | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g | gesamt |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Agriotes pallidulus* | 57 | 109 | 87 | 5 | 5 | 48 | 56 | - | - | **367** |
| *Agriotes lineatus* | - | - | - | - | - | - | - | - | 164 | **164** |
| *Athous subfuscus* | 32 | 17 | 34 | 2 | 3 | 6 | - | - | - | **94** |
| *Oedostethus quadripustulatus* | - | - | - | - | - | - | - | - | 92 | **92** |
| *Athous haemorrhoidalis* | 11 | 9 | 4 | 6 | 55 | 3 | 3 | - | - | **91** |
| *Dalopius marginatus* | 12 | 22 | 26 | - | 2 | 19 | - | - | - | **81** |
| *Dicronychus cinereus* | - | 18 | 7 | 3 | 2 | 7 | 4 | - | - | **41** |
| *Agriotes obscurus* | 2 | - | - | 4 | 4 | - | - | - | 17 | **27** |
| *Melanotus rufipes* | - | 2 | 1 | 10 | 3 | 5 | - | - | - | **21** |
| *Agriotes sputator* | - | - | - | 5 | - | 1 | - | 5 | 4 | **15** |
| *Adelocera murina* | - | 5 | 1 | 4 | - | 2 | 1 | - | 1 | **14** |
| *Prosternon tessellatum* | - | 12 | - | - | - | - | 1 | - | - | **13** |
| *Athous vittatus* | 1 | 1 | 4 | 1 | 6 | - | - | - | - | **13** |
| *Agriotes aterrimus* | 4 | 2 | 5 | - | - | - | 1 | - | - | **12** |
| *Agriotes pilosellus* | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | **1** |
| *Denticollis linearis* | 2 | - | - | - | 4 | - | - | - | - | **6** |
| *Pseudathous niger* | - | 1 | - | 1 | 3 | - | - | 1 | - | **6** |
| *Selatosomus aeneus* | 1 | 1 | 1 | - | 1 | - | 1 | - | - | **5** |
| *Cidnopus minutus* | - | - | - | - | 1 | - | 1 | - | - | **2** |
| *Ampedus balteatus* | 1 | - | 1 | - | - | - | - | | - | **2** |
| *Cidnopus parvulus* | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | **1** |
| *Cardiophorus nigerrimus* | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | **1** |
| **Individuen** | **123** | **200** | **173** | **41** | **89** | **91** | **68** | **6** | **278** | **1069** |
| **Arten** | **10** | **13** | **13** | **10** | **12** | **8** | **8** | **2** | **5** | **22** |

*Agriotes pallidulus* ist eine der häufigsten Elateriden an der Bodenoberfläche der Gehölze. Sie soll hauptsächlich im West- und Mitteleuropa verbreitet sein und nach Osten immer seltener werden, wobei sie im Tiefland die Elbe nicht erreicht (LOHSE in: FREUDE, HARDE, & LOHSE 1979).
Als typischer Zeiger für die trockenwarmen kleinklimatischen Verhältnisse in den Gehölzen, vor allem an den südexponierten Rändern kann *Cardiophorus nigerrimus* angesehen werden, der nicht nur auf „ki" vorkommt, sondern auch in den anderen Gehölzen gekeschert und geklopft wurde.

**Cryptophagidae**

Erstaunlich hoch waren auch hier die Arten- und Individuenzahlen (Tab. 24), was mit großer Wahrscheinlichkeit zu einem nicht unerheblichen Teil mit der großen Sorgfalt des Falleneingrabens zusammenhängt. Offenbar scheint aber auch die relativ dicke Laub- bzw. Streuschicht sowie ein wärmebegünstigtes Kleinklima günstige Bedingungen für das Wachstum von Schimmelpilzen und damit die Nahrungsgrundlage der Cryptophagiden zu besitzen. Im Gegensatz zu vielen Laubwäldern kommt es in den Gehölzen bei längeren Regenperioden nicht zur Ausbildung von Staunässe, da aufgrund der exponierten Lage und des relativ lockeren Bestandesaufbaus die oberen Bodenschichten schneller wieder abtrocknen können.
Viele *Cryptophagus*-Arten zeigen eine enge Bindung an die Gehölze. Ausgesprochen euryök sind *Atomaria analis* und *A. atricapilla,* wo, bezogen auf die Fanghäufigkeit, keine Bindung erkennbar ist. Auf der stillgelegten Ackerbrache „b" wurde die Vegetation einmal jährlich gemäht und auf der Fläche belassen. In diesem Substrat konnten sich auch eine Reihe *Cryptophagus*-Arten ansiedeln, während auf dem Grünland „g" das Mähgut abgefahren und als Futter genutzt wurde und somit kaum schimmelndes Pflanzenmaterial auf der Fläche blieb.

Tab. 24 : Bodenfallenfänge der Cryptophagidae (Schimmelkäfer)

| Art | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g | gesamt |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Atomaria analis* | 78 | 239 | 97 | 154 | 41 | 46 | 139 | 311 | 174 | **1280** |
| *Cryptophagus scanicus* | 6 | 219 | 106 | 189 | 48 | 169 | 2 | 2 | - | **741** |
| *Cryptophagus setulosus* | 6 | 9 | 30 | 5 | 3 | 40 | 543 | 10 | - | **646** |
| *Cryptophagus pilosus* | 35 | 49 | 40 | 47 | 19 | 127 | 60 | 25 | - | **402** |
| *Atomaria atricapilla* | 62 | 78 | 13 | 12 | 8 | 7 | 11 | 31 | 41 | **263** |
| *Atomaria ruficornis* | 5 | 11 | 6 | 14 | 4 | 4 | 15 | 4 | 3 | **66** |
| *Cryptophagus lycoperdi* | 6 | 3 | 1 | 4 | - | 36 | 12 | 1 | - | **63** |
| *Cryptophagus pallidus* | - | 12 | 7 | 8 | 1 | 9 | 3 | - | - | **40** |
| *Cryptophagus dentatus* | 6 | 7 | 9 | 3 | - | 3 | - | - | - | **28** |
| *Atomaria linearis* | - | 2 | - | 6 | 1 | 1 | 3 | 10 | - | **23** |
| *Atomaria fuscata* | 2 | 2 | - | 2 | 2 | 1 | 2 | - | 1 | **12** |
| *Cryptophagus saginatus* | - | 8 | 2 | - | - | 1 | - | - | - | **11** |
| *Atomaria lewisi* | 1 | 3 | 1 | 1 | - | - | - | - | - | **6** |
| *Atomaria berolinensis* | - | 2 | 1 | - | 1 | - | 2 | - | - | **6** |
| *Cryptophagus acutangulus* | - | - | 2 | - | - | - | - | - | - | **2** |
| *Cryptophagus dorsalis* | 1 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | **2** |
| *Atomaria pusilla* | - | 1 | - | - | - | - | 1 | - | - | **2** |
| *Atomaria mesomelaena* | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | **1** |
| *Atomaria nigriventris* | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | **1** |
| *Atomaria fuscicollis* | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | **1** |
| **Individuen** | **208** | **646** | **315** | **446** | **128** | **444** | **794** | **394** | **220** | **3596** |
| **Arten** | **11** | **16** | **13** | **13** | **10** | **12** | **13** | **8** | **5** | **20** |

**Lathridiidae**

Mit 18 Arten und über 1100 Individuen gehören die Lathridiiden zur Gruppe der häufigsten „Bodenkäfer" (Tab. 25). Auch sie ernähren sich vorwiegend von Schimmelpilzen, allerdings besetzen viele Lathridiidae die unterschiedlichsten Habitate, auch auf der Vegetation.

Tab. 25 : Bodenfallenfänge der Lathridiidae (Moderkäfer)

| Art | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g | gesamt |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Enicmus transversus* | 23 | 52 | 26 | 35 | 33 | 35 | 44 | 93 | 86 | **427** |
| *Cartodere separanda* | 38 | 206 | - | - | - | 12 | - | - | - | **256** |
| *Corticarina fuscula* | 15 | 22 | 33 | 10 | 7 | 7 | 13 | 48 | 18 | **173** |
| *Lathridius nodifer* | 42 | 17 | 2 | 3 | - | - | 1 | - | - | **65** |
| *Lathridius lardarius* | 6 | 27 | 4 | 4 | - | 2 | 8 | - | - | **51** |
| *Cartodere elongata* | 8 | 7 | 2 | - | - | 26 | - | - | | **43** |
| *Corticaria impressa* | 1 | 1 | 2 | 1 | 3 | 8 | 13 | 6 | - | **35** |
| *Corticarina gibbosa* | 2 | 8 | 2 | 1 | 1 | - | 4 | 1 | 2 | **21** |
| *Enicmus minutus* | - | 2 | - | 5 | - | - | - | - | - | **7** |
| *Enicmus fungicola* | - | - | - | 6 | - | - | - | - | - | **6** |
| *Enicmus rugosus* | - | - | 1 | 4 | - | - | - | - | - | **5** |
| *Enicmus histrio* | - | 1 | - | 1 | 1 | 1 | - | - | 1 | **5** |
| *Dasycerus sulcatus* | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | **3** |
| *Corticaria umbilicata* | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 1 | - | **3** |
| *Lathridius angusticollis* | 1 | - | - | - | - | - | 1 | - | - | **2** |
| *Melanophthalmus distinguendus* | 1 | - | - | - | - | - | - | 1 | - | **2** |
| *Holoparamecus caularum* | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | **1** |
| *Corticaria obscura* | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | **1** |
| **Individuen** | **140** | **343** | **72** | **71** | **45** | **93** | **85** | **150** | **107** | **1106** |
| **Arten** | **11** | **10** | **8** | **11** | **5** | **9** | **8** | **6** | **4** | **18** |

Während die meisten Cryptophagiden überwiegend in der Rohhumusschicht leben (lediglich *Cryptophagus dentatus* wurde mehrfach unter der Rinde toter Bäume gefunden), besiedeln die Lathridiiden auch Gräser, Getreide, Schilf und Bäume mit Rostpilzbefall, Baummulm, morsches Holz, feuchtes Reisig, Rinde usw. (FREUDE, HARDE & LOHSE 1967). Viele Arten sind auch synanthrop, d.h. überall wo sich Schimmelpilze entwickeln (in feuchten Wohnungen und Kellern, an verdorbenen Lebensmitteln usw.), können Lathridiiden präsent sein. Die meisten Arten zeigen eine gewisse Bindung an Gehölzstrukturen, da hier das meiste bzw. verschiedenartigste verschimmelte und modrige Substrat vorhanden ist. Lediglich *Enicmus transversus* und *Corticarina fuscula* konnten auf allen neun Flächen in großer Zahl gefangen werden und besitzen offenbar eine große ökologische Amplitute. Sie können als „extrem“ euryök oder sogar ubiquitär eingeordnet werden.

Das Fangergebnis (mit 3 bzw. 4 Bodenfallen je Gehölz bzw. Standort) ist beachtlich, zumal von einer starken kumularen Dispersion der Besiedlung ausgegangen werden muß, da viele Arten an geeignete Kleinstrukturen (z.B. am Boden liegende Stämme und Äste; kleine feuchtere Mulden usw.) gebunden sind und nur dort in größerer Zahl vorkommen. Insgesamt gesehen kann das Fangergebnis als durchaus repräsentativ für die Gehölze der Kleinkuppenlandschaft eingeschätzt werden. Es konnten etwa 60 - 80 % der für das Gebiet zu erwartenden Arten in den Bodenfallen nachgewiesen werden (mit den anderen Fangmethoden wurden weitere vier Arten gefunden).

**Curculionidae**

Mit 70 Arten und fast 3500 Individuen sind die Rüsselkäfer die arten- und individuenreichste Familie der in diesem Kapitel zusammengefaßten Käferfamilien (Tab. 26). Dennoch kann man sie nicht zur Gruppe der „echten“ Bodenbewohner zählen. Mit ca. 800 Arten sind die Rüsselkäfer nach den Staphyliniden die zweitartenreichste Käferfamilie und überall vertreten, wo entsprechende Fraßpflanzen und günstige kleinklimatische vorhanden sind.

Einige Arten, beispielsweise aus den Gattungen *Otiorhynchus, Bachypeithes* und *Strophosoma* sind vorwiegend nachtaktiv. Diese Tiere verstecken sich tagsüber offenbar gern in der Streuschicht und fallen dabei oft in die Gläser. Einige Arten, deren Larven in Stengeln minieren, sitzen oft versteckt an der Stengelbasis verschiedener Pflanzen, wo in Erdbodennähe vermutlich die Eiablage erfolgt.

Die mit Abstand häufigste Art ist *Barypeithes mollicomus*. Nach DIECKMANN (1980) lebt diese nachtaktive, polyphage Art vorzugsweise in Wäldern mit etwas trockenem Untergrund. In den Gehölzen findet diese Art

offenbar optimale Entwicklungsbedingungen. Folgende Beispiele verdeutlichen die hohen Fangzahlen, was auf eine hohe, flächenbezogene Individuendichte schließen läßt:

- 10.6. - 25.6.1992, Fläche „ei“, Fallen Nr. 1; 2; 3; 4 : 99; 48; 93; 46 Tiere;
- 26.5. - 09.6.1993, Fläche „ei“, Falle Nr. 3 : 121 Tiere;

Vermutlich ernährt sich diese Art auch von noch grünem, heruntergefallenem Laub, da es sehr unwahrscheinlich ist, daß die ziemlich langsamen Tiere täglich vom Boden auf die Vegetation und zurückklettern. Bei Kescherfängen in den Gehölzen konnte *Barypeithes mollicomus* nur vereinzelt gefunden werden. Auch die zweithäufigste Art, *Strophosoma capitatum*, ist polyphag aber nicht nur nacht- sondern auch tagaktiv und bevorzugt wärmere und trockenere Gebiete (DIECKMANN 1980). Diese Art wurde auch im Streifkescher und Klopfschirm häufig gefunden. Die meisten Nachweise lassen sich dahingehend erklären, daß viele Tiere beim Aufsuchen oder Verlassen der in der Streuschicht befindlichen Überwinterungsplätze in die Fallen geraten sind.

Die meisten Rüsselkäferarten sind an bestimmte Pflanzenarten oder Pflanzenartengruppen gebunden. Das erklärt auch die auf allen Flächen relativ gleichhohen Artenzahlen. Während in den Gehölzen vorwiegend polyphage, laubfressende und mehr oder weniger nachtaktive Arten dominieren (z.B. *Barypeithes mollicomus, Strophosoma capitatum, St. melanogrammum, Otiorhynchus raucus, O. singularis, Phyllobius argentatus, Ph. calceatus* u.a.), sind auf den Offenlandflächen „b“ und „g“ neben polyphagen auch eine Reihe oligophage, gras- und kräuterfressende, meist tagaktive Arten vorherrschend (z.B. *Phyllobius vespertinus, Rhinoncus pericarpius, Rh. gramineus, Amalus scortillum, Ceutorhynchus punctiger* u.a.).

Fast die Hälfte aller Arten wurden in den zwei Jahren nur 1-2 mal gefangen, was weniger mit der Seltenheit der Tiere zusammenhängt, als viel mehr mit dem großen Zufall des Fanges vieler „bodenfremder“ Arten.

Bei *Barypeithes mollicomus* (in Abb. 4/28 nicht enthalten) tritt das Fang- und damit sicherlich auch das Aktivitätsmaximum frühestens Mitte bis Ende Juni auf. Die anderen Arten (Abb. 4/28) wurden am häufigsten Mitte bis Ende Mai gefangen (Abb. 4/28). Hier kann jedoch nicht immer von der Fanghäufigkeit auf das Aktivitätsmaximum geschlossen werden. Beispielsweise hängt das Herbstmaximum von *Ceutorhynchus quadridens* mit der Suche nach Überwinterungsplätzen zusammen. Ein Frühjahrsmaximum ist nicht erkennbar, da diese Art bereits ab Anfang März die Winterquartiere verläßt. Bereits in den ersten wärmeren Vorfrühlingstagen kann man die Käfer beobachten. *Ceutorhynchus quadridens* kann beträchtlichen Schaden an Kohl und Raps verursachen. Je größer das Herbstmaximum, desto wahrscheinlicher wird im folgenden Jahr eine Massenvermehrung und damit verbundene Ertragsminderungen. Somit wäre es vielleicht möglich, durch gezielte Bodenfallenfänge im Herbst an Waldrändern und Hecken, die in unmittelbarer Nähe von im folgenden Jahr geplanten Kohl- oder Rapsfeldern liegen, Schadprognosen auf der Grundlage der Fanghäufigkeit vorherzusagen und Empfehlungen für die Landwirte auszuarbeiten. Gleiches würde für den Rapsglanzkäfer (*Meligethes aeneus*) und andere an landwirtschaftlich genutzten Kreuzblütengewächsen schädlich auftretende Käferarten mit ähnlicher Biologie zutreffen.

Tab. 26 : Bodenfallenfänge der Curculionidae (Rüsselkäfer)

| Art | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g | gesamt |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Barypeithes mollicomus* | 305 | 832 | 403 | 179 | 164 | 148 | 165 | - | - | **2197** |
| *Strophosoma capitatum* | 245 | 1 | 131 | - | - | 1 | - | - | - | **378** |
| *Phyllobius vespertinus* | - | - | - | 31 | 27 | 1 | 3 | 2 | 46 | **110** |
| *Phyllobius argentatus* | 17 | 30 | 24 | 3 | 1 | 9 | 14 | - | - | **98** |
| *Ceutorhynchus quadridens* | 30 | 38 | 2 | 4 | - | 2 | 1 | 1 | - | **78** |
| *Otiorhynchus raucus* | 15 | 3 | 10 | 3 | - | 35 | 1 | - | - | **67** |
| *Homorhythmus hirticornis* | 25 | 12 | 27 | - | - | - | 1 | - | - | **65** |
| *Rhinoncus pericarpius* | 1 | - | - | 9 | 29 | - | - | 1 | 21 | **61** |
| *Otiorhynchus ovatus* | 1 | 4 | 1 | 1 | 1 | 3 | 9 | 20 | 2 | **42** |
| *Amalus scortillum* | - | - | - | - | - | - | - | 40 | - | **40** |
| *Phyllobius pyri* | - | 1 | - | 31 | 4 | 1 | 1 | 1 | - | **39** |
| *Ceutorhynchus punctiger* | - | - | - | 1 | - | - | - | 21 | 8 | **30** |
| *Apion apricans* | 8 | 1 | 2 | - | - | 1 | 5 | 3 | - | **20** |
| *Phyllobius calcaratus* | 17 | - | - | - | - | 1 | - | - | - | **18** |
| *Otiorhynchus singularis* | 2 | - | 11 | - | 1 | 1 | 1 | - | - | **16** |
| *Strophosoma melanogramum* | 13 | - | 1 | - | - | - | 1 | - | - | **15** |
| *Rhinoncus gramineus* | - | - | - | 3 | 4 | - | - | 1 | 7 | **15** |
| *Sitona humeralis* | 2 | - | 2 | 1 | 1 | - | 2 | 5 | 1 | **14** |
| *Neosirocalus floralis* | 1 | - | - | 3 | - | 1 | 1 | 4 | 2 | **12** |
| *Barynotus obscurus* | - | - | - | - | 2 | - | - | 1 | 7 | **10** |
| *Apion assimile* | 2 | 2 | - | - | 2 | - | 3 | - | - | **9** |
| *Phyllobius arborator* | 6 | - | - | - | 2 | - | - | - | - | **8** |
| *Sitophilus granarius* | - | - | 3 | 5 | - | - | - | - | - | **8** |
| *Notaris acridulus* | - | - | - | - | 1 | - | - | - | 6 | **7** |
| *Apion flavipes* | 3 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | **6** |
| *Ceutorhynchus erysimi* | - | 1 | 1 | - | - | - | - | 2 | 2 | **6** |
| *Coeliastes lamii* | - | - | - | - | - | 1 | - | 5 | - | **6** |
| *Sitona hispidulus* | - | 1 | - | 1 | - | - | - | 1 | 2 | **5** |
| *Apion onopordi* | - | - | - | 1 | - | - | - | 1 | 2 | **4** |
| *Sitona sulcifrons* | - | - | 1 | - | - | - | - | 3 | - | **4** |
| *Hypera postica* | 1 | - | 1 | - | - | - | 1 | - | 1 | **4** |
| *Sitophilus oryzae* | 2 | 2 | - | - | - | - | - | - | - | **4** |
| *Apion curtirostre* | - | - | 1 | - | - | 1 | 1 | - | - | **3** |
| *Trachyphloeus bifoveatulus* | - | - | 1 | - | - | - | 2 | - | - | **3** |
| *Polydrusus marginatus* | - | - | - | - | - | 3 | - | - | - | **3** |
| *Curculio glandium* | - | 1 | - | 1 | - | 1 | - | - | - | **3** |
| *Hylobius abietis* | - | 1 | 2 | - | - | - | - | - | - | **3** |
| *Hypera zoilus* | - | - | - | - | 1 | - | - | - | 2 | **3** |
| *Hypera arator* | - | 1 | - | - | - | - | - | 2 | - | **3** |
| *Acalles commutatus* | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | **3** |
| *Rhinoncus bruchoides* | - | - | - | 2 | - | - | - | 1 | - | **3** |
| *Cidnorhinus quadrimaculatus* | - | 2 | - | - | - | - | 1 | - | - | **3** |
| *Apion violaceum* | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 | **2** |
| *Apion pisi* | - | - | 2 | - | - | - | - | - | - | **2** |
| *Polydrusus impar* | - | - | - | - | 2 | - | - | - | - | **2** |
| *Polydrusus cervinus* | - | - | - | - | 1 | - | - | - | 1 | **2** |
| *Sitona puncticollis* | - | - | 1 | - | - | - | - | - | 1 | **2** |
| *Alophus triguttatus* | - | - | - | 2 | - | - | - | - | - | **2** |
| *Hypera nigrirostris* | - | - | - | - | - | 1 | - | - | 1 | **2** |
| *Ceutorhynchus litura* | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 | **2** |
| *Ceutorhynchus asperifolarium* | - | 1 | 1 | - | - | - | - | - | - | **2** |
| *Deporaus betulae* | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | **1** |
| *Apion tenue* | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | **1** |
| *Apion simile* | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | **1** |
| *Apion filirostre* | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | **1** |
| *Otiorhynchus ligustrici* | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | **1** |
| *Phyllobius viridaeris* | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | **1** |
| *Sitona lineatus* | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | **1** |
| *Dorytomus ictor* | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | **1** |
| *Furcipes rectirostris* | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | **1** |
| *Hypera rumicis* | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | **1** |
| *Hypera pedestris* | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | **1** |
| *Limnobius borealis* | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | **1** |
| *Rhinoncus perpendicularis* | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | **1** |
| *Rhinoncus castor* | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | **1** |
| *Coeliodes cinctus* | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | **1** |
| *Ceutorhynchus contractus* | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | **1** |
| *Ceutorhynchus rapae* | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | **1** |
| *Ceutorhynchidius troglodytes* | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | **1** |
| *Gymnaetron pascuorum* | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | **1** |
| **Individuen** | **702** | **939** | **630** | **283** | **243** | **212** | **218** | **116** | **119** | **3463** |
| **Arten** | **23** | **21** | **23** | **20** | **16** | **18** | **23** | **20** | **22** | **70** |

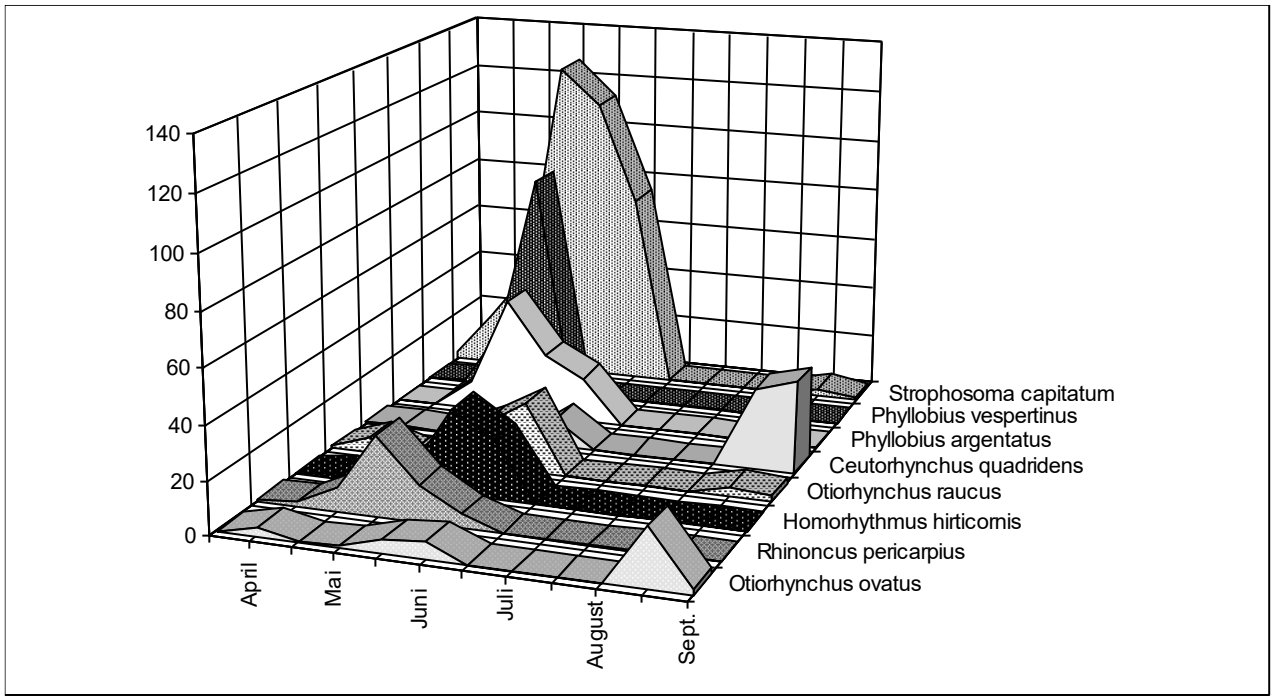



Abb. 4/28 : Fangergebnis einiger häufiger Rüsselkäferarten im Jahresverlauf (im Juli/August erfolgten keine Fänge)

Alle in den Bodenfallen nachgewiesenen monophagen Arten sind in Tabelle 27 dargestellt. Einige dieser Arten (z.B. *Amalus scortillum, Ceutorhynchus punctiger, Ceutorhynchidius troglodytes, Gymnaetron pascuorum*) sowie mehrere der 39 oligophagen Arten konnten nur durch die Bodenfallenfänge nachgewiesen werden.

Tab. 27: Monophage Rüsselkäferarten aus den Bodenfallen

| Art | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g | gesamt | Fraßpflanze |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Apion simile* | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | 1 | *Betula pendula* |
| *Apion apricans* | 8 | 1 | 2 | - | - | 1 | 5 | 3 | - | 20 | *Trifolium pratense* |
| *Rhinoncus gramineus* | - | - | - | 3 | 4 | - | - | 1 | 7 | 15 | *Polygonum amphibium f.terr.* |
| *Rhinoncus castor* | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | *Rumex acetosella* |
| *Amalus scortillum* | - | - | - | - | - | - | - | 40 | - | 40 | *Polygonum arviculare* |
| *Ceutorhynchus punctiger* | - | - | - | 1 | - | - | - | 21 | 8 | 30 | *Taraxacum officinalis* |
| *Ceutorhynchidius troglodytes* | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | 1 | *Plantago lanceolata* |
| *Cidnorhinus quadrimaculatus* | - | 2 | - | - | - | - | 1 | - | - | 3 | *Urtica dioica* |
| *Gymnaerton pascuorum* | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | *Plantago lanceolata* |
| **Individuen** | **9** | **4** | **2** | **4** | **4** | **1** | **7** | **65** | **16** | **112** | |
| **Arten** | **2** | **3** | **1** | **2** | **1** | **1** | **3** | **4** | **3** | **9** | |

## 4.4. Auswertung der Gelbschalenfänge

Die Gelbschalenfänge dienten in erster Linie zur Erfassung diverser Dipteren- und Hymenopterenfamilien (z.B. Schwebfliegen, Grabwespen, Pflanzenwespen). Diese Untersuchungen fanden, abgesehen von wenigen Ausnahmen, auf den gleichen Flächen statt, auf denen mit Bodenfallen gefangen wurde. Abgesehen von der Vielzahl an Glanzkäfern (Nitidulidae*, Meligethes)* wurden die Käfer vollständig ausgelesen.
Gelbschalen werden in der Landwirtschaft zum Monitoring von phytophagen Schädlingen (z.B. Glanzkäfer: *Meligethes,* Blattkäfer: *Phyllotreta,* Rüsselkäfer: *Ceutorhynchus* sowie Blattläuse usw.*)* vor allem in Rapskulturen eingesetzt. Bei ökofaunistischen Untersuchungen kamen sie nur gelegentlich zum Einsatz, meist zur Erfassung von Schwebfliegen oder Grabwespen, wobei das restliche Fangmaterial vielfach unberücksichtigt blieb. Oft stellen jedoch die Beifänge einen großen Teil des Arten- und Individuenspektrums dar.

### 4.4.1. Anzahl der Arten und Individuen und Familienstruktur

Insgesamt sind 662 Käferarten nachgewiesen worden, wobei etwa 25500 Individuen erfaßt wurden (Tab. 28).
Am artenreichsten vertreten sind die Familien Staphylinidae, Curculionidae, Chrysomelidae und Carabidae, die größtenteils nicht zum typischen Blütenbesucher-Käferartenspektrum gehören. Die höchsten Artenzahlen in Relation zur gesamten Fauna Ostdeutschlands haben die Familien Coccinellidae und Silphidae.

Tab. 28: Anzahl der Arten und Individuen der in den Gelbschalen nachgewiesenen Käferfamilien (ohne Fläche „f“)
* Die Prozentwerte beziehen sich auf die Artenzahlen, die nach STRESEMANN (1978) für die Fauna Ostdeuschland angegeben werden bzw. auf aktuelle sächsische Angaben, die im Rahmen des Projektes „Entomofauna Saxonica“ in den Mitt. Sächs. Entomol. (1994-98) veröffentlicht wurden (kursiv)

| Familie | Arten | Individuen | Anteil (%)* | Familie | Arten | Individuen | Anteil %* |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Carabidae | 41 | 930 | *10,5* | Erotylidae | 3 | 5 | *33,3* |
| Dytiscidae | 1 | 1 | *2,0* | Cryptophagidae | 11 | 70 | 10,9 |
| Hydraenidae | 5 | 35 | 8,3 | Phalacridae | 4 | 52 | 21,1 |
| Hydrophilidae | 7 | 10 | 15,0 | Lathridiidae | 9 | 120 | 17,0 |
| Histeridae | 13 | 162 | 17,6 | Mycetophagidae | 2 | 4 | 16,7 |
| Silphidae | 12 | 2708 | *60,0* | Endomychidae | 1 | 3 | 8,3 |
| Catopidae | 9 | 33 | *22,0* | Coccinellidae | 38 | 2255 | *57,6* |
| Liodidae | 2 | 5 | 3,3 | Cisidae | 1 | 2 | 3,8 |
| Ptiliidae | 1 | 2 | 2,1 | Bostrychidae | 1 | 1 | 16,7 |
| Scaphidiidae | 1 | 1 | 33,3 | Anobiidae | 8 | 85 | 14,8 |
| Staphylinidae | 112 | 1584 | 9,7 | Ptiniidae | 3 | 42 | 14,3 |
| Lycidae | 2 | 13 | 25,0 | Oedemeridae | 2 | 661 | 9,1 |
| Lampyridae | 1 | 1 | 33,3 | Phytidae | 2 | 56 | 11,8 |
| Cantharidae | 20 | 2364 | 28,6 | Aderidae | 1 | 1 | 25,0 |
| Malachidae | 7 | 535 | 28,0 | Anthricidae | 3 | 26 | 17,6 |
| Melyridae | 6 | 549 | 30,0 | Mordellidae | 17 | 1220 | 25,0 |
| Cleridae | 3 | 6 | 16,7 | Serropalpidae | 2 | 4 | 6,1 |
| Elateridae | 28 | 547 | 24,6 | Lagriidae | 2 | 51 | 100 |
| Eucnemidae | 1 | 2 | *20,0* | Alleculidae | 4 | 6 | 22,2 |
| Throscidae | 3 | 210 | 42,9 | Tenebrionidae | 3 | 4 | *7,5* |
| Buprestidae | 18 | 1865 | *32,7* | Scarabaeidae | 16 | 159 | *19,5* |
| Helodidae | 4 | 16 | 19,0 | Cerambycidae | 21 | 643 | *15,6* |
| Dermestidae | 4 | 59 | 11,8 | Chrysomelidae | 50 | 788 | 12,5 |
| Byrrhidae | 1 | 1 | *5,3* | Bruchidae | 3 | 16 | 15,8 |
| Ostomidae | 1 | 1 | 11,1 | Anthribidae | 2 | 4 | *16,7* |
| Byturidae | 2 | 7 | 100 | Scolytidae | 15 | 52 | *17,2* |
| Nitidulidae | 20 | 3508 | 17,7 | Curculionidae | 110 | 4556 | 13,9 |
| Rhizophagidae | 2 | 2 | 16,7 | | | | |
| Cucujidae | 1 | 2 | 2,4 | **Summe** | **662** | **25546** | |

Etwa die Hälfte aller Arten des Untersuchungsgebietes konnten mit den Gelbschalen nachgewiesen werden. Bei den Coccinelliden ist eine Blütenaffinität ausschlaggebend für das gute Fangergebnis (eventuell auch eine Anlockung durch den massenhaften Fang von Blattläusen) und bei den Silphiden die Anlockung in einigen Gelbschalen, bei denen die Konservierungseigenschaft der Fangflüssigkeit so stark nachließ, daß Verwesungsgeruch entstand. Offenbar läßt sich mit dieser, hier nicht beabsichtigten Köderfangmethode ein besseres Ergebnis erzielen als mit dem herkömmlichen Köderfang in Bodenfallen. Von den umfangreicheren Familien mit vorwiegend blütenbesuchenden Arten, wie z.B. Cantharidae, Malachidae, Buprestidae und Mordellidae wurden 25-30 % aller Arten Ostdeutschands nachgewiesen und mindestens 60-80 % aller Arten, die potentiell im Gebiet vorkommen könnten.

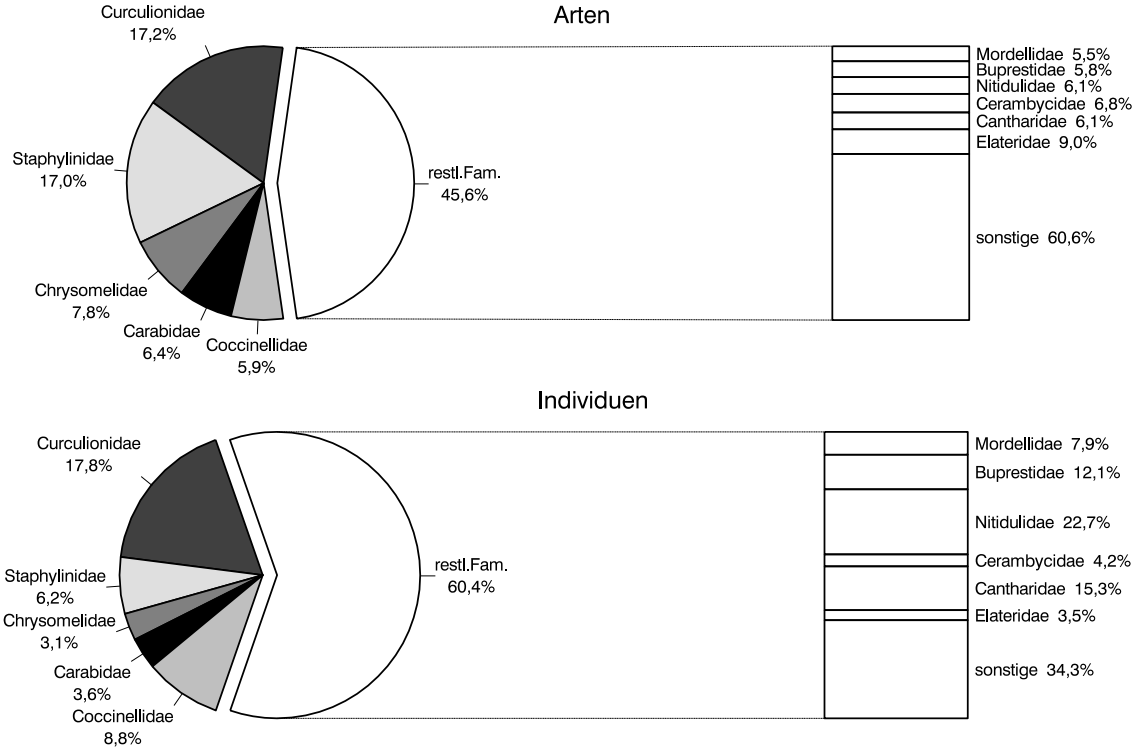



Abb. 4/29: Arten- und Individuenanteile der umfangreichsten Käferfamilien der Gelbschalenfänge

Den höchsten Arten- und Individuenanteil besitzen die Rüsselkäfer (Curculionidae). Wie bereits oben erwähnt, ist der Artenanteil der Kurzflügler (Staphylinidae) erstaunlich hoch, was u.a. auf das ausgeprägte Schwärmverhalten der meisten Arten dieser vorwiegend epigäischen, zoophagen Käferfamilie zurückzuführen ist (Abb. 4/29). Laufkäfern (Carabidae) sind ebenfalls relativ arten- und zahlreich vertreten.
Unter den „restlichen Familien“, die etwa die Hälfte des Gesamtfanges ausmachen, sind die meisten „echten“ Blütenbesucher enthalten, die etwa 100 Arten und ungefähr die Hälfte der Individuen dieser Gruppe umfassen. Vor allem viele Vertreter der Familien Cantharidae, Malachidae, Buprestidae, Nitidulidae, Mordellidae und Cerambycidae können häufig auf Blüten beobachtet werden.

Tab. 29: Arten- und Individuenzahlen der Gelbschalenfänge auf acht HUF (ohne „kst“) sowie den drei Flächen „wie“, „dep“ und „kup“

| Fläche | Arten | Individuen | Anzahl Gelbschalen |
|---|---|---|---|
| w | 345 | 6235 | 8 |
| ei | 273 | 2790 | 6 |
| ki | 250 | 2681 | 6 |
| aei | 235 | 2218 | 6 |
| aki | 235 | 2052 | 6 |
| kei | 181 | 1426 | 4 |
| wie | 185 | 2001 | 4 |
| dep | 84 | 759 | 4 |
| kup | 109 | 729 | 4 |
| b | 148 | 2697 | 4 |
| g | 120 | 1958 | 4 |
| **gesamt** | **662** | **25546** | |

Die mit Abstand meisten Arten und Individuen wurden auf „w“ nachgewiesen (Tab. 29). Hier waren allerdings acht Gelbschalen aufgestellt, während in den größeren Gehölzen sechs Schalen standen und in den kleineren Gehölzen und auf den Offenlandflächen jeweils nur vier.
Ein Zusammenhang zwischen Individuenzahl und Artenzahl scheint in den meisten Fällen vorhanden zu sein, wenngleich ein direkter Vergleich aufgrund der unterschiedlichen Probengröße und Erfassungszeit zu Fehleinschätzungen führen würde. Deshalb wird im Kap. 4.4.5. versucht, durch die Anwendung von stichprobenunabhängigen Rarefaction-Methoden eine Zustandsanalyse und Bewertung der Flächen vorzunehmen.

### 4.4.2. Ökologische Charakterisierung des Artenspektrums

Die Einteilung erwies sich als kompliziert, da sich die Ernährungsweisen zwischen Larven und Imagines oft unterscheiden und letztere entweder nur kurzzeitig einen sogenannten „Reifungsfraß“ machen oder gar keine Nahrung aufnehmen bzw. nur gelegentlich Blütenpollen oder ausfließenden Baumsaft aufnehmen. Die Bedeutung der Ernährungsweise aus ökologischer Sicht ist zudem differenziert zu bewerten. Obwohl vorwiegend die Larven die entscheidende Rolle spielen, besitzen die Imagines als Blütenbesucher bzw. Bestäuber und Pollenfresser eine nicht zu unterschätzende Rolle bei einer ganzheitlichen, ökosystemaren Betrachtung. Von vielen Larven und selbst bei den Imagines einiger Arten ist die Ernährungeweise nur unzureichend oder überhaupt nicht bekannt. Es wurde folgende Einteilung getroffen:
- Zoophage - Larve und (oder) Imago ernähren sich überwiegend von lebenden Tieren (z.B. die meisten Carabidae, Histeridae, Silphidae/*Xylodrepa*, Staphylinidae, Lycidae, Lampyridae, Cantharidae, Malachidae, Melyridae, Cleridae, Rhizophagidae, Coccinellidae part., Phytidae, Tenebrionidae/*Hypophloeus*, Anthribidae*/Brachytarsus* u.a.).
- Phytophage - Larve und (oder) Imago fressen grüne Pflanzen, deren Früchte oder Samen oder in unverholzten Teilen der Sproßachse und Wurzeln usw. (z.B. Silphidae/*Blitophaga*, einige Malachidae, Byrrhidae, Byturidae, Nitidulidae, Phalacridae, Coccinellidae/*Subcoccinella*, Oedemeridae/*Oedemera*, Mordellidae/ *Mordellistena/ Anaspis*, Lagriidae, Alleculidae, Scarabaeidae/ *Serica*/ *Phyllopertha*, Cerambycidae/ *Agapanthia*/ *Phytoecia*, Chrysomelidae, Bruchidae, Curculionidae).
- Mycetophage - Larve und (oder) Imago leben von Pilzen aller Art (z.B. die meisten Liodidae, Scaphidiidae, Erotylidae, Cryptophagidae, Lathridiidae, Mycetophagidae, Colydiidae, Cisidae, Anobiidae/ *Dorcatoma*, Serropalpidae/ *Zilora*/ *Conopalpus*, Alleculidae/ *Mycetochara*, Tenebrionidae/ *Diaperis*, Scolytiidae/ *Xyleborus*/ *Xyloterus* u.a.).
- Necrophage - Larve und (oder) Imago leben von toten Tieren, (z.B. die meisten Silphidae, teilweise Catopidae, Dermestidae*/ Dermestes* u.a.).
- Xylophage - Larve und (oder) Imago leben von Holz und Holzstoffen, wie z.B. Rinde und Bast (z.B. Elateridae part., Eucnemidae, die meisten Buprestidae, Bostrychidae, die meisten Anobiidae, Cerambycidae und Scolytidae, Curculionidae/ *Acalles*).
Unter „restliche“ sind u.a. omnivore Arten (z.B. einige Carabidae*/ Harpalus/ Amara,* Elateridae part., Throscidae, Helodidae, Nitidulidae/ *Epurea*/ *Omosita*, Cucujidae/ *Monotoma*, Cryptophagidae/ *Antherophagus*, Ptinidae, Aderidae, Anthricidae, Alleculidae/ *Gonodera/ Cteniopus* u.a.), detrito- bzw. saprophage

Arten (z.B. *Helophorus,* Hydrophilidae*/ Sphaeridium/ Cercyon* u.a.) sowie coprophage Arten (z.B. Scarabaeidae*/ Geotrupes/ Onthophagus/ Aphodius* u.a.) zusammengefaßt.

### 4.4.2.1. Ernährungstypen

Phyto- und zoophage Käfer besitzen annähernd gleich große Arten- und Individuenanteile. Sie stellen jeweils ca. ein Drittel des Gesamtfanges (Abb. 4/30). Viele blütenbesuchende Käferarten, beispielsweise die meisten Bock- und Prachtkäferarten (Cerambycidae, Buprestidae) wurden den Xylophagen zugeordnet, da die Larven sich von Holz ernähren. Aus diesem Grund ist der Anteil der Xylophagen recht hoch. Außerdem zählen zu dieser Gruppe viele dämmerungs- und nachtaktive Arten, die offenbar beim Schwärmflug in die Schalen geraten sind.
Ein ausgeprägtes Schwärmverhalten zeigen viele Mycetophagen (z.B. Cryptophagidae, Lathridiidae).
Die relativ hohen Arten- und Individuenanteile der Necrophagen haben ihre Ursache in der Lockwirkung der Gelbschalen durch Verwesungsgeruch (s. Kap. 4.4.1., 6.5.2.).

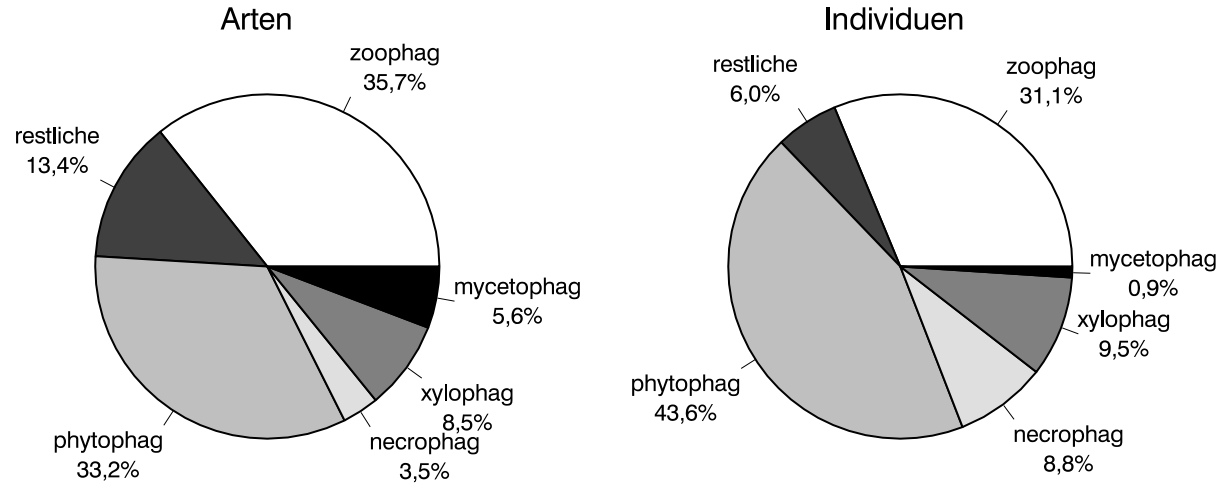



Abb. 4/30: Ernährungstypen der Käfer aus Gelbschalenfängen

#### 4.4.2.2. Habitatbindung

Etwa 40 % aller Arten und Individuen leben vorwiegend auf Pflanzen (Abb. 4/31). Neben den phytophagen Blatt- und Rüsselkäfern (Chrysomelidae, Curculionidae) zählen auch viele Zoophage zu dieser Gruppe, beispielsweise der Kleine Puppenräuber (*Calosoma inquisitor*), der Aaskäfer *Xylodrepa quadripunctata*, viele Weichkäfer (Cantharidae) und Marienkäfer (Coccinellidae) - u.a. 13 Arten aus der Gattung *Scymnus*. Eine Lockwirkung durch die Gelbschalen ist, wie bereits oben erwähnt, nicht auszuschließen. Mit Hilfe der Streifsack- und Klopfschirmfänge, die u.a. auch in der Nähe der Schalenstandorte durchgeführt wurden, konnte ebenfalls ein Großteil der häufigeren „Gelbschalen"-Arten in z.T. hohen Individuendichten festgestellt werden.
Unter den „Schwärmern" sind beispielsweise humicole, nidicole, myrmecophile, fungicole oder auch ripicole Arten zusammengefaßt. Sie leben meist am Boden in speziellen Substraten und verlassen diese nur bei feucht-warmer Witterung zum Schwärmflug, sei es zur Geschlechterfindung und Paarung oder zur Migration und zur Besiedlung neuer Lebensräume. Bei letzteren (z.B. Schwimmkäfer der Gattung *Hydroporus*) ist sogar anzunehmen, daß sie die Gelbschalen als temporäres Kleingewässer „ansahen" und besiedeln wollten.

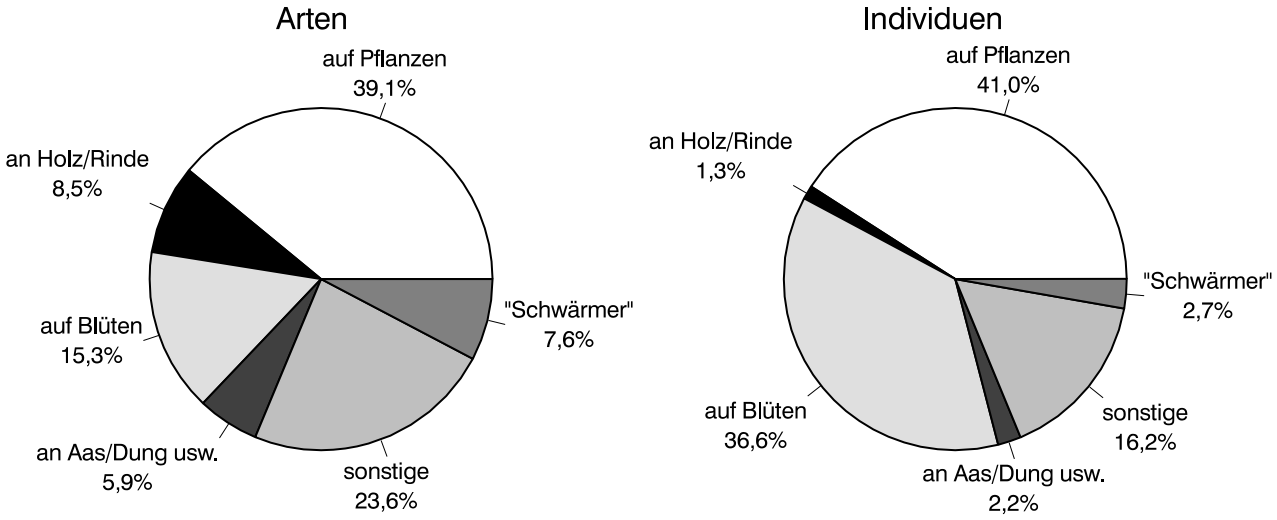



Abb. 4/31: Bevorzugter Lebensraum der Käfer aus den Gelbschalenfängen

Unter anderem gelang auch der Nachweis des ca. 2 cm großen Kurzflüglers *Velleius dilatatus*. Diese Art lebt in Hornissennestern und wird deswegen nur selten gefangen. Nachts sollen die Tiere umherfliegen und Saftflüsse aufsuchen (LOHSE in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1964).
Die „Holz/Rinde"-Arten setzen sich vor allem aus xylodetritocolen (Holzdetritusbewohner) sowie corticolen Arten (Rindenbewohner) zusammen. Darunter werden beispielsweise Lycidae, Elateridae *(Ampedus, Melanotus),* z.T. *Ptinus* und *Aderus,* einige Cerambycidae und Anthribidae *(Tropideres)* gezählt, sowie Carabidae *(Dromius);* einige Staphylinidae*;* Cleridae *(Thanasimus);* Rhizophagidae*;* Phytidae *(Rhinosimus);* Serropalpidae *(Zilore sericea);* Tenebrionidae *(Hypophloeus)* u.a. (s. Anh. 2b).

Unter „sonstige" sind meist einzelne Arten oder kleine Artengruppen mit unterschiedlichster Bindung an spezifische Habitatstrukturen zusammengefaßt, zum Beispiel succicole (an Pflanzensäften lebend), psammophile (an Sand gebunden), campicole (auf Felder lebend), paludicole (in Sümpfen lebend), synanthrope (in mehr oder weniger enger Gemeinschaft mit Menschen lebend) Arten u.a. Hierzu gehören auch alle Arten, bei denen eine engere Bindung nicht vorhanden oder nicht bekannt ist. Einige Arten dieser „sonstigen" könnten durchaus auch zu den „Schwärmern" gerechnet werden.

### 4.4.2.3. Faunistische Besonderheiten sowie die häufigsten Arten

Insgesamt gibt es 120 Käferarten, die nur mit den Gelbschalen nachgewiesen werden konnten. Auf jeder der Untersuchungflächen wurden faunistisch bemerkenswerte Arten gefunden. Entweder handelt es sich dabei um allgemein seltene bzw. gefährdete Arten oder um „echte" Einzelnachweise nur für die jeweilige Fläche, d.h. diese Arten konnten auch nicht oder nur vereinzelt mit den anderen Fangmethoden gefunden werden, z.B.:

- „w" : *Velleius dilatatus, Trichodes alvearius, Adrastus racifer, Scymnus quadrimaculatus, Xylopertha retusa, Dorcatoma robusta, Conopalpus testaceus, Lasiorhynchites coeruleocephalus*
- „ei" : *Triplax russica, Mycetochara linearis, Xylotrechus arvicola, Lasiorhynchites sericeus*
- „ki" : *Dromius marginellus*
- „aei" : *Aderus populneus, Anisarthron barbipes, Tropideres albirostris*
- „aki" : *Nemosoma elongatum, Zilora sericea, Stenostola dubia*
- „kei" : *Phytoecia coerulescens*
- „wie": *Lebia crux-minor, Platynaspis luteorubra, Apion confluens, Gymnaethron anthirrini*
- „b" : *Ceutorhynchus sulcicollis*

Der Anlockungseffekt der Gelbschalen wird bei den „echten“ blütenbesuchenden Käfern deutlich sichtbar, die fast 40 % aller Individuen stellen, aber nur ca. 15 % aller Arten. Zu dieser Gruppe gehören vor allem Weichkäfer (Cantharidae), Malachidae, Prachtkäfer (Buprestidae), Byturidae, Glanzkäfer (Nitidulidae), Phalacridae, Scheinbockkäfer (Oedemeridae), Alleculidae, Rosenkäfer (Scarabaeidae/ *Cetoninae*), Bockkäfer (Cerambycidae) sowie einige Rüsselkäfer (Curculionidae). Auch scheinen die Marienkäfer (Coccinellidae) eine gewisse Affinität für Blüten zu besitzen. Die häufigsten Arten sind in Tabelle 30 aufgelistet.

Nur auf Brache und Grünland wurden z.B. *Necrophorus sepultor, Philonthus spiniger* und *Geotrupes spiniger* gefunden. Nur auf „w“ und „ei“ konnten *Scymnus interruptus* und *S. bipunctatus* nachgewiesen werden und nur in den Gelbschalen diesen beiden Flächen sowie „ki“ waren *Cantharis discoidea*, eine montane Weichkäferart und *Xylopertha quadripunctata,* eine Aaskäferart, die in der Strauch- und Baumschicht lebt und Schmetterlingslarven frißt, vorhanden.

Tab. 30:
Die häufigsten Arten (> 0,5 % Individuenanteil am Gesamtfang) mit Angaben zu Blütenpräferenz und sonstigen Ansprüchen

| Wissenschaftlicher Name | Familie | Anzahl | Blüten-besucher | sonstige Ansprüche |
|---|---|---|---|---|
| *Meligethes aeneus* | NITIDULIDAE | ca. | x | |
| *Necrophorus vespillo* | SILPHIDAE | 1374 | | necrophil |
| *Ceutorhynchus quadridens* | CURCULIONIDAE | 1298 | x | |
| *Cantharis livida* | CANTHARIDAE | 774 | x | |
| *Neosirocalus floralis* | CURCULIONIDAE | 700 | x | |
| *Coccinella septempunctata* | COCCINELLIDAE | 611 | | aphidophag |
| *Cantharis obscura* | CANTHARIDAE | 585 | x | |
| *Agrilus olivcolor* | BUPRESTIDAE | 580 | x | |
| *Agrilus laticornis* | BUPRESTIDAE | 555 | x | |
| *Dasytes plumbeus* | MELYRIDAE | 526 | | arboricol |
| *Oedemera lurida* | OEDEMERIDAE | 502 | x | |
| *Attelabus nitens* | CURCULIONIDAE | 427 | | arboricol |
| *Thanatophilus sinuatus* | SILPHIDAE | 415 | | necrophil |
| *Cantharis fusca* | CANTHARIDAE | 383 | x | |
| *Propylaea quatuordecimpunc.* | COCCINELLIDAE | 369 | | aphidophag |
| *Calathus fuscipes* | CARABIDAE | 343 | | zoophag |
| *Phyllobius argentatus* | CURCULIONIDAE | 322 | | arboricol |
| *Necrophorus sepultor* | SILPHIDAE | 303 | | necrophil |
| *Thea vigintiduopunctata* | COCCINELLIDAE | 301 | | aphidophag |
| *Adalia decempunctata* | COCCINELLIDAE | 284 | | aphidophag |
| *Strangalia melanura* | CERAMBYCIDAE | 282 | x | |
| *Agrilus angustatus* | BUPRESTIDAE | 266 | x | |
| *Ceutorhynchus assimilis* | CURCULIONIDAE | 262 | x | |
| *Mordellistena pumila* | MORDELLIDAE | 257 | x | |
| *Rhynchaenus quercus* | CURCULIONIDAE | 249 | | arboricol |
| *Scymnus rubromaculatus* | COCCINELLIDAE | 232 | | aphidophag |
| *Anaspis rufilabris* | MORDELLIDAE | 230 | x | |
| *Malachinus viridis* | MALACHIDAE | 226 | x | |
| *Attalus analis* | MALACHIDAE | 221 | x | |
| *Leptura livida* | CERAMBYCIDAE | 196 | x | |
| *Rhagonycha lignosa* | CANTHARIDAE | 187 | x | |
| *Amara familiaris* | CARABIDAE | 186 | | zoophag |
| *Lema melanopus* | CHRYSOMELIDAE | 183 | | graminicol |
| *Oxytelus tetracarinatus* | STAPHYLINIDAE | 171 | | zoophag |
| *Cantharis rustica* | CANTHARIDAE | 171 | x | |
| *Anthaxia quadripunctata* | BUPRESTIDAE | 168 | x | |
| *Throscus carinifrons* | THROSCIDAE | 161 | | arboricol |
| *Phyllobius vespertinus* | CURCULIONIDAE | 161 | | herbicol |
| *Oedemera virescens* | OEDEMERIDAE | 159 | x | |
| *Mordella holomelaena* | MORDELLIDAE | 149 | x | |
| *Agrilus graminis* | BUPRESTIDAE | 142 | x | |
| *Mordella brachyura* | MORDELLIDAE | 141 | x | |

### 4.4.3. Diversität und Evenness

Das Fangergebnis wird in erster Linie beeinflußt von der unterschiedlichen Anzahl der Gelbschalen sowie der verschieden langen Fangzeit. Somit ergibt sich sowohl bei den Arten- und Individuenzahlen als auch bei den drei Diversitätswerten eine mehr oder weniger deutliche Abstufung vom 8,5 ha großen Gehölz „w“ (acht Gelbschalen, zwei Vegetationsperioden) über die 0,5 - 1,2 ha großen Gehölze „ei“, „ki“, „aei“, „aki“ (sechs Gelbschalen, zwei Vegetationsperioden) bis hin zu den Offenlandflächen, bei denen mit jeweils vier Gelbschalen erfaßt wurde und die Fangzeit kürzer war. Eine Ausnahme bildet die blütenreiche, magerrasenartige Wiese „wie“, deren Werte eher denen der strukturreichen Gehölze gleichen als denen der Offenlandbiotope (Abb. 4/32).
Bei Gegenüberstellung der Diversitätswerte nach SHANNON und BRILLOUIN (Abb. 4/32, oberen Diagramm) sind nur geringe Unterschiede festzustellen. Selbst bei Herausfiltern nur einer Käferfamilie (z.B. Curculionidae) waren keine tendenziellen Unterschiede zwischen beiden Indizes erkennbar. Neben dem relativ großen Stichprobenumfang ist offenbar die Heterogenität der meisten Gehölze (einschließlich ihrer Rand-

strukturen) und damit ein weitestgehendes Fehlen von vorrangig anthropogen verursachten Ungleichgewichten der Faunenzusammensetzung für obiges Ergebnis verantwortlich. Außerdem wurden die zu Tausenden in die Schalen geratenen Glanzkäfern (vorwiegend *Meligethes aeneus*) nicht vollständig ausgelesen.

Bei der Berechnung des Diversitätsmaßes „$\alpha$ (log serie)“ sind jedoch nach Prüfung mit einem t-Test bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p < 0,05$ oder $< 0,01$ für die meisten Flächen signifikante Unterschiede erkennbar. Da dieser Index die Form der Häufigkeitsverteilung der Arten in einer Gemeinschaft beschreibt, widerspiegelt die Höhe der Werte, die Anzahl der Arten, besonders die der Einzelnachweise sowie die in wenigen Exemplaren nachgewiesenen Arten.
Allerdings sind die teilweise recht hohen Artenzahlen und Diversitätswerte bezogen auf mehrjährige Untersuchungen differenziert zu betrachten. Sowohl die Flächen an den Gehölzrändern, auf denen Gelbschalen positioniert waren als auch die Offenlandflächen sind von rasch ablaufenden Sukzessionsprozessen und damit einer relativ großen Besiedlungsdynamik unterworfen. Pionierarten, beispielsweise Besiedler offenen Bodens oder Phytophage mit enger Bindung an Ruderalpflanzenarten, sind meist nur 1-2 Jahre präsent. Bei Zunahme der Vegetationsdichte ändert sich auch das Artenspektrum rasch, sowohl bei Zoophagen als auch bei Phytophagen.
Obwohl in den beiden Untersuchungsjahren einzeln gesehen eine relativ geringe Artenzahl festgestellt werden kann, kommt es über die zwei Vegetationsperioden zu einer Artenakkumulation, einerseits aufgrund eines sich offenbar vollziehenden Faunenwechsels und andererseits wegen vieler Zufallfänge. Beispielsweise wurden auf der Ackerbrache „b“ im ersten Jahr 99 und im 2. Jahr 90 Arten gefunden. Der Anteil der in beiden Jahren nachgewiesen gleichen Arten beträgt nur 27,7 %, während er bei den Gehölzen immerhin zwischen 32 und 36 % liegt.

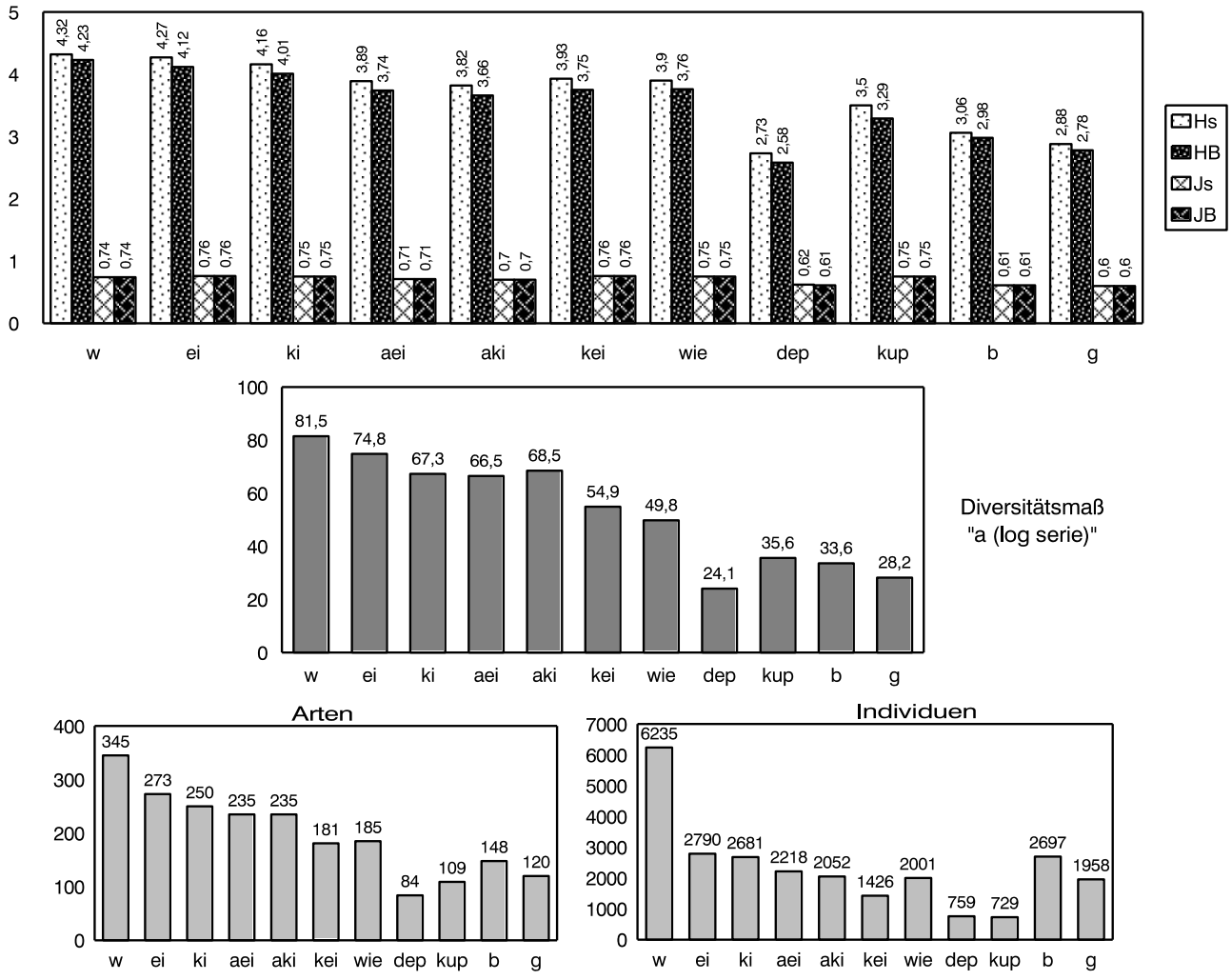


Abb. 4/32: Diversitätsindizes sowie Arten- und Individuenzahlen der Gelbschalenfänge auf acht HUF (ohne „kst“) sowie den 3 Flächen „wie“, „dep“ und „kup“ ; Oberes Diagramm: Artendiversität nach SHANNON-WIENER und BRILLOUIN sowie Evenness beider Indizes (Hs = SHANNON-Index; HB = BRILLOUIN-Index; Js , JB Evenness von SHANNON- bzw. BRILLOUIN-Index); Mittleres Diagramm: Diversitätsmaß „$\alpha$ (log serie)“; Untere Diagramme: Arten- und Individuenzahlen

Insgesamt spiegeln die Diversitätswerte die Gegebenheiten auf den Gehölze recht gut wider. Der „äußere“ Eindruck zur naturschutzrelevanten Wertigkeit bzw. Qualität der Flächen, der während der vielen Exkursionen entstand, wird durch die rechnerisch ermittelten Werte bestätigt. Im Gegensatz zu den Bodenfallenfängen wirken sich bei den Gelbschalenfängen bzw. der damit ermittelten Käferzönosen, die negativen anthropogenen Beeinflussungen, wie sie vor allem auf den Flächen „aei“, „aki“, „dep“ und „g“ vorherrschen, deutlicher durch niedrigere Diversitätswerte aus (vgl. auch Kap. 4.3.4.1.). Obwohl beispielsweise auf „aei“ und „aki“ etwa 50 Arten mehr nachgewiesen wurden, als auf „kei“ und „wie“, konnten für letztere, strukturreiche und aus naturschutzfachlicher Sicht wertvollen Flächen höhere Diversitätswerte ermittelt werden.

### 4.4.4. Ähnlichkeit der Untersuchungsflächen

Besonders bei den selektiv fangenden Gelbschalen ist die Anwendung von Indizes, die die Dominanzen bzw. die Häufigkeiten der Arten berücksichtigen, sehr problematisch. Die Überbewertung von wenigen Arten mit hoher Individuenzahl, wie sie für den RENKONEN-Index und die Diversitätsdifferenz nach MACARTHUR zu erwarten sind, kann zu Fehleinschätzungen führen. Somit differenziert der SÖRENSEN-Index, der nur das Vorhandensein gemeinsamer Arten berücksichtigt, die Ähnlichkeiten der Artenzusammensetzungen wohl besser.

Diversitätsdifferenz nach MACARTHUR

| | w | ei | ki | aei | aki | kei | wie | dep | kup | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w | | 0,14 | 0,14 | 0,24 | 0,28 | 0,18 | 0,35 | 0,38 | 0,38 | 0,44 | 0,49 |
| ei | | | 0,15 | 0,23 | 0,26 | 0,19 | 0,31 | 0,36 | 0,34 | 0,41 | 0,46 |
| ki | | | | 0,26 | 0,3 | 0,21 | 0,36 | 0,42 | 0,38 | 0,43 | 0,51 |
| aei | | | | | 0,18 | 0,16 | 0,36 | 0,36 | 0,4 | 0,4 | 0,39 |
| aki | | | | | | 0,18 | 0,36 | 0,36 | 0,42 | 0,4 | 0,41 |
| kei | | | | | | | 0,38 | 0,39 | 0,4 | 0,45 | 0,47 |
| wie | | | | | | | | 0,3 | 0,21 | 0,37 | 0,43 |
| dep | | | | | | | | | 0,29 | 0,4 | 0,47 |
| kup | | | | | | | | | | 0,4 | 0,51 |
| b | | | | | | | | | | | 0,19 |
| g | | | | | | | | | | | |

Dominanzidentität nach RENKONEN

| | w | ei | ki | aei | aki | kei | wie | dep | kup | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w | | 0,63 | 0,6 | 0,46 | 0,41 | 0,57 | 0,34 | 0,28 | 0,32 | 0,25 | 0,23 |
| ei | | | 0,61 | 0,5 | 0,45 | 0,56 | 0,4 | 0,33 | 0,41 | 0,32 | 0,24 |
| ki | | | | 0,45 | 0,38 | 0,52 | 0,36 | 0,24 | 0,34 | 0,29 | 0,2 |
| aei | | | | | 0,53 | 0,58 | 0,35 | 0,38 | 0,32 | 0,3 | 0,28 |
| aki | | | | | | 0,59 | 0,33 | 0,37 | 0,29 | 0,29 | 0,25 |
| kei | | | | | | | 0,32 | 0,3 | 0,32 | 0,27 | 0,24 |
| wie | | | | | | | | 0,39 | 0,53 | 0,33 | 0,27 |
| dep | | | | | | | | | 0,44 | 0,26 | 0,19 |
| kup | | | | | | | | | | 0,33 | 0,2 |
| b | | | | | | | | | | | 0,55 |
| g | | | | | | | | | | | |

Ähnlichkeitsindex nach WAINSTEIN

| | w | ei | ki | aei | aki | kei | wie | dep | kup | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w | | 27,4 | 26 | 16,8 | 14,4 | 20,4 | 9,92 | 3,17 | 6,52 | 5,97 | 4,38 |
| ei | | | 26,1 | 20,6 | 16,9 | 20,7 | 14,6 | 5,59 | 9,44 | 8,39 | 4,99 |
| ki | | | | 16,4 | 14,5 | 20,2 | 12,3 | 3,97 | 7,99 | 7,15 | 3,89 |
| aei | | | | | 22,3 | 22,2 | 10,7 | 5,59 | 7,12 | 8,03 | 7,5 |
| aki | | | | | | 20,8 | 9,16 | 5,89 | 5,61 | 6,75 | 6,03 |
| kei | | | | | | | 8,43 | 4,8 | 7,4 | 6,4 | 5,03 |
| wie | | | | | | | | 8,05 | 18 | 11 | 7,26 |
| dep | | | | | | | | | 10,8 | 6,91 | 3,76 |
| kup | | | | | | | | | | 7,28 | 3,57 |
| b | | | | | | | | | | | 23 |
| g | | | | | | | | | | | |

Ähnlichkeitsquotient nach SÖRENSEN

| | w | ei | ki | aei | aki | kei | wie | dep | kup | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w | | 60,5 | 60,2 | 53,4 | 51,7 | 52,8 | 45,3 | 20,5 | 33,5 | 38,5 | 31,8 |
| ei | | | 60 | 58,3 | 54,3 | 54,2 | 53,3 | 29,1 | 37,7 | 41,8 | 34,1 |
| ki | | | | 53,6 | 55,7 | 56,2 | 51,5 | 28,7 | 37,9 | 39,7 | 32,4 |
| aei | | | | | 59,6 | 55,3 | 47,1 | 25,7 | 36 | 42,3 | 41,7 |
| aki | | | | | | 51,9 | 43,8 | 27,6 | 32,6 | 37,6 | 38,3 |
| kei | | | | | | | 42,1 | 27,9 | 37,2 | 38,3 | 34,6 |
| wie | | | | | | | | 34,2 | 51 | 49,8 | 42,6 |
| dep | | | | | | | | | 39,4 | 41,4 | 32,4 |
| kup | | | | | | | | | | 36,6 | 32,3 |
| b | | | | | | | | | | | 59 |
| g | | | | | | | | | | | |

Abb. 4/33:
Ähnlichkeit der Artenspektren aus den Gelbschalen der Untersuchungsflächen: Diversitätsdifferenz nach MACARTHUR, Dominanzidentität nach RENKONEN, Ähnlichkeits-Index nach WAINSTEIN, Ähnlichkeitsquotient nach SÖRENSEN (je dunkler die Quadrate, desto größer die Ähnlichkeit) (s. Kap. 3.6.)

Um die Ähnlichkeitsverhältnisse anschaulicher darzustellen, sind in Abbildung 4/33 wiederum unterschiedlich abgestufte Füllmuster verwendet worden. Je dunkler die Kästchen, desto größer die Ähnlichkeit. Da bei allen in dieser Arbeit enthaltenen Ähnlichkeitsdiagrammen die gleichen Grenzen bzw. Intervalle verwendet wurden (s. Tab. 1, Kap. 3.6.), sind die unterschiedenen Käfergruppen (Carabidae, Staphylinidae, restliche Käferfamilien) miteinander vergleichbar bzw. bewertbar. Außerdem können fangmethodisch bedingte Unterschiede analysiert werden.

Im Vergleich zu MACARTHUR- und RENKONEN-Index ist beim SÖRENSEN-Index eine weitaus geringere Ähnlichkeit der Artengemeinschaften erkennbar (keine schwarzen Kästchen, daß heißt die Flächenpaare haben weniger als 60 % gemeinsame Arten - im Gegensatz zu den Bodenfallenfängen). Somit wird obige Vermutung bestätigt: Die schwarzen Kästchen der oberen zwei Netzdiagramme täuschen eine große Artenähnlichkeit zwischen vielen Flächen vor, was durch hohe Individuenzahlen einiger, weniger Blütenbesucher verursacht wird.

Der WAINSTEIN-Index (Produkt von RENKONEN- und JACCARD-Index) kann nicht als Alternative angesehen werden. Da beide Indizes gleichwertig in die Berechnung eingehen, läßt sich schwer einschätzen, inwieweit eine Überbewertung der Dominanzen das Ergebnis beeinflußt. Bei den Bodenfallenfängen schien die Dominanz zu überwiegen, hier offenbar die Artnachweise bzw. der SÖRENSEN-Index.

Die relativ strukturreichen Gehölze „w“, „ei“ und „ki“ weisen die größten Gemeinsamkeiten im Artenspektrum auf. 60 % der Arten kommen gemeinsam vor. Aber auch die anderen Gehölze sowie die unmittelbar neben einem Gehölz befindliche Wiese „wie“ besitzen noch relativ gute Übereinstimmungen im Arteninventar. Etwas mehr als die Hälfte der Arten sind auf den jeweiligen Flächenpaaren vorhanden. Die zwei

Offenlandflächen Brache („b“) und Grünland („g“) sind sich ebenfalls ziemlich ähnlich. Die offene Sukzessionsfläche auf der Deponie („dep“) und die Fläche „kup“, haben die geringsten Gemeinsamkeiten zu den anderen Flächen (hellgraue Kästchen, d.h. weniger als ein Drittel gemeinsame Arten). Auffällig ist, daß die Brache mit den meisten Flächen recht gute Gemeinsamkeiten im Artenspektrum besitzt (rechtes unteres Diagramm - SÖRENSEN-Index).

In den Gelbschalen werden fast ausschließlich flugfähige Tiere gefangen. Aufgrund des Strukturreichtums des Gebietes, der relativ geringen Distanzen zwischen den Gehölzen (50-300 m) sowie der vielen Saumstrukturen und Brachen bzw. extensiv genutzten Flächen kann von einer guten Vernetzungssituation ausgegangen werden. Da die Gehölze meist sehr heterogen aufgebaut sind und im Grunde genommen überall ähnliche Strukturen (z.B. südexponierte Säume mit Schlehen, Baumarten: Eiche, Hainbuche, Kiefer, Birke) vorherrschen, dienen sie einerseits als Trittsteinbiotope als auch direkt als Entwicklungsstätten für viele ausbreitungsfähige bzw. migrationsfreudige Arten. Dennoch konnten sich flächenspezifische Besonderheiten im Artenspektrum ausprägen, was als eine wesentliche Ursache des enormen Artenreichtums des Untersuchungsgebietes zu werten ist. Die flächenspezifischen Besonderheiten werden mit der Gelbschalen-Fangmethodik bzw. der damit erfaßten Käferfauna deutlicher charakterisiert, als mit Bodenfallenfängen.

Die Deponie-Fläche („dep“) unterscheidet sich durch ihre extrem anthropogen beeinflußte Oberfläche (Sandaufschüttung auf einer erst zwei Jahre zuvor geschlossenen Mülldeponie) von allen anderen Biotopen am deutlichsten. Selbst auf einem Satellitenfoto hob sich diese Fläche farblich von der Umgebung ab und war als kleiner hellgelber Punkt deutlich erkennbar. Die waagerechte weiße Kästchenreihe (für „dep“) im rechten unteren Diagramm (SÖRENSEN-Index) verdeutlicht die Eigenständigkeit der Artenzusammensetzung bzw. ein wesentlich abweichendes Artenspektrum im Vergleich zu fast allen anderen Flächen. Durch das massenhafte Auftreten einiger weniger Käferarten, beispielsweise der blütenbesuchenden Rapsglanzkäfer und Scheinbockkäfer (z.B. *Meligethes aeneus, Oedemera lurida, Oe. virescens*) werden die wirklichen Unterschiede bei Einbeziehung der Individuenzahlen (MACARTHUR- und RENKONEN-Index) vermindert.
Die relativ große Ähnlichkeit zwischen „b“ und „g“ (rechtes unteres Diagramm - dunkelgraues Kästchen) läßt vermuten, daß sich hier Artengemeinschaften entwickeln, die so migrationsfreudig sind, daß sie beispielsweise nach einer Mahd diese Flächen schnell wieder besiedeln können. Außerdem tendiert die Vegetationszusammensetzung bzw. die Pflanzendichte auf der mehrjährigen Brache (1994 bereits vier Jahre) zunehmend in Richtung Grünland.

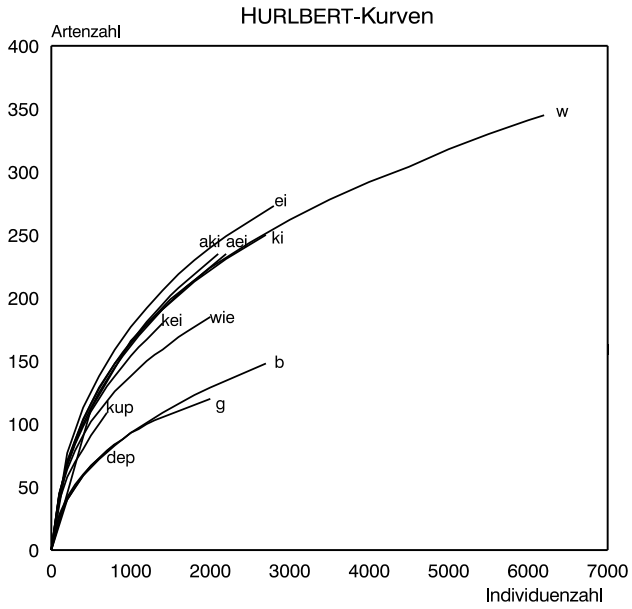
### 4.4.5. Rarefaction-Methoden zum Vergleich der Gehölze und Offenlandflächen

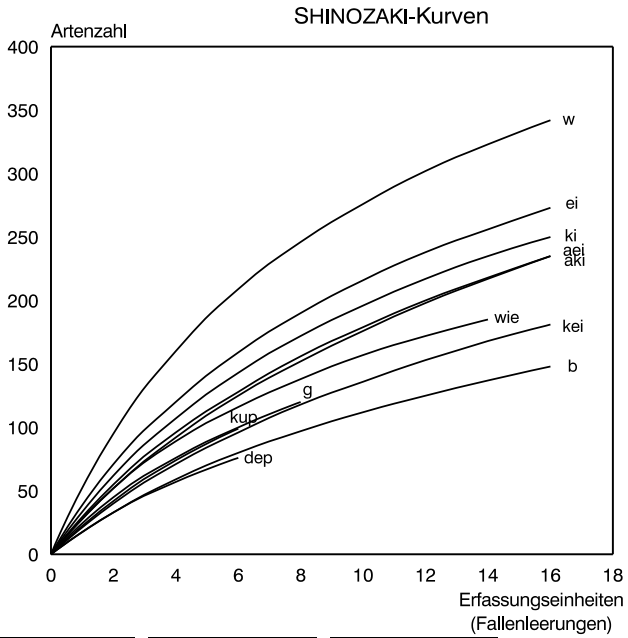
Ein direkter Vergleich der Artenzahlen führt zu Fehlinterpretationen, da die Gesamtindividuenzahlen extrem differieren (729 - 6235). Bei Interpolation der Individuenzahl mit Hilfe der Rarefaction-Methode nach HURLBERT auf eine einheitliche Probengröße von beispielsweise 500 oder 1000 Individuen werden die Flächen untereinander besser vergleichbar (Tab. 31 )

Tab. 31 :
Interpolierte Artenzahlen (HURLBERT-Methode) der Gelbschalenfänge auf den HUF(ohne „kst“) sowie den drei Flächen „wie“, „dep“ und „kup“

| Fläche | bei 500 Individuen | bei 1000 Individuen |
|---|---|---|
| w | 112 | 167 |
| ei | 127 | 177 |
| ki | 115 | 164 |
| aei | 113 | 162 |
| aki | 116 | 165 |
| kei | 110 | 154 |
| wie | 102 | 138 |
| dep | 91 | - |
| kup | 67 | - |
| b | 67 | 93 |
| g | 67 | 93 |

Bei 1000 Individuen besitzen fast alle Gehölze annähernd gleichgroße Artenzahlen. Lediglich das Eichengehölz „ei“ ist artenreicher und das kleine Eichengehölz „kei“ liegt etwas unter den fast gleichen Werten der anderen Gehölze.
Die Kurvenverläufe der Gehölze ähneln sich sehr. Der relativ steile Verlauf und die geringe Krümmung deuten darauf hin, daß mit zunehmender Individuenzahl der Anteil neuer Arten relativ groß war, d.h. eine Artensättigung ist noch nicht erkennbar. Das während eines 2jährigen Erfassungszeitraumes mit den Gelbschalen erhaltene Fangergebnis ist zwar beachtlich, muß aber dennoch nur als mehr oder weniger kleiner Ausschnitt des tatsächlich vorhandenen Artenspektrums eingeschätzt werden.
Aufgrund der relativ heterogenen Verhältnisse und geringen Distanzen zwischen den Gehölzen und einer Vielzahl von Kleinstrukturen, wie unbehandelte, breite, blütenreiche Ackerrandstreifen und Wegränder, Hecken, Brachen, Lesesteinhaufen usw. kann von einer guten Biotopvernetzungsituation ausgegangen werden.
Es ist zu vermuten, daß ein Großteil des gesamten Artenspektrums des Gebietes mehr oder weniger zufällig „irgendwann einmal“ auf den meisten der Gehölzinseln „landet“. Die Populationen sind einer relativ großen Dynamik unterworfen, da die eine oder andere standörtliche oder strukturelle Voraussetzung für eine dauerhafte Ansiedlung zu gering ausgeprägt ist bzw. fehlt oder zu große mikroklimatische Schwankungen auftreten.




| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| w: S=345<br>N=6235<br>Hs=4,32<br>E=0,74 | ei: S=273<br>N=2790<br>Hs=4,27<br>E=0,76 | ki: S=250<br>N=2681<br>Hs=4,16<br>E=0,75 | aei: S=235<br>N=2218<br>Hs=3,89<br>E=0,71 | aki: S=235<br>N=2052<br>Hs=3,82<br>E=0,70 | kei: S=181<br>N=1426<br>Hs=3,93<br>E=0,76 |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| wie S=185<br>N=2001<br>Hs=3,90<br>E=0,75 | dep: S=84<br>N=759<br>Hs=2,73<br>E=0,62 | kup: S=109<br>N=729<br>Hs=3,50<br>E=0,75 | b: S=148<br>N=2697<br>Hs=3,06<br>E=0,61 | g: S=120<br>N=1958<br>Hs=2,88<br>E=0,60 |

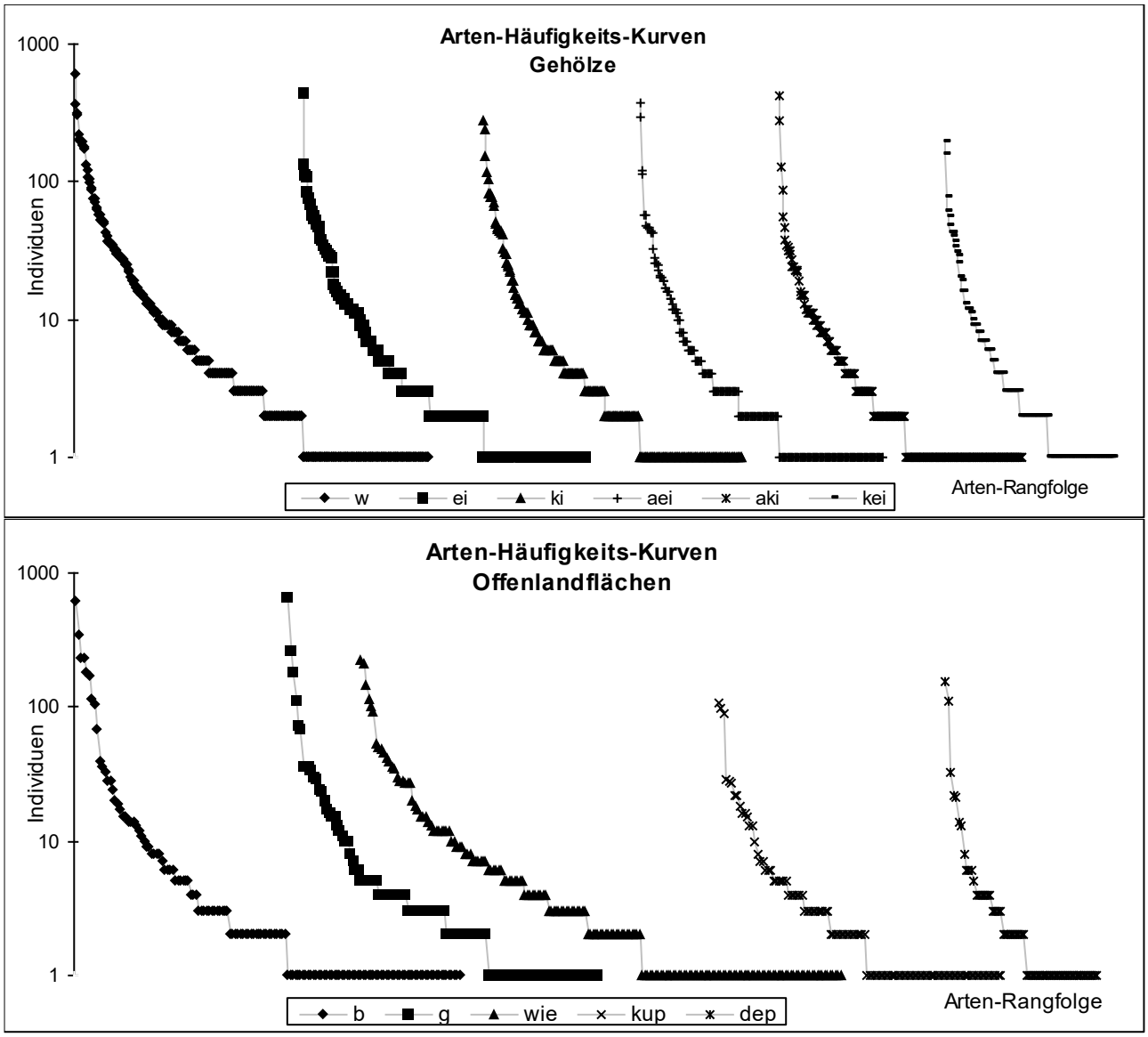



Abb. 4/34: HURLBERT- und SHINOZAKI-Kurven (obere zwei Diagramme) und dazugehörige Arten-Abundanz-Kurven (untere Diagramme) der Arten der Gelbschalenfänge der HUF (ohne „kst“) sowie der drei Flächen „wie“, „dep“, „kup“

Da jedoch in jedem Gehölz bestimmte spezifische Habitatstrukturen besonders gut ausgeprägt sind (z.B. Schlehen- oder Brombeerhecke, Krautsaum mit Dominanz von Zypressen-Wolfsmilch (Euphorbia cyparissias) oder Johanniskraut (Hypericum perforatum)), dienen sie auch direkt als Entwicklungs- und Ausbreitungszentren. Die kleineren Gehölze spielen als Trittsteinbiotope eine große Rolle, während die größeren Gehölze durchaus Voraussetzungen zur dauerhaften Entwicklung von Populationen vieler Arten bieten. Dies kommt auch im prozentualen Anteil der Einzelfunde zum Ausdruck (Abb. 4/35).
Bei den Gehölzen (erste 6 Säulen) ist der Anteil von Einzelnachweisen auf den kleineren Gehölzen gegenüber der 8,5 ha großen Waldvergleichsfläche „w“ und den strukturreichen Gehölzen „ei“ und „ki“ deutlich höher.

Für statistisch gesicherte Ergebnisse und Aussagen wären jedoch Langzeituntersuchungen über 5-10 Jahre notwendig. Außerdem müßten die Larvenstadien mit erfaßt werden, um eine Entwicklung der Arten auf den jeweiligen Flächen nachzuweisen, denn es ist nicht auszuschließen, daß einige Arten auf bestimmten Flächen regelmäßig und in großer Zahl vorkommen, sich aber nicht dort entwickeln. Ferner werden einige blütenreiche Säume eine große Bedeutung als wichtige Anziehungspunkte zur Geschlechterfindung besitzen, obwohl die Larvenentwicklung in anderen Biotopen stattfindet.

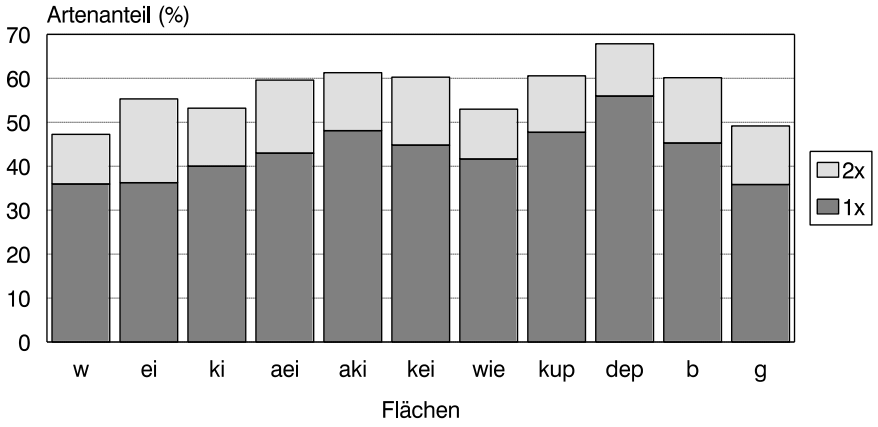
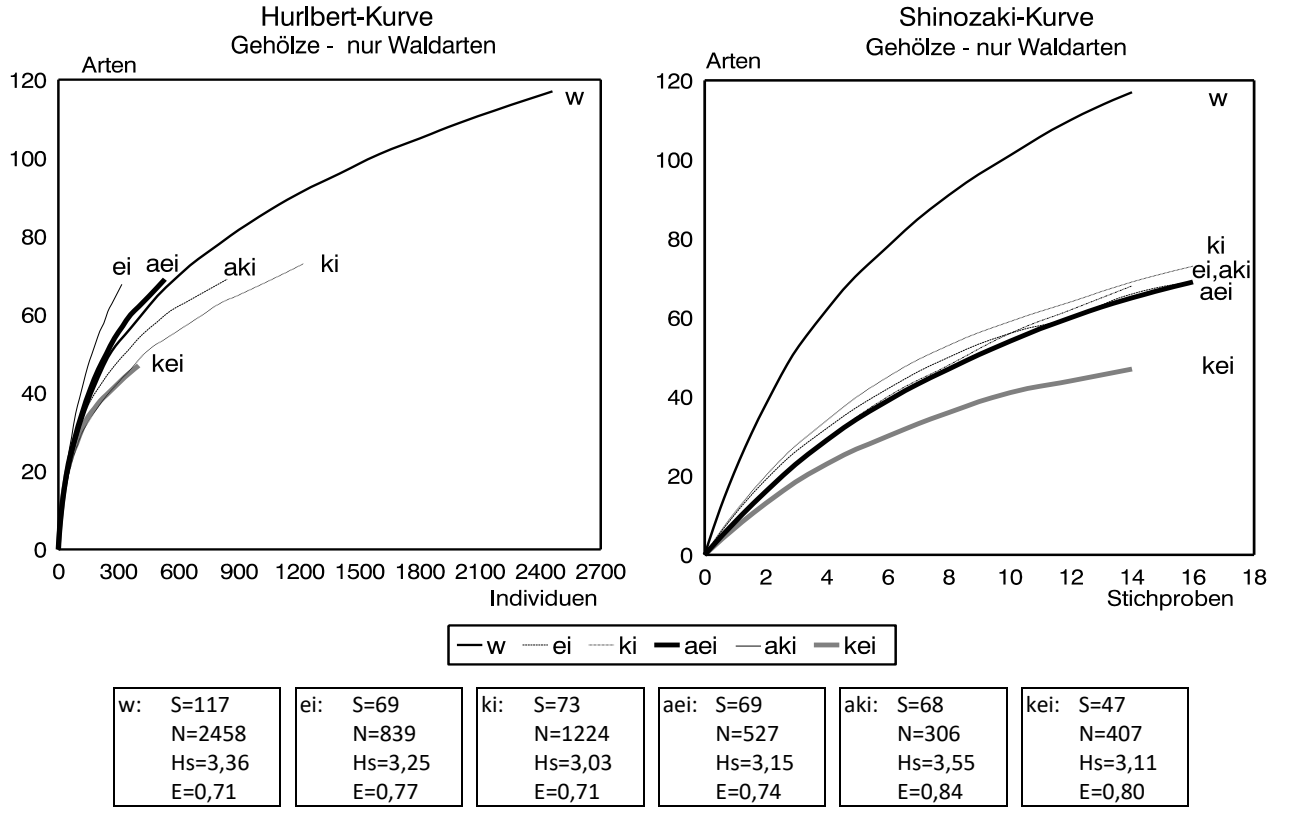



Abb. 4/35:
Prozentualer Anteil von Arten aus den Gelbschalenfängen, die nur ein- bzw. zweimal gefunden wurden

Bei Vergleich von Brache „b“ und Grünland „g“ erhält man unter Berücksichtigung aller oben dargestellten Parameter ein differenziertes Bild. Auf beiden Flächen ist der SHANNON-Index annähernd gleich groß (3,1 bzw. 2,9). Bei einer einheitlichen Probengröße von 1000 Individuen sind gleichhohe Artenzahlen zu erwarten (etwa 93 Arten). Vergleicht man jedoch die HURLBERT-Kurven beider Flächen und die dazugehörigen Arten-Häufigkeits-Kurven, sind Unterschiede zu erkennen. Bis etwa 1000 Individuen überlagern sich beide Kurven. Nach 1200 Individuen flacht die Kurve des Grünlandes ab, eine beginnende Artensättigung deutet sich an, während die Kurve der Ackerbrache fast geradlinig ansteigt. Letztere Fläche hat auch einen wesentlich höheren Anteil von Einzelnachweisen als das Grünland. Offenbar führen die rasch ablaufenden sukzessiven Prozesse auf der Brache zu einer großen Dynamik der Vegetationsentwicklung, was sich schließlich auch auf die Fauna auswirkt. Somit können bei mehrjährigen Untersuchungen hohe Artenzahlen nachgewiesen werden, die eine hohe Diversität vortäuschen könnten.
Die Kurven von „b“ und „dep“ sind nahezu identisch. Dies weist darauf hin, daß auf Fläche „dep“ ähnliche Sukzessionsprozesse ablaufen, wie auf der Brache „b“. Auch deren Evenness-Werte gleichen sich sehr. Der höhere $H_s$ -Wert auf „b“ wird lediglich durch die höhere Artenzahl verursacht, die offenbar mit der wesentlich größeren Erfassungszeit (Artenakkumulation ?) zusammenhängt.
Die „echten“ Offenlandflächen „b“, „g“ und „dep“ heben sich deutlicher von den anderen Flächen ab. Die Flächen „wie“ und „kup“ befinden sich in unmittelbarer Nähe von Gehölzen, so daß relativ viele an Gehölzen lebende Arten in den Gelbschalen gefangen werden konnten. Die Kurven und damit der Artzuwachs bei steigenden Erfassungsumfang ähnelt deshalb denen der Gehölze. Große Ähnlichkeiten gibt es auch in der Artenzusammensetzung (s. Abb. 4/33). Die SHINOZAKI-Kurven (rechtes Diagramm) besitzen ebenfalls einen relativ steilen, wenig gekrümmten Verlauf. Bei jeder Leerung konnte auf allen Flächen eine ziemlich große Zahl neuer Arten gefunden werden. Lediglich bei „wie“ deutet die Kurvenneigung auf eine beginnende Artensättigung hin.

Der Anteil von relativ eng an Wald gebundenen Käferarten (Abb. 4/36) ist auf der großen Gehölzinsel „w“ mit 34 % am höchsten, auf „ki“, „aei“ und „aki“ beträgt er etwa 30 % sowie auf „ei“ und „kei“ ca. 25 %. Der Indivduenanteil differiert stark. Auf „w“ beträgt er 40 % , auf „ei“ und „kei“ fast 30 %, auf „ki“ 46 %, auf „aei“ 24 %, und auf „aki“ nur 15 %.
Erwartungsgemäß sind die meisten Waldarten (117) auf der 8,5 ha großen Waldinsel „w“ gefunden worden. Auf den 0,5 - 1 ha großen Gehölzen „ei“, „ki“, „aei“ sowie „aki“ konnten etwa 70 Waldarten nachgewiesen werden und im kleinen Gehölz (0,08 ha Flächengröße) waren es 47 Arten. Bei „Herunterverdünnen“ auf eine einheitliche Probengröße von beispielsweise 200 Individuen erhält man folgende Artenzahlen: w=44; ei=41; ki=38; aei=46; aki=56; kei=37 Arten. Die relativ starke Krümmung der HURLBERT-Kurven von „kei“, „aei“ und vor allem „ei“ deutet darauf hin, daß ein ziemlich großer Teil der Waldarten bereits erfaßt wurde (Abb. 4/36 links). Erstaunlich steil ist der Kurvenverlauf von „aki“. Diese Fläche besitzt einen relativ großer Totholzanteil und damit günstige Voraussetzungen für eine Reihe von Waldarten. Allerdings handelt es sich im wesentlichen um Kiefern-Stangenholz sowie vereinzelt Zitterpappel, Esche und Eiche. Ein Großteil der Waldarten wurden nur in wenigen Individuen gefangen (siehe auch Arten-Häufigkeits-Kurve). Offenbar werden viele Arten durch das Totholz angelockt, finden aber in dem stark verlichteten Gehölz ungünstige Bedingungen vor, so daß sich keine individuenstarken Populationen aufbauen können.

Die SHINOZAKI-Kurve (Abb. 4/36 rechts) des kleinen Eichengehölzes „kei“ geht nach 14 Gelbschalenleerungen in 2 Jahren fast in eine Waagerechte über. Es ist eine weitestgehende Sättigung erreicht, daß heißt fast alle Waldarten konnten nachgewiesen werden. Auf der großen Waldinsel „w“ hingegen ist die Kurve noch sehr steil, was darauf schließen läßt, daß mit der 2jährigen Erfassung bei weitem noch nicht alle Waldarten gefunden wurden. In den vier mittelgroßen Gehölzen ist selbst nach 16 Schalenleerungen noch ein kontinuierlicher Artenzuwachs zu verzeichnen, wenngleich auf einem wesentlich niedrigeren Niveau als auf „w“. Die Kurvenverläufe dieser vier Gehölze ähneln eher dem von „kei“, was auf eine beginnende Artensättigung hindeutet.



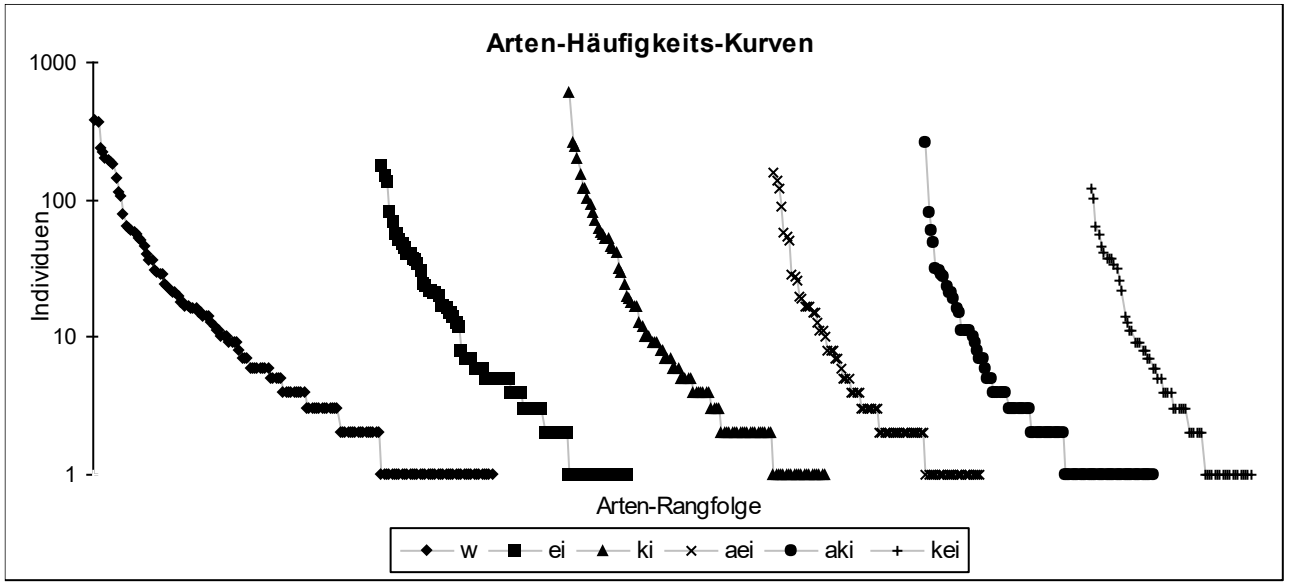




Abb. 4/36: HURLBERT- und SHINOZAKI-Kurven (obere zwei Diagramme) und dazugehörige Arten-Abundanz-Kurven (unteres Diagramm) der mehr oder weniger stark an Wald gebunden Arten aus den Gelbschalenfängen der 6 Gehölze

Mit Abstand den flachsten Verlauf der Arten-Abundanz-Kurve hat das große Gehölz „w“. Hier wurden die meisten Waldarten mit der gleichmäßigsten Individuenverteilung nachgewiesen. Obwohl dies teilweise auf die höhere Anzahl an Gelbschalen zurückzuführen ist, kann bei Einbeziehung der HURLBERT-Kurve geschlußfolgert werden, daß diese 8,5 ha große Fläche am ehesten Waldcharakter trägt, und einer wesentlich größeren Zahl anspruchsvollerer Arten Lebensraum bietet, als beispielsweise die 1 ha großen Gehölze.

### 4.4.6. Artengemeinschaft der Gehölze

| | | | |
|---|---|---|---|
| *Trechus quadristriatus* | *Cantharis obscura* | *Corticarina gibbosa* | *Strangalia melanura* |
| *Calathus fuscipes* | *Cantharis livida* | *Corticarina fuscula* | *Clytus arietis* |
| *Amara familiaris* | *Malthinus flaveolus* | *Scymnus rubromaculatus* | *Lema lichensis* |
| *Necrophorus vespillo* | *Attalus analis* | *Scymnus auritus* | *Lema melanopus* |
| *Oxytelus tetracarinatus* | *Dasytes plumbeus* | *Exochomus quadripustula-* | *Aphthona venustula* |
| *Xantholinus linearis* | *Melanotus rufipes* | *Adalia decempunctata* | *Chaetocnema heikertingeri* |
| *Philonthus laminatus* | *Athous haemorrhoidalis* | *Adalia bipunctata* | *Cassida flaveola* |
| *Philonthus fuscipennis* | *Throscus dermestoides* | *Coccinella septempunctata* | *Attelabus nitens* |
| *Philonthus varius* | *Throscus carinifrons* | *Calvia quatuordecemgutta-* | *Apion flavipes* |
| *Quedius cruentus* | *Anthaxia quadripunctata* | *Propylaea quatuordecim-* | *Apion apricans* |
| *Tachyporus nitidulus* | *Agrilus laticornis* | *Thea vigintiduopunctata* | *Apion assimile* |
| *Tachyporus solutus* | *Agrilus obscuridicollis* | *Anobium fulvicorne* | *Phyllobius arborator* |
| *Tachyporus hypnorum* | *Agrilus angustatus* | *Rhinosimus planirostris* | *Phyllobius argentatus* |
| *Tachinus rufipes* | *Agrilus sulcicollis* | *Mordella brachyura* | *Polydrusus cervinus* |
| *Aloconota gregaria* | *Agrilus olivcolor* | *Mordella holomelaena* | *Sitona humeralis* |
| *Amischa analis* | *Meligethes aeneus* | *Mordellistena neuwaldeggi-* | *Curculio pyrrhoceras* |
| *Atheta fungi* | *Meligethes haemorrhoidalis* | *Mordellistena humeralis* | *Ceutorhynchus quadridens* |
| *Atheta laticollis* | *Meligethes viduatus* | *Anaspis rufilabris* | *Ceutorhynchus rapae* |
| *Haploglossa pulla* | *Epuraea depressa* | *Anaspis flava* | *Ceutorhynchus assimilis* |
| *Aleochara sparsa* | *Atomaria analis* | *Aphodius prodromus* | *Neosirocalus floralis* |
| *Cantharis fusca* | *Olibrus aeneus* | *Leptura livida* | *Rhynchaenus quercus* |

*Cidnopus minutus*
*Haplocnemus impressus*
*Chaetocnema concinna*
*Grammoptera ruficornis*
*Chaetocnema hortensis*
*Ceutorhynchus erysimi*
*Athous subfuscus*
*Mordellistena variegata*
*Malachinus viridis*
*Tetrops praeusta*
*Rhagonycha lignosa*

*Onthophagus joannae*
*Atheta hepatica*
*Tytthaspis sedecim-*
*Phyllotreta vittula*
*Anaspis frontalis*
*Apion pisi*
*Sitona hispidulus*
*Miarus ajugae*
*Haltica quercetorum*

*Hypera nigrirostris*
*Oedemera virescens*
*Phyllopertha horticola*
*Dalopius marginatus*
*Mordellistena purpureonig-*
*Mordellistena pumila*
*Anaspis thoracica*
*Magdalis ruficornis*

*Ptinus rufipes*
*Tachyporus obtusus*
*Agrilus graminis*
*Dicronychus cinereus*
*Leiopus nebulosus*
*Lagria atripes*
*Enicmus transversus*
*Curculio glandium*

*Xantholinus longiventris*
*Meligethes pedicularius*
*Oxytelus rugosus*
*Coeliodes cinctus*
*Furcipes rectirostris*
*Scolytus intricatus*

*Amara plebeja*
*Prosternon tessellatum*
*Ernobius mollis*
*Ceutorhynchus rugolosus*
*Scymnus mimulus*
*Coccinella quinquepuncta-*
*Amara similata*

*Necrophorus fossor*
*Ampedus pomorum*
*Deporaus betulae*
*Oxyporus rufus*

*Atheta trinotata*
*Tachyporus pusillus*
*Tachyporus chrysomelinus*
*Tachinus fimetarius*
*Malachinus bipustulatus*

| | |
|---|---|
| *Quedius boops*<br>*Scymnus suturalis*<br>*Phyllobius vespertinus* | *Gyrohypnus angustatus*<br>*Aleochara curtula*<br>*Mycetoporus brunneus*<br>*Aphodius distinctus*<br>*Olibrus corticalis* |

Abb. 4/37: Artengemeinschaft nach „recurrent groups“ (nach FAGER 1957) bezogen auf Gelbschalenfänge an/in Gehölzen

Zur Abgrenzung der Käfer-Artengemeinschaft der sechs Gehölze (die fünf Offenlandstandorte bleiben unberücksichtigt) kam wiederum das Verfahren von FAGER (1957) (aus: MÜHLENBERG 1993) zur Anwendung.
Durch Prüfung der Affinität auf dem 5 % - Niveau werden die einzelnen Arten nach der Häufigkeit ihres gemeinsamen Vorkommens mit anderen Arten gruppiert. Nach dieser Berechnung gibt es 158 Arten mit positiver Affinität zueinander, d.h. die Artenpaare kommen auf mindestens 4 der 6 Gehölzflächen vor. Davon können insgesamt 150 Arten als „recurrent-groups“ abgegrenzt werden (Abb. 4/37).
Die Arten dieser Gemeinschaften stellen offenbar gleiche oder ähnliche Biotopansprüche, wenngleich ihre Lebensweise völlig unterschiedlich sein kann. Es gibt sowohl phytophage als auch zoophage Käfer, die in der Streu-, Kraut-, Strauch- oder Baumschicht der Gehölze leben. Gemeinsamkeiten in ihrer Biologie sind die gute Flugfähigkeit sowie die Tatsache, daß alle Arten von gelben Blüten bzw. hellen, glatten Flächen angelockt werden. Da einige Gelbschalen an den Gehölzrändern positioniert waren, beinhalten die Artengruppen nicht nur „reine“ Waldarten, sondern auch Artenspektren der Säume und der angrenzenden Offenlandflächen.

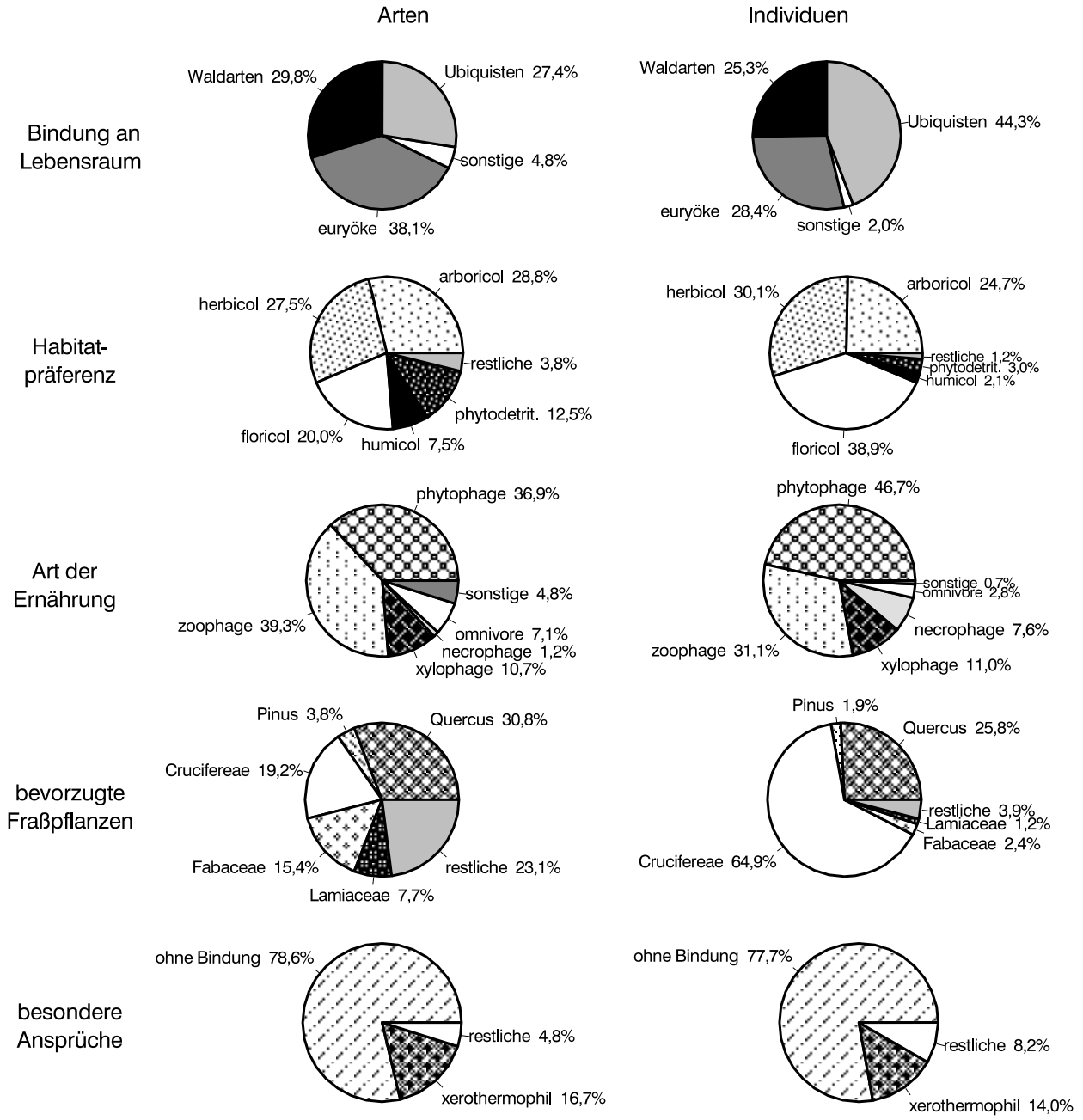



Abb. 4/38: Analyse verschiedener ökologischer Parameter der 84 Arten umfassenden Käfer-Artengemeinschaft („recurrent group“) der Gehölze, bezogen auf Gelbschalenfänge

Insgesamt werden mit dieser Methode vor allem Euryöke und Ubiquisten dargestellt, da diese mit großer Wahrscheinlichkeit auch überall und in großer Zahl vorkommen. Obwohl nach MÜHLENBERG (1993) die Artengruppen in obiger Abbildung als „engere Käfer-Lebensgemeinschaft“ betrachtet werden können, ist es wohl besser, sie als Arten-Assoziationen zu bezeichnen. Konkret handelt es sich hierbei (im weitesten Sinne) um das gut flugfähige, blütenbesuchende-Käferartenspektrum von Gehölz- und Saumstrukturen in einer strukturreichen Agrarlandschaft.

Betrachtet man die große, aus 84 Arten bestehende Gruppe entsprechend verschiedener ökologischer Aspekte genauer, so ist festzustellen, daß reichlich ein Viertel aller Arten Ubiquisten sind. Etwa 30 % werden von mehr oder weniger eng an Wald gebundenen Arten gestellt und ca. 40 % sind euryök (Abb. 4/38).

Der relativ geringe Anteil Ubiquisten unterstreicht den Strukturreichtum und den geringen Hemerobiegrad der meisten der Gehölze und deren Umgebung. Der Anteil von ca. 20 % xerothermophilen Arten hebt die

kleinklimatischen Besonderheiten hervor, zumal jeweils 1 bis 2 Schalen an den südexponierten Gehölzrändern positioniert waren. Die wichtigsten Fraßpflanzen der Baumschicht sind Eiche und Hainbuche. Kreuzblütengewächse mit ihren meist gelben bzw. gelbweißen Blüten sind die bevorzugten Fraßpflanzen in der Krautschicht. Den größten Individuenanteil bilden hier der Rapsglanzkäfer (*Meligethes aeneus*) sowie einige floricole Rüsselkäfer (z.B. *Ceutorhynchus quadridens* und *Neosirocalus floralis*). Aufgrund des stellenweise gut ausgeprägten Krautsaumes ist der Anteil von Arten, die an Schmetterlings- und Lippenblütengewächse sowie weiteren Pflanzenfamilien (z.B. Chenopodiacae, Caryphyllacae, Asteracae, Solanacae u.a.) gebunden sind, relativ groß.

### 4.4.7. Häufigkeitsverteilung

Die Häufigkeitsverteilung der mit den Gelbschalen nachgewiesenen Käferarten auf den elf Flächen ist in Tabelle 32 dargestellt. Es werden wiederum nur Arten berücksichtigt, die einen Individuenanteil von mindestens 1 % bezogen auf die einzelnen Flächen besitzen.
Der obere stärker eingerahmte Block kennzeichnet Arten, die an Gehölze gebunden sind. Die Biologie dieser Gruppe ist sehr verschieden. Neben Arten, deren Larven sich im Holz entwickeln (*Agrilus, Anthaxia, Dasytes, Anaspis, Strangalia*), gibt es phytophage Vertreter, die vorwiegend an Eiche gebunden sind (*Attelabus, Rhynchaenus, Phyllobius*) sowie zoophage Arten wie *Adalia*. Die ersten zwei Arten in Tabelle 32 nehmen eine Sonderstellung ein. Sie können als stenotope Waldarten angesehen werden. *C. discoidea* gilt als montane Waldart und *X. quadripunctata* lebt räuberisch vor allem von den Raupen des Grünen Eichenwicklers (*Tortrix viridana*), der stark zu Massenvermehrungen neigt und es fast jedes Jahr in den strukturreichen Gehölzen zu Kahlfraß an einigen Eichen kam.

Der grau markierte Block charakterisiert die euryöken und ubiquitären Arten, die im gesamten Untersuchungsgebiet zu den häufigsten Arten gezählt werden können. Die Arten, die entsprechend ihrer Häufigkeit auf „wie“, „kup“ und „dep“ eine gewisse Flächenspezifik anzeigen, sind im unteren größeren Kästchen zusammengefaßt. Auf „wie“ kann besonders die Weichkäferart *Cantharis rustica* genannt werden, auf „kup“ *Anaspis brunnea* und auf „dep“ die Rüsselkäferart *Neosirocalus pyrrhorhynchus*. Die zwei Scheinbockkäferarten *Oedemera lurida* und *O. virescens* sowie mit Einschränkung die Stachelkäferarten *Mordella brachyura* und *Mordellistena pumila* sind die häufigsten Vertreter krautreicher, in früher Sukzession befindlicher Offenlandflächen.

In den zwei schmalen Kästchen im unteren, rechten Teil in Tabelle 32 sind die häufigsten „echten“ Offenlandarten enthalten. Wegen der weiter oben beschriebenen Köderwirkung einiger Gelbschalen, bei denen die Fangflüssigkeit keine Konservierungswirkung mehr zeigte und Verwesungsgeruch entstand, sind in dieser Gruppe allein fünf necrophile Arten. Typische phytophage Grünlandarten sind *Phyllobius vespertinus* und *Crepidodera ferruginea*. Auf der Brache fällt der relativ hohe Anteil der Laufkäferart *Calathus fuscipes* auf, was sich mit den Bodenfallenfängen deckt.

Tab. 32:
Verteilung der häufigsten Käferarten aus den Gelbschalen
(Es sind Arten berücksichtigt, die auf mindestens einer der Flächen einen Individuenanteil von 1 % erreichten)

◈ < 1 %
⌑ ≥ 1 < 5 %
✧ ≥ 5 < 10 %
✪ ≥ 10 %

| NAME | w | ei | ki | aei | aki | kei | wie | kup | dep | b | g |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Cantharis discoidea* | ◈ | ◈ | ⌑ | | | | | | | | |
| *Xylodrepa quadripunctata* | ◈ | ⌑ | ◈ | | | | | | | | |
| *Rhagonycha lignosa* | ⌑ | ◈ | ◈ | | ◈ | ◈ | | | | | |
| *Attalus analis* | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | | | | | |
| *Agrilus olivcolor* | ⌑ | ⌑ | ✧ | ◈ | ◈ | ◈ | | | | | |
| *Attelabus nitens* | ⌑ | ⌑ | ✧ | ◈ | ◈ | ⌑ | | | | | |
| *Adalia decempunctata* | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | | | | | |
| *Cantharis obscura* | ✧ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ◈ | ⌑ | ⌑ | ◈ | | | |
| *Dasytes plumbeus* | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | | |
| *Agrilus laticornis* | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ✧ | ◈ | ⌑ | ◈ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ |
| *Agrilus angustatus* | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | ◈ | |
| *Anaspis rufilabris* | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | | | ◈ | |
| *Phyllobius argentatus* | ⌑ | ◈ | ⌑ | ◈ | ◈ | ⌑ | | ◈ | | | |
| *Agrilus graminis* | ◈ | ⌑ | ◈ | ⌑ | | ◈ | ◈ | ⌑ | | | |
| *Prosternon tessellatum* | ◈ | ⌑ | ◈ | | ◈ | | ◈ | ⌑ | | | |
| *Strangalia melanura* | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | | ◈ | ◈ | ◈ | | |
| *Anthaxia quadripunctata* | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ |
| *Throscus carinifrons* | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ⌑ | ◈ | | ◈ | | |
| *Rhynchaenus quercus* | ◈ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ⌑ | | ◈ | | | |
| *Meligethes aeneus* | ✧ | ✪ | ✪ | ✪ | ✪ | ✪ | ✪ | ✪ | ✪ | ✪ | ✧ |
| *Ceutorhynchus quadridens* | ✧ | ⌑ | ⌑ | ✪ | ✧ | ✧ | ⌑ | ◈ | ✪ | ⌑ | ⌑ |
| *Coccinella septempunctata* | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ⌑ | ⌑ |
| *Propylaea quatuordecim-* | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ⌑ | ◈ |
| *Neosirocalus floralis* | ⌑ | ⌑ | ◈ | ⌑ | ◈ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ⌑ |
| *Cantharis livida* | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ✧ | ✪ | ✪ | ◈ | ◈ | | ◈ | ◈ |
| *Scymnus rubromaculatus* | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | |
| *Lema melanopus* | ⌑ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ |
| *Apion flavipes* | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ |
| *Thea vigintiduopunctata* | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ⌑ | ⌑ | ◈ | | ⌑ | ⌑ | |
| *Ceutorhynchus assimilis* | ◈ | ⌑ | ◈ | ⌑ | ◈ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ⌑ | ◈ | ◈ |
| *Leptura livida* | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | | ◈ | ⌑ |
| *Amara familiaris* | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | | ◈ | ⌑ | ⌑ |
| *Oxytelus tetracarinatus* | ◈ | ⌑ | ◈ | ⌑ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ◈ | | ◈ | ◈ |
| *Mordella holomelaena* | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ |
| *Anaspis brunnipes* | | | | | | | ⌑ | ✪ | | | |
| *Oedemera virescens* | ◈ | ◈ | ◈ | | | ◈ | ⌑ | ⌑ | ✧ | ◈ | |
| *Oedemera lurida* | ◈ | ◈ | ◈ | | | | ✪ | ✪ | ✪ | ⌑ | |
| *Mordellistena pumila* | ◈ | ⌑ | ◈ | | | ◈ | ✧ | ⌑ | ⌑ | ◈ | |
| *Cantharis rustica* | | | | | | | ✧ | ⌑ | ◈ | | |
| *Mordella brachyura* | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ✧ | ◈ | | ◈ | ◈ |
| *Dermestes laniarius* | | | | | | | ⌑ | ◈ | | ◈ | |
| *Miarus ajugae* | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | | | ⌑ | ◈ | | | |
| *Amara plebeja* | ◈ | ◈ | ◈ | | ◈ | | ⌑ | ◈ | | ◈ | |
| *Aphthona cyparissiae* | | ◈ | | | | | ◈ | ⌑ | | | |
| *Neosirocalus pyrrhorhynchus* | | ◈ | | | | | | | ⌑ | | |
| *Calathus mollis* | ◈ | ⌑ | ◈ | | | | ◈ | | ◈ | ◈ | |
| *Apion pisi* | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | | | ◈ | ◈ | ◈ | | |
| *Cidnopus minutus* | ◈ | ◈ | ◈ | | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | | | |
| *Adalia bipunctata* | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | ◈ | | | | |
| *Athous haemorrhoidalis* | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | | ◈ | | | | |
| *Phyllobius pyri* | | ◈ | | ⌑ | ◈ | | ◈ | | | | |
| *Strophosoma capitatum* | ⌑ | | ◈ | | | | | | | | |
| *Leptura rubra* | ◈ | | ◈ | ◈ | ⌑ | | | | | | |
| *Cryptocephalus flavipes* | | ⌑ | | | | | | | | | |
| *Tachyporus hypnorum* | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | | | ◈ | ⌑ |
| *Crepidodera ferruginea* | | | | ◈ | ◈ | | | ◈ | | | ⌑ |
| *Calathus melanocephalus* | | ◈ | | ◈ | | | ◈ | | | ◈ | ⌑ |
| *Ontholestes murinus* | | ◈ | | ◈ | | | ◈ | | ◈ | ◈ | ⌑ |
| *Saprinus semistriatus* | | | | ◈ | | | ◈ | | | ◈ | ⌑ |
| *Phyllobius vespertinus* | ◈ | | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | | | | ◈ | ✧ |
| *Thanatophilus sinuatus* | | | | ◈ | ⌑ | | ◈ | ◈ | ⌑ | ⌑ | ✪ |
| *Necrophorus vespillo* | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | | | ✪ | ✪ |
| *Necrophorus sepultor* | | | | | | | | | | ✧ | ⌑ |
| *Malachinus viridis* | ◈ | ◈ | ◈ | | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | ✧ | ◈ |
| *Cantharis fusca* | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ✧ | ◈ |
| *Calathus fuscipes* | ◈ | ⌑ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | | ✧ | ◈ |
| *Atheta fungi* | ◈ | ◈ | ◈ | ⌑ | ◈ | ◈ | ◈ | ◈ | | ◈ | ◈ |
| *Cantharis rufa* | ◈ | | | ◈ | ⌑ | ◈ | | | | ◈ | ◈ |
| *Tachinus fimetarius* | ◈ | ◈ | | ◈ | ◈ | ⌑ | | | | ◈ | |

## 4.5. Kescher- und Klopfschirmfänge sowie sonstige Aufsammlungen

Die Kescher- und Klopfschirmfänge sowie sonstigen Aufsammlungen erfolgten als Ergänzung zu den Bodenfallen- und Gelbschalenfängen, in erster Linie um einen möglichst umfassenden Überblick vom Käferartenspektrum des Gebietes zu erhalten, ohne einen Anspruch auf Vollständigkeit zu erheben (s. Kap. 3.3.).
Im gesamten Untersuchungszeitraum von 1992-1994 sind fast 100 Sammelexkursionen durchgeführt worden. Sie waren über die gesamte Vegetationsperiode verteilt, vorwiegend jedoch während der Hauptaktivitätszeit der meisten Käferarten, im Mai und Juni. Aber auch im Winter sowie im zeitigen Frühjahr fanden einige Aufsammlungen statt. Ein Schwerpunkt bildete die Erfassung der struktur- und vegetationsreichen Säume der Gehölze sowie von Totholzstrukturen und Pilzen aller Art. Außerdem wurden die Uferbereiche der Gewässer intensiver untersucht. Mehrfach fanden Kescherfänge an blütenreichen Wiesen und Ackerrainen sowie Lichtfänge statt. Gelegentlich kamen Käfersieb und Wasserkescher zum Einsatz.
1992 fanden halbquantitative Kescher- und Klopfschirmfänge statt (s. Kap. 4.5.3., Anh. 7).

### 4.5.1. Anzahl der Arten und Individuen sowie Familienstruktur

Insgesamt konnten 920 Arten aus 63 Käferfamilien nachgewiesen werden, wobei fast 5500 Tiere erfaßt wurden (Tab. 33, Tab. 34).

Tab. 33 : Anzahl der Arten und Individuen der Kescher- und Klopfschirmfänge sowie sonstigen Aufsammlungen auf den HUF, den Flächen „wie“ (artenreiche Wiese), „dep“ (mit Sand abgedeckte Mülldeponie), „f“ (mehrere Feuchtbiotope und „s“ (sonstige Fundorte) (zur Flächencharakteristik siehe Kap. 2.3.)

| Fläche | Arten | Individuen |
|---|---|---|
| w | 415 | 1464 |
| ei | 188 | 508 |
| ki | 207 | 544 |
| aei | 88 | 194 |
| aki | 99 | 265 |
| kei | 65 | 117 |
| kst | 77 | 175 |
| wie | 55 | 124 |
| dep | 84 | 170 |
| b | 24 | 57 |
| g | 11 | 33 |
| f | 455 | 1425 |
| s | 194 | 400 |
| **gesamt** | **920** | **5475** |

Ein direkter Vergleich der Fangergebnisse der Flächen untereinander ist schwierig, da insgesamt keine standardisierte Probennahme bzw. ein gleichgroßer Erfassungsaufwand vorliegt. Obwohl die Artenzahlen die räumliche und strukturelle Heterogenität der Flächen recht gut widerspiegeln, sind quantitative Ergebnisdarstellungen oder die Berechnung diverser Indizes wenig aussagefähig und statistisch nicht auswertbar. Deshalb werden vorwiegend einige ökologische Aspekte betrachtet. Lediglich die 1992 durchgeführten halbquantitativen Kescher- und Klopfschirmfänge lassen (mit Einschränkung) Vergleiche zwischen den Gehölzen zu (s. Kap. 4.5.3.). Im Vergleich zum Gesamtfangergebnis (Tab. 4) ist erkennbar, daß beispielsweise fast alle Blattkäferarten (Chrysomelidae), über 80 % der Rüssel-, Marien- und Bockkäferarten (Curculionidae, Coccinellidae und Cerambycidae), die insgesamt gefunden wurden, mit diesen Fangmethoden nachgewiesen werden konnten. Nur mit Kescher, Klopfschirm und sonstigen Aufsammlungen sind 278 Arten gefunden worden.

Tab. 34 : Arten- und Individuenzahlen der Kescher- und Klopfschirmfänge und sonstigen Aufsammlungen bezogen auf Käferfamilien (%ges. = Anteil der Arten am Gesamtfang; s. Kap. 4.1., Tab. 4)

| Familie | Arten | % ges. | Individ. | Familie | Arten | % ges. | Individ. | Familie | Arten | % ges. | Individ. |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Carabidae | 80 | 50,6 | 276 | Eucnemidae | 1 | 100,0 | 1 | Coccinellidae | 39 | 83,0 | 340 |
| Haliplidae | 2 | 100,0 | 6 | Throscidae | 2 | 66,7 | 9 | Asphidiphoridae | 1 | 100,0 | 1 |
| Dytiscidae | 7 | 58,3 | 13 | Buprestidae | 14 | 63,6 | 50 | Cisidae | 8 | 88,9 | 243 |
| Hydraenidae | 4 | 57,1 | 6 | Helodidae | 9 | 100,0 | 50 | Anobiidae | 9 | 90,0 | 108 |
| Hydrophilidae | 21 | 80,8 | 87 | Eucinetidae | 1 | 100,0 | 1 | Ptiniidae | 3 | 75,0 | 14 |
| Histeridae | 10 | 52,6 | 26 | Dryopidae | 2 | 100,0 | 2 | Oedemeridae | 3 | 100,0 | 17 |
| Silphidae | 7 | 43,8 | 23 | Heteroceridae | 1 | 100,0 | 10 | Pythidae | 2 | 66,7 | 3 |
| Catopidae | 7 | 31,8 | 10 | Dermestidae | 10 | 90,9 | 19 | Aderidae | 1 | 50,0 | 1 |
| Liodidae | 8 | 72,7 | 40 | Byrrhidae | 2 | 33,3 | 3 | Anthridiidae | 5 | 83,3 | 17 |
| Clambidae | 1 | 50,0 | 1 | Byturidae | 2 | 100,0 | 10 | Mordellidae | 13 | 76,5 | 105 |
| Scydmaenidae | 2 | 28,6 | 3 | Nitidulidae | 27 | 79,4 | 236 | Serropalpidae | 5 | 100,0 | 16 |
| Ptiliidae | 2 | 66,7 | 16 | Cybocephalidae | 1 | 100,0 | 1 | Lagriidae | 2 | 100,0 | 14 |
| Scaphidiidae | 3 | 100,0 | 43 | Rhizophagidae | 3 | 60,0 | 21 | Alleculidae | 4 | 80,0 | 9 |
| Staphylinidae | 142 | 51,4 | 581 | Cucujidae | 5 | 50,0 | 18 | Tenebrionidae | 5 | 62,5 | 36 |
| Pselaphidae | 5 | 45,4 | 25 | Erotylidae | 1 | 33,3 | 1 | Scarabaeidae | 14 | 56,0 | 41 |
| Lycidae | 2 | 100,0 | 9 | Cryptophagidae | 12 | 48,0 | 56 | Cerambycidae | 30 | 85,7 | 71 |
| Cantharidae | 17 | 73,9 | 97 | Phalacridae | 4 | 100,0 | 51 | Chrysomelidae | 97 | 94,2 | 601 |
| Malachidae | 11 | 100,0 | 83 | Lathridiidae | 18 | 78,3 | 116 | Bruchidae | 6 | 85,7 | 15 |
| Melyridae | 5 | 83,3 | 48 | Mycetophagidae | 4 | 80,0 | 10 | Anthribidae | 4 | 80,0 | 6 |
| Cleridae | 6 | 100,0 | 15 | Colydiidae | 4 | 80,0 | 51 | Scolytidae | 12 | 63,2 | 18 |
| Elateridae | 25 | 75,8 | 214 | Endomychidae | 1 | 50,0 | 4 | Curculionidae | 165 | 82,1 | 1449 |

### 4.5.2. Ökologische Bindung

Ein Drittel aller Arten (289) ist mehr oder weniger stenotop, daß heißt sie besitzen eine ziemlich enge Bindung an ihren Lebensraum bzw. sie benötigen spezifische Strukturen zu ihrer Entwicklung. Bei den Bodenfallenfängen beträgt der Anteil stenotoper Arten nur 12,6 %, während er bei den Gelbschalenfängen bei 25 % liegt. Somit werden die bioindikatorisch bedeutungsvollen Arten, die gerade für landschaftsökologische Bewertungen am aussagekräftigsten sind, mit dem „einfachen“ Sammeln (Kescher, Klopfschirm, Käfersieb, Sichtfang...) besser erfaßt als mit quantitativen Erfassungsmethoden.
Abbildung 4/39 gibt einen Überblick über die ökologische Bindung der nachgewiesenen Käferarten. Da es sich hier vor allem um eine qualitative Fangmethodik handelt, erfolgt keine individuenbezogene Darstellung.

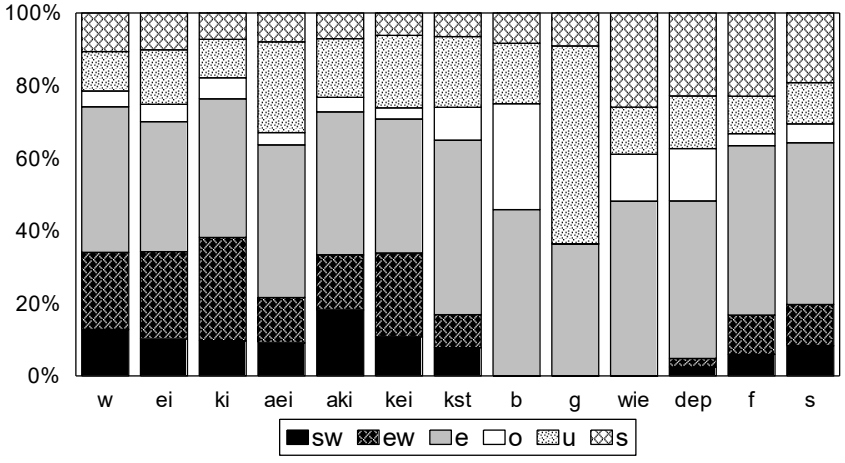



Abb. 4/39 :
Ökologische Bindung der mit Kescher, Klopfschirm und sonstigen Aufsammlungen nachgewiesenen Käferarten (sw = stenotope Waldarten, ew = eurytope Waldarten, e = euryöke Arten, o = Offenlandarten, u= Ubiquisten, s = Arten mit spezifischen Ansprüchen)

Der Anteil euryöker Arten ist mit ca. 40 % auf allen Flächen etwa gleich hoch. Diese ökologische Gruppe umfaßt meist häufige Arten, die überall am Boden bzw. in der Kraut- und Strauchschicht vorkommen. Die Wahrscheinlichkeit des Nachweises ist demnach auf allen Flächen etwa gleich groß. Bei den Ubiquisten ist ein geringfügiger Anstieg des Artenanteils mit Zunahme des anthropogenen Einflusses zu erkennen. Mit ca. 50 % ist der Anteil ubiquitärer Arten auf dem Grünland „g“ deutlich höher. Aufgrund einer Anfang der 70er

Jahre durchgeführten Hydromelioration (Verrohrung eines Baches) und der Nutzung als Mähwiese (Einsaat von Wirtschaftsgräsern) und Viehweide finden typische Grünlandarten offenbar wenig geeignete Entwicklungsbedingungen. Durch die Einsaat von Wirtschaftsgräsern kam es zur Artenverarmung der Vegetation. Es konnten keine typischen Offenlandarten nachgewiesen werden. Bezogen auf die Gehölze ist eine geringfügige Abnahme des Anteils ubiquitärer Arten mit Zunahme der Flächengröße erkennbar. Bei den Waldarten ist kaum ein Trend feststellbar.

### 4.5.3. Halbquantitative Kescher- und Klopfschirmfänge

Insgesamt konnten 342 Käferarten nachgewiesen werden. Auf „w“ sind die meisten Arten (190) gefunden worden, auf „kei“ mit 62 die wenigsten (Tab. 35; Anh. 7).

Tab. 35 : Arten- und Individuenzahlen der halbquantitativen Kescher- und Klopfschirmfänge in den sieben Gehölzen

| Fläche | Arten | Individuen |
|---|---|---|
| w | 190 | 531 |
| ei | 117 | 297 |
| ki | 125 | 316 |
| aei | 85 | 191 |
| aki | 89 | 227 |
| kei | 62 | 114 |
| kst | 72 | 161 |
| gesamt | 342 | 1837 |

#### 4.5.3.1. Ähnlichkeit der Untersuchungsflächen

Zum Vergleich der Ähnlichkeit der Käferfauna der Gehölzränder kam der SÖRENSEN-Index zur Anwendung (Abb. 4/40). Die relativ naturnahen Gehölze mit den am besten ausgeprägten, reich strukturierten Säumen zeigen die größten Übereinstimmungen im Artenspektrum. Außerdem sind sich die Käferartengemeinschaften der beiden kleinsten Gehölze „kei“ und „kst“ ziemlich ähnlich.

**SÖRENSEN-Index**

| | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| w | | 45,2 | 44,1 | 34 | 28,6 | 32,2 | 33,3 |
| ei | | | 43,3 | 39,8 | 35,5 | 36,1 | 37,1 |
| ki | | | | 41,3 | 38,9 | 40 | 32,2 |
| aei | | | | | 38,2 | 36,7 | 38,4 |
| aki | | | | | | 34,8 | 26,4 |
| kei | | | | | | | 45,3 |
| kst | | | | | | | |

Abb. 4/40 : Ähnlichkeit der Artenspektren, die mit Hilfe der halbquantitativen Kescher- und Klopfschirmfängen an den Säumen der sieben Gehölzflächen nachgewiesen wurden, bezogen auf den Ähnlichkeitsquotient nach SÖRENSEN

Im Vergleich zu den anderen Erfassungsmethoden sind die Prozentwerte niedrig. Bei den Bodenfallen- und Gelbschalenuntersuchungen liegen die höchsten Werte über 75 bzw. 60 % während sie bei dieser Sammelmethodik 45 % nicht erreichen. Zu erklären ist dies einerseits mit dem relativ geringen Probenumfang und andererseits damit, daß jedes Gehölz spezifische Ausprägungen der Saumstrukturen hat, vor allem in Bezug auf die Zusammensetzung und Häufigkeit der Pflanzenarten des Kraut- und Strauchsaumes. Außerdem ist bereits an anderer Stelle auf die mehr oder weniger selektive Wirkung des Fallenfanges hingewiesen worden, was zu einer Nivellierung vorhandener Unterschiede führen kann.
Bei den anthropogen stark beeinflußten Gehölzen „aei“ und „aki“ sind kaum abgestufte Säume vorhanden und auf „kst“ fehlt der Trauf völlig, weil es noch keine Baumschicht gibt und die Gehölze lediglich aus Stockausschlägen besteht. Hier konnten einige Arten, die auf den anderen Flächen häufig sind, während

der fünf Erfassungstermine noch nicht nachgewiesen werden, wenngleich sie bei späteren Fängen vereinzelt gefunden wurden.

### 4.5.3.2. Artengemeinschaft der Gehölzsäume

Zur Darstellung der „Gehölzsaum-Käfergemeinschaft“ sind „recurrent groups“ nach dem Berechnungsverfahren von FAGER 1957 (aus: MÜHLENBERG 1993) ermittelt worden. Alle Arten dieser Gruppen besitzen eine statistisch gesicherte Affinität zueinander (auf 5 %-Niveau), wobei die einzelnen Arten nach der Häufigkeit ihres gemeinsamen Vorkommens mit anderen Arten gruppiert werden (MÜHLENBERG 1993).

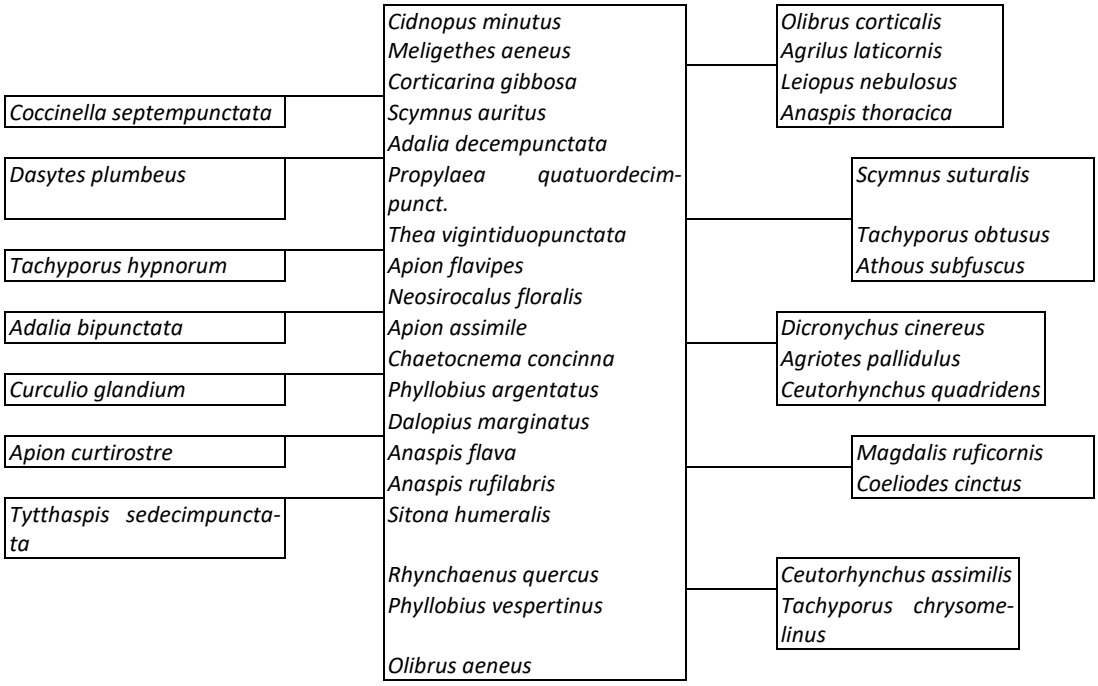



Abb. 4/41: Gehölzsaum-Käfergemeinschaft ermittelt aus Fangdaten der halbquantitativen Kescher- und Klopfschirmfänge und nach dem Berechnungsverfahren von FAGER (1957) (aus: MÜHLENBERG 1993)

Unter den 342 Arten aus den halbquantitativen Kescher- und Klopfschirmfängen waren 40 Arten, bei denen eine Affinität nachgewiesen wurde. Davon konnte eine größere Gruppe von 19 Arten als „recurrent group“ ermittelt werden. Dieser Arten-Assoziation können weitere fünf kleinere Gruppen von 2-4 Arten sowie einzelne Arten beigefügt werden (Abb. 4/41). Alle diese Arten sind bis auf zwei Ausnahmen (*Agriotes pallidulus, Apion curtirostre*) auch in den „recurrent groups“ der Gelbschalenfänge enthalten (s. Abb. 4/37).

### 4.5.3.3. Ökologische Bindung und Ernährungsweise

Der Artenanteil von mehr oder weniger an Wald gebundenen sowie euryöken Käferarten liegt bei jeweils etwa 30 % (Abb. 4/42). Fast 40 % der Arten sind Ubiquisten. Die Hälfte der Arten ernährt sich phytophag. Das relativ breite Spektrum der Fraßpflanzen unterstreicht die Strukturvielfalt der Säume. Eine wichtige Rolle spielt die Eiche sowie Kreuzblüten- und Schmetterlingsblütengewächse. Die Bedeutung der südexponierten Säume begründet sich daraus, daß unter der bereits engen Auswahl der 40 Arten fünf xero(thermo)phil sind.

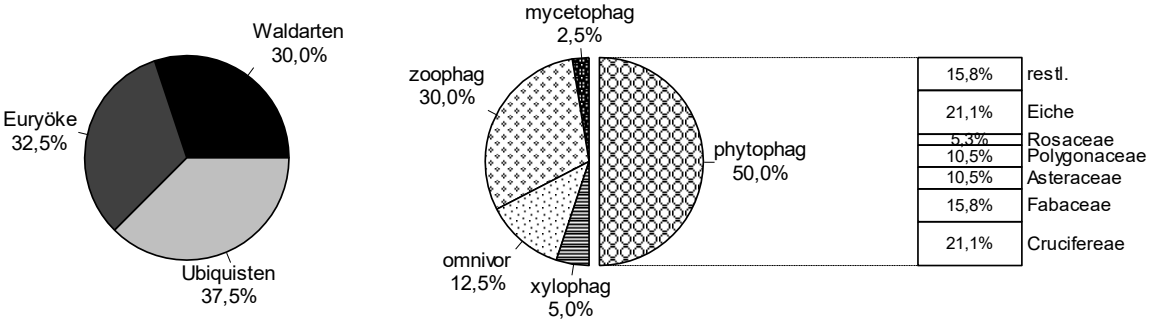


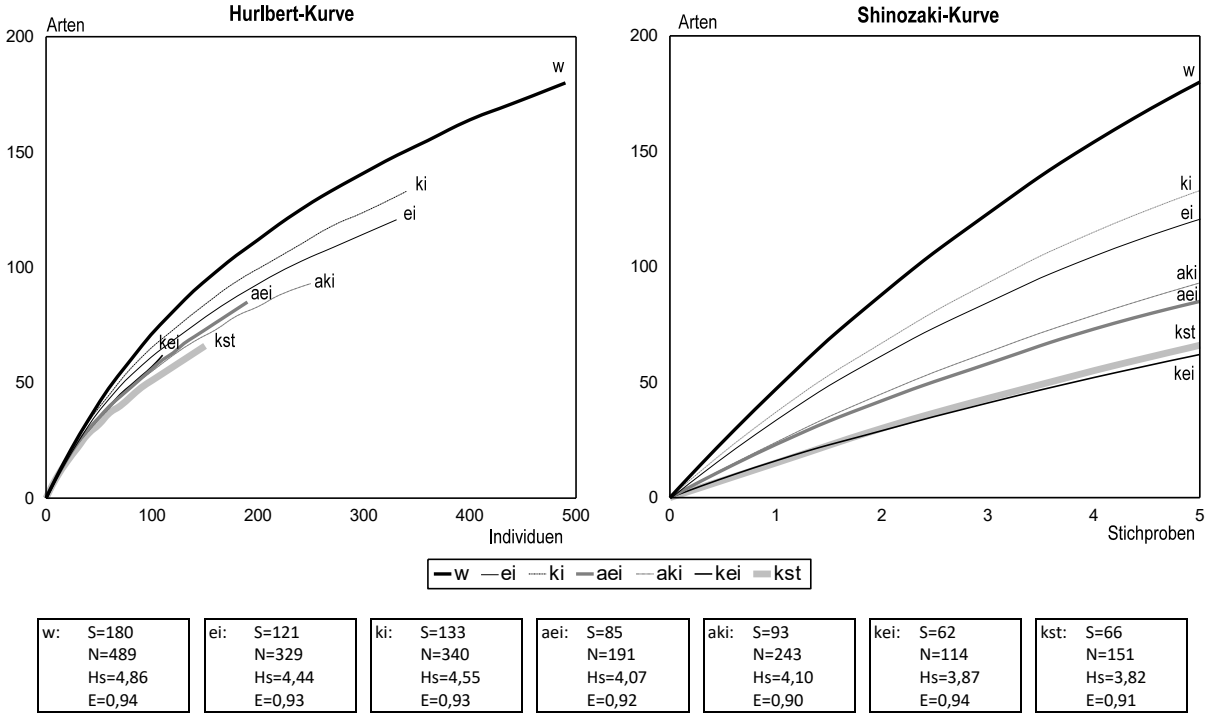
Abb. 4/42 : Ökologische Bindung und Ernährungsweise der mit Hilfe der halbquantitativen Kescher- und Klopfschirmfänge sowie der Berechnung von „reccurent groups“ (FAGER 1957) ermittelten Gehölzsaum-Käferartengemeinschaft

### 4.5.3.4. Vergleich der Untersuchungsflächen mit Hilfe von Rarefaction

Bei „Herunterverdünnen“ der Individuenzahl auf 120 Tiere (Abb. 4/43, linkes Diagramm, HURLBERT-Kurve) wären auf „w“ = 81, „ei“ = 69, „ki“ = 73, „aei“ = 63, „aki“ = 62 und „kst“ = 57 Arten nachweisbar. Dies bedeutet, daß auch bei gleichem Erfassungsumfang die gleiche Reihenfolge der Artenzahlen wie insgesamt erkennbar ist: je größer und naturnaher das Gehölz, desto mehr Arten konnten nachgewiesen werden.

In Abbildung 4/43 (rechtes Diagramm) sind die SHINOZAKI-Kurven der sieben Gehölze dargestellt. Auffallend steil und nur wenig gekrümmt verläuft die Kurve des großen Gehölzes „w“. Bei jeder Exkursion konnte ein stetiger, ziemlich großer Artenzuwachs festgestellt werden. Die Kurvenverläufe der sechs kleineren Gehölze haben zwar einen deutlich geringeren Anstieg, sind aber ebenfalls wenig gekrümmt, sodaß noch nicht von einer Artensättigung gesprochen werden kann.

Eine enge Beziehung besteht zwischen der Rangfolge der Artenzahlen und der Flächengröße bzw. der zur Verfügung stehenden Länge des Gehölzsaumes. Am 8,5 ha großen Gehölz „w“ konnten mit Abstand die meisten Arten gefunden werden. Eng zusammen liegen die jeweils annähernd gleichgroßen Gehölze „ki“ und „ei“ (1,2 und 1,0 ha), „aki“ und „aei“ (0,6 und 0,5 ha) sowie „kst“ und „kei“ (0,07 und 0,08 ha).
Das untere Diagramm in Abb. 4/43 stellt die Verteilung der Artnachweise an den fünf Erfassungsterminen dar. Als „Frequenz“ sind die Nachweis der Arten an den fünf Terminen zu verstehen. Die meisten Arten konnten nur ein- oder zweimal nachgewiesen werden. Nur wenige Arten wurden an vier oder fünf Terminen gefunden.




| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| w: S=180 N=489 Hs=4,86 E=0,94 | ei: S=121 N=329 Hs=4,44 E=0,93 | ki: S=133 N=340 Hs=4,55 E=0,93 | aei: S=85 N=191 Hs=4,07 E=0,92 | aki: S=93 N=243 Hs=4,10 E=0,90 | kei: S=62 N=114 Hs=3,87 E=0,94 | kst: S=66 N=151 Hs=3,82 E=0,91 |

Abb. 4/43: HURLBERT- und SHINOZAKI- Kurven sowie Arten-Frequenz-Kurven bezogen auf die halbquantitativen Kescher- und Klopfschirmfänge an den Säumen der sieben Gehölze (Frequenz = Nachweise der Arten je Begehung)

Bei weiteren Exkursionen sind sicherlich noch viele Arten nachzuweisen. Mit fünf Proben (5 x 40 Minuten Kescher/Klopfschirm + jeweils 10 Minuten Bodensuche) ist vor allem auf den über 1 ha großen Gehölzen nur ein kleiner Teil des tatsächlich vorhandenen Artenspektrums erfaßt worden. In den 40 Minuten konnten die kleinen Gehölze fast vollständig umrundet werden, während bei den größeren maximal ¼ des Umfanges erfaßt wurde. Ausgleichend wurde deshalb bei den größeren Gehölzen sowohl die nordost- als südwestexponierten Ränder jeweils eine Hälfte der Zeit erfaßt. Notwendig wären Untersuchungen über die gesamte Vegetationsperiode bzw. mehrjährige Untersuchungen, um einerseits witterungsabhängige und andererseits fangtechnisch sowie populationsökologisch bedingte Schwankungen zu kompensieren.

## 4.6. Auswertung der Quadratproben

### 4.6.1. Anzahl der Arten und Individuen

Aus den insgesamt 18 (2 x 9) Proben (je Probe = 625 cm²) konnten 556 Individuen gewonnenen werden die sich auf 78 Arten verteilen (Tab. 36). Im Mittel wurden demnach je Probe rund 31 Individuen in 4,3 Arten gefunden.

Tab. 36 : Anzahl der Arten und Individuen aus den Quadratproben

| Art | Anzahl | Art | Anzahl | Art | Anzahl |
|---|---|---|---|---|---|
| *Amara familiaris* | 127 | *Tachinus rufipes* | 4 | *Xylodrepa quadripunctata* | 1 |
| *Amischa analis* | 53 | *Phyllobius vespertinus* | 4 | *Neuraphes elongatulus* | 1 |
| *Tachyporus hypnorum* | 45 | *Syntomus foveatus* | 3 | *Oxytelus sculpturatus* | 1 |
| *Dinaraea angustata* | 33 | *Gabrius pennatus* | 3 | *Hypomedon melanocephalus* | 1 |
| *Atheta laticollis* | 25 | *Conosoma testaceum* | 3 | *Lathrobium fulvipenne* | 1 |
| *Microlestes minutus* | 20 | *Tachyporus obtusus* | 3 | *Othius myrmecophilus* | 1 |
| *Atheta fungi* | 20 | *Tachyporus solutus* | 3 | *Tachyporus pusillus* | 1 |
| *Gastroidea polygoni* | 19 | *Cassida flaveola* | 3 | *Tachinus marginellus* | 1 |
| *Philonthus fuscipennis* | 15 | *Strophosoma capitatum* | 3 | *Hypocyphthus longicornis* | 1 |
| *Amara similata* | 11 | *Clivina fossor* | 2 | *Oxypoda exoleta* | 1 |
| *Amara aenea* | 11 | *Syntomus truncatellus* | 2 | *Aleochara sparsa* | 1 |
| *Enicmus transversus* | 11 | *Oxytelus rugosus* | 2 | *Agriotes obscurus* | 1 |
| *Poecilus versicolor* | 8 | *Oxytelus tetracarinatus* | 2 | *Athous subfuscus* | 1 |
| *Neosirocalus floralis* | 8 | *Lathrobium longulum* | 2 | *Atomaria analis* | 1 |
| *Amara plebeja* | 7 | *Mycetoporus splendidus* | 2 | *Olibrus aeneus* | 1 |
| *Xantholinus linearis* | 7 | *Meligethes aeneus* | 2 | *Corticaria impressa* | 1 |
| *Aleochara bipustulata* | 7 | *Atomaria fuscata* | 2 | *Corticaria elongata* | 1 |
| *Amalus scortillum* | 7 | *Atomaria atricapilla* | 2 | *Corticarina gibbosa* | 1 |
| *Tachyporus chrysomelinus* | 6 | *Atomaria ruficornis* | 2 | *Synharmonia conglobata* | 1 |
| *Paralister purpurascens* | 5 | *Calvia quatuordecemguttata* | 2 | *Anaspis rufilabris* | 1 |
| *Philonthus varius* | 5 | *Propylaea quaturodecim-punct.* | 2 | *Lema lichensis* | 1 |
| *Corticarina fuscula* | 5 | *Lema melanopus* | 2 | *Strophosoma melanogramm.* | 1 |
| *Nothiophilus biguttatus* | 4 | *Pterostichus vernalis* | 1 | *Rhinoncus bruchoides* | 1 |
| *Calathus fuscipes* | 4 | *Calathus melanocephalus* | 1 | *Ceutorhynchus quadridens* | 1 |
| *Platynus dorsalis* | 4 | *Amara communis* | 1 | *Ceutorhynchus punctiger* | 1 |
| *Conosoma pedicularium* | 4 | *Amara brunnea* | 1 | *Ceutorhynchus rugolosus* | 1 |

Die höchste Individuenzahl in einer Probe (= 625 cm²) beträgt 89 Tiere, auf der Brache „b“. Die größte Artenzahl lag bei 22 (jeweils auf „b“ und „w“ in Probe Nr. 2).
Mit Abstand am häufigsten ist der Laufkäfer *Amara familiaris*. Es ist die einzige Art, die auf allen Flächen mit dieser Methode nachgewiesen werden konnte. Lediglich *Tachyporus hypnorum*, wurde außer auf dem Grünland auf allen anderen Flächen gefunden. Sehr zahlreich vertreten sind auch einige „Atheten“, wie z.B. *Amischa analis, Dinaraea angustata, Atheta laticollis* und *A. fungi.* Sie zählen auch in den Bodenfallen zu den häufigsten Staphylinidenarten. Über die Hälfte der Arten konnten nur 1-2 mal nachgewiesen werden (Tab. 36).

Bezogen auf die Artenzahl je Fläche konnten tendenziell ähnliche Ergebnisse festgestellt werden wie bei den Bodenfallenuntersuchungen insgesamt. Die Waldvergleichsfläche „w“ ist am artenreichsten und auf „g“ wurden die wenigsten Arten gefunden (Tab. 37). Auf den kleinen Gehölzinseln „kei“ und „kst“ sind weniger Arten vorhanden als auf den vier mittelgroßen Gehölzen. Auch bei den Quadratproben stellt sich die anthropogen stark beeinflußte Fläche „aei“ als relativ artenreich heraus.

Tab. 37 : Häufigste Arten (Individuenanteil größer 1 %) der Quadratproben auf den HUF

| Art | Fläche | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | w | ei | ki | aei | aki | kei | kst | b | g |
| *Amara familiaris* | 16 | 14 | 19 | 10 | 37 | 7 | 11 | 12 | 1 |
| *Amischa analis* | 0 | 0 | 0 | 14 | 0 | 2 | 2 | 1 | 34 |
| *Tachyporus hypnorum* | 6 | 17 | 5 | 1 | 3 | 2 | 6 | 5 | 0 |
| *Dinaraea angustata* | 14 | 1 | 1 | 1 | 11 | 4 | 0 | 0 | 1 |
| *Atheta laticollis* | 5 | 4 | 2 | 4 | 3 | 6 | 0 | 1 | 0 |
| *Microlestes minutus* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | 0 |
| *Atheta fungi* | 5 | 0 | 2 | 10 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| *Gastroidea polygoni* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 19 | 0 |
| *Philonthus fuscipennis* | 0 | 3 | 7 | 0 | 3 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| *Amara similata* | 1 | 0 | 1 | 0 | 2 | 6 | 1 | 0 | 0 |
| *Amara aenea* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 10 | 0 |
| *Enicmus transversus* | 2 | 2 | 2 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 |
| *Poecilus versicolor* | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0 |
| *Neosirocalus floralis* | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| *Amara plebeja* | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 |
| *Xantholinus linearis* | 1 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| *Aleochara bipustulata* | 0 | 1 | 2 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Amalus scortillum* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0 |
| *Tachyporus chrysomelinus* | 0 | 3 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| restliche Arten / Individuen | 21/23 | 9/11 | 9/10 | 13/16 | 10/10 | 8/8 | 7/14 | 13/17 | 4/7 |
| **Gesamtzahl (Arten/Individ.)** | **30/81** | **17/57** | **18/52** | **22/62** | **19/75** | **14/40** | **12/39** | **27/105** | **7/45** |

### 4.6.2. Flächenbezogene Individuendichte in den Gehölzen

Flächenbezogene Hochrechnungen können wegen des relativ geringen Stichprobenumfang nur als grobe Schätzwerte angesehen werden.
Bei insgesamt 460 Individuen, die mit jeweils zwei Proben in den sieben Gehölzen ausgelesen wurden, ergibt sich eine durchschnittliche Dichte von 29 Individuen je Probe, d.h. auf einer Fläche von 625 cm². Auf einem Quadratmeter Gehölzbodenfläche kommen demnach im zeitigen Frühjahr ca. 460 Käfer vor bzw. 4,6 Millionen Tiere in einem 1 ha großen Gehölz.
Ein Großteil der Arten können der epigäischen Fauna der Gehölze zugeordnet werden. Etwa 20-30 % davon sind jedoch biotopfremd bzw. „echte“ Überwinterer. Somit können in einem 1 ha großen Gehölz durchaus eine Million Käfer überwintern.

Für die häufigste Art, den Laufkäfer *Amara familiaris*, ergibt sich eine durchschnittliche Zahl von rund 130 Tieren pro m², die sich Anfang April in der Laubstreuschicht der Gehölze aufhalten bzw. rund 1 Millionen Tiere beispielsweise im 1 ha großen Gehölz „ei“. Auf dieser Fläche sind im gesamten Jahr 1992 mit den anderen Fangmethoden 22 Individuen von *Amara familiaris* gefangen worden, was rund 0,0002 % der Individuenzahl entspricht, die nach der Hochrechnung des Fangergebnisses der Quadratproben Anfang April in diesem Gehölz vorhanden gewesen sein muß.

### 4.6.3. Vergleiche mit den Bodenfallenfängen

Wenn man nur die erste Leerung der Bodenfallen (Anfang bis Mitte April) berücksichtigt, können sechs Arten (*Amara familiaris, Amischa analis, Tachyporus hypnorum, Atheta laticollis, Poecilus versicolor* und *Xantholinus linearis*) genannt werden, die ebenfalls häufig sind (> 1% Anteil am Gesamtindividuenbestand). Einige Arten aus den Stechrahmenproben konnten aber bei der ersten Leerung der Bodenfallen nicht oder nur sehr vereinzelt nachgewiesen werden. Beispielsweise waren *Microlestes minutus, Gastroidea polygoni, Philonthus fuscipes, Tachyporus chrysomelinus* und *Amalus scortillum*, erst 4-6 Wochen später in den Bodenfallen zu finden. Der in der Streuschicht der Gehölze überwinternde Rüsselkäfer *Neosirocalus floralis* konnte bereits Mitte bis Ende April häufig in Gelbschalen gefunden werden. Dieser Art reichen die ersten wärmeren Tage, um die Winterquartiere zu verlassen und zu schwärmen bzw. Fraßpflanzen aufzusuchen. Im Gegensatz dazu verläßt die xerophile Laufkäferart *Microlestes minutus* die Überwinterungsplätze erst ab Mitte Mai, wenn es sowohl wesentlich wärmer, als auch der Boden trockener ist.

Die Zahl der Arten, die nur mit den Quadratproben und nicht während des gesamten 2jährigen Bodenfallenfanges nachgewiesen wurden schwankt zwischen 0 auf „g“, einer Art auf „aei“, „kei“, „kst“, „b“ und drei Arten auf „w“, „ei“, „ki“ sowie vier Arten auf „aki“. Bis auf wenige Ausnahmen konnten diese Arten jedoch mit den anderen Fangmethoden auf den jeweiligen Flächen gefunden werden.

### 4.6.4. Ökologische Charakterisierung des nachgewiesenen Artenspektrums

Der Anteil euryöker Arten und Ubiquisten liegt auf den meisten Flächen bei etwa 70-80 % (Abb. 4/44).

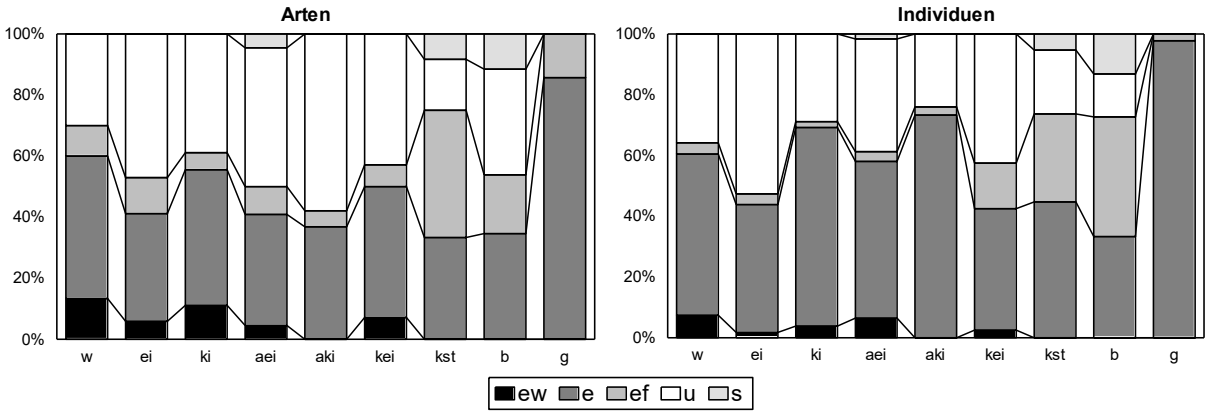



Abb. 4/44: Habitatbindung der Arten und Individuen aus den Quadratproben
(ew = eurytope Waldart; e = euryök; ef = eurytope Offenlandart; u =Ubiquist; s = Art mit spez. Bindung)

Ein Großteil der hier Anfang April nachgewiesenen, relativ anspruchslosen Arten überwintert offenbar direkt in der Laub- und Streuschicht. Der in allen Gehölzen vorhandene Arten- und Individuenanteil von Offenlandarten unterstreicht die Bedeutung dieser Landschaftelemente als Überwinterungsquartiere. Vergleichsweise hoch ist der prozentuale Anteil von Offenlandarten in den kleinen Gehölzen „kei“ und „kst“, was deren Funktion als Überwinterungsplätze besonders hervorhebt.

Über die Hälfte aller Arten und Individuen leben räuberisch. Hierbei handelt es sich sowohl um direkt in der Streuschicht jagende Arten (viele Staphyliniden) als auch um „Bodenoberflächenjäger“ (viele Laufkäfer). Während einige Staphylinidenarten auch im Winter aktiv sind, können die Laufkäfer wohl als „echte“ Überwinterer bezeichnet werden (Abb. 4/45).
Die phytophagen Arten stellen ca. 20 % aller Individuen, ein Hinweis darauf, daß auch einige Arten der offenen Landschaft in größerer Zahl in der Streuschicht von Gehölzstrukturen überwintern (z.B. *Neosirocalus floralis*). Auf der Brache überwintern die mehrfach nachgewiesenen Phytophagen *Gastroidea polygoni* und *Amalus scortillum* unmittelbar bei ihrer Fraßpflanze, dem Vogelknöterich (*Polygonum arviculare*). Unter den Sonstigen sind beispielsweise coprophage, necrophage und detritophage Arten zusammengefaßt. Die Mycetophagen setzen sich überwiegend aus schimmelfressenden Arten der Familien Lathridiidae und Cryptophagidae zusammen, die ganzjährig in der Streuschicht präsent sind.

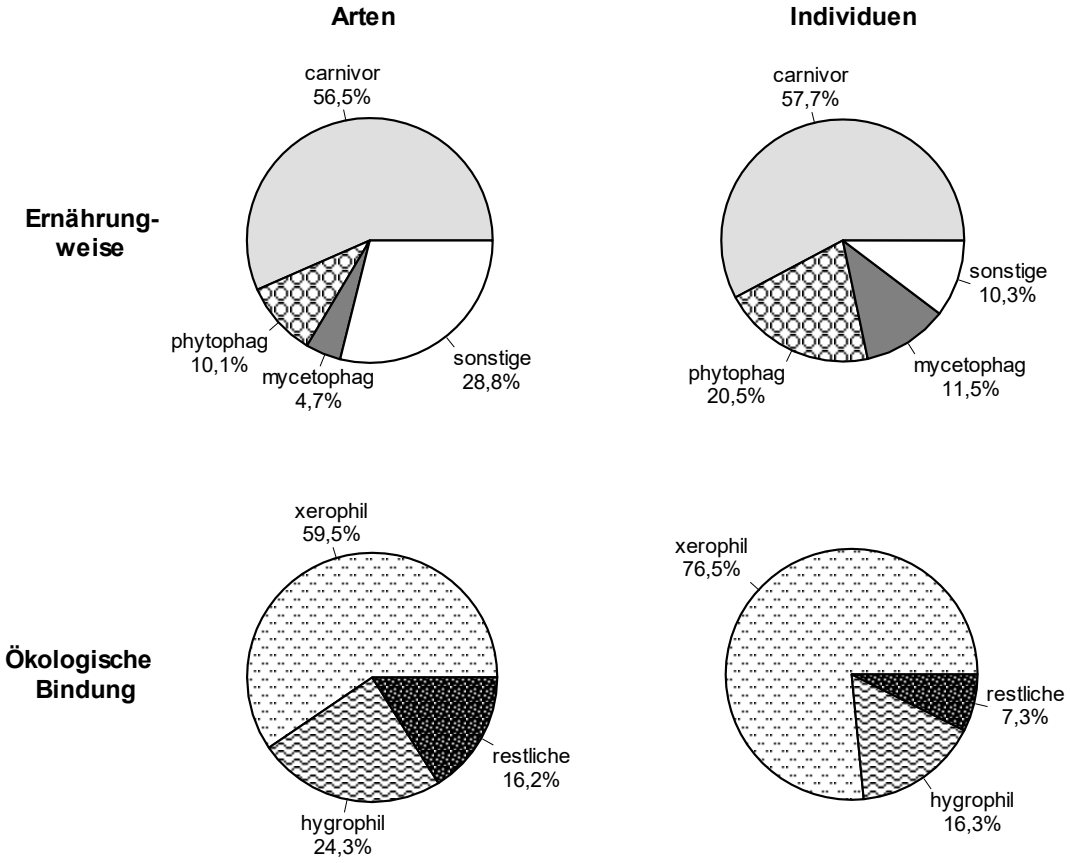



Abb. 4/45 : Ernährungsweise und ökologische Bindung der Arten und Individuen aus den Quadratproben

Erstaunlich hoch sind die Anteile xerophiler Arten und Individuen. Vermutlich bevorzugen diese Arten die relativ gut durchlüftete, porenreiche und damit nie staunasse Streu- und Humusschicht, während die hygrophilen Arten in tieferen, feuchteren Bodenschichten überwintern. Bei den Bodenfallenfängen war das Verhältnis xerophiler zu hygrophiler Arten 1 : 1.

### 4.6.5. Vergleich der zwei Auslesemethoden

Die Trockenauslese ergab 55 Arten mit 256 Individuen und die Schwemmauslese 60 Arten mit 300 Individuen (Abb. 4/46 und Tab. 38).
Sowohl vom geringeren Zeitaufwand als auch vom Ausleseergebnis kann die Schwemmethode als geringfügig besser eingeschätzt werden. Allerdings ist diese Methode wegen des hohen Wasserverbrauchs teurer.

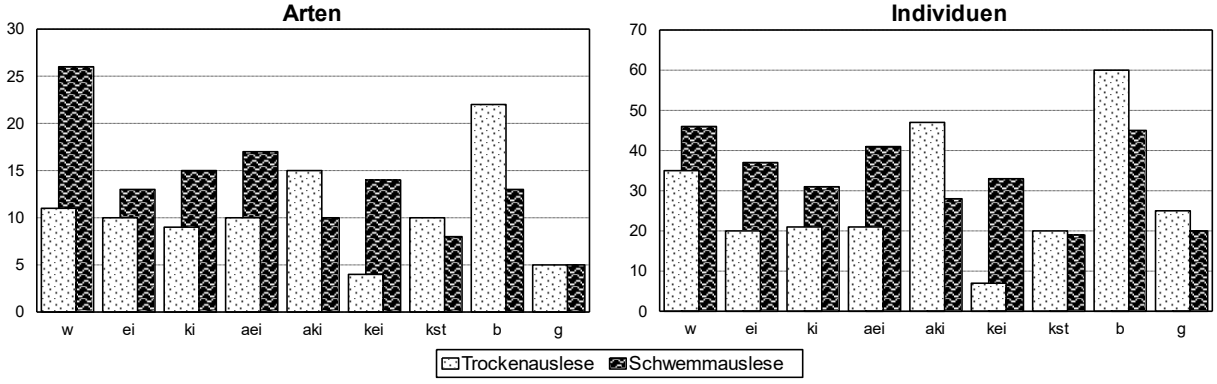



Abb. 4/46: Arten- und Individuenzahlen auf den HUF entsprechend der Ausleseart (Trocken- und Schwemmauslese)

Tab. 38 : Artenliste mit Individuenzahlen entsprechend Trockenauslese (T) und Schwemmauslese (S)

| Art | T | S | Art | T | S | Art | T | S |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Amara familiaris* | 62 | 65 | *Tachinus rufipes* | 3 | 1 | *Xylodrepa quadripunctata* | 0 | 1 |
| *Amischa analis* | 23 | 30 | *Phyllobius vespertinus* | 3 | 1 | *Neuraphes elongatulus* | 0 | 1 |
| *Tachyporus hypnorum* | 21 | 24 | *Syntomus foveatus* | 2 | 1 | *Oxytelus sculpturatus* | 0 | 1 |
| *Dinaraea angustata* | 21 | 12 | *Gabrius pennatus* | 1 | 2 | *Hypomedon melanocephalus* | 1 | 0 |
| *Atheta laticollis* | 8 | 17 | *Conosoma testaceum* | 0 | 3 | *Lathrobium fulvipenne* | 1 | 0 |
| *Microlestes minutus* | 15 | 5 | *Tachyporus obtusus* | 2 | 1 | *Othius myrmecophilus* | 1 | 0 |
| *Atheta fungi* | 10 | 10 | *Tachyporus solutus* | 1 | 2 | *Tachyporus pusillus* | 1 | 0 |
| *Gastroidea polygoni* | 7 | 12 | *Cassida flaveola* | 0 | 3 | *Tachinus marginellus* | 1 | 0 |
| *Philonthus fuscipennis* | 9 | 6 | *Strophosoma capitatum* | 1 | 2 | *Hypocyphthus longicornis* | 0 | 1 |
| *Amara similata* | 6 | 5 | *Clivina fossor* | 2 | 0 | *Oxypoda exoleta* | 1 | 0 |
| *Amara aenea* | 5 | 6 | *Syntomus truncatellus* | 2 | 0 | *Aleochara sparsa* | 0 | 1 |
| *Enicmus transversus* | 1 | 10 | *Oxytelus rugosus* | 2 | 0 | *Agriotes obscurus* | 1 | 0 |
| *Poecilus versicolor* | 3 | 5 | *Oxytelus tetracarinatus* | 0 | 2 | *Athous subfuscus* | 0 | 1 |
| *Neosirocalus floralis* | 0 | 8 | *Lathrobium longulum* | 1 | 1 | *Atomaria analis* | 1 | 0 |
| *Amara plebeja* | 3 | 4 | *Mycetoporus splendidus* | 1 | 1 | *Olibrus aeneus* | 1 | 0 |
| *Xantholinus linearis* | 2 | 5 | *Meligethes aeneus* | 0 | 2 | *Corticaria impressa* | 0 | 1 |
| *Aleochara bipustulata* | 2 | 5 | *Atomaria fuscata* | 0 | 2 | *Corticaria elongata* | 1 | 0 |
| *Amalus scortillum* | 3 | 4 | *Atomaria atricapilla* | 1 | 1 | *Corticarina gibbosa* | 0 | 1 |
| *Tachyporus chrysomelinus* | 3 | 3 | *Atomaria ruficornis* | 0 | 2 | *Synharmonia conglobata* | 0 | 1 |
| *Paralister purpurascens* | 4 | 1 | *Calvia quatuordecemguttata* | 1 | 1 | *Anaspis rufilabris* | 0 | 1 |
| *Philonthus varius* | 1 | 4 | *Propylaea quaturodecim-punct.* | 1 | 1 | *Lema lichensis* | 1 | 0 |
| *Corticarina fuscula* | 0 | 5 | *Lema melanopus* | 1 | 1 | *Strophosoma melanogramm.* | 0 | 1 |
| *Nothiophilus biguttatus* | 2 | 2 | *Pterostichus vernalis* | 1 | 0 | *Rhinoncus bruchoides* | 1 | 0 |
| *Calathus fuscipes* | 2 | 2 | *Calathus melanocephalus* | 0 | 1 | *Ceutorhynchus quadridens* | 0 | 1 |
| *Platynus dorsalis* | 1 | 3 | *Amara communis* | 1 | 0 | *Ceutorhynchus punctiger* | 1 | 0 |
| *Conosoma pedicularium* | 2 | 2 | *Amara brunnea* | 0 | 1 | *Ceutorhynchus rugolosus* | 0 | 1 |

Insgesamt ist das Verhältnis > 3 mm : ≤ 3 mm wie 60 : 40, sowohl bei den Arten als auch bei den Individuen (Tab. 39). Auch bei der Erfassung sehr kleiner Käfer ist die Schwemmethode geringfügig besser einzuschätzen. Vermutungen, die kleinen Käfer kämen nicht an die Wasseroberfläche bestätigten sich nicht.

Tab. 39 : Arten- und Individuenzahlen entsprechend der Körpergröße der Käfer unterteilt nach den 2 Auslesemethoden

| Größe | Trochenauslese | | Schwemmauslese | | Insgesamt | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Arten | Individuen | Arten | Individuen | Arten | Individuen |
| ≤ 3 mm | 19 | 96 | 22 | 119 | 31 | 215 |
| > 3 mm | 36 | 160 | 38 | 181 | 47 | 341 |

# 5. Gefährdungssituation und lokalfaunistische Bemerkungen

## 5.1. Sächsische faunistische Käferliteratur

Die ersten Angaben zur Käferfauna in Sachsen gehen bis in das 18. Jahrhundert zurück. Bereits 1770 werden von SCHULZE (1770) 15 Käferarten aus den Zschonergrund bei Dresden erwähnt. Die vorwiegend verbale Beschreibung der Käferarten läßt darauf schließen, daß es sich um Scarabaeiden handelt, beispielsweise ist von einem „Dreihorn-Mistkäfer" (*Typhoeus typhoeus*), mehreren *Onthophagus*-Arten mit „Hornbildungen" (*O. taurum, O. nuchicornis*), einer als „Kleiner Schwarzer Mistkäfer" benannten Art mit „ungemein langen Hinterfüßen" (vermutlich *Sysiphus schaefferi*), *Valgus hemipterus*, *Trichius* spec., Rosenkäfer (*Protaetia* oder *Cetonia*), *Polyphylla fullo* u.a. die Rede. Interessanterweise deutet die Beschreibung des als *Scarabaeus hirsutum* bezeichneten Art auf *Tropinota hirta* hin, einer pontisch-mediterranen Art, für die es keine aktuellen sächsichen Funde gibt. LESKE (1785) nennt in seiner „Reise durch Sachsen" u.a. aus der Umgebung von Königsbrück (knapp 30 km nördlich von Dresden) etwa 20 Käferarten. Aufgrund der verbalen Beschreibung und lateinischen Namensgebung sowie einer Farbtafel mit Käferbildern kann beispielsweise ein als „Elater tessellatus" bzw. „gewürfelter Schnellkäfer" bezeichnete Art als *Prosternon tessellatum* gedeutet werden. Der „Fichtenzerstörende Schabkäfer" (*Dermestes piniperda*) ist offensichtlich der Waldgärter (*Blastophagus piniperda*). Bei einem Rüsselkäfer, der in einer Glockenblumenblüte gefunden wurde, kann wahrscheinlich ein Vertreter der Gattung *Miarus* gemeint sein und der „Aepfel-Rüsselkäfer" mit dunkelrötlichbraunen Flügeldecken, einem fein behaarten Körper und gezähnten Schenkeln kann als *Phyllobius oblongus* gedeutet werden. Wiederum sind mehrere „gehörnte" Mistkäfer (*Onthophagus*) genannt.
1799 erschien von LUDWIG (1799) die „Erste Aufzählung der bis jetzt in Sachsen entdeckten Insekten", wobei immerhin bereits 1043 Käferarten aufgeführt wurden, die vorwiegend in der Gegend um Dresden und Leipzig gesammelt wurden. Ebenfalls von 1799 stammt das „Verzeichnis der merkwürdigsten Insecten, welche im Plauischen Grunde gefunden werden" (v. BLOCK in: BECKER 1799). MEYER (1840) gibt 1645 Käferarten für die „Haupt- und Residenzstadt Dresden" an. MÄRKEL (1844) erwähnt 275 mehr oder weniger myrmecophile Käferarten, die vor allem aus der Umgebung von Stadt Wehlen (etwa 20 km südöstlich von Dresden) stammen. In der Aufzählung von MÜLLER & JUDEICH (1857) ist die Rede von 261 Laufkäferarten (Cicindelidae, Carabidae), 100 „Dytiscitae" (Haliplidae, Dytiscidae) sowie sechs „Gyrinites (Gyrinidae) und 59 „Hydrophilini" (Hydraenidae, Hydrophilidae), wobei wiederum die Umgebung von Dresden, Leipzig und das „Meissner Hochland" als die häufigsten Fundstellen genannt werden. Um die Jahrhundertwende erschienen mehrere Beiträge von LANGE (1886-1909) zur Käferfauna der Umgebung von Annaberg (mittleres Erzgebirge), wobei im zweiten Nachtrag von 1894 bereits 1232 Arten erwähnt wurden. Als eine der wenigen zusammenfassenden Lokal- bzw. Regionalfaunistiken in Sachsen kann die „Vogtland-Fauna" von ERMISCH & LANGER (1935-36, 1937, 1939, 1942, 1953) angesehen werden, mit aktuelleren Nachträgen von GOLLKOWSKI (1990, 1991, 1992). Recht gut erforscht ist die Oberlausitz, wobei es noch kein zusammenfassendes Verzeichnis gibt, aber eine Vielzahl kleinerer faunistischer Beiträge, auch über sonst kaum bearbeitete Käfergruppen wie z.B. Staphylinidae, Pselaphidae, Gattung *Epuraea,* Cryptophagidae, Tenebrionidae u.a. (z.B. SIEBER, 1985, 1988a, 1988b, 1989, 1990, 1991, 1994; VOGEL 1978, 1982a, 1982b, HORNIG 1997 u.a.). Faunistisch gut bearbeitet ist auch die Sächsische Schweiz durch die Arbeiten von KRAUSE (1970 div. Taxa; 1974 - Carabidae; 1978 - Curculionidae; 1982 - Chrysomelidae; 1974, 1989, 1995 - Heteromera), KRAUSE & ZINKE (1989 - Hydrophilidae), WITSACK & KRAUSE (1978 - Cantharoidea), Nüssler (1984 - Cerambycidae), JÄGER (1996 - Byrrhidae) u.a. Aus dem Dresdner Raum sind lediglich die Arbeiten von GRÄMER & NÜSSLER (1966) über die Laufkäfer (Gattungen *Cicindela, Carabus, Cychrus, Calosoma*) und von NÜSSLER (1964, 1974, 1983, 1994) über die Bockkäfer bekannt. Neuere faunistische Ergebnisse liegen über die Laufkäferfauna und phytophage Käferfauna von Ruderal- und Brachflächen in Dresden (LORENZ 1997a, 1997b) vor sowie über die totholz- und baumpilzbewohnende Käferfauna (LORENZ, unveröff. Gutachten).
Weiterhin gibt es eine Reihe bedeutender lokalfaunistischer Sammlungen z.B. von WIESNER, der um 1900 in der Umgebung von Meißen gesammelt hat, sowie die Sammlungen HÄNEL, DORN, FUCHS, KIRSCH, NOESKE usw., die die Käferfauna Dresdens bis vor 50 Jahren dokumentieren.
Im Vergleich zu anderen Gebieten in Deutschland ist die aktuelle Faunistik in Sachsen jedoch wenig entwickelt. Beispielsweise sind aus dem Rheinland seit 1970 mehrere lokalfaunistische Publikationen mit Artenlisten von jeweils mehr als 1000 Käferarten erschienen, z.B. von BÜCHS et al. 1989, FRANZEN 1995, GRÄF &

KOCH 1981, KOCH 1979, KOCH & GRÄF 1982, KOCH & SOLLMANN 1977, KÖHLER 1988, 1994, 1996, KÖHLER & STUMPF 1992, LUCHT 1968.

Im Rahmen des seit Anfang der 90er Jahre laufenden Projektes „Entomofauna Saxonica“ soll das umfangreiche Datenmaterial koordiniert und zusammengefaßt werden, mit dem Ziel, eines aktuellen Verzeichnisses der Käfer Sachsens. Es wurden kommentierte Verzeichnisse über verschiedene Käferfamilien erstellt, untergliedert in fünf sächsische Gebiete (Vogtland/Westerzgebirge, Chemnitz/Oberes Erzgebirge, Leipzig/Westsachsen, Dresden/Oberes Elbtal/Osterzgebirge, Oberlausitz/Niederschlesien). Bisher wurden folgende Familien bearbeitet:

- Bockkäfer - *Cerambycidae* (KLAUSNITZER 1994)
- Borkenkäfer - *Scolytidae* (LIEBENOW 1994)
- Pilzkäfer - *Erotylidae, Biphyllidae* und *Cryptophilidae* (HORNIG 1995)
- Wasserkäferfamilien - *Elmidae, Hydraenidae* (JÄGER 1995)
- Blatthornkäfer und Schröter - *Trogidae,Geotrupidae, Scarabaeidae, Lucanidae* (KLAUSNITZER 1995)

- Schienenkäfer - *Eucnemidae* (NÜSSLER 1996 a)
- Breitrüssler - *Anthribidae* (NÜSSLER 1996 b)
- Laufkäfer - *Cicindelidae/Carabidae* (GEBERT & HOFMANN 1996)(nur Oberlausitz)
- Wasserkäferfamilien - *Haliplidae, Hygrobiidae, Noteridae, Dytiscidae, Gyrinidae, Spercheidae, Hydrophilidae* ohne *Sphaeridiinae, Helophorinae* (KLAUSNITZER 1996)
- Nestkäfer - *Cholevidae* (STEGNER 1996)
- Aaskäfer - *Silphidae, Agyrtidae* (PETZOLD 1997)
- Marienkäfer - *Coccinellidae* (KLAUSNITZER 1997)
- Prachtkäfer - *Buprestidae* (KEITEL 1998)
- Schwarzkäfer - *Tenebrionidae* (HORNIG 1998)

## 5.2. Geschützte Arten nach Bundesartenschutzverordnung

Laut Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV 1989) konnten 37 Arten nachgewiesen werden, die als „besonders geschützte Arten“ eingestuft sind (Tab. 40). Aufgrund der Lockwirkung der Gelbschalen konnten die meisten Prachtkäfer (Buprestidae) nachgewiesen werden, während die Laufkäfer (Carabidae) vorwiegend in den Bodenfallen gefunden wurden. Eine Aktualisierung bzw. Neufassung der Artenliste der BArtSchV unter Berücksichtigung der aktuellen Roten Listen der einzelnen Bundesländer ist erforderlich.

Tab. 40: „Besonders geschützte Arten“ laut ArtSchV von 1989

| CARABIDAE | CLERIDAE | *Agrilus sulcicollis* | SCARBAEIDAE |
|---|---|---|---|
| *Cicindela hybrida* | *Trichodes alvearius* | *Agrilus graminis* | *Cetonia aurata* |
| *Cicindela campestris* | | *Agrilus olivcolor* | *Protaetia lugubris* |
| *Calosoma inquisitor* | BUPRESTIDAE | *Agrilus subauratus* | *Protaetia cuprea* |
| *Calosoma auropunct.* | *Phaenops formaneki* | *Agrilus betuleti* | |
| *Carabus intricatus* | *Anthaxia nitidula* | *Agrilus pratensis* | |
| *Carabus auronitens* | *Anthaxia morio* | *Agrilus populeus* | CERAMBYCIDAE |
| *Carabus granulatus* | *Anthaxia godeti* | *Agrilus aurichalceus* | *Aromia moschata* |
| *Carabus cancellatus* | *Agrilus laticornis* | *Agrilus hyperici* | *Phytoecia nigricornis* |
| *Carabus auratus* | *Agrilus obscuridicollis* | *Agrilus sinuatus* | *Phytoecia coerulescens* |
| *Carabus convexus* | *Agrilus angustatus* | *Trachys minutus* | |
| *Carabus nemoralis* | | | |
| *Carabus hortensis* | | | |

## 5.3. Gefährdete Arten nach Roten Listen

### 5.3.1. Gefährdungssituation in Sachsen und den angrenzenden Bundesländern

Zur Beurteilung der Gefährdungssituation der Käferfauna wurde die Rote Liste der BRD (BLAB et al. 1984), die Rote Liste Sachsens sowie die derzeit gültigen Roten Listen der an Sachsen angrenzenden Bundesländer (Bayern, Thüringen, Sachsen-Anhalt, Brandenburg) verwendet (Tab. 41).

Tab. 41 : Käferfamilien, für die in Sachsen und den angrenzenden Bundesländern Rote Listen vorliegen

| Käferfamilie | Rote Listen | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | Sachsen | Bayern | Thüringen | Sachsen-Anh. | Brandenburg |
| Carabidae (Laufkäfer) | x | x | x | x | x |
| Haliplidae (Wassertreter) | x | x | x | x | x |
| Dytiscidae (Schwimmkäfer) | x | x | x | x | x |
| Gyrinidae (Taumelkäfer) | x | x | x | x | x |
| Hydraenidae (Langtasterwasserkäfer) | | x | x | x | x |
| Hydrophilidae (Wasserkäfer) | x | x | x | x | x |
| Histeridae (Stutzkäfer) | | x | | | |
| Silphidae (Aaskäfer) | | x | | | x |
| Agrytidae (Scheinaaskäfer) | | x | | | x |
| Cholevidae (Nestkäfer) | | x | | | |
| Colonidae (Kolonistenkäfer) | | x | | | |
| Leiodidae (Schwammkugelkäfer) | | x | | | |
| Clambidae (Punktkäfer) | | x | | | |
| Scydmaenidae (Ameisenkäfer) | | x | | | |
| Corylophidae (Faulholzkäfer) | | x | | | |
| Staphylinidae (Kurzflügler) | | | | | x |
| Lycidae (Rotdeckenkäfer) | | | | x | |
| Lampyridae (Leuchtkäfer) | | | | x | |
| Cantharidae (Weichkäfer) | | | | x | |
| Drilidae (Schneckenhauskäfer) | | | | x | |
| Malachidae (Malachiten-Käfer) | | | | x | |
| Melyridae (Wollhaarkäfer) | | | | x | |
| Cleridae (Buntkäfer) | | x | | x | |
| Buprestidae (Prachtkäfer) | | | | x | x |
| Helodidae (Sumpfkäfer) | x | | x | | |
| Dryopidae (Hakenkäfer) | | x | x | x | x |
| Elmidae ( Klauenkäfer) | | x | x | x | |
| Coccinellidae (Marienkäfer) | | x | | x | |
| Oedemeridae (Scheinbockkäfer) | | | | | x |
| Anthicidae (Blütenmulmkäfer) | | x | | | |
| Trogidae (Erdkäfer) | | x | | | |
| Scarabaeidae (Blatthornkäfer) | x | x | x | | x |
| Lucanidae (Hirschkäfer) | x | x | x | x | x |
| Cerambycidae (Bockkäfer) | x | x | x | x | x |
| Chrysomelidae (Blattkäfer) | | | | x | x |
| Scolytidae (Borkenkäfer) | | | | | x |
| Curculionidae i.w.S. (Rüsselkäfer) | | | x | x | x |

Am Ende des Literaturverzeichnisses (Kap. 8) sind alle verwendeten Roten Listen der einzelnen Bundesländer, unterteilt nach den Bearbeitern der jeweiligen Käferfamilien aufgelistet. Einschränkend muß allerdings erwähnt werden, daß die Rote Liste der BRD zwar für fast alle Käfergruppen vorliegt (nicht für die meisten Staphyliniden sowie für Cryptophagiden, Lathridiiden und Mordelliden), aber veraltet ist und nur für das Gebiet der alten Bundesländer gilt. Die seit 1997 vorliegende aktuell gültige Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands von TRAUTNER et al. (1997) wurde hier jedoch berücksichtigt. In Sachsen liegen derzeit nur Rote Listen von Laufkäfern (Stand 1995), Bockkäfern (Stand 1994), Blatthorn- und Hirschkäfern (1995) sowie wasserbewohnenden Käferarten (1996) vor. Die Roten Listen der an Sachsen angrenzenden Bundesländer stammen ebenfalls von Anfang bis Mitte der 90er Jahre. Da sie neben den bereits oben erwähnten „gängigen“ Käfergruppen teilweise auch andere Familien (z.B. Rüsselkäfer, Blattkäfer, Kurzflügler) beinhalten, wurden sie mit einbezogen. Obwohl diese Roten Listen nicht direkt auf Sachsen übertragbar

sind, lassen sie doch einige Tendenzen erkennen bzw. es kann in vielen Fällen auf eine ähnliche Gefährdung in Sachsen geschlossen werden. Eine Liste der insgesamt 298 „Rote-Liste-Arten“ befindet sich in Anhang 10.

Überall relativ gut erforscht sind die Laufkäfer (Carabidae) und Bockkäfer (Cerambycidae). Diese beiden Familien besitzen in allen Roten Liste einen ähnlichen Gefährdungsgrad. Lediglich die Rote Liste der Laufkäfer Thüringens hat einen überdurchschnittlich hohen Anteil von Arten, vor allem in den Kategorien 0 und 1 (Tab. 42).

Tab. 42: Übersicht der Gefährdungssituation der im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Lauf- und Bockkäfer und Vergleich mit den Roten Listen der angrenzenden Bundesländer sowie der bundesdeutschen Roten Liste

| Rote Listen | Laufkäfer | | | | | | Bockkäfer | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Gefährdungskategorie | | | | | | Gefährdungskategorie | | | | | |
| | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | V | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | V |
| Deutschland ** | - | - | 5 | 13 | - | 7* | - | - | 4 | 2 | - | - |
| Sachsen | - | - | 5 | 12 | 3 | 15 | - | - | 3 | 3 | 2 | 1 |
| Bayern | - | - | 9 | 13 | 1 | 11 | - | 1 | 1 | 4 | - | - |
| Thüringen | 6 | 10 | 14 | 22 | - | - | - | 3 | 2 | 9 | - | - |
| Sachsen-Anh. | - | - | 5 | 12 | - | 8 | - | 2 | 3 | 4 | - | 4 |
| Brandenburg | - | 6 | 4 | 4 | - | 4 | 1 | 3 | 6 | 3 | - | 4 |

* weitere 15 Arten können laut der Roten Liste (TRAUTNER et al. 1997) hinzugefügt werden, jedoch besitzen sie meistens länderübergreifend eine differenzierte Gefährdungssituation

** Laufkäfer: neue Rote Liste von TRAUTNER et al. (1997); Bockkäfer: Rote Liste von BLAB et al. (1984)

Tabelle 43 enthält alle im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen „Rote-Liste-Arten“ ausgehend von den Roten Listen Sachsens und im Vergleich dazu die Gefährdungsgrade dieser Arten in den Roten Listen der an Sachsen angrenzenden Bundesländer sowie der bundesdeutschen Roten Liste (BLAB et al. 1984, Laufkäfer: TRAUTNER et al. 1997). Da abgesehen von TRAUTNER et al. (1997) bei allen anderen Roten Listen ein Verzeichnis der Käferarten fehlt, auf das sich die Rote Liste bezieht, kann nicht geklärt werden, ob einige Arten nicht gefährdet sind oder aber in den einzelnen Bundesländern nicht berücksichtigt wurden, da sie dort nicht vorkommen.

Acht Lauf-, eine Schwimm-, eine Blatthorn- und drei Bockkäferarten besitzen in allen fünf Bundesländern sowie bundesweit einen Gefährdungsstatus. Weitere 13 Laufkäfer-, zwei Blatthorn- und sechs Bockkäferarten sind in mindestens drei Bundesländer mehr oder weniger stark gefährdet oder rückläufig (Tab. 44). Ein Großteil der Arten, die laut den sächsischen Roten Listen in eine Gefährdungskategorie eingestuft sind, sind auch in den angrenzenden Bundesländern verschieden stark gefährdet. Für 35 Käferarten besitzt das Untersuchungsgebiet somit eine überregionale bzw. bundesweite Bedeutung im Artenschutz.

Tab. 43: Gefährdete Käferarten des Untersuchungsgebietes entsprechend den sächsischen Roten Listen im Vergleich zu den Roten Listen der angrenzenden Bundesländer sowie der bundesdeutschen Roten Liste (Erläuterungen siehe Text) Gefährdungsgrad: 0 = ausgestorben/verschollen; 1 = vom Aussterben bedroht; 2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet; 4 / P = potentiell gefährdet; R = im Rückgang; V = Vorwarnliste; V* = Arten der Vorwarnliste mit länderübergreifender differenzierter Gefährdungssituation; D = Daten für eine Einstufung nicht ausreichend (Gefährdungssotuation unklar); - = nicht gefährdet (nur bei Laufkäfer, da Rote Liste und Verzeichnis zusammen veröffentlicht); n.b. = nicht bearbeitet

| Art | Deutschalnd | Sachsen | Bayern | Thüringen | Sachsen/Anh. | Brandenburg |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *Calosoma inquisitor* | 3 | 3 | 2 | 1 | 3 | 2 |
| *Calosoma auropunctatum* | 3 | R | | 2 | | 1 |
| *Carabus intricatus* | 3 | 4 | 2 | 2 | 3 | 2 |
| *Carabus cancellatus* | V | 3 | | 2 | 3 | |
| *Carabus auratus* | - | R | V | 2 | | |
| *Leistus rufomarginatus* | - | R | | 3 | P | |
| *Elaphropus quadrisignatus* | V* | R | | 3 | | |
| *Bembidion humerale* | 2 | 4 | 2 | 0 | 2 | 1 |
| *Patrobus australis* | 2 | 3 | R | 1 | 2 | 1 |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *Ophonus melleti* | 3 | R | | 3 | P | 1 |
| *Pseudoophonus griseus* | 3 | 3 | 1 | 1 | | |
| *Pseudoophonus calceatus* | 3 | 3 | 3 | 0 | P | |
| *Harpalus flavescens* | 3 | 3 | 3 | 0 | 3 | |
| *Harpalus fröhlichi* | - | R | 3 | 3 | 3 | |
| *Harpalus hirtipes* | 3 | 3 | 3 | 2 | 3 | 3 |
| *Harpalus smaragdinus* | - | R | | 3 | P | |
| *Harpalus tenebrosus ssp. centralis* | D | 2 | | 0 | | |
| *Harpalus melancholicus* | 2 | R | 2 | 0 | 2 | 1 |
| *Stenolophus skrimshiranus* | 2 | 2 | | 2 | 3 | |
| *Acupalpus dubius* | V* | R | 2 | 1 | | 3 |
| *Poecilus lepidus* | V* | 3 | | 3 | | |
| *Poecilus punctulatus* | 2 | 3 | 2 | 0 | 3 | 1 |
| *Platynus livens* | 3 | 3 | 2 | 0 | 3 | |
| *Amara spreta* | - | R | | 0 | | |
| *Amara cursitans* | V | R | | 2 | P | |
| *Amara brunnea* | - | R | | 0 | | |
| *Badister collaris* | 3 | R | 3 | 3 | 3 | |
| *Odacantha melanura* | V* | 3 | 2 | 1 | 3 | |
| *Lebia cruxminor* | 3 | 2 | 3 | 3 | 2 | 3 |
| *Dromius schneideri* | 2 | 2 | 3 | 3 | 2 | |
| *Agabus unguicularis* | 4 | 3 | 3 | 3 | 3 | 4 |
| *Enochrus coarctatus* | | 3 | | 3 | 3 | |
| *Geotrupes spiniger* | 3 | 2 | 3 | n.b. | n.b. | 3 |
| *Hoplia philanthus* | | 4 | | n.b. | n.b. | |
| *Hoplia graminicola* | 2 | 3 | 1 | n.b. | n.b. | |
| *Protaetia lugubris* | 2 | 3 | 2 | 2 | n.b. | 3 |
| *Protaetia cuprea* | 4 | 4 | 2 | 2 | n.b. | |
| *Valgus hemipterus* | 2 | 4 | 3 | 2 | n.b. | |
| *Saphanus piceus* | 2 | 3 | 3 | 1 | | |
| *Aromia moschata* | | R | | 3 | P | 4 |
| *Anisarthron barbipes* | 2 | 4 | 2 | 3 | | |
| *Xylotrechus arvicola* | 2 | 2 | 1 | 3 | P | 2 |
| *Oberea erythrocephala* | 2 | 2 | 3 | 1 | 1 | 2 |
| *Oberea linearis* | | 2 | | 2 | 2 | 1 |
| *Stenostola dubia* | | 3 | | 3 | 2 | 3 |
| *Phytoecia nigricornis* | 3 | 3 | 3 | 2 | 3 | 1 |
| *Phytoecia coerulescens* | | 4 | | 3 | | 3 |

Tab. 44 : Arten des Untersuchungsgebietes mit überregionaler bzw. bundesweiter Gefährdung

| **in allen Roten Listen** | **in Roter Liste Deutschlands und in mindestens 3 Bundesländern gefährdet** | **in Roten Listen von mindestens drei Bundesländern** |
|---|---|---|
| CARABIDAE | CARABIDAE | CARABIDAE |
| *Calosoma inquisitor* | *Calosoma auropunctatum* | *Carabus cancellatus* |
| *Carabus intricatus* | *Ophonus melleti* | *Harpalus fröhlichi* |
| *Bembidion humerale* | *Pseudoophonus calceatus* | *Acupalpus dubius* |
| *Patrobus australis* | *Harpalus flavescens* | *Pseudoophonus griseus* |
| *Harpalus hirtipes* | *Stenolophus skrimshiranus* | *Odacantha melanura* |
| *Harpalus melancholicus* | *Platynus livens* | HYDROPHILIDAE |
| *Poecilus punctulatus* | *Badister collaris* | *Enochrus coarctatus* |
| *Lebia cruxminor* | *Dromius schneideri* | CERAMBYCIDAE |
| DYTISCIDAE | SCARABAEIDAE | *Aromia moschata* |
| *Agabus unguicularis* | *Geotrupes spiniger* | *Oberea linearis* |
| SCARABAEIDAE | *Valgus hemipterus* | *Stenostola dubia* |
| *Protaetia lugubris* | CERAMBYCIDAE | *Phytoecia coerulescens* |
| CERAMBYCIDAE | *Saphanus piceus* | |
| *Xylotrechus arvicola* | *Anisarthron barbipes* | |
| *Oberea erythrocephala* | | |
| *Phytoecia nigricornis* | | |

Die im Anhang 10 enthaltenen Arten können im wesentlichen auch als die faunistisch bemerkenswerten Arten angesehen werden, wenngleich regionale und lokale Besonderheiten und aktuelle Nachweise eine differenziertere Betrachtungsweise erfordern (s. Kap. 5.4.).

Bezogen auf die artenreicheren Käferfamilien des Untersuchungsgebietes (mehr als 20 Arten) ist der Anteil gefährdeter Arten bei den Prachtkäfern (Buprestidae) mit fast 60 % sowie den Bockkäfern (Cerambycidae) und Laufkäfern (Carabidae) mit 54 bzw. 50 % am höchsten (Abb. 4/47). Unter Berücksichtigung aller oben erwähnten Roten Listen sind etwa 20 % der Käferarten des Untersuchungsgebietes unterschiedlich stark gefährdet oder im Rückgang. Bezieht man sich nur auf die bundesdeutsche Rote Liste (BLAB et al. 1984), besitzen 84 Arten einen Gefährdungsstatus (5x „von Aussterben bedroht“, 21x „stark gefährdet“, 56x „gefährdet“, 2x „potentiell gefährdet“). Der Anteil Rote-Liste-Arten liegt hiermit bei 5 %.

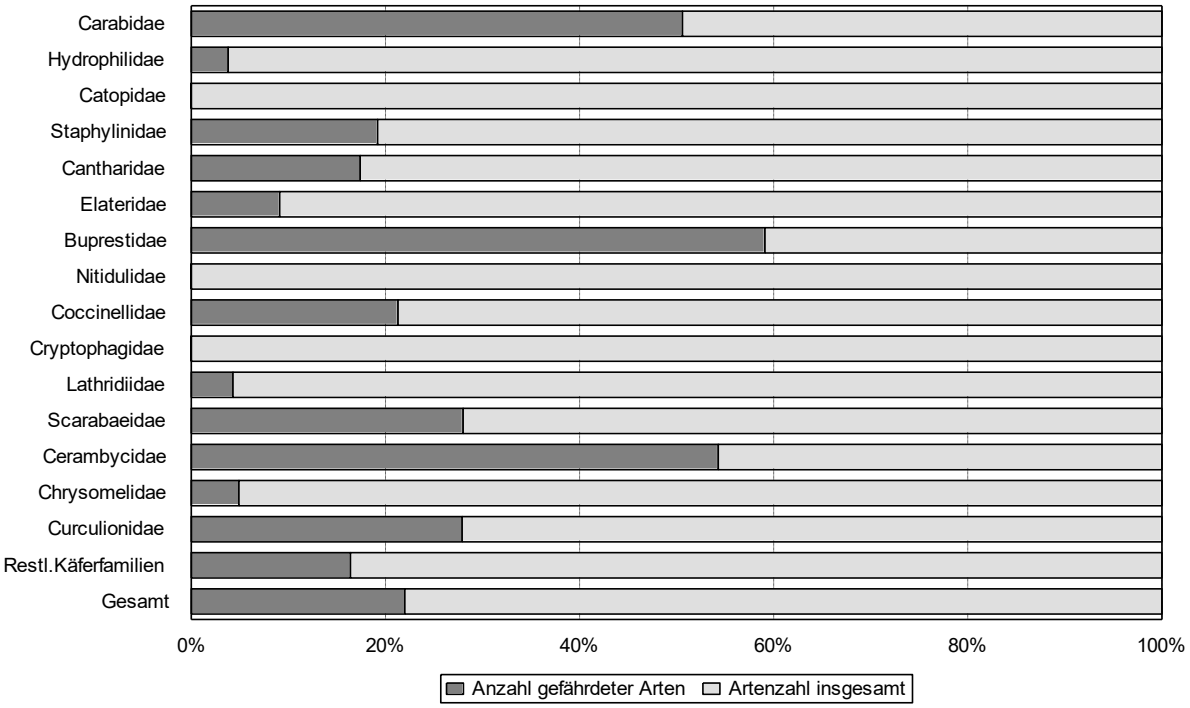



Abb. 4/47: Anteil gefährdeter Arten im Vergleich zur Gesamtartenzahl der artenreicheren Käferfamilien im UG

## 5.3.2. Ökologische Charakterisierung der gefährdeten Arten

Etwa 30 % der gefährdeten Arten sind an Wald gebunden, was die große Bedeutung der Gehölze hervorhebt (Abb. 4/48), die nicht nur als Trittsteinbiotope dienen, sondern auch als Lebensraum und Entwicklungsort.

Weitere 30 % der Arten werden nach KOCH (1989a, 1989b, 1992) als euryök eingestuft. Diese Arten konnten bevorzugt in Saumstrukturen nachgewiesen werden. Der Anteil „echter“ Offenlandarten ist mit 8,4 % gering.

Der Anteil von „sonstigen stenöken Arten“ beträgt fast 30 %, wobei Arten zusammengefaßt sind, die an spezifische Habitatstrukturen gebunden sind. Es handelt es sich hierbei zu etwa gleichen Anteilen um zoophage (Laufkäfer, Kurzflügler) und phytophage Arten (Blatt- und Rüsselkäfer) einerseits von Feuchtbiotopen und andererseits von trockenwarmen, halboffenen Standorten mit Bindung an kraut- und gebüschreichen Saumstrukturen (s. auch Abb. 4/49). Dieses Ergebnis hebt die große Bedeutung naturnaher Kleinstrukturen in einer Agrarlandschaft nicht nur für die Erhaltung einer allgemeinen Artenvielfalt sondern auch für den Schutz bedrohter Arten hervor.

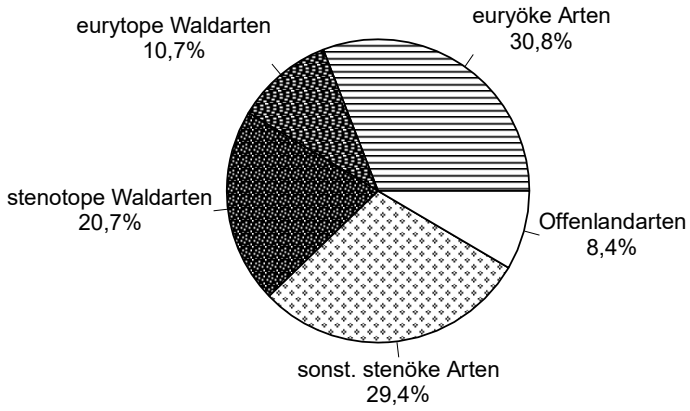



Abb. 4/48:
Prozentualer Anteil der gefährdeten Arten entsprechend der allgemeinen Habitatbindung

Etwa ein Drittel aller gefährdeten Arten bevorzugt trockenwarme Standorte und über 20 % ist an Feuchtbiotope gebunden. Dies resultiert aus der engen Verzahnung von Feucht- und Trockenbiotopen, was Schutzwürdigkeit und den Modellcharakter der hier untersuchten Agrarlandschaft unter Beweis stellt.

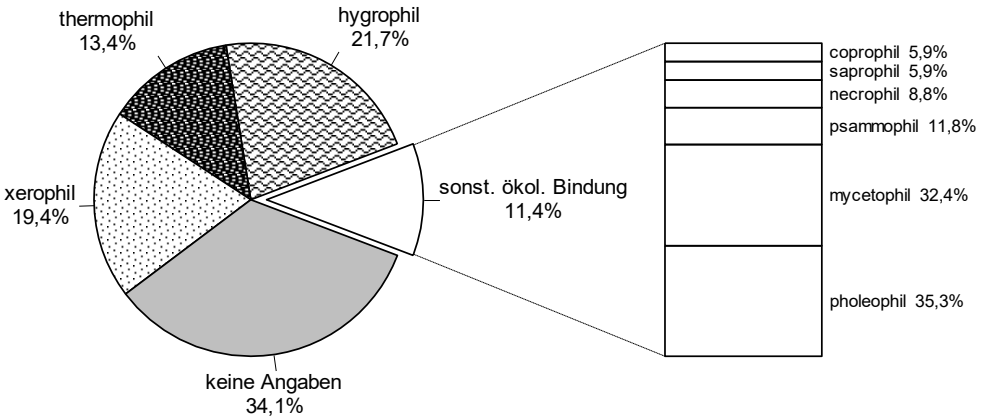



Abb. 4/49: Prozentualer Anteil der gefährdeten Arten entsprechend der ökologischen Bindung

Für xero- bzw. thermophile Arten stellen hauptsächlich die südexponierten Gehölzsäume sowie die mit Sand abgedeckte Fläche „dep“ und die trockene Kuppe der Brachenfläche „b“ wichtige Habitatstrukturen dar. Für hygrophile Arten sind die ausgeprägten Ufersäume der Teiche sowie einige kleine Tümpel, Gräben und Bachabschnitte von Bedeutung, zumal diese in den letzten Jahrzehnten eine relativ ungestörte Entwicklung durchlaufen konnten und vielfach äußerst struktur- und artenreich sind. Unter den 34 % „keine Angaben“ sind Arten zusammengefaßt, über deren Biologie noch zu wenig bekannt ist sowie in geringerem Umfang auch Arten, die sehr euryök sind, sodaß keine Zuordnung erfolgte.

Betrachtet man die Ernährungsweise, fällt auf, daß fast die Hälfte der gefährdeten Arten „räuberisch“ lebt, was mit dem hohen Anteil Laufkäfer sowie Kurzflügler zusammenhängt und somit vor allem fangmethodisch bedingt ist, da die Bodenfallenfänge einen wesentlichen Anteil am gesamten Untersuchungsumfang besitzen (Abb. 4/50). Ein Viertel der gefährdeten Arten ernährt sich von grünen Pflanzen (z.B. Blatt- und Rüsselkäfer) und etwa 10 % der Arten bzw. deren Larven entwickeln sich im Holz (die meisten Bock- und Prachtkäfer) sowie 4 % vorwiegend von Pilzen, die an Bäumen wachsen (Schwamm- und Pilzkäfer).

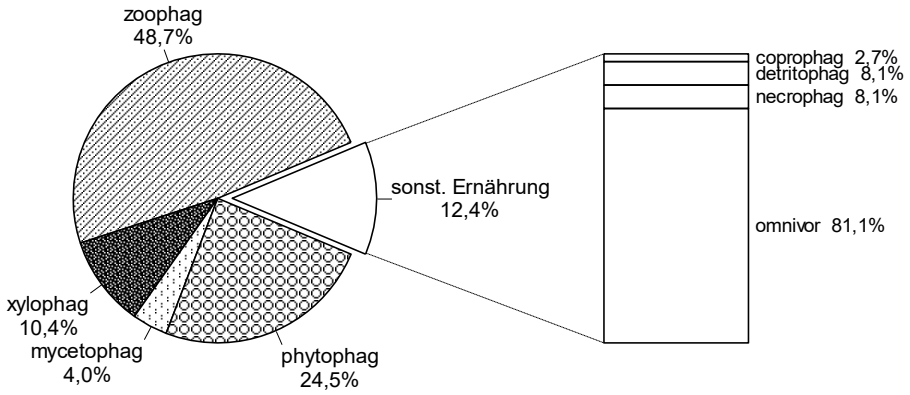



Abb. 4/50:
Anteil der gefährdeten Arten entsprechend der Ernährungsweise

Entsprechend der bevorzugten Kleinlebensräume, an die die Arten gebunden sind, ist eine ausgeglichene Verteilung der sechs unterschiedenen „Gilden“ zu erkennen (Abb. 4/51). Dies unterstreicht das ausgewogene Verhältnis unterschiedlicher, meistens kleiner, aber qualitativ hochwertiger bzw. ökologisch bedeutsamer Habitatstrukturen im Untersuchungsgebiet.

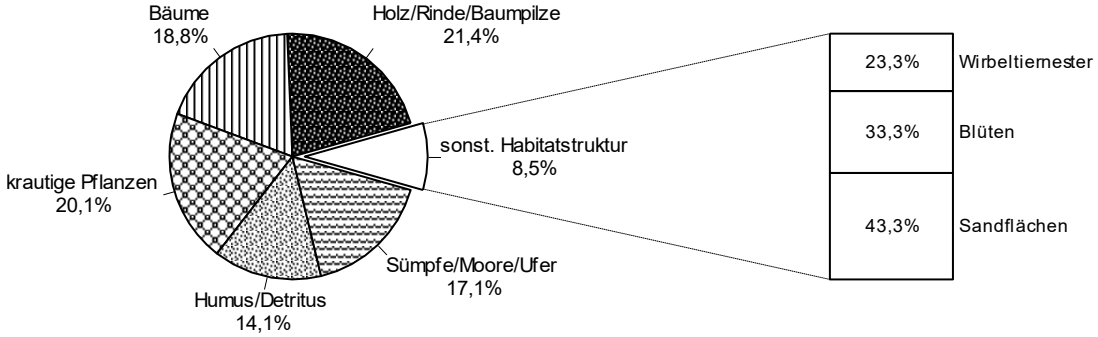



Abb. 4/51: Prozentualer Anteil gefährdeter Arten entsprechend der bevorzugten Habitatstrukturen

## 5.3.3. Gefährdete Arten auf den einzelnen Untersuchungsflächen

Der Anteil gefährdeter Arten liegt auf den meisten Untersuchungsflächen bei 10-12 % (Abb 4/52).
Einen überdurchschnittlichen Anteil von fast 20 % gefährdeter Arten konnte auf „dep“ festgestellt werden. Auch die Gehölze „w“ und „ei“, sowie die Feuchtbiotope („f“) und die sonstigen Fundorte („s“) besitzen mit 14-16 % gefährdete Arten einen ziemlich hohen Anteil.

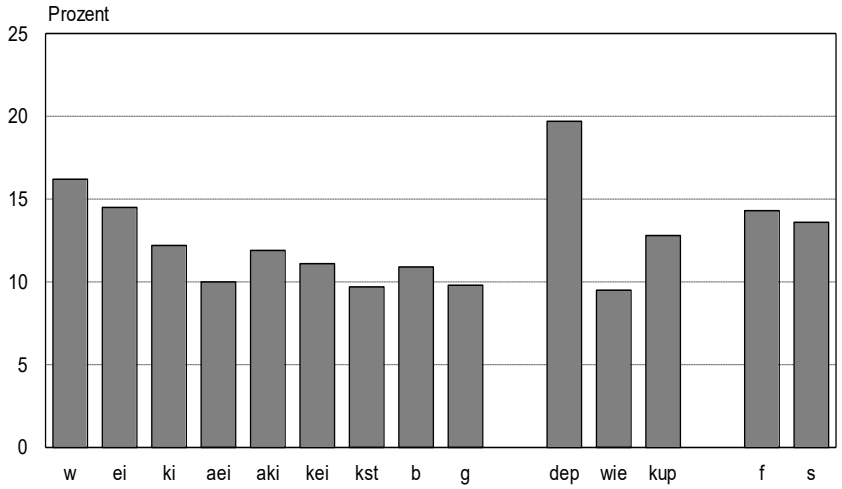



Abb. 4/52:
Prozentualer Anteil der Rote-Liste-Arten auf den HUF und den sonstigen Untersuchungsflächen

Auf jeder Untersuchungsfläche konnte mindestens eine gefährdete Art gefunden werden, die auf den anderen Flächen nicht nachgewiesen wurde (Tab. 45). Jedes Gehölz, jeder Gebüschsaum, jede Hochstaudenflur, jeder Tümpel und jede magerrasenartige Saumstruktur hat somit die „Qualität“ und das Potential, als

Lebensraum bzw. Entwicklungsort für gefährdete, anspruchsvolle Arten zu dienen.

Tab. 45: Rote-Liste-Arten, die nur auf den einzelnen Untersuchungsflächen gefunden wurden.

| Fläche | Anzahl | Arten |
|---|---|---|
| w | 27 | *Cicindela campestris, Harpalus xanthopus ssp. winkleri, Velleius dilatatus, Callicerus obscurus, Dadobia immersa, Rhagonycha translucida, Mycetophagus fulvicollis, Scymnus quadrimaculatus, Hyperaspis campestris, Xylopertha retusa, Calopus serraticornis, Lissoderma cursor, Conopalpus testaceus, Criocephalus rusticus, Rhagium bifasciatum, Molochus minor, Pogonocherus fasciatulus, Rhinomacer attelaboides, Coenorhinus pauxillus, Bytiscus populi, Apion astragali, Magdalis exarata, M. phlegmatica, M. memnonia, Acalles commutatus, Cionus nigritarsis, Rhynchaenus jota* |
| ei | 12 | *Harpalus melleti, Stenus ochropus, Philonthus intermedius, Lamprinodes saginatus, Atheta benickiella, Aleuonota rufotestacea, Zyras haworthi, Anthaxia nitidula, Agrilus hyperici, Mycetochara linearis, Hoplia graminicola, Cryptocephalus octomaculatus* |
| ki | 8 | *Carabus convexus, Harpalus atratus, Dromius marginellus, Trogophloeus lindrothi, Atheta corvina, Anisoxya fuscula, Phytoecia nigricornis, Magdalis barbicornis* |
| aei | 7 | *Lathrobium pallidum, Malthinus fasciatus, Scymnus abietis, Melandrya caraboides, Valgus hemipterus, Obrium brunneum, Tropideres albirostris* |
| aki | 6 | *Quedius assimilis, Qu. maurus, Chrysobothris affinis, Nemosoma elongatum, Callidium aeneum, Pogonocherus decoratus* |
| kei | 1 | *Phytoecia coerulescens* |
| kst | 2 | *Rhynchites cupreus, Mecinus janthinus* |
| b | 7 | *Calosoma auropunctatum, Nothiophilus aquaticus, Harpalus calceatus, Saprinus virescens, Sibina pyrrhodactyla, Limnobius borealis, Ceutorhynchus sulcicollis* |
| g | 3 | *Bembidion obtusum, Stilicus geniculatus, Heterothops quadripunctulus* |
| dep | 22 | *Cicindela hybrida, Harpalus flavescens, H. fröhlichi, H. hirtipes, H. smaragdinus, H. tenebrosus, H. autumnalis, H. melancholicus, H. pumilus, Poecilus punctulatus, Amara curta, A. spreta, Dromius linearis, Necrodes littoralis, Quedius orchipennis, Zoosetha procidua, Anthicus bimaculatus, Apion aeneum, Gronops inaequalis, Baris cuprirostris, Ceutorhynchus sisymbrii* |
| wie | 6 | *Lebia cruxminor, Aleuonota gracilenta, Platynaspis luteorubra, Oberea erythrocephala, Apion confluens, Trachyphloeus angustisetulus* |
| kup | 2 | *Philonthus spermophili, Rhynchaenus salicis* |
| f | 47 | *Tachys quadrisignatus, Bembidion assimile, B. humerale, B. doris, Patrobus australis Stenolophus skrimshiranus, S. mixtus, Acupalpus parvulus, Pterostichus gracilis, Agonum livens, A. micans, A. thoreyi, Chlaenius nigricornis, Badister collaris, Odacantha melanura, Demetrias monostigma, D. imperialis, Hydroporus memnonius, Agabus chalconotus, A. unguicularis, Hydraena britteni, H. testacea, Enochrus coarctatus, Omalium oxycanthae, Lesteva punctata, Oxytelus rugifrons, Stenus incrassatus, S. morio, S. pubescens, Euaestethus bipunctatus, E. ruficapillus, E. laeviusculus, Phacophallus parumpunctatus, Staphylinus fossor, Deinopsis erosa, Cantharis thoracica, Cerapheles terminatus, Agrilus subauratus, A. sinuatus, Lathridius rybinskii, Hyperaspis concolor, Aromia moschata, Liophloeus tessulatus, Magdalis nitidipennis, Auleutes epilobii, Ceutorhynchus angulosus, C. melanostictus* |
| s | 13 | *Carabus intricatus, Trechoblemus micros, Amphicyllis globiformis, Xylodromus testaceus, Zyras lugens, Eucinetus haemorrhoidalis, Cerylon deplanatum, Prionychus ater, Boletophagus reticulatus, Liocola lugubris, Agapanthia intermedia, Phyllotreta aerea Larinus turbinatus* |

Der Anteil von gefährdeten Waldarten liegt in den fünf größeren Gehölzen zwischen 40 und 50 %. Erst auf der 700 m² großen Gebüschinsel „kst“ wurden deutlich weniger gefährdete Waldarten nachgewiesen (Abb. 4/53). Die Flächengröße der Gehölze ist demnach nicht ausschlaggebend, sondern das Vorhandensein spezifischer Habitatstrukturen, wie Alt- und Totholz, Baumpilze usw. Die Offenlandflächen „wie“ und „kup“ besitzen einen hohen Anteil von Waldarten, da das Blütenangebot auf diesen zwei Flächen offenbar vielen Blütenbesuchern aus den benachbarten Gehölzen zur Geschlechterfindung sowie als Nahrungsquelle (Pollen) dient.

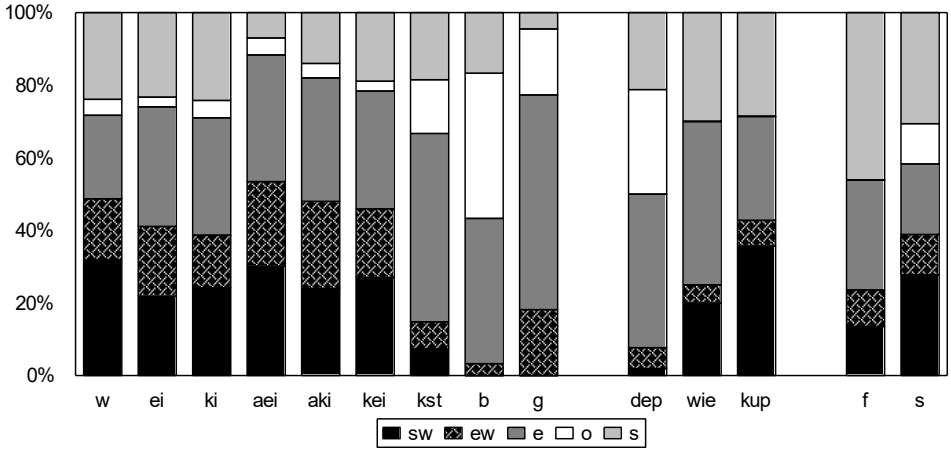



Abb. 4/53: Ökologische Ansprüche der gefährdeten Arten auf den einzelnen Untersuchungsflächen
sw= stenotope Waldart; ew= eurytope Waldart; e= euryöke Art; o= Offenlandart; s= Art mit spezif. Bindung

Ein erheblicher Teil der euryöken Arten, Offenlandarten sowie Arten mit spezifischer Bindung kommen vorzugsweise in den Saumstrukturen der Gehölze vor. Dies erklärt den etwas niedrigeren Anteil auf den Flächen „aei“ und „aki“, denen dieser Saum fehlt.

Der Anteil zoophager Arten ist in den Offenland- und Feuchtbiotopen am höchsten (Abb. 4/54). Die niedrigen Werte auf „wie“ und „kup“ sind fangmethodisch bedingt, da auf diesen Flächen keine Bodenfallenfänge stattfanden. Der Anteil phytophager Arten spiegelt die Heterogenität der Flora wider. Je gleichförmiger und artenärmer die Fläche (z.B. „aki“ und „g“), desto niedriger deren Anteil. Bei den Mycetophagen handelt es sich vorwiegend um Arten, die an Baumpilze (Porlinge, Schleimpilze) und bodenbewohnende Ständer- und Staubpilze (Blätter- und Röhrenpilze sowie Boviste) gebunden sind, so daß sie vorwiegend in den Gehölzen mit einem Anteil von 3-6 % vertreten sind. Bei den Omnivoren sind Arten zusammengefaßt, bei denen sowohl eine carnivore als auch phytophage Ernährungsweise bekannt ist (vor allem Cantharidae, Elateridae).

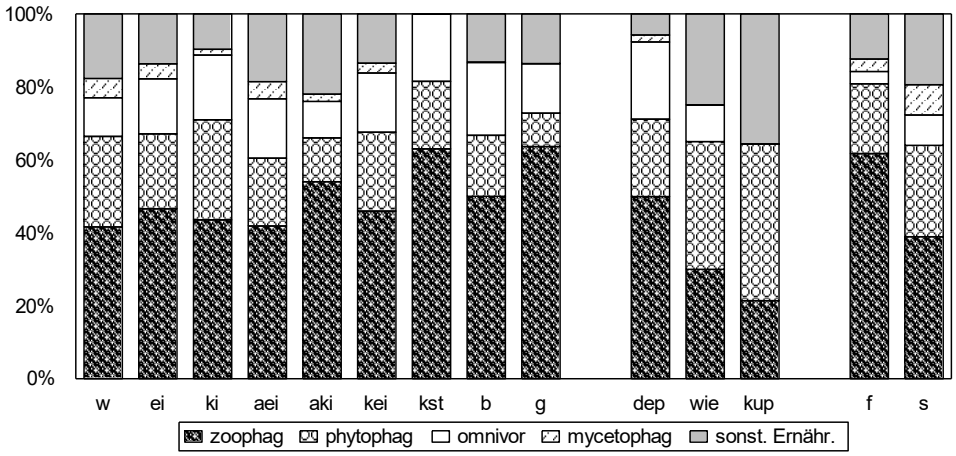



Abb. 4/54: Ernährungsweise der gefährdeten Arten in den einzelnen Untersuchungsflächen

Etwa 30 % der gefährdeten Arten sind in den naturnahen Gehölzen „w“, „ei“, „ki“ und „kei“ thermo- bzw. xerophil, was in erster Linie auf den gut ausgeprägten, strukturreichen, südexponierten Gehölzränder mit Schlehenhecken und vorgelagertem, stellenweise magerrasenartigem Krautsaum zurückzuführen ist (Abb. 4/55). Da den Gehölzen „aei“ und „aki“ dieser Saum fehlt, ist der Anteil wärme- bzw. trockenkeitsliebender Arten deutlich niedriger. Der Anteil von etwa 15 % hygrophiler Arten auf „w“ hängt mit dem staunassen Erlenwäldchen im Norden dieses Gehölzes zusammen. Überduchschnittlich hoch ist auch der Anteil hygrophiler Arten im Gehölz „aki“, was mit dem Einfluß des umliegenden Feuchtgrünlandes erklärbar ist.

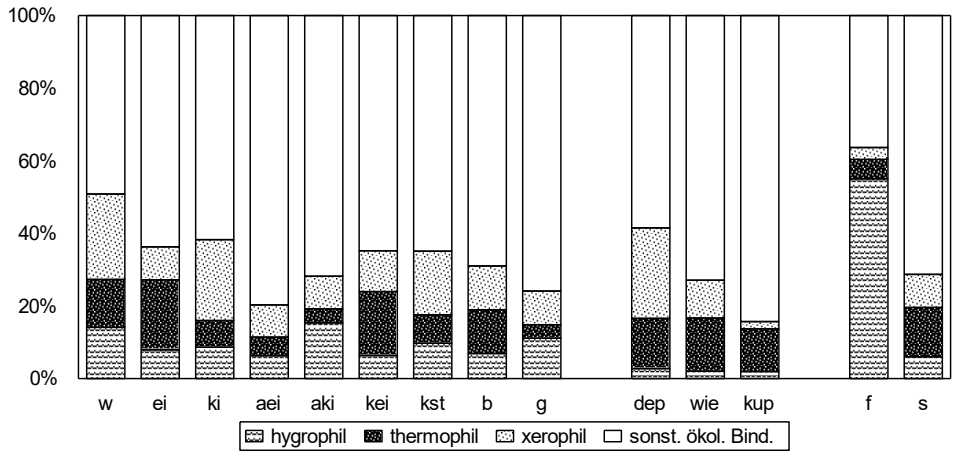



Abb. 4/55: Ökologische Bindung der gefährdeten Arten in den einzelnen Untersuchungsflächen

Obwohl den zwei anthropogen stark beeinflußten Gehölze „aei“ und „aki“ ein artenreicher, abgestufter Saum fehlt, ist die Habitatstrukturvielfalt (z.B. Totholz unterschiedlichen Zersetzungsgrades) in diesen Gehölzen groß genug, so daß es entsprechend der bevorzugten Habitatstrukturen der gefährdeten Arten im Vergleich zu den anderen Gehölzen keine gravierenden Unterschiede gibt. Der hohe Anteil von Arten mit Bindung an Bäume sowie Holz/Rinde/Baumpilze auf den Wiesenflächen „wie“ und „kup“ ist auf den Randeffekt der in der Nähe befindlichen Gehölze zurückzuführen (Abb. 4/56).

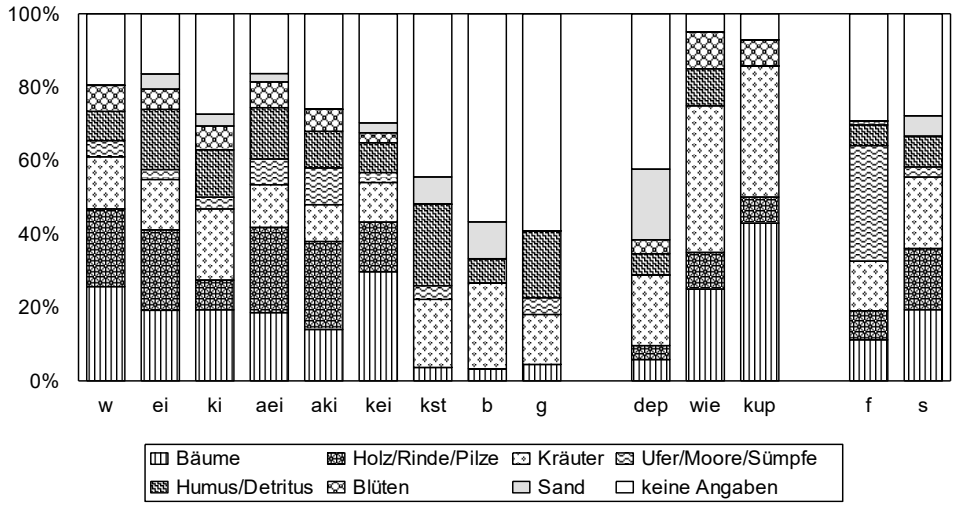



Abb. 4/56: Bevorzugte Habitatstrukturen der gefährdeten Arten auf den einzelnen Untersuchungsflächen

## 5.4. Faunistisch bemerkenswerte Arten

Die folgenden Kurzbeschreibungen von faunistisch bemerkenswerten Arten geben die Fangdaten und Fundumstände wider sowie eine allgemeine Einschätzung zur Häufigkeit im Untersuchungsgebiet und in der Region, die auf einer 10jährigen entomologischen Erfahrung und Tätigkeit des Autors beruht. Es wurden im wesentlichen Arten ausgewählt, die in der sächsischen faunistischen Käferliteratur (siehe auch NÜSSLER 1972, 1982b, 1994c) erwähnt sind. Außerdem spielten Gefährdungskriterien nach den Roten Listen sowie die Angaben zur Seltenheit in der Bestimmungsliteratur eine Rolle.
Der „Dresdner Raum" bezieht sich auf folgendes Gebiet: Stadtgebiet von Dresden einschließlich Dresdner Heide und Elbhang; im Norden: gesamte Moritzburger Kleinkuppenlandschaft einschießlich Friedewald und Moritzburger Waldgebiet sowie Moritzburger Teichgebiet; im Nordwesten bis Radebeul/Coswig; im Südosten: bis Umgebung von Pirna; im Südwesten: Plauenscher Grund bis Freital/Tharandt sowie Randbereiche des Tharandter Waldes.

CARABIDAE

**- *Calosoma inquisitor* (L.):**
Vereinzelt im Frühjahr und Frühsommer sowohl in Gelbschalen als auch in Bodenfallen in den relativ naturnahen Gehölzen („w", „ei", „ki") und deren Rändern nachgewiesen. Auch an Eichen mit starkem Raupenfraß sowie auf „w" am Boden beobachtet. Nach NÜSSLER & GRÄMER (1966) liegen aus den 50er Jahren mehrere Belege aus Moritzburg, Dresden und Radeburg vor. Aktuell wurde die Art im Frühjahr 1989 im Moritzburger Wald beobachtet (eig. Beob.). Der „Kleine Puppenräuber" kann als nicht häufige bis seltene Art eingeschätzt werden.

**- *Calosoma auropunctatum* (HERBST):**
Im September 1991 wurden auf der damals 2jährigen Ackerbrache 25 Ex. (= Exemplare) in einer Bodenfalle auf exponierter Kuppe mit steinigem Untergrund nachgewiesen. Im Juni 1992 konnten nur noch 2 Ex. in einer Bodenfalle auf ähnlich exponiertem Standort gefunden werden (1993 nicht mehr nachgewiesen). Die Häufigkeit dieser Art ist offenbar lokal und regional stark schwankend. Da sich die Art vorwiegend von Erdeulen-Raupen ernährt, wird sie regelmäßig auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, vor allem Rübenfeldern gefunden. In Sachsen kam die Art nach NÜSSLER & GRÄMER (1966) nur im nordsächsischen Flachland vor. Nach FREUDE (1976, in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1976) gab es aus Deutschland nur alte Meldungen, die letzte stammt aus der Mark Brandenburg von 1953. Offenbar war aber *C. auropunctatum* auf dem Gebiet der ehemaligen DDR häufiger und weiter verbreitet als vielfach vermutet, wie beispielsweise die Zusammenstellungen von NÜSSLER (1976) oder KLAUSNITZER (1980) zeigen. Für das Dresdner Gebiet wird in letzterer Arbeit ein Nachweis aus Dresden-Bühlau vom Oktober 1978 erwähnt. Aktuell wurde die Art 1991 auf einem Rübenfeld bei Struppen südöstlich von Pirna (Elbsandsteingebirge) nachgewiesen (eig. Beob.). Dennoch muß die Art insgesamt als relativ selten und nur zeitweise und lokal häufiger angesehen werden.

**- *Carabus intricatus* L.:**
1 Ex. am 28.9.1994 unter der Rinde einer umgestürzten Pappel in typischer „Überwinterungswiege" nachgewiesen. In NÜSSLER & GRÄMER (1966) werden keine Funde aus der „Lausitzer Platte" (z.B. Moritzburg) genannt, obwohl die Art sicherlich auch damals schon vorhanden war und mehrere Meldungen aus Dresden erwähnt werden. ARNDT (1989) gibt viele Funde aus Dresden und Umgebung an (u.a. Moritzburg und Dresdner Heide). *C. intricatus* ist in den wärmebegünstigten, relativ naturnahen Laubwäldern im Dresdner Elbtal relativ häufig und regelmäßig unter der Rinde von anbrüchigen und toten Bäumen zu finden (klettert bis in über 2 m Höhe). Wurde auch auf den Weinbergen in Dresden und Radebeul in Bodenfallen nachgewiesen (eig. Beob.). Von 1995-1997 gibt es vom Elbhang zwischen Dresden-Wachwitz bis Oberpoyritz, Dresden-Loschwitz und der Dresdner Heide etwa 10 Nachweise (LORENZ 1997, eig. Beob.). In einer Lokalität bei Boxdorf etwa 3 km südwestlich des Untersuchungsgebietes wurde die Art zahlreich gefunden (REICKE mündl. Mitt.). Im Moritzburger Wald konnte die Art 1997 und 1998 in Stammeklektoren nachgewiesen werden (eig. Beob.).

**- *Carabus convexus* F.:**
1 Ex. am 27.5.1992 in Bodenfalle im Gehölz „ki" nachgewiesen. Nach NÜSSLER & GRÄMER (1966) wird die Art in behandelten Gebiet als „nur sporadisch, vor allem in breiten Talgründen mit Trockenhängen" angegeben, mit einigen alten Funden (1936, 1938) aus Moritzburg und Dresden. Nach ARNDT (1989) handelt es

sich um eine weit verbreitete Art, die häufiger sein soll als bislang allgemein vermutet. Dies scheint auf Nordwest-Sachsen (Leipziger Raum) zuzutreffen, im Gebiet um Dresden konnte die Art aktuell (1995) nur einmal auf einer Waldlichtung am Elbhang oberhalb Dresden-Wachwitz gefunden (eig. Beob.). Im Gebiet ist die Art offenbar relativ selten.

**- *Carabus auronitens* F.:**

7 Ex. im April/Mai/Juni/September 1992 im Gehölz „ki" sowie 1 Ex. Anfang Juni 1992 im Gehölz „kei" sowie 25 Ex. im April/Mai/Juni/September/Oktober 1993 im Gehölz „ki" und je 1 Ex. im Mai und September 1993 in den Gehölzen „kei" und „aki" nachgewiesen. Außerdem wurden mehrere Ex. im Herbst 1991 im südöstlich gelegenen größeren Waldgebiet gefunden. Alle Nachweise gelangen in Bodenfallen. Nach NÜSSLER & GRÄMER (1966) liegen die nordwestlichsten Funde im Norden von Dresden (Dresden-Klotzsche). ARNDT (1989) gibt *C. auronitens* als eine der häufigsten *Carabus*-Arten im Mittelgebirge an (Erzgebirge, Thüringer Wald, Harz) und erwähnt für das Mittelgebirgsvorland nur sporadisches Auftreten. Vermutlich hat die Art im Untersuchungsgebiet ein Vorpostenvorkommen. Die Arealgrenze dieser mehr oder weniger montanen Waldart zieht sich offenbar durch die Kleinkuppenlandschaft, da sie in den weiter nordwestlich gelegenen Gehölzinseln nicht mehr nachgewiesen wurde und auch aus dem nördlich und westlich gelegenen Waldgebieten (Moritzburger Wald/Friedewald) keine Funde mehr bekannt sind. Von der südöstlich gelegenen Dresdner Heide sowie in den kühlfeuchten Schluchttälern im Norden Dresdens (z.B. Mordgrund) gibt es von dieser Art jedoch aktuelle Funde (eig. Beob.).

**- *Carabus cancellatus* ILL.:**

Je 1 Ex. Mitte April 1992/93 in den Gehölzen „ei" und „ki" sowie 1 Ex. Ende August 1992 in Gelbschale am Gehölzrand von „w" nachgewiesen. Nach NÜSSLER & GRÄMER (1966) handelte es sich damals noch in ganz Sachsen um die häufigste Carabidenart. Den Autoren lagen aus allen Gebieten Sachsens von den verschiedensten Fundorten zahlreiche Belege vor, besonders massiert u.a. von der Lausitzer Platte (zu der das Untersuchungsgebiet gehört), so daß nicht extra Fundorte erwähnt werden. Bei ARNDT (1989) werden keine einzelnen Fundorte angegeben sondern nur erwähnt, daß die Art im gesamten Gebiet (gemeint ist die ehemalige DDR) verbreitet sei und nicht selten. Es gibt einen aktuellen Nachweis aus dem Süden von Dresden (LORENZ 1997). *C. cancellatus* muß als relativ seltene Art eingeschätzt werden. Offenbar kam es in den letzten Jahrzehnten zu einem gravierenden Bestandesrückgang. Eine Ursache ist mit großer Wahrscheinlichkeit die intensive Landwirtschaft.

**- *Carabus auratus* L.:**

Jeweils einzelne Exemplare im April/Mai/September 1992/93 in den Gehölzen „w", „aei" und „kei" sowie 8 bzw. 16 Ex. im Mai/Juni 1992/93 auf den Grünland „g" und 1 Ex. im September 1993 auf der Ackerbrache „b" (alles Bodenfallenfänge) nachgewiesen. Nach ARNDT (1989) erweitert die Art ihr Areal in östliche Richtung, ist heute weit verbreitet und fehlt bei uns nur in den oberen Gebirgslagen. In Mecklenburg konnte beobachtet werden, daß mit Auftauchen und Ausbreitung von *C. auratus* der früher sehr häufige *C. cancellatus* stark zurückgegangen sei (ARNDT 1989). Es gibt einen aktuellen Nachweis aus dem Süden von Dresden (LORENZ 1997). Die relativ seltene Art ist wahrscheinlich nur in mehr oder weniger strukturreichen Agrarlandschaften mit extensiver Grünlandwirtschaft und einem bestimmten Anteil Ackerbrachen zahlreicher vorhanden.

**- *Bembidion humerale* STURM:**

1 Ex. am 25.5.1993 in Bodenfalle auf einer hochstaudenreichen Feuchtwiese neben dem Teich an der Autobahn im Norden des Untersuchungsgebietes nachgewiesen. Die Art lebt bevorzugt auf Moorboden und besitzt in fast allen Roten Listen Deutschlands einen Gefährdungsstatus. Nach MÜLLER-MOTZFELD (mündl. Mitteilung) handelt es sich um eine ziemlich seltene, bioindikatorisch bedeutungsvolle Art.

**- *Patrobus septentrionus* DEJ.:**

10 Ex. in Bodenfallen Anfang Juni 1993 im vegetationsreichen, schlammigen Uferbereich eines Teiches im Norden des Untersuchungsgebietes in der Nähe der Autobahn nachgewiesen. An den anderen Teichen gelangen keine Nachweise, dort war der in Feuchtbiotopen überall relativ häufige *P. atrorufus* vertreten. *P. septentrionus* ist selten und kommt offenbar nur an bestimmten Lokalitäten vor. Der besagte Standort bestand aus einem schwarzschlammigen Uferbereich mit einer artenreichen, eutrophen Krautvegetation mit z.B. Blutweiderich (*Lythrum salicaria*), Igelkolben (*Sparganium* spec.), Kalmus (*Acorus calamus*) sowie Rohrkolben (*Typha latifolia, T. angustifolia*). LASCH (1984) stellte bei seinen Laufkäferuntersuchungen in einem naturnahen Laubwaldgebiet Sachsens (auwaldartige Bestände in der Muldenaue bei Wechselburg)

*P. septentrionus* nur vereinzelt fest und charakterisiert die Art als selten und Neufund für den damaligen Bezirk Karl-Marx-Stadt.

**- *Harpalus calceatus* (DUFT.):**

4 Ex. im September 1993 in Bodenfalle an spärlich bewachsener, exponierter Stelle mit steinigem Boden auf Ackerbrache „b“ nachgewiesen. In den meisten Roten Listen ist die Art als gefährdet eingestuft. Als potentielle Ursprungsgebiete kommen einerseits der Heller im Süden und andererseits die Sand/Kiesgrube Ottendorf-Okrilla etwa 20 km nördlich des Untersuchungsgebietes in Frage. Dies trifft auch für die 4 folgenden Arten zu. Selten.

**- *Harpalus fröhlichi* STURM:**

1 Ex. im Juni 1993 in Bodenfalle auf Deponiefläche „dep“. Die Art ist offenbar sehr migrationsfreudig, da die Deponie erst zwei Jahre zuvor mit Sand abgedeckt wurde. HORNIG (1995) fand die Art 1984 im Stadtgebiet Dresden-Kaditz. Seltene, psammophile Art.

**- *Harpalus hirtipes* (PANZ.):**

Insgesamt 101 Ex. von Mai - September 1993/94 in Bodenfallen auf der mit Sand abgedeckten Deponie „dep“. 1997 auch auf dem Dresdner Heller (Sandterrasse im Norden von Dresden, etwa 5 km südlich des Untersuchungsgebietes) in einzelnen Ex. nachgewiesen (eig. Beob.). Relativ selten, auf offenen Sandflächen aber wohl regelmäßig zu finden.

**- *Harpalus melancholicus* DEJ.:**

1 Ex. im Juni 1993 in Bodenfalle auf „dep“. Wahrscheinlich die seltenste und am meisten stenöke der fünf hier erwähnten psammophilen *Harpalus*-Arten.

**- *Harpalus flavescens* (PILL. et MITT.):**

1 Ex. im September 1994 in Bodenfalle auf „dep“. 1997 auch auf dem Dresdner Heller (Sandterrasse im Norden von Dresden, etwa 5 km südlich des Untersuchungsgebietes) in einzelnen Ex. nachgewiesen (eig. Beob.). Selten.

**- *Harpalus tenebrosus centralis* SCHAUB.:**

4 Ex. im September 1994 in Bodenfalle auf „dep“. Offenbar sehr selten.

**- *Stenolophus skrimshiranus* STEPH.:**

11 Ex. im Mai/Juni 1993 in Bodenfallen am vegetationsreichen, schlammigen Ufersaum des Teiches an der Autobahn. Vereinzelt auch mit Handfang unter abgestorbenen Pflanzenmaterial nachgewiesen. 1 Ex. Ende Mai 1993 am vegetationsreichen, schlammigen Ufersaum des Teiches am Ortseingang von Volkersdorf. Seltene hygrophile Art, die in allen Roten Listen als meist stark gefährdet eingestuft ist.

**- *Stenolophus mixtus* (HERBST):**

14 Ex. im Mai/Juni 1993 in Bodenfallen am vegetationsreichen, schlammigen Ufersaum des Teiches an der Autobahn. Relativ selten.

**- *Acupalpus dubius* SCHILSKY:**

8 Ex. im Mai/Juni 1993 in Bodenfallen am vegetationsreichen, schlammigen Ufersaum des Teiches an der Autobahn. Vereinzelt auch im März/April und Oktober 1993/94 mit Handfang unter abgestorbenen Pflanzenmaterial nachgewiesen. 1 Ex. am 30.3.1994 im feuchten Erlenwäldchen im Gehölz „w“ unter Totholz. JAEGER (1988) nennt einige wenige Funde aus dem damaligen Bezirk Dresden: Großenhain, Stölpchen, Guttau (Oberlausitz), aber keine Nachweise direkt aus Dresden. Wahrschienlich relativ selten.

**- *Poecilus punctulatus* SCHALLER.:**

2 Ex. im September 1993 in Bodenfalle auf „dep“. Seltene psammophile Art, die in allen Roten Listen als gefährdet oder stark gefährdet eingestuft ist.

**- *Poecilus lepidus* (LESKE):**

Vereinzelt mittels Handfang (unter Steinen) auf trockener, südexponierter, magerrasenartiger Wiese am Gehölz „w“ nachgewiesen. Auf trockenen Ruderal- und Brachflächen im Stadtgebiet von Dresden und auch auf dem Heller häufig (LORENZ, 1997; eig. Beob.). Eine Gefährdung wie in der sächsischen Roten Liste angegeben, besteht zumindest für den Dresdner Raum nicht. Offenbar nur lokal bzw. regional häufiger.

**- *Pterostichus gracilis* DEJ.:**

1 Ex. Ende Mai 1993 in Bodenfalle an einem vegetationsreichen, schlammigen Ufersaum des Teiches neben der Autobahn. Seltene Art naturnaher Feuchtbiotope.

**- *Platynus* (=*Agonum*) *livens* (GYLL.):**

5 Ex. am 1.4.1993 und 1 Ex. am 30.4.1993 im Moos und unter Laub in Waldtümpeln im Südosten des Untersuchungsgebietes (Handfang). Seltene Art von mehr oder weniger unberüherten, beschatteten Feuchtbiotopen.

**- *Amara brunnea* GYLL.:**

10 Ex. von April-Juni 1992/93 in Bodenfallen im Gehölz „w". 1 Ex. im April 1993 in Bodenfalle im Gehölz „kei". Offenbar eine der wenigen, „anspruchsvolleren", mehr oder weniger stark an Wald gebundenen *Amara*-Arten. Nicht häufig.

**- *Badister collaris* MOTSCH. (=*anomalus*)**:

2 Ex. Ende Mai/ Anfang Juni 1993 in Bodenfallen in vegetationsreichen, schlammigen Ufersaum des Teiches an der Autobahn. Seltene Art.

**- *Panagaeus bipustulatus* (F.):**

Je 1 Ex. im April/Mai 1992/93 in den naturnahen Gehölzen „w", „ei", „ki" sowie je 1 Ex. im Juni 1992 und September 1993 im Gehölz „kst" in Bodenfallen. Seltene Art trockenwarmer, offener oder gehölzbestandener Standorte. Immer nur in Einzelexemplaren zu finden.

**- *Odacantha melanura* (L.):**

2 Ex. im Februar 1994 aus abgestorbenen Pflanzenresten am Ufer des Teiches an der Autobahn gesiebt. Seltene Art vegetationsreicher, relativ naturnaher Uferzonen von Gewässern. Besitzt in den meisten Roten Listen einen Gefährdungsstatus. Vermutlich im Moritzburger Teichgebiet mit seinen gut ausgeprägten Ufersäumen überall vorhanden.

**- *Lebia crux-minor* (L.):**

1 Ex. am 13.5.1992 in Gelbschale auf artenreicher Wiese „wie". Sehr seltene Art naturnaher, artenreicher Wiesen trockenwarmer Standorte.

**- *Demetrias imperialis* (GERM.):**

1 Ex. am 9.9.1992 in Blattscheiden von Breitblättrigem Rohrkolben (*Typha latifolia*). Offenbar ziemlich selten.

**- *Demetrias monostigma* SAM.:**

Je 1 Ex. am 12.2.1992 und 11.10.1994 in Blattscheiden von Breitblättrigem Rohrkolben (*Typha latifolia*). Wahrscheinlich relativ selten.

**- *Dromius schneideri* CROTCH (=*marginellus*):**

1 Ex. im September 1993 in Gelbschale im Gehölz „ki". Aktuell am 21.3.1996 und 16.4.1996 in der Dresdner Heide (Prießnitzgrund) an frisch geschlagenen Kiefernholz (am Harz klebend) nachgewiesen (eig. Beob.). SIEBER (1994) konnte die Art erstmals für die Oberlausitz Anfang der 90er Jahre nachweisen und fand sie regelmäßig und recht häufig in Siebproben aus trockenen Kiefernforsten. Nicht selten.

HISTERIDAE

**- *Hetaerius ferrugineus* (OL.):**

Je 1 Ex. an 1.7.1993 (sonstiges Gehölz) und 21.4.1994 (Gehölz „ei") an den südexponierten Gehölzsäumen in Ameisennestern unter Steinen. Ziemlich seltene Art, die aber an den entsprechenden Habitaten auch an anderen Stellen im wärmebegünstigten Elbtal gefunden werden kann.

SILPHIDAE

**- *Necrophorus sepultor* (CHARP.):**

Häufig in der wärmeren Jahreszeit 1992/93 auf der Ackerbrache „b" und dem Grünland „g" sowohl in Bodenfallen als auch in Gelbschalen, in denen durch nachlassende Konservierungseigenschaften der Fangflüssigkeit Verwesungsgeruch entstand und somit unbeabsichtigt zu einer „attraktiven" Köderfalle wurden. Da es sich um eine ausgesprochene Offenlandart handelt, wird man sie wahrscheinlich kaum mit beköderten Bodenfallen in gehölzbewachsenen Habitaten finden. Nach PETZOLD (1997) ist die Art in Sachsen weit verbreitet, wird aber nur selten gefunden. Wahrscheinlich nicht selten und durch die Autobahnen „begünstigt".

**- *Necrophorus vestigator* HERSCHEL:**

1 Ex. Mitte Mai 1992 in Gelbschale im Gehölz „aei". Nach PETZOLD (1997) liegt für Sachsen nur ein sehr spärliches Sammlungsmaterial vor. Seltene Art.

**- *Necrodes littoralis* L.:**

1 Ex. am 17.8.1993 beim Lichtfang auf Deponie „dep“ gefunden. Nach PETZOLD (1997) gibt es neuere Nachweise in Sachsen aus dem Vogtland. Soll vorwiegend an größeren Kadavern vorkommen und war früher häufiger zu finden. Offenbar ziemlich selten.

STAPHYLINIDAE

**- *Micropeplus fulvus* ER.:**

16 Ex. von Mitte Mai-September 1993 im Gehölz „aei“, 2 Ex. Ende Juni und Anfang Oktober 1992 im Gehölz „kst“ sowie 1 Ex. Ende Juni 1993 im Gehölz „ei“ (alle Nachweise mit Bodenfallen). Nach SCHÜLKE & UHLIG (1988) handelt es sich wahrscheinlich um ein atlantomediterranes Faunenelement, das im östlichen Mitteleuropa nur selten gefangen wurde. 1985 gelang der Erstnachweis für die Oberlausitz (leg. SCHÜLKE & HEINIG). Offenbar ziemlich selten.

**- *Metopsia clypeata* MÜLL.:**

Je 1 Ex. am 10.6.1992 und 22.9.1993 auf der kleinen, mit Sträuchern und Stockausschlägen bewachsenen Gehölzinsel „kst“ sowie 1 Ex. am 26.5.1993 im Gehölz „ei“ (alle in Bodenfallen). Von VOGEL (1982 b) wurde die Art im NSG „Caßlauer Wiesenteiche“ nachgewiesen, aber auch an weiteren Lokalitäten in der Oberlausitz. Offenbar an relativ trockene, sandige Biotope gebunden. Selten.

**- *Omalium oxyacanthae* GRAV.:**

Insgesamt 5 Ex. Ende Mai 1993/94 in Bodenfallen an drei verschiedenen Feuchtstandorten (Ufersäume von Teichen). Nach LINKE (1962) waren für Sachsen nur Funde aus Großbothen südöstlich von Leipzig von 1904 und 1932 aus dem Genist der Mulde bekannt. VOGEL (1978) nennt einen weiteren Fund aus der Oberlausitz bei Klitten und ZERCHE (1980) einen Fund von 1932 aus Chemnitz (Ortsteil Heinersdorf). HORION (1963) erwähnt einen Nachweis aus der Dresdner Heide (leg. KOKSCH, 1946). Offenbar sehr selten aber durch gezielte Suche im Genist von Fließgewässern oder abgestorbenen Pflanzenmaterial an Teichufern auch an anderen Stellen nachzuweisen.

**- *Carpelimus* (=*Trogophloeus*) *lindrothi* (PALM):**

1 Ex. am 29.4.1993 in Gelbschale am Gehölzrand von „ki“. Nach VOGEL (1978, 1982a) für Sachsen bisher nur aus der Oberlausitz sicher nachgewiesen (Oberlausitzer Niederung). Als charakteristische Lebensräume nennt er Uferregionen und Sumpfgebiete. VOGEL (1982b) wies schwärmende Tiere mittels Autokescher nach. Nach SCHÜLKE & UHLIG (1988) weit verbreitet und nicht selten. Offenbar nicht allzu selten.

**- *Anotylus* (=*Oxytelus*) *insecatus* GRAV.:**

2 Ex. Anfang Mai 1992/93 auf der Ackerbrache „b“ und je 1 Ex. Anfang Mai 1992/93 in den Gehölzen „ei“ und „ki“ (alle Nachweise in Bodenfallen). 1 Ex. Ende Mai 1992 in Gelbschale am Gehölzrand von „ei“. Nach HORION (1965) ist diese thermophile Art im Nordosten Mitteleuropas selten. Im Gebiet ziemlich selten und offenbar an offene, sandige, spärlich bewachsene und besonnte Lokalitäten gebunden.

**- *Stenus incrassatus* ER.:**

1 Ex. am 7.9.1993 am sandigen, teilweise schlammigen Ufer eines Teiches an der Autobahn im Norden des Untersuchungsgebietes. Nach VOGEL (1982b) wurde die Art in der Oberlausitz nur wenige Male nachgewiesen. ZERCHE (1980) nennt zwei weitere Fundorte für Sachsen: Wechselburg und Röderau bei Riesa. Selten.

**- *Stenus morio* GRAV.:**

1 Ex. am 26.5.1994 in einem kleinen, teilweise ausgetrockneten und fast völlig zugewachsenen Tümpel an der Autobahn A13 auf einer spärlich bewachsenen Stelle mit sandigem Bodensubstrat. Nach VOGEL (1982b) ist die Art überall selten und wurde nur wenige Male in der Oberlausitz nachgewiesen. Besagter Tümpel wird im Zuge des Autobahnausbau vernichtet. Seltene Art.

**- *Stenus formicetorum* MANNH.:**

1 Ex. am 10.6.1993 am schlammigen Ufer eines Teiches am Orteingang von Volkersdorf. Nach VOGEL (1982b) nur wenige Funde aus der Oberlausitz. Seltene Art.

**- *Stilicus geniculatus* ER.:**

1 Ex. am 12.5.1993 in Bodenfalle auf Grünland „g“. Nach LINKE (1962) gab es seit Mitte des vorigen Jahrhunderts keine Funde mehr aus Sachsen. Selten.

**- *Stilicus angustatus* FOURCR.:**

1 Ex. am 11.5.1994 aus einem Komposthaufen in Teichnähe im Promnitztal zwischen Volkersdorf und Bärnsdorf gesiebt. Nach LINKE (1962) wurden in Sachsen von dieser Art 3 Ex. am Muldenufer (bei Leipzig) sowie 1 Ex. im Kirnitzschtal (Sächsischen Schweiz) gefunden. Selten.

**- *Medon piceus* KR.:**
Mehrfach (insgesamt 13 Ex. von April - Oktober 1992/93 in Bodenfallen im Gehölz „ki". Einzelne Nachweise auch in den Gehölzen „ei" und „kei". VOGEL (1978) erwähnt den Erstfund dieser westeuropäischen Art in Ostsachsen (Uhyst bei Hoyerswerda). Lebt offenbar bevorzugt in Kiefern-Mischwälder und ist an relativ trockene Kiefernnadelstreu als Bodensubstrat gebunden. Wahrscheinlich ziemlich selten.
**- *Philonthus intermedius* BOISD.:**
Je 1 Ex. Anfang April und Mitte Mai 1992 in Gelbschalen am Gehölzrand von „ei". Nach LINKE (1962) neu für Sachsen mit einem Fund von 1940 bei Chemnitz. Nach VOGEL & KAUFMANN (1982) aber bereits bei KIESENWETTER (1844) erwähnt. Obige Autoren nennen weitere Funde dieser sehr sporadisch auftretenden, osteuropäischen Art aus dem Vogtland und der Oberlausitz. Selten.
**- *Philonthus cruentatus* (GMELIN):**
1 Ex. am 21.4.1994 unter abgestorbenen Pflanzenmaterial am Ufer eines Teiches in Autobahnnähe nachgewiesen. HORION (1965) erwähnt von dieser in Mitteleuropa in der Ebene weit verbreiteten Art nur zwei sächsische Funde, aus der Umgebung von Leipzig und bei Kamenz. Nach VOGEL & KAUFMANN (1982) ist die Art in Sachsen mehrfach nachgewiesen worden, beispielsweise in Tharandt (coll. SIEBER) oder der Oberlausitz (coll. VOGEL und SIEBER). Nicht häufig.
**- *Philonthus spinipes* SHARP:**
Je 1 Ex. im August 1992 auf der Ackerbrache und dem Grünland in Gelbschalen, in denen Verwesungsgeruch entstand, da aufgrund der extrem trockenwarmen Witterung die konservierende Wirkung der Fangflüssigkeit nachgelassen hatte. Nach SCHÜLKE (1984) handelt es sich um eine aus Ostasien stammende Adventivart, die sich bis nach Mitteleuropa ausgebreitet hat. 1982 gelang auf der Insel Rügen der Erstnachweis für die DDR. 1985 wurde die Art erneut an der Ostseeküste (Darß) gefunden (PESCHEL 1987) und von 1987 stammt ein Nachweis bei Halberstadt (JUNG 1987) im Westen des heutigen Sachsen/Anhalt (weitere Funde siehe auch SCHÜLKE & UHLIG 1989).
**- *Heterothops striglundbergis* ISRAELSON:**
2 Ex. im feuchten Erlenwäldchen des Gehölzes „w" unter der Rinde eines am Boden liegenden Astes am 30.3.1994. Nach SCHÜLKE (1984a, b) wurde die Art erst 1979 beschrieben und war Anfang der 80er Jahre nur aus Schweden, der BRD und der DDR bekannt. War seinerzeit ein Neunachweis für Sachsen (Mittweida). Nicht häufig aber wahrscheinlich weiter verbreitet.
**- *Velleius dilatatus* (F.):**
1 Ex. im Juli 1993 in Gelbschale im Gehölz „w". Da die Art in Hornissennestern lebt, wird sie nur selten nachgewiesen. Soll angeblich nachts Saftflüsse anfliegen. Interessante Beobachtungsergebnisse zur Biologie dieser Art gibt KUTZSCHER (1994). Wahrscheinlich nicht selten und in jedem Hornissennest präsent.
**- *Quedius fulgidus* (F.):**
3 Ex. am 23.6.1993 und 1 Ex. am 22.9.1993 in Bodenfalle im Gehölz „aki". Die unmittelbare Umgebung der Falle in der alle 4 Tiere gefangen wurden, war von Kleinsäugern aufgewühlt, somit kann die in der Literatur erwähnte Bindung an Kleinsäugernester bestätigt werden. Nach VOGEL & KAUFMANN (1982) sind nur wenige Funde aus Sachsen bekannt, beispielsweise aus Dresden und Umgebung. Relativ selten.
**- *Quedius nemoralis* BAUDI:**
Vereinzelt vorwiegend im Frühjahr und Herbst in allen Gehölzen, etwa zahlreicher (11-24 Ex.) vor allem auf den naturnahen Flächen „w", „ei", „ki" und „kei". Nach HORION (1965) lebt die Art vorrangig an trockenen Stellen von Nadelwäldern. Nach VOGEL & KAUFMANN (1982) sind aus Sachsen nur wenige Funde bekannt (LINKE 1913) sowie Auerbach im Vogtland und der Oberlausitz (coll. VOGEL). Nicht häufig.
**- *Mycetoporus baudueri* (MULS.REY) (=*M. hellieseni* STRAND** in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1964)**:**
Vereinzelt im April, Mai und Juni 1992/93 in Bodenfallen in einigen Gehölzen („ki", „aei", „kei"). Nach SCHÜLKE (1984) in der Oberlausitz bei Bautzen 1983 aus feuchtem Eichenlaub gesiebt und sicher überall verbreitet, wenn auch wesentlich seltener als der ähnliche *M. erichsonarius.*
**- *Mycetoporus eppelsheimianus* (FAGEL) (=*M. brucki* PAND.** in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1964)**:**
Vereinzelt von April-Juni 1992/93 in Bodenfallen in den naturnahen Gehölzen. In großer Zahl (66 Ex.) im anthropogen beeinflußten Eichen-Gehölz. Nach SCHÜLKE (1984) handelt es sich um eine mehr im östlichen Mitteleuropa verbreitete Art, die im Südosten der DDR wohl weniger selten sei. Nachweise aus der Oberlausitz liegen beispielsweise von VOGEL (1978, 1979, 1982 a) vor. Selten.
**- *Bolitobius* (=*Bryocharis*) *cingulata* (MANNH.):**

Vereinzelt im April, Mai und Oktober 1992/93 in Bodenfallen in den feuchteren Gehölzen „aei", „aki" und „w" sowie auf dem Grünland. Nach VOGEL & KAUFMANN (1982) in Sachsen eine der seltensten *Bryocharis*-Arten, die besonders in Wäldern auftritt. Nach SCHÜLKE (1984) im Osten der DDR die häufigste Art der Gattung, wird aber meist nur in Einzelexemplaren gefunden. Ziemlich selten.

**- *Bolitobius* (=*Bryocharis*) *inclinans* (GRAV.):**

Vereinzelt aber regelmäßig im April, Mai und Oktober 1992/93 in den trockeneren, naturnahen Gehölzen („w", „ei", „ki", „kei", „kst"). Nach SCHÜLKE (1984) in gesamten Gebiet der DDR verbreitet, aber verstreut und selten und nur im Süden etwas häufiger.

**- *Tachyporus abdominalis* (F.):**

Überall in einigen Exemplaren vor allem im April, Mai, Juni und dann wieder im Oktober in Bodenfallen in allen Gehölzen nachgewiesen. In großer Zahl (32, 195, 226 Ex.) in den Gehölzen „aei", „aki" und „kei". Auch auf der Ackerbrache, aber nicht auf dem relativ feuchten Grünland, das obige drei Gehölze umgibt. Nach SCHÜLKE (1984) soll die Art an geeigneten Feuchtbiotopen im östlichen Teil der DDR verbreitet und nicht selten sein.

**- *Tachyporus corpulentus* SAHLB.:**

1 Ex. in Bodenfalle Anfang Mai 1992 in Gehölz „kst" und je 1 Ex. in Gelbschalen in den Gehölzen „w" (September 1992) und „ki" (Juli 1993). Nach SCHÜLKE (1984) nur wenige Meldungen aus der DDR bekannt, obwohl nach HORION (1967) die Art in Kiefernheiden verbreitet und nicht selten sein soll.

**- *Lamprinodes saginatus* GRAV.:**

1 Ex. im Juni 1992 in Bodenfalle im Gehölz „ei". Nach SCHÜLKE (1984) handelt es sich um eine verbreitete, aber überall nur verstreut vorkommende und seltene Art. HORION (1967) nennt einen Fund bei Dresden und VOGEL (1978) erwähnt einen Fund von M. SIEBER (31.3.1970) aus der Oberlausitz (Großschönau). Auch bei Auerbach im Vogtland nachgewiesen (VOGEL & KAUFMANN 1982).

**- *Thecturota* (=*Pragensiella*) *marchii* (DOD.):**

Meist in Einzelexemplaren von April-Oktober 1992/93 in den Bodenfallen in fast allen Gehölzen. Nach HORION (1967) handelt es sich um eine Adventivart, die sich in ganz Europa ausbreitet und vermutlich aus Nordamerika eingeschleppt wurde (LOHSE in: LOHSE & LUCHT 1989). Für Sachsen nennt VOGEL (1978) einen alten Fund aus der Umgebung von Leipzig (1934, leg. LINKE) sowie zwei aktuellere Nachweise (mit Autokescher) aus Ostsachsen (Oberlausitz).

**- *Bolitochara bella* MÄRK.:**

In einzelnen Ex. im Mai, Juni, September 1992/93 in Bodenfallen in den Gehölzen „ei", „aei" und „kst". 1 Ex. am 30.3.1994 unter verpilzter Rinde im Gehölz „w". Nach VOGEL (1982b) handelt es sich um eine thermophile Art, die insbesondere morsches, verpilztes Holz und Rinde sowie Baumpilze besiedelt und in der Oberlausitz nur wenige Male nachgewiesen wurde. ZERCHE (1980) nennt einen weiteren sächsischen Fundort: Tharandt (leg. RIETZSCH). Nach HORION (1967) ist die Art aus dem Bezirk Dresden nur von Wehlen bekannt. Im Dresdner Raum von 1995 - 1997 an etwa 20 Lokalitäten (Stadtgebiet Dresden - Großer Garten, Dresdner Heide, Dresdner Elbhang) regelmäßig unter verpilzter Rinde sowie an Baumpilzen (z.B. Schwefelporling) gefunden (eig. Beob.). Nicht selten.

**- *Falagria thoracica* CURT.:**

3 Ex. von April/Mai/Juni 1992/93 im Gehölz „aei" und je 1 Ex. im Juni und September 1993 im Gehölz „ei", alle Nachweise in Bodenfallen. Nach VOGEL (1978) ist die Art hauptsächlich in West- und Südeuropa verbreitet und kommt nach Osten nur noch sporadisch vor. Neben dem Fund aus der Umgebung von Görlitz (25.7.1978) sind nur drei alte Funde um die Jahrhundertwende erwähnt, u.a. ein Nachweis von Lößnitz bei Dresden aus der Sammlung HÄNEL (HORION 1967). ZERCHE (1980) nennt zwei weitere sächsische Fundorte: Wechselburg und Auerbach im Vogtland. Ziemlich selten.

**- *Callicerus obscurus* GRAV.:**

1 Ex. am 15.5.1992 im Gehölz „w" gesiebt. Nach VOGEL (1978) ist die Art europaweit verbreitet, wird aber nur selten gemeldet. Der Nachweis von 1974 aus der Umgebung von Löbau (leg. JEREMIES) gilt als Erstfund für Ostsachsen. Im Moritzburger Wald konnte die Art im Sommer 1997 am Boden in einer hohlen Eiche nachgewiesen werden (eig. Beob.). Selten.

**- *Dadobia immersa* (ER.):**

2 Ex. am 30.3.1994 unter der feuchten, verpilzten Rinde einer abgestorbenen Kiefer im Gehölz „w". ZERCHE (1980) nennt einen Fundort aus dem Erzgebirge (NSG „Schwarzwassertal" bei Pobershau Juni 1975). Wei-

tere Funde liegen aus der Dresdner Heide (Prießnitzgrund) sowie dem Wachwitzer Höhenpark/Rockwitzer Busch von April/Mai 1996 vor (eig. Beob.). Die Art ist nicht allzu selten und kann unter verpilzter Nadelholzrinde von stehenden, relativ frisch abgestorbenen Bäumen gefunden werden.

**- *Liogluta granigera* (KIESW.):**

In einigen Exemplaren in fast allen Gehölzen in den Bodenfallen nachgewiesen und vor allem im Gehölz „w" häufig (274 Ex. !). Im Gehölz „ei" wurde die Art auch in einem Ex. in einer Gelbschale gefunden. Nach VOGEL (1978) wurde die Art 1978 (erstmals für Ostsachsen) mehrfach im Hainbuchen-Linden-Eschenwald bei Görlitz (Oberlausitz) in Gesiebe und ebenfalls in Formalinfallen nachgewiesen. Eventuell wird die Art durch das Formalin angelockt.

**- *Atheta hepatica* (ER.):**

Vereinzelt im gesamten Fallenleerungszeitraum in fast allen Gehölzen sowohl in Bodenfallen als auch in Gelbschalen nachgewiesen. Häufig in Bodenfallen auf „w" (59 Ex.) und „aei" (22 Ex.). Nach VOGEL & KAUFMANN (1982) konnte die Art in der Oberlausitz in Bodenfallen in artenreichen Laubwäldern gefunden werden. In Sachsen sind mehrere Nachweise bekannt, z.B. von LINKE (1962) aus der Umgebung von Leipzig, Bärenwalde und Zinnwald (Erzgebirge), von ZERCHE (1976) aus Wechselburg sowie von VOGEL & KAUFMANN (1982) aus Auerbach im Vogtland und von VOGEL (1981) aus der Oberlausitz.

**- *Atheta benickiella* BRUNDIN:**

Je 1 Ex. am 15.4., 27.5. und 25.6. 1992 in Bodenfalle im Gehölz „ei". Nach VOGEL & KAUFMANN (1982) handelt es sich um eine seltene Art, die in der Oberlausitz fast ausnahmslos unter tiefen modernden (Buchen-) Laubschichten nachgewiesen wird.

**- *Zyras haworthi* STEPH.:**

1 Ex. im Juni 1993 in Bodenfalle im Gehölz „ei". Die Art ist bei MÄRKEL (1844) aus der Stadt Wehlen (Sächsische Schweiz) und/oder aus der Umgebung von Meißen erwähnt und galt schon damals als sehr selten. Kann als eine äußerst seltene, thermophile Art eingeschätzt werden.

**- *Aleuonota rufotestacea* (KR.):**

1 Ex. Ende April 1993 in Bodenfalle im Gehölz „ei". VOGEL (1978) konnte die Art im Mai 1978 auch mit Formalinfallen bei Görlitz nachweisen. Ein weiterer Fund wird von der Umg. Zittau gemeldet (1971 leg. SIEBER). Selten.

**- *Aleuonota gracilenta* (KR.):**

10 Ex. von April-Juni 1992/93 in Gelbschalen auf der blütenreichen Wiese „wie". 1 Ex. April 1993 in Gelbschale im Gehölz „ei". VOGEL (1978) nennt zwei Meldungen von 1971 und 1975 von M. SIEBER aus der Oberlausitz. Beide *Aleuonota*-Arten werden nur selten gefunden (offenbar wegen ihrer versteckten Lebensweise) und galten seinerzeit als Erstnachweise für Ostsachsen. Selten.

**- *Ilyobates subopacus* PALM:**

8 Ex. im Mai/Juni 1992 in Bodenfallen auf der Ackerbrache „b". In Einzelexemplaren auch in den Gehölzen „w", „ei" und „kei" ebenfalls in Bodenfallen. Nach VOGEL (1982b) kommt die Art nur zerstreut im Oberlausitzer Hügelland vor. Nicht häufig.

**- *Oxypoda spectabilis* MÄRK.:**

5 Ex. und 2 Ex. im Juni 1993 in Bodenfallen in den Gehölzen „w" und „aei". Nach VOGEL (1982b) handelt es sich um eine besonders im westlichen Mitteleuropa nur lokal und selten vorkommende Waldart, für die auch in der Oberlausitz nur wenige Fundmeldungen vorliegen. Selten.

**- *Oxypoda vicina* KR.:**

2 Ex. im September 1994 in Bodenfallen auf der mit Sand abgedeckten Deponiefläche „dep". Nach VOGEL (1982b) bisher in Sachsen nur aus der Umgebung von Leipzig und Zeithain (LINKE 1962, GEILER 1967) gemeldet, sowie wenige Funde aus der Oberlausitz (VOGEL 1982a). Nach HORION (1967) kommt die Art sehr zerstreut vorrangig an xerothermen Habitaten (Sandgebiete) vor. Selten, aber an entsprechenden Habitaten wahrscheinlich regelmäßig zu finden (eventuell auch im Binnendünengebiet „Heller" in Dresden).

**- *Oxypoda exoleta* ER.:**

Vereinzelt in den Bodenfallen auf fast allen Flächen. Häufig im Gehölz „aei" (238 Ex.) und auf der Brache „b" (217 Ex.). Nach VOGEL & KAUFMANN (1982) gibt es für die Art nur wenige Meldungen aus Sachsen. Durch regelmäßige Fänge mit dem Autokescher gilt sie allerdings in der Oberlausitz als nicht besonders selten.

## PSELAPHIDAE

**- *Euplectus tholini* GUILLB.:**
7 Ex. am 21.4.1994 unter relativ trockener, verpilzter Rinde abgestorbener Kiefern im Gehölz „ei“. Alle weiteren im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Pselaphiden-Arten (*Bibloporus minutus, Euplectus piceus, Plectophloeus fischeri, Trimum brevicorne, Bythinus securiger, Bryaxis bulbifer, Rybaxis longicornis, Brachygluta fossulata* und *Tissemus impressus*) werden auch von SIEBER (1985, 1989) für die Oberlausitz genannt.

LAMPYRIDAE

**- *Phosphaenus hemipterus* (GEOFFR.):**
2 Ex. im Juni/Juli 1992/93 in Bodenfallen im Gehölz „w“ und 7 Ex. im Juni 1993 in Bodenfallen am schlammigen Ufer eines Teiches am Ortseingang von Volkersdorf. Nach GEISTHARDT (in: FREUDE, HARDE & LOHSE, 1979) soll die Art in Mitteleuropa selten bis sehr selten sein. MESSNER (1981) fand *Ph. hemipterus* mehrfach an vegetationslosen Moorlöchern am Ufer des Galenbecker Sees (Mecklenburg-Vorpommern, Uckermark, westlich von Torgelow), sowohl tagsüber (Männchen), als auch abends (Weibchen) in großer Zahl am Licht. Aus Sachsen gibt es aktuelle Nachweise von 1994 aus dem Seußlitzer Grund, nordwestlich von Meißen (LORENZ 1994) sowie aus der Dresdner Heide (Umgebung Eisenbornbach) vom 14.6.1996 (eig. Beob.). Im Seußlitzer Grund wurde die Art unter verpilzter Rinde einer umgestürzten Rot-Buche gefunden und in der Dresdner Heide konnte die Art ebenfalls tagsüber beobachtet werden, wie auf einem relativ trockenen Rot-Buchen-Stumpf umherlief. Eine engere Bindung an Totholz kann jedoch ausgeschlossen werden. Im Juni 1995 auch in Bodenfallen auf Feuchtbrachen im Stadtgebiet von Dresden (eig. Beob.). Vermutlich weit verbreitet, wird aber meist übersehen, da auch die Männchen flügellos sind und einen assel- oder larvenartigen Habitus besitzen.

CANTHARIDAE

**- *Cantharis fulvicollis* F.:**
1 Ex. am 30.6.1993 auf einer Feuchtwiese zwischen den Teichen am Ortseingang von Volkersdorf und insgesamt 9 Ex. Ende Juni/Anfang Juli 1992 auf einer feuchten Wiese, die nördlich an das Gehölz „w“ angrenzt. Nach WITSACK & KRAUSE (1978) als seltene Art in der Hinteren Sächsischen Schweiz eingeschätzt. Ziemlich selten, aber auf relativ naturnahen, feuchten Wiesen und Uferzonen überall nachzuweisen.

**- *Cantharis discoidea* AHRENS:**
Mehrfach im Juni 1992/93 sowohl mit Bodenfallen als auch mit Gelbschalen sowie mit dem Klopfschirm in den naturnahen Gehölzen „w“, „ei“ und „ki“ nachgewiesen. In letzerem Gehölz regelrecht häufig (24 Ex. in Bodenfallen und 83 Ex. in Gelbschalen). Nach GOLLKOWSKI (1991) konnte die Art 1983 erstmals für das Vogtland nachgewiesen werden. Nach WITSACK & KRAUSE (1978) für die Hintere Sächsische Schweiz als seltene Art angegeben und vorwiegend im gebirgigen Teil der DDR verbreitet. Offenbar nur lokal vorkommend und ziemlich selten (eventuell montane Art mit Vorpostenvorkommen im UG).

**- *Rhagonycha translucida* (KR.):**
1 Ex. Mitte Juli 1993 in Gelbschale im Gehölz „w“. Nach WITSACK & KRAUSE (1978) für die Hintere Sächsische Schweiz als seltene Art angegeben und in der DDR vorwiegend in gebirgigen Gebieten und dem Vorland verbreitet und meist nur selten. Offenbar nur lokal vorkommend und ziemlich selten (wahrscheinlich montane Art mit Vorpostenvorkommen im UG).

**- *Silis ruficollis* (F.):**
3 Ex. am 10.6.1993 mit Streifsack in der vegetationsreichen Uferzone eines Teiches in der Nähe der Autobahn (A13). Offenbar ziemlich seltene Art relativ naturnahen, feuchten Wiesen und Uferzonen.

**- *Malthinus fasciatus* OL.:**
1 Ex. Ende Juni/Anfang Juli 1993 in Gelbschale im Gehölz „aei“. Nach WITTMER (in: FREUDE, HARDE & LOHSE, 1979) eine in ganz Mitteleuropa seltene Art. Offenbar sehr seltene Art im Dresdner Raum.

**- *Malthinus biguttatus* L.:**
3 Ex. Ende Juni/Anfang Juli 1993 in Gelbschale im Gehölz „w“. Nach WITSACK & KRAUSE (1978) in einigen Exemplaren in der Hintere Sächsische Schweiz gefunden und für die DDR als stellenweise selten angegeben. Offenbar ziemlich selten.

MALACHIDAE

**- *Malachinus elegans* OLIV.:**
Mehrfach von Ende Mai-Ende Juli in Gelbschalen an den südexponierten Gehölzrändern von „w" und „ei". Vereinzelt auch mit Streifsack auf der mit Sand abgedeckten Deponiefläche „dep" sowie am Gehölzrand von „w" nachgewiesen. Gilt nach BLAB et al. (1984) als „gefährdete Art". Im Stadtgebiet von Dresden auf Ruderal- und Brachflächen häufig (eig. Beob.). Im Dresdner Raum nicht selten und an trockenwarmen, offenen Lokalitäten wohl überall nachzuweisen.
**- *Cerapheles terminatus* (MENETR.):**
3 Ex. 10.6.1993 im üppig bewachenenen Uferbereich (vor allem Rohrkolben) eines Teiches an der Autobahn (A13) gekeschert. Gilt nach BLAB et al. (1984) als „gefährdete Art". Im Mai 1995 auch im Stadtgebiet von Dresden auf einer Feuchtbrache nachgewiesen (eig. Beob.). Seltene Art, aber in den relativ gut ausgeprägten Uferzonen vieler Gewässer im Moritzburger Teichgebiet wahrscheinlich überall nachzuweisen.
**- *Attalus analis* (PANZ.):**
Sehr häufig auf der Bodenvegetation in den naturnahen Gehölzen, vor allem auf „w", „ei", „ki" und „kei". Sowohl mit Bodenfallen, als auch mit Gelbschalen sowie Streifsack und Klopfschirm nachgewiesen. Nach EVERS (in: FREUDE, HARDE & LOHSE, 1979) handelt es sich um eine seltene Art des südöstlichen Mitteleuropas mit Nachweisen in Sachsen und dem Elsaß. Auch am Dresdner Elbhang sehr häufig (eig. Beob.). Wahrscheinlich überall an trockenwarmen, gehölzbestandenen Lokalitäten im gesamten Dresdner Raum vorhanden.

MELYRIDAE

**- *Aplocnemus impressus* (MARSH.):**
Mehrfach in Einzelexemplaren von April bis Juni mit Bodenfallen, Gelbschalen sowie Klopfschirm vorwiegend in den naturnahen Gehölzen „w", „ei", „ki", und „kei". Nach LOHSE (in: FREUDE, HARDE & LOHSE, 1979) ist die Art in ganz Mitteleuropa verbreitet aber im Allgemeinen nicht häufig. Aktuelle Funde gibt es aus der „Jungen Heide" im Norden von Dresden von 22.4.1996 (eig. Beob.). und vom Dresdner Elbhang zwischen Wachwitzer Grund und Helfenberger Grund (15.2.1995, 13.4.1995). Nicht selten, vor allem von Laub- und Nadelholz zu klopfen.
**- *Dasytes niger* (L.):**
Je 1 Ex. am 26.5.1993 in Gelbschalen auf den zwei magerrasenartigen Offenlandflächen „wie" und „kup". Nach WITSACK & KRAUSE (1978) in der Hinteren Sächsischen Schweiz nachgewiesen und als weit verbreitete Art in der DDR angegeben, die aber meist selten sein soll. Aktuell im Juni 1997 auf dem Dresdner Heller nachgewiesen (leg. RIETZSCH). Relativ seltene Art, die offene, krautreiche, trockenwarme Habitate bevorzugt.
**- *Danacaea nigritarsis* (KÜST.):**
In Einzelexemplaren von Juli - September 1992/93 in Gelbschalen an den südexponierten Säumen der naturnahen Gehölze „w", „ei", „ki" sowie auf der artenreichen Wiese „wie". Mit dem Streifsack auch auf der mit Sand abgedeckten Deponiefläche „dep" und an anderen offenen, besonnten Saumstrukturen nachgewiesen. Nach LOHSE (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1979) im Allgemeinen nicht häufig. Aktuell auch in wärmebegünstigten Lokalitäten im Elbtal von Dresden bis nördlich von Meißen nachgewiesen (eig. Beob.). Die Käfer sitzen auf gelben Blüten. Nicht häufig, aber lokal in Anzahl zu finden.

CLERIDAE

**- *Opilio mollis* (L.):**
1 Ex. am 14.5.1993 im Gehölz „ei" geklopft. Entwicklungshabitat war offenbar ein weißfauler Buchenstamm (stehendes Totholz), der mit Fraßlöchern von Anobiiden übersät war. Nach GRÄMER (1968) war die Art damals in ganz Sachsen relativ häufig, sowohl im Freien als auch in Häusern. Die Vorkommen in Häusern dürften durch den verstärkten Abriß und Sanierung alter Häuser in den letzten Jahren stark zurückgegangen sein. Aus dem Dresdner Raum gibt es weitere aktuelle Funde: je 1 Ex. am 21.5.1996 vom Wachwitzer Höhenpark (im trockenen Mulm in einer hohlen Stammpartie einer alten Rot-Buche), am 13.5.1995 am Elbhang beim Helfenberger Grund (in trockenen Eichenmulm) sowie am 24.5.1995 im Prießnitzgrund in der Dresdner Heide (eig. Beob.). Seltene Art, die meist nur in Einzelexemplaren gefunden wird.
**- *Trichodes alvearius* (F.):**

1 Ex. am 20.5.1992 am Gehölzrand von „ki“ gestreift und 1 Ex. Anfang Juni 1992 in Gelbschale im Gehölz „w“. Nach GRÄMER (1968) war die Art damals in ganz Sachsen mit Ausnahme der höheren Lagen des Erzgebirges recht häufig. Aus dem Dresdner Raum gibt es aktuell einen Nachweis vom 18.6.1996 von Pillnitz (eig. Beob.). SIEBER (1988) und HORNIG (1996) geben aus der Oberlausitz mehrere, meist jedoch Einzelfunde an. Seltene, wärmeliebende Art.

ELATERIDAE

**- *Ampedus sanguinolentus* (SCHRANK):**

3 Ex. am 30.3.1994 im Gehölz „w“ in einem morschen, am Boden liegenden Erlenast und 1 Ex. am 30.4.1994 ebenfalls in morschem Erlenholz im Gebiet der Waldtümpel im Südosten des Untersuchungsgebietes. Nach RUDOLPH (1982) ist die Art im Allgemeinen häufig. Aktuelle Funde (12.5.1997) liegen aus dem östlichen Teil des Moritzburger Waldes (Nähe Oberer Waldteich) vor (eig. Beob.).

**- *Ampedus nigroflavus* (GOEZE):**

1 Ex. am 16.4.1994 im Gehölz „w“ und 2 Ex. am 21.4.1994 im Gehölz „ei“ jeweils im weichen, feuchten Mulm am Boden liegender Birkenstämme. Je 1 Ex. im Mai 1993 in Gelbschalen auf „w“ und „aei“. Nach RUDOLPH (1982) ist die Art nicht selten. Aktuelle Funde (12.5.1997) liegen aus dem östlichen Teil des Moritzburger Waldes (Nähe Oberer Waldteich) vor (eig. Beob.).

**- *Hypnoidus riparius* (F.):**

1 Ex. Mitte Mai 1994 in Bodenfalle im Uferbereich eines Teiches am Ortseingang von Volkersdorf. Nach RUDOLPH (1982) scheint die Art im gesamten Gebiet der DDR verbreitet zu sein, jedoch nur im gebirgigen Teil (Erzgebirge, Vogtland) häufig und nach Osten hin seltener. Aus dem Flachland sind nur noch Einzelfunde bekannt. Aus dem Dresdner Raum aus Dresden-Wachwitz von HEINITZ (in: RUDOLPH 1982) gemeldet. Offenbar ziemlich selten.

**- *Oedostethus quadripustulatus* (F.):**

92 Ex. Mitte Juni 1992 in 2 Bodenfallen auf dem Grünland „g“ (Schwemmsand von einem vor ca. 20 Jahren verrohrten Bach). Die Entwicklung dieser Art vollzieht sich im sandigen Ufersubstrat von Gewässern. Da die Wiese in diesem Bereich immer noch ziemlich feucht ist und im Frühjahr oft mehrere Tage und Wochen unter Wasser steht, haben sich die äußeren Bedingungen offenbar noch nicht so gravierend verändert, so daß sich die Art gehalten hat. Nach RUDOLPH (1982) ist die Art nicht häufig. Der nächstgelegende bekannten Fundorte ist Radebeul (coll. NÜSSLER). Offenbar ziemlich selten.

**- *Cardiophorus ruficollis* (L.):**

In Einzelexemplaren von Ende April- Mitte Juni in Gelbschalen in den Gehölzen „w“, „aei“, „kei“ und auf „w“ je 1 Ex. am 14.5.1992 und 23.6.1993 mit Streifsack bzw. Klopfschirm nachgewiesen. Nach RUDOLPH (1982) gilt die Art als häufig, besonders in sandigen Gegenden mit Kiefernwaldungen. Aktuelle Funde liegen vom 26.4.1996 aus dem Prießnitzgrund, Umgebung Waldbad Klotzsche (Dresdner Heide) in einem rotfaulen Fichtenstumpf vor sowie vom 1.4.1998 aus dem Moritzburger Wald (eig. Beob.). Nicht selten.

**- *Cardiophorus nigerrimus* ER.:**

9 Ex. Ende April bis Mitte Juli 1993 in Gelbschalen auf „w“ und 1 Ex. am 11.5.1993 am Gehölzsaum dieser Fläche geklopft. Je 1 Ex. in Gelbschale und Bodenfalle im Mai 1993 auf „ki“. Nach RUDOLPH (1982) ist die Art in den Sachsen, Thüringen und Sachsen-Anhalt verbreitet, aber nirgends häufig. Aus dem Gebiet sind beispielsweise Funde aus der Dresdner Heide (coll. NÜSSLER) bekannt. Aktuell liegt ein Nachweis vom Dresdner Elbhang vom 14.5.1996 aus der Umgebung Rysselkuppe (Oberpoyritz) vor (eig. Beob.).

EUCNEMIDAE

**- *Melasis buprestoides* (L.):**

1 Ex. an 27.6.1996 in mulmigen Holz einer hohlen Kirsche im Flächennaturdenkmal „Milanwäldchen“ am Südrand des Untersuchungsgebietes. Nach NÜSSLER (1994) liegen aus Moritzburg nur alte Funde vor (coll. WIESNER), aus dem Tharandter Wald und der Sächsischen Schweiz jedoch viele, auch aktuelle Meldungen. Nach LUCHT (in: LOHSE & LUCHT 1992) handelt es sich um die am wenigsten seltene Eucnemide in Mitteleuropa. Mehrere aktuelle Funde aus dem Dresdner Raum gibt es z.B. vom Dresdner Elbhang (1 Ex. am 21.7.1995 im Helfenberger Grund; 1 Ex. 7.9.1995 in Rochwitzer Grund; 1 Ex. am 11.6.1996 im Keppgrund), aus dem südwestlichen Teil der Dresdner Heide (3 Ex. am 30.5.1996 Umgebung der ehemaligen Panzerschießplätze) und aus dem Friedewald/Moritzburger Wald (2 Ex. am 14.5.1997 Umgebung Hellenhaus; 1

Ex. am 10.7.1997 Umgebung Kutzschge-Teich/Kanal (eig. Beob.). Kommt vorzugsweise an morschen Laubholz (meist Rot-Buche) vor, in einem von Gehölzen gesäumten Feuchtbiotop in Dresden-Klotzsche auch aus Erlenstumpf gezogen. Nicht selten.

**- *Eucnemus capucina* AHRENS:**

1 Ex. am 21.7. 1992 im Gehölz „aki" von Ästen geklopft und je 1 Ex. Mitte Juli 1993 in Gelbschalen in den Gehölzen „w" und „aei". Nach NÜSSLER (1994a) liegen aus Moritzburg und der Umgebung von Dresden mehrere Nachweise vor. Die Art ist relativ selten.

BUPRESTIDAE

**- *Phaenops formaneki* JAKOB.:**

Je 1 Ex. Ende Juni und Anfang Juli 1993 im Gehölz „w" sowie je 1 Ex. Anfang August 1992 und Anfang September 1993 im Gehölz „aki" (alle Ex. in Gelbschalen). Nach KEITEL (1998) bisher nur aus der Oberlausitz gemeldet aber noch nicht aus dem Dresdner Raum nachgewiesen, offenbar aber wegen der großen Ähnlichkeit mit *Phaenops cyanea* verwechselt. Wahrscheinlich ziemlich selten.

**- *Anthaxia similis* SAUND. (=*morio*):**

2 Ex. Anfang Mai 1993 im Gehölz „ki" und je 1 Ex. Mitte Mai 1992/93 im Gehölz „aki" sowie 1 Ex. Mitte Mai 1993 auf „kup" (alle Ex. in Gelbschalen). Aktueller Fund: 18.6.1996 in Dresden-Pillnitz (eig. Beob.). Von SCHWARZ (1973) aus dem Oberen Bielatal (Sächsische Schweiz) nachgewiesen. Relativ seltene Art.

**- *Agrilus graminis* CAST. et CORY:**

Mehrfach von Ende Juni bis Anfang Oktober (Maximum: August) in Gelbschalen in allen Gehölzen (außer „aki" und „kst") sowie „wie" und „kup". Nach KEITEL (1998) aktuelle Funde nur aus der Oberlausitz und bisher noch nicht aus dem Dresdner Raum nachgewiesen. Offenbar in wärmebegünstigten Lagen mit Eichen nicht allzu selten.

**- *Agrilus subauratus* GEBLER:**

1 Ex. am 21.6.1993 von Weidengebüsch an einem Tümpel am Waldrand im südöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes geklopft. Nach HARDE (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1979) in Mitteleuropa nur stellenweise und selten vorkommend. Seltene Art naturnaher Feuchtbiotope mit ausgeprägten Weidengebüschen.

**- *Agrilus betuleti* RATZ.:**

3 Ex. am 26.5.1993 am Gehölzrand von „w" von Birke geklopft. Je 1 Ex. Mitte Juni 1992 und 1993 in Gelbschalen im Gehölz „w" und auf der blütenreichen Wiese „wie". Nach HARDE (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1979) überall in Mitteleuropa verbreitet, aber nicht häufig. Nach KEITEL (1998) bisher keine Funde aus dem Dresdner Raum. Wahrscheinlich ziemlich selten.

**- *Agrilus hyperici* (CREUTZ.):**

1 Ex. am 17.6.1992 mit Streifsack am südexponierten Gehölzsaum von „ei" nachgewiesen. KEITEL (1998) nennt keine aktuellen Funde aus Sachsen. Jedoch 1995 auch im Stadtgebiet von Dresden auf einer Ruderalfläche (Bahndammgelände Rangierbahnhof Dresden-Friedrichstadt) nachgewiesen (LORENZ 1997). Sehr seltene Art, die offenbar nur an wärmebegünstigten Lokalitäten mit größeren und seit längerer Zeit vorhandenen Beständen von Johanniskraut (*Hypericum* spec.) vorkommt.

**- *Agilus sinuatus* (OLIV.):**

4 Ex. am 30.6.1993 von Weißdorn (*Crataegus* spec.) an einem teilweise zugewachsenen Tümpel (ehemaliger Kleinteich) an der Autobahn A13 geklopft. Nach HARDE (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1979) vor allem südwesteuropäische Art, die im Norden und Osten von Mitteleuropa seltener wird oder ganz fehlt. Seltene Art.

**- *Agrilus populneus* SCHAEFER (=suvorovi** in FREUDE, HARDE & LOHSE 1979 bzw. **vernadskii OBENB.):**

1 Ex. am 21.6.1993 von Weiden- und Zitterpappelgebüsch an einem Tümpel am Waldrand im südöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes geklopft. Offenbar seltene Art mit ähnlichen Ansprüchen wie *A.sinuatus.*

**- *Agrilus obscuricollis* KIESW.:**

Vereinzelt von Juni - August in Gelbschalen in fast allen Gehölzen. KEITEL (1998) nennt keine aktuellen Funde aus dem Dresdner Gebiet. Nach HARDE (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1979) seltene Art im Süden und der Mitte von Mitteleuropa. Relativ seltene Art wärmebegünstigter, strukturreicher Gehölzsäume mit Eichen, Hainbuchen usw.

**- *Agrilus angustulus* (ILL.):**

Häufig von Ende Mai - August in Gelbschalen in fast allen Gehölzen. KEITEL (1998) nennt keine Funde aus dem Dresdner Gebiet. Nicht selten.

**- *Agrilus sulcicollis* LAC.:**

Vereinzelt von Juni - August in Gelbschalen in fast allen Gehölzen. KEITEL (1998) nennt keine Funde aus dem Dresdner Gebiet. Nicht selten.

**- *Agrilus olivcolor* KIESW.:**

Häufig von Ende Mai - August in Gelbschalen in allen Gehölzen. KEITEL (1998) nennt keine Funde aus dem Dresdner Gebiet. Nach HARDE (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1979) in Mitteleuropa nicht häufig. Ein aktueller Nachweis: am 29.7.1996 an der Wald-Feld-Grenze oberhalb des Keppgrundes (Dresdner Elbhang) von Hainbuch geklopft (eig. Beob.). Auch im NSG „Großholz“, einem Laubwaldrest inmitten der vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Lommatzscher Pflege, von Hasel am Waldrand geklopft. Häufige Art.

EUCINETIDAE

**- *Eucinetus haemorrhoidalis* (DUFT.):**

1 Ex. 14.7.1993 unter einem Stein an einem trockenen, spärlich bewachsenen, südexponierten Saum eines Gehölzes im mittleren Teil des Untersuchungsgebietes. Nach KLAUSNITZER (1975) werden für diese wahrscheinlich wärmeliebende, mycetobionte Art nur wenige Funde aus Sachsen genannt. Dem Untersuchungsgebiet am nächsten ist ein alter Nachweis aus Weinböhla von DORN (in: KLAUSNITZER 1975). Aktuell konnte die Art 1995 auf einer trockenen Ruderalfläche im Norden von Dresden (Klotzsche) in einer Bodenfalle nachgewiesen werden (eig. Beob.). Selten.

DERMESTIDAE

**- *Dermestes laniarius* ILL.:**

Vereinzelt von Mai - September 1992/93 sowohl in Bodenfallen (Ackerbrache „b“), als auch in Gelbschalen („b“, wie“, kup“) und mit Handfang (Gewölle) nachgewiesen. Nach LOHSE (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1979) kommt die Art überall in Sandgebieten vor, soll aber in neuerer Zeit viel seltener geworden sein. Nicht häufig und an offene Biotope gebunden.

**- *Dermestes undulatus* BRAHM:**

In Einzelexemplaren Ende August-Mitte September 1992/93 in Gelbschalen an den Rändern der Gehölze „w“, „ei“ und „kei“ sowie auf der Ackerbrache „b“ und der auf einer exponierten Kuppe befindlichen magerrasenartigen Wiese „kup“. Nach LOHSE (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1979) handelt es sich um eine in Mitteleuropa verstreut und selten vorkommende Art. Offenbar ziemlich selten.

**- *Megatoma undata* (L.):**

Je 1 Ex. am 5.5. und 20.5. 1992 im Gehölz „aki“ geklopft. 2 Ex. Anfang Mai 1992/93 in Bodenfallen auf „aei“ sowie im Mai 1993 im Gehölz „ei“ an einem rindenlosen, mit Anobien-Bohrlöchern übersäten Rot-Buchen-Stumpf beobachtet. Weitere aktuelle Funde liegen vom 12.4.1995 vom Dresdner Elbhang zwischen Wachwitzer und Helfenberger Grund sowie 23.7.1996 aus der Dresdner Heide (Langebrücker Saugarten) und vom 30.6.1997 aus dem Moritzburger Wald (nördlicher Teil) vor (eig. Beob.). Alle Funde gelangen an der oben beschriebenen Habitatstruktur: mit Anobien-Bohrlöchern übersäte, trockene, feste, stehende Rot-Buchen-Stümpfe. HORNIG (1995) fand die Art Ende März 1981 im Stadtgebiet von Dresden. Ziemlich selten.

BYRRHIDAE

**- *Cytilus auricomus* (F.):**

1 Ex. am 11.10. 1994 aus dem Moos am Rand eines ausgetrockneten Tümpels im südöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes gesiebt. Nach PAULUS (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1979) handelt es sich um eine nicht häufige Art. Nach JÄGER (1996) war für Sachsen bisher nur ein älterer Fund (NSG „Wölperner Wiesen“ bei Eilenburg) bekannt. Offenbar ziemlich selten.

OSTOMIDAE

**- *Nemosoma elongatum* (L.):**

1 Ex. Mitte Mai 1992 in Gelbschale von Gehölz „aki“. Nach VOGT (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1967) handelt es sich um eine in ganz Mitteleuropa verbreitete aber meist seltene Art. Aktuell konnte die Art am 7.5.1996

auch in der Dresdner Heide auf besonnten Kiefernholz-Stapel nachgewiesen werden (eig. Beob.). Ziemlich selten.

CUCUJIDAE

**- *Monotoma testacea* MOTSCH.:**
1 Ex. Ende September/Anfang Oktober 1993 in Bodenfalle im Gehölz „ei". Nach VOGT (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1967) handelt es sich um eine in ganz Mitteleuropa verbreitete aber seltene Art. Offenbar ziemlich selten.

**- *Monotoma brevicollis* AUBE:**
1 Ex. Ende April 1992 auf der magerrasenartigen Wiese „wie" und 1 Ex. Ende Mai 1993 im Gehölz „ei" in Gelbschalen. Nach VOGT (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1967) handelt es sich um eine in Mitteleuropa verbreitete aber seltene Art. Offenbar ziemlich selten.

**- *Oryzaephilus surinamensis* (L.):**
4 Ex. im Juni 1992 in Bodenfallen im Gehölz „aei". Nach VOGT (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1967) wurde die vorzugsweise carnivore Art mit Getreide, Mehl usw. über die ganze Erde verbreitet. Bei uns hat sich die Art, die selten auch im Freien zu finden ist, offenbar eingebürgert. Dies kann bestätigt werden, da das Gehölz, in dem die Art nachgewiesen wurde, von Dauergrünland umgeben ist, und somit eine Verschleppung mit Saatgut wenig wahrscheinlich ist. Offenbar ziemlich selten.

**- *Laemophloeus corticinus* ER.:**
Vereinzelt von Mitte April-Ende Juni 1992/93 in Bodenfallen in den Gehölzen „w" (4 Ex.), „ei" (5 Ex.) und „aki" (2 Ex.) nachgewiesen sowie 1 Ex. am 21.4.1994 unter verpilzter, mäßig feuchter Kiefernrinde im Gehölz „ei" gesammelt. Nach VOGT (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1967) wird die Art als sehr selten im Osten Mitteleuropas angegeben. Selten.

**- *Laemophloeus ferrugineus* ER.:**
1 Ex. Mitte Juni 1993 in Bodenfalle im Gehölz „aei". Nach VOGT (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1967) handelt es sich um die häufigste synanthrope *Laemophloeus*-Art Mitteleuropas, die nur selten im Freiland gefunden wird. Selten.

LATHRIDIIDAE

**- *Holoparamecus caularum* AUBE:**
1 Ex. im September 1993 in Bodenfalle im Gehölz „aei". Nach JUNG (1990), der diese Art erstmals für das Magdeburger Gebiet nachgewiesen hat, tritt sie in ganz Mitteleuropa nur sehr selten und zeitweise auf. STEGNER (1992) fand die Art im Mai 1990 bei seinen Untersuchungen über synanthrope Schimmelkäfer im Stadtgebiet von Leipzig. Wahrscheinlich nur lokal vorkommend und ziemlich selten.

**- *Dasycerus sulcatus* BROG.:**
3 Ex. Ende Mai/ Anfang Juni 1993 in Bodenfalle am Rand des feuchten Erlenwäldchens im Gehölz „w". Nach ZERCHE (1976) gibt es von dieser Art in Sachsen nur einen Fund aus der Umgebung von Leipzig (HORION 1961), einen Fund aus dem Kirnitzschtal in der Sächsischen Schweiz (KRAUSE in litt.) sowie aus dem Park in Wechselburg (im Muldental). Selten.

**- *Lathridius rybinskii* REITT.:**
2 Ex. am 12.3.1994 in Blattscheiden von Rohrkolben (*Typha* spec.) am Teich in der Nähe der Autobahn gefunden. Nach KLAUSNITZER (1976) wurde die Art 1973 im NSG „Große Jeseritzer" (Oberlausitzer Heide-Teich-Gebiet) erstmals im Gebiet der ehemaligen DDR gefunden. Da die letzten Funde von *L. rybinskii* aus Süd-Polen sowie Slowakei von 1939 stammen, vermutet er eine Arealerweiterung. Eventuell wurde die Art aber auch nur übersehen. Ein weiterer Nachweis stammt von M. SIEBER aus einem Teichgebiet bei Zittau (16.2.1974). RESSLER (1980) erwähnt nach Durchsicht seiner Sammlung zwei weitere Fundorte aus der Umgebung von Großenhain, wobei die Art aus Schilfresten gesiebt wurde. Die Art scheint nicht besonders selten zu sein und kann bei gezielter Suche sicherlich auch an weiteren Lokalitäten festgestellt werden.

**- *Dienerella clathrata* (MANNH.) (= *Cartodere separanda* REITT.):**
Mehrfach im gesamten Fallenfangzeitraum (April - Juni, September - Oktober) in Bodenfallen in den naturnahen Gehölzen „w" (38 Ex.) , „ei" (206 Ex. !) und „kei" (12 Ex.). In der sächsischen faunistischen Literatur wird die Art von RESSLER (1980) erwähnt. Er stieß bei Überprüfung seiner Sammlung auf ein Tier, daß er

bereits im Oktober 1964 in einem Waldgebiet bei Oschatz gesiebt hatte. Die Art wurde wegen der relativ großen Ähnlichkeit bisher nicht von ***Dienerella* (=*Cartodere*) *elongata* (CURTIS)** getrennt. STEGNER (1992) fand 1 Ex. dieser Art im April 1990 in einem Stall der Tierklinik in Leipzig. Nach RÜCKER (in: LOHSE & LUCHT 1992) ist *D. clathrata* in ganz Mitteleuropa verbreitet, wird aber nach Norden seltener und ist dort durch *D. elongata* vertreten. In einer Übergangszone Bonn-Dresden können nach RÜCKER (in: LOHSE & LUCHT 1992) beide Arten vorkommen. Dies kann bestätigt werden, da *D. elongata* ebenfalls gefunden wurde, allerdings etwas seltener („w" 8 Ex., „ei" 7 Ex., „ki" 2 Ex. und „kei" 26 Ex.; alle Funde in Bodenfallen).

MYCETOPHAGIDAE

**- *Mycetophagus piceus* F.:**

1 Ex. am 20.5.1992 im Gehölz „w" auf verpilzter Rinde eines am Boden liegenden Laubholzstammes umherlaufend und 3 Ex. am 5.8.1993 im Gehölz „ki" an Zunderschwamm (*Fomes fomentarius*) an einem abgestorbenen Birkenstumpf. Nach ZERCHE (1976) aus morschem, verpilztem Eichenholz, daß aus Wechselburg (Muldental zwischen Leipzig und Chemnitz) stammt, gezogen. Die Art ist im Dresdner Raum nicht selten und kann regelmäßig an verpilzten Ästen und Stämmen gefunden werden, aber immer nur an alten Totholzstrukturen. Von 1995-1997 konnte die Art von April-September an 15 Lokalitäten im Dresdner Raum (z.B. Großer Garten, Dresdner Heide-Prießnitzgrund, Elbhang-Helfenberger Grund usw.) sowie im Moritzburger Wald/ Friedewald nachgewiesen werden. Die bereits bei VOGT (in FREUDE, HARDE & LOHSE, 1967) angezweifelten aber ausführlich beschriebenen morphologischen und ökologischen Unterscheidungsmerkmale zwischen *M. piceus* und dem sehr ähnlichen *M. salicis* konnten nicht festgestellt werden. Beim Vergleich von Tieren, die sowohl an „harten" Baumschwämmen (z.B. Zunderschwamm - *Fomes fomentarius*) als auch am weichen Schwefelporling (*Polyporus sulphureus*) gefunden wurden, waren keine eindeutigen Unterschiede festgestellt worden. Entweder ist eine Trennung nur mit Hilfe von Genitalpräparation bzw. anderen bisher übersehenen Merkmalen möglich oder aber es handelt sich nicht um zwei „echte" Arten.

**- *Mycetophagus fulvicollis* F.:**

1 Ex. am 16.4.1994 im feuchten, weichen, fasrigen Mulm eines am Boden liegenden Birkenstammes. Die in der bundesdeutschen Roten Liste als „von Aussterben bedroht" eingestufte Art ist im Dresdner Raum (Dresdner Heide, Moritzburger Wald) in den letzten Jahren mehrfach nachgewiesen worden (eig. Beob.). Man findet die Art regelmäßig an starken, verpilzten und vor allem sonnenexponierten Rot-Buchen-Stümpfen. An einigen Lokalitäten wurden die Tiere bereits in den ersten milderen Tagen des Jahres ab Februar/März an besonnten Rindenpartien umherlaufend, beobachtet. *M. fulvicollis* konnte in der Dresdner Heide auch unter Kiefernrinde gefunden werden, sowie in der Jungen Heide an Erle mit Erlen-Schillerporling. Kann als Indikatorart für wertvolle Stehend-Totholzstrukturen angesehen werden. Nicht selten.

COLYDIIDAE

**- *Synchita mediolanensis* VILLA:**

Je 1 Ex. Anfang Mai bzw. Anfang Juni 1993 in Bodenfallen in den Gehölzen „w" und „kei". Nach VOGT (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1967) handelt es sich um eine sehr seltene Art, die nur im Osten von Mitteleuropa vorkommt. Wahrscheinlich Erstnachweis für Sachsen. Die ähnliche Art ***S. humeralis*** ist hingegen auch an anderen Stellen im Dresdner Raum nachgewiesen worden, z.B. 2 Ex. am 29.7.1996 im Keppgrund (Dresdner Elbhang), 1 Ex. am 7.5.1996 im FND „Milanwäldchen" am Südrand des Untersuchungsgebietes und 1 Ex. am 10.6.1996 im Friedewald (Gabelweg) (eig. Beob.).

**- *Cerylon deplanatum* GYLL.:**

1 Ex. am 28.9.1994 unter relativ feuchter, sich leicht ablösender Rinde einer abgestorbenen und umgekippten Pappel an einer Wegeböschung im mittleren Teil des Untersuchungsgebietes. Nach VOGT (in: FREUDE, HARDE & LOHSE, 1967) handelt es sich um eine seltene bis sehr seltene Art. Vermutlich sehr selten.

COCCINELLIDAE

**- *Hyperaspis concolor* Suff.:**

1 Ex. am 19.5.1993 in der Promnitzniederung zwischen Volkersdorf und Bärnsdorf gefunden. Nach KLAUSNITZER (1985, 1986) waren bisher keine Funde aus dem Dresdner Raum bekannt. Selten.

**- *Scymnus mimulus* CAP. et FÜRSCH.:**

Vereinzelt von Ende April-Mitte September, vorwiegend jedoch im August 1992/93 in Gelbschalen an südexponierten Gehölzrändern von „w“, „ei“, „ki“ und „aki“ aber auch in den Offenlandbiotopen („wie“, „dep“, „kup“ und sogar auf der Ackerbrache „b“ und dem Grünland „g“). Im Sommer 1995 auch auf trockenwarmen Ruderal- und Brachflächen im Stadtgebiet von Dresden gefunden (eig. Beob.). Nach KLAUSNITZER (1997) gibt es aktuelle sächsische Nachweise nur aus dem Dresdner Raum. Vermutlich ziemlich selten und nur an geschützten, trockenwarmen Lokalitäten (Magerrasen u.ä.) zu finden.

**- *Scymnus interruptus* (GOEZE):**

1 Ex. Mitte August 1993 in Gelbschale an südexponiertem Gehölzrand von „w“ und 3 Ex. im August/September in Gelbschale an südexponiertem Gehölzrand von „ei“. Nach FÜRSCH (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1967) im südlichen Mitteleuropa selten und nach Norden sehr selten. Vermutlich sehr selten und an ähnlichen Habitaten wie *S. mimulus* zu finden.

**- *Scymnus abietis* PAYK.:**

Je 1 Ex. Anfang August 1992 und Anfang September 1993 in Gelbschalen im Gehölz „aei“. Nach KLAUSITZER & KLAUSITZER (1986) handelt es sich um eine fast ausschließlich montane Art. Wahrscheinlich wurde die Art mit Fichtenstangen eingeschleppt, die aus dem Tharandter Wald stammen. Auf diesen ca. 1,5 m hohen Pfählen waren im Innern der Gehölze die Gelbschalen befestigt. Der Fund von 1993 läßt dies allerdings wieder etwas bezweifeln, weil sich die Art dann über ein Jahr gehalten und eventuell fortgepflanzt hätte. Im Gehölz „aei“ stocken auch keine Kiefern, deren Blattläuse eventuell als „Ausweichnahrung“ in Frage kommen könnten.

**- *Nephus* (=*Scymnus*) *quadrimaculatus* (Herbst):**

1 Ex. Ende Mai 1993 in Gelbschale am Gehölzrand von „w“. Nach KLAUSNITZER (1997) sonst aus Sachsen keine aktuellen Funde bekannt. Wahrscheinlich bevorzugt an strukturreichen Gehölzsäumen. Selten.

**- *Nephus* (=*Scymnus*) *bipunctatus* Kug.:**

Je 1 Ex. im Mai/Juni 1993 in Gelbschalen an den südexponierten Gehölzsäumen von „w“ und „ei“. Nach KLAUSNITZER (1997) sonst aus Sachsen keine aktuellen Funde bekannt. Wahrscheinlich bevorzugt an ähnlich strukturrierten, trockenwarmen Gehölzsäumen wie *N. quadrimaculatus*. Selten.

**- *Sospita vigintiguttata* (L.):**

Je 1 Ex. am 21.6.1993 von Ufergehölzen (Weide/Erle) an einem Teich im Norden des Untersuchungsgebietes sowie an einem Tümpel (zugewachsener Kleinteich) geklopft. 1 Ex. Ende April 1993 in einer Bodenfalle, die in unmittelbarer Nähe des feuchten Erlenwäldchens im nördlichen Teil des Gehölzes „w“ positioniert war. Nach FÜRSCH (in: FREUDE, HARDE & LOHSE, 1967) und KLAUSNITZER (1986) sehr seltene Art. Von STEGNER (1988) erstmals 1986 für den damaligen Bezirk Gera nachgewiesen. Nicht häufig, aber in naturnahen, gehölzbestandenen Feuchtbiotopen wahrscheinlich regelmäßig zu finden.

CISIDAE

**- *Rhopalodontus perforatus* (GYLL.):**

In Anzahl Ende April/Anfang Mai 1993 aus einem großen Zunderschwamm (Durchmesser etwa 25 cm) gezogen, der an einer Birke im Gehölz „w“ wuchs. Nach LOHSE (in: FREUDE, HARDE & LOHSE, 1967) ist die Art weit verbreitet, aber nicht häufig. Von 1994-1997 konnte die Art im Dresdner Raum in zahlreichen Lokalitäten (5 Fundorte in der Dresdner Heide, Moritzburger Wald, Dresdner Elbhang, Tharandter Wald, Rabenauer Grund) nachgewiesen werden (eig. Beob.). Die Art besitzt bioindikatorische Bedeutung, da sie offenbar ziemlich stenök ist. Sie wurde nur an sehr alten, stärker dimensionierten, stehenden Totholzstrukturen (meist Rot-Buchen) an großen und damit alten Baumpilzen (meist Zunderschwamm) nachgewiesen. Nicht häufig.

BOSTRYCHIDAE

**- *Xylopertha retusa* (OL.):**

1 Ex. Anfang Juni 1992 in Gelbschale auf Gehölz „w“. Nach CYMOREK (in: FREUDE, HARDE & LOHSE, 1969) handelt es sich um eine nicht häufige bis seltene thermophile Art, die sich vor allem an trocknenden Eichenästen entwickelt. HORNIG (1995) konnte die Art im Mai 1991 im Stadtgebiet von Dresden nachweisen. Wahrscheinlich ziemlich selten und im Rückgang befindlich, da durch den vielfach übertriebenen Gehölzrückschnitt die Entwicklungsorte zerstört werden.

ANOBIIDAE

**- *Dryophilus pusillus* (GYLL.):**

1 Ex. am 11.5.1993 im Gehölz „w“ von Kiefernästen geklopft. Offenbar ziemlich selten.

**- *Ernobius longicornis* (STURM):**

1 Ex. Anfang Mai 1992 in Gelbschale auf Gehölz „ki“. Offenbar ziemlich selten.

**- *Dorcatoma robusta* STRAND:**

Vereinzelt im Juni/Juli 1992 auf „w“ an harten Baumschwämmen (z.B. *Fomes fomentarius*). Nach LOHSE (in: FREUDE, HARDE & LOHSE, 1969) gibt es nur wenige Fundmeldungen dieser Art. Wahrscheinlich selten.

**- *Dorcatoma dresdensis* HERBST:**

Mehrfach im Juni und Juli 1992/93 an harten Baumschwämmen (*Fomes fomentarius*) nachgewiesen. Aus einem eingetragenen Zunderschwamm von 25 cm Durchmesser sind Anfang Mai 1994 über 50 Tiere geschlüpft. Nach LOHSE (in: FREUDE, HARDE & LOHSE, 1969) überall in Mitteleuropa verbreitet, aber nicht häufig. Am 21.5.1996 am Dresdner Elbhang (Keppgrund) nachgewiesen (eig. Beob.). Ziemlich selten, aber häufiger als *D. robusta*.

PTINIIDAE

**- *Ptinus coarcticollis* STURM:**

Mehrfach von April - Oktober, vor allem aber im Mai und Juni 1992/93 in Bodenfallen in den Gehölzen „w“ (14 Ex.), „ki“ (164 Ex. !) und „kei“ (7 Ex.). Wahrscheinlich nicht so selten wie bisher angenommen.

**- *Ptinus pilosus* MÜLLER:**

In Anzahl von April - Oktober 1992/93 in Bodenfallen in den naturnahen Gehölzen „w“ (1 Ex.), „ei“ (148 Ex.), „ki“ (69 Ex.) und „kei“ (89 Ex.). Vereinzelt auch in Gelbschalen in den Gehölzen „ei“, „ki“ und „kei“ gefunden. In trockenwarmen Gehölzbiotopen mit ausreichend Totholz wahrscheinlich nicht selten.

OEDEMERIDAE

**- *Calopus serraticornis* (L.):**

1 Ex. am 29.4.1993 von SCHOLZ im Gehölz „w“ an Totholz (Nadelholz) gefunden. Nach KRAUSE (1995) konnte die Art 1990 in der Hinteren Sächsischen Schweiz nachgewiesen werden. Nach LIEBENOW (1979) aus dem Dresdner und Moritzburger Gebiet nur alte Sammlungsbelege aus der coll. HÄNEL. Wahrscheinlich ist die nachtaktive Art ziemlich selten.

PHYTIDAE

**- *Lissoderma cursor* (GYLL.):**

1 Ex. am 30.7.1993 unter verpilzer Laubholzrinde im Gehölz „w“. Nach KASZAB (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1969) in Europa weit verbreitet und nicht selten. SIEBER (1988) fand die Art in der Oberlausitz nur wenige Male in Einzelexemplaren (alle Tiere wurden gekeschert). Selten.

**- *Lissoderma quadripustulatum* (MARSH.):**

1 Ex. am 7.5.1996 in einem Gehölz (FND „Milanwäldchen“) am Südrand des Untersuchungsgebietes von der Unterseite eines schräg aufliegenden, verpilzten Laubholzstammes „gebürstet“. Weitere Nachweise aus Dresden: 3 Ex. am 29.7.1996 im Keppgrund (Dresdner Elbhang) ebenfalls von der Unterseite eines schräg aufliegenden, verpilzten Stammes „gebürstet“. 1 Ex. im Juni 1995 auf verpilztem Lindenholz im FND „Pieschener Allee“ im Stadtgebiet von Dresden (Ostra-Gehege) (eig. Beob.). SIEBER (1988) fand die Art in der Oberlausitz in nur einer Lokalität. Nach KASZAB (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1969) in Europa weit verbreitet aber nicht häufig. Selten.

ADERIDAE

**- *Aderus nigrinus* (GERM.):**

1 Ex. am 10.6.1992 im Gehölz „ki“, 2 Ex. am 23.6.1993 im Gehölz „ei“ sowie 1 Ex. am 22.9.1993 im Gehölz „w“, alle in Bodenfallen. KRAUSE (1989) fand 2 Ex. dieser Art im Juli 1972 und 1974 in der Hinteren Sächsischen Schweiz in Kiefernwälder. Im Juni 1997 konnte die Art im NSG „Weißeritztalhänge“ in Tharandt im Wurzelbereich eines Fichtenstubbens gefunden werden (eig. Beob.). Wahrscheinlich besteht eine Bindung an Nadelholz. Selten.

**- *Aderus populneus* (PANZ.):**

1 Ex. Anfang April 1993 in Bodenfalle im Gehölz „ei“ und 1 Ex. am 10.5.1993 unter morscher Pappelrinde in einem Feuchtbiotop nördlich des Gehölzes „ki“ (ehemaliger Kleinteich, der in den 80er Jahren mit Bauschutt verfüllt und 1995 renaturiert wurde). Aktuell konnte die Art am 10.6.1997 im östlichen Teil des Moritzburger Waldes (Umgebung Oberer Waldteich) von trockenen Eichen-Ästen geklopft werden (eig. Beob.). Wahrscheinlich sehr seltene Art.

ANTHICIDAE

**- *Anthicus bimaculatus* (ILL.):**

1 Ex. im September 1994 in Bodenfalle auf der mit Sand abgedeckten Deponiefläche „dep“. An offene, sandige Habitate gebunden. Wahrscheinlich ziemlich selten.

TETRATOMIDAE

**- *Tetratoma fungorum* F.:**

Ca. 50 Ex. am 5.10.1993 im Promnitztal zwischen Volkersdorf und Bärnsdorf in einem Baumpilz (Schüppling), der an einer absterbenden Pappel wuchs. 2 Ex. am 21.4.1994 ebenfalls an einem bereits stark zersetzten bzw. eingetrockneten Blätterpilz (ebenfalls Schüppling) an einer Hainbuche im Gehölz „ei“. Die Art konnte in den letzten Jahren an mehreren Lokalitäten in Dresden und Umgebung nachgewiesen werden, beispielsweise am 21.3.1996 im Prießnitzgrund, am 10.4.1996 im Mordgrund, am 18.4.1996 im Sauerbusch, 24.6.1996 im Talgrund des Gutebornbaches, am 23.8.1996 im Schotengrund (Dresdner Heide) sowie am 25.2.1995 und 12.4.1995 im Helfenberger Grund/Wachwitzgrund, am 23.4.1996 im Keppgrund (Dresdner Elbhang) sowie im Moritzburger Wald (Umgebung Fasanerie). Im Tharandter Wald (Weißeritztalhänge) konnte die Art auch an Austernseitling gefunden werden (eig. Beob.). Die Art kommt mit großer Regelmäßigkeit an holzbewohnenden Blätterpilzen vor und ist offenbar nicht selten. Bei den meisten Fundorten handelt es sich aber um stärker dimensionierte Alt- und Totholzhabitate, was auf eine bioindikatorische Bedeutung der Art schließen läßt. Nicht selten.

MELANDRYIDAE

**- *Orchesia undulata* KR.:**

2 Ex. am 7.5.1996 und 1. Ex. am 27.6.1996 im Gehölz „Milanwäldchen“ am Südrand des Untersuchungsgebietes von der Unterseite, verpilzter, am Boden liegender Stämme „gebürstet“. Nach KASZAB (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1969) handelt es sich um eine seltene, mycetobionte Art. Im Dresdner Raum konnte die Art in den letzten Jahren an mindestens 20 Lokalitäten nachgewiesen werden (eig. Beob.). Fast immer sitzen die Tiere an der Unterseite am Boden liegender, verpilzter Äste und Stämme. Nicht selten.

**- *Anisoxya fuscula* (ILL.):**

1 Ex. im September 1991 in Bodenfalle auf „ki“ (Voruntersuchungen). Nach KASZAB (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1969) handelt es sich um eine seltene, nachtaktive Art. Seltene Art.

**- *Abdera flexuosa* (PAYK.):**

Insgesamt 8 Ex. von Mai-Juli 1996 im Gehölz „Milanwäldchen“ am Südrand des Untersuchungsgebietes an einem bereits stark zersetzten, fast nur krustenförmig ausgebildeten Baumpilz an einer umgestürzten Erle (wahrscheinlich Erlen-Schillerporling). Nach KASZAB (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1969) handelt es sich um eine ziemlich seltene Art. Sie konnte bisher an fast jedem Erlen-Schillerporling, der im Dresdner Gebiet gefunden wurde, nachgewiesen werden (1996 an 3 Lokalitäten in der Dresdner Heide und 1997 an 2 Lokalitäten im Moritzburger Wald/ Friedewald) (eig. Beob.). Dennoch relativ selten, da alte anbrüchige Erlen mit Baumpilzbesatz ebenfalls ziemlich selten sind.

**- *Zilora sericea* (STURM):**

1 Ex. am 14.5.1992 im Gehölz „aki“ (0,6 ha großes, etwa vor 40 Jahren aufgeforstetes Kiefern-Kastenwäldchen); 1 Ex. am 21.4.1994 im Gehölz „ei“ an einer abgestorbenen Kiefer; 2 Ex. am 14.9.1994 im Gehölz „w“ unter mehr oder weniger stark verpilzter Kiefernrinde. Nach STÖCKEL (1978) ist diese ursprünglich sehr seltene Art offenbar in Ausbreitung begriffen. Neben mehreren Nachweisen aus Brandenburg (STÖCKEL 1974 und 1978) und der Niederlausitz (JUNG 1976) liegen für Sachsen Funde aus der Oberlausitz (RICHTER 1981) und aus der Sächsischen Schweiz vor (KRAUSE 1974).

**- *Melandrya caraboides* (L.):**

1 Ex. am 20.5.1992 an einem abgestorbenen, trockenen Stamm (Esche) im Gehölz „aei“ gefunden. 2 Ex. Mitte Mai 1993 in Bodenfallen ebenfalls im Gehölz „aei“. Nach KASZAB (in: FREUDE, HARDE & LOHSE, 1969) ist die Art nicht selten. Aktuell (1996/97) auch im südwestlichen Teil der Dresdner Heide und im Stadtgebiet von Dresden sowie am Dresdner Elbhang und in großer Zahl an Stümpfen von Straßenbäumen (Roßkastanien) in Pillnitz nachgewiesen (eig. Beob.). Nicht selten, aber meist an stärker dimensionierte Alt- und Totholzstrukturen (meist Rot-Buche) gebunden.

**- *Conopalpus testaceus* (OL.):**

2 Ex. Anfang Juni und 1 Ex. Anfang Juli 1993 in Gelbschalen im Gehölz „w“. 3 Ex. am 24.6.1994 am südexponierten Gehölzrand von „w“ geklopft. Nach KASZAB (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1969) ist die Art in Mitteleuropa nicht besonders selten. Weitere aktuelle Funde aus Sachsen sind: Dresdner Elbhang bei Wachwitz am 27.6.1995 auf einem liegenden Eichenstamm umherlaufend sowie NSG „Großholz“ (nördl. Nossen) 1 Ex. in Juni 1997 von verpilztem Ebereschen-Totholz geklopft (eig. Beob.). Selten.

LAGRIIDAE

**- *Lagria atripes* MULS. et GUILL.:**

Überall zahlreich im Mai und Juni, vor allem an den südexponierten Säumen der naturnahen Gehölze („w“, „ei“, „ki“, „kei“). Die Imagines erscheinen bereits ab Mitte Mai während die sehr ähnliche und häufigere Art *L.hirta* erst später (ab Mitte Juli - August) auftritt. Auch in Bodenfallen und Gelbschalen gefunden. Nach KASZAB (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1969) handelt es sich um eine südliche Art, die in Deutschland nachgewiesen wurde, aber nur stellenweise und selten. Die Art ist insgesamt relativ selten und dürfte nur an wärmebegünstigten Lokalitäten vorkommen.

ALLECULIDAE

**- *Prionychus ater* (F.):**

1 Ex. am 30.6.1993 am Stamm eines alten Apfelbaum am Ortseingang von Volkersdorf. Nach MUCHE (1985) gibt es mehrere, meist ältere Funde aus Sachsen, beispielsweise aus Moritzburg, der Dresdner Heide bei Klotzsche oder aus dem Stadtgebiet von Dresden/Ostra-Gehege (coll. NÜSSLER 1956 und 1936/38). Ein aktueller Nachweis gelang 1997 durch Zucht aus verpilztem Eichenmulm (Dresden/Nord). Selten.

**- *Mycetochara linearis* (ILL.):**

1 Ex. am 26.5.1993 in Bodenfalle und je 1 Ex. in Gelbschalen am 10.6.1992 und 9.6.1993 im Gehölz „ei“. Nach MUCHE (1985) liegen nur wenige Fundmeldungen aus Sachsen vor, beispielsweise aus Tharandt (coll. MINCKWITZ), der Oberlausitz (coll. SIEBER, 1977) sowie aus der Sächsichen Schweiz (coll. KRAUSE). Mehrere aktuelle Funde liegen aus Dresden vor (eig. Beob.): 1 Ex. am 26.5.1997 im Norden von Dresden aus einer hohlen Hainbuche; 1 Ex. am 9.6.1997 im Süden von Dresden (Nöthnitzer Grund) unter verpilzter Rinde einer abgestorbenen Hainbuche; je 1 Ex. am 8. und 11.6.1996 am Dresdner Elbhang zwischen Wachwitzgrund und Helfenberger Grund unter relativ trockener Eichenrinde; 1 Ex. am 28.5.1996 in Dresden-Pillnitz an über 300jährigen Eichen (FND „Schöpsdamm“); 1 Ex. am 24.5.1996 unter der Rinde von abgestorbenen Rot-Buchen; je 1 Ex. 21.6.1996 am Südrand der Dresdner Heide (Umgebung Mordgrundbrücke; Gutebornbach). Gemeinsamkeiten aller Fundorte: Es handelt sich immer um sehr alte, stärker dimensionierte, stehende, relativ trockene Alt- und Totholzstrukturen in wärmebegünstigten Lagen. Ziemlich selten.

TENEBRIONIDAE

**- *Diaperis boleti* (L.):**

Jeweils 3 Ex. Anfang Mai 1993 in den Gehölzen „w“ und „ki“ in Birkenporling (*Piptoporus betulinus*). Nach HORION (1956) ist die Art im Osten (Preußen, Brandenburg, Schlesien) im allgemeinen weit verbreitet und nicht selten und wird nach Westen hin seltener. CONRAD (1993) konnte keine Funde aus dem Vogtland in Erfahrung bringen und nur wenige Nachweise für Thüringen und hier nur in niederen Lagen unter 500 m ü. NN. Aus dieser regionalen Verbreitung schlägt dieser Autor vor, die Art als „stark gefährdet“ in die Neufassung der Roten Liste von Deutschland aufzunehmen. Im Dresdner Raum ist die Art relativ häufig und regelmäßig sowohl an meist älteren Birkenporlingen als auch an frischen und alten Schwefelporlingen zu finden. Seit 1994 konnte die Art an mindestens 10 Lokalitäten gefunden werden, beispielsweise 3 Fundorte im Stadtgebiet Dresden, Dresdner Heide, Moritzburger Wald/Friedewald, NSG „Windberg“ in Freital, Tharandter Wald, Rabenauer Grund, NSG „Großholz“ nördlich von Nossen, Seußlitzer Grund nordwestlich von

Meißen usw. (eig. Beob.). Die offenbar wärmeliebende Art ist hier nicht selten bis häufig und nicht gefährdet.

**- *Boletophagus reticulatus* (L.):**

In Anzahl (mindestens 30 Ex.) im Oktober 1994 in einem am Boden liegenden, bereits stark zersetzten Baumpilz (wahrscheinlich Zunderschwamm) gefunden. Im gesamten Dresdner Raum mehrfach und teilweise in Anzahl nachgewiesen, beispielsweise in der Dresdner Heide: 24.5.1996 Gutebornbach und am 30.5.1996 Umgebung der ehemaligen Schießplätze jeweils an stehenden Rot-Buchenstümpfen mit reichem Baumpilzbesatz (Zunderschwamm). 1997 auch im Tharandter Wald (NSG „Weißeritztalhänge“) nachgewiesen (eig. Beob.), sowie 1994 im Seußlitzgrund nordwestlich von Meißen (LORENZ 1994). HORNIG (1997) nennt eine Reihe weiterer Funde aus der Oberlausitz und den angrenzenden Gebieten. CONRAD (1989, 1992) stellt eine Ausbreitungstendenz von Norddeutschland nach Süden fest, was ursächlich mit der Zunahme der Häufigkeit des Zunderschwammes (*Fomes fomentarius*) in Verbindung gebracht wird. Im Gebiet nicht selten aber als Bioindikator für wertvolles, stärker dimensioniertes Stehend-Totholz mit reichem Baumpilzbesatz von Bedeutung.

SCARABAEIDAE

***Onthophagus ovatus* (L.):**

1 Ex. Mitte Juni 1992 in Bodenfalle im Gehölz „w“ und 10 Ex. Ende April 1993 in Bodenfallen auf der Ackerbrache „b“ sowie 1 Ex. Anfang Juni 1993 in Gelbschale im Gehölz „aei“. Nach RÖSSNER (1992) war die Art noch nicht aus dem Dresdner Raum gemeldet, sondern nur Funde von dem sehr ähnlichen ***Onthophagus joannae* GOL.**. Letztere Art konnte ebenfalls im Untersuchungsgebiet gefunden werden. Sie wurde in den Gelbschalen wesentlich häufiger nachgewiesen (insgesamt 19 Ex. von den Flächen „w“, „ei“, „ki“, „aei“, „wie“, „b“). *O. ovatus* scheint ziemlich selten zu sein.

**- *Geotrupes spiniger* (MARSH.):**

4 bzw. 1 Ex. Ende August 1992 in Gelbschalen auf dem Grünland „g“ bzw. der Ackerbrache „b“ (durch Aasgeruch angelockt ?). Gilt laut bundesdeutscher Roter Liste (BLAB et a. 1984) als „gefährdet“. Ziemlich selten.

**- *Hoplia graminicola* (F.):**

1 Ex. Mitte Juni 1992 in Bodenfalle am strukturreichen, südexponierten Gehölzsaum von „ei“. Nach RÖSSNER (mündl. Mitt.) und KLAUSNITZER (1995) bisher einziger aktueller Nachweis in Sachsen. Gilt laut bundesdeutscher Roter Liste (BLAB et a. 1984) als „stark gefährdet“. Offenbar sehr selten.

**- *Protaetia* (=*Liocola*) *lugubris* (HERBST):**

1 Ex. im April 1992 (Totfund) in vermorschtem Laubholz in einem Waldgebiet im südöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes. Aus dem Dresdner Raum liegen mehrere aktuelle (1995-1997) Fundmeldungen vor, beispielsweise von 3 Lokalitäten in der Dresdner Heide, von 2 Lokalitäten aus dem Moritzburger Wald sowie vom Dresdner Elbhang (eig. Beob.). Die Art besitzt eine große bioindikatorische Bedeutung. Sie konnte meist nur an sehr alten, stärker dimensionierten, stehenden Alt- und Totholzstrukturen nachgewiesen werden. Die Larven entwickeln sich in Baumhöhlen in mulmigem bis weichem holzigem Substrat. Die Imagines wurden ausschließlich an den Brutbäumen sitzend oder um diese schwärmend gefunden, aber nie auf Blüten, wie bei den meisten anderen Rosenkäferarten häufig zu beobachten. Selten.

**- *Valgus hemipterus* (L.):**

1 Ex Anfang Mai 1993 in Bodenfalle auf „aei“. Bereits in einer der ersten Literaturquellen zur Käferfauna Sachsens von SCHULZE (1770) aus dem Zschonergrund im Südwesten von Dresden erwähnt. Die Art konnte am 23.5.1995 in Stadtgebiet von Dresden (Pieschener Allee, Ostragehege) nachgewiesen werden sowie am 20.5.1997 im Friedewald/ Moritzburger Wald („Burggrafenheide“). Bei Meißen Anfang der 90er Jahre an warmen Tagen Ende Mai zahlreich auf Weißdornblüten (*Crataegus*) beobachtet. Gilt laut bundesdeutscher Roter Liste (BLAB et a. 1984) als „stark gefährdet“. Im wärmebegünstigten Elbtal wahrscheinlich nicht selten.

CERAMBYCIDAE

**- *Saphanus piceus* (Laich.):**

4 Ex. Mitte Juni 1993 in Bodenfalle im Gehölz „w“. Nach NÜSSLER (1964) lagen noch keine Belege von Moritzburg oder von der Dresdner Heide sowie dem Dresdner Elbhang vor, obwohl es einzelne Funde aus der

Sächischen Schweiz und dem Osterzgebirge sowie aus dem Saubachtal und dem Triebischtal bei Meißen gab. Aufgrund der für Bockkäfer untypischen Lebensweise (nachtaktiv, vorwiegend am Boden lebend) gilt diese Art als ziemlich selten und gefährdet. Weitere Nachweise in Bodenfallen gelangen in einem Feldgehölz bei Thürmsdorf (südöstlich von Pirna) im Elbsandsteingebirge (eig. Beob.). Selten.

**- *Obrium brunneum* (F.):**

1 Ex. im Gehölz „aei“ gefunden. Vermutlich eingeschleppt, da die Pfähle, auf denen die Gelbschalen in den Gehölzen befestigt waren aus Fichtenstangen aus dem Tharandter Wald stammen. Nach NÜSSLER (1964) im gesamten Dresdner Raum vertreten. Nicht selten.

**- *Aromia moschata* L.:**

1 Ex. im Juni 1993 auf Mädesüß-Blüte (*Filipendula ulmaria*) in Hochstaudenflur am Teichufer südlich von Volkersdorf. Nach NÜSSLER (1964) im Dresdner Raum verbreitet, aber nirgens mehr häufig. Im Stadtgebiet von Dresden 1996 an einer Lokalität in Elbnähe bei Pieschen in großer Zahl gefunden (eig. Beob.).

**- *Callidium aeneum* Deg.:**

1 Ex. im Frühjahr im Gehölz „aki“ gefunden. Nach BRINGMANN (1990) liegen mehrere aktuelle Funde aus Sachsen vor. NÜSSLER (1964) erwähnt einzelne Funde in den Nadelwaldungen der Umgebung von Dresden und einen Fund von 1944 aus der Dresdner Heide. Nach NÜSSLER (1983) wurde die Art 1981 von mehreren Sammlern in Anzahl an Brennholzhaufen bei Moritzburg gefangen. Nur vereinzelt und selten.

**- *Anisarthron barbipes* (Schrk.):**

1 Ex. Anfang Juni 1993 in Gelbschale im Gehölz „aei“ und 1 Ex. am 21.6.1993 von einer absterbenen Ulme geklopft. Nach NÜSSLER (1964, 1983) liegen mehrere Fundmeldungen aus Moritzburg, dem Stadtgebiet von Dresden, Radebeul usw. vor. Aktuell auch in der Dresdner Heide nachgewiesen (eig. Beob.). Roßkastanie wird offenbar bevorzugt. Selten.

**- *Xylotrechus arvicola* Ol.:**

3 Ex. im Juli 1994 in Gelbschalen von Gehölz „ei“. 1 Ex. im August 1994 auf „w“ an Hainbuche gefunden. Ein Bereich am südexponierten Gehölzrand von „ei“ bestand aus Vogelkirschenaufwuchs, wo wahrscheinlich die Entwicklung der Art erfolgte. Nach NÜSSLER (1964, 1983) liegen Nachweise aus dem Stadtgebiet von Dresden, der Dresdner Heide sowie von Weinböhla vor. Selten.

**- *Agapanthia violacea* (F.) ? var. *intermedia* Ganglb.:**

1 Ex. im Juni 1993 von einem arten- und strukturreichen Gebüsch- und Krautsaum, der sich auf einer Länge von ca. 30 m und einer Breite von 3-5 m zwischen einer Trockenmauer und einem unbefestigten Feldweg entwickelt hatte, gekeschert. Das Biotop wurde 1994 vom örtlichen Bewirtschafter beseitigt. Von einem ähnlichen „Schicksal“ berichtet SCHÄDLICH (1988), der ein offenbar isoliertes Vorkommen dieser Art in einer Kiesgrube bei Schmölln (südlich Altenburg) über 3 Jahre beobachtete und die schließlich verfüllt wurde. Nach NÜSSLER (1964, 1983) liegen wenige Funde aus dem Osterzgebirge (Bärenfels, Geisingberg, Fürstenwalde bei Dippoldiswalde) vor. Regelmäßig wird die Art (?Unterart) bei Freital gefunden. Nach NÜSSLER (1983) gehören alle Tiere vom Gebiet der ehemaligen DDR zur var. *intermedia*, ein „echter“ *violacea* wurde hier noch nicht gefunden. Nach FRIESER (1976) wird die Varietät als eigene Spezies angesehen. Offenbar ziemlich selten und im Rückgang, da seit einigen Jahren durch übertriebenen Ordnungsinn bei Grünflächen- bzw. Landschaftspflege wertvolle Habitate, z.B. Ruderal- und Staudenfluren an Bahndämmen sowie Wege- und Straßenböschungen, beseitigt werden.

**- *Oberea linearis* L.:**

3 Ex. am 7.5.1996 im Gehölz Flächennaturdenkmal „Milanwäldchen“ von Haselgebüsch geklopft. Nach NÜSSLER (1964) kommt die Art nicht im gesamten Dresdner Gebiet vor, sondern nur lokal an geschützten Biotopen. Funde aus Dresden sind bekannt. Einen aktuellen Nachweis vom Mai 1997 aus dem Moritzburger Wald liegt vor (eig. Beob.). Offenbar ziemlich selten, aber bei gezielter Suche an sonnenexponierten Haselgebüschen an Waldrändern ist die Art sicherlich auch an anderen Lokalitäten nachweisbar.

**- *Oberea erythrocephala* (Schrk.):**

1 Ex. in einem ca. 6-8 m² großen Zypressenwolfsmilch-Bestand (*Euphorbia cyparissiae*) bei der blütenreichen Wiesenfläche „wie“ gesammelt. Nach NÜSSLER (1964) nur aus der Umgebung von Meißen bekannt. NÜSSLER (1983, 1994b) erwähnt weitere Funde bei Radebeul (Junge Heide) und Weinböhla. Obwohl die Fraßpflanze im Untersuchungsgebeit relativ weit verbreitet und an den südexponierten Gehölzrändern häufig ist, konnte die Art trotz intensiver Suche an anderen Lokalitäten nicht gefunden werden. Der

Wolfsmilchbestand war jedoch am Fundort am dichtesten ausgeprägt und flächenmäßig am größten. Die Art scheint sehr selten zu sein und nur an wärmebegünstigten Standorten mit größeren und bereits seit mehreren Jahren bestehenden, „bodenständigen" *Euphorbia*-Beständen vorzukommen.

**- *Stenostola dubia* Laich.:**

1 Ex. am 14.5.1992 am Gehölzrand von „ei" von Linde geklopft. Nach NÜSSLER (1964) gibt es für diese Art immer nur Einzelfunde, z.B aus dem Stadtgebiet von Dresden, der Dresdner Heide, Moritzburg u.a. Offenbar regelmäßig von besonnten Linden am Waldrand zu klopfen.

**- *Phytoecia nigricornis* (F.):**

1 Ex. im Juni 1993 am Gehölzrand von „ki" von Rainfarn gekeschert. Nach NÜSSLER (1964, 1974, 1983) ist die Art in der näheren und weiteren Umgebung von Dresden weit verbreitet und nicht selten. Konnte auch im Stadtgebeit von Dresden nachgewiesen werden (LORENZ 1997).

**- *Phytoecia coerulescens* Scop.:**

1 Ex. Mitte Juni in Gelbschale auf „kei". Nach NÜSSLER (1964) soll die Art in der Umgebung von Dresden verbreitet und stellenweise nicht selten sein. Funde aus Dresden oder Moritzburg werden aber nicht erwähnt. Da trotz intensiver Streifsackfänge an Saumstrukturen die Art sonst nirgens im Untersuchungsgebiet gefunden wurde, wird sie als seltene, faunistische Besonderheit eingeschätzt.

CHRYSOMELIDAE

**- *Zeugophora turneri* POWER:**

1 Ex. Ende April 1992 im Gehölz und 1 Ex. Anfang September 1992. Beide Tiere in Gelbschalen in der Nähe von Zitterpappel. Nach MOHR (1985) die seltenste *Zeugophora*-Art in der DDR. Aus Sachsen lagen nur 2 Nachweise von SIEBER aus der Oberlausitz vor. Wahrscheinlich sehr seltene Art.

**- *Zeugophora flavicollis* (MARSH.):**

1 Ex. am 14.5.1992 am Gehölzrand von „w" geklopft und je 1 Ex. am 26.5.1992 und 1.7.1993 am Gehölzrand von „ki" geklopft sowie 1 Ex. am 30.6.1993 von Ufergehölzen am Teich am Ortseingang von Volkersdorf geklopft. Nach MOHR (1985) lagen noch keine Meldungen aus dem Dresdner Gebiet vor. Nicht selten.

**- *Cryptocephalus parvulus* MUELLER:**

1 Ex. am 26.5.1993 von Gehölzen (Hasel/Ulme/Weide) am Rand eines mit Bauschutt verfüllten Tümpels und unweit dieses Standortes 1 Ex. am 1.7.1993 an Gehölzrand von „ki" geklopft. 2 Ex. am 21.6.1993 von Weiden- und Zitterpappelgebüsch an den Waldtümpeln im Südosten des Untersuchungsgebietes. Nach MOHR (1977) ist die Art zwar fast überall nachgewiesen aber nicht häufig und zahlreiche Angaben stammen aus dem vorigen Jahrhundert. Offenbar relativ selten.

**- *Cryptocephalus octomaculatus* ROSSI:**

1 Ex. am 13.5.1992 am südexponierten Gehölzrand von „ei" von Eichenästen geklopft. Nach MOHR (1977) nur aus den Thüringer Wärmegebieten (Kyffhäuser-Südteil, Jena) sowie aus Halle und Berlin nachgewiesen. Wahrscheinlich Erstnachweis für Sachsen. Kann als große faunistische Besonderheit angesehen werden. Sehr selten.

**- *Sermylassa halensis* L.:**

In Anzahl am 9.9.1992 an artenreichen Gebüschsaum auf Labkraut (*Galium* spec.) mit Streifsack nachgewiesen. Nach NÜSSLER (1982a) wird diese Art erst seit Anfang der 70er Jahre häufiger in der Umgebung von Dresden gefunden, vorwiegend an südlich exponierten Saumstrukturen, wie Bahndämme, Böschungen und Wegränder. In alten Sammlungen fehlt sie oder es befinden sich nur einzelne Tiere. Nach HORION (1951) handelt es sich um eine vorwiegend westeuropäische Art, die in Mitteleuropa nach Osten nur noch vereinzelt vorkommt und selten wird. Offenbar breitet sich *Sermylassa halensis* seit einigen Jahrzehnten nach Osten aus.

**- *Phyllotreta aerea* ALL.:**

1 Ex. 14.5.1993 an besonntem, strukturreichen Ackersaum mit Streifsack gefunden. Nach ARNOLD (1990) lagen für das Gebiet der ehemaligen DDR bisher nur zwei alte Meldungen aus Thüringen und Sachsen/Anhalt sowie ein Fund von 1975 bei Bad Frankenhausen, Kyffhäuser vor. Somit offenbar neu für Sachsen. Selten.

**- *Chaetocnema heikertingeri* Ljub.:**

Vereinzelt an den Gehölzsäumen in Gelbschalen und mit Streifsack nachgewiesen. Oft zusammen mit dem häufigeren, sehr ähnlichen (aber durch Genitalpräparation sicher zu unterscheidenden) *Ch. concinna* ge-

funden. Nach ARNOLD (1990) lagen aus Sachsen bisher nur Meldungen aus dem ehemaligen Bezirk Leipzig sowie aus der Sächsischen Schweiz (KRAUSE 1982) vor. Auch im Stadtgebiet von Dresden auf Ruderal- und Brachflächen nachgewiesen (LORENZ 1997). Nicht selten, vor allem an wärmebegünstigten, krautreichen Saumstrukturen.

**- *Haltica quercetorum* FOUD.:**

In Anzahl von Ende April bis September in den Gelbschalen an den südexponierten Gehölzrändern und dort auch regelmäßig von Eiche zu klopfen. Gilt laut der bundesdeutschen Roten Liste (BLAB et al. 1984) als „gefährdet". Nicht selten und an strukturreichen Gehölzsäumen mit Eichen in wärmebegünstigten Lagen bestimmt auch an anderen Orten nachzuweisen.

BRUCHIDAE

**- *Bruchus loti* PAYK.:**

1 Ex. am 2.6.1992 mit Streifsack im krautreichen Ufersaum eines Teiches an der Autobahn A13 im Norden des Untersuchungsgebietes nachgewiesen. Nach WENDT (1986) konnte die Art in allen Bezirken der DDR gefunden werden, ist aber nirgends häufig und aus dem Dresdner Gebiet war die Art auch noch nicht nachgewiesen. 1995 konnte die Art auf Ruderal- und Brachflächen in der Stadt Dresden gefunden werden (LORENZ, 1997).

ANTHRIBIDAE

**- *Tropideres albirostris* (HERBST):**

1 Ex. Anfang Mai 1993 in Gelbschale im Gehölz „aei". Nach NÜSSLER (1988) waren bisher nur 3 Funde aus dem Dresdner Raum bekannt, davon nur ein relativ aktueller Nachweis von 1978 aus Moritzburg. Seltene Art.

**- *Rhaphithropis marchiceum* (Herbst):**

1 Ex. am 23.6.1993 von einer Pappel, am Ufer eines Teiches am Ortseingang von Volkersdorf geklopft. Nach NÜSSLER (1988) waren bisher nur wenige alte Funde bekannt sowie aktuellere Nachweise von 1980 aus Moritzburg. Seltene Art.

**- *Brachytarsus fasciatus* (FORSTER):**

1 Ex. am 14.5.1992 im Gehölz „aki" geklopft. ". Nach NÜSSLER (1988) waren bisher nur alte Funde aus dem Dresdner Raum und Moritzburg bekannt. Wahrscheinlich ziemlich selten.

**- *Choragus sheppardi* KIRBY:**

2 Ex. am 7.5.1996 im FND „Milanwäldchen" am Südrand des Untersuchungsgebietes von trockenen Weißdorngestrüpp geklopft. Am 22. und 29.7.1996 insgesamt 6 Ex. am Dresdner Elbhang im Keppgrund nachgewiesen (von der Unterseite eines schräg aufliegenden, verpilzten Stammes gebürstet) (eig. Beob.). NÜSSLER (1988) nennt nur einen alten Fund aus dem Dresdner Gebiet (Dresden-Rochwitz: 1 Ex. 1946, leg. KOKSCH). Auch für die sächsische Fauna gibt NÜSSLER (1996b) nur diesen einen alten Fund an. Demnach dürfte es sich um einen Wiederfund für Sachsen nach fast 50 Jahren handeln. Gilt laut der bundesdeutschen Roten Liste (BLAB et al. 1984) als „gefährdet". Offenbar ziemlich selten.

CURCULIONIDAE

**- *Rhinomacer attelaboides* F.:**

1 Ex. am 2.6.1992 an jungem Kieferntrieb in Kiefernaufforstung bei Gehölz „w" gefunden. Nach DIECKMANN (1974) ist die Art weit verbreitet aber nicht häufig.

**- *Lasiorhynchites sericeus* (Herbst):**

1 Ex. am 5.5.1992 von Eiche am Gehölzrand von „w" geklopft. Je 1 Ex. Anfang Mai und Anfang Juni in Gelbschalen im Gehölz „ei". DIECKMANN (1974) nennt keine Funde aus dem Dresdner Gebiet, obwohl die Art nur in den südlichen Bezirken der DDR vorkommt. Gilt laut der bundesdeutschen Roten Liste (BLAB et al. 1984) als „gefährdet". Selten.

**- *Lasiorhynchites cavifrons* (GYLL.):**

Je 1 Ex. Anfang Mai und Anfang Juni 1992 in Gelbschalen im Gehölz „ei" und der magerrasenartigen Wiesenfläche „wie". 1 Ex. Anfang Juni 1992 in Gelbschale am Gehölzrand von „kei". Je 1 Ex. am 5.5.1992 und 11.5.1993 an den Gehölzrändern von „ei" und „w" geklopft. Nach DIECKMANN (1974) ist die Art nicht häufig. Wahrscheinlich ebenso selten wie *L. sericeus*.

**- *Lasiorhynchites olivaceus* (GYLL.):**
Je 1 Ex. Mitte Mai 1993 in Gelbschalen in den Gehölzen „w“ und „ei“. Nach DIECKMANN (1974) handelt es sich um eine seltene Art. Wahrscheinlich ebenso selten wie die zwei vorigen Arten. Alle drei Arten sind am ehesten nachzuweisen, wenn man im zeitigen Frühjahr, in den ersten wärmeren Tagen an strukturreichen Gehölzsäumen Eichenäste abklopft.

**- *Lasiorhynchites coeruleocephalus* (SCHALL.):**
3 Ex. am 1.7.1993 am Gehölzrand von „ki“ gekeschert. 2 Ex. Anfang August 1993 in Gelbschale im Gehölz „w“. Nach DIECKMANN (1974) ist die Art meist nicht häufig, obwohl sie aus fast allen Bezirken der DDR gemeldet wurde. Selten.

**- *Apion simim* GERM.:**
Vereinzelt von Mai-September 1992-94 an den Säumen von „w“, „ei“ und anderen Gehölzen in den obersten, noch nicht geöffneten Blüten- bzw. Blattknospen von Johanniskraut (*Hypericum perforatum*) sitzend. Nach DIECKMANN (1977) ist die Art zwar bis auf die höheren Gebirgslagen überall vertreten, aber nicht häufig. Auch im Stadtgebiet von Dresden auf Ruderal- und Brachflächen nachgewiesen (LORENZ, 1997). Relativ selten.

**- *Apion urticarium* (HERBST):**
Vereinzelt von Mai-September 1992/93 von den verschiedensten Flächen (z.B. „w“, „aei“, „aki“, „dep“ u.a.) mit Brennesselbeständen mit Streifsack nachgewiesen. Nach DIECKMANN (1977) ist die Art weit verbreitet aber meist nicht häufig. Auch im Stadtgebiet von Dresden auf Ruderal- und Brachflächen nachgewiesen (LORENZ 1997). Relativ selten.

**- *Apion confluens* KIRBY:**
1 Ex. Anfang August 1992 in Gelbschale auf der magerrasenartigen, blütenreichen Wiese „wie“. Nach DIECKMANN (1977) ist die Art meist selten. Sie konnte 1995 aber auch auf Ruderal- und Brachflächen im Stadtgebiet von Dresden nachgewiesen (LORENZ 1997). Selten.

**- *Apion simile* KIRBY:**
1 Ex. Anfang April 1992 in Gelbschale im Gehölz „w“. In Einzelexemplaren von Ende Mai-Ende Juni in den Gehölzen „w“ und „ei“ von Birkenästen geklopft. Nach DIECKMANN (1977) ist die Art nicht häufig. Sie konnte 1995 aber auch auf Ruderal- und Brachflächen mit Birkensukzession im Stadtgebiet von Dresden nachgewiesen (LORENZ 1997). Selten.

**- *Apion astragali* PAYK.:**
5 Ex. am 14.5.1992 am Gehölzrand von „w“ von der einzigen *Astragalus*-Pflanze, die im Gebiet gefunden werden konnte, gekeschert. Nach DIECKMANN (1977) ist die Art im allgemeinen nicht häufig., Bei Vorhandensein der Fraßpflanze (*Astragalus glycyphyllus*) mit großer Wahrscheinlichkeit nachzuweisen. Selten.

**- *Barypeithes mollicomus* Ahrens:**
In großer Zahl in Bodenfallen in den Gehölzen. Nach KRAUSE (1982) hat *B. mollicomus* den Verbreitungsschwerpunkt auf sandigen bis sandig-lehmigen und grusigen Böden in Nadelholz- und Buchenmischwäldern, während die ähnliche Art ***Barypeithes pellucidus*** vorwiegend auf Aueböden, Löß- und Lößlehmböden in Hartholzauen und Eichen-Hainbuchenwäldern vorkommen soll. In seiner Fundortauswertung gibt er *B. mollicomus* für die Sächsische Schweiz und die Dübener Heide an und *B. pellucidus* für das Leipziger Auwaldgebiet und das Altenburger Lößgebiet. Die Vermutung von KRAUSE (1982), daß u.a. das Dresdner Elbtal und besonders seine Randzonen ein Gebiet ist, in denen beide Arten am gleichen Standort vorkommen, kann bestätigt werden, da *B. pellucidus* in wenigen Exemplaren unter Steinen im Uferbereich eines kleinen Baches sowie in 30 Ex. in Bodenfallen in den Feuchtbiotopen (Teichränder) gefunden werden konnte. Nach KRAUSE (1982) scheint *B. mollicomus* wärmebedürftiger zu sein als *B. pellucidus*. Wahrscheinlich ist letztere Art feuchtigkeitsliebender, da sie auch in feuchten Feldgehölzen im Elbsandsteingebirge (bei Pirna) gefunden wurde (eig. Beob.).

**- *Lixus rubicundus* ZUBKOW:**
1 Ex. am 23.6.1993 auf einer spärlich mit einem Gänsefußgewächs bewachsenen Ruderalfläche neben dem mit Bauschutt verfüllten Tümpel (bei Gehölz „ki“). Insgesamt 11 Ex. im Mai und Juli 1993 sowie Juni 1994 auf der mit Sand abgedeckten Deponiefläche „dep“ ebenfalls auf *Chenopodiaceen* an besonnten, noch spärlich bewachsenen Stellen. Die Art konnte 1995 auch auf Ruderal- und Brachflächen im Stadtgebiet von Dresden nachgewiesen werden (LORENZ, 1997). Nach DIECKMANN (1983) ist *L. rubicundus* aus Böhmen eingewandert und hat sich offenbar zunächst im Elbtal bis Halle und Magdeburg ausgebreitet. Der Fund aus

Dresden stammt von 1939, ein weiterer Fund aus Sachsen gelang 1973 in Röderau bei Riesa. Wahrscheinlich ziemlich selten und nur im elbnahen Gebiet.

**- *Chromoderus fasciatus* (MÜLLER):**

5 Ex. am 19.5.1993 auf sandigem Boden unter Steinen und Blattrossetten auf der mit Sand abgedeckten Deponiefläche „dep". Vereinzelt hier auch Ende Juni/Anfang Juli in Bodenfallen. Nach DIECKMANN (1983) ist die Art in südlichen Teil Sachsens selten oder fehlt völlig.

**- *Ellescus scanicus* (PAYK.):**

1 Ex. Anfang April 1992 in Gelbschale am Gehölzrand von „aki". Nach LOHSE (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1983) ist die Art in Mitteleuropa weit verbreitet aber selten.

**- *Curculio villosus* F.:**

1 Ex. Ende Mai 1993 in Gelbschale am Gehölzrand von „kei" und 1 Ex. Anfang Mai 1992 in Gelbschale auf „wie" (in unmittelbarer Nähe befindet sich ein arten- und strukturreicher Gehölzstreifen). Nach LOHSE (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1983) ist die Art in Mitteleuropa weit verbreitet aber nicht häufig. Ziemlich selten.

**- *Curculio rubidus* (GYLL.):**

Je 1 Ex. Anfang August 1992 in Gelbschale in den Gehölzen „w" und „ki". Am Gehölzsaum von „w" und einem anderen Feldgehölz Ende Juli/Anfang August auch in Einzelexemplaren geklopft. Nach LOHSE (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1983) ist die Art in Mitteleuropa weit verbreitet aber nicht häufig. Ziemlich selten.

**- *Magdalis nitidipennis* BOH.:**

1 Ex. 19.5.1993 in der Promnitzniederung zwischen Volkersdorf und Bärnsdorf von Pappelästen geklopft. Nach LOHSE (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1983) ist die Art in Mitteleuropa weit verbreitet aber selten. Gilt laut der bundesdeutschen Roten Liste (BLAB et al. 1984) als „stark gefährdet". Selten.

**- *Magdalis exarata* BRIS.:**

1 Ex. am 25.5.1993 am Gehölzsaum von „w" von Eichenästen geklopft. Nach LOHSE (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1983) ist die Art in Mitteleuropa verbreitet aber nur gebietsweise und selten.

**- *Magdalis linearis* (GYLL.):**

Je 1 Ex. Mitte Mai 1993 in Gelbschalen in den Gehölzen „w" und „aki". Nach LOHSE (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1983) kommt die Art bei uns überall aber selten vor.

**- *Limnobius borealis* (PAYK.):**

1 Ex. Ende Mai 1993 in Bodenfalle auf Ackerbrache „b". Nach KIPPENBERG (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1983) ist die Art nicht häufig. Sie konnte 1995 auch im Stadtgebiet von Dresden auf Ruderal- und Brachflächen ebenfalls in Bodenfallen nachgewiesen werden (LORENZ 1997).

**- *Gronops inaequalis* BOH.:**

1 Ex. Anfang Juli 1993 in Bodenfalle auf der mit Sand abgedeckten Deponiefläche „dep". Nach KIPPENBERG (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1983) breitet sich die Art von Osteuropa/Sibirien kommend weiter nach Westen aus. Sie wird meist nur vereinzelt gefunden. Konnte im Frühjahr und Frühsommer 1998 auch im Sandgebiet (Binnendüne) des Hellers im Norden von Dresden in Bodenfallen mehrfach nachgewiesen werden. Nach BEHNE (1981) ist die Art erst Anfang dieses Jahrhunderts zugewandert und konnte 1975 bereits in Magdeburg festgestellt werden.

**- *Sitophilus granarius* (L.):**

3 Ex. Mitte Juni 1992 in Bodenfallen im Gehölz „ki" und 5 Ex. Ende April-Ende Juni 1993 in Bodenfallen im Gehölz „aei". Nach LOHSE (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1983) handelt es sich um einen weltweit verbreiteten, gefürchteten Getreideschädling („Kornwurm"). Die Art soll in Lagerhäusern, Mühlen und Scheunen wohl überall zu finden sein. Ob es sich hier um ein beständiges Freilandvorkommen handelt kann nicht nachgewiesen werden. Die Umgebung des Gehölzes „ki" bestand während der Untersuchung aus Luzerne-Dauergrünland und „aei" ist von Grünland umgeben. Eine Verschleppung mit Getreidesaatgut kann somit ausgeschlossen werden bzw. sie liegt schon einige Jahre zurück.

**- *Sitophilus oryzae* (L.):**

Je 2 Ex. Ende September 1993 in Bodenfallen in den Gehölzen „w" und „ei" (ähnliche Einschätzung wie bei voriger Art).

**- *Acalles commutatus* Dieckm.:**

3 Ex. in Bodenfallen Ende Mai 1992 sowie Anfang Juni und Mitte September 1993 im großen Gehölz „w". DIECKMANN (1982) hat *A. commutatus* bei seiner Revision der *Echinatus*-Gruppe als neue Art erkannt. Durch

aktuelle Funde und Überprüfung von Sammlungsmaterial stellte sich heraus, daß diese Art weit verbreitet ist und Nachweise aus Sachsen bereits bekannt waren.

**- *Baris cuprirostris* (F.):**

1 Ex. am 19.5.1993 auf Deponie „dep“ mit Streifsack von Kreuzblütler (typische kleinblütige Ruderalpflanze) nachgeweisen. Mit der hell glänzenden, metallisch-grünen Körperfärbung und dunkel-metallisch-violettem Rüssel einer der schönsten einheimischen Rüsselkäfer. In Einzelexemplaren auch im Stadtgebiet von Dresden auf Ruderal- und Brachflächen nachgewiesen (LORENZ 1997). Wahrscheinlich sehr selten und nur an wärmebegünstigten Ruderalfluren an den entsprechenden Kreuzblütengewächsen zu finden.

**- *Mononychus punctumalbum* (HERBST):**

1 Ex. Ende Mai 1992 in Gelbschale am Gehölzrand von „ki“ und 1 Ex. Ende Mai 1993 in Gelbschale auf der magerrasenartigen Wiese „wie“. Beide Flächen sind mehrere hundert Meter von den nächsten Feuchtbiotopen entfernt, in denen die Fraßpflanze (gelb blühende Schwertlilie, *Iris* spec.) wächst. Offenbar ist die Art sehr migrationsfreudig und wird von gelb gefärbten Flächen angelockt. Nach MUCHE (1962) ist die Art im Moritzburger Teichgebiet nicht selten und kann beim Reifungsfraß an den Blütenblättern der Schwertlilie gefunden werden.

**- *Ceutorhynchus picitarsis* (GYLL.):**

1 Ex. Ende September 1992 in Gelbschale auf der Ackerbrache „b“. 1 Ex. am 19.5.1993 auf der Deponie „dep“ sowie an zwei weiteren Stellen im Untersuchungsgebiet mit Streifsack nachgewiesen. DIECKMANN (1972) nennt noch keine Fundmeldungen aus dem damaligen Bezirk Dresden. An der bevorzugten Fraßpflanze (*Sisymbrium loeselii*) wahrscheinlich regelmäßig zu finden.

**- *Ceutorhynchus pollinarius* (FORSTER):**

3 Ex. Ende Mai und 1 Ex. Ende Juni 1992 am Rand der Gehölze „ei“ und „w“ von Brennesselbeständen mit Streifsack nachgewiesen. Je 1 Ex. Ende April 1992 im Gehölz „aei“ und der Brache „b“ sowie 1 Ex. Ende September im Gehölz „aki“ jeweils in Gelbschalen gefunden. Nach DIECKMANN (1972) ist die Art stellenweise selten und für Sachsen kannte er damals noch keine Nachweise. In Einzelexemplaren auch im Stadtgebiet von Dresden auf Ruderal- und Brachflächen nachgewiesen (LORENZ, 1997). Nach KRAUSE (mündl. Mitt.) handelt es sich um eine wärmeliebende Art. Ziemlich selten.

**- *Ceutorhynchus angulosus* BOH.:**

1 Ex. am 19.5.1993 in der feuchten Promnitzniederung zwischen Volkersdorf und Bärnsdorf am krautreichen Ufersaum des Promnitzbaches mit Streifsack nachgewiesen. Nach DIECKMANN (1972) ist die Art meist nicht häufig.

**- *Ceutorhynchus litura* (F.):**

2 Ex. Mitte Mai 1992 in Bodenfalle auf dem Grünland „g“ mit ausgedehntem Distelbestand in unmittelbarer Nähe einer Bodenfalle. Mehrfach in Einzelexemplaren im August/September 1992/93 in Gelbschalen auf der Ackerbrache „b“, dem Grünland „g“ sowie auf „w“, „ki“ und „kup“. Nach DIECKMANN (1972) ist die Art nicht häufig. In Einzelexemplaren auch im Stadtgebiet von Dresden auf Ruderal- und Brachflächen nachgewiesen (LORENZ, 1997). Ziemlich selten.

**- *Neosirocalus sisymbrii* DIECKM.:**

1 Ex. am 19.5.1993 und 2 Ex. am 8.6.1994 auf der in rascher Sukzession befindlicher Ruderalflur auf der mit Sand abgedeckten Deponie „dep“ mit Streifsack nachgewiesen und 4 Ex. Mitte Juni/Mitte August 1993 auch in den Gelbschalen auf dieser Fläche. DIECKMANN (1972) nennt noch keine Fundmeldungen aus dem damaligen Bezirk Dresden. Offenbar ziemlich selten und an trockenwarme Ruderalfluren mit den entsprechenden Fraßpflanzen gebunden.

**- *Mecinus janthinus* GERM.:**

1 Ex. am 20.5.1992 am Saum von der mit Gebüschen und Stockausschlag bewachsenen Fläche „kst“ von umfangreicheren Beständen des Leinkrautes (*Linaria* spec.) gekeschert. Nach LOHSE & TISCHLER (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1983) ist die Art allgemein verbreitet aber nicht häufig. Offenbar ziemlich selten.

**- *Gymnaetron netum* (GERM.):**

7 Ex. Ende Juli/Ende September 1992 am Saum von der mit Gebüschen und Stockausschlag bewachsenen Fläche „kst“ von umfangreicheren Beständen des Leinkrautes (Linaria spec.) gekeschert. Gilt nach der bundesdeutschen Roten Liste (BLAB et al. 1984) als „gefährdet“. Auch im Stadtgebiet von Dresden auf Ruderal- und Brachflächen nachgewiesen (LORENZ 1997). Ziemlich selten.

**- *Cionus alauda* (HERBST):**

1 Ex. am 14.5.1992 am artenreichen Krautsaum des Gehölzes „ki“ und 1 Ex. Mitte Mai 1993 in Gelbschale am Gehölz „w“. Nach LOHSE & TISCHLER (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1983) ist die Art in Mitteleuropa wohl überall verbreitet, aber in der Ebene nur stellenweise und selten. Offenbar ziemlich selten.

**- *Cionus nigritarsis* REITT.:**

5 Ex. am 21.6.1993 und 2 Ex. am 24.6.1994 im artenreichen Krautsaum am Gehölzrand von „w“. Gilt nach der bundesdeutschen Roten Liste (BLAB et al. 1984) als „gefährdet“. Nicht häufig.

**- *Rhynchaenus avellanae* Donov.:**

2 Ex. Mitte Mai 1992 in Gelbschalen im Gehölz „aei“ und je 1 Ex. Anfang Mai 1992 sowie Mitte Juli und Anfang Augunst 1993 in Gelbschalen im Gehölz „kei“. 1 Ex. 21.7.1992 von Eichenästen am Gehölzrand von „aei“ geklopft. Nach LOHSE & TISCHLER (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1983) ist die Art in Mitteleuropa weit verbreitet aber selten.

**- *Rhynchaenus subfasciatus* GYLL.:**

1 Ex. Anfang Mai 1993 im Gehölz „w“ und 3 Ex. Mitte-Ende August 1993 im Gehölz „aei“ jeweils in Gelbschalen. Nach LOHSE & TISCHLER (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1983) handelt es sich um eine südeuropäische Art, die nördlich bis nach Sachsen vordringt. Nach DIECKMANN (1976) wurde die Art im Juni 1975 in Tharandt bei Dresden nachgewiesen und galt als Erstfund für die damalige DDR. Sehr selten.

**- *Rhynchaenus jota* (F.):**

1 Ex. Anfang Juni 1993 in Gelbschale im Gehölz „w“. Nach LOHSE & TISCHLER (in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1983) ist die Art in Mitteleuropa weit verbreitet aber selten. Offenbar auch im Gebiet ziemlich selten.

# 6. Diskussion

Die historische Kulturlandschaft wurde geprägt von einer kleinflächigen Acker- und Grünlandnutzung (SUKOPP 1980). Charakteristisch für diese Landschaft war ein relativ dichtes Netz naturnaher Kleinstrukturen, wie beispielsweise Hecken, Lesesteinhaufen, Ackerterrassen, Feldraine, Teiche, Tümpel, Feldgehölze, Alleen, Streuobstwiesen usw. (KAULE 1980, 1991, KNAUER 1986). Aufgrund dieser Habitatheterogenität gab es eine enorme Artenvielfalt auf kleinstem Raum (TIETZE & GROSSER 1985a, b). Mitte dieses Jahrhunderts setzte mit Einführung industriemäßiger Produktionsmethoden und dem Einsatz schwerer Technik in der Landwirtschaft ein rapider Landschaftswandel ein. Die Beseitigung von Kleinstrukturen und die Nivellierung standörtlicher Unterschiede durch Melioration führten zur Ausräumung der Landschaft (AUWECK 1982). Immer höhere Kunstdüngergaben und der Einsatz immer effektiverer Schädlingsbekämpfungsmittel ließen monotone Agrarsteppen entstehen, die nur noch wenigen Arten Lebensraum bieten (BASEDOW 1989, BICK 1988, MADER 1984). Seit 40 Jahren kommt es deshalb zu einem permanenten Artenrückgang in der Agrarflur (AMMER et al. 1988, HEYDEMANN & MEYER 1983).
Die hier untersuchte Kleinkuppenlandschaft kann wohl als eine der letzten Reste der noch vor 200 Jahren überall vorhandenen strukturreichen Agrarlandschaften angesehen werden.

## 6.1. Vergleichende Wertung des Fangergebnisses

Mit 1355 Käferarten konnte ein unerwartet großer Artenreichtum festgestellt werden. Fast ein Drittel aller Arten der sächsischen Käferfauna wurden nachgewiesen.

Es gibt eine Reihe lokalfaunistischer Arbeiten, meist in Schutzgebieten, bei denen die gesamte Käferfauna untersucht wurde. Beispielsweise fand WENZEL (1989) im oberbergischen Ülfetal während vierjähriger Untersuchungen 1159 Käferarten. MOHR (1963, 1966) konnte in langjähriger Sammeltätigkeit im Gebiet des Kyffhäuser-Südabfalls (Harz, Sachsen-Anhalt) etwa 1700 Käferarten nachweisen und nach BÜCHS et al. (1989) sind von zwölf Entomologen bei einer 6jährigen Erfassung im Naturschutzgebiet „Ahrschleife“ 1378 Käferarten gefunden worden. Die Arbeitsgemeinschaft Rheinischer Coleopterologen untersuchte von 1976-1979 unterschiedliche Biotope in der Umgebung von Nideggen/Nordeifel, wobei man 1292 Käferarten fand (GRÄF & KOCH 1981). Ebenfalls in der Nordeifel, im Laubwaldgebiet „Kermeter“, wurden von Juni 1992 bis September 1993 mit den unterschiedlichsten Erfassungsmethoden über 100.000 Käfer in 1.218 Arten festgestellt, wobei in den einzelnen 11-24 ha großen Naturwaldzellen jeweils rund 700-800 Arten registriert wurden (KÖHLER 1996). GRUNDMANN et al. (1992) wiesen im Naturschutzgebiet „Bommecketal“ (Märkischer Kreis, Sauerland) in drei Jahren mit unterschiedlichen Fangmethoden 775 Käferarten nach. KÖHLER (1988) konnte in einem Jahr im Gebiet des Worringer Bruches nördlich von Köln 743 und RENNER (1980) in 3jähriger Untersuchungszeit mit verschiedensten Erfassungsmethoden (z.B. Boden- und Köderfallen, Kescher- und Lichtfang usw.) im Evessell-Bruch bei Bielefeld 709 Käferarten nachweisen.

### 6.1.1. Carabidae

Obwohl Vergleiche von Bodenfallenfängen verschiedener Bearbeiter aus unterschiedlichen Gebieten sehr problematisch sind, soll dennoch versucht werden, die hier erhaltenen Ergebnisse denen aus ähnlichen Untersuchungen gegenüberzustellen. HÜLBERT & ADAM (1997) sowie SCHREITER (mündl. Mitt.) konnten nach 4 bzw. 2jährigen Untersuchungen in der ebenfalls relativ strukturreichen Agrarlandschaft des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin (Brandenburg) ähnlich hohe Artenzahlen nachweisen, allerdings mit höherem Erfassungsaufwand.
Zu ähnlich hohen Fangzahlen kamen auch SCHNITTER (1991) auf Acker- und Grünlandbrachen in der Lößackerlandschaft bei Halle/Saale (Sachsen-Anhalt) sowie STRÜVE-KUSENBERG (1980) in unterschiedlich alten Brachen nördlich von Göttingen (Südniedersachsen). BITTMANN et al. (1990) stellten in einem 2 ha großen Kiefern-Flurgehölz nördlich von Halle/Saale mit einem ähnlichem Aufwand (8 Bodenfallen; Fangzeit April-Dezember) 45 Laufkäferarten in 2032 Individuen fest. DÜLGE (1989) konnte u.a. in 1,46 bzw. 6,78 ha großen Kiefern-Waldinseln auf Sandboden nördlich von Bremen mit 9 Bodenfallen in einem Jahr 33 bzw. 26 Laufkäferarten nachweisen und in 1,25 bzw. 9,34 ha großen Eichen-Hainbuchen-Gehölzen auf Lehmboden je 19 Arten. FRITZLAR (1990) fand in 3 Pappelgehölzen nördlich von Halle/Saale mit je 5 Bodenfallen und kontinuierlichem Fang über 2 Jahre 19, 20 und 21 Arten (205, 261, 1204 Individuen). MADER (1980) fing in 0,5 bzw. 2,5 ha großen Eichen-Hainbuchenwäldchen südlich von Bonn mit je 5 Bodenfallen in einer Vegetationsperiode 16 bzw. 12 Arten (164 und 115 Individuen) und MADER & MÜHLENBERG (1981) haben in einer 0,07 ha großen Waldinsel (Fichtenrestbestand) im südlichen Odenwald von März bis Ende August mit 6 Bodenfallen 16 Arten (417 Individuen) gefunden. BLISS et al. (1981) wiesen in einem etwa 50 m² großen Holundergebüsch bei Halle/Saale von Ende März bis Ende Oktober mit 4 Bodenfallen 18 Carabidenarten in 176 Individuen nach.
Insgesamt kann eingeschätzt werden, daß die Carabidenzönosen der hier untersuchten Gehölze überdurchschnittlich artenreich sind.

### 6.1.2. Staphylinidae

Kurzflügler (Staphyliniden) sind relativ selten Gegenstand ökofaunistischer Untersuchungen, obwohl sie bei Bodenfallenfängen oft in großer Arten- und Individuenzahl anfallen und mit Siedlungsdichten von 300-950 Individuen/m² (DUNGER 1983) einen wesentlichen Anteil der zoophagen Arthropoden der Bodenzönose darstellen.
Das größte Problem scheinen wohl Determinationsschwierigkeiten zu sein und die mit fast 2000 mitteleuropäischen Arten (FREUDE, HARDE & LOHSE 1964) große Artenfülle, die viele „abschreckt“, sich mit dieser interessanten und entsprechend ihrer bioindikatorischen Relevanz offenbar weit unterschätzten Käfergruppe zu beschäftigen. Die Kenntnisse zur Biologie vieler Arten sind bei weitem nicht so detailiert und umfangreich wie bei den Laufkäfern. Außerdem sind fast alle Arten gut flugfähig und manche zeigen oft ein regelrechtes Schwärmverhalten, was eine rasche Ausbreitung auch durch Windverdriftung einschließt. Allerdings kann dies bioindikatorische Aussagen z.B. zur Bodenständigkeit erschweren. Die Mehrheit der Arten ist nur 2-5 mm lang und hat eine vorwiegend epedaphische Lebensweise (am Boden lebend und gelegentlich in die oberste Boden- oder Streuschicht eindringend), wobei es aber auch eine große Zahl echter Bodenbewohner gibt (DUNGER 1983).
Faunistische Arbeiten zur Verbreitung der Staphyliniden vor allem in Sachsen gibt es beispielsweise von LINKE (1913a, b, c, 1927, 1962) und von VOGEL (1978, 1980, 1982a, b, c), von dem viele lokalfaunistische Arbeiten aus der Oberlausitz stammen sowie von UHLIG (1977) und VOGEL & KAUFMANN (1982).
Mit der Verbreitung und Bedeutung von Staphyliniden auf landwirtschaftlichen Flächen sowie dem Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftungsformen beschäftigten sich beispielsweise ACKERMANN (1987), D'HULSTER & DESENDER (1982, 1984), FISCHER (1983), GEILER (1960), GILGENBERG (1986, 1989), HEYDEMANN (1956), KOLLAT & BASEDOW (1995), KROOß (1994), PEDERSEN (1990), TOPP (1977), TOPP & TRITTELWITZ (1980) u.a. Über die Staphylinidenfauna von Wäldern und Wiesen haben z.B. HARTMANN (1979), HEIMBUCHER (1988), REHAGE (1972), REISE & WEIDEMANN (1975) und SPÄH (1980) gearbeitet. STRÜVE-KUSENBERG (1981) untersuchte u.a. die Sukzession und trophische Struktur der Staphylinidenfauna von Brachlandflächen.

Bei den hier durchgeführten Bodenfallenfängen konnte beispielsweise auf der Ackerbrache „b“ ein überdurchschnittlich hoher Anteil subrezenter Arten (Einzelnachweise bzw. in wenigen Exemplaren gefunden) festgestellt werden, was mit sukzessiven Prozessen erklärbar ist, d.h. das permanente Zuwandern migrierender Arten.
Bekanntermaßen besitzen viele der ohnehin gut flugfähigen Staphylinidenarten ein ausgeprägtes Schwärmverhalten. Durch Windverdriftung und/oder Thermik können somit relativ viele, standortsfremde Tiere auf die exponierte Kuppe der Brache gelangen. Von einigen Insektengruppen, beispielsweise Fleischfliegen (Sarcophagidae*),* ist ein als „hilltopping“ bezeichnetes Verhalten bekannt, welches darin besteht, daß die Tiere bevorzugt markante Geländepunkte bzw. exponierte, wärmebegünstigte Hanglagen anfliegen bzw. durch die Thermik dorthin verdriftet werden (POVOLNY 1993). Ein ähnliches Verhalten wäre auch bei Staphyliniden denkbar, zumal somit die bei stadtökologischen Untersuchungen auf Hochhausdächern (KLAUSNITZER 1988) überraschend guten Fangergebnisse von Staphyliniden erklärbar wären.

Zur Biologie und Ökologie einiger Staphylinidenarten haben beispielsweise EGHTEDAR (1970), FULDNER (1960), GERSDORF (1962), KOWALSKI (1976), KROOß (1995), LIPKOW (1966, 1982) und PESCHKE & FULDNER (1977) Untersuchungen durchgeführt.
Allerdings muß auch bei den Kurzflüglern erwähnt werden, daß Bodenfallenfänge mit großer Wahrscheinlichkeit die realen Verhältnisse in der Natur nur annähernd widerspiegelt, zumal zum Verhalten und zur Biologie vieler Staphyliniden wenig bekannt ist. LOHSE (1981) erklärte eine unterschiedliche Fängigkeit von Arten verschiedener Staphylinidengattungen in Bodenfallen mit einer unterschiedlichen Bewegungstendenz. Er unterschied zwischen „Vertikalflüchtern“ (z.B. Gattungen *Quedius* und *Mycetoporus*) und „Horizontalflüchtern“ (z.B. Gattungen *Philonthus* und *Tachyporus*). Bei der Auswertung von Bodenfallenmaterial aus einem Kiefernforst und einem Mischwald konnte er für *Quedius* acht Arten mit 244 Exemplaren und *Philonthus* nur eine Art mit drei Exemplaren sowie für *Mycetoporus* neun Arten mit 121 Exemplaren und *Tachyporus* nur vier Arten mit 27 Exemplaren nachweisen, obwohl aufgrund von ähnlicher Körpergröße und Laufgeschwindigkeit bei den zwei Gruppen etwa gleichgroße Arten- und Individuenanteile zu erwarten gewesen wären, zumal Handaufsammlungen das Vorkommen mehrerer Arten bewiesen. Bei dem hier erzielten Fangergebnis konnte Ähnliches jedoch nicht festgestellt werden. *Quedius* und *Philonthus* wurden im Verhältnis Arten/ Individuen mit 12/219 bzw. 6/827 gefunden sowie *Mycetoporus* und *Tachyporus* mit 11/419 bzw. 8/1324 - also vor allem bezüglich der Individuen fast eine gegenteilige Tendenz im Vergleich zu den Ergebnissen bei LOHSE (1981). Zu erklären wäre dies eventuell mit einer größeren Streuauflage in den hier untersuchten Mischwaldflächen. Außerdem scheinen hier am Boden trockenere Verhältnisse zu herrschen als in den atlantisch geprägten niedersächsischen Wäldern. Wahrscheinlich halten sich hier die meist an eine gewisse Bodenfeuchte gebundenen Staphyliniden in der Streu bzw. Humusschicht auf und kommen nur selten an die Oberfläche, während dort die Tiere auch auf der Bodenoberfläche noch günstige Feuchteverhältnisse herrschen. Auch könnte die große Sorgfalt beim ebenerdigen Eingraben der Fallen sowie die Verwendung von Fanggläsern mit einem relativ großen Durchmesser (12 cm) und von Formalin-Lösung als Konservierungflüssigkeit bei den hier durchgeführten Fängen ein Grund für das die natürlichen Verhältnissen vermutlich besser charakterisierende Fangergebnis sein.

### 6.1.3. Gefährdete und gesetzlich geschützte Arten

Von 1991-94 konnten im gesamten Untersuchungsgebiet 84 Käferarten nachgewiesen werden, die in der bundesdeutschen Roten Liste (BLAB et al. 1984) enthalten sind, darunter fünf Arten in der Kategorie „vom Aussterben bedroht“ und 21 Arten in der Kategorie „stark gefährdet“. 37 Arten gelten laut Bundesartenschutzverordnung als „besonders geschützte Arten“ (s. Tab. 40).
Unter Einbeziehung der sächsischen Roten Listen sowie der Roten Listen der an Sachsen angrenzenden Bundesländer, die meist nur einzelne Käfergruppen umfassen, gibt es 298 Arten mit einem Gefährdungsstatus. In vielen der untersuchten Gehölze und Habitatstrukturen konnten gefährdete Arten nachgewiesen werden. Dies hebt die große Bedeutung der Gesamtheit naturnaher Landschaftsbestandteile in der Agrarlandschaft, nicht nur für die allgemeine Artenvielfalt sondern auch für den Schutz bedrohter Arten hervor.

## 6.2. Artenvielfalt und landwirtschaftliche Nutzung

Die Ursachen der Artenvielfalt in der Agrarlandschaft sind komplex. Sie lassen sich grob umreißen durch folgende Faktorenkombination:

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Elemente der historischen Kulturlandschaft | X | relief- und habitatstruktur-bedingte Heterogenität | X | relativ extensive landwirt-schaftliche Nutzung |

### 6.2.1. Einfluß des Landschaftsmosaiks

Die als Gefilde bezeichnete Kleinkuppenlandschaft nördlich von Dresden gehört zum sogenannten Altsiedlungsland, das durch das weitgehende Vorherrschen des Ackerbaus und das ebenso starke Zurücktreten von Waldarealen geprägt ist (HAASE 1995). Die frühe Besiedlung und Siedlungsentwicklung sowie landwirtschaftliche Nutzung wird durch eine Vielzahl von Elementen der historischen Kulturlandschaft dokumentiert. Steinrücken, Lesesteinhaufen, Trockenmauern, Abgrabungsstellen für Lehm und Kies, kleine Steinbrüche, Fischteiche, Entwässerungsgräben, Ackerterrassen, Hecken entlang der Grundstücksgrenzen, mit Obstbäumen gesäumte, unbefestigte Feldwege, Kopfweiden, Schneitel-Hainbuchen, Solitärbäume, Streuobstwiesen, Bauerngärten und vor allem Gehölze sind nicht nur Sachzeugen der Siedlungs- und Nutzungsgeschichte unserer Vorfahren, sondern auch Lebensstätten einer Vielzahl von Tier- und Pflanzenarten. Überall im Untersuchungsgebiet sind einige dieser Kleinstrukturen erhalten geblieben, was als eine wesentliche Ursache für die Bewahrung der Artenvielfalt angesehen werden kann.
Ein Charakteristikum des untersuchten Landschaftsausschnittes sind die auffälligen Oberflächenverhältnisse. Auf engem Raum wechseln felsige Kleinkuppen mit wannenartigen Senken. Die trockenen Kuppen sind meist mit naturnahem Laubmischwald bestockt und in den grundwasserbeeinflußten Hohlformen gibt es feuchtes Grünland, Bachtälchen, Tümpel und Teiche. Die bewaldeten Kuppen sind entsprechend ihrer Exposition sehr vielgestaltig. Die meisten besitzen gut ausgeprägte, abgestufte Gebüschsäume, die teilweise nur an den beschatteten Nordseiten fehlen. An den südexponierten Gehölzrändern herrschen trockenwarme Bedingungen mit Schlehengebüschen und vorgelagerten, magerrasenartigen Krautfluren vor. Bei günstiger Witterung konnten hier Anfang Juni innerhalb von 30 Minuten mittels Streifsack und Klopfschirm bis zu 80 Käferarten nachgewiesen werden. FLÜCKIGER & DUELLI (1997) stellten ebenfalls eine enge Korrelation zwischen Waldrandqualität und Artenvielfalt fest und bezeichnen reich strukturierte Waldränder als Zentren der Biodiversität.
Nur wenige hundert Meter entfernt gibt es Feuchtbiotope (Teiche, Tümpel), die Lebensraum für feuchtigkeitsliebende Arten sind. Durch diese Verzahnung unterschiedlicher Biotope gibt es auch ein enges Nebeneinander xerothermophiler und hygrophiler Arten. Von beiden ökologischen Gruppen konnten je etwa 280 Arten festgestellt werden. Fast 900 Käferarten wurden in einen 12-15 ha großen Biotopkomplex nachgewiesen, der das 8,5 ha große Gehölz „w“, den unterhalb liegenden Teich einschließlich des Ufersaumes mit Hochstaudenflur sowie einen schmalen Brache- und Gebüschstreifen mit einer Trockenmauer zwischen Gehölz und Teich umfaßt.
Die relativ kleinflächigen trockenen (z.B. Böschungen, Hecken, spärlich bewachsene Gehölzsäume) und feuchten (z.B. Ufersäume der Gewässer, Tümpel) Habitatstrukturen, die nur 1 - 2 % der Fläche des gesamten Untersuchungsgebiet umfassen, sind aus naturschutzfachlicher Sicht sowohl quantitativ als auch qualitativ als äußerst hochwertig einzuschätzen. Insgesamt konnten hier ebenfalls etwa 900 Käferarten festgestellt werden. Außerdem kommt hier ein großer Teil der seltenen, gefährdeten oder stenöken Arten vor. Die enorme Artenvielfalt von Hecken belegen Untersuchungen beispielsweise von FUCHS (1969), KROKER (1979), LEWIS (1969), ROTTER & KNEITZ (1977), STACHOW (1988), TISCHLER (1948) u.a.
Auf die Bedeutung von Feuchtbiotopen in der Agrarlandschaft weisen u.a. KOHLER (1980) und KONOLD (1983) hin. Zu den artenreichsten Feuchtbiotopen zählen die zwei Teiche südlich der Autobahnabfahrt Marsdorf sowie die Promnitztalniederung zwischen Volkersdorf und Bärnsdorf. Zusammen mit den naturnahen Gehölzen, vor allem dem Simonsberg („w“) und den zwei Gehölzen „ei“ und „ki“, sind sie die artenreichsten Biotope des Untersuchungsgebietes. Der Flächenanteil aller naturnaher Biotope beträgt im Un-

tersuchungsgebiet etwa 10 %. KNAUER (1986) empfiehlt einen Mindestanteil von 5-6 % und KAULE (1985) von 3-8 % schutzwürdiger Biotope oder ökologischer Zellen, wobei ortsspezifisch bis 35 % möglich wären.

Etwa 50 % aller nachgewiesenen Käferarten können als Arten der halboffenen und offenen Landschaft charakterisiert werden, wobei es kaum echte Offenlandarten gibt, die ständig in der freien Landschaft leben. Ein Großteil dieser Arten benötigt Saumstrukturen, wie Gehölzränder, Heckenstreifen, Gräben, Feldraine entlang unbefestigter Wege usw. sowohl als Überwinterungsplatz als auch zur Larvenentwicklung oder zur Orientierung bei der Ausbreitung (Schwärmflug) und Geschlechterfindung. Auf die Bedeutung der Feldraine für die Artenvielfalt weist SCHWENNINGER (1988) hin, der bis zu 122 Käferarten in diesen Strukturen fand. Bei 3jährigen Untersuchungen (Kescherfänge) auf Muschelkalk-Halbtrockenrasen in Hessen erzielte BORNHOLDT (1991) ein Fangergebnis von 592 Käferarten in über 12000 Individuen.

### 6.2.2. Habitatinseln

Die mehrfach vertretene Meinung, daß kleine Gehölze als Inselbiotope hohe Artenzahlen aufweisen (z.B. MADER 1983), kann hier nicht bestätigt werden. In den äußeren Randzonen größerer Gehölze wurden ebensoviele Arten nachgewiesen, wie im Zentrum kleinerer Gehölzinseln (Randeffekte). Im Inneren der größeren Inseln entwickeln sich allerdings noch Waldarten, die in der Mitte der kleinen Inseln wegen des großen Randeinflusses und dem Fehlen einer Kernzone ausfallen. Beispielsweise konnte die Kurzflüglerart *Staphylinus erythrocephalus* nur im zentralen Bereich der acht ha großen Waldfläche „w“ gefunden werden.
Vermutlich spielen die Gehölze als Trittsteinbiotope für gut flugfähige Waldarten eine große Rolle, zumal das Untersuchungsgebiet von drei größeren, zusammenhängenden Waldgebieten umgeben ist, die jeweils nur etwa 5 km entfernt sind. Im Südosten befindet sich die Dresdner Heide, im Westen liegt der Friedewald/ Moritzburger Wald und im Nordosten die Lausnitzer Heide (s. auch Abb. 2/1).

### 6.2.3. Biotoptradition

Gerade die Kontinuität des Vorhandenseins naturnaher Habitatstrukturen kann als ein wesentlicher Vorteil zur Bewahrung des Artenreichtums angesehen werden (RIECKEN 1992b). Mit Kontinuität ist einerseits gemeint, daß eine Reihe von „Zentren“ der Artenvielfalt längere Zeit unberührt geblieben sind (Gehölze, Hecken, Ufersäume der Teiche). Nach Untersuchungen von BACK (1990) und ZWÖLFER et al. (1984) ist erst nach 40 Jahren mit einer weitgehenden Stabilisierung des ökologischen Systems „Hecke“ zu rechnen. Andererseits gibt es aber auch Bereiche, die kontinuierlich auf frühen Sukzessionsstadien gehalten wurden. Neben einigen artenreichen Wiesen mit Magerrasencharakter auf steinigen Kuppen trifft dies im Untersuchungsgebiet vor allem auf die vielen Gehölzränder und Raine neben den unbefestigten, kurvenreichen Wegen zu, die jährlich durch die Bodenbearbeitung der landwirtschaftlichen Maschinen umgepflügt wurden und somit immer wieder schmale Rohbodenaufschlüsse entstanden, die von Pionierarten besiedelt worden sind.

### 6.2.4. Einfluß der Nutzungsintensität

Von enormer Bedeutung für die Erhaltung der Artenvielfalt war die vergleichsweise extensive landwirtschaftliche Nutzung im Untersuchungsgebiet. Das abwechslungsreiche, kleinräumige Relief mit relativ steil aufragenden Kuppen auf denen vielfach das anstehende Grundgestein zutage tritt, und grundwasserbeeinflußten, staunassen Hohlformen, machte eine Intensivierung der Landwirtschaft in Form der Nivellierung der Standortsunterschiede zu kostenaufwendig und verhinderten außerdem den Einsatz großer Technik, zumal im Gebiet niedrige Bodenwertzahlen (um 35) festgestellt wurden. Nach MANNSFELD (1981) kann das standörtliche Leistungsvermögen auch durch Melioration nicht entscheidend verbessert werden, sodaß die zu erwartenden, relativ geringen Mehrerträge den Aufwand zur Flächenverbesserung nicht rechtfertigen. So bestand die Bewirtschaftung sowohl in der Grünlandnutzung einschließlich Luzerne-Dauergrünland als

auch in weniger intensiver ackerbaulicher Nutzung mit mäßigem Einsatz von Kunstdünger sowie Pflanzenschutzmitteln, wobei keine Maximalerträge erzielt werden konnten. An den Gehölzrändern blieben immer wieder schmale, vegetationsarme Streifen erhalten, die durch das Pflügen zwar eine Bodenverwundung erfuhren, von den Saatmaschinen jedoch nicht erreicht wurden. Dies ermöglichte eine Entwicklung annueller Ackerwildkräuter mit den daran gebundenen Insektenartengemeinschaften. KOKTA (1989) und RASKIN et al. (1992) stellten beispielsweise fest, daß sich die Reduktion oder der Verzicht des Einsatzes von Herbiziden positiv auf die Arten- und Individuenzahl phytophager Laufkäferarten (z.B. *Harpalus, Amara*) auswirkte, da mehr „Unkräuter" vorhanden waren.
Auch bodennistende Insektenarten bzw. xerothermophile Pionierarten, die an Rohböden gebunden sind oder skelettreichen, spärlich bewachsenen Boden bevorzugen, fanden geeignete Lebensräume (z.B. Grabwespen - Sphecidae, Blauflüglige Ödlandschrecke - *Oedipoda caerulescens*, die Schwarzkäferarten *Opatrum sabulosum* und *Crypticus quisquillus*, viele Laufkäferarten der Gattungen *Harpalus, Pseudoophonus* und *Amara*).
Die Bedeutung einer extensiven Acker- und Grünlandnutzung auf die Artenvielfalt im Allgemeinen und die Förderung der Selbstregulationsmechanismen im Speziellen (Erhöhung der Arten- und Individuenzahlen epigäischer Raubarthropoden) ist mittlerweile unbestritten und durch eine Vielzahl von Untersuchungen belegt (z.B. AMMER et al. 1988, BASEDOW 1989, 1990, GILGENBERG 1986, GRUTTKE 1991, HEYDEMANN & MEYER 1983, MORRIS & RISPIN 1987, PAWLIZKI 1984, TIETZE 1985, ZWÖLFER 1983 u.a.)

Die auf den steinigen, kargen Böden stockenden, schlechtwüchsigen Gehölze wurden von der Forsteinrichtung vielfach als „nicht einzurichtende Flächen" eingestuft und blieben so vor einer intensiven forstlichen Bewirtschaftung verschont. Dies wirkte sich positiv auf die Baumartenzusammensetzung (Laubmischwald mit Kiefer), die Strauchschicht sowie den Totholzanteil und damit auch auf eine vielfältige Insektenartengemeinschaft aus. Ein Viertel der nachgewiesenen Käferarten sind relativ eng an Wald bzw. Gehölzstrukturen gebunden und fast 300 Arten besitzen eine mehr oder weniger starke Bindung an Alt- und Totholz sowie Baumpilze. Selbst kleinere Gehölze von unter einem Hektar Fläche sind noch Lebensraum und Entwicklungsort für stenöke Waldarten, sofern Totholz bestimmter Dimensionen über einen längeren Zeitraum vorhanden ist. Beispielsweise beträgt der Anteil stenöker Waldarten an der Gesamtartenzahl in den Gehölzen „aei" (0,5 ha), „aki" (0,6 ha) und „kei" (0,08 ha) beträgt etwa 9 %. In den Gelbschalen konnten bis zu zehn wärmeliebende *Agrilus*-Arten (Buprestidae) nachgewiesen werden, deren Larvenentwicklung sich in sonnenexponierten, abgestorbenen Laubholzästen vollzieht. An den südexponierten Gehölzrändern entwickelten sich Pflanzenbestände mit charakteristischen Elementen von Silikat-Magerrasen und den daran gebundenen phytophagen Käferarten. Insgesamt konnten xerothermophilen 130 Arten nachgewiesen werden, darunter 27 Blatt- und 61 Rüsselkäferarten (s. Anh. 2b).

### 6.2.5. Flächenstillegung

Ein wesentlicher Aspekt, der offenbar die Abundanz vieler Arten und somit die Wahrscheinlichkeit ihres Nachweises erhöhte, ist die Tatsache, daß durch die politischen Wende und den Zusammenbruch der landwirtschaftlichen Betriebe in den Jahren 1990/91 große Flächen brach fielen. Die hier untersuchte Agrarlandschaft hatte, bezogen auf eine Sukzession der Ackerbrachen, das Potential, sich rasch zu regenerieren. In den Ackerböden hatten durch die weniger intensive Nutzung offenbar noch reichlich Samen von Ackerwildkräutern überdauert. Diese kamen nach der Stillegung überall zur Entwicklung.
Außerdem gibt es viele Kleinstrukturen (z.B. Gehölzränder, Wegraine, Heckenränder usw.), in denen sich Ackerwildkräuter gehalten hatten und deren Samen sich schnell ausbreiten konnten. Dies hatte eine rasche Populationsentwickung und Ausbreitung phytophager Käferarten (z.B. auch die samenfressenden Laufkäfer der Gattungen *Harpalus, Pseudoophonus* und *Amara*) zur Folge. Nach STEFFAN-DEWENTER & TSCHARNTKE (1994, 1995, 1996) ist der Insektenreichtum auf 2jährigen Brachen besonders groß (vgl. auch STRÜVE-KUSENBERG 1980). Die Bedeutung von Wegrändern und Feldrainen zur Erhaltung und Förderung des Insektenartenreichtums heben KREMER (1984) und SCHWENNIGER (1988) hervor.

### 6.2.6. Biologisches Regulationspotential

Die Gehölze und sonstige noch relativ zahlreich vorhandene Saumstrukturen dienen somit zur ökologischen Stabilisierung der Agrarlandschaft und leisten einen nicht unerheblichen Beitrag zur biologischen Schädlingsbekämpfung. Der Anteil von Arten, die aus den umliegenden offenen Flächen und Saumstrukturen in die Gehölze eindringen, ist hoch, was die Bedeutung als Zufluchtsorte und Überwinterungsquartiere hervorhebt. Da viele dieser Arten eine räuberische Lebensweise haben oder Parasitoide sind, kann gleichzeitig von einem großen biologischen Regulationspotential ausgegangen werden. Die hohen Fangzahlen deuten auf eine relativ hohe Individuendichte von unterschiedlichsten carnivoren bzw. zoophagen Arten hin, so daß offenbar eine enge Verzahnung von Räuber-Beute-Beziehungen besteht. Das bedeutet, daß Gradationen vielfach schon in der Anfangsphase zum Erliegen kommen können. Der Strukturreichtum und auch das permanente Vorhandensein der zu Kalamitäten neigenden Insekten in den Saumhabitaten sorgen dafür, daß immer ein genügend großes Potential natürlicher Gegenspieler in relativ hohen Populationsdichten vorhanden ist. Massenvermehrungen dürften bei weitem nicht die Ausmaße erreichen, wie in ausgeräumten Landschaften.
THIES et al. (1997) konnten beispielsweise eine signifikant erhöhte Parasitierungsrate von Rapsglanzkäfern (*Meligethes aeneus*) im Bereich alter Brachestreifen feststellen. Natürliche Gegenspieler wie z.B. Netzspinnen erreichen in mehrjährigen, selbstbegrünten Ackerrandstreifen signifikant höhere Dichten (DENYS et al. 1997). STECHMANN (1984) beschäftigte sich mit den Interaktionen von Insektenarten zwischen Hecken und Kulturpflanzen (Schädlings-Problematik), was zu dem Ergebnis führte, daß die in Hecken aufgebaute Insekten-Biomasse zu einem erheblichen Teil in Entomophagen-Nahrungsketten einfließt.

## 6.3. Schlußfolgerungen für den praktischen Naturschutz

Der Flächenanteil von ökologisch wertvollen Kleinstrukturen und vor allem von Gehölzen im Untersuchungsgebiet liegt bei etwa 10 %. Dieser Anteil ist ausreichend, um die große Käferartenvielfalt (auch Waldarten) zu erhalten. Aufgrund der vielfältigen ökologischen Wechselbeziehungen der Käfer, trifft diese Verallgemeinerung sicherlich nicht nur auf viele weitere Arthropodengruppen zu, sondern auch auf Pflanzen und Wirbeltiere.
Die Kleinkuppenlandschaft trägt somit eindeutig Modellcharakter für eine struktur- und artenreiche Agrarlandschaft. Drei Grundvoraussetzungen müssen erfüllt sein, damit obige Prozentangabe als allgemeingültiger Richtwert für die landschaftsökologische und Naturschutzpraxis anwendbar ist:

1. das Nebeneinander von ökologisch hochwertigen Feucht- und Trockenbiotopen, die eine mehrere Jahrzehnte alte „Biotoptradition“ besitzen;
2. das Vorhandensein eines relativ dichten Netzes von Elementen der historischen Kulturlandschaft einschließlich von Gehölzen mit Baumarten der potentiell natürlichen Waldgesellschaft;
3. eine relativ extensive, abwechslungsreiche landwirtschaftliche Nutzung (Acker, Weide, Luzerne-Dauergrünland, mehrjährige Brachen usw.).

Diese drei Aspekte gewährleisten einen hohen Vernetzungsgrad, ohne zusätzlich ökologisch fragwürdige Heckenpflanzungen als Verbundelemente anlegen zu müssen. Es gibt kaum gesicherte Erkenntnisse über das Funktionieren von Korridoren (HOBBS 1992). Häufig kann über die tatsächliche Funktion von Biotopverbundsystemen nur spekuliert werden (RIECKEN 1992b). Weiterhin ist zu bedenken, daß durch lineare Strukturen Störungen leichter von einem Inselbiotop zum anderen übertragen werden können (SIMBERLOFF & COX 1987) oder sogar als Ausbreitungsbarrieren wirken (FORMAN & GODRON 1986). Eine kritische Diskussion, u.a. unter welchen Bedingungen Biotopverbundmaßnahmen überhaupt sinnvoll sind, geben in diesem Zusammenhang FRANK & BERGER (1996) sowie HENLE (1994) und STRAUSS (1988). Bei Nichtbeachtung von räumlichen Wechselbeziehungen kann es trotz Unterschutzstellung und ökologischer Planung zum Aussterben von Arten kommen (s. MÜHLENBERG 1982). Nach RASKIN (1995) ist beispielsweise die Bedeutung von Ackerrandstreifenprogrammen für den Insektenschutz gering.

Bisher gibt es wenig konkrete Untersuchungen zum Ausbreitungsverhalten von Käferarten zwischen punktförmig verteilten Habitatinseln in Agrarlandschaften. Dennoch kann aufgrund der Fänge in den Gelbschalen, Bodenfallen sowie mittels Kescher und Klopfschirm angenommen werden, daß Distanzen von 100-500 m sowohl von flugfähigen als auch von größeren laufaktiven Arten überwunden werden können, vor allem wenn die Zwischenräume eine geringe Barrierewirkung besitzen, wie dies bei den Brachen, Grünland und unbefestigten Feldwegen im Untersuchungsgebiet der Fall zu sein scheint. Nach SPREIER (1984) sollte ein Abstand von 200 m zur Erhaltung funktionsfähiger Hecken (Mindestbreite 5 m) nicht überschritten werden, um flugunfähigen, feuchtigkeitsbedürftigen Arten eine erfolgreiche Besiedlung zu ermöglichen.

In jedem Fall muß vorausgesetzt werden, daß zumindest ein Teil der Biotope aus „gewachsenen Strukturen“ besteht, d.h. daß sie seit mindestens 50 bis 100 Jahren bestehen und relativ unberührt von negativen Einflüssen geblieben sind (historische Kontinuität im Sinne RIECKEN's, 1992b), sowie ein relativ ausgewogenes Verhältnis der unterschiedlichen Biotoptypen vorherrscht.

Nach HEIDT et al. (1997) ist es der praktischen Landschaftsplanung bisher nicht gelungen, die Ziele des Naturschutzes ausreichend in planungsrelevante Aussagen und von der Öffentlichkeit akzeptierte Maßnahmen umzusetzen. Als eine Ursache dafür nennen die Autoren unter anderem, daß sich der Naturschutz zu stark auf den Arten- und Biotopschutz konzentriert. Dennoch ist es wenig wahrscheinlich, daß sich der Artenschwund durch noch umfangreichere, effektivere Planungen aufhalten ließe. Zu dieser Problematik meint KAULE (1983): „[...] Lebensräume sind nicht planbar, können nicht von oben verordnet werden. Bestenfalls können wir mehr oder weniger Raum für eine Entwicklung zur Verfügung stellen.“ und RIECKEN (1992b) bemerkt, daß Ökosysteme als nicht reproduzierbare, nie vollständig wiederherstellbare „Unikate“ aufzufassen sind.

Für die Landschaftsplanungs- und Naturschutzpraxis in der heutigen Agrarlandschaft läßt sich zusammenfassend schlußfolgern, daß es notwendig ist, alle noch vorhandenen Kleinstrukturen zu erhalten und zu fördern und ausgehend von diesen, angepaßt an die landschaftsökologischen und standörtlichen Gegebenheiten, ein Netz weiterer Strukturen aufzubauen (s. MÜHLENBERG 1982 und RIECKEN 1992b). Der Erhaltung und Förderung bestehender, naturschutzrelevanter Biotope muß absoluter Vorrang vor der „Neuschaffung“ von Biotopen gegeben werden.

## 6.4. Bioindikatorische Relevanz

### 6.4.1. Carabidae

Die bioindikatorische Bedeutung von Laufkäfern sollte differenzierter betrachtet werden (s. MÜLLER-MOTZFELD 1989). Es ist ungenau, die Familie *Carabidae* pauschal den epigäischen Raubarthropoden zuzuordnen. Bekanntermaßen ernähren sich Arten der Gattungen *Harpalus, Pseudoophonus, Ophonus, Metaphonus, Zabrus, Amara* u.a. teilweise oder vorwiegend von Pflanzensamen. Viele dieser fakultativ phytophagen Arten gelten entsprechend ihrer Habitatpräferenz als xerothermophil mit Bindung an bestimmte Bodensubstrate wie Sand, Kies oder Lehm. Diese abiotischen Bedingungen herrschen meist auf trockenen, spärlich bewachsenen Ruderal- und Brachflächen sowie Binnendünen, aber auch an wechselfeuchten Stellen wie z.B. in Sand- und Kiesgruben sowie entlang von unverbauten sandig-kiesigen Ufersäumen von Flüssen und Bächen, bei denen es noch eine Fließgewässerdynamik gibt. Diese Rohbodenstandorte werden rasch von sogenannten Pionierarten (z.B. annuelle Ackerwildkräuter) besiedelt. Zur Überlebensstrategie dieser Pflanzenarten gehört u.a. eine enorme Samenproduktion. Dieses Überangebot an Samen wird offenbar bevorzugt von oben erwähnten Laufkäferarten als Nahrungsquelle genutzt. Beispielsweise konnte vom Autor außerhalb des Untersuchungsgebietes entlang eines Ackerrandstreifens beobachtet werden, wie hunderte Tiere von *Amara similata* an den Pflanzen des Gemeinen Hirtentäschels (*Capsella bursa-pastoris*) umherkletterten und die dreieckigen Samen anfraßen. *Amara fulva* ist als typische Art leichter Sandböden bekannt. Sie kommt aber auf Sandtrockenrasen ebenso vor wie an sandigen Flußufern, wobei auf beiden Standorten krautige annuelle Pflanzen bevorzugt wachsen. Viele Arten der Ruderal- und Brachflächen sind nachtaktiv und verstecken sich tagsüber an kühl-feuchten Stellen unter Steinen oder sie gra-

ben sich ein. Weshalb kommen sie dann auf trockenwarmen Standorten vor? Es stellt sich die Frage, welcher Faktor für das Vorkommen bestimmter Arten primär oder sekundär ist, die Standortsverhältnisse oder das (eventuell vorwiegend aus Samen bestehende) Nahrungsangebot. Vermutlich besitzt letzeres eine wesentlich größere Bedeutung. In der Literatur werden jedoch besonders kleinklimatische Gegebenheiten als Ursache für unterschiedliche Laufkäferzönosen verantwortlich gemacht (vgl. HEYDEMANN & MEYER 1983, THIELE 1964b, 1968, 1977). Nach SPIEß & ZEBITZ (1995) scheint die Feuchtigkeit bei der Mehrzahl der Arten die Biotopwahl zu dominieren.

In den letzten Jahren wurden viele Untersuchungen zur Habitatpräferenz von Laufkäfern durchgeführt (z.B. BAGUETTE 1993, DALANG 1981, JANS 1987, KNIE 1975, THIELE 1964b, 1969, 1974, THIELE & KOLBE 1962, TIETZE 1973, SPIEß & ZEBITZ 1993). Eine Verallgemeinerung der Ergebnisse erscheint problematisch, da nachgewiesen werden konnte, daß es sowohl höhenbedingte (BALKENOHL & GROSSESCHALLAU 1985) als auch arealspezifische bzw. regionale Unterschiede der Habitatpräferenz (NETTMANN 1991, TOPP 1982) gibt. Beispielsweise kommt *Carabus problematicus* in Süddeutschland vorzugsweise in feuchten Wäldern mit Lehmboden vor (TOPP 1982), während die Art in Skandinavien xerophil in lichten Kiefernheiden auf Sandböden lebt (LINDROTH 1945). Die von der Ebene bis in die Mittelgebirge weit verbreitete und häufige Waldart *Pterostichus oblongopunctatus* besiedelt in hochmontanen Lagen offene Heideflächen (BALKENOHL & GROSSESCHALLAU 1985). *Nebria brevicollis* wird im atlantisch beeinflußten Klima regelmäßig auf Feldern und Grünland in Waldnähe gefunden, während die Art im mehr kontinental beeinflußten Klima ein reines Waldtier ist (MÜLLER-MOTZFELD 1989). Nach HILDEBRANDT (1994) wäre es deshalb notwendig, einen Katalog mit typischen Arten für bestimmte Biotopausprägungen mit einer möglichst exakten Darstellung des heutigen Verbreitungsbildes sowie eine entsprechende ökologisch-naturschutzfachlich ausgerichtete Faunistik (MÜLLER-MOTZFELD et al. 1993, NETTMANN 1991) zu erstellen.
Eine konkrete Aussage zur Wertigkeit eines Standortes aufgrund des Vorkommens von Laufkäferarten ist meist nicht möglich oder sehr spekulativ. Nur wenige anspruchsvolle, stenöke Arten, beispielsweise von Mooren (*Carabus clathratus*) oder Heiden (*Agonum ericeti*), bzw. Substratspezialisten, die nur in wärmebegünstigten Gebieten auf Sand-, Lehm- oder Tonböden sowie an salzhaltigen Stellen im Binnenland und an den Meeresküsten vorkommen, können als pedobiologische Indikatorarten angesehen werden (s. MÜLLER-MOTZFELD 1989).

Erstaunlicherweise konnte nicht einmal im 8,5 ha großen Gehölz „w“ eine stenotope Waldart nachgewiesen werden. Zu ähnlichen Ergebnissen kam DÜLGE (1989, 1994), der bis auf eine Ausnahme, stenotope Waldarten nur in Wäldern mit Flächengrößen über 100 ha fangen konnte. Nach STACHOW (1988) können Wallhecken vom Typ der schleswig-holsteinischen Knicks nicht als Refugien für stenöke Waldarten dienen. GLÜCK & KREISEL (1986) wiesen hingegen nach, daß typische (euryöke) Waldarten, wie z.B. *Abax parallelepipedus*, bereits Hecken als Lebensraum besiedeln. Obwohl letztere Art von vielen Autoren als häufige, eurytope (z.T. auch stenotope) Waldart charakterisiert wird, konnte sie im gesamten Untersuchungsgebiet nicht gefunden werden. Vermutlich hängt dies mit den wechselnden Feuchtigkeitsverhältnissen zusammen. Die Gehölze befinden sich auf relativ trockenen, exponierten Kuppen mit teilweise anstehendem Grundgestein bzw. steinigen, gut wasserdurchlässigen Böden. Die stellenweise relativ geringe Humusauflage kann die Feuchtigkeit offensichtlich nicht in ausreichendem Maße zurückhalten.
Es gibt fünf Carabiden, die fast ausschließlich in den größeren, naturnäheren Gehölzen („w“, „ei“, „ki“) gefangen wurden und als mehr oder weniger „typische“ Laufkäferarten trockenwarmer Laubmischwaldstandorte gelten. Darunter zählen *Calosoma inquisitor, Leistus rufomarginatus, Harpalus quadripunctatus, Panagaeus bipustulatus* sowie *Badister bipustulatus*. Drei weitere Arten können dieser Gruppe hinzugefügt werden: *Amara brunnea* (nur auf „w“ und „kei“) sowie *Harpalus melleti* und *H. rufibarbis* (nur auf „ei“). HEITJOHANN (1974) fand *A. brunnea* ausschließlich in Eichen-Birkenwäldchen und charakterisiert sie als kennzeichnende Art dieses Standortes. RABELER (1957, 1969) spricht von einer Charakterart des Eichen-Birkenwaldes.
Als faunistische Besonderheit kann *Carabus auronitens* angesehen werden. Nach LASCH (1979) liegen die niedrigsten Fundpunkte dieser montanen Art im Bezirk Karl-Marx-Stadt (entspricht in etwa dem heutigen Regierungsbezirk Chemnitz) bei 450 m ü. NN. Diese vor allem im Mittelgebirge verbreitete Art hat im Untersuchungsgebiet offenbar ihre nördliche Verbreitungsgrenze, da sie vorrangig in dem am südlichsten

gelegenen Gehölzen „ki“, „kei“, „aki“ sowie in einem im Südosten des Untersuchungsgebietes befindlichen, ca. 10 ha großen Waldstück gefunden wurde, aber weiter nördlich und westlich nicht nachgewiesen werden konnte. 1992 wurden auf „ki“ sieben (6 %% und 1 &) und 1993 25 Tiere (7 % und 18 %) dieser Art gefunden, so daß die Schlußfolgerung nahe liegt, daß sich in dieser 1,2 ha großen Gehölzinsel eine fortpflanzungsfähige Population befindet. Auf „kei“ wurden drei und auf „aki“ ein Exempar gefunden. Hierbei handelt es sich wahrscheinlich um zugewanderte Tiere, zumal die Entfernung zum oben erwähnten ca. 10 ha großen Gehölz (als potentiellem Spender- bzw. Ursprungsgebiet) etwa 80 bzw. 150 m beträgt.
Auf der Ackerbrache „b“ wurden insgesamt beispielsweise elf *Harpalus*- und zehn *Amara*-Arten nachgewiesen, darunter typische psammophile Arten wie *Harpalus griseus, H. calceatus und Amara bifrons*. STIPPICH (1994) konnte bei 3jährigen Untersuchungen auf Ackerbrachen mit ähnlich trockenen, skelettreichen Böden nachweisen, daß Arten der Gattungen *Harpalus*, *Calathus* und *Amara* an Bedeutung gewannen.
Bemerkenswert ist der Nachweis des Puppenräubers *Calosoma auropunctatum*. Bei den Voruntersuchungen im Herbst 1991 sind 25 Tiere in einer Falle gefunden worden, während in den folgenden zwei Jahren nur noch ein Exemplar nachgewiesen werden konnte. Diese Art galt seit Mitte der 50er Jahre für Deutschland als so gut wie ausgestorben (FREUDE 1976 in: FREUDE, HARDE & LOHSE 1964-1983). In den letzten 20 Jahren häuften sich die Fundmeldungen, vor allem in Ostdeutschland (KLAUSNITZER 1980). Offenbar breitet sich diese Art, von Südosten kommend, wieder aus. Vermutlich förderten die trockenwarmen Sommer der letzten Jahre die Expansion dieser xerophilen Art. KREUTER (1995) fand diese Art im vorwiegend landwirtschaftlich genutzten mitteldeutschen Trockengebiet bei Halle/S. nur auf ausgeräumten Großschlägen und nicht im reich-strukturierten Gebiet und MEITZNER (1994) konnte sie vereinzelt auf Zuckerrübenfeldern bei Neubrandenburg (Mecklenburg/Vorpommern) nachweisen.

Die auf der mit Sand abgedeckten Deponiefläche „dep“ nachgewiesenen Arten *Harpalus hirtipes, H. autumnalis, H. melancholicus, H. flavescens, H. fröhlichi, H. pumila, H. anxius* können nach MÜLLER-MOTZFELD (1989) als thermo- bzw. xerophile Indikatorarten von Sandböden angesehen werden. Der Autor betont, daß sich diese Einteilung auf die Laufkäfer von Mecklenburg-Vorpommern bezieht und nicht in jedem Falle auf andere Regionen übertragbar sei. Dem gleichen Substrat ordnet er die Arten *H. griseus, H. calceatus, Amara tibialis* und *Syntomus foveatus* zu, die hier vorwiegend auf der Ackerbrache „b“ gefunden wurden, dessen Boden allerdings als steinig-grusig charakterisiert werden kann (Artenliste der Fläche „dep“ s. Anhang 8).
Die meisten Laufkäferarten sind wesentlich ausbreitungsfreudiger und bezogen auf die Habitatansprüche (die meist nur abiotische Faktoren berücksichtigen) unspezifischer als vielfach vermutet (oder gewünscht). Beispielsweise konnten in den Gelbschalen 25 % aller nachgewiesenen Laufkäferarten mit insgesamt 930 Individuen festgestellt werden. Bezogen auf die Bodenfallenfänge liegen die Artenzahlen in den Gehölzen mit durchschnittlich 40 erstaunlich hoch. Die Unterschiede in der Laufkäfer-Artenzusammensetzungen von Gehölzen und Offenlandflächen sind hingegen gering. Nach dem Ähnlichkeitsquotient von SÖRENSEN sind etwa 50-60 % des Artenspektrums gleich. Zwischen dem Gehölz „aei“ und dem benachbarten Grünland sind sogar 75 % aller Arten identisch. Selbst bei den Gehölzen untereinander liegen die Ähnlichkeitswerte bei ungefähr 60-70 % (s. Abb. 4/11). Ausgesprochen stenöke Waldarten konnten nicht nachgewiesen werden. Selbst auf der 8 ha großen Waldinsel fehlen allgemein häufige, eurytope Waldarten (z.B. *Abax*). Der Artenanteil von euryöken Waldarten liegt in fast allen Gehölzen bei etwa 25 %, während der Individuenanteil deutlich von der Flächengröße der Gehölze abhängig ist. Im größten Gehölz sind 80 % aller Laufkäfer-Individuen mehr oder weniger an Wald gebunden, in den ca. 1 ha großen Gehölzen noch etwas über 50 % und in den ca. 0,5 ha und 0,08 ha großen rund 40 % (s. Abb. 4/9). Wenn eine flächige Gehölzinsel eine bestimmte Größe unterschreitet, sind im Innern die Bedingungen nicht mehr ausreichend für die Entwicklung bestimmter Waldarten. Da es in der vorliegenden Arbeit nicht möglich war, Larvenstadien zu erfassen und zu determinieren, kann nicht geklärt werden, ob beispielsweise die 0,6 bzw. 0,5 ha und 0,08 ha kleinen Gehölze („aki“, „aei“, „kei“) noch als Entwicklungshabitate von euryöken Wald-Laufkäfern in Frage kommen. Die Individuenzahlen lassen dies jedoch vermuten. Dennoch sprechen die Gelbschalenfänge sowie die in den Bodenfallen auf Grünland und Brache nachgewiesenen Waldarten dafür, daß ständig Wanderbewegungen über das Offenland erfolgen. Beispielsweise wurde im Grünland in den Bodenfallen *Carabus hortensis* gefunden. Erstaunlich ist auch der Nachweis von drei Exemplaren der flugunfähigen euryöken Waldart *Carabus nemoralis*, obwohl das nächste Gehölz mindestens 300-400 m entfernt ist. Offenbar be-

nötigt die Art zur Ausbreitung nicht unbedingt linienförmige Strukturen wie z.B. Hecken. Hingegen charakterisiert TANNIGEL (1991) *C. nemoralis* als relativ ortstreu und stellte Wanderbewegungen durch Grasland mit maximalen Distanzen von 190 m fest.
Insgesamt kann eingeschätzt werden, daß in vielen Gehölzbiotopen (Feldgehölze, Gebüsche, Hecken, Laub-, Nadel- und Mischwälder trockenwarmer und durchschnittlich wasserversorgter Standorte) Laufkäfer als Tiergruppe zur Zustandsanalyse bzw. Biotopbewertung eine wenig aussagefähige Rolle spielen (vgl. auch PLACHTER 1989a). Die von HEIMBUCHER (1988) getroffene Einstufung, daß Laufkäfer uneingeschränkt geeignet und Kurzflügler weitgehend ungeeignet zur Habitatanalyse von Kiefern-Eichenwäldern sind, kann bei dieser Untersuchung nicht bestätigt werden. Im Gegenteil, Kurzflügler zeigen aufgrund ihrer spezifischen Bindung an bestimmte Mikrohabitate eine größere bioindikatorische Relevanz und führen bei den hier untersuchten Gehölzen zu aussagefähigeren Ergebnissen (s. Kap. 4.3.3. und 4.3.4.).

Carabiden besitzen nur in Biotopen mit extremen Standortsverhältnissen (naß-feucht: Verlandungszonen von Gewässern, Moore; trocken: Ruderalflächen, Trocken-, Halbtrocken- und Magerrasen, Binnendünen; wechselfeucht: Kies- Sand- bzw. Lehmgruben, naturnahe Bach- und Flußufer) eine große bioindikatorische Relevanz.

### 6.4.2. Vorschläge zur Auswahl von Käfergruppen aufgrund ökologischer Gemeinsamkeiten

Zur Charakterisierung von Gehölzen in der offenen Landschaft eignen sich xylobionte und mycetophile, aber auch phytophage Käferarten weitaus besser. Letztere Gruppe, unter denen Blatt- und Rüsselkäfer das Gros der Arten stellen, können auch auf Ruderal- und Brachflächen, an Ackerrandstreifen, an Ufersäumen usw. als äußerst aussagefähige und bioindikatorisch bedeutsame Tiergruppe empfohlen werden, da viele Arten eng an bestimmte Pflanzen - oder Pflanzengruppen gebunden sind (mono- oder oligophag), die ihrerseits wiederum spezielle abiotische Standortsverhältnisse benötigen (Bodenfeuchte, Bodenart, Nährstoffverhältnisse, Beschattung usw.). Bei einigen phytophagen Käferarten sind direkte spezifische kleinklimatische Ansprüche bekannt. Beispielsweise kommen die an der weit verbreiteten Brennessel lebenden Rüsselkäferarten *Apion urticarium* und *Ceutorhynchus pollinarius* vorzugsweise in wärmebegünstigten Gebieten vor.
Bei den Bodenarthropoden sollten verstärkt die Staphyliniden (eventuell ohne schwer determinierbare Großgattungen wie *Atheta* s.l. oder *Oxypoda*) hinzugezogen werden. Die größere bioindikatorische Relevanz der Staphyliniden in bewaldeten Strukturen ist auch im Körperbau und damit in der Beweglichkeit begründet. Während Laufkäfer wegen ihres flachen, relativ starren Körperbaus vorwiegend Oberflächenjäger sind bzw. in der lockeren Streuschicht auf Jagd gehen, sind Kurzflügler in der Lage, röhrenförmige Hohlräume im Bodensubstrat sowie am Boden liegendes Totholz und Pilze, die gewöhnlich von Bohrlöchern durchzogen sind, als Jagdareale zu erschließen. Für Staphyliniden spielt demnach neben abiotischen, kleinklimatischen Bedingungen wie vor allem Feuchtigkeit auch die räumliche Strukturvielfalt („Mikro-Raumstruktur“) eine nicht unerhebliche Rolle.
Die oft hervorgebrachten Bestimmungsschwierigkeiten sind unbegründet. Laufkäferarten der Gattungen *Bembidion, Harpalus* oder *Amara* u.a. lassen sich nicht leichter bestimmen als Kurzflüglerarten der Gattungen *Stenus, Philonthus, Quedius* oder *Tachinus*. Letztere haben zudem meist deutlichere Unterschiede bei den Genitalmerkmalen. Die Genitalpräparation sollte ohnehin zur sicheren Determination auch bei vielen Vertretern obiger Laufkäfergattungen angewandt werden.
Bei landschaftsökologischen und bei faunistischen Untersuchungen im Rahmen von Bewertungen und Beurteilungen von Biotopen sollten ökologische Gruppen (phytophage, an Totholz und Baumpilze gebundene Arten) stärker berücksichtigt werden als taxonomische, da die ökologischen Ansprüche von Arten oder Gattungen innerhalb einzelner Käferfamilien oft sehr verschieden sind.
Die überwiegend verwendeten quantitativen oder halbquantitativen Erfassungsmethoden, vor allem Bodenfallen, sollten entsprechend der Untersuchungsgebiete stärker selektiv eingesetzt werden. Bodenfallen erbringen auf Offenlandstandorten mit extremen kleinklimatischen Bedingungen (Binnendünen, Magerrasen, Trockenrasen, Ruderalfluren, Brachen, Feucht- und Naßwiesen, Kies- und Sandgruben, Heiden, Moore, Verlandungszonen von Gewässern usw.) gute Fangergebnisse, nicht selten mit Nachweisen bioindikatorisch aussagefähiger Arten. In Wäldern und Gehölzen hingegen ist ein Verzicht oder eine Reduzierung von Fallenfängen und eine Kombination mit qualitativen Aufsammlungen sinnvoll, beispielsweise die Erfassung alt- und totholz- sowie baumpilzbewohnender Arten. Nach ROTH (1984) sind in Wäldern Boden-Photoeklektoren in ihrer Fangeffizienz von keiner anderen Erfassungsmethode zu übertreffen.

Zur Frage der Übereinstimmung des Lebensraumes von Pflanzen- und Tiergesellschaften schreibt HEYDEMANN (1955), daß viele kleine Tierformen (z.B. Staphyliniden) scheinbar eurytop sind, da sie in zahlreichen, verschiedenen Biotopen vorkommen. In Wirklichkeit besitzen sie vielfach eine strenge „Habitat-Stenotopie“ (HEYDEMANN 1955), da sie an bestimmte Mikrohabitate (z.B. am Boden liegendes Totholz) gebunden sind, die jedoch unabhängig von der Pflanzen- bzw. Waldgesellschaft vorhanden sind. Dies wird in der vorliegenden Untersuchung durch die relativ großen Ähnlichkeiten der zoophagen Bodenkäfergemeinschaften (vor allem Kurzflügler) in den entweder vorwiegend mit Laub- oder Nadelholz bestockten Gehölzen bestätigt (Kap. 4.3.4.8., Abb. 4/18).
Anders verhält es sich mit den mehr oder weniger stark pflanzengebundenen Käfergemeinschaften, die in erster Linie mit Gelbschalen sowie Streifsack und Klopfschirm nachgewiesen wurden. Hier gibt es erkennbare Unterschiede zwischen den einzelnen Gehölzen (Kap. 4.4.4., Abb. 4/33).

## 6.5. Auswirkungen der Erfassungsmethodik auf die naturschutzfachliche Beurteilung

### 6.5.1. Bodenfallen

Zur Technik der Bodenfallenfangmethode und deren Auswertbarkeit sind seit ihrer Beschreibung von BARBER (1931) und Popularisierung nach der Veröffentlichung von STAMMER (1949) viele, sich teilweise widersprechende Puplikationen erschienen.
Während TRETZEL (1955) von einer „...hervorragenden Methode und das weite Gebiet ihrer Anwendungsmöglichkeit...die einen unmittelbaren Vergleich der von verschiedenen Autoren gewonnenen statistischen Ergebnisse gestattet..." spricht, sind BASEDOW & RZEHAK (1988) jedoch der Meinung, daß „...Bodenfallenfänge allein nur noch hinsichtlich des Artenspektrums und der Phänologie der epigäischen Raubarthropoden ausgewertet werden..." sollten. BOMBOSCH (1962) geht noch weiter und bezweifelt: „Selbst lediglich qualitative Vergleiche erscheinen reichlich unsicher."
Im Großen und Ganzen liegen aber die Aussagen und Meinungen einer Vielzahl von Autoren, die sich mit dem Aussagewert und der Interpretierbarkeit von Bodenfallenfängen beschäftigt haben, zwischen obigen Ansichten. Nach TIETZE (1979) wird der Nachteil der Barberfalle, keine absoluten Abundanzwerte zu liefern, durch den Vorzug der hohen Effektivität ausgeglichen. Zusammenfassende Darstellungen zur Bedeutung, zu Vor- und Nachteilen und zur Anwendung von Bodenfallen findet man z.B. bei ADIS (1976), ADIS (1979), BRAUNE (1974), DUNGER (1963), GEILER (1964), HEYDEMANN (1956a), MÜLLER, (1976), MÜLLER, (1984), SKUHRAVY (1957) und TRETZEL (1955). Das Spektrum der Faktoren, die die Fängigkeit von Bodenfallen beeinflussen, ist sehr groß und sowohl objektiv als auch subjektiv bedingt.

#### 6.5.1.1. Fangflüssigkeit

Spezielle Untersuchungen zur Fängigkeit wurden beispielsweise mit Konservierungsflüssigkeiten gemacht (RENNER 1981/82). Eine Lockwirkung auf bestimmte Laufkäfer (Gattung *Carabus*) konnte bei der häufig verwendeten Formalinlösung nachgewiesen werden (SKUHRAVY 1970, LUFF 1968, ADIS & KRAMER 1975, ADIS 1976). Dies kann bei der hier durchgeführten Untersuchung bestätigt werden. Beispielsweise konnten in einem Glas in 14 Tagen 70 Exemplare von *Carabus hortensis* nachgewiesen werden. Auf der Brache waren innerhalb eines Leerungstermines die Gläser fast randvoll mit Weberknechten. Diese hohen Fangzahlen erscheinen zwar bedenklich, eine Beeinflussung auf die Populationsgrößen dürfte aber unerheblich sein, da im darauffolgenden Jahr ähnlich hohe Fangzahlen erreicht wurden. Vielmehr wird damit das enorme Potential dieser Landschaft hervorgehoben.
VOGEL (1983) erwähnt die Köderwirkung von Äthanol auf einige Staphyliniden-Arten in Bodenfallen. Vermutlich hat jede Konservierungsflüssigkeit auf bestimmte Arten eine mehr oder weniger anziehende oder abstoßende Wirkung. Auch spezielle Köder (Fleisch, Käse, Marmelade usw.) scheinen nur für einige Arten attraktiv zu sein. Bisher am häufigsten verwendet wurde das Formalin, da es preiswert ist und sehr gute Konservierungseigenschaften auch bei geringer Konzentration besitzt. Seit in den letzten Jahren die Vermutungen über eine krebserregende Wirkung sich immer mehr bestätigen, wird Formalin kaum noch verwendet. Ein weiterer großer Nachteil ist, daß die Tiere aushärten und ein späteres Aufweichen sehr schwierig ist, da die Eiweißstrukturen in den Gelenken zerstört werden. Nach TEICHMANN (1994) ist gesättigte Kochsalzlösung eine wirkliche preiswerte und ungiftige Alternative.
Selbst ohne Verwendung einer Konservierungsflüssigkeit ist kaum damit zu rechnen, ein absolut reales Bild von der Artenzusammensetzung und Individuendichte der Fallenumgebung zu erhalten. Über die Ausscheidung artspezifischer Lock- oder Warnsubstanzen (Sexuallockstoffe, Alarmpheromone, Abwehrsekrete u.ä.) von in die Fallen geratenen Insekten sowie deren inner- und zwischenartlichen Wechselwirkungen und Reaktionen ist ebensowenig bekannt (NOVAK 1971, LUFF 1975, 1986) wie über die akustischen Signale mit Hilfe der vielfältigen Stridulationsorgane von Insekten. Vermutungen hierzu äußert z.B. SEIFERT (1990).

#### 6.5.1.2. Fallenmaterial und Form

Ein weiterer, die Fangeffizienz beeinflussender Faktor ist die Falle selbst. Neben Materialien wie Glas, Kunststoff oder Blech (LUFF 1975) sind es vor allem der Öffnungsdurchmesser bzw. -umfang (NOVAK 1969), aber auch die Form - rund, quadratisch...- (LUFF 1975, ADIS 1976) sowie die Art der Überdachung - transparent, hell, dunkel, Pappe, Glas, Kuststoff, Metall, Holz, Rinde usw. - (ARNOLD 1979), die zu sehr unterschiedlichen Fangergebnissen führen können. Am gebräuchlichsten sind runde Gläser oder Kunststoffbecher mit Durchmessern von 6-8 cm und einer dunklen Überdachung, die 3-5 cm über dem Fallenrand angebracht ist. Zum Verhalten der Käfer am Fallenrand sei Folgendes angemerkt: Die hier verwendeten Fallen haben einen nach außen aufgebogenen Rand (s. Abb. 3/1). Viele kleine, sich langsam fortbewegende Arten laufen vermutlich über den Fallenrand weiter, da die Neigung z.B. dem eines schräg liegenden Blattes oder Steines gleicht. Beim Weiterlaufen verlieren die Tiere den Halt und fallen ins Fanggefäß. Da bei den für die Untersuchung verwendeten Fallen der obere, flache Rand mit Bodenmaterial verschmutzt und erst die steileren Partien glatt waren, wäre es durchaus möglich, daß sie bei leichter Neigung weiter gehen würden, während bei den gebräuchlichen Fallentypen mit senkrechtem oberen Fallenrand die sich langsam fortbewegenden Tiere „vor dem plötzlich vor sich auftuenden Loch“ zurückschrecken. Zur Klärung dessen müßten ähnliche Direktbeobachtungen wie sie SEIFERT (1990) bei Ameisen durchführte, gemacht werden. Der hier verwendete Fallentyp scheint sehr effektiv auch kleinere Formen zu erfassen. Beispielsweise sind bei den „restlichen Käferfamilien“ (excl. Carabidae, Staphylinidae) insgesamt fast die Hälfte aller Individuen und zehn der 17 am häufigsten gefangenen Arten kleiner als 4 mm (s. Kap. 4.3.5.).

#### 6.5.1.3. Fallenzahl sowie Fallenabstand und -anordnung

Die Frage der Fallenanordnung und des Fallenabstandes zueinander wird in der Literatur ebenfalls sehr unterschiedlich diskutiert. Entsprechend der jeweiligen Fragestellung bzw. dem Untersuchungsziel werden die Fallen vor allem linienförmig in Transekten angeordnet, aber auch flächenbezogen in Form von Quadraten, Dreiecken, Kreisen oder Ellipsen (OBRTEL 1971, ADIS 1976, MÜLLER, J.K. 1984 u.a.) mit Abständen zwischen den Fallen von 1 bis 10 m und mehr.
So schwankt für einen annähernd gleichartig strukturierten Biotop die empfohlene Anzahl von Fallen zwischen vier und 25. BOMBOSCH (1962) konnte mit zehn Fallen nur 53 % des Artenspektrums ermitteln, welches mit 70 Fallen nachgewiesen worden war, allerdings bei einer Fangperiode von nur sieben Tagen.

#### 6.5.1.4. Fangzeit

Viele Untersuchungen erstrecken sich über die gesamte Aktivitätsperiode der Laufkäferfauna (April-Oktober). Für genauere faunistische bzw. phänologische Untersuchungen sind aber ganzjährige Fänge notwendig, um die im Winterhalbjahr aktive Bodenfauna zu erfassen, deren Arten- und Individuenumfang oft unterschätzt wird. RÜMER & MÜHLENBERG (1988) empfehlen als Minimalvariante eine Fangzeit von zwölf Wochen im Jahr (von Mitte April bis Ende Juni neun Wochen und im September drei Wochen).

#### 6.5.1.5. Auswertung anhand ökologischer Indizes

Äußerst problematisch sind jedoch, wie bereits in den einleitenden Zitaten erwähnt, die unterschiedlichen Auswertungsmöglichkeiten, vor allem in Bezug auf Schlußfolgerungen von Fangzahlen auf die tatsächliche Individuendichte sowie die Anwendung statistischer Tests und anderer mathematischer Berechnungen. Beiträge hierzu findet man bei BRIGGS (1961), GIST & GROSSLEY (1973), GREENSLADE (1964), NIMELAE et al. (1986), THOMAS & SLEEPER (1987) u.a.
Da in die Fallen nur solche Individuen geraten, die aktiv in sie hineinlaufen, wurde schon von HEYDEMANN (1953) der Begriff „Aktivitätsdichte“ eingeführt. TRETZEL (1955) hebt hervor, daß mit dem Fallenfang nicht die absolute Individuendichte, sondern nur die Aktivitäts-Abundanz festgestellt wird.
Ob und wieviele Tiere in die Fallen gehen, hängt, neben den bereits oben erwähnten „technischen Faktoren“, nach HEYDEMANN (1956b) wesentlich vom Raumwiderstand ab, vor allem von der Struktur und Dichte

der Bodenvegetation. Zu äußerst interessanten Erkenntnissen kam SEIFERT (1990), der das artspezifische Verhalten von fünf Ameisenarten an Bodenfallen direkt beobachtete. Dabei stellte er erstaunlich hohe Zurückschreck- und Selbstrettungsquoten fest, die bei drei Ameisenarten zwischen 50-90 % lagen. Die Selbstrettungsquote hing maßgeblich vom Gewicht der einzelnen Arten ab. Er fand heraus, daß Körpermassen von mehr als 10 mg und weniger als 0,5 mg sehr nachteilig waren. Zu leichte Arten sind nicht in der Lage, die Adhäsionskräfte der Fangflüssigkeit zu überwinden und zu schwere Tiere sanken zu tief ein und kamen mit der toxischen Formalinlösung in vollen Kontakt. SEIFERT (1990) kommt zu dem Ergebnis: „...daß es hochgradiger Unsinn ist, aus Fanghäufigkeiten in Barberfallen Schlußfolgerungen auf die Aktivitätsdichte von Ameisen abzuleiten..." und vermutet Ähnliches auch bei anderen Insekten. Einschränkend muß bemerkt werden, daß seine Untersuchungen ohne Zusatz von Detergenz (zur Herabsetzung der Oberflächenspannung der Flüssigkeit) erfolgten. Bei Zugabe von etwas Geschirrspülmittel sinkt die Selbstrettungsquote.
Bezogen auf die Laufgeschwindigkeit der Arten gibt es ebenfalls große artspezifische Unterschiede. Bekanntermaßen fängt man größere und damit meist auch schneller laufende Arten häufiger als kleinere, langsamere Tiere. Große Arten legen pro Zeiteinheit absolut gesehen eine längere Strecke zurück, d.h. sie kreuzen eine gedachte Linie (oder Fallenrand) häufiger, woraus eine höhere Wahrscheinlichkeit des Hineinlaufens in die Fallen resultiert. Fangzahlen aus Bodenfallen weichen deshalb oft stark von denen aus Quadratproben ermittelten absoluten Individuenzahlen ab. Ein extremes Beispiel hierfür zeigten Untersuchungen von MÜLLER (1976). Das Verhältnis der in Bodenfallen festgestellten Individuen der ca. 30 mm großen Laufkäferart *Carabus auratus* und des ca. 4 mm kleinen Laufkäfers *Bembidion lampros* war etwa 1 : 1. Die stationäre Dichte, d.h. die absolute Individuenzahl einer Art pro Flächeneinheit, entsprach aber einem Verhältnis von 1 : 1000.
Lediglich BAARS (1979) konnte bei Labor- und Freilanduntersuchungen, allerdings über die gesamte Aktivitätsperiode von zwei Laufkäferarten, lineare Beziehungen zwischen mittlerer Dichte und Fangzahlen aus Bodenfallen nachweisen. Auch nach LÜBKE-AL HUSSEIN & WENZEL (1993) läßt sich die Bodenfallenmethode für Häufigkeitsbestimmungen von Tieren verwenden, wenn auch nicht zur flächenbezogenen Häufigkeit, so doch als Maßzahl für die Häufigkeit (s. auch BASEDOW 1987). Höchstwahrscheinlich gibt es einen Zusammenhang zwischen Körpergröße und dem Aktionsradius bzw. der Fanghäufigkeit einerseits und absoluter Individuendichte andererseits. Während große Arten in Bodenfallen zahlenmäßig überrepräsentiert sind und kleine Arten zu wenig gefangen werden, scheinen die Fangzahlen von etwa 7-15 mm großen Laufkäferarten (mit ähnlicher Bewegungsaktivität) annähernd die mittlere Besiedlungsdichte widerzuspiegeln. Allerdings wären dazu weitere Untersuchungen notwendig.
Schließlich muß noch in Frage gestellt werden, ob es überhaupt den Aufwand rechtfertigt, solch komplizierte und aufwendige Untersuchungen und Berechnungsverfahren, beispielsweise zur Dichtebestimmung, durchzuführen, wie sie FECHTER (1977), KUSCHKA et al. (1987) oder FRANKE et al. (1988) vorschlagen. Es werden wohl immer genügend Fehlerquellen bleiben, die den Aussagewert schmälern können. SEIFERT (1990) meint dazu treffend: „Ameisen (und sicher auch andere Insekten) sind keine technischen Normteile, deren Eigenschaften allein aus ihren physikalischen Kenngrößen abzuleiten sind."

#### 6.5.1.6. Resümee und Vorschläge zum Bodenfallenfang

Im Rahmen der hier durchgeführten Untersuchungen und Fragestellungen erwies sich die Anwendung verschiedener ökologischer Indizes dennoch als gut aussagefähig und notwendig.
Mit der relativ langen Fangdauer über zwei gesamte Vegetationsperioden (2x 112 Tage) werden saisonal auftretende Aktivitätsmaxima bestimmter Arten ebenso „abgeschwächt" wie in geringerem Maße auch Schwankungen der Populationsdichten. Bei den vielfach im Rahmen gutachterlicher Tätigkeit empfohlenen Bodenfallen-Minimal-Erfassungsprogrammen können die Nachweisraten auf 30 - 50 % sinken (SCHULTZE 1995). DUELLI et al. (1990) und RÜMER & MÜHLENBERG (1988) schätzen ein, daß ein Erfassungaufwand mit nur drei Bodenfallen innerhalb einer Vegetationsperiode zu niedrig sei. Dennoch scheint eine Reduzierung der Fangzeit auf neun Wochen im Frühjahr/Frühsommer sowie drei Wochen im Herbst (bei mindestens 3-4 Fallen mit 12 cm Durchmesser), bezogen auf die bodenbewohnende Käferfauna, ausreichend zu sein, wenn über zwei Vegetationperioden gefangen wird. Dies deckt sich mit Untersuchungen von BAEHR (1987), der

die Erfahrung gemacht hat, daß mit einer 2jährigen Bodenfallenfang in einem durchschnittlichen Biotop etwa 80 % des Laufkäferartenbestandes erfaßt werden kann.
Weiterhin gewährleistet die bei der hier durchgeführten Untersuchung vorgenommene Umsetzung der Fallen in zweiten Fangjahr, daß ein größeres Spektrum der ohnehin stark differierenden, kleinräumigen Habitatstrukturen erfaßt wurde. Es ist besser, über einen längeren Zeitraum mit weniger Fallen zu arbeiten. Da man völlig einheitliche Verhältnisse der Fallenstandorte in der Natur kaum finden wird, war die bei der vorliegenden Untersuchung getroffene Auswahl eines repräsentativen Querschnittes typischer, auf den zu vergleichenden Flächen ähnlich vorhandener Strukturen, ein notwendiger und akzeptabler Kompromiß. Nicht zuletzt kann deshalb davon ausgegangen werden, daß die realen Verhältnisse recht gut erfaßt wurden, da vorwiegend wenig belastete, mehr oder weniger naturnahe Biotope beprobt wurden. Mehrere Autoren führten ihre Untersuchungen in „künstlichen“ bzw. anthropogen stark beeinflußten Agrozönosen durch, in denen die wenigen, dort noch lebensfähigen Arten mit großer Wahrscheinlichkeit ein anderes Verhalten zeigen, als in einer natürlicheren Umgebung. Somit könnten die Ursachen für das Entstehen eines oft sehr verschobenen Bildes der Aktivitätsdichte aus Bodenfallenfängen (z.B. in landwirtschaftlichen Kulturen) wohl weniger in den Nachteilen dieser Fangmethode liegen, als vielmehr in dem abweichenden Verhalten der Tiere unter „unnatürlichen“ Bedingungen. Als Beispiel hierfür soll die Arbeit von BASEDOW & RZEHAK (1988) erwähnt werden. Nach diesen Untersuchungen, die in pestizidbehandelten Winterweizenflächen durchgeführt wurden, kommen sie zu der Schlußfolgerung, daß die Berechnung ökologischer Indizes zur Ökosystem-Bewertung auf der Grundlage von Ergebnissen aus Bodenfallenfängen in Frage zu stellen sei und lediglich Artnachweise sowie phänologische Aspekte akzeptabel wären. Problematisch sind ebenfalls die Ausführungen und Schlußfolgerungen von BOMBOSCH (1962) zur Fallenzahl und Erfassung des gesamten Artenspektrums. Auf der Basis von nur 7tägigen Untersuchungen bezweifelt er die Effizienz der Bodenfallenfangmethode.
Trotz aller Bedenken, Nachteile und Schwierigkeiten bei der Auswertung gehört der Bodenfallenfang nach wie vor zu den wichtigsten Methoden bei entomologischen Freilanduntersuchungen.
Bei der vorliegenden Untersuchung erwies sich der Bodenfallenfang als sehr effiziente Fangmethode. Mit jeweils vier Fallen in den fünf Gehölzen („w“, „ei“, „ki“, „aei“, „aki“), der Ackerbrache und dem Grünland sowie je drei Fallen in den kleinen Gehölzen („kei“ und „kst“) konnten bei einer 2jährigen Fangzeit von je 16 Wochen (Anfang April-Ende Juni und Mitte September-Mitte Oktober) 572 Käferarten und 49191 Individuen gefangen werden (Kap. 4.3.1.). Das bedeutet, daß durchschnittlich 6,5 Käfer (und davon 2,4 Laufkäfer) pro Falle und Tag gefangen wurden. 84 Arten konnten nur mit dieser Fangmethode nachgewiesen werden. Der Einsatz der hier verwendeten großen Glaszylinder mit 12 cm Durchmesser, 20 cm Tiefe und aufgebogenem Rand wirkt sich offenbar nicht nachteilig auf das Fangergebnis aus, was u.a. der relativ hohe Anteil kleiner Tiere (2-5 mm) beweist.
Ein nicht unerheblicher subjektiver Einflußfaktor auf das Fangergebnis ist letztenendes auch die Sorgfalt des Falleneingrabens, Leerens und Auslesens.

### 6.5.2. Gelbschalen

Der Gelbschalenfang erwies sich ebenfalls als eine sehr ergiebige Fangmethode, mit der 662 Arten und etwa 25600 Individuen gefangen wurden (s. Kap. 4.4.1.). Diese Methode eignet sich hervorragend zur qualitativen Erfassung der Artenspektren von mehr oder weniger isolierten Biotopen, wie beispielsweise Gehölze in Agrarlandschaften. Als vorteilhaft erwies es sich, die Schalen einerseits in den Gehölzen auf ca. 1,5 m hohen Pfählen und andererseits an südexponierten Gehölzrändern in Bodennähe aufzustellen. Innerhalb von zwei vollen Vegetationsperioden konnte so nahezu das gesamte blütenbesuchende Käferartenspektrum eines näher begrenzten Biotopes erfaßt werden. Bemerkenswert sind auch die Beifänge beispielsweise von schwärmenden, dämmerungs- und nachtaktiven, xylo- und mycetobionten Arten. 120 Käferarten konnten nur mit dieser Fangmethode nachgewiesen werden, ein Drittel davon gilt als verschieden stark gefährdet oder als allgemein selten bzw. als faunistische Besonderheit.
Erstaunlich hoch war der Anteil epigäischer, räuberisch lebender Arten (Carabidae, Staphylinidae). Er lag bei 24 % aller Arten und 10 % aller Individuen. Dies unterstreicht die große Flugaktivität bzw. Migrationsfreudigkeit beispielsweise auch vieler Laufkäferarten und relativiert etwas von der vielfach hervorgehobe-

nen bioindikatorischen Relevanz zu Standortstreue bzw. enger Bindung an bestimmte Biotope. BASEDOW et al. (1990) wies bei Untersuchungen zur Flugaktivität epigäischer Raubarthropoden mittels Licht- und Fensterfallen insgesamt 53 Laufkäferarten nach. HUBER & DUELLI (1987) konnten bei ihren vergleichenden Untersuchungen zur flugaktiven Käferfauna verschiedener naturnaher Offenlandbiotope mit Klebgitterfallen insgesamt 250 Käferarten aus 50 Familien nachweisen, darunter 27 Carabidenarten.
Selbst einige Vertreter der flugunfähigen „Großlaufkäfer" (Gattung *Carabus*) konnten in den am Waldrand auf ca. 30 cm hohen Plastgefäßen angebrachten Gelbschalen gefunden werden, was die Kletterfähigkeit dieser vorwiegend am Boden lebenden Käfergruppe unterstreicht. Bei Untersuchungen mit Stammeklektoren an Fichten konnten in 1,5 m Höhe ebenfalls mehrere *Carabus*-Arten nachgewiesen werden (HEINZEL 1993). Eigene Beobachtungen belegen die Kletterfähigkeit von *Carabus intricatus,* welcher in über 2 m Höhe unter Buchenrinde gefunden wurde (Überwinterungsplatz und offenbar auch Jagdrevier) sowie von *Carabus violaceus* und *C. auronitens*, die sich gemeinsam an einem Saftfluß einer Eiche ca. 50 cm über dem Boden aufhielten. KOCH et al. (1977) bezeichnen *C. intricatus* als Bioindikator für montane Laubmischwälder, der vor allen an Stubben vorkommt.

Die große Zahl necro- und coprophager (Silphidae, Scarabaeidae/*Onthophagus*) sowie necrophiler (Histeridae) Käferarten in den Gelbschalen hing damit zusammen, daß im Sommer 1992 nach einer trockenheißen Witterungsperiode, die Fangflüssigkeit einschließlich des Formalins zu schnell verdunstete und keine Konservierung mehr vorhanden war. Durch den Verwesungsgeruch wurde eine Vielzahl necro- und coprophager Käfer angelockt. Vor allem auf den Offenlandflächen („b" und „g") kam es bedauerlicherweise einmal zu einem „Massensterben", wie folgende Zahlen belegen: Ende August 1992 sind in vier Gelbschalen auf dem Grünland „g" innerhalb einer Woche fast 900 Aaskäfer (Silphidae) in sechs Arten und 64 Stutzkäfer (Histeridae) in sieben Arten gefangen worden. Ähnliches, aber in geringerem Umfang, mußte auch auf der Brache festgestellt werden. Offenbar konnte aufgrund der freien Lage der Verwesungsgeruch durch Wind über größere Strecken transportiert werden und die Tiere anlocken. In den Gehölzen bzw. Offenlandflächen, die z.T. mit Gehölzen umgeben sind („wie", „kup"), traten diese negativen Erscheinungen nicht auf. Insgesamt konnten allerdings mit Hilfe der Gelbschalen alle sieben für das Gebiet zu erwartenden *Necrophorus*-Arten nachgewiesen werden (*N. humeralis, N. sepultor, N. fossor, N. investigator, N. vespilloides, N. vespillo* sowie *N. vestigator*). Vermutlich hängt dieser große Arten- und Individuenreichtum an Aaskäfern auch mit den zwei Autobahnen zusammen, die das Untersuchungsgebiet begrenzen bzw. schneiden. Entlang dieser stark befahrenen Verkehrstrassen dürften gute Entwicklungs- und Ausbreitungsmöglichkeiten für diese Tiergruppe bestehen, da eine große Zahl an Wirbeltieren den Verkehrstod erleiden und somit in der Umgebung des Straßenrandes ausreichend Nahrungssubstrat vorhanden sein dürfte.

Insgesamt wird eingeschätzt, daß mit Hilfe der Gelbschalenfänge umfangreiche Ergebnisse zur Käferfauna der Kraut- Strauch- und Baumschicht gewonnen werden konnten. Allein 120 Arten wurden nur mit dieser Fangmethode nachgewiesen. Die anthropogen bedingten, negativen Veränderungen und Einflüsse lassen sich durch die Gelbschalenfänge deutlicher nachweisen als durch Bodenfallen. In solch strukturreichen Habitaten wie den hier untersuchten Gehölzen und mehr oder weniger abgrenzbaren Offenlandbiotopen sind Gelbschalenfänge zur qualitativen und (mit Einschränkung) auch quantitativen Charakterisierung der Käfer-Artengemeinschaften gut geeignet. Aufgrund der starken Lockwirkung, die die Farbschalen auf viele Insektengruppen ausüben und den damit verbundenen hohen Fangquoten ist der Einsatz jedoch nur gerechtfertigt, wenn gewährleistet wird, daß soviel Tiergruppen wie möglich bearbeitet werden z.B. Schwebfliegen (Syrphidae), Waffenfliegen (Conopidae), Raubfliegen (Asilidae), Bremsen (Tabanidae), Blattwespen (Symphyta), Grab-, Weg- und Pillenwespen (Sphecidae, Pompilidae, Eumenidae) und andere Aculeaten (Wildbienen i.w.S. = Apoidea; Vespidae u.a.), Wanzen, die meisten Käferfamilien sowie weitere relativ leicht zu bestimmende Insektengruppen z.B. Heuschrecken, Schmetterlinge usw.

### 6.5.3. Kescher und Klopfschirm

Die als „Kescher- und Klopfschirmfänge sowie sonstige Aufsammlungen" bezeichnete Methodenkombination (Kescher bzw. Streifsack, Klopfschirm, Käfersieb, Handaufsammlungen an verschiedensten Kleinstruk-

turen usw.) ist eine naturschonende Erfassungsmethode, da das Verhältnis getöteter Individuen zu nachgewiesenen Arten sehr niedrig ist. Nachteilig ist, daß durch die häufigeren Begehungen bestimmte Brutvogelarten gestört oder empfindliche Bereiche der Vegetation in Mitleidenschaft gezogen werden könnten.
Insgesamt konnten 920 Arten nachgewiesen werden, wobei etwa 5500 Individuen erfaßt wurden.
Mit Hilfe der hier angewandten Fangmethodenkombination läßt sich schätzungsweise 50 - 70 % des Käferartenspektrum kleinerer Landschaftselemente (Feldgehölze, Hecken usw.) erfassen. Erfahrungsgemäß sind mindestens 12-15 mehrstündige Exkursionen pro Jahr für 1-2 ha große Flächen notwendig, wobei 2-3 Erfassungen im Winterhalbjahr durchgeführt werden sollten. Eine Grundvoraussetzung, die nicht quantifizierbar ist oder die man sich nicht aus der Literatur aneignen kann, ist die Sammelerfahrung, d.h. ein gezieltes Erfassen an ergiebigen Strukturen, was allerdings erst nach mehrjähriger praktischer Freilandtätigkeit zu regelmäßigen, erfolgversprechenden Ergebnissen führt.

Wenngleich eine Quantifizierung solcher Fangergebnisse sehr schwierig ist, lassen sich bei ausreichender Interpretation plausible Aussagen ableiten. Zu den allgemein gebräuchlichen standardisierten Fallenfangmethoden könnte diese „Aufsammlungsmethode“ eine wertvolle Ergänzung sein, da dadurch die faunistische Gesamteinschätzung eines Gebietes vertieft wird und wichtige Zusatzinformationen, beispielsweise über bioindikatorisch bemerkenswerte Arten zusammengetragen werden können.
Der Nachweis von 278 Arten, die nur mit diesen Methoden nachgewiesen werden konnten, darunter etwa ein Drittel faunistisch und bioindikatorisch bemerkenswerte Arten, unterstreicht die große Bedeutung dieser Aufsammlungen. Allein in den 6 Gehölzen „w“, „ei“, „ki“, „aei“, „aki“ und „kei“, wo sowohl Bodenfallenfänge als auch Gelbschalenfänge stattfanden, konnten immerhin noch 109 weitere Arten nachgewiesen werden. Es waren vor allem die strukturreichen, relativ naturnahen Gehölzen „w“, „ei“ und „ki“, auf die der größte Teil dieser Neunachweise (72, 27 und 22 Arten) entfiel. Die meisten dieser Arten wurden an Totholzstrukturen gefunden.

Aufgrund der großen Heterogenität der Gehölzsäume wurde auf eine quantitative Keschermethode verzichtet, wie sie WITSACK (1975) beschrieb und bei Untersuchungen von MÜLLER et al. (1978) in einer Rasen-Katena zur Anwendung kam. Außerdem gibt es große tageszeitliche und lageabhängige Aktivitätsschwankungen der Käferfauna. Beispielsweise ist das Aktivitätsmaximum an südlich exponierten Säumen 2-3 Stunden früher als an den beschatteten, kühleren Nordrändern. Alle Gehölze konnten nicht zu gleichen Zeit an der gleichen Exposition besammelt werden, zumal Witterungsschwankungen bzw. Schlechtwetterperioden eine kontinuierliche Erfassung verhinderten und sich die Artenzusammensetzunng oft schon nach 1-2 Wochen veränderte.

### 6.5.4. Quadratproben

Mit dem hier verwendeten quadratischen Stechrahmen von 25 cm Seitenlänge wurden insgesamt 556 Individuen nachgewiesen, die sich auf 78 Arten verteilen, bei jeweils zwei Proben auf jeder der neun HUF. Der durchschnittliche Wert je Probe beläuft sich auf 31 Tiere. BUCK & KONZELMANN (1985) stellten bei ihren umfangreichen Untersuchungen im Uferbereich des Flusses Murr im Landkreis Ludwigsburg Mittelwerte von 35 Individuen je Probe fest (bei 30 x 30 cm Seitenlänge je Probe und einem von KONZELMANN entwickelten Ausleseapparat). Bei der auf der Brache „b“ durchgeführten Untersuchungen betrug die höchste Individuenzahl in einer Probe (=625 cm²) 89 Tiere. Die größte Artenzahl lag bei 22 (jeweils auf „b“ und „w“ in Probe Nr. 2).
Anfang April 1992 konnte in den Gehölzen eine durchschnittliche Individuendichte von 460 Käfern pro m² ermittelt werden (300-650), wobei etwa 30 % nicht zur epigäischen Fauna gehören, was die große Bedeutung der Gehölze als Überwinterungsquartiere hervorhebt.
BASEDOW et al. (1988) verglichen zur Abundanzbestimmung von epigäischen Raubarthropoden auf Äckern ebenfalls Handauslese und Aufschwemmethode. Allerdings fand das Aufschwemmen im Gelände statt, indem ein quadratischer Blechrahmen mit 31,6 cm Kantenlänge (= 0,1 m²) in den Boden eingedrückt und Wasser hineingegossen wurde. Die an der Bodenoberfläche erschienenen

Arthropoden wurden abgesammelt, und nach etwa 5 Minuten erfolgte ein zweiter Aufguß. Die danach durchgeführte Handauslese ergab, daß Laufkäfer- und Kurzflügler-Imagines ausnahmslos ausgetrieben worden waren. Wenig effektiv erwies sich diese Aufschwemmethode bei Laufkäfer-Larven und Imagines der Kurzflügler-Unterfamilie Aleocharinae. Der Vergleich beider Methoden ergab für einen Teil der epigäischen Raubarthropoden eine gleich große Effektivität. Bei Kurzflüglern der Unterfamilie Aleocharinae sowie bei etwa der Hälfte der Laufkäferarten war die Handauslese der Wasseraufschwemmung weit überlegen. Allerdings wird die Handauslese als zu zeitaufwendig eingeschätzt (ca. drei Stunden für eine Probe), während für die Aufschwemmethode nur 8-10 Minuten benötigt wurde. Insgesamt kam man zu der Schlußfolgerung, daß die Aufschwemmethode zu repräsentativen Ergebnissen führen kann und empfiehlt einen Probenumfang von 10 x 0,25 m², was einem Zeitaufwand von knapp zwei Stunden entspräche. Der Wasserverbrauch je Probe (50 x 50 cm) liegt allerdings bei acht Litern Wasser. DESENDER & SEGERS (1985) schlagen eine wesentlich höheren Umfang von mindestens 30 Proben von jeweils 0,16 m² vor.

Die beiden hier angewandten Methoden sind zwar relativ zeitaufwendig, aber auch ziemlich kostengünstig bezogen auf Material und Ausrüstungsgegenstände und zur Erfassung von Käfern (und sicherlich auch anderen Makroarthropoden, z.B. Spinnen, Hundert- und Tausendfüßer, Asseln) im Rahmen flächenbezogener Dichteermittlungen gut geeignet. Der Einsatz automatischer Auslese-apparaturen nach BERLESE, TULLGREN oder KEMPSON (siehe auch BUCK & KONZELMANN 1985) ist vergleichsweise teuer, zumal man bei entsprechendem Stichprobenumfang viel Platz für die Gerätschaften und Apparaturen benötigt.
Mit der Sofortauslese können durchaus gute Ergebnisse mit vertretbarem Aufwand erzielt werden. Notwendig (für einen Bearbeiter) wäre eine Beschränkung auf wenige (5-8) Untersuchungsflächen und monatlich 1-2 Probenentnahmen bei ganzjähriger Erfassung und eventuell ergänzende Bodenfallenfänge. Allerdings sind zur Ermittlung einer Probengröße, die statistisch verwertbare Ergebisse liefert, weitere Untersuchungen erforderlich.

## 6.6. Beurteilung der ökologischen Indizes

### 6.6.1. Diversität

Zur Charakterisierung, Bewertung oder zum Vergleich von Artengemeinschaften und Habitaten mit Hilfe der Diversität gibt es eine Vielzahl von Arbeiten (z.B. ALATALO 1981, DICKMANN 1968, FAGER 1972, GILPIN & DIAMOND 1980, GOODMAN 1975, HILL 1973, HURLBERT 1971, KLOPFER 1960, LEWIS 1969, MACARTHUR 1965, MAGURRAN 1988, MARGALEF 1969, MAY 1978, MORRIS 1987, MÜLLER, P. et al. 1975, MURPHY 1986, NAGEL 1975, 1976, 1978, NIEMALAE et al. 1990, NILSON 1988, NOSS 1983, 1990, PEET 1974, 1975, PIELOU 1966a, 1966b, 1966c,1975, PIMENTEL 1961, RICHTER et al.1987, SOUTHWOOD et al.1979, TOPP 1982, WESTERN 1992).
Während die Habitatdiversität eng mit dem Strukturreichtum eines bestimmten Gebietes, z.B. der Zahl verschiedener Pflanzengesellschaften usw., zusammenhängt und durch eine mehr oder weniger detaillierte Erfassung dieser Strukturen „meßbar“ ist, erweist sich die Artendiversität als wesentlich problematischer und unterliegt vielen kritischen Diskussionen. Beispielsweise muß die Stichprobe beim häufig verwendeten SHANNON-Index unabhängig bzw. zufällig sein (MÜHLENBERG 1993). Eine Forderung, die in der Praxis (z.B. bei ökofaunistischen Untersuchungen mit Bodenfallen) nie erfüllt werden kann. MÜHLENBERG (1993) schlägt deshalb den BRILLOUIN-Index vor, bei dem die zu beschreibende Artengemeinschaft durchaus selektiv erfaßt worden sein kann. Allerdings müßte nach NAGEL (1977) eine vollständige Erfassung vorliegen. Viele Untersuchungsergebnisse beruhen auf einem vergleichsweise niedrigen Stichprobenumfang. Es scheint wohl wenig sinnvoll, zum Vergleich einzelner Standorte Diversitätswerte zu berechnen, die auf ca. 20 - 70 Tieren und maximal acht Arten beruhen (BITTMANN et al. 1990).
Außerdem muß man bei den meisten Arten, vor allem bei Insekten zwangsläufig auf Aktivitätsdichten zurückgreifen, da die absoluten Individuendichten kaum annähernd genau und mit vertretbarem Aufwand ermittelbar sind. Hinsichtlich der Repräsentativität dieser Aktivitätsdichten gibt es wiederum Zweifel, was

sowohl mit der Fangmethodik bzw. Aufsammeltechnik zusammenhängt als auch mit witterungsbedingten oder saisonalen Schwankungen der Populationsdichte.
PIELOU (1966b) versucht zur Erhöhung der Genauigkeit und Aussagekraft, die Messung der Diversität von verschiedenen Aufsammlungstypen abhängig zu machen. HURLBERT (1971) bezweifelt den Gebrauch von Diversitätsindizes überhaupt („Diversity per se does not exist."). Seiner Meinung nach bestehen Gemeinschaften aus ständig unterschiedlichen Artenzusammensetzungen, die nicht einfach mit der linearen Ordnung einer Diversitätseinteilung erklärbar seien.
Ein wesentlicher Kritikpunkt in der Literatur ist die Verwendung der Artendiversität (meistens SHANNON-Index) zur Qualitätsbewertung von Ökosystemen vor allem in Bezug auf anthropogene Einflüsse. So schreibt NAGEL (1976) von abnehmenden Werten der Artendiversität bei Flechtenzönosen vom Stadtrand zum Zentrum von Saarbrücken und begründet dies vor allem mit der stärkeren Immissionsbelastung im Citybereich. LORENZ (1991) hingegen stellte die höchsten Diversitätswerte von am Boden lebenden Käferzönosen in den am stärksten immissionsbelasteten Fichtenforsten im Vergleich zu weniger geschädigten Wäldern des Osterzgebirges fest. Also müssen hohe Diversitätswerte nicht unbedingt niedrige Belastungen induzieren. Offenbar ist die bioindikatorische Relevanz der untersuchten Organismengruppe das Primäre.
Ähnlich verhält es sich mit der Beurteilung der Vielfalt in Ökosystemen. Die Artendiversität nach SHANNON-WIENER bringt die Gesamtzahl der Arten und Individuen sowie die quantitative Verteilung der Individuen auf die Arten in einen funktionalen Zusammenhang. Mit steigender Artenzahl bei etwa gleicher Individuenverteilung erhöht sich die Diversität. Hohe Diversität kann als Kriterium für hohe biologische Vielfalt gelten und ein Gebiet als wertvoll charakterisieren. Es gibt aber eine Reihe von Landschaftsbestandteilen, die von Natur aus artenarm sind und in denen nur wenige Spezialisten (stenotope Arten) mit oft hohen Individuendichten leben können. Beispielsweise sind intakte, nährstoffarme Moore relativ artenarm und haben eine sehr niedrige Artendiversität. Sie sind aber ökologisch sicherlich wesentlich wertvoller einzustufen als artenreiche, sumpfige Standorte in den Verlandungszonen eutrophierter Teiche, mit einem breiten Spektrum euryöker Arten und Ubiquisten.
Von GOODMAN (1975) wird die Anwendbarkeit des SHANNON-Index grundsätzlich angezweifelt, da nicht klar hervorgeht, welche ökologische Größe oder welchen ökologischen Prozess dieser Index eigentlich repräsentiert.
Bei Sukzessionsprozessen, die nach dem Mosaik-Zyklus-Konzept (REMMERT 1987) selbst im Klimax-Stadium ablaufen, kommt es zu ständigen Veränderungen, auch in der Diversität (PIELOU 1966a). SOUTHWOOD et al. (1979) stellte erhebliche Diversitätswertschwankungen in frühen Sukzessionsstadien fest, wobei es Proportionalitäten zwischen Diversität von Pflanzen und der Diversität von phytophagen Insekten gibt.
NIEMELAE et al. (1990) beschäftigten sich mit Fragen der Verwendung von $\alpha$-, $\beta$- und $\gamma$-Diversität, wobei sich $\alpha$-Diversität auf den Artenreichtum von lokalen Ansammlungen bezieht („Inner-Habitat-Diversität" nach MACARTHUR 1965) und $\beta$-Diversität als ein Maß des Austausches in der Zusammensetzung von lokalen Ansammlungen über verschiedenen Habitaten („Zwischen-Habitat-Diversität" nach MACARTHUR 1965) angesehen wird. Genau genommen dürfte demnach auf „jungen" Sukzessionsflächen kaum eine $\alpha$-Diversität meßbar sein, da ein ständiges Arten-Turnover stattfindet und der auf Basis der Fänge einer Vegetationsperiode ermittelte Diversitätswert somit einen Mittelwert verschiedener kurzfristiger Sukzessionsstufen darstellt.
NAGEL (1975) befaßte sich ausführlich mit der Herleitung und Interpretation der Diversität. Er ist der Ansicht, daß die Artendiversität nach SHANNON-WIENER Auskunft über die Stabilität der untersuchten Biozönose gibt, aber keine Rückschlüsse auf zu erwartende Veränderungen der Artenzusammensetzung zuläßt. Sukzessionsstadien der Biozönosen können durch Kombination von Diversitätsuntersuchungen und Analysen der Bioindikation in ihrer Relation zueinander erkannt werden (NAGEL 1975). MÜHLENBERG & HOVESTADT (1991) sind der Meinung, daß Diversitätsindizes nicht geeignet sind, die Qualität von Lebensräumen zu bewerten und daß man mit einem Diversitätsmaß Artengemeinschaften bestenfalls beschreiben solle und nicht bewerten.

Diversitätswerte besitzen für sich allein betrachtet kaum einen Aussagewert. Hohe Diversitätswerte bedeuten nicht zwangsläufig eine hohe Wertigkeit oder Stabilität des Biotops, wie beispielsweise auch in Fichtenforsten festgestellt wurde (ROTH 1984). Nach WEIGMANN (1987) ist die Diversität ein ungeeignetes Bioindikationsmaß für Umweltbelastung einer Fauna. Dies kann beispielsweise durch die relativ hohen Diversi-

tätswerte in den durch Vieheintrieb stark belasteten Gehölzen „aei“ und „aki“ bestätigt werden. Beim Vergleich von verschiedenen Flächen (aber möglichst gleichartiger Belastung) in einem begrenzten Gebiet kann die Verwendung von Diversitätswerten hilfreich sein. In den Kapiteln 4.3.3.1., 4.3.4.1., 4.3.5.1. sowie 4.4.3. konnte jedoch dargelegt werden, wie sehr die zwei Kriterien Artenzahl und Verteilung der Arten auf die Individuen die Diversitätswerte beeinflussen und wie groß der Interpretationsbedarf ist, so daß man zu der Schlußfolgerung gelangen könnte, daß die Charakterisierung der Zönosen auch ohne diesen Wert möglich wäre.
Die Diversitätswerte (z.B. SHANNON-Index, BRILLOUIN- Index) werden wohl als Bewertungskriterium in der ökologischen und ökofaunistischen Forschung weiter an Bedeutung verlieren.

Bei den hier durchgeführten 2jährigen Untersuchungen konnte ein außergewöhnlich großer Stichprobenumfang und damit eine umfangreiche und offenbar repräsentative Datenbasis zusammengetragen werden. Kleinere biotisch und abiotisch (z.B. Witterungsextreme) bedingte Populationsschwankungen sowie die nur für manche Arten zutreffende selektive Wirkung der Fallen wurden offenbar etwas ausgeglichen. Somit ist erklärbar, daß beispielsweise zwischen dem stichprobenabhängigen SHANNON-Index und dem stichprobenunabhängigen BRILLOUIN-Index nur geringfügige Unterschiede bestehen und beide Index-Berechnungen in Relation bzw. in der Tendenz die gleichen Ergebnisse erbringen.
Selbst bei den vorwiegend auf Anlockung ausgerichteten Gelbschalenfängen, die eindeutig selektiv wirken, sind zwischen SHANNON- und BRILLOUIN-Index kaum Unterschiede zu erkennen. Die Schlußfolgerung liegt nahe, daß die Lockwirkung, die offenbar nur für einen Teil der Arten zutrifft, insgesamt keinen oder nur einen geringen Einfluß auf den SHANNON-Index und die dabei geforderte zufällige Probennahme hat. Offenbar überwiegt bei den großen Fangzahlen, die bei dieser Untersuchung erzielt wurden, der Anteil von Arten und Individuen die „zufällig“ in die Schalen geraten sind.

### 6.6.2. Ähnlichkeitsindizes

Mit komplizierten Berechnungsverfahren (z.B. BRILLOUIN-Index, Diversitätsdifferenz nach MACARTHUR) konnte kein Informationsgewinn bzw. aussagefähigere Ergebnisse erzielt werden. Im Gegenteil, da bei diesen Berechnungen die Häufigkeit der Arten eine große Rolle spielt, kann es zu Fehlinterpretationen kommen, da absolute Individuenzahlen von der Wahl der Fangmethode abhängen.
Sehr deutlich wird dies bei der hier verwendeten Gegenüberstellung von vier Ähnlichkeitsindizes zum Vergleich der Artenspektren verschiedener Flächen. Der Einfluß hoher Individuenzahlen wirkt sich insofern negativ aus, als größere Gemeinsamkeiten verschiedener Flächen in erster Linie durch das Vorhandenseins einiger weniger dominanter Arten hervorgerufen werden, obwohl es gravierende Unterschiede hinsichtlich des gesamten Arteninventars gibt. Die Verwendung von solch „einfachen“ Ähnlichkeitsindizes wie des SÖRENSEN-Index oder JACCARD-Index charakterisiert die Gemeinsamkeiten bzw. Unterschiede bei den gebräuchlichen Erfassungsmethoden vielfach besser. Der WAINSTEIN-Index, das Produkt aus RENKONEN-Index und JACCARD-Index, kann nicht als Alternative angesehen werden. Obwohl es sich hierbei um die Kombination eines auf Artbasis und eines auf Dominanzbasis beruhender Index handelt, überwiegt offenbar der „Einfluß“ der Dominanzidentität nach RENKONEN (siehe auch Kap. 4.3.2., 4.3.3.8., 4.3.4.8., 4.3.5.4. sowie 4.4.4.).

### 6.6.3. Dominanzstruktur

Mit Bodenfallen kann man nicht die absoluten Dichten von am Boden lebenden Arthropoden ermitteln, sondern nur annähernd die Aktivitätsdichten. Da mehrfach nachgewiesen wurde, daß Bodenfallen $\pm$ selektiv fangen, ist zu bezweifeln, ob selbst die realen Aktivitätsdichteverhältnisse überhaupt mit Bodenfallen ermittelbar sind. Beispielsweise wirkt Formalin auf *Carabus*-Arten anziehend (LUFF 1968, PETRUSCHKA 1969, SKUHRAVY 1970, ADIS 1976, ADIS & KRAMER 1975, RENNER 1981/82 u.a.). Vermutlich hat jede Fangflüssigkeit auf die unterschiedlichsten Arten eine anziehende oder abstoßende Wirkung (s. Kap. 6.5.1.1.).

LOHSE (1981) begründet eine differenzierte Bodenfallen-Fängigkeit mit dem unterschiedlichen artspezifischen Verhalten der Laufkäfer am Beispiel zweier etwa gleichgroßer und gleichschneller *Amara*-Arten. So widersprachen die Fangergebnisse aus Bodenfallen völlig den durch Handfängen festgestellten Verhältnissen. LOHSE (1981) vermutete, daß die eine Art ein sogenannter Oberflächenläufer ist, während sich die andere in der Streuschicht bewegt und dadurch die Fallen umgehen könnte.
Die Dauer der Aktivitätsperiode ist sehr unterschiedlich. Manche Arten sind fast die gesamte Vegetationsperiode über aktiv bzw. sie haben ein Frühjahrs- und Herbstmaximum und sind durch Überschneidung der Generationen 3-4 Monate im Jahr präsent. Andere Arten wiederum erscheinen als Imagines nur im Spätsommer für wenige Tage, aber in extrem hohen Individuenzahlen. Somit kann der Eindruck entstehen, daß zwei Arten gleich häufig sind, obwohl über das Jahr verteilt sehr unterschiedliche Verhältnisse bestehen. JANS (1987) kommt bei seinen Untersuchungen zur Laufaktivität von Carabiden in Laubwäldern zu dem Schluß, daß Dominanzangaben bezogen auf Jahresfänge nur für allgemeine Biotopvergleiche sinnvoll wären, aber wenig über die tatsächlichen Verhältnisse in einem Habitat aussagen. Somit müßte man bei der Ermittlung der Aktivitätsdichte neben dem Flächenbezug eine zeitliche Komponente hinzufügen, die entweder annähernd den Zeitraum der Hauptaktivitätsphase umfaßt oder den gesamten Zeitraum einer Generation oder aber eine durchschnittliche flächenbezogene Repräsentanz, beispielsweise in Individuen je Tag und Vegetationsperiode.

### 6.6.4. Rarefaction-Methoden

Die Anwendung von Rarefaction-Methoden (siehe ACHTZIGER et al. 1992) erwies sich als gute Möglichkeit zur tiefergehenden Interpretation der Fangergebnisse. Bei bekannter Arten-Abundanz-Verteilung und den bei freilandökolgischen Untersuchungen gewöhnlich immer auftretenden unterschiedlichen Stichprobenumfängen wird durch diese Methode auf eine einheitliche, standardisierte Probengröße (z.B. Individuenzahl) „herunterverdünnt“ (Erläuterungen im Kap. 3.6.). Die damit erhaltenen Arten-Erwartungswerte erlauben eine bessere Vergleichbarkeit, da von einem gleichgroßen Stichprobenumfang (Individuenzahl oder Erfassungseinheiten) ausgegangen wird. Die graphische Darstellung in Form von Artenakkumulations- bzw. Arten-Sättigungskurven lassen anschauliche Vergleiche und Bewertungen zwischen unterschiedlichen Flächen hinsichtlich ihres Artenreichtums zu. Die Interpretation des Kurvenverlaufs erlaubt, allerdings nur als grobe Abschätzung und unter Einbeziehung der Beschaffenheit der Datenmatrix (d.h. der Arten-Frequenz-Kurven), Aussagen zur Effektivität der Fangmethode bzw. des Erfassungsaufwandes.
Eine kombinierte Interpretation von Diversität, Dominanzstruktur (die in Form von Arten-Abundanz-Kurven ebenfalls graphisch darstellbar ist) und Rarefaction-Kurven bietet nachvollziehbare und anschauliche Bewertungsmöglichkeiten (s. Kap. 4.3.3.9., 4.3.4.9, 4.3.5.7., 4.4.5. und 4.5.3.4.).

### 6.6.5. Artenassoziationen nach FAGER

Die Darstellung von Artenassoziationen erfolgte nach einem Berechnungsverfahren von FAGER 1957 (aus: MÜHLENBERG 1993). Da die Gehölze untereinander ähnlich strukturiert sind und die gleichen Baumarten besitzen (allerdings in unterschiedlichen Mischungsverhältnissen), kann ein solches Verfahren angewandt werden. Hierbei wird überprüft, ob das gemeinsame Vorkommen zweier Arten in verschiedenen Untersuchungsflächen signifikant ist, wobei eine Affinität zwischen den zwei Arten mit einem t-Test nachgewiesen werden muß. Das bedeutet, daß ein Artenpaar beispielsweise mindestens auf fünf von sieben Flächen vorkommen muß. Diese Überprüfung erfolgt für alle möglichen Artenpaare auf allen Flächen. Durch die Berechnung von sogenannten „recurrent groups“ (Assoziationsgruppen) können quantitative Aussagen zur Abgrenzung der Artengemeinschaften gemacht werden. Eine ökologische Interpretation dieser so erhaltenen „Lebensgemeinschaften“ oder Artenassoziationen führt zu einer guten Charakterisierung des gemeinsamen Artenspektrums. Allerdings beruhen diese als engere „Lebensgemeinschaften“ zu betrachtende Artengruppen auf der Annahme, daß sie wegen ihres gemeinsamen Vorkommens auf unterschiedlichen Flächen in irgendeiner Weise in Wechselwirkung zueinander stehen oder ähnliche biotische und abiotische Bedingungen an ihren Lebensraum stellen. Die Berechnung der „recurrent group“ auf Grundlage der Bo-

denfallendaten ergab beispielsweise, daß sich die Laufkäfer-Artengemeinschaft in allen Gehölzen aus euryöken Arten der offenen und halboffenen Landschaft zusammensetzt und Waldarten größtenteils eine untergeordnete Rolle spielen. Für die ermittelten Artengemeinschaften der Staphyliniden und vor allem mit der „restlichen Käfer“ spielen die Gehölze als Waldstruktur eine größere Rolle, da ein erheblicher Teil dieser Arten eine engere Bindung an Wald zeigen, was die bioindikatorische Relevanz dieser Gruppen unterstreicht.

Die Berechnung von „recurrent groups“ ist somit eine weitere gute Möglichkeit, umfangreiches Datenmaterial auszuwerten. Eine Voraussetzung ist, daß eine möglichst vollständige Artenerfassung vorliegt und daß die Untersuchungsflächen annähernd gleich intensiv bearbeitet wurden (s. Kap. 4.3.3.7., 4.3.4.7., 4.3.5.6., 4.4.6. und 4.5.3.2.).

## 6.7. Populationsökologische Betrachtungen mit Hilfe des Metapopulationskonzeptes

Aufgrund des relativ großen Probenumfanges bei dieser Untersuchung wird eine Zahl von etwa 500 Käferarten für ein 1 ha großes naturnahes Laubgehölz vermutet. Dieser Wert dürfte den realen Verhältnissen ziemlich nahe kommen, da einerseits noch nicht alle Arten nachgewiesen wurden, andererseits ein nicht unerheblicher Teil der gefundenen Arten biotopfremd sind.
Der Anteil von mehr oder weniger an Wald gebundenen Arten beträgt in den 0,08-8,5 ha großen Gehölzen 25 bis 35 %. Unabhängig von der Fläche liegt der Anteil der Waldarten, die nur 1-2 mal gefunden wurden in den naturnahen Gehölzen („w", „ei", „ki" und „kei") zwischen 40 und 44 %, während er in den anthropogen beeinflußten Gehölzen („aei", „aki") zwischen 50 und 60 % liegt. Diese Werte geben, wenn auch nur grob, Anhaltspunkte über „biotopeigene" Arten bzw. über den Anteil von Arten, die mit großer Wahrscheinlichkeit in ausreichend großen Populationsdichten in den Gehölzen vorkommen.
Nicht alle nachgewiesenen Arten, auch nicht die „Waldarten", werden sich in jedem der Gehölze entwickeln. Die vorgefundenen Häufigkeitsunterschiede bei einer Reihe von Arten lassen vermuten, daß mehrere, unterschiedlich große Teilpopulationen vorhanden sind, die mehr oder weniger „eng" in Verbindung stehen (Individuen- und damit Genaustausch). In jedem Gehölz sind bestimmte Standorts- und Entwicklungsbedingungen für bestimmte Arten optimal ausgeprägt, so daß sich diese Arten dort stark vermehren und in hohen Individuenzahlen vorkommen und sich von dort zahlreich ausbreiten. In anderen Gehölzen mit suboptimalen Voraussetzungen sind entweder kleinere Populationen dieser Arten vorhanden, die sich durch zuwandernde Tiere und der damit verbundenen genetischen Auffrischung erhalten können oder aber sie sterben immer wieder aus und es kommt erst nach einer gewissen Zeit erneut zu einer zahlenmäßig so starken Einwanderung, daß es zum Aufbau neuer fortpflanzungsfähiger Teilpopulationen kommt. Dieser Sachverhalt ist in der Populations-ökologie auch unter dem Begriff „*mainland-island*-Szenarium" bekannt. Dies kann beispielsweise für einige gut flugfähige *Agrilus*-Arten vermutet werden. *Agrilus angustatus* und *A. obscuridicollis* sind auf „w" am häufigsten, in den anderen Gehölzen aber dennoch regelmäßig gefunden worden. *Agrilus graminis* ist auf „aei" am häufigsten, *Agrilus sulcicollis* hingegen auf „ei" und „aei" recht zahlreich, in den anderen Gehölzen jedoch nur vereinzelt. In diesem Zusammenhang kann auch die an Kiefer gebundene Prachtkäferart *Anthaxia quadripunctata* genannt werden. In den Gehölzen mit einem relativ hohen Kiefernanteil „w", „ki" und „aki" wurde die Art zahlreich nachgewiesen, in den anderen Gehölzen mit nur einigen Kiefern nur in Einzelexemplaren. Da die Art auch auf dem Grünland und der Brache in den Gelbschalen nachgewiesen werden konnten, ist eine Ausbreitung von Gehölz zu Gehölz sehr wahrscheinlich (Tab. 46).

Tab. 46: Buprestidenarten mit gutem Ausbreitungsvermögen

| Art | bevorzugte Fraßpflanze | Gehölz | | | | | | Offenland | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | w | ei | ki | aei | aki | kei | b | g |
| *Agrilus laticornis* | *Quercus petraea/ robur* | 184 | 55 | 120 | 121 | 4 | 55 | 2 | 1 |
| *Agrilus angustatus* | *Quercus petraea/ robur* | 106 | 50 | 32 | 28 | 3 | 9 | 9 | - |
| *Agrilus graminis* | *Quercus petraea/ robur* | 13 | 31 | 24 | 57 | - | 8 | - | - |
| *Agrilus obscuridicollis* | *Quercus petraea/ robur* | 12 | 5 | 1 | 7 | 2 | 3 | - | - |
| *Agrilus sulcicollis* | *Quercus petraea/ robur* | 5 | 22 | 7 | 17 | 6 | 3 | 1 | 1 |
| *Anthaxia quadripunctata* | *Pinus sylvestris* | 51 | 6 | 19 | 3 | 32 | 8 | 4 | 1 |

Wenn jedoch die Indiviuen einer Art auf einer Insel nicht in der Lage sind, auch ohne Immigranten eine gewisse Zeit zu überdauern, spricht man von einer „*source-sink*-Situation" (s. REICH & GRIMM 1996).
Eine wichtige Grundlage für eine erfolgreiche Kolonisation ist aber immer eine zahlenmäßig starke Entwicklung bzw. das gehäufte Auftreten in bestimmten Vorzugshabitaten, die die Arten zur Ausbreitung veranlaßt, das heißt, daß durch Populationsüberschüsse ein „Auswanderungsbedürfnis" erzeugt wird (RIECKEN, 1992b). Dies entspricht nicht nur der Ökologie vieler Arten der offenen und halboffenen Landschaft, die als r-Strategen bzw. Opportunisten über solche Entwicklungs- und Ausbreitungsmechanismen verfügen. Hierunter fallen auch stenöke (Wald)-Arten, die sich nur in bestimmten Mikrohabitaten entwickeln können, die von Natur aus selten und insulär verbreitet sind. Als Beispiel soll der überwiegend an bestimmten, meist nur in den Baumkronen wachsenden Schüpplingen vorkommende Pilzkäfer *Tetratoma fungorum* genannt

werden. Die auf Laubbäumen wachsenden Pilze sind nicht häufig und meist nur verstreut an wenigen Lokalitäten zu finden. Mit großer Stetigkeit kommen aber die Käfer an diesen Pilzen vor, meist in großer Zahl.
Die Ausbreitungsfähigkeit von mehr oder weniger eng an Alt- und Totholzstrukturen gebundenen Waldarten wird vielfach unterschätzt. Da im Natur- bzw. Urwald diese Strukturen auch nur inselartig vorhanden sind, müssen diese Arten zum Überleben über ausgeprägte Ausbreitungsstrategien verfügen, die es ihnen ermöglicht, auch entfernter liegende potentielle Entwickungshabitate zu erreichen bzw. erfolgreich zu besiedeln. Eine weitere Überlebensstrategie ist jedoch auch das jahrzehntelange Überdauern an einer oft völlig isolierten Lokalität, ohne daß negative genetische Veränderungen auftreten. Offenbar spielen die vorwiegend bei Wirbeltieren erforschten genetischen Isolationsmechanismen (z.B. Inzuchtdepression) bei Insekten eine weniger gravierende Rolle.

Bei der hier vorliegenden Untersuchung kann insgesamt für die meisten Arten nicht von Subpopulationen und, bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet, nicht von Metapopulationen im Sinne SIMBERLOFF's (1988) gesprochen werden. Eine solche Interpretation würde zudem spezielle Untersuchungen zu lokal adaptierten Genotypen u.ä. voraussetzen. Dennoch soll auf die Problematik Metapopulation eingegangen werden:
Anfang der 90er Jahre kam es zu einem sprunghaften Anstieg von Untersuchungen und Veröffentlichungen zum Thema Metapopulation. Nachdem alle bisherigen Konzepte und Theorien (Inseltheorie und Arten-Areal-Beziehungen, SLOSS-Debatte, Biotopverbund/Biotopvernetzung usw.) nicht dazu beitragen konnten, den Artenschwund und die Verarmung unserer Landschaft aufzuhalten, entstand der Eindruck, als wäre das Metapopulationskonzept eine Art Hoffnungsträger in Ökologie und Naturschutz. Einen kritischen Beitrag zu Überbewertungen und Fehldeutungen des Metapopulationskonzeptes geben REICH & GRIMM (1996). Sie stellen eine differenzierte, etwas weiter gefaßte Definition des Begriffes „Metapopulation" mit vier Kriterien vor:
*Eine Metapopulation ist eine (regionale) Population von (lokalen) Populationen und:*
*- 1. die lokalen Populationen besitzen eine eigene Dynamik (sie sind von anderen lokalen Populationen abgrenzbar);*
*- 2. Wenigstens einige der lokalen Populationen sind so klein oder so bedroht, daß mit ihrem Aussterben zu rechnen ist;*
*- 3. Die lokalen Populationen bzw. Habitate stehen durch divergierende Individuen miteinander in Wechselwirkung;*
*- 4. Dispergierende Individuen müssen in der Lage sein, infolge Aussterbens leer gewordene bzw. neu entstandene Habitate wiederzubesiedeln, d.h. Populationen aufzubauen, die ihrerseits Kolonisatoren bereitstellen können*.

REICH & GRIMM (1996) betonen, daß es sich um eine Arbeitshypothese handelt, wobei es um die Interpretation der Verteilung und Dynamik einer Population auf lokaler und regionaler Ebene geht. Da es nicht Zielstellung der hier vorliegenden Arbeit war, einzelne Arten bzw. deren Populationen genauer zu untersuchen, wäre eine uneingeschränkte Interpretation von Metapopulations-Aspekten rein spekulativ. Dennoch kann aus dem empirischen Wissen bzw. den Erfahrungen über die Häufigkeit und Stetigkeit des Vorkommens bestimmter Arten auf bestimmten Flächen oder Habitaten geschlußfolgert werden, daß nach obiger Definition von REICH & GRIMM (1996) durchaus für einige Arten das Überleben in der Kleinkuppenlandschaft mit dem Metapopulationskonzept erklärbar ist.

Wahrscheinlich trifft dies für viele monophage oder oligophage Käferarten (Nitidulidae-*Meligethes*, Chrysomelidae-*Longitarsus*, Curculionidae-*Ceutorhynchus* s.l.) zu, da diese an typische Ruderalpflanzen, wie z.B. dem Gemeinen Natternkopf (*Echium vulgare*) gebunden sind. Diese Pflanze bildet im ersten Jahr nur eine Blattrossette aus und blüht erst im darauffolgenden Jahr. An einigen Gehölzsäumen blühte diese Art nur 1992, an anderen ein Jahr später, während sie auf den vorjährigen Gehölzsäumen 1993 nur noch vereinzelt wuchs und 1994 fast völlig verschwunden war. Entsprechend dem üppigeren Wachstum dieser Pflanze im Jahr der Blütenbildung gelangten die gehäuften Nachweise der phytophagen Käferarten (z.B. *Meligethes tristis, M. planiusculus*) (1. Kriterium nach obiger Definition). Verschwand die Pflanze nach zwei Jahren durch die rasche Sukzession wieder, erloschen auch die lokalen Populationen dieser Käferarten (2.

Kriterium). Da aber gleichzeitig in benachbarten Gehölzen (auch wenn diese einige hundert Meter entfernt sind) oder anderen Saumstrukturen die Pflanze blühte und die Käfer dort gefunden wurden, kann auf eine Ausbreitung und Neubesiedlung geschlossen werden und es treffen offenbar das 3. und auch das 4. Kriterium (Dispersal und Kolonisation) aus obiger Definition zu. Verantwortlich für diese Dynamik war im wesentlichen die landwirtschaftliche Bodenbearbeitung, durch die an Randstrukturen immer wieder der Rohboden freigelegt wurde, was die Ansamung dieser „Pionierpflanze“ ermöglichte. Die Nutzungsaufgabe und damit die zunehmende Verbrachung während der Untersuchungsjahre 1992-94 verringerte aber die Zahl neuer Rohbodenhabitate und somit auch potentielle Lokalitäten für die Populationsentwicklung von Natternkopf und den daran gebundenen Glanzkäfern.
Allerdings erscheint es fragwürdig, ob es bei den meisten Insektenarten überhaupt praktikabel ist, ihre Populationen auf dieses recht weit interpretierbare Konzept hin zu prüfen. Für die Naturschutzpraxis wird somit von vornherein die Anwendbarkeit des Metapopulationskonzeptes stark eingeschränkt (einige Wirbeltiere oder Pflanzenarten, eventuell in Kombination mit stenöken, monophagen Insektenarten).

Eine weitere Artengruppe, deren regionale Metapopulation aber weiträumiger zu fassen ist, sind psammophile Laufkäferarten, wie z.B. *Harpalus melancholicus, H. fröhlichi, H. hirtipes, H. autumnalis* und *H. flavescens*, die nur auf der mit Sand abgedeckten Mülldeponie nachgewiesen werden konnten (s. Anhang 8). Diese offene Sandfläche entstand erst 1991 und war zum Zeitpunkt der Erfassung 1993/94 ein auffälliger Geländepunkt. Die macropteren, migrationsfreudigen Arten können diese kleine, isolierte Fläche offenbar nur fliegend erreicht und besiedelt haben. Eine erfolgreiche Kolonisation kann aber nur für *H. hirtipes* vermutet werden, da sie in großer Zahl nachgewiesen wurde. Die anderen Arten konnten nur in wenigen Exemplaren oder einzeln gefunden werden, was darauf hindeutet, daß es nicht zur Ausbildung individuenstarker Populationen kam und ein lokales Aussterben sehr wahrscheinlich zu sein scheint. Als „Spenderbiotope“ (*mainlands*) kommen in erster Linie das Sandgebiet des Dresdner Hellers (mit Binnendünenresten sowie Sandabbau) sowie die Sand- und Kiesgruben in Ottendorf-Okrilla und in der Dresdner Heide in Frage, die jeweils etwa 5-6 km Luftlinie südlich bzw. nordöstlich und südöstlich der Fläche „dep“ entfernt liegen. Die meisten der oben erwähnten Arten konnten 1997 auch auf dem Dresdner Heller gefunden werden (eig. Beob.).

Zur Problematik der minimalen überlebensfähigen Populationen kann gesagt werden, daß sich trotz der „Verdünnung“ ökologisch wertvoller Strukturen Ende der 60er/Anfang der 70er Jahre und trotz einer 20jährigen, stellenweise ziemlich intensiven, landwirtschaftlichen Nutzung ein unerwartet großer Artenreichtum in dem hier untersuchten Ausschnitt der Moritzburger Kleinkuppenlandschaft gehalten hat. Viele Arten wurden nur als Einzelindividuum bzw. in wenigen Exemplaren nachgewiesen, was aber keine Rückschlüsse auf die tatsächlich vorhandene Populationsdichte zuläßt. Die Nachweisgrenze ist bei Insektenarten vor allem abhängig von Größe (viele Arten sind < 5 mm), Aktivitätszeit (oft nur wenige Tage und Wochen im Jahr) und Lebensweise (dämmerungs- bzw. nachtaktiv, Bindung an spezifische Mikro-Habitatstruktur) usw. und weniger von der tatsächlich vorhandenen Individuendichte. Für die meisten Käferarten kann davon ausgegangen werden, daß bei einem Nachweis (auch nur eines Tieres) geschlußfolgert werden kann, daß eine überlebensfähige Population vorhanden ist. Als grober Richtwert bzw. kritischer Grenzwert wird in der Literatur eine Populationsgröße von 50 Individuen angegeben. Für ein längerfristiges Überleben einer Population wird allerdings eine Mindestgröße von 500 Individuen gefordert (FRANKLIN 1980). Dennoch scheint eine differenziertere Betrachtung bei Wirbeltieren und hier vor allem von Säugern und Vögeln gegenüber Insekten und anderen Arthropoden angebracht. Eine Ursache hierfür sind die Lebensraumdimensionen bzw. die Arealgröße der Arten. Während beispielsweise für eine bestimmte Vogelart ein mehrere hundert Hektar großes, zusammenhängendes Waldgebiet das Überleben für einen bestimmten Zeitraum sichert, ist es für eine xylobionte Käferart ein einzelner Baum oder eine mehrere Bäume umfassende Altholzinsel. Nun kann der Wald um diese Altholzinsel abgeholzt werden, ohne daß es die Population des Käfers für die nächsten Jahre und Jahrzehnte wesentlich beeinflußt. Die Vogelart würde aber mit großer Wahrscheinlichkeit lokal aussterben. Das Beseitigen eines einzigen (Brut)Baumes kann jedoch zum Erlöschen der Käferpopulation führen, während die Durchschneidung des ehemals zusammenhängenden Waldgebietes durch einen Straßenneubau die Population der Vogelart weniger gravierend beeinflußt.

Bekanntermaßen überleben Reliktvorkommen bestimmter Insektenarten über Jahrzehnte und offenbar über Jahrhunderte, ohne daß die vorwiegend bei Wirbeltieren festgestellten negativen Isolationsmechanismen (Inzuchtdepression, Gendrift) zum Tragen kommen. Bei den meist geflügelten Insekten scheinen genetische Folgen der Fragmentierung von Populationen eine eher untergeordnete Rolle zu spielen (LANDE 1988, TSCHARNTKE 1992, 1995, KUHNHENNE et al. 1994).
Aus der hier untersuchten Kleinkuppenlandschaft sollen folgende zwei Beispiele genannt werden:
- *Oedostethus quadrimaculatus*: Diese stenöke Schnellkäferart entwickelt sich an sandigen Bach- und Flußufern. Die Art konnte in Anzahl in Bodenfallen auf dem Grünland „g“ gefunden werden. In den 70er Jahren wurde diese Fläche melioriert, wobei der Bach verrohrt und in 3 m Tiefe verlegt wurde. Die Art hat somit seit über 20 Jahren trotz wesentlicher Beeinflussung ihres Vorzugshabitates überlebt.
- *Synchita mediolanensis*: Diese stenöke, xylobionte Rindenkäferart lebt unter der abgestorbenen Rinde alter Eichen, Ulmen u.a. Die Art konnte im kleinen Eichengehölz „kei“ sowie der Waldvergleichsfläche „w“ in Bodenfallen nachgewiesen werden, die in der Nähe alter Eichen positioniert waren. Es waren die einzigen Untersuchungsflächen mit über 100jährigen Eichen.

Bei Insekten kann die Isolation jedoch auch zur Ausbildung einer Subspezies, geographischen Rasse oder sogar zur Ausbildung von Merkmalen führen, mit der Folge, daß sich eventuell eine neue Art oder Unterart abspalten könnte. Als Beispiel soll die Laufkäferart *Carabus menetrisi ssp. pseudogranulatus* genannt werden, die in Sachsen erst 1964 entdeckt wurde (NÜSSLER 1965) und als eiszeitliche Reliktart bezeichnet wird. Die flugunfähige Art konnte in Sachsen bisher nur in einer wenige ha großen Lokalität (moorige Wiese im westlichen Erzgebirge) gefunden werden und lebt dort wahrscheinlich seit einigen tausend Jahren (offenbar seit der letzten Eiszeit), ohne daß ein Genaustausch mit anderen Populationen erfolgte.

Die populationsökologischen Zusammenhänge bei den meisten Insektenarten sind sehr komplex und kaum mit vertretbarem Aufwand bis in alle Einzelheiten erfaßbar. Zur Erhaltung der gesamten Artenvielfalt bedarf es demnach nicht des Schutzes einzelner, aus floristischer oder faunistischer Sicht bedeutungsvoll erscheinender Biotope, sondern der Erhaltung des gesamten noch bestehenden Netzes von Kleinstrukturen einschließlich einer naturverträglichen, nachhaltigen land- und forstwirtschaftlichen Nutzung.

## 6.8. Die Gehölze aus Sicht der Inseltheorie und Arten-Areal-Beziehung

Bereits im vorigen Jahrhundert erkannte Charles Darwin tiergeographische Zusammenhänge bei seinen Untersuchungen über die Finkenvögel auf den Galapagos-Inseln. Die biogeographische Forschung dieses Jahrhunderts ist vor allem geprägt durch die „Inseltheorie“ mit ihren zwei Hauptaspekten: dem dynamischen Artengleichgewicht und der Arten-Areal-Beziehung (PRESTON 1962, MACARTHUR & WILSON 1963 u.a.). Danach ist die Artenzahl einer Insel (sowohl Meeresinseln als auch Habitatinseln auf dem Festland) von deren Fläche sowie dem Isolationsgrad abhängig. Die Fläche steht wiederum in Zusammenhang mit der Verfügbarkeit, Größe und Anzahl verschiedener Habitate auf dieser Insel (Habitat-Diversitäts-Theorie nach WILLIAMS 1943, 1964, s. auch LACK 1969, 1976 u.a.). Detaillierte Einblicke in die Beziehung der Arten-Areal-Kurven brachte u.a. SIMBERLOFF (1974). Bezogen auf „Festlandinseln“ sind die im Umland befindlichen, unterschiedlich ausgeprägten Landschaftsstrukturen und vor allem „Barrieren“ (z.B. intensiv genutzte land- oder forstwirtschaftliche Monokulturen, Straßen, Kanäle, Siedlungen, Gewerbe- und Industriegebiete) von nicht zu unterschätzender Bedeutung für den Ausbreitungserfolg (z.B. CORNELSEN et al. 1993, DEIXLER 1984, DIERSSEN 1991, MADER 1979a,b, MADER et al. 1988, TANNIGEL & GLÜCK 1990). Bisher wenig untersucht, da schwer quantifizierbar, ist die Habitatausstattung sowie die Qualität bestimmter Biotope oder Habitatstrukturen. Auch das Alter bzw. die Entstehungsgeschichte von Habitatinseln hat einen nicht unerheblichen Einfluß bei inselökologischen Abläufen und deren Erforschung (s. HABER 1978, LEEUWEN 1965 zit. in RINGLER 1981, RINGLER 1981, MADER 1984).
Viele Untersuchungen beschäftigten sich damit, was entscheidend für die Höhe der Artenzahl ist: die Fläche allein oder die Habitat-Heterogenität (CONNOR & MCCOY 1979, DIAMOND 1975, HARRIS 1984, HELLIWELL 1976, MADER 1980, 1981, 1983b, MCCOLLIN et al. 1988, MCCOY 1983, MÜHLENBERG et al. 1977, NILSSON et al. 1988, SEAGLE 1986, SIMBERLOFF 1976a u.a.), wobei die Resultate unterschiedlich ausfielen. Nach TSCHARNTKE

(1995) erlaubt die Pflanzenartenzahl die beste Vorhersage für die Insektenartenzahl, was somit die Habitat-Heterogenitäts-Hypothese bestätigt. Die Lebensraumvielfalt korreliert nach BEGON et al. (1991) positiv mit der Artenvielfalt.
Bezogen auf die untersuchten Gehölze konnte eine Überlagerung der zwei Variablen festgestellt werden: Je größer das Gehölz, desto größer ist die Zahl flächenspezifischer Besonderheiten bzw. Mikrohabitate und damit die Habitat-Heterogenität. Sie wurde nicht direkt gemessen. Die Anzahl der nachgewiesenen Pflanzenarten zeigt jedoch den Trend an (s. Anhang 1 und Abb. 4/57).
Um der in den letzten Jahrzehnten immer stärker in Erscheinung tretenden Verinselung naturschutzrelevanter Gebiete entgegenzuwirken, wurde versucht, Modelle und Schutzkonzepte zu entwickeln und in die Praxis umzusetzen, wobei man sich schwerpunktmäßig mit Untersuchungen über Größe und Form von Schutzgebieten bzw. Habitatinseln sowie deren Flächenanteil in der Landschaft befaßte (BALSER et al. 1981, BOECKLER & GOTELLI 1984, COLARIS 1983, DIAMOND 1976, DIAMOND & MAY 1980, HIGGS & UHSER 1980, HOOPER 1970, HUMPHREYS & KITCHENER 1982, REED 1983, SIMBERLOFF 1976b, TERBORGH 1976, VAN SELM 1988, WEBB 1984, WILSON & WILLIS 1975 u.a.). Eine kontroverse Diskussion begann mit der sogenannten SLOSS-Debatte (single large or several small). Es kam zum Streit darüber, was für Naturschutzzwecke sinnvoller sei, die Sicherung einer großen Fläche oder die Erhaltung mehrerer kleiner Flächen gleicher Gesamtgröße. Die Befürworter des Schutzes großer Flächen begründen, daß spezialisierte, stenöke Arten auf einen ausreichend großen Lebensraum angewiesen sind, der größer sein muß, als der Mindestlebensraum der Population (MAY 1975). Die Vertreter des anderen „Lagers“ sind der Ansicht, daß mehrere kleine Inseln mehr Arten beherbergen als eine große Insel vergleichbarer Größe (SIMBERLOFF & ABELE 1976, 1982; HIGGS 1981; MARGULES et al. 1982).

Bezogen auf die hier untersuchten Gehölze konnte Folgendes festgestellt werden:
Auf der 8,5 ha großen Gehölzinsel wurden 698 Arten nachgewiesen. Eine Zusammenfassung der kleineren Gehölze „ei“ = 1 ha, „ki“ = 1,2 ha, „aei“ = 0,5 ha, „aki“ = 0,6 ha und „kei“ = 0,08 ha ergiebt 836 Arten, also 138 Arten mehr, wobei die Gesamtfläche dieser 5 Gehölze mit 3,38 ha noch nicht einmal der Hälfte von „w“ entspricht. Werden nur die Waldarten berücksichtigt, erhält man für „w“ 242 Arten (96 stenotope und 146 eurytope Waldarten) und für die 5 kleinen Gehölze zusammen 250 Arten (100 stenotope und 150 eurytope Waldarten). Für die Käferfauna (und sicherlich auch für die meisten anderen Insektengruppen) wäre somit die zweite Schutzstrategie (Erhaltung mehrerer kleiner Flächen) von Vorteil, wenn als Schutzziel die Erhaltung der Artenvielfalt im Vordergrund steht. Anders verhält es sich bei der Erhaltung von Biotopen, die von Natur aus artenarm sind, wie z.B. Moore. Die erste Strategie trifft demnach in erster Linie für Arten mit großem Mindestareal (Säuger, Vögel) zu. Für die mitteleuropäische, bereits stark fragmentierte Landschaft ist eine Kombination beider Denkansätze die beste Schutzstrategie. Einerseits muß der Erhaltung der wenigen, größeren, noch zusammenhängenden naturnahen Lebenräume die größte Beachtung geschenkt werden. Andererseits bieten der Schutz, die Förderung und Erweiterung bestehender sowie die Errichtung neuer kleinflächiger Biotope vielfältige Möglichkeiten, der zunehmenden Verinselung und Isolation entgegenzuwirken. Für Insekten sind diese Biotope nicht nur Trittsteine, sondern auch vor allem Refugien, besonders wenn sie durch Fragmentierung ehemaliger, zusammenhängender Gebiete entstanden sind.
Auf die Bedeutung der Vernetzung bzw. des Verbundes von Biotopen, besonders in Agrarlandschaften, ist bereits an anderer Stelle hingewiesen worden (siehe auch BLAB 1992, DRACHENFELS 1983, FORMAN & BRANDRY 1984, HEYDEMANN 1986, JEDICKE 1990a,b, KAULE 1983, 1985, KNAUER 1986, MADER 1985b, 1986, 1987, MANDER et al. 1988, MÜHLENBERG 1988, REICHHOLF 1986, 1987, SCHANDA 1985, STRAUß 1988 u.a.).

Inseltheoretische Betrachtungen bzw. die Darstellung von Arten-Areal-Beziehungen bezogen auf die gesamte Käferfauna bzw. auf taxonomische und ökologische Käfergruppen von Feldgehölzen in einer Agrarlandschaft waren bisher nicht Gegenstand von Untersuchungen.
Im Folgenden wird versucht, Arten-Areal-Beziehungen für die Gehölze darzustellen und zu diskutieren.
Nach der Gleichung $S = c \cdot A^z$ läßt sich die zu erwartende Artenzahl abschätzen, wobei S die Artenzahl einer bestimmten Fläche A ist. Der Faktor c ist eine Konstante, die die Artengruppe charakterisiert und angibt, wieviel Arten der betreffenden Gruppe (z.B. Vögel, Tagfalter, Laufkäfer) pro Flächeneinheit (z.B. ha, km²) durchschnittlich zu erwarten sind (REICHHOLF 1986). Der Exponent z ist eine raumspezifische Größe, die das Ausmaß der Isolation ausdrückt, wobei hohe z-Werte einen hohen Isolationsgrad charakterisieren. MAC-

ARTHUR & WILSON (1963) wiesen darauf hin, daß ihre bei Meeresinseln festgestellten Zusammenhänge auch auf Festlandinseln zutreffen könnten. Während für Inseln im Meer Werte um 0,28 erwähnt werden (REICHHOLF 1986), geben MACARTHUR & WILSON (1967) für „Festlandinseln" z-Werte zwischen 0,12 und 0,17 an. REICHHOLF (1980, 1984, 1987) überprüfte die Arten-Areal-Beziehung anhand der mitteleuropäischen Brutvogelarten und stellte sehr enge Abhängigkeiten fest. NILSSON et al. (1988) untersuchten den Artenreichtum von Waldpflanzen, Laufkäfern und Landschnecken auf bewaldeten Inseln auf schwedischen Seen in Relation zur Fläche, Isolation, Vegetationsstruktur, Habitatdiversität und Habitatheterogenität usw. Ein Ergebnis ist, daß die Flächengröße der Inseln am besten den Artenreichtum der untersuchten Organismengruppen widerspiegeln. Für Laufkäfer konnte ein z-Wert von 0,36 und somit eine eindeutige Arten-Areal-Beziehung ermittelt werden. Außerdem zeigte die Gesamtartendichte der Laufkäfer eine positive Korrelation mit der Inselfläche. Die Bedeutung der Habitatheterogenität bzw. Habitatdiversität ist zweitrangig bzw. für unterschiedliche Organismengruppen verschieden interpretierbar, hängt aber letztendlich wiederum von der Flächengröße ab. Beispielsweise ist beim Artenreichtum an Laufkäfern die Bodenfeuchte der zweitwichtigste Faktor nach der Fläche (NILSSON et al. 1988). Diese Ergebnisse konnten hier weitestgehend bestätigt werden.

Bezogen auf das Käferartenspektrum der Gehölze konnte ein Zusammenhang zwischen Artenzahl und Gehölzfläche (bzw. auch Vielfalt und/oder Ausprägung von unterschiedlichen Habitatstrukturen im Gehölz) festgestellt werden (Abb. 4/57). Allerdings trifft die von MACARTHUR & WILSON (1967) für Meeresinseln beschriebene Arten-Areal-Beziehung, welche besagt, daß sich die Artenzahl halbiert, wenn sich die Fläche auf ein Zehntel reduziert, nicht zu. Zu einer Halbierung der Artenzahl kommt es bei den hier untersuchten „Festlandinseln" erst bei etwa einem Hundertstel der Fläche. Einschränkend muß man berücksichtigen, daß das nachgewiesene Arteninventar zwar auf einer 3jährigen Erfassung beruht aber keinesfalls den Anspruch auf Vollständigkeit erhebt. Da jedoch mehrere Sammelmethoden zur Anwendung kamen und damit unterschiedliche Straten (Bodenoberflächen, Kraut- und Strauchschicht) untersucht wurden, kann man das erfaßte Artenspektrum insgesamt dennoch als repräsentativen Ausschnitt der tatsächlich vorhandenen Fauna beurteilen. Es wird geschätzt, daß ungefähr 60 - 80 % aller Arten der Gehölze erfaßt worden sind. Problematisch ist, daß für die meisten Arten nicht gesagt werden kann, ob sie sich auch auf den jeweiligen Flächen in überlebensfähigen Populationen entwickeln. Etwa ein Drittel der Arten in den Gehölzen wurde nur in Einzelexemplaren nachgewiesen. Das heißt aber, daß es sich sowohl um Arten handeln kann, die zwar in stabilen Populationen vorkommen, jedoch fangmethodisch bedingt bzw. entsprechend ihrer versteckten Lebensweise an der unteren Nachweisgrenze liegen, als auch um echte „Gäste". Andererseits kann bei einigen Arten, die in großer Individuenzahl gefunden worden sind, davon ausgegangen werden, daß sie sich nicht in den Gehölzen entwickeln, sondern diese nur zur Überwinterung aufsuchen. Somit tragen die Gehölze indirekt zum Überleben von Arten und Populationen bei, ohne selbst Entwicklungs- oder Nahrungshabitat zu sein.
Auf der Grundlage dieser Untersuchung konnte bei Anwendung der Arten-Areal-Gleichung (als grobe Schätzung) ein Wert von 485 Käferarten für eine 1 ha große Gehölzinsel ermittelt werden. Verallgemeinert bedeutet dies, daß in Mitteleuropa relativ naturnahe, 1 ha große Gehölze mit Mischwaldbestockung und mit mehr oder weniger strukturreichen Säumen Lebensraum für 400-600 Käferarten sind. Bezogen auf die Gesamtuntersuchungsfläche wären somit auf 1 km² strukturreicher Agrarlandschaft durchaus 1500-2000 Käferarten zu erwarten, was etwa 25 % aller Käferarten Deutschland entspricht.

Bezieht man sich auf nur eine taxonomische Gruppe, z.B. die Laufkäfer aus den Bodenfallen (standardisierte Probennahme), ist kaum ein Anstieg der Artenzahlen mit zunehmender Flächengröße zu erkennen (Abb. 4/57, untere Kurve). Durch Handaufsammlungen und Gelbschalenfänge konnten jedoch weitere Laufkäferarten, vor allem in den größeren Gehölzen, nachgewiesen werden. Wenn man diese Arten mit berücksichtigt, würde das einen geringen Anstieg der Kurve verursachen, da sich der Exponent z von 0,04 auf 0,1 erhöht (Abb. 4/58).

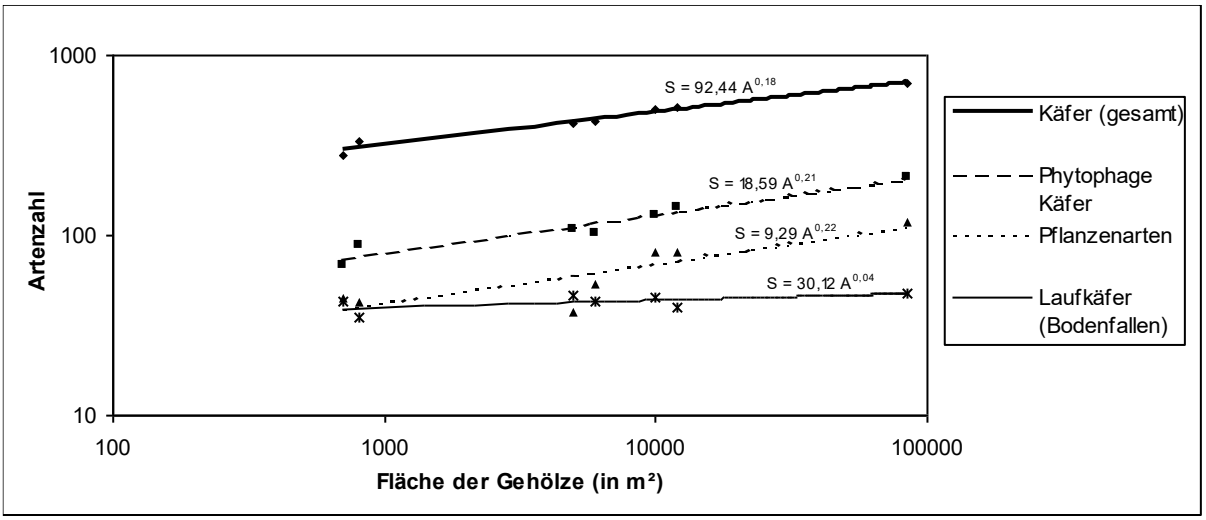



Abb. 4/57: Arten-Areal-Beziehung der insgesamt nachgewiesenen Käferfauna, der phytophagen Arten, der Pflanzenarten und der Carabidae (Bodenfallenfänge), bezogen auf die sieben Gehölze (doppelt-logarithmische Skalierung)

Als aussagefähiger erwiesen sich beispielsweise die phytophagen Käfer (vorwiegend Blatt- und Rüsselkäferarten). Hier konnte eine Wechselbeziehung zwischen Artenzahl und Fläche bzw. Strukturvielfalt (hier: die Anzahl Pflanzenarten der Gehölze) nachgewiesen werden (Abb. 4/57, mittlere zwei Kurven). Zu diesem Ergebnis kommt auch TSCHARNTKE (1995).

Trotz eines relativ großen Stichprobenumfanges aus den Bodenfallen (89 Arten; 10480 Individuen) ist die Familie Laufkäfer als taxonomische Gruppe in Gehölzinseln dieser Größenordnung für diese Betrachtungs- und Bewertungsweise offenbar wenig geeignet. Eine weitere Erhöhung des Erfassungsaufwandes dürfte kaum veränderte Tendenzen der Ergebnisse bringen. Es ist deshalb sinnvoller, nur eine bestimmte ökologisch Gruppe, beispielsweise die Waldarten, zu betrachten (s. Abb. 4/58). MCCOY (1982) weist auf die Berücksichtigung autökologischer Aspekte bei Untersuchungen über Arten-Turnover sowie bei Schlußfolgerungen der Gleichgewichtstheorie auf die Größe von Schutzgebieten hin.
Nur ein relativ kleiner Teil der in den Gehölzen gefundenen Laufkäferarten sind mehr oder weniger eng an Wald gebunden. Bezieht man sich auf diese Arten, so erhält man einen z-Wert von 0,15, was auf eine deutlichere Arten-Areal-Beziehung (für Festland-Verhältnisse) hindeutet (Abb. 4/58).
Die niedrigen z-Werte bei den Laufkäfern (insgesamt) und Laufkäfer (Bodenfallen) können dahingehend interpretiert werden, daß die Gehölze für die meisten Laufkäfer fast keinen Inselcharakter besitzen. Dies trifft für Ubiquisten und viele euryöke Arten durchaus zu. Sowohl die teilweise recht große Ähnlichkeit der Laufkäferfaunen von einigen Gehölzen mit den Offenlandbiotopen sowie die relativ vielen Artnachweise in den Gelbschalen deuten auf das große Ausbreitungspotential der meisten hier gefundenen Laufkäferarten hin.

Die oft so hervorgehobene bioindikatorische Bedeutung dieser Tiergruppe bezogen auf „Standortstreue" muß entsprechend der vorliegenden Ergebnisse etwas relativiert werden, zumal unter den meist als epigäische Raub-arthropoden zusammengefaßten Taxa einige recht häufige, aber vorwiegend phytophage Arten (z.B. *Pseudophonus, Harpalus, Amara*) vertreten sind. Die bioindikatorisch relevanten Arten (z.B. brachyptere Moorarten, Arten unverbauter, offener Uferbereiche von Flüssen und Gebirgsbächen) sind aus der heutigen, multifunktional und intensiv genutzten „Normallandschaft" ohnehin weitestgehend verschwunden.

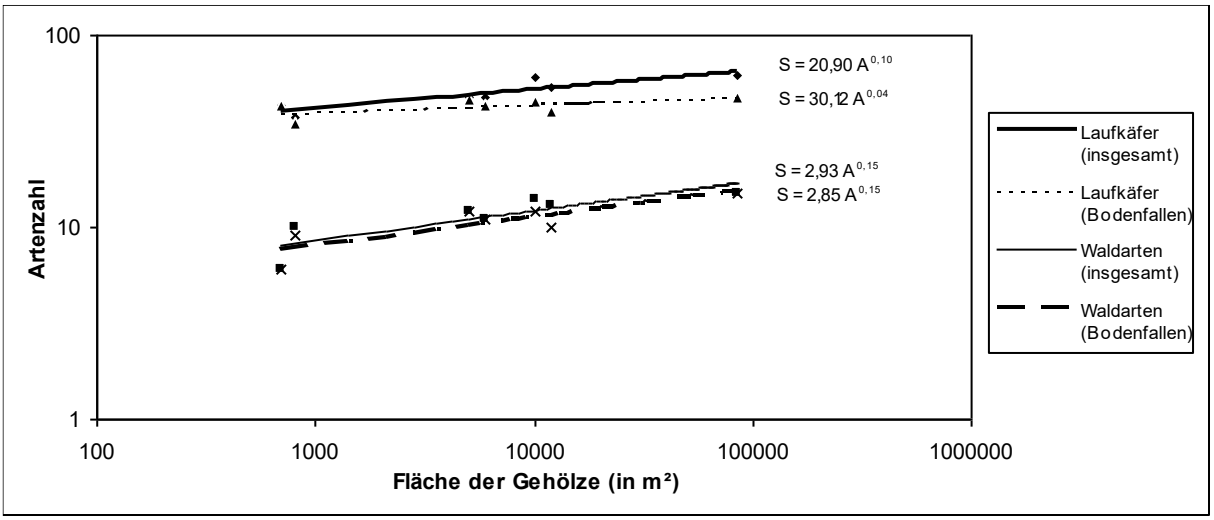



Abb. 4/58 : Arten-Areal-Kurven der Carabidae der Gehölze, unterteilt nach Arten insgesamt; Laufkäfer aus Bodenfallen; alle Laufkäferarten, die mehr oder weniger an Wald gebunden sind sowie alle „Waldarten“ aus den Bodenfallen bei doppelt-logarithmischer Skalierung der Achsen

Betrachtet man die Arten-Areal-Kurven bei absoluter Skalierung (Abb. 4/59), ist zu erkennen, daß bei Flächen unter 1-2 ha sowohl bezogen auf das insgesamt nachgewiesene Käferartenspektrum, als auch unter Berücksichtigung von mehr oder weniger an Wald sowie an Holz- und Pilzstrukturen gebundenen Spezies, die Artenzahl stärker abnimmt.
Um einen Anteil von etwa 25 % „Waldarten“ (bezogen auf das Gesamtartenspektrum einschließlich der an den Gehölzrändern vorkommenden Arten) zu erhalten, sind demnach bei den hier untersuchten, relativ naturnahen Gehölzen Mindestflächengrößen von 1-2 ha erforderlich. Diese recht geringe Fläche muß aber im Zusammenhang mit der großräumigen Landschaftstruktur gesehen werden.

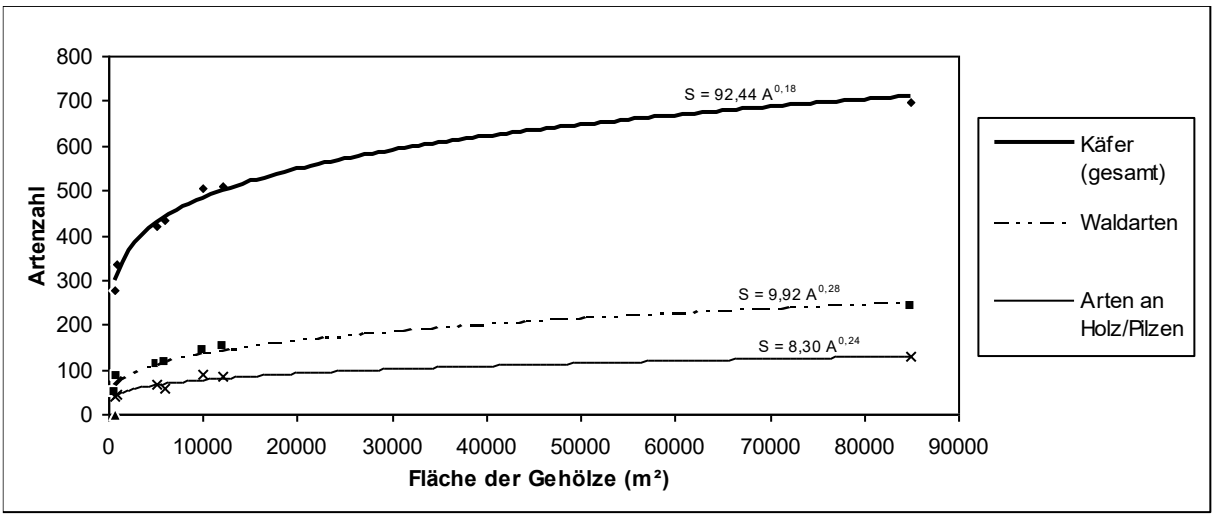



Abb.4/59: Arten-Areal-Beziehung der insgesamt nachgewiesenen Käferarten, aller Waldarten sowie aller mehr oder weniger an Holz, Rinde und Pilze gebundene Arten., bezogen auf die 7 Gehölze (absolute Skalierung)

Aufgrund der Heterogenität des Gebietes, die sich in dem kleinflächigen Wechsel von bewaldeten, relativ trockenen Kuppen und grundwasserbeeinflußten Senken sowie dem Vorhandensein einer Vielzahl von ökologisch wertvollen Kleinstrukturen (z.B. Hecken, unbefestigte Wege mit breiten Säumen, Lesesteinhaufen, Tümpel usw.) widerspiegelt, kann von einer guten Vernetzungs- bzw. Biotopverbundsituation ausgegangen werden. Förderlich ist außerdem die relativ extensive land- und forstwirtschaftliche Nutzung (z.B. mehrjähriger Luzerneanbau, mehrjährige Brachen) sowie die nicht allzu großen Distanzen zwischen den Gehölzen (100-300 m).
Der Grad der Isolation ist entsprechend der Ökologie bestimmter Käfergruppen differenziert zu betrachten. Als grobe Schätzung können die z-Werte dienen. Einschränkend muß darauf hingewiesen werden, daß bei

der ökologischen Einordnung, die im wesentlichen nach KOCH (1989a, 1989b, 1992) erfolgte, für einige Käferarten der Kenntnisstand noch gering ist. Sowohl die Waldarten als auch die Holz/Pilz-Arten besitzen hohe z-Werte von 0,28 bzw. 0,24 (Abb. 4/59). Daraus kann man schlußfolgern, daß es bei diesen Artengruppen eine relativ deutliche Arten-Areal-Beziehung bzw. „Verinselungseffekte“ gibt. Die Flächengröße der Gehölze, offenbar aber auch das Vorhandensein unterschiedlichster Habitatstrukturen (z.B. Stehend- und Liegend-Totholz; sonnenexponierte Saumstrukturen, feuchte Senken) haben demnach eine ziemlich große Bedeutung.
Speziell für Laufkäfer weist MÜLLER-MOTZFELD (1991) auf die regionale Spezifik von Arten-Areal-Kurven hin. Entsprechend der Anzahl der in verschiedenen europäischen Ländern oder Regionen nachgewiesenen Arten konnte er für Mitteleuropa ein Gefälle des durchschnittlichen Erwartungswertes der Laufkäferartenzahl von 122 Arten/km² im Süden bis zu 63,4 Arten/km² im Norden feststellen. In Abb. 4/60 ist die Arten-Areal-Kurve der Laufkäfer der Gehölze sowie im gesamten Untersuchungsgebiet dargestellt, wobei ein Wert von mindestens 110 Arten/km² ermittelt wurde.
Der Erwartungswert müßte nach MÜLLER-MOTZFELD (1991) bei etwa 80-90 Arten/km² liegen. Das gesamte Untersuchungsgebiet ist demnach überdurchschnittlich gut mit Laufkäferarten ausgestattet.

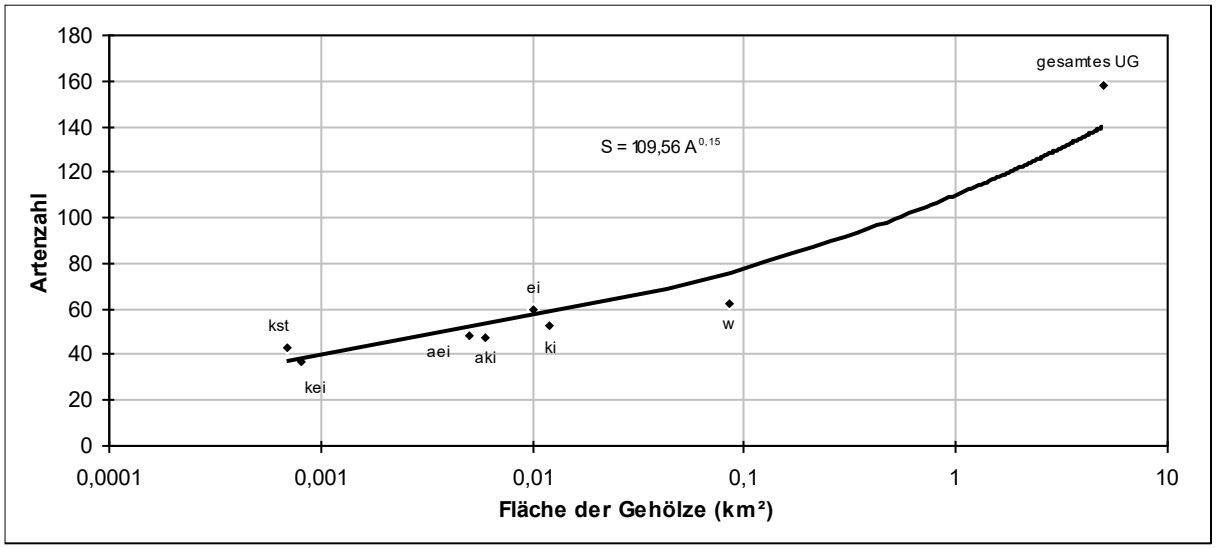


Abb. 4/60 : Arten-Areal-Kurve (halblogarithmisch) der Laufkäfer der Gehölze und im gesamten Untersuchungsgebiet

Die Hälfte der Artnachweise gelang durch die Bodenfallenfänge auf dem Grünland (g) und der Ackerbrache (b) (s. Anhang 3) sowie durch zusätzliche Bodenfallenfänge in Extremhabitaten, wie z.B. den Uferbereichen von mehreren Teichen, Bächen, Gräben und Tümpeln, auf einer Feuchtwiese sowie einer sonnenexponierten, trockenen Sandaufschüttung auf einer ehemaligen Deponie (s. Anhang 8 und 9). Außerdem erbrachten Handaufsammlungen an vegetationsarmen, flachen, sandigen und schlammigen Uferbereichen und an Tümpeln (vor allem Gattung *Bembidion*) sowie Untersuchungen der Ufervegetation der Teiche im Winter weitere Artnachweise (z.B. *Demetrias*, *Odacantha melanura, Badister, Acupalpus* u.a.).

Die Arten-Areal-Beziehungen sind differenziert und nur mit Einschränkung interpretierbar. Problematisch ist u.a. die Genauigkeit bzw. die Vollständigkeit der Erfassung. Ähnliche, mehr oder weniger statistisch gesicherte Ergebnisse, beispielsweise für Brutvögel (REICHHOLF 1986), wären für die meisten Insektengruppen kaum erreichbar. Lediglich für Libellen, Tagfalter, Heuschrecken u.a. sind solche Analysen mit einigermaßen vertretbarem Aufwand denkbar. Bei der hier durchgeführten Untersuchung kann trotz des umfangreichen Fangergebnisses und einer Repräsentativität der nachgewiesenen Käferartenspektrums nur von groben Schätzwerten gesprochen werden. Dennoch können die während der ersten, vorbereitenden Exkursionen gewonnenen Eindrücke und die bis dato nur verbal bzw. empirisch getroffene Einschätzung der äußeren Gegebenheiten sowie die davon abgeleiteten Vermutungen (...struktur- und artenreiche Agrarlandschaft mit Gehölz in denen inseltheoretische Aspekte eine Rolle spielen...) durch obige Aus- und Bewertungen eindeutig bestätigt werden.

Letztendlich muß jedoch auch die Frage gestellt werden, ob überhaupt eine Verinselung der Gehölze vorliegt.
Für eine Verinselung der Gehölze sprechen die z-Werte von 0,28, wenn man nur die mehr oder weniger an Wald gebundene Käferfauna berücksichtigt. Der Arten- und Individuenanteil von Waldarten liegt in der 0,07 ha großen Gebüschinsel „kst“ bei 18 %, in den 0,08 - 1,2 ha großen Gehölzen („kei“, „aei“, „aki“, „ei“, „ki“) zwischen 20 % und 30 % und im 8,5 ha großen Gehölz „w“ bei 35 (Arten) bzw. 40 % (Individuen). Er ist also nur unwesentlich abhängig von der Flächengröße.
Gegen eine Verinselung spricht andererseits, daß die Gehölze einem permanenten „Zustrom“ von Einwanderern aus der Umgebung ausgesetzt sind. 60-80 % der in und vor allem am Saum der Gehölzen gefundenen Käfern bestehen aus euryöken Arten der halboffenen Landschaft und Ubiquisten. Allerdings sind nur 3-6 % davon „echte“ Offenlandarten und können als mehr oder weniger biotopfremd bezeichnet werden (Ausnahme: „kst“ 21 %). Die Gehölzsäume bilden sicherlich wichtige Lebensräume für viele dieser Arten.

Zur Frage der Habitatfragmentierung kann Folgendes gesagt werden: Nach BASTIAN (1986) war die Kleinkuppenlandschaft bis in die 60er Jahre noch wesentlich strukturreicher. Erst Anfang bis Mitte der 70er Jahre fanden umfangreiche Veränderungen mit der Einführung industriemäßig betriebener Landwirtschaft statt. Die Schlaggrößen erhöhten sich beträchtlich, einige Feldgehölze wurden beseitigt und Bachabschnitte verrohrt. Vor allem verringerte sich der Grünlandanteil zugunsten des Ackerbaus.
In Vergleich mit anderen, intensiv genutzten Ackerbaugebieten kann insgesamt dennoch von einer großen Strukturvielfalt der jetzigen Kleinkuppenlandschaft gesprochen werden, verglichen mit den Verhältnissen, die noch vor 40 Jahren vorhanden waren, handelt es sich aber nur noch um ein Fragment. Obwohl aus dieser Zeit zwar keine faunistischen Daten vorliegen, dafür aber umfangreiche Vegetationsaufnahmen, läßt sich vermuten, daß die Artenvielfalt damals noch wesentlich größer gewesen sein muß.

Während des Untersuchungszeitraumes kann auf jeden Fall von einer guten Vernetzungs- bzw- Verbundsituation ausgegangen werden. Eine Erkenntnis der Inseltheorie ist, daß die Einwanderungsrate hoch ist, wenn einerseits die Entfernung zum Spenderbiotop gering ist und andererseits das zu überbrückende Gebiet eine geringe Barrierewirkung hat. Beide Faktoren treffen auf das Untersuchungsgebiet zu und führen zu den hier festgestellten niedrigen z-Werten bestimmter Käfergruppen in den Gehölzen. MACARTHUR & WILSON (1967) formulierten diesen Fakt folgendermaßen: „Diese Abweichung (*daß z-Werte auf dem Festland kleiner sind als auf Meeresinseln; - d. A.*) kann man zumindest teilweise als Ergebnis einer Überflutung kleiner Probenflächen mit durchziehenden Arten erklären, die sich in nahen, ökologisch unterschiedlichen Gebieten behaupten...“.
Bezogen auf die gesamte Laufkäferfauna, die in den Gehölzen nachgewiesen wurde, muß eine Beziehung zwischen Flächengröße und Artenreichtum in Frage gestellt werden, da die z-Werte unter 0,12 liegen. Lediglich wenn man nur die mehr oder weniger an Wald gebundenen Laufkäferarten berücksichtigt, ist eine „geringe“ Arten-Areal-Beziehung und ein z-Wert von 0,15 feststellbar (Abb. 4/58). Ursachen dafür sind einerseits die relativ trockenen bzw. wechselfeuchten und damit für waldbewohnende Laufkäferarten ungünstigen Bedingungen am Boden sowie andererseits das permanente Eindringen der Offenlandarten bis in die Mitte der Gehölze.

Deutliche Arten-Areal-Effekte gelten allgemein für die gesamte Käferfauna und besonders, wenn man einzelne ökologische Gruppen wie beispielsweise die phytophagen oder xylo- und mycetobionten Arten separat betrachtet. Hier kommt zusätzlich die Habitatheterogenität als ein Einflußfaktor auf die Artenvielfalt zum Tragen, die bei Laufkäfern wohl eine untergeordnete Rolle spielt.
Die festgestellten Arten und Populationen unterliegen einer großen Dynamik und die Einwanderungs- und Extinktionsrate rangiert auf einem hohen Niveau. Der Anteil der Arten, die überlebensfähige Populationen in den kleineren Gehölzen (< 0,5 ha) besitzen, kann durchaus bei nur 50 % der nachgewiesenen Arten liegen. Die Wahrscheinlichkeit, daß ein gut flugfähiges Insekt auf eine Gehölzinsel trifft, ist aber nicht nur von der Flächengröße abhängig. Viele Insektenarten orientieren sich im Flug offenbar auch an markanten Geländepunkten. Die 20-50 m über dem Geländeniveau auf Kuppen stockenden Gehölze dürften somit zusätzlich prädestiniert für aktive Einwanderungen oder Verdriftungen sein.

REICHHOLF (1987) gibt zu bedenken, daß bei kurzlebigen Gruppen die Gefahr besteht, daß vor allem turnover-bedingte Vorgänge einen Trend oder eine Entwicklung vortäuschen, die nicht real seien oder nur kurzfristige Fluktuationen ohne Konsequenzen für die längerfristige Arterhaltung darstellen würden. Für die hier untersuchte Käferfauna kann jedoch davon ausgegangen werden, daß dieses Arten-Turnover und die Dynamik zum System einer strukturreichen Agrarlandschaft gehört und die Überlebensfähigkeit der Arten sowie eine so großen Artenvielfalt erst ermöglicht.

## 6.9. Empfehlungen für die Land- und Forstwirtschaft

Gehölzstrukturen sollten einen Flächenanteil von 5-10 % haben. Drei Viertel davon müßten aus Gehölzen mit mindestens 0,5 - 2 ha Fläche bestehen. Der Rest sind kleinere Feldgehölze, Streuobstwiesen, Hecken, Obstbaum- und Laubholzalleen sowie Solitärbäume.
Weitere 5-10 % Flächenanteil müßten für Ackerrandstreifen, Wegraine, Böschungen, Lesesteinhaufen, Dauerbrachen, Tümpel, Kleingewässer, Teiche sowie Gräben und Bäche einschließlich ausgeprägter Ufervegetation (seggen- und binsenreiche, sumpfige Stellen, Hochstaudenfluren, Röhrichte, Feuchtgebüsche usw.) zur Verfügung stehen.

Es sollte ein ausgewogenes Verhältnis von Ackerbau, Grünland und Brachen sowie eine stärkere Orientierung standörtlicher und reliefbedingter Gegebenheiten bei Schlaggröße und Fruchtwahl angestrebt werden. Der Einsatz von Mineraldünger und Pflanzenschutzmitteln muß reduziert werden. Ein weiterer Ausbau des ohnehin ziemlich dichten Wegenetzes ist meist nicht erforderlich. Wenn doch, sollte Schotter bzw. Steinkies als Deckmaterial verwendet werden (eventuell nur die Spurrinnen ausbauen).

Weitere Maßnahmen:
- Erhaltung unbefestigter Wege mit breiten Böschungen und Gehölzsäumen;
- Rückbau von betonierten und asphaltierten Wegen;
- weitestgehender Nutzungsverzicht in alten, über 100jährigen Gehölzen;
- Erhaltung von Stehend-Totholz sowie Hochstubben;
- allmähliche Umwandlung von mit Nadelholz aufgeforsteten Gehölzen in erster Linie durch Förderung der Laubholz-Naturverjüngung;
- Reduzierung des Nadelholzes, wobei dennoch ein Anteil von 30-40 % toleriert werden kann;
- Förderung eines abgestuften, strukturreichen Gehölzsaumes durch vereinzelte Fällung von Randbäumen, Anlage von Lesesteinhaufen, Ablagerung von Astmaterial einheimischer Laubgehölze sowie eventuell Initialpflanzung mit einheimischen Sträuchern;
- Schaffung von 3-5 m breiten Rohbodenaufschlüssen an südexponierten Gehölzrändern durch Pflügen und Auslassen der Einsaat

## 6.10. Zukünftige Entwicklung

Die Zukunft der Kuppenlandschaft mit all ihrer Mannigfaltigkeit, dem überdurchschnittlichen Artenreichtum sowie der großen Zahl gesetzlich geschützter und gefährdeter Tier- und Pflanzenarten muß als äußerst pessimistisch eingeschätzt werden, trotz der Ausweisung als Landschaftsschutzgebiet.
Ein Hauptproblem dürfte die weitestgehende Isolation des Gebietes sein. Vor der politischen Wende 1990 spielte die Autobahn als Ausbreitungsbarriere sicherlich eine untergeordnete Rolle, da die Verkehrsdichte wesentlich niedriger war als heute. Beispielsweise konnten 1993 mittels „Krötenzäunen“ an der Autobahn A4 noch einige wenige Tiere gefangen werden, die ein Laichgewässer außerhalb des Autobahndreicks aufsuchen wollten. Die jetzige hohe Verkehrdichte stellt für laufaktive und in niedriger Höhe fliegende Tiere ein fast unüberwindliches Hindernis dar und der 6-spurige Ausbau der Autobahnen beginnt bald. Im Norden des Untersuchungsgebietes soll die schmale Ortverbindungsstraße zwischen Bärnsdorf und Weixdorf als 4-spuriger Autobahn-Zubringer ausgebaut werden, eine weitere Fernverkehrstraße wird den östlichen Teil der Kuppenlandschaft zerschneiden. Um das Gebiet herum besteht ein enormer Bebauungsdruck. Im

Südwesten entsteht ein großes Werk zur Herstellung von Computerchips, im Westen wird das Gewerbegebiet Boxdorf gebaut, im Nordwesten „wächst“ das Gewerbegebiet Radeburg, im Norden, Nordosten und Osten entstehen die Gewerbe- und Wohngebiete von Medingen, Ottendorf- Okrilla und Weixdorf und im Süden und Südosten ist der Ausbau des Flughafens Dresden/Klotzsche sowie eines weiteren Gewerbegebietes in vollem Gange (vgl. auch KÖHLER & RÖNSCH 1995).
Die Zerstörung wertvoller Kleinstrukturen im Gebiet geht permanent weiter. Kleinere „verwilderte“ Flächen blieben vor 1990 unter den damaligen Besitzverhältnissen der natürlichen Sukzession überlassen. Es entwickelten sich an einigen Stellen Ruderalfluren, dichte Gebüschformationen und Gehölzaufwüchse. Nach der Rückgabe von Grund und Boden bzw. der Verpachtung fielen Kleinstrukturen einem übertriebenen Ordnungssinn zum Opfer, beispielsweise ein Gebüschgürtel an einem Teich oder ein artenreicher Kraut- und Gebüschstreifen an einer Trockenmauer südlich des Simonsberges („w“). In den Gehölzen wurden abgestorbene Bäume, die als wertvolles Stehend-Totholz nicht nur für Spechte und andere Baumhöhlenbrüter von Bedeutung sind, sondern auch für xylobionte Käferarten sowie im Holz nistende Wildbienen- und Grabwespenarten, umgesägt. Selbst die Renaturierung eines Kleinteiches, der mit Bauschutt verfüllt war, hat eine naturzerstörerische Komponente, da der Aushub auf die mit Sand abgedeckte Deponie (Fläche „dep“) gebracht wurde und somit dieser äußerst bemerkenswerte Trockenstandort beseitigt wurde.
Einerseits werden in einigen Gebieten Deutschlands aufwendige Renaturierungsmaßnahmen in den erst 2-3 Jahrzehnten zuvor ausgeräumten Agrarlandschaften durchgeführt und andererseits gibt es umfangreiche Untersuchungen über Landschaftsentwicklung und Leitbilder in der Kulturlandschaft (PLACHTER & REICH 1994, ROWECK 1995, HEIDT et al. 1997). Ein Teilaspekt ist oft die Frage danach, wie groß der Anteil naturnaher Kleinstrukturen sein muß, um eine möglichst große Artenvielfalt zu erhalten. Die hier untersuchte Kleinkuppenlandschaft bietet hierfür ein geradezu modellhaftes Beispiel. Der Anfang der 90er Jahre festgestellte Zustand kann durchaus als Optimum angesehen werden, was heutzutage unter Berücksichtigung landeskultureller, naturschützerischer sowie land- und forstwirtschaftlicher Interessen machbar wäre.

Es muß jedoch befürchtet werden, daß im Gebiet aufgrund der großräumigen Isolation sowie der schleichenden Zerstörung von Biotopen, besonders in den Randbereichen und dem Umland des Gebietes in den nächsten Jahren und Jahrzehnten, ein permanenter Artenschwund einsetzen wird.

# 7. Zusammenfassung

In einem ca. 5 km² großen Ausschnitt einer strukturreichen Agrarlandschaft nördlich von Dresden wurde von 1992 bis 1994 die Käferfauna erfaßt. Das abwechslungsreiche Relief des Gebietes ist geprägt von kuppenartigen Erhebungen und wannenförmigen Hohlformen. Die meisten Kuppen sind mit einem relativ strukturreichen Mischwald mit Eichen, Kiefern, Hainbuchen, Birken u.a. bestockt. Viele Gehölze besitzen teilweise gut ausgeprägte Mäntel mit vorwiegend Schlehen sowie vorgelagerte Krautsäume mit Florenelementen von Silikat-Magerrasen, vor allem an den südexponierten Rändern. Vielfach tritt das Grundgestein zutage. In den vorwiegend als Grünland genutzten Senken befinden sich einige Teiche. Der relativ steinige, wenig fruchtbare Boden ließ eine Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion nur begrenzt zu. Viele Elemente der historischen Kulturlandschaft (z.B. Lesesteinhaufen, Hecken, Feldgehölze, Streuobstwiesen, Teiche, unbefestigte Wege mit relativ breiten Böschungen usw.) blieben deshalb erhalten. 1990 fiel ein Großteil der Ackerflächen brach.

Schwerpunkte der 3jährigen Untersuchungen waren sieben unterschiedlich große Gehölze, eine mehrjährige Ackerbrache sowie eine Grünlandfläche. Um einen möglichst umfangreichen Überblick vom Artenspektrum des Gebietes zu erhalten, wurden während 100 Exkursionen weitere Gehölze sowie naturbelassene Feucht- und Trockenbiotope sowie mannigfaltige Kleinstrukturen untersucht. Als Erfassungsmethoden kamen Bodenfallen, Streifsack, Klopfschirm sowie sonstige Aufsammlungen (Sichtfang, Käfersieb, Wasserkescher usw.) zum Einsatz. Außerdem wurde das Käfermaterial aus Gelbschalenfängen ausgewertet.

Insgesamt sind 1355 Käferarten nachgewiesen worden, wobei über 94000 Tiere zur Auswertung kamen. Die hauptsächlich untersuchten Gehölze waren 8,5 ha, 1,2 ha, 1 ha, 0,6 ha, 0,5 ha, 0,08 ha und 0,07 ha groß. Einschließlich der Randbereiche konnten zwischen 700 und 280 Arten nachgewiesen werden. In den 0,5-1,2 ha großen Gehölzen lag die Artenzahl bei 400-500.

Es konnte ein Zusammenhang zwischen Flächengröße der Gehölze und Artenzahl festgestellt werden. Die von MACARTHUR & WILSON (1967) für Meeresinseln ermittelte Arten-Areal-Beziehung geht von einer Halbierung der Artenzahl bei Reduzierung der Fläche auf ein Zehntel aus. Bei den hier untersuchten „Festlandinseln“ (Gehölze in der Agrarlandschaft) tritt eine Halbierung der Artenzahl bezogen auf die insgesamt nachgewiesenen Käferzönosen allerdings erst bei einer hundertfach kleineren Fläche auf. Lediglich unter Berücksichtigung von relativ eng an Wald gebundenen Käferarten trifft obige Gesetzmäßigkeit - zur Halbierung der Artenzahlen kommt es bei einer zehnfach kleineren Fläche - zu.
Der Isolationsgrad der Gehölze ist als relativ niedrig einzuschätzen, was durch den niedrigen z-Wert von 0,18 für alle Käfer der Gehölze sowie 0,15 für die vorwiegend an Wald gebundenen Laufkäferarten zum Ausdruck kommt. Außerdem beträgt die Distanz zwischen den Gehölzen meist weniger als 300-400 m, und die relativ extensiv genutzten Grünland- und Ackerflächen, die Brachen sowie das Vorhandensein einer Vielzahl strukturreicher Landschaftselemente (z.B. Hecken, Lesesteinhaufen, unbefestigte Wege mit breiten Böschungen, Ackerrandstreifen usw.) bilden die Grundlage für eine gute Biotopvernetzung. Die Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Gehölzen sind offenbar so vielfältig und die Isolationsmechanismen so niedrig, daß insgesamt kaum von Verinselung ausgegangen werden kann.
In jedem Gehölz und in den meisten der näher untersuchten Biotope konnten faunistisch bemerkenswerte, unterschiedlich stark gefährdete bzw. geschützte Arten nachgewiesen werden. Der Anteil beträgt 5-10 % der Gesamtartenzahl, was die große Bedeutung des Gebietes für die Erhaltung bedrohter Arten und die hohe Schutzwürdigkeit hervorhebt. Das enge Nebeneinander unterschiedlich feuchter, relativ naturbelassener Habitatstrukturen ist verantwortlich, daß sowohl xerothermophile Arten der offenen Landschaft als auch xylobionte Faunenelemente der Wälder sowie hygrophile Arten gleichermaßen zahlreich vertreten sind.

Bei der Auswertung standen die Bodenfallenfänge im Mittelpunkt. Getrennt nach den drei Gruppen: Laufkäfer (Carabidae), Kurzflügler (Staphylinidae) und restliche Käferfamilien erfolgte anhand ökologischer Kenngrößen (Diversität, Evenness, Dominanzstruktur, Habitatbindung usw.) eine Ergebnisdarstellung und der Vergleich der Artenspektren der Untersuchungsflächen mittels vier verschiedener Ähnlichkeitsindizes.

Es stellte sich heraus, daß mit Hilfe relativ einfach zu berechnender Indizes (Diversität nach SHANNON, Dominanzidentität nach RENKONEN, SÖRENSEN-Quotient) die gleichen Ergebnisse erzielt wurden wie mit ziemlich komplizierten Berechnungsverfahren (Diversität nach BRILLOUIN, Diversitätsdifferenz nach MACARTHUR). Letztere Formeln erbrachten somit weder einen Informationsgewinn oder aussagefähigere Resultate. Dies wird vor allem auf den hier vorhandenen großen Probenumfang (Arten- und Individuenzahlen) zurückgeführt. Außerdem scheinen sich die heterogenen Habitatstrukturen und die in den letzten Jahrzehnten ziemlich ungestört verlaufende Entwicklung der meisten Untersuchungsflächen positiv, beispielsweise in Form einer relativ ausgeglichenen Dominanzverteilung, auszuwirken.

Durch Rarefaction-Methoden und die Darstellung von Arten-Akkumulationskurven können aussagefähigere und anschauliche Ergebnisse erzielt werden, da bei diesem Verfahren Untersuchungsflächen mit unterschiedlichem Probenumfang (Individuenzahlen, Erfassungstermine...), wie sie bei Freilanduntersuchungen im Allgemeinen immer auftreten, vergleichbar werden.

Mit Hilfe eines Berechnungsverfahrens von FAGER 1957 (in: MÜHLENBERG 1993) wurden charakteristische Käfer-Artengemeinschaften der Gehölze dargestellt. Entsprechend ihrer Habitatbindung kommen überwiegend eurytope Waldarten und Offenlandarten vor. Bei den Carabiden konnten weder stenotope Waldarten noch eigenständige Waldartengemeinschaften festgestellt werden. Die Gehölze besitzen eine große Bedeutung als Überwinterungs- und Zufluchtsorte für Arten der offenen und halboffenen Landschaft. Die Eignung von Carabiden zur ökologischen Bewertung von Gehölzen ist gering.

Mit den Gelbschalenfängen konnten eine Vielzahl blütenbesuchender Käferarten nachgewiesen werden. Aber auch eine Reihe nacht- und dämmerungsaktiver Arten mit ausgeprägtem Schwärmverhalten wurden gefunden. Allgemein läßt sich die erfaßte Gruppe als Käfer-Artengemeinschaft der Kraut- Strauch- und Baumschicht charakterisieren, wobei es relativ große Ähnlichkeiten mit den Streifsack- und Klopfschirmfängen gibt. Die habitatstrukturellen Besonderheiten der einzelnen Gehölze werden durch die mit den Gelbschalen erfaßten Artengemeinschaften besser charakterisiert, d.h. es gibt wesentlich größere Unterschiede in den Artenspektren der einzelnen Flächen als bei den Bodenfallenfängen.

Die Heterogenität der einzelnen Flächen und ihrer Säume ist sehr groß, sodaß halbquantitative Streifsack- oder Klopfschirmfänge mit standardisierten Stichprobenumfängen, die eine statistisch gesicherte Auswertung zugelassen hätten, nicht möglich waren. Die Streifsack- und Klopfschirmfänge hatten somit ergänzenden Charakter zum Gesamtartenspektrum, wobei die qualitative Erfassung und ökologische sowie ökofaunistische Beurteilung im Vordergrund stand.

Die Quadratprobenuntersuchungen, die mit einem quadratischen Stechrahmen von 25 cm Seitenlänge durchgeführt wurden, entsprachen, bezogen auf die Artenvielfalt, im wesentlichen den Ergebnissen der Bodenfallenfänge.
Anfang bis Mitte April 1992 betrug die Individuendichte in den Gehölzen durchschnittlich 460 Tiere/m² mit einem Anteil überwinternder Offenlandarten von ca. 30 %. Demnach können, als grobe Schätzung in einem 1 ha großen Gehölz rund 1 Million Käfer überwintern. Der Vergleich der zwei Auslesemethoden ergab, daß die Schwemmauslese etwas ergiebiger war als die Trockenauslese. Letztere ist weniger aufwendig und billiger.

Das nachgewiesene Artenspektrum wird bisherigen lokalfaunistischen Arbeiten in Sachsen gegenübergestellt. Gefährdete und gesetzlich besonders geschützte Arten werden ökologisch und flächenbezogen charakterisiert und unter Berücksichtigung der bundesdeutschen Roten Liste (BLAB et al 1984), der sächsischen Roten Listen sowie der Roten Listen der an Sachsen angrenzenden Bundesländer aufgelistet. Von den 230 faunistisch bemerkenswertesten Arten wird eine Kurzbeschreibung zu Fangdaten, Fundumständen sowie bisherigen Nachweisen in Sachsen gegeben.

# 8. Literaturverzeichnis


ACHTZIGER, R., NIGMANN, U. & H. ZWÖLFER (1992): Rarefaction-Methoden und ihre Einsatzmöglichkeiten bei der zooökologischen Zustandsanalyse und Bewertung von Biotopen. - Z. Ökologie u. Naturschutz, **1**: 89-105.

ACKERMANN, H.-J. (1987): Die Carabiden- und Staphylinidenfauna des Boschheide Hofes und eines konventionell bewirtschafteten Vergleichsbetriebes und ihre Beziehungen zu angrenzenden Hecken. - Biol.-dyn. Land- u. Gartenbau. Serie Forschung u. Beratung. Reihe C, Heft **44**: 201-210.

ADAM, TH. (1996): Mensch und Natur: das Primat des Ökonomischen. Entstehen, Bedrohung und Schutz von Kulturlandschaften aus dem Geiste materieller Interessen. - Natur und Landschaft, **71**: 155-157.

ADIS, J. (1976): Bodenfallenfänge in einem Buchenwald und ihr Aussagewert. - Sollingprojekt - Zoologische Beiträge: 1-49.

ADIS, J. (1979): Problems of Interpreting Arthropod Sampling with Pitfall Traps. - Zool. Anz., **202**: 177-184.

ADIS, J. & E.KRAMER (1975): Formaldehyd-Lösung attrahiert Carabus problematicus. - Ent. Germ., **2**: 121-125.

ALATALO, R.V. (1981): Problems in the measurement of evenness in ecology. - Oikos, **37**: 199-204.

AMMER, U., KLAUSNITZER, U., KOHLERT, A., PRÖBSTL, U., SCHMIDT, P., UTSCHICK, H., & G. WEBER (1992): Biotopverbundplanung im Vorfeld des Nationalparks Sächsische Schweiz. - Im Auftrag des Bayer. Naturschutzfonds, unveröff. Abschlußgutachten, Teil **2**: 220 S.

AMMER, U., UTSCHICK, H. & H. ANTON (1988): Die Auswirkungen von biologischem und konventionellem Landbau auf Flora und Fauna. - Forstw. Cbl., **107**: 274-291.

ARNDT, E. (1989): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Gattung *Carabus* L. (Coleoptera:Carabidae*)*. - Beitr. Entomol., Berlin, **39** (1): 63-193.

ARNDT, E. & K. RICHTER (1995): Rote Liste Laufkäfer - Stand 1995, Freistaat Sachsen. Hrsg.: Sächs. Landesamt für Umwelt und Geologie: 11 S.

ARNOLD, K. (1979): Die Verwendung von Schutzvorrichtungen über BARBER-Fallen. - Entomol. Ber., **1**: 3-6.

ARNOLD, U. (1990): Interessante Alticinenfunde vom Gebiet der DDR (Coleoptera, Chrysomelidae, Alticinae). - Entomol. Nachr. Ber., **34** (1): 15- 20.

AUWECK, F.A. (1982): Ökologische Auswirkungen von Flurbereinigungsmaßnahmen auf Kleinstrukturen. - Natur und Landschaft, **57** (4): 120-127.

BAARS, M.A. (1979): Catches in Pitfall Traps in Relation to Mean Density of Carabid Beetles. - Oecologia, **41**: 25-46.

BABEL, U. (1982): Die Beeinträchtigung der Bodenfauna durch landwirtschaftliche Kulturmaßnahmen. - Laufener Seminarbeiträge, **3**: 29-36.

BACK, H.E. (1990): Alter und Umfeld einer Hecke als Parameter füt ihre Carabidenfauna. - Natur und Landschaft, **65** (2): 72-73.

BAEHR, M. (1987): Laufkäfer als Indikatoren für die Bewertung von Biotopen, dargestellt am Beispiel der Erhebungen im Landkreis Weißenburg-Gunzenhausen. - Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz, **77**: 17-23.

BAGUETTE, M. (1993): Habitat selection of carabid beetles in deciduous woodlands of southern Belgium. - Pedobiologia, **37** (6): 365-378.

BALSER, D. BIELAK, A., DE BOER, G., TOBIAS, T., ADINDU, G., & R.S. DORNEY (1981): Nature reserve designation in a cultural landscape, incorporating island biography theory. - Landscape Planning, **8**: 329-347.

BARBER, H.S. (1931): Traps for cave-inhabiting insects. - J. Elish. Mitchell. Science Soc., **46**: 259-266.

BASEDOW, T. (1987): Der Einsatz gesteigerter Bewirtschaftungsintensität im Getreidebau auf die Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae). Auswertung einer 14jährigen Untersuchung (1971-1984). - In: Mitt. BBA Land- u. Forstw.- Berlin-Dahlem **235**: 123 S.

BASEDOW, T. (1989): Die Bedeutung von Pestizidanwendungen für die Existenz von Tierarten in der Agrarlandschaft. - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, **29**: 151-168.

BASEDOW, T. (1990): Jährliche Vermehrungsraten von Carabiden und Staphyliniden bei unterschiedlicher Intensität des Ackerbaus. - Zool. Beitr. (NF), **33** (3): 459-477.

BASEDOW, T., RZEHAK, H. & E. DICKLER (1990): Untersuchungen zur Flugaktivität epigäischer Raubarthropoden mittels Licht- und Fensterfallen. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., **7**: 386-394.

BASEDOW, T. & H. RZEHAK (1988): Abundanz und Aktivitätsdichte epigäischer Raubarthropoden auf Ackerflächen - ein Vergleich. - Zool. Jb. Syst., **115**: 495-508.

BASEDOW, TH., KLINGER, K., FREESE, A. & G. YANES (1988): Aufschwemmung mit Wasser zur Schnellbestimmung der Abundanz epigäischer Raubarthropoden auf Äckern. - Pedobiologia, **32**: 317-322.

BASTIAN, O. (1986): Bioindikation zum Landschaftswandel - ein Beispiel aus dem Moritzburger Kleinkuppengebiet. - Hercynia, **23**: 15-45.

BASTIAN, O. (1989): Avifauna und Flora in Gehölzen der Moritzburger Agrarlandschaft - ein Beitrag zur Biogeographie von Habitatinseln. - Aus dem wiss. Leben Pädagog. Hochschule Halle/S., **2**: 59-64.

BASTIAN, O., HUMMITZSCH, P. & M. SCHRACK (1989): Beziehungen zwischen Landschaftsstruktur und Artenvielfalt der Avifauna in der Agrarlandschaft nördlich von Dresden (Aves). - Zool. Abh. Mus. Tierk. Dresden, **45** (5): 53-73.

BASTIAN, O., LORENZ, J., SCHOLZ, A. & M. SCHRACK (1995): Schutzwürdigkeitsgutachten für das geplante Landschaftsschutzgebiet „Moritzburger Kleinkuppenlandschaft". - unveröff. Manuskript.

BASTIAN, O. & M. SCHRACK (Hrsg.) (1997): Die Moritzburger Kuppenlandschaft - einmalig in Mitteleuropa ! - Veröff. Mus. Westlausitz Kamenz. Tagungsband: 118 S.

BASTIAN, O. & K-F. SCHREIBER (HRSG.)(1994): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. - Gustav Fischer Verlag Jena-Stuttgart, 502 S.

BEGON, M., HARPER, J.L. & C.R. TOWNSEND (1991): Ökologie. Individuen - Populationen - Lebensgemeinschaften. - Birkhäuser Verlag: 1024 S.

BEHNE, L. (1981): Zur Verbreitung und Biologie bemerkenswerter Rüsselkäferarten im Bezirk Magdeburg. - Entomol. Nachr., **25** (7/8): 113-120.

BERNHARDT, A., HAASE, G., MANNSFELD, K., RICHTER, H. & R. SCHMIDT (1986): Naturräume der sächsischen Bezirke. - Sächsische Heimatblätter, **4/5** (1986): 145-149, 161-169, 192-195.

BICK, H. (1988): Belastungen von Natur und Landschaft durch landwirtschaftliche Flächennutzung. - Jb. Naturschutz Landschaftspflege ABN, **41**: 9-16.

BITTMANN, I. BÖHM, M., HOFMANN, G., SCHUBERT, H., STERNER, K. & K. SCHNEIDER (1990): Zur Arthropodenfauna von Habitatinseln in der Agrarlandschaft. - Hercynia, **27**: 9-18.

BLAB, J. (1992): Isolierte Schutzgebiete, vernetzte Systeme, flächendeckender Naturschutz? - Natur und Landschaft, **67** (9): 419-424.

BLAB, J. (1993): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. 4. neubearb. u. erweit. Aufl. - Schriftenreihe für Landschaftsplanung und Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, Heft **24**: 479 S.

BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & H. SUKOPP (Hrsg.) (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. - Greven.

BLISS, P., HEIMER, S. & F. TIETZE (1981): Zur Arthropodenfauna eines Flurgehölzes bei Halle/Saale (Arachnida: Opiliones, Araneae; Coleoptera : Carabidae). - Hercynia, **18** (4): 434-440.

BLUMENTHAL, C.L. (1981): Einheimische Carabus-Arten als Bioindikatoren. - Jber. naturwiss. Ver. Wuppertal, **34**: 70-77.

BOECKLEN, W.J. & N.J. GOTELLI (1984): Island biogeographic theory and conservation practice: species-area or specious-area relationships? - Biological Conservation, **29**: 63-80.

BOHAC, J. (1991): The effect of dispersed belts in agroecosystems on communities of epigaic beetles. - Wiss. Beitr. Martin-Luther Univ. Halle/S. - Wittenberg, **6** (P 46).

BOMBOSCH, S. (1962): Untersuchungen über die Auswertbarkeit von Fallenfängen. - Z. angew. Zool., **49**: 149-160.

BORCHERT, J. (1981): Umfang von naturnahen Landschaftsbestandteilen in intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaften. - Natur und Landschaft, **56** (5): 180-182.

BORNHOLDT, G. (1991): Auswirkungen der Pflegemaßnahmen Mahd, Mulchen, Beweidung und Gehölzrückschnitt auf die Insektenordungen Orthoptera, Heteroptera, Auchenorrhyncha und Coleoptera der Halbtrockenrasen im Raum Schlüchtern. - Marburger Entomol. Publ., **2** (6): 1-330.

BRAUNE, F. (1974): Kritische Untersuchungen zur Methodik der Bodenfalle. - Diss. Univ. Kiel: 71 S.

BRIGGS, J.B. (1961): A comparison of pitfall trapping and soil sampling in assessing populations of two species of ground beetles. - East Malling Res. Sta. Ann. Rept.: 108-112.

BRINGMANN, H.D. (1990): Verbreitung und Häufigkeit von *Callidium aeneum* DE GEER im Gebiet der ehemaligen DDR *(*Col., Cerambycidae*)*. - Entomol. Nach. Ber., **34** (6): 269-272.

BÜCHS, W., KÜHLE, J.C., NEUMANN, C. & W. WENDLING (1989): Untersuchungen zur Fauna und Flora im Großraum Altenahr - ein Beitrag zur Charakterisierung eines Naturraumes. - Jber. naturwiss. Ver. Wuppertal, **42**: 225-237.

BUCK, H. & E. KONZELMANN (1985): Vergleichende koleopterologische Untersuchungen zur Differenzierung edaphischer Biotope. - Ökologische Untersuchungen an der ausgebauten Murr (1977-1982), **1**: 195-310.

BUNZEL-DRÜKE, M., DRÜKE, J. & H. VIERHAUS (1993/94): Quarternary Park - Überlegungen zu Wald, Mensch und Megafauna. - Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (ABU info), **17./18**. Jahrgang: Heft 4/93 und Heft 1/94: 4-38.

CLAßEN, A., KAPFER, A. & R. LUICK (1993): Einfluß der Mahd mit Kreisel- und Balkenmäher auf die Fauna von Feuchtgrünland. Untersucht am Beispiel von Laufkäfern, Heuschrecken und Amphibien. - Z. f. Naturschutz u. Landschaftsplanung,.

COLARIS, W.J.J. (1983): Application of the theory of island biogeography in the design of a structural concept of nature and landscape conservation. - Geologie en Mijnbouw, **16**: 643-652.

CONNOR, E.F. & E.D. MCCOY (1979): The statistics and biology of the species-area relationship. - Am. Nat., **113** (6): 791-833.

CONRAD, R. (1989): Bemerkungen zum Vorkommen, zur Verbreitung und zur Ökologie einiger Pilzkäferarten in der DDR. - Verhandl. XI. SIEEC in Gotha 1986: 259-265. Dresden.

CONRAD, R. (1992): Kartierung von Pilzkäfern. - Beitr. z. Kenntnis der Pilze Mitteleuropas, **VIII**: 65-84.

CONRAD, R. (1993): Bemerkungen zur Pilzkäferart *Diaperis boleti* (L.) (Coleoptera, Tenebrionidae). Faunistische Notizen, Nr. 467. - Entomol. Nachr. Ber., **37** (1): 51-52.

CORNELSEN, R., IRMLER, U., PAUSTIAN, D., RIEGER, A. & A. WELSCH (1993): Effizienz von Uferrandstreifen als Elemente des Biotopverbundes. - Naturschutz und Landschaftsplanung, **25** (6): 295-211.

D'HULSTER, M. & K. DESENDER (1982): Ecological and faunal studies on Coleoptera in agricultural land. III. Seasonal abundance and hibernation of Staphylinidae in the grassy egde of a pasture. - Pedobiologia, **23**: 403-414.

D'HULSTER, M. & K. DESENDER (1984): Ecological and faunal studies on Coleoptera in agricultural land. IV. Hibernation of Staphylinidae in Agro-Ecosystems. - Pedobiologia, **26**: 65-73.

DALANG, TH. (1981): Zur Beurteilung der Biotopansprüche verschiedener Laufkäferarten aufgrund ihrer Verbreitung in Schweizer Wäldern. - Diss. Univ. Zürich: 80 S.

DEIXLER, W. (1984): Gedanken zur Realisierung eines Vernetzungskonzeptes und mögliche Instrumentarien. - Laufener Seminarbeiträge, **7**: 51-56.

DEN BOER, P.J. (1965): Verbreitung von Carabiden und ihr Zusammenhang mit Vegetation und Boden. - Mitteilungen der Biologischen Station Wijster, **92**: 172-183.

DENYS, CH., TSCHARNTKE, T. & R. FISCHER (1997): Die Besiedlung von Wildkräutern durch Insekten in eingesäten und selbstbegrünten Ackerrandstreifen und im Getreideacker. - Verh. GfÖ, Bd. **27**: 411-418.

DESENDER, K. & R. SEGERS (1985): A simple device and technique for quantitative sampling of riparian beetles populations with some Carabid and Staphylinid abundance estimates on different riparian habitats. - Rev. Ecol. Biol. Sol, **22**: 497-506.

DIAMOND, J.M. (1975): The Islands Dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of nature reserves. - Biological Conservation, **7**: 129-146.

DIAMOND, J.M. (1976): Island biogeography and conservation: strategy and limitation. - Science, **193**: 1027-1029.

DIAMOND, J.M. & R.M. MAY (1980): Biogeopraphie von Inseln und Planung von Schutzgebieten. - Hrsg.: R.M. May : Theoretische Ökologie, Verlag Chemie, Weinheim u. Basel: 147-166.

DICKMANN, M. (1968): Some indizes of diversity. - Ecology, **49**: 1191-1193.

DIECKMANN, L. (1970): Zur Nomenklatur europäischer Rüsselkäfer-Gattungen. - Beitr. Ent., **20** (1/2): 111-128.

DIECKMANN, L. (1972): Beiträge zur Insektenfauna der DDR (Coleoptera, Curculionidae: Ceutorhynchinae). - Beitr. Ent., **22** (1/2): 3-128.

DIECKMANN, L. (1974): Beiträge zur Insektenfauna der DDR (Coleoptera, Curculionidae: Attelabinae, Apoderinae, Rhinomacerinae, Rhynchitinae). - Beitr. Ent., **24** (1/4): 5-54.

DIECKMANN, L. (1976): *Rhynchaenus subfasciatus* (GYLL.) eine für die DDR neue Art (Coleoptera, Curculionidae). - Entomol. Nachr., **20**: 94-95.

DIECKMANN, L. (1977): Beiträge zur Insektenfauna der DDR (Coleoptera, Curculionidae: Apioninae). - Beitr. Ent., **27** (1): 7-143.

DIECKMANN, L. (1980): Beiträge zur Insektenfauna der DDR (Coleoptera, Curculionidae: Brachycerinae, Brachyderinae, Otiorhynchinae). - Beitr. Ent., **30** (1): 145-310.

DIECKMANN, L. (1982): Acalles-Studien (Coleoptera, Curculionidae). - Entomol. Nachr. Ber., **26** (5): 195- 209.

DIECKMANN, L. (1983): Beiträge zur Insektenfauna der DDR (Coleoptera, Curculionidae: Tanyrhynchinae, Tanymecinae, Leptopiinae, Bagoninae, Cleoninae, Tanysphyrinae, Cossoninae, Raymondionyminae). - Beitr. Ent., **33** (2): 257-381.

DIECKMANN, L. (1986): Beiträge zur Insektenfauna der DDR (Coleoptera, Curculionidae: Erirhinae = Notarinae). - Beitr. Ent., **36** (1): 119-181.

DIECKMANN, L. (1988): Beiträge zur Insektenfauna der DDR (Coleoptera, Curculionidae: Curculioninae). - Beitr. Ent., **38** (2): 365-468.

DIERSSEN, K. (1991): Überlegungen zu inhaltlichen Zielen und Schwerpunkten des Naturschutzes in der Kulturlandschaft. - Grüne Mappe: 11-21.

DRACHENFELS, O. (1983): Tierökologische Kriterien für die Sicherung und Entwicklung von vernetzten Biotopsystemen. - Pilotstudie im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz Rheinland-Pfalz, Vervielf. Mskr.: 126 S.

DUELLI, P. (1990): Population movement of arthropods between natural and cultivated areas. - Biol. Conserv., **54**: 193-207.

DUELLI, P., STADER, M. & E. KATZ (1990): Minimalprogramme für die Erhebung und Aufbereitung zooökologischer Daten als Fachbeiträge zu Planungen am Beispiel ausgewählter Arthropodengruppen. - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, **32**: 211-222.

DÜLGE, R. (1988): Wälder als Habitatinseln für Carabiden. Die Bedeutung von Flächengröße und Isolation der Standorte für die Besiedlung und Ausbreitung. - Diplomarbeit Univ. Bremen: 148 S.

DÜLGE, R. (1989): Einflüsse verschiedener Standortparameter auf die Besiedlungn von Habitatinseln durch Carabiden. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., **7**: 190-198.

DÜLGE, R. (1994): Zum Einfluß von Flächengröße und Isolation auf die Besiedlung nordwestdeutscher Nadelforsten durch Carabiden. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., **9**: 305-313.

DÜLGE, R., ANDRETZKE, H., HANDKE, K., HELLBERND-TIEMANN, L. & M. RODE (1994): Beurteilung nordwestdeutscher Feuchtgrünlandstandorte mit Hilfe von Laufkäfergesellschaften. - Natur und Landschaft, **69** (4): 148-156.

DUNGER, W. (1963): Praktische Erfahrungen mit Bodenfallen. - Ent. Nachrichten, **4**: 41-46.

DUNGER, W. (1983): Tiere im Boden. - Die Neue Brehm-Bücherei **327**, A. Ziemsen Verlag Wittenberg Lutherstadt: 280 S.

EGHTEDAR, E. (1970): Zur Biologie und Ökologie der Staphyliniden *Philonthus fuscipennis* und *Oxytelus rugosus*.- Pedobiologia, **10**: 169-179.

ENGELMANN, H.-D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. - Pedobiologia, **18**: 378-380.

ERMISCH, K. & W. LANGER (1935-36): Die Käfer des sächsischen Vogtlandes in ökologischer und systematischer Darstellung. 1.Teil 1935, 1-22; 2.Teil 1935, 1-120; 3.Teil 1936, 1-196. - Mitt. Vogtl. Ges. f. Naturf., **2**.

ERMISCH, K. & W. LANGER (1937): 1. Nachtrag zur vogtländischen Käferfauna. - Mitt. Vogtl. Ges. f. Naturf., **3**: 61-68.

ERMISCH, K. & W. LANGER (1939): 2. Nachtrag zur vogtländischen Käferfauna. - Ent. Bl., **35**: 265-267.

ERMISCH, K. & W. LANGER (1942): 3. Nachtrag zur vogtländischen Käferfauna. - Mitt. Vogtl. Ges. f. Naturf., **4**: 93-103.

ERMISCH, K. & W. LANGER (1953): 4. Nachtrag zur vogtländischen Käferfauna. - Ent. Bl., **49**: 95-110.

FAGER, E.W. (1972): Diversity: A sampling study. - Am. Nat., **106**: 293-310.

FECHTER, H. (1977): Über den funktionalen Zusammenhang zwischen Populationsdichte, Ausbreitungsvermögen und Fangmenge bei Bodenfallen. - Spixiana, **1**: 3-15.

FELDMANN, R. (1987): Industriebedingte sekundäre Lebensräume als sicherheitswissenschaftliches Problem. Ein Beitrag zu ihrer Ökologie unter Berücksichtigung hochschuldidaktischer Überlegungen. - Diss. Univ. Wuppertal.

FISCHER, A. (1992): Das Leistungspotential der Natur als wesentliches Kriterium bei der Formulierung grundlegender Zielvorstellungen des Naturschutzes? - Laufener Seminarbeiträge, **2**: 35-44.

FISCHER, O. (1983): Untersuchungen über die ökologische Bedeutung ungemähter Wiesenstreifen für die Spinnen- und Kurzflüglerfauna. - Diplomarbeit Univ. Würzburg: 91 S.

FLÜCKIGER, P.F. & P. DUELLI (1997): Waldränder - Zentren der Biodiversität. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., **11**: 119-124.

FORMAN, R.T.T. & J. BANDRY (1984): Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. - Enviromental Management, **8**: 495-510.

FORMAN, R.T.T. & M. GODRON (1986): Landscape Ecology. - New York, Wiley & Sons. 619 S.

FRANK, K. & U. BERGER (1996): Metapopulation und Biotopverbund - eine kritische Betrachtung aus der Sicht der Modellierung. - Z. Ökologie u. Naturschutz, **5**: 151-160.

FRANKE, U., FRIEBE, B. & L. BECK (1988): Methodisches zur Ermittlung der Siedlungsdichte von Bodentieren aus Quadratproben und Barberfallen. - Pedobiologia, **32**: 253-264.

FRANKLIN, J.R. (1980): Evolutionary Changes in Small Populations. - in: SOULE, M.E. & B.A. WILCOX (eds.): Conservation Biology. - Sinauer Ass. Publishers, Sunderland, Mass.: 395 S.

FANZEN, B. (1995): Zur Käferfauna der südlichen Eifel und des Moseltales (Insecta: Coleoptera). Bericht zu den Pfingstexkursionen der Arbeitsgemeinschaft Rheinischer Koleopterologen 1992-1994. - Mitt. Arbeitsgemeinschaft Rhein. Koleopterologen (Bonn), **5**: 3-74.

FREUDE, H., HARDE, K.W. & G.A. LOHSE (Hrsg.) (1964- 83): Die Käfer Mitteleuropas. Band **1-11**. - Verlag Goecke & Evers, Krefeld.

FRIESER, R. (1976): Cerambycidenstudien (Col. Cerambycidae). - Nachr.bl. Bayer. Ent., **25**: 43-44.

FRITZLAR, F. (1990): Epedaphische Coleopteren- und Collembolengemeinschaften in Flurgehölzen Mitteldeutschlands. - Diss. Pädagog. Hochschule Halle-Köthen: 110 S.

FULDNER, D. (1960): Beiträge zur Morphologie und Biologie von *Aleochara bilineata* und *A. bipustulata*. - Z. Morph. Ökol. Tiere, **49**: 312-386.

FUCHS, G. (1969): Die ökologische Bedeutung der Wallhecken in der Agrarlandschaft Nordwestdeutschlands, am Beispiel der Käfer. - Pedobiologia, **9**: 432-458.

GÄRTNER, G. (1980): Ökologisch-faunistische Veränderungen durch Flurbereinigungsmaßnahmen dargestellt am Beispiel der Carabidenfauna von Zuckerrübenkulturen in ausgewählten Kraichgaugemeinden. - Diss. Univ. Heidelberg: 147 S.

GEBERT, J. & W. HOFFMANN (1996): Kommentiertes Verzeichnis der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Oberlausitz (Coleoptera, Cicindelidae, Carabidae). - Mitt. Sächs. Entomol. **35**: 7-15.

GEILER, H. (1960): Zur Staphylinidenfauna der mitteldeutschen Agrarlandschaft. - Wiss. Z. Karl-Marx-Univ. (Leipzig), Math.-nat. Reihe, **9**: 587-594.

GEILER, H. (1964): Über die Bedeutung der Bodenfallen-Fangmethode nach BARBER für die Erfassung der im Epigaion von Feldern lebenden Wirbellosen. - Vorträge der Erweiterten Sitzung der Ständigen Kommission für Landschaftspflege und Naturschutz der Deutschen Akademie der Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin am 28./29.Nov. 1962 in Berlin, Tagungsberichte Nr. **60**: 81-88.

GEISER, R. (1992): Auch ohne Homo sapiens wäre Mitteleuropa von Natur aus eine halboffene Weidelandschaft. - Laufener Seminarbeiträge, **2**: 22-34.

GEITZ, H. (1966): Vergleichende Untersuchungen über die Laufkäferbesiedlung eines norddeutschen Kiefern-mischwaldes und eines angrenzenden Kahlschlages. - Staatsexamensarbeit am Zool. Inst. Univ. Greifswald: 44 S.

GERSDORF, E. (1962): Zur Biologie einiger Arten der Gattung *Aleochara*. - Entomol. Bl. Biol. Syst., Käfer, **58**: 178-182.

GILBERT, F.S. (1980): The equilibrium theory of island biogeography: fact or fiction? - Journal of Biogeography, **7**: 209-235.

GILGENBERG, A. (1986): Die Verteilungsstruktur der Carabiden- und Staphylinidenfauna verschieden bewirtschafteter landwirtschaftlicher Flächen sowie eines Waldes. - Diss. Univ. Bonn: 262 S..

GILGENBERG-HARTUNG, A. (1989): Vergleich der Carabiden- und Staphylinidenfauna verschieden bewirtschafteter Agrarkulturen unter dem Einfluß makroklimatischer Besonderheiten. - Decheniana, **142**: 47-62.

GILPIN, M.E. & J.M. DIAMOND (1980): Subdivision of nature reserves an the maintenance of species diversity. - Nature, **285**: 567-568.

GIST, C.S. & D.A. CROSSLEY (1973): A Method for Quantifying Pitfall Trapping. - Environ. Entomol., **2**: 951-952.

GLÜCK, E. & A. KREISEL (1986): Die Hecke als Lebensraum, Refugium und Vernetzungsstruktur und ihre Bedeutung für die Dispersion von Waldcarabidenarten. - Laufener Seminarbeiträge, **10**: 64-83.

GOLDBERG, A. (1987): Möglichkeiten zur Anwendung der Inseltheorie auf Grünflächen Leipzigs. - Tagungsbericht **4**. Leipziger Symposium Urbane Ökologie.

GOLLKOWSKI, V. (1990): Nachtrag zur „Vogtland-Fauna“ von ERMISCH & LANGER, (Insecta, Coleoptera). Faunistische Notizen, Nr. 388. - Entomol Nachr. Ber., **34** (3): 135-137.

GOLLKOWSKI, V. (1991): Nachtrag zur „Vogtland-Fauna“ von ERMISCH & LANGER, 2. Teil (Coleoptera). - Entomol Nachr. Ber., **35** (2): 91-97.

GOLLKOWSKI, V. (1992): Nachtrag zur „Vogtland-Fauna“ von ERMISCH & LANGER, 3. Teil (Coleoptera). Faunistische Notizen, Nr. 461. - Entomol Nachr. Ber., **36** (4): 273-275.

GOODMAN, D. (1975): The Theorie of Diversity - Stability Relationships in Ecology. - The Quarterly Rev. Biol., **60** (3): 237-267.

GOSPODAR, U. (1981): Statik und Dynamik der Carabidenfauna einer Trümmerschutt-Deponie im LSG "Grunewald" - Diss. Freie Univ. Berlin: 225 S.

GRÄF, H. & K. KOCH (1981): Koleopterologische Untersuchungen zum Nachweis der Schutzwürdigkeit von Biotopen im Raume Nideggen/ Nordeifel. - Decheniana, **134**: 91-148.

GRÄMER, R. (1968): Die Verbreitung der Buntkäfer (Cleridae) in Sachsen. - Entomol. Ber.: 115-118.

GREENSLADE, P.J.M. (1964): Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae. - J. Anim. Ecol., **33**: 301-310.

GRUNDMANN, B., EBELING, L. & H. WOLF (1992): Zur Käferfauna des NSG "Bommecketal in Plettenberg" (Märkischer Kreis, Sauerland). - Abh. Westfäl. Mus. Naturkunde, **54**, Heft 2: 30 S.

GRUSCHWITZ, M. (1983): Populationsökologische Untersuchungen zur räumlichen Differenzierung von Carabiden in einem Biotopmosaik. - Diss. Univ. Bonn: 181 S.

GRUTTKE, H. (1989a): Ökologische und ökotoxikologische Untersuchungen an der Carabidenfauna eines Ruderal-Ökosystems. - In: Landschaftsentwicklung und Umweltforschung. - Schr. R. d. FB Landschafts-entwickl. d. TU Berlin, **66**: 235 S.

GRUTTKE, H. (1989b): Die Carabidenfauna eines Ruderalbiotops in der Stadtrandzone von Berlin. - Verh. Ges. Ökol., **18**: 233-238.

HAASE, G. (1995): Sächsisches Lößgefilde. - In: MANNSFELD, K. & H. RICHTER (Hrsg.). Naturräume in Sachsen. - Forschungen zur deutschen Landeskunde (Trier), **238**: 70-79.

HABER, W. (1978): Ökosystemforschung - Ergebnisse und offene Fragen. In: BUCHWALD, K. & W. ENGELHARD (Hrsg.): Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt. - BLV München, **1**: 80-89.

HÄUPLER, H. (1976): Die verschollenen und gefährdeten Gefäßpflanzen Niedersachsens, Ursachen ihres Rück-ganges und zeitliche Fluktuation der Flora. - Schr. R. Vegetationskunde, **10**: 124-131.

HANCE, T. et al. (1990): Agriculture and ground-beetles populations: the consequences of crop types and surrounding habitats on activity and species composition. - Pedobiologia, **34**: 337-346.

HARRIS, L.D. (1984): The fragmented Forest. Island Biogeography theory and the preservation of biotic diversity. - The University of Chicago Press: 211 S.

HARTMANN, P. (1979): Biologisch-ökologische Untersuchungen an Staphylinidenpopulationen verschiedener Ökosysteme des Sollings. - Diss. Univ. Göttingen: 137 S.

HECKENDORF, CH., RUPRECHT, A., SCHNEIDER, K. & F. TIETZE (1986): Zur Faunenstruktur (Coleoptera - Carabidae) in Wald-Brachland-Habitaten des NSG "Lintbusch". - Hercynia, **23** (1): 72-82.

HEIDT, E., SCHULZ, R. & H. PLACHTER (1997): Konzept und Requisiten der naturschutzfachlichen Zielbestimmung, dargestellt am Beispiel einer Agrarlandschaft Nordostdeutschlands (Uckermark; Brandenburg. - Verh. Gesell. f. Ökol., **27**: 263-272.

HEIMBUCHER, D. (1988): Vergleichende Habitatanalyse und -bewertung in Kiefernwäldern mit Hilfe der Bodenfauna. - Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz, **83**: 101-149.

HEITJOHANN, H. (1974): Faunistische und ökologische Untersuchungen zur Sukzession der Carabidenfauna in den Sandgebieten der Senne. - Abh. Landesmus. Naturk. Münster, **36**: 3-27.

HELLIWELL, D.R. (1976): The effects of size and isolation on the conservation value of woodland sites in Britain. - Journal of Biogeography, **3**: 407-416.

HEMMER, J. & H. TERLUTTER (1987): Die Carabidenfauna der hochmontanen Lagen des Rothaargebirges: Untersuchungen zur Habitatbindung und Jahresperiodizität. - Decheniana, **140**: 87-93.

HENLE, K. (1994): Naturschutzpraxis, Naturschutztheorie und theoretische Ökologie. - Z. Ökologie u. Naturschutz, **3**: 139-153.

HENLE, K. & G. KAULE (Hrsg.) (1991): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. - Berichte aus der Ökologischen Forschung, **4**: 440 S.

HERING, E.M. (1939): Die Forderungen der Entomologie an einen zweckmäßigen Naturschutz. - In: JORDAN, K. & E.M. HERING (Hrsg.). VII. Internat. Kongress für Entomologie, Berlin. Verhandlungen: 3083-3091.

HERRMANN, K. (1971): Faunistisch-ökologische Studien an der Carabidenfauna des Wurmbachtales (Nordharz) unter Einschluß des Naturschutzgebietes Münchenberg. - Diss. Univ. Halle/S.

HEYDEMANN, B. (1953): Agrarökologische Problematik, dargetan an Untersuchungen über die Tierwelt der Bodenoberfläche der Kulturfelder. - Diss. Univ. Kiel: 433 S.

HEYDEMANN, B. (1955): Die Frage der topographischen Übereinstimmung des Lebensraumes von Pflanzen- und Tiergesellschaften. - Verh. Dtsch. Ges. Zool., Erlangen: 444-452.

HEYDEMANN, B. (1956a): Über die Bedeutung der "Formalinfallen" für die zoologische Landesforschung. - Faun. Mitt. Norddt., **6**: 19-24.

HEYDEMANN, B. (1956b): Die Biotopstruktur als Raumwiderstand und Raumfülle für die Tierwelt. - Verh. Dtsch. Zool. Ges.: 332-347.

HEYDEMANN, B. (1956c): Untersuchungen zur Winteraktivität von Staphyliniden auf Feldern. - Ent. Bl., **52**: 138-150.

HEYDEMANN, B. (1981): Zur Frage der Flächengröße von Biotopbeständen für den Arten- und Ökosystemschutz. - Jb. f. Naturschutz und Landschaftspflege (ABN), **31**: 21-51.

HEYDEMANN, B. (1983): Aufbau von Ökosystemen im Agrarbereich und ihre langfristigen Veränderungen. - Daten und Dokumente zum Umweltschutz, Sonderreihe Umwelttagung, **35**: 53-83.

HEYDEMANN, B. (1986): Grundlagen eines Verbund- und Vernetzungskonzeptes für den Arten- und Biotopschutz. - Laufener Seminarbeiträge, **10**: 9-18.

HEYDEMANN, B. & H. MEYER (1983): Auswirkungen der Intensivkultur auf die Fauna in den Agrarbiotopen. Landespflege und Landwirtschaft, Heft **42**: 174-191.

HIEBSCH, H. (1980): Die Laufkäfer des Naturschutzgebietes „Tiefental“. - Veröff. d. Museums d. Westlausitz Kamenz, **4**: 51-64.

HIGGS, A.J. (1981): Island biogeography theory and nature reserve design. - Journal of Biogeography, **8**: 117-124.

HIGGS, A.J. & M.B. USHER (1980): Should nature reserves be large or small? - Nature, **285**: 568-569.

HILDEBRANDT, J. (1994): Entomofauna und Feuchtgrünlandbewertung. - Mitt. Dtsch. Gesell. allg. angew. Ent. **9**: 79-84.

HILL, M. (1973): Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. - Ecology, **54**: 427-432.

HINGST, R., IRMLER, U. & H.-A. STEINBORN (1995): Die Laufkäfergemeinschaften in Wald- und Agrarökosystemen Schleswig-Holsteins. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., **9**: 733-739.

HOBBS, R.J. (1992): The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? - TREE, **7**: 389-392.

HOLSTE, U. (1974): Faunistisch-ökologische Untersuchungen zur Carabiden- und Chrysomelidenfauna xerothermer Standorte im Oberen Weserbergland. - Abh. Landesmus. Naturk. Münster, **36**: 28-53.

HOOPER, M.D. (1970): The size and surroundings of nature reserves. - In: DUFFEY, E. & A.S.WATT (eds.): The scientific management of animal and plant communities for conservation - Blachwell Scientific Publications, Oxford: 555-561.

HORNIG, U. (1995): Einige bemerkenswerte Käferfunde aus der Stadt Dresden (Coleoptera). Faunistische Notizen, Nr. 556.- Entomol. Nachr. Ber., **39** (3): 148-149.

HORNIG, U. (1996): Die *Trichodes*-Arten der Oberlausitz (Coleoptera, Cleridae). Faunistische Notizen, Nr. 594.- Entomol. Nachr. Ber., **40** (3): 183-184.

HORNIG, U. (1997): Die Schwarzkäfer der Oberlausitz (Coleoptera, Tenebrionidae). - Entomol. Nachr. Ber., **41** (1): 39-49.

HORNIG, U. (1998): Kommentiertes Verzeichnis der Schwarzkäfer (Coleoptera, Tenebrionidae) des Freistaates Sachsen. - Mitt. Sächs. Entomol., **39**: 12-16.

HORION, A. (1941): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Bd. **I**: Adephaga-Caraboidea. Krefeld.

HORION, A. (1949): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Bd. **II**: Palpicornia-Staphylinoidea (außer Staphylinidae). Frankfurt/Main.

HORION, A. (1951): Verzeichnis der Käfer Mitteleuropas (Deutschland, Österreich, Tschechoslowakei) mit kurzen faunistischen Angaben, 2 Bände, Stuttgart.

HORION, A. (1953): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Bd. **III**: Malacodermata, Sternoxia (Elateridae-Throscidae). München.

HORION, A. (1955): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Bd. **IV**: Sternoxia-Buprestidae (Fossipedes, Macrodactylia, Brachymera). München.

HORION, A. (1956): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Bd. **V**: Heteromera. München.

HORION, A. (1958): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Bd. **VI**: Lamellicornia. Überlingen.

HORION, A. (1960): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Bd. **VII**: Clavicornia, 1. Teil. (Sphaeritidae bis Phalacridae). Überlingen/Bodensee.

HORION, A. (1961): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Bd. **VIII**: Clavicornia, 2. Teil. Überlingen/ Bodensee.

HORION, A. (1963): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Bd. **IX**: Staphylinidae, 1. Teil. (Micropeplinae bis Euaesthetinae). Überlingen/Bodensee.

HORION, A. (1965): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Bd. **X**: Staphylinidae, 2. Teil. (Paederinae bis Staphylininae). Überlingen/Bodensee.

HORION, A. (1967): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Bd. **XI**: Staphylinidae, 3. Teil. (Habrocerinae bis Aleocharinae, ohne Subtribus Athetae). Überlingen/Bodensee.

HUBER, CH., MARGGI, W. & A. HÄNGGI (1987): Bewertung von Feuchtgebieten des Berner Seelandes anhand der Laufkäferfaunen. - Jb. Naturhist. Mus. Bern, **9**: 125-142.

HUBER, M. & P. DUELLI (1987): Vergleich der flugaktiven Coleopterenfauna über naturnahen Biotopen und Intensivkulturen. - Revue Suisse Zool., **94** (3): 525-532.

HÜLBERT, D. & S. ADAM (1994): Ökologisch-faunistische Untersuchungen zum Vorkommen und zur Verbreitung von Laufkäfern in der Kulturlandschaft des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin. - Naturschutzarb. Berlin Brandenb., **3**: 14-22.

HÜLBERT, D. & S. ADAM (1997): Biotische Mannigfaltigkeit - Indikator für intakte Kulturlandschaften? Studie am Beispiel epigäischer Laufkäfer. - Archiv f. Nat.- Landsch., **36**: 179-208.

HUMPHREYS, W.F. & D.J. KITCHENER (1982): The effect of habitat utilization on species-area curves: implication for optimal reserve area. - J. Biogeography, **9**: 391-396.

HURLBERT, S.H. (1971): The nonconcept of species diversity: A critique and alternative parameters. - Ecology, **52**: 577-586.

JAEGER, B. (1988): Systematik und Verbreitungvon *Acupalpus dubius* SCHILSKY sowie Bemerkungen zur Synonomie und Verbreitung von *A. oliveirae* REITT. und *A. notatus* MULS. et REY. (Col.,Carabidae). - Entomol. Nachr. Ber., **32** (1): 17-28.

JÄGER, O. (1995): Verzeichnis der Wasserkäferfamilien Elmidae und Hydraenidae (Coleopotera) des Freistaates Sachsen. - Mitt. Sächs. Entomol., **29**: 14-16.

JÄGER, O. (1996): Verzeichnis der Byrridae (Coleopotera) des Freistaates Sachsen. - Mitt. Sächs. Entomol., **33**: 20-21.

JÄGER, O. (1996): Zur Fauna der Byrridae der Sächsischen Schweiz (Insecta, Coleopotera). - Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden, **20** (2): 279-283.

JANS, W. (1987): Struktur und Dynamik der Carabidenzönosen von Laubwäldern unter besonderer Berücksichtigung der lokomotorischen Aktivität. - Diss. Univ. Ulm: 190 S.

JEDICKE, E. (1990a): Biotopverbund. - Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. - Ulmer Verlag Stuttgart: 254 S.

JEDICKE, E. (1990b): Biotopverbundsysteme - Chancen und Grenzen. - Garten + Landschaft, **100**: 39-44.

JETSCHKE, G. & H. FRÖBE (1994): Ausbreitung und Überleben von kleinen Populationen in fragmentierten Habitaten. - Z. Ökologie u. Naturschutz, **3**: 179-187.

JUNG, M. (1976): *Zilora sericea* STURM auch in der Niederlausitz. - Entomol. Nachr., **20**: 191.

JUNG, M. (1987): Ein weiterer Fund von *Philonthus spiniger* SHARP. (Coleoptera, Staphylinidae). - Faunistische Notizen, Nr. 294.- Entomol. Nachr. Ber., **31** (4): 167-177.

JUNG, M. (1990): Interessante Käferfunde aus verrottendem Gras. - Faunistische Notizen, Nr. 383.- Entomol. Nachr. Ber. **34** (1): 42-43.

KAHNT, G. (1983): Möglichkeiten der Erhaltung einer Artenvielfalt durch Anbau- und Fruchtfolgemaßnahmen und ihre Problematik. - Daten und Dokumente zum Umweltschutz. Sonderreihe Umwelttagung, **35**: 114-117.

KAULE, G. (1980): Biotoperhaltung und Biotopentwicklung in Agrarlandschaften. - Landw. Forschung, Sonderheft **37**: 30-45.

KAULE, G. (1981): Der Flächenanspruch des Artenschutzes. - Ber. Landw. N.F., Sonderheft 1981: 264-271.

KAULE, G. (1983): Vernetzung von Lebensräumen in der Agrarlandschaft. - Daten und Dokumente zum Umweltschutz, Sonderreihe Umwelttagung, **35**: 24-41.

KAULE, G. (1983): Vernetzung von Lebensräumen in der Agrarlandschaft. - Daten und Dokumente zum Umweltschutz., **35**: 24-41.

KAULE, G. (1985): Anforderungen an die Größe und Verteilung ökologischer Zellen in der Agrarlandschaft. - Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung, **26**: 202-207.

KAULE, G., BENTHER, A. & U. HECKES (1988): Wege und wegbegleitende Ökosysteme in der Kulturlandschaft. - Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung, **29**: 86-97.

KAULE, G. (1991): Artenschutz in intensiv genutzten Agrarlandschaften. Aus: MAHN, E.-G. & F. TIETZE (Hrsg.): Agroökosysteme und Habitatinseln in der Agrarlandschaft. - Wiss. Beitr. d. M.-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, **6** (P46): 202-207.

KEITEL, M. (1998): Kommentiertes Verzeichnis der Prachtkäfer (Coleoptera, Buprestidae) des Freistaates Sachsen. - Mitt. Sächs. Entomol., **39**: 8-11.

KIRCHNER, H. (1960): Untersuchungen zur Ökologie feldbewohnender Carabiden. - Diss. Univ. Köln: 59 S.

KIRSCH, P. (1980): Untersuchungen einer Habitatinsel im Vergleich zum anthropogen beeinflußten Umland. - Diplomarbeit Univ. Heidelberg.

KLAUSNITZER, B. (1975): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera - Eucinetidae. - Beitr. Ent., Berlin, **25** (2): 325-327.

KLAUSNITZER, B. (1976): *Lathridius rybinskii* REITT. (Coleoptera, Lathridiidae) erstmals in der DDR aufgefunden. - Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz, **50**, Nr. 16: 37-38.

KLAUSNITZER, B. (1980): Neue Funde von *Calosoma auropunctatum* HBST. in der DDR (Coleoptera, Carabidae). - Entomol. Nachr., **10/11**: 173-175.

KLAUSNITZER, B. (1985): Zur Kenntnis der *Hyperaspis*-Arten der DDR (Coleoptera, Coccinellidae). - Entomol. Nachr. Ber., **29** (6): 271-274.

KLAUSNITZER, B. (1986): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Verzeichnis der bisher nachgewiesenen Coccinelliden (Coleoptera). - Beitr. Entomol. Berlin, **36** (2): 245-253.

KLAUSNITZER, B. (1988): Zur Arthropodenfauna auf einem Kiesdach im Stadtzentrum von Leipzig. - Ent. Nachr. Ber., **32**: 211-215.

KLAUSNITZER, B. (1994a): Rote Liste Bockkäfer - Ausgabe 1994 - Freistaat Sachsen. Hrsg.: Sächs. Landesamt f. Umwelt und Geologie, 11 S.

KLAUSNITZER, B. (1994b): Kommentiertes Verzeichnis der Bockkäfer (Coleoptera, Cerambycidae) des Freistaates Sachsen. - Mitt. Sächs. Entomol., **27**: 1-9.

KLAUSNITZER, B. (1995): Kommentiertes Verzeichnis der Blatthornkäfer und Schröter (Coleoptera, Trogidae, Geotrupidae, Scarabaeidae, Lucanidae) des Freistaates Sachsen. - Mitt. Sächs. Entomol., **31**: 4-10.

KLAUSNITZER, B. (1996): Kommentiertes Verzeichnis der Wassertreter (Haliplidae), Schlammschwimmer (Hygrobiidae), Tauchkäfer (Noteridae), Schwimmkäfer (Dytiscidae), Taumelkäfer (Gyrinidae), Buckelwasserkäfer (Spercheidae), Wasserkäfer im engeren Sinne (Hydrophilidae ohne Sphaeridiinae und Helophorinae) des Freistaates Sachsen. - Mitt. Sächs. Entomol., **34**: 3-12.

KLAUSNITZER, B. (1997): Kommentiertes Verzeichnis der Marienkäfer (Coleoptera, Coccinellidae) des Freistaates Sachsen. - Mitt. Sächs. Entomol., **36**: 7-11.

KLAUSNITZER, B. & H. KLAUSNITZER (1986): Marienkäfer. - NBB **451**. A. Ziemsen Verlag Wittenberg Lutherstadt: 104 S.

KLOPFER, P.H. & R.H. MACARTHUR (1960): Niche size and faunal diversity. - Am. Nat., **94**: 293-300.

KNAUER, N. (1980): Möglichkeiten und Schwierigkeiten bei der Schaffung funktionsfähiger Naturschutzgebiete in der Agrarlandschaft. - Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft **37**: 105-116.

KNAUER, N. (1986): Konzept eines Netzes aus ökologischen Zellen in der Agrarlandschaft und Bedeutung für das Agrarökosystem. - Laufener Seminarbeiträge, **10**: 54-63.

KNIE, J. (1975): Vergleichend-ökologische Untersuchungen der Carabidenfauna verschiedener Standorte des Kottenforstes bei Bonn. - Decheniana, **128**: 3-19.

KOCH, K. (1979): Erinnerungen an Martin Schmaus. - Ent. Bl. (Krefeld) **75**: 5-8.

KOCH, K. (1989a): Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie, Bd. 1, Carabidae bis Staphylinidae. - Verlag Goecke & Evers, Krefeld.

KOCH, K. (1989b): Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie, Bd. 2, Pselaphidae bis Lucanidae. - Verlag Goecke & Evers, Krefeld.

KOCH, K. (1992): Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie, Bd. 3, Cerambycidae bis Curculionidae. - Verlag Goecke & Evers, Krefeld.

KOCH, K., CYMONEK, S., EVERS, A.H.J., GRÄF, H., KOLBE, W. & S. LÖSER (1977): Rote Liste der im nördlichen Rheinland gefährdeten Käferarten mit einer Liste von Bioindikatoren. - Entomol. Blätter, **73** (Sonderheft): 29-39.

KOCH, K. & H. GRÄF (1982): Nachtrag zur Koleopterenfauna des Bausenberges (Eifel). - Decheniana-Beihefte (Bonn), **27**: 241-254.

KOCH, K. & A. SOLLMANN (1977): Durch Umwelteinflüsse bedingte Veränderungen der Käferfauna eines Waldgebietes in Meerbusch bei Düsseldorf. - Decheniana-Beihefte (Bonn), **20**: 36-74.

KÖHLER, A. & G. RÖNSCH (1995): Dresdner Norden - Land unter (Planung). - Grünhorn. Dresdner ökologische Beiträge., Juli/August: 5-7.

KÖHLER, F. (1988): Die Veränderung der Käferfauna des Worringer Bruches im Kölner Norden. - Decheniana, **141**: 145-189.

KÖHLER, F. (1994): Anmerkungen zur Bedeutung der Autokescher-Methode für faunistisch-ökologische Käferbestandserfassungen. - Jahresberichte des Naturwissenschaftlichen Vereins in Wuppertal, **47**: 65-62.

KÖHLER, F. (1996): Käferfauna in Naturwaldzellen und Wirtschaftswald. - Hrsg.: Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/ Landesamt für Agrarordnung NRW - LÖBF-Schriftenreihe, **6**: 284 S.

KÖHLER, F. (1997): Anmerkungen zum Vorläufigen Verzeichnis der Käfer Deutschlands (Coleoptera). - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent. **11**: 857-860.

KÖHLER, F. & T. STUMPF (1992): Die Käfer der Wahner Heide in der Niederrheinischen Bucht bei Köln (Insecta: Coleoptera). Fauna und Artengemeinschaften, Veränderungen und Schutzmaßnahmen. In: HOFFMANN, H.-J. & W. WIPKING (Hrsg.): Beiträge zur Insekten- und Spinnenfauna der Großstadt Köln. - Decheniana-Beihefte (Bonn) **31**: 499-593.

KOHLER, A. (1980): Gewässerbiotope in Agrarlandschaften. - Landw. Forsch., Sonderheft **37**: 46-61.

KOHLER, A. (1983): Naturschutz in Agrarlandschaften. Einführung in das Tagungsthema. - Daten und Dokumente zum Umweltschutz, Sonderheft **35**: 15-24.

KOKTA, C. (1989): Auswirkungen abgestufter Intensität der Pflanzenproduktion auf Laufkäfer. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., **7**: 108-112.

KOLLAT, I. & T. BASEDOW (1995): Vergleich von Artenspektren und Abundanz der Staphylinidae und Carabidae im Feldbereich (Sommer) und Feldrandbereich (Winter) bei konventionell und biologisch-dynamisch bewirtschafteten Feldern in Hessen (1993/94). - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., **10**: 497-500.

KONOLD, W. (1983): Kleine Stillgewässer - vergessene und gefährdete Biotope in der Agrarlandschaft. - Daten und Dokumente zum Umweltschutz, Sonderheft **35**: 43-52.

KOWALSKI, R. (1976): Biology of *Philonthus decorus* in relation to its role as a predator of winter moth pupac. - Pedobiologia, **16**: 233-242.

KRAUSE, R. (1970): Bemerkenswerte Käferfunde aus der Hinteren Sächsischen Schweiz (Coleoptera). - Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden, **4**, Nr. 2: 9-13.

KRAUSE, R. (1974): Die Laufkäfer der Sächsischen Schweiz, ihre Phänologie, Ökologie und Vergesellschaftung (I) (Coleoptera, Cicindelidae et Carabidae). - Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden, **5**, Nr. 2: 73-179.

KRAUSE, R. (1974): Zur Fauna der heteromeren Käfer der Sächsischen Schweiz (Coleoptera, Heteromera). - Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden, **5**, Nr. 4: 199-204.

KRAUSE, R. (1978): Untersuchungen zur Biotopbindung bei Rüsselkäfern der Sächsischen Schweiz (Coleoptera, Curculionidae). - Entomol. Abh. Mus. Tierk. Dresden, **42**, Nr. 1: 1-201.

KRAUSE, R. (1982): Zur Faunistik, Ökologie und Phänologie der Blattkäfer der Sächsischen Schweiz (Coleoptera, Chrysomelidae). - Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden, **9**, Nr. 1: 1-55.

KRAUSE, R. (1982): Zur Verbreitung und Ökologie von *Barypeithes mollicomus* (AHRENS, 1812) und *B. pellucidus* (BOHEMAN, 1843) (Coleoptera, Curculionidae) in Sachsen. - Ent. Nachr. Ber., **26** (2): 59-64.

KRAUSE, R. (1989): Zur Fauna der heteromeren Käfer der Sächsischen Schweiz II (Coleoptera, Heteromera) und zu den mitteleuropäischen Arten des Aderiden-Subgenus *Euglenes* WESTW. - Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden, **16**, Nr. 10: 135-140.

KRAUSE, R. (1995): Zur Fauna der heteromeren Käfer der Sächsischen Schweiz III (Coleoptera, Heteromera). - Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden, **20**, Nr. 3: 15-18.

KRAUSE, R. (1995): Zur Lauf-, Blatt- und Rüsselkäferfauna eines Ahorn-Eschen-Steilhangwaldes in der Sächsischen Schweiz (Insecta, Coleoptera: Carabidae, Chrysomelidae, Curculionidae). - Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden, **20**, Nr. 4: 19-28.

KRAUSE, R. & J. Zinke (1989): Zur Kenntnis der Hydrophilidae (s.str.) der Sächsischen Schweiz (Insecta, Coleoptera). - Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden, **17**, Nr. 6: 37-46.

KREMER, B. P. (1984): Ökologische Bedeutung der Randlebensräume. - Naturwiss. Rundschau, **37** (1): 26 S.

KREUTER, TH. (1995): Untersuchungen zu Auswirkungen von Bewirtschaftungsumstellung und landschaftsräumlicher Neuordnung auf die Laufkäfer eines Ackerbaustandortes im mitteldeutschen Trockengebiet. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., 10: 501-504.

KROKER, H. (1979): Die Käferfauna in Wallhecken. - Natur- und Landschaftskunde Westf. **15** (1): 15-22.

KROOß, S. (1994): Extensivierung im Ackerbau: II. Auswirkungen auf Kurzflügler (Staphylinidae). - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., **9**: 115-121.

KROOß, S. (1995): Carnivore Generalisten auf Ackerflächen: Lebenszyklus und Nahrungsbiologie von *Ocypus similis* (F.). - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., **10**: 537-542.

KUHNHENNE, J., BRANDL, R., & T. TSCHARNTKE (1994): Genfluß zwischen isolierten Populationen einer Halmfliegenart. Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Entomol., **9**: 67-73.

KUSCHKA, V., LEHMANN, G. & U. MEYER (1987): Zur Arbeit mit Bodenfallen. - Beitr. Ent., **37**: 3-27.

KÜSTER, H. (1992): Die Geschichte des Grünlandes aus pollenanalytischer und archäobotanischer Sicht. - Laufener Seminarbeiträge, **2** /92: 9-13.

KUTZSCHER, Ch. (1994): Bemerkenswertes zum Hornissenkäfer *Velleius dilatatus* F. (Coleoptera, Staphylinidae) .Beobachtungen, Nr. 76. - Entomol. Nachr. Ber., **38** (1): 63-64.

LACK, D. (1969): The number of bird species on islands. - Bird Study, **16**: 193-209.

LACK, D. (1976): Island Biology, illustrated by the carabids of Jamaica. - Diss. Blackwell Scientific Publ.

LANDE, R. (1988): Genetics and demography in biological conservation. Science **241**: 1455-1460.

LANGE, C. (1886-1909): Verzeichnis der in der Umgebung Annabergs beobachteten Käfer. - Jahresber. Annaberg-Buchholzer Ver. Nat., **7** (1886): 76-99; 1. Nachtrag, **8**: (1889): 140-146; 2. Nachtrag, **9** (1894): 73-80; 3. Nachtrag, **10** (1898): 55-57; 4. Nachtrag, (1903): 23; 5. Nachtrag, (1909): 44-45.

LASCH, G. (1979): Zur gegenwärtigen Verbreitung und Häufigkeit der Laufkäfergattung *Carabus* L. 1758 im Bezirk Karl-Marx-Stadt (Coleoptera, Carabidae). - Veröff. Mus. Naturk. Karl-Marx-Stadt, **10**: 45-53.

LASCH, G. (1984): Untersuchungen zur Laufkäferfauna in einem naturnahen Laubwaldgebiet Sachsens (Coleoptera, Carabidae). - Entomol. Nachr. Ber., **28** (4): 167-174.

LAUTERBACH, A.W. (1964): Verbreitungs- und aktivitätsbestimmende Faktoren bei Carabiden in sauerländisch. Wäldern. - Diss. Univ. Köln.

LEEUWEN, C.G.VAN (1965): Het verband tussen naturlijke en anthropogene landschapsvormen, bezien vanuit de betrekkingen in grensmilieus. - Gorteria, **2**: 93-105.

LEWIS, T. (1969): The diversity of the insect fauna in a hedgerow and neighbouring fields. - J. Appl. Ecol., **6**: 453-458.

LICHT, T. (1993): Verinselung vom Waldwiesentälern für Heuschrecken und Laufkäfern durch Fichtenquerriegel. - Natur und Landschaft, **68** (3): 115-118.

LIEBENOW, K. (1979): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera - Oedemeridae. - Beitr. Entomol., Berlin, **29** (1): 249-266.

LIEBENOW, K. (1994): Vorläufiges kommentiertes Verzeichnis der Borkenkäfer (Coleoptera, Scolytidae) Sachsens. - Mitt. Sächs. Entomol., **31**: 23-25.

LINDROTH, C. (1945): Die fennoskandischen Carabidae. Eine tiergeographische Studie. I. Spezieller Teil. - Göteborgs K. Vetensk.-o.Vitterh. Sam. Handl. Ser. B. 4/1.

LINKE, M. (1913a): Erster Beitrag zur Kenntnis der Staphyliniden des Königreiches Sachsen.- Ent. Bl., **9**: 19-23.

LINKE, M. (1913b): Erster Beitrag zur Kenntnis der Staphyliniden des Königreiches Sachsen.- Ent. Bl., **9**: 76-81.

LINKE, M. (1913c): Erster Beitrag zur Kenntnis der Staphyliniden des Königreiches Sachsen.- Ent. Bl., **9**: 166-170.

LINKE, M. (1927): Zweiter Beitrag zur Kenntnis der Staphyliniden des Freistaates Sachsen und einiger Grenzgebiete. - Col. Centralbl., **1**: 355-364.

LINKE, M. (1962): Dritter Beitrag zur Kenntnis der Staphyliniden Sachsen und des nordwestlichen Grenzgebietes. - Ent. Nachr., **6**: 89-99 und 105-107.

LIPKOW, E. (1966): Biologisch- ökologische Untersuchungen über *Tachyporus*-Arten und *Tachinus rufipes*. - Pedobiologia, **6**: 140-177.

LIPKOW, E. (1982): Lebensweise von *Philonthus*-Arten und anderen Staphyliniden des Dungs.- Drosera, **1**: 47-54.

LOHSE, G.A. (1981): Bodenfallenfänge im Naturpark Wilseder Berg mit einer kritischen Beurteilung ihrer Aussagekraft. - Jber. naturwiss. Ver. Wuppertal, **34**: 43-47.

LOHSE, G.A. & W.H. LUCHT (Hrsg.) (1989): Die Käfer Mitteleuropas. Erster Supplementband mit Katalogteil (Bd. 12), Verlag Goecke & Evers, Krefeld.

LOHSE, G.A. & W.H. LUCHT (Hrsg.) (1992): Die Käfer Mitteleuropas. Zweiter Supplementband mit Katalogteil (Bd. 13), Verlag Goecke & Evers, Krefeld.

LOHSE, G.A. & W.H. LUCHT (Hrsg.) (1993): Die Käfer Mitteleuropas. Dritter Supplementband mit Katalogteil (Bd. 14), Verlag Goecke & Evers, Krefeld.

LORENZ, J. (1991): Untersuchungen über am Boden lebende Käfer in unterschiedlich stark immissionsbelasteten Fichtenbeständen des Osterzgebirges. - Diplomarbeit Univ. Dresden: 88 S.

LORENZ, J. (1994): Interessante Funde von xylobionten Käfern (Coleoptera). Faunistische Notizen, Nr. 545. - Entomol. Nachr. u. Ber., **38** (4): 282-283.

LORENZ, J. (1997a): Zur Laufkäferfauna von Ruderal- und Brachflächen in der Stadt Dresden. - Entomol. Nachr. Ber., **41** (1): 59-65.

LORENZ, J. (1997b): Die phytophage Käferfauna von Ruderal- und Brachflächen in der Stadt Dresden. - Entomol. Nachr. Ber., **41** (3): 157-165.

LOVEJOY, T.E. & D.C. OREN (1981): The minimum critical size of ecosystems. - In: BURGESS, R.L. & D.M. SHARPE (eds.): Forest island dynamics in man-dominated landscapes. - Springer Verlag, New York.

LÜBKE-AL HUSSEIN, M. & T. WENZEL (1993): Aktivitäts- und Siedlungsdichte von epigäischen Raubarthropoden in Winterweizenfeldern im Raum Halle/Saale. - Beitr. Ent., Berlin, **43** (1): 129-140.

LUCHT, W. (1968): Die Käferfauna des Siebengebirges und des Rodderberges. 1. Nachtrag. - Decheniana (Bonn) **129**: 233-282.

LUDWIG, H. (1981): Arten- und Biotopschutz in Agrarlandschaften. - In : Min. f. ELUF BWB (Hrsg.): Ökologie und Flurbereinigung. - Fachtagung der Flurbereinigungsverwaltung : 27-44.

LUFF, M.L. (1968): Some effects of formaline on the number of Coleoptera caught in pitfall traps. - Entomologist's monthly Magazine, **104**: 115-116.

LUFF, M.L. (1975): Some features influencing the efficiensy of pitfall traps. - Oecologia, **19**: 345-357.

LUFF, M.L. (1986): Aggregation of some Carabidae in pitfall traps. - In: DEN BOER, P.J. (eds.): Carabid beetles, their adaptions and dynamics. - G. Fischer Verlag, Stuttgart - New York: 385-397.

MACARTHUR, R.H. (1965): Patterns of species diversity. - Biol. Review, **40** (1): 510-533.

MACARTHUR, R.H. DIAMOND, J.M. & J.R. KARR (1972): Density compensation in island faunas. - Ecology, **53**: 330-342.

MACARTHUR, R.H. & E.O. WILSON (1963): An equilibrium theory of insular zoogeography. - Evolution, **17**: 373-387.

MACARTHUR, R.H. & E.O. WILSON (1967): Biogeographie der Inseln. - Goldmann Verlag, München: 201 S.

MADER, H.-J. (1979): Die Isolationswirkung von Verkehrsstraßen auf Tierpopulationen, untersucht am Beispiel von Arthropoden und Kleinsäugern der Waldzönosen. - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, **19**: 126 S.

MADER, H.-J. (1979a): Synökologische Untersuchungen zur isolierenden Wirkung von Verkehrstraßen auf die Waldbiozönose am Beispiel von Arthropoden und Kleinsäugern. - Diss. Univ. Heidelberg.

MADER, H.-J. (1979b): Die Isolationswirkung von Verkehrstraßen auf Tierpopulationen, untersucht am Beispiel von Arthropoden und Kleinsäugern der Waldbiozönosen. - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, **19**: 126 S.

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

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

MADER, H.-J. (1983a): Biotop-und Artenschutz in landwirtschaftlichen Intensivgebieten. - Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, **42**: 192-195.

MADER, H.-J. (1983b): Warum haben kleine Inselbiotope hohe Artenzahlen? - Natur und Landschaft, **58** (10): 369-370.

MADER, H.-J. (1983c): Größe von Schutzgebieten unter Berücksichtigung des Isolationseffektes. - Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, **41**: 82-85.

MADER, H.-J. (1984): Kritische Bilanz eines Insektizideinsatzes auf einem Bohnenfeld - oder : 51.000 tote Marienkäfer. - Natur und Landschaft, **59** (12): 484-486.

MADER, H.-J. (1985a): Die Verinselung der Landschaft und die Notwendigkeit von Biotopverbundsystemen. - LÖLF-Mitteilungen, **4**: 6-14.

MADER, H.-J. (1985b): Welche Bedeutung hat die Vernetzung für den Artenschutz? - Schr. R. Dt. Rat f. Landespflege, **46**: 631-634.

MADER, H.-J. (1986): Forderungen an Vernetzungssysteme in intensiv genutzten Agrarlandschaften aus tierökologischer Sicht. - Laufener Seminarbeiträge, **10**: 25-33.

MADER, H.-J. (1987): Straßenränder, Verkehrsnebenflächen - Elemente einers Biotopverbundsystems? - Natur und Landschaft, **62** (7/8): 296-299.

MADER, H.-J., SCHELL, CH. & P. KANACKER (1988): Feldwege - Lebensraum und Barriere. - Natur und Landschaft, **63** (6): 251-256.

MADER, H.-J. & M. MÜHLENBERG (1981): Artenzusammensetzung und Ressourcenangebot einer kleinflächigen Habitatinsel, untersucht am Beispiel der Carabidenfauna. - Pedobiologia, **21**: 46-59.

MAGURRAN, A.E. (1988): Ecological diversity and its measurement. - Croom Helm, Sydney, London: 179 S.

MANDER, U.E., JAGOMAEGI, J. & M. KUELVIK (1988): Network of compensativ areas as an ecological infrastructure of territories. In: SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.): Connectivity of landscape ecology. - Münstersche Geographische Arbeiten, **29**: 35-39.

MANNSFELD, K. (1963): Standörtliche Untersuchungen im Moritzburger Kleinkuppengebiet - Diplomarbeit Techn. Univ. Dresden.

MANNSFELD, K. (1970): Landschaftsökologie und ökonomische Wertung der Westlausitzer Platte - Diss. Techn. Univ. Dresden.

MANNSFELD, K. (1981): Landeskulturelle Auswirkungen moderner Agrarproduktion am Beispiel aus dem Westlausitzer Hügelland. - Wiss. Abh. Geogr. Gesell. d. DDR, **15**: 179-191.

MANNSFELD, K. (1982): Naturräumliche Erkundung und Ordnung am Beispiel von Westlausitzer Platte und Hügelland. - Hall. Jb. f. Geowissenschaften, **7**: 19-34.

MANNSFELD, K. (1983): Landschaftsanalyse und Ableitung von Naturraumpotentialen - naturräumliche Ausstattung, Potentialeigenschaften und Flächennutzung des Moritzburger Kleinkuppengebietes. - Abhand. d. Sächs. Akad. d. Wiss. zu Leipzig; math.-naturwiss. Kl., **55** (3): 109 S.

MARGALEF, R. (1969): Diversity and Stability: A Practical Proposal and a Model of Interdependence. - Brookhaven Symp. Biol., **22**: 25-37.

MARGULES, C.A.J. HIGGS, A.J. & R.W. RAFE (1982): Modern biogeographic theory: are there any lessons for nature reserve design? - Biological Conservation, **24**: 115-128.

MÄRKEL, F. (1844): Beiträge zur Kenntnis der unter Ameisen lebenden Insekten. - Zeitschrift für die Entomol. (E.F. GERMAR, Hrsg.), Bd. **5** (1/2): 193-271.

MAY, R.M. (1975): Island biogeography and the design of wildlife preserve. - Nature, **254**: 177-178.

MAY, R.M. (1978): The dynamics and diversity of insect faunas. - In: MOUND, L.A. & N. WALAFF: Diversity of insect faunas. - Symp. R. entomol. Soc., **9**: 188-204.

MCCOLLIN, D. TINKLIN, R. & A.S. STOREY (1988): The status of the habitat diversity hypothesis and island biogeographic theory in ecotope fragmentation.- In: SCHREIBER, K.F. (Hrsg.): Connectivity in landscape ecology. - Münstersche Geographische Arbeiten, **29**: 29-34.

MCCOY, E.D. (1982): The application of island-biogeographic theory to forest tracts: problems in the determination of turnover rates. - Biol. Conserv., **22**: 217-227.

MCCOY, E.D. (1983): The application of island-biogeographic theorie to patches of habitat: How much land is enough? - Biological Conservation, **25**: 53-61.

MEITZNER, V. (1994): Untersuchungen zur Laufkäferfauna von Agrozönosen in der Umgebung von Neubrandenburg unter Berücksichtigung ökologischer Strukturelemente. - Diss. Univ. Greifswald.

MESSNER, B. (1981): Über die Nützlichkeit faunistischer Beobachtungen. - Entomol. Nachr. **2/3**: 29-33.

MOHR, K.-H. (1963): Die Käferfauna des Kyffhäuser - Südabfalls. - Wiss. Z. Halle, **12** (7): 513-566.

MOHR, K.-H. (1966): Die Käferfauna des Kyffhäuser-Südabfalls. II. Nachträge und Berichtigungen. - Wiss. Z. Halle, **15**: 925-931.

MOHR, K.-H. (1977): Beiträge zur Insektenfauna der DDR. Coleoptera - Chrysomelidae: Cryptocephalinae. - Beitr. Ent., Berlin, **27** (2): 197-231.

MOHR, K.-H. (1985): Beiträge zur Insektenfauna der DDR. Coleoptera - Chrysomelidae: Donaciinae, Orsodacninae, Criocerinae, Clythinae. - Beitr. Ent., Berlin, **35** (2): 219-262.

MORRIS, M.G. & W.E. RISPIN (1987): Abundanz and diversity of the coleopterous of a calcareus grassland under different cutting regime. - J. Appl. Ecol., **24**: 451-465.

MOSSAKOWSKI, D. (1970): Ökologische Untersuchungen an epigäischen Coleopteren atlantischer Moor- und Heidestandorte. - Z. wiss. Zool., **181**: 233-316.

MUCHE, W.H. (1962): Vorkommen von *Mononychus punctumalbum* HBST. (Coleoptera, Curculionidae). - Entomol. Nachr., **6** (5): 54.

MUCHE, W.H. (1985): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera - Alleculidae. - Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden, **12**, Nr. 16: 141-160.

MÜHLENBERG, M. (1982): Artenverlust - trotz ökologischer Planung? Eine kritische Anmerkung über Schaffung von Ersatzbiotopen. - Nat. u. Landsch. **57** (9): 295-296.

MÜHLENBERG, M. (1988): Konzeptentwicklung und Möglichkeiten praktischer Umsetzung von Biotopverbund-systemen. In: Biotopvernetzung in der Kulturlandschaft. - Schriftenreihe Angewandter Naturschutz, **5**: 14-31.

MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. - UTB für Wissenschaft 595, Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg: 512 S.

MÜHLENBERG, M., LEIPOLD, D., MADER, H.J. & B. STEINHAUER (1977): Island Ecology of Arthropods. - Oecologia, **29**: 117-144.

MÜHLENBERG, M. & T. HOVESTADT (1991): Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterium für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. - In: HENLE, K. & G. KAULE (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. - Berichte aus der ökologischen Forschung, **4**: 142-157.

MÜHLENBERG, M. & W. WERRES (1983): Lebensraumverkleinerung und ihre Folgen für einzelne Tiergemeinschaften. - Natur und Landschaft, **58**: 43-50.

MÜLLER, G. (1976): Die Bodenfallentechnik und ihre Bedeutung für die Entomofaunistik. - Ent. Berichte: 79-84.

MÜLLER, G. (1978): Parameter für Carabiden-Sukzessionen auf der Basis von Aktivitätsdichte-Werten. - Pedobiologia, **18**: 442-447.

MÜLLER, H.-J., BÄHRMANN, R., HEINRICH, W., MARSTALLER, R., SCHÖLLER, G. & W. WITSACK (1978): Zur Strukturanalyse der epigäischen Arthropodenfauna einer Rasen-Katena durch Kescherfänge. - Zool. Jb. Syst., **105**: 131-184.

MÜLLER, J.K. (1984): Die Bedeutung der Fallenfang-Methode für die Lösung ökologischer Fragestellungen. - Zool. Jb. Syst., **111**: 281-305.

MÜLLER, P., KLOMANN, U., NAGEL, P. REIS, H. & A. SCHÄFER (1975): Indikatorwert unterschiedlicher biotischer Diversität im Verdichtungsraum von Saarbrücken. - Verh. Ges. Ökol., Sonderdruck: 113-128.

MÜLLER-MOTZFELD, G. (1987): Die Carabidenfauna der drei Nordbezirke der DDR - eine ökofaunistische Analyse zum Problem der Faunenveränderung. - Diss. Univ. Greifswald: 122 S.

MÜLLER-MOTZFELD, G. (1989): Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) als pedobiologische Indikatoren. - Pedobiologia, **33**: 145-153.

MÜLLER-MOTZFELD, G. (1991): Die regionale Spezifik von Arten-Areal-Kurven und ihre Bedeutung für Bewertungskonzepte im Arten- und Biotopschutz. - In: HENLE, K. & G. KAULE (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. - Berichte aus der Ökologischen Forschung, **4** (Kap. 7): 101-105.

MÜLLER-MOTZFELD, G., SCHULTZ, R. & O. SORGE (1995): Baggerspülgut. Deponien an der Ostseeküste als Lebensstätte exklusiver Salz- und Küstenkäfer. - Mitt. Dt. Ges. aallg. angew. Ent., **9**: 527-539.

MURPHY, D.D. & B.A. WILCOX (1986): Butterfly Diversity in Natural Habitat Fragments: A test of the Validity of Vertebrate-Based Management. - In: VERNER, J.: Wildlife 2000 - Modelling Habitat Relationships of Terrestrical Vertebrates. - The Univ. of Wisconsin: 287-292.

NAGEL, P. (1975): Studien zur Ökologie und Chorologie der Coleopteren xerothermer Standorte des Saar-Mosel-Raumes mit besonderer Berücksichtigung der die Bodenoberfläche besiedelnden Arten. - Diss. Univ. d. Saarlandes.

NAGEL, P. (1976): Die Darstellung der Diversität von Biozönosen. - Schr. R. Vegetationskunde, **10**: 381-391.

NAGEL, P. (1977): Käfergesellschaften als objektivierbare Informationsträger. - Verh. 6. Int. Symp. Entomofaunistik Mitteleuropa 1975: 233-241.

NAGEL, P. (1978): Speziesdiversität und Raumbewertung. - Tagungsbericht 41. Dt. Geographentag: 486-497.

NEEF, E. (1960): Die naturräumliche Gliederung Sachsens. - Sonderdruck d. Sächs. Heimatblätter, Dresden.

NETTMANN, H.-K. (1991): Zur Notwendigkeit regionalisierter Untersuchungen für den zoologischen Arten- und Biotopschutz. - In: HENLE, K. & G. KAULE (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Berichte aus der ökologischen Forschung, Bd. **4**, Kap. 8: 106-113.

NIEMELAE, J., HALME, E., PAJUNEN, T. & HAILA, Y. (1986): Sampling spiders and carabid beetles with pitfall traps: the effect of increasing sampling effort. - Ann. Entomol. Fenn., **52**: 109-111.

NIEMELÄ, J., HAILA, Y., HALME, E., PAJUNEN, T. & P. PUNTTILA (1990): Diversity variation in carabid beetle assemblages in the southern Finnish taiga. - Pedobiologia, **34**: 1-10.

NILSSON, S.G., BENGTSSON, J. & S. AS (1988): Habitat diversity or area per se? Species richness of woody plants, carabid beetles and land snails on islands. - J. Anim. Ecol., **57**: 685-704.

NOSS, R.F. (1983): A regional landscape approach to maintain diversity. - Biol. Science, **33** (11): 700-706.

NOSS, R.F. (1990): Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. - Cons. biology, **4** (4): 355-364.

NOVAK, B. (1969): Bodenfallen mit großem Öffnungsdurchmesser zur Untersuchung der Bewegungsaktivität von Feldcarabiden. - Acta Univ. Palackiana Olomucensis Fac. Rer. Nat., **31**: 71-86.

NOVAK, B. (1971): Verhaltensanalysen zur genaueren Auswertung der Bodenfallenfänge von Carabiden. - Acta Univ. Palackianae Olomucensis Fac. Rev. Nat., **34**: 119-128.

NÜSSLER, H. (1964): Die Bockkäfer der Umgebung von Dresden (Coleoptera, Cerambycidae). - Faun. Abh. Staatl. Mus. Tierkunde Dresden., Band **1**, Nr. 4: 169-187.

NÜSSLER, H. (1965): *Carabus menetriese pseudogranulatus* ssp. n. aus den sächsischen Erzgebirge (Coleoptera, Carabidae). - Entomol. Abh. Mus. Tierk. Dresden, **31** (10): 307-317.

NÜSSLER, H. (1972): Sächsiche faunistische Käferliteratur. - Entomol. Nachr., Bd. **16**: 1-8 und 91-102.

NÜSSLER, H. (1974): Die Bockkäfer der Umgebung von Dresden (Coleoptera, Cerambycidae) - Erster Nachtrag. - Faun. Abh. Staatl. Mus. Tierkunde Dresden., Band **5**, Nr. 5: 205-210.

NÜSSLER, H. (1976): Der Große Puppenräuber und seine Verwandten. - Naturschutzarbeit und naturkundl. Heimatforsch. in Sachsen, **18**: 84-91.

NÜSSLER, H. (1982a): *Sermylassa halensis* LINNE in der Umgebung von Dresden (Coleoptera, Chrysomelidae). - Entomol. Nachr. Ber., **26** (2): 91-92.

NÜSSLER, H. (1982b): Sächsische faunistische Coleopteren-Literatur II. - Entomol. Nachr. Ber., **26** (4): 159-164.

NÜSSLER, H. (1983): Die Bockkäfer der Umgebung von Dresden (Coleoptera, Cerambycidae) - Zweiter Nachtrag. - Faun. Abh. Staatl. Mus. Tierkunde Dresden., Band **10**, Nr. 8: 164-168.

NÜSSLER, H. (1984): Die Bockkäfer der Sächsischen Schweiz. Eine Verbreitungsstudie mit Angaben zur Biologie, Ökologie, Phänologie und Variabilität der Arten. (Insecta, Coleoptera, Cerambycidae). - Faun. Abh. Staatl. Mus. Tierkunde Dresden., Band **12**, Nr. 1: 1-23.

NÜSSLER, H. (1988): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera - Anthribidae). - Faun. Abh. Staatl. Mus. Tierkunde Dresden., Band **15**, Nr. 14: 155-166.

NÜSSLER, H. (1994a): Zur Faunistik der Cerophytidae und Eucnemidae in den ostdeutschen Bundesländern (Insecta: Coleoptera). - Faun. Abh. Staatl. Mus. Tierkunde Dresden, Band **19**, Nr. 24: 179-186.

NÜSSLER, H. (1994b): Die Bockkäfer der Umgebung von Dresden (Coleoptera, Cerambycidae) - Dritter Nachtrag. - Faun. Abh. Staatl. Mus. Tierkunde Dresden., Band **19**, Nr. 25: 187-192.

NÜSSLER, H. (1994c): Sächsische faunistische Coleopteren-Literatur III. - Entomol. Nachr. Ber., **38** (4): 245-250.

NÜSSLER, H. (1996a): Kommentiertes Verzeichnis der Schienenkäfer (Coleoptera, Eucnemidae) des Freistaates Sachsen. - Mitt. Sächs. Ent., **35**: 3.

NÜSSLER, H. (1996b): Kommentiertes Verzeichnis der Breitrüsselkäfer (Coleoptera, Anthribidae) des Freistaates Sachsen. - Mitt. Sächs. Ent., **35**: 3-4.

NÜSSLER, H. & R. GRÄMER (1966): Die Carabidae Mittel- und Ostsachsens. - Faun. Abh. Staatl. Mus. Tierkunde Dresden, Heft **7**, Nr. 28: 295-335.

OBRTEL, R. (1971): Number of pitfall traps in relation to the structure of the catch of soil surface coleoptera. - Acta ent. bohemoslov., **68** (5): 300-309.

PAARMANN, W. (1966): Vergleichende Untersuchungen über die Bindung zweier Carabidenarten (*Pterostichus angustatus* und *Pt. oblongopunctatus*) an ihre verschiedenen Lebensräume. - Z. wiss. Zool., **174**: 83-176.

PAWLIZKI, K.-H. (1984): Auswirkungen abgestufter Produktionsintensitäten auf die Aktivitätsabundanz von Feldcarabiden (Coleoptera, Carabidae) sowie auf die Selbstregulation von Agrarökosystemen. - Bayr. landw. Jb., **2**: 11-40.

PEDERSEN, M. (1990): Annual and dinual activity of some *Tachyporus* species in two spring barley fields and a hedge. - Pedobiologia, **34** (6): 367-378.

PEET, P.K. (1975): Relativ Diversity Indices. - Ecology, **56**: 496-498.

PEET, R.K. (1974): The measurement of species diversity. - Ann. Rev. Ecol. Syst., **5**: 285-307.

PESCHEL, R. (1987): Ein weiterer Fund von *Philonthus spiniger* SHARP. an der Ostseeküste (Coleoptera, Staphylinidae). Faunistische Notizen, Nr. 284. - Entomol. Nachr. Ber., **31** (2): 90.

PESCHKE, K. & D. FULDNER (1977): Übersicht und neue Untersuchungen zur Lebensweise parasitoider Aleocharinae. - Zool. Jb. Syst., **104**: 242-262.

PETRUSKA, F. (1969): On the possibility of escape of the various components of the epigeic fauna of the fields from pitfall traps containing formalin. - Acta Univ. Olomucensis, fac. rer. nat., **31**: 99-124.

PETZOLD, W. (1997): Kommentiertes Verzeichnis der Aaskäfer (Coleoptera, Silphidae et Agyrtidae). - Mitt. Sächs. Entomol., **36**: 3-6.

PIELOU, E.C. (1966a): Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. - J. theor. Biol., **10**: 370-383.

PIELOU, E.C. (1966b): The measurement of diversity in different types of biological collections. - J. theor. Biol., **13**: 131-144.

PIELOU, E.C. (1966c): Shannon's formula as a measure of specific diversity: Its use and misuse. - Am. Nat., **100**: 463-465.

PIELOU, E.C. (1975): Ecological Diversity. - John Wiley & Sons, New York: 195 S.

PIMENTEL, D. (1961): Species diversity and insect population outbreaks. - Ann. Entomol. Soc. Amer., **54**: 76-86.

PLACHTER, H. (1989a): Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten. - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, **29**: 107-135.

PLACHTER, H. (1989b): Leitlinien des Schutzes von Insekten. - Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz, **92**: 37-50.

PLACHTER, H. (1991): Naturschutz. - UTB 1563, G. Fischer Verlag, Stuttgart: 463 S.

PLACHTER, H. & M. REICH (1994): Großflächige Schutz- und Vorrangräume: eine neue Strategie des Naturschutzes in Kulturlandschaften. - Veröff. PAÖ 8: 17-43.

POTT, R. (1997): Von der Urlandschaft zur Kulturlandschaft - Entwicklung und Gestaltung mitteleuropäischer Kulturlandschaften durch den Menschen. - Verh. Gesell. f. Ökol., **27**: 5-26.

POSPISCHIL, R. (1981): Veränderungen der Coleopterenfauna in drei Feldhecken des Bergischen Landes (NRW) von 1956-1978 aufgrund anthropogener Belastungen und experimentelle Untersuchungen über die Ursachen dieser Vorgänge. - Diss. Univ. Köln.

POVOLNY, D. (1993): Über die Hilltopping-Strategie der männlichen Fleischfliegen (Sarcophagidae) und ihre Bedeutung für ökologische Untersuchungen. - Vortrag zur Entomologentagung in Jena 1993 (DGaaE).

PRESTON, F.W. (1962): The canonical distribution of commonnes and rarity; Part I, II. - Ecology, **43**: 185-215, 410-432.

QUINN, J.F. & S.P. HARRISON (1988): Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness: evidence from biogeographic patterns. - Oecologia, **75**: 132-140.

RABELER, W. (1957): Die Tiergesellschaft eines Eichen-Birkenwaldes im nordwestdeutschen Altmoränengebiet. - Mitt. flor.-soziol. Arbeitsgem. N.F., **6/7**: 297-319.

RABELER, W. (1969): Zur Kenntnis der nordwestdeutschen Eichen-Birkenwaldfauna. - Schr. R. Vegetationsk., **4**: 131-154.

RASKIN, R. (1993): Der Einfluß des Ackerrandstreifenprogramms auf die Entwicklung der Syrphiden- und Carabidenfauna auf Agrarflächen. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., **8**: S. 391-396.

RASKIN, R. (1995): Die Bedeutung des Ackerrandstreifenprogramms für den Insektenschutz. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., **10**: S. 337-342.

RASKIN, R. GLÜCK, E. & W. PFLUG (1992): Floren- und Faunenentwicklung auf herbizidfrei gehaltenen Ackerflächen. Auswirkungen des Ackerrandstreifenprogramms. - Natur und Landschaft, **67** (1): 7-14.

RAUP, D.M. (1988): Diversity Crisis in the Geological Past. - in: WILSON, E.O. & F.M. PETER (Hrsg.): Biodiversity. - National Academy Press, Washington: 51-57.

REED, T.M. (1983): The role of species-area relationship in reserve choice: A British Exemple. - Biol. Conserv., **25**: 263-271.

REFSETH, D. (1980): Ecological analysis of Carabid communities-potential use in biological classification for natur conservation. - Biol. Conserv., **17**: 131-141.

REHAGE, H.-O. (1972): Ökologische Verbreitungsmuster von Carabiden und Staphyliniden im Stadtholz Wiedenbrück. - Natur und Heimat, **32**: 59-64.

REICH, M. & V. GRIMM (1996): Das Metapopulationskonzept in Ökologie und Naturschutz: Eine kritische Bestandsaufnahme. - Z. Ökol. u. Natursch., **5**: 123-139.

REICHHOLF, H.J. (1986): Ist der Biotopverbund eine Lösung des Problems kritischer Flächengrößen? - Laufener Seminarbeiträge, **10**: 19-23.

REICHHOLF, H.J. (1987): Indikatoren für Biotopqualitäten, notwendige Mindestflächengrößen und Vernetzungs-distanzen. - Forschung- und Sitzungsberichte d. Akad. f. Raumforschung, **165**: 291-309.

REISE, K. & G. WEIDEMANN (1975): Dispersion of predatory forest floor arthropods. - Pedobiologia, **15**: 106-128.

REMMERT, H. (1987): Sukzession im Klimax-System. - Verh. Ges. Ökol., **24**: 27-34.

RENNER, K. (1980): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Käferfauna pflanzensoziologisch unterschied-licher Biotope im Evessell-Bruch bei Bielefeld. - Ber. naturwiss. Verh. Bielefeld, Sonderheft **2**: 145-176.

RENNER, K. (1982): Coleopterenfänge mit Bodenfallen am Sandstrand der Ostseeküste, ein Beitrag zum Problem der Lockwirkung von Konservierungsmitteln. - Faun.-ökol. Mitt., **5**: 137-146.

RESSLER, H. (1980): Weitere Funde von *Lathridius rybinskii* REITT. (Coleoptera, Lathridiidae) aus der DDR. - Entomol. Nachr., **24** (1): 15.

RESSLER, H. (1980): Weitere Funde von *Cartodere separanda* REITT. (Coleoptera, Lathridiidae). - Entomol. Nachr., **24** (7): 110.

RICHTER, K. KLAUSNITZER, B. & P. STRZOLCZYK (1987): Coleopterenzönosen einer stadtnahen Autobahn-auffahrt mit Bemerkungen zur Aussagefähigkeit synökologischer Indizes. - Tag. ber. 4. Leipziger Symp. Urbane Ökologie, **11/12**: 29-38.

RICHTER, W. (1981): Weitere Funde von *Zilora sericea* (STURM) (Coleoptera, Melandryidae). - Entomol. Nachr., **25** (7/8): 126.

RIECKEN, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tierartengruppen. - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, **36**: 187 S.

RIECKEN, U. (1992b): Grenzen der Machbarkeit von „Natur aus zweiter Hand". - Natur und Landschaft, **67** (11): 527-535.

RINGLER, A. (1981): Schrumpfung und Dispersion von Biotopen. - Natur und Landschaft, **56**: 39-45.

RINGLER, A. & F. HEINZELMANN (1986): State of knowledge about the equilibrium theory of island biogeography and the planning of natural areas. - Laufener Seminarbeiträge, **10**: 34-53.

RÖSSNER, E. (1992): Zur Morphologie und Verbreitung von *Onthophagus ovatus* (L.) und *O. joannae* GOLJAN (Coleoptera, Scarabaeidae). - Entomol. Nachr. Ber., **36** (2): 122- 125.

ROTH, M. (1984): Die Coleopteren im Ökosystem „Fichtenforst" - ökologische und chemisch-analytische Untersuchungen. - Diss. Univ. Ulm: 153 S.

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

ROWECK, H. (1995): Landschaftsentwicklung über Leitbilder? Kritische Gedanken zur Suche nach Leitbildern für die Kulturlandschaft von morgen. - LÖBF-Mitt., **4**: 25-34.

RUCKDESCHEL, W. & H. PLACHTER (1988): Naturschutz und Landnutzung - ein lösbarer Konflikt? - Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz, **84**: 5-8.

RUDOLPH, K. (1982): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera - Elateridae. - Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden, **10**, Nr. 1: 1-109.

RÜMER, H. & M. MÜHLENBERG (1988): Kritische Überprüfung von Minimalprogrammen zur zoologischen Bestandeserfassung. - Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz, **83**: 151-157.

SCHÄDLICH, K. (1988): Wo lebt *Agapanthia violacea* (Coleoptera, Cerambycidae). Faunistische Notizen, Nr. 48. - Entomol. Nachr. Ber., **32** (3): 134.

SCHANDA, F. (1985): Biotopvernetzung im Agrarraum. - Beitr. zur Landschaftsgestaltung in Österreich: 103-112.

SCHLOSSER, S., REICHHOFF, L., HANELT, P. et al. (1991): Wildpflanzen Mitteleuropas. Nutzung und Schutz.

SCHMIDT, P.A. (1995): Übersicht der natürlichen Waldgesellschaften Deutschlands. - Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten, **4**: 95 S.

SCHNITTER, P. (1991): Zur Entwicklung von Carabidenzönosen von Acker- und Grünlandbrachen in den Anfangsjahren einer Sukzession. Aus: Agro-Ökosysteme und Habitatinseln in der Agrarlandschaft. - Kongress- und Tagungsbericht d. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. - Wiss. Beitr., **6** (P46): 194-200.

SCHOBER, H.-M. (1988): Arten- und Biotopschutzprogramm und Agrarleitplanung - Extensivierungsmodelle der landwirtschaftlichen Nutzflächen aus Sicht des Arten- und Biotopschutzes. - Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz, **84**: 51-58.

SCHRACK, M. (1995): Die Brutvögel der Moritzburger Kleinkuppenlandschaft. - Veröff. Mus. Westlausitz Kamenz, Sonderheft.

SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.) (1988): Connectivity in landscape ecology. - Münstersche Geographische Arbeiten, **29**: 260 S.

SCHÜLKE, M. (1984a): Beitrag zur Verbreitung einiger Arten der Gattung *Heterothops* STEPH. (Coleoptera, Staphylinidae) in der DDR. Faunistische Notizen, Nr. 191. - Entomol. Nachr. Ber., **28** (5): 217-219.

SCHÜLKE, M. (1984b): Neue und faunistisch bemerkenswerte Staphylinidae aus der DDR (Coleoptera, Staphylinidae). - Entomol. Nachr. Ber., **28** (3): 93-100.

SCHÜLKE, M. & M. UHLIG (1988): Faunistisch neue und bemerkenswerte Kurzflüglerarten aus der DDR (Coleoptera, Staphylinidae, Micropeplinae - Tachyporinae). - Entomol. Nachr. Ber., **32** (1): 1-15.

SCHÜLKE, M. & M. UHLIG (1989): Ergänzungen zur Verbreitung von *Philonthus spinipes* SHARP, 1874 (Coleoptera, Staphylinidae). - Entomol. Nachr. Ber., **33** (4): 165-167.

SCHULTZ, W. (1995): Zur Effektivität von Bodenfallen-Minimal-Erfassungsprogrammen. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., **10**: 353-356.

SCHWAAR, J. (1995): Schufen Biber und Elche schon vor der neolithischen Landnahme waldfreie Standorte? - Poster auf der 25. Jahrestagung der Gesell. f. Ökologie in Dresden 1995.

SCHWARZ, A. (1973): Beitrag zum Vorkommen von *Anthaxia morio* (HERBST) und *A. helvetica* STIERL. in der DDR. - Entomol. Nachr., **17** (9): 141-142.

SCHWENNIGER, H.R. (1988): Die Bedeutung der Feldraine für die Artenvielfalt von Agrarökosystemen unter besonderer Berücksichtigung der Insektenfauna der Krautschicht. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., **6**: 364-370.

SEAGLE, S.W. (1986): Generation of Species-Area Curves by a Model of Animal-Habitat Dynamics. In: Verner, J. (Hrsg.): Wildlife 2000 - Modelling Habitats...: 281-286.

SEIFERT, B. (1990): Wie wissenschaftlich wertlose Fangzahlen entstehen - Auswirkungen artspezifischen Verhaltens von Ameisen an Barberfallen direkt beobachtet. - Ent. Nachr. Ber., **34** (1): 21-27.

SHINOZAKI, K. (1963): Note on the species-area-curve. - Proc. of the 10th Ann. Meet. Ecol. Soc., Japan (Tokyo): **5**.

SIEBER, M. (1985): Ein Beitrag zur Zwergkäferfauna der Oberlausitz (Col., Pselaphidae). - Entomol. Nachr. Ber., **29** (4): 221-223.

SIEBER, M. (1988): Funde von *Trichodes alvearius* F. aus der Oberlausitz (Coleoptera, Cleridae). Faunistische Notizen, Nr. 322.. - Entomol. Nachr. Ber., **32** (3): 123-124.

SIEBER, M. (1988): Scheinrüsslerfunde aus der Oberlausitz (Coleoptera, Pythidae). Faunistische Notizen, Nr. 323.). - Entomol. Nachr. Ber. **32** (3): 124-125.

SIEBER, M. (1989): Nachtrag zur Zwergkäferfauna der Oberlausitz (Col. Pselaphidae). - Entomol. Nachr. Ber. **33** (4): 179-180.

SIEBER, M. (1990): Funde von Cryptophagidae aus der Oberlausitz (*Col.*). - Entomol. Nachr. Ber., **34** (1): 33-38.

SIEBER, M. (1991): Ein Beitrag zur Verbreitung von *Epuraea*-Arten in der Oberlausitz (Col., Nitidulidae). - Entomol. Nachr. Ber., **35** (3): 202-204.

SIEBER, M. (1994): Zur Verbreitung von *Dromius marginellus* (F., 1794) in der Oberlausitz (Coleoptera, Carabidae). Faunistische Notizen, Nr. 519. - Entomol. Nachr. Ber., **39** (2): 132-133.

SIMBERLOFF, D. (1974): Equilibrium theory of island biogeography and ecology. - Ann. Rev. Ecol. Syst., **5**: 161-182.

SIMBERLOFF, D. (1976a): Experimental zoogeography of islands: Effects of island size. - Ecology, **57**: 629-648.

SIMBERLOFF, D. (1976b): Species turnover and equilibrium island biogeography. - Science, **194**: 572-578.

SIMBERLOFF, D. (1988): The contribution of population and community biology to conservation science. - Ann. Rev. Ecol. Syst., **19**: 473-511.

SIMBERLOFF, D. & L.G. ABELE (1976): Island biogeographic theory and conservation practise. - Science, **191**: 285-286.

SIMBERLOFF, D. & L.G. ABELE (1982): Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation. - The American Naturalist, **120** (1): 41-50.

SIMBERLOFF, D. & J. COX (1987): Consequences and costs of conservation corridors. - Conservation Biology, **1**: 63-71.

SKUHRAVY, V. (1956): Fallenfang und Markierung zum Studium der Laufkäfer. - Beitr. Ent., **6** (3/4): 285-287.

SKUHRAVY, V. (1957): Die Fallenfangmethode. - Acta Soc. ent. Cechoslov., **54**: 27-40.

SKUHRAVY, V. (1970): Zur Anlockungsfähigkeit von Formalin für Carabiden in Bodenfallen. - Beitr. Ent., **20**: 371-374.

SOUTHWOOD, T.R.E., BROWN, V.K. & P.M. READER (1979): The relationship of plant and insect diversity in succession. - Biol. J. Linn. Soc., **12**: 327-348.

SPÄH, H. (1980): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Carabiden- und Staphylinidenfauna verschiedener Standorte Westfalens. - Decheniana, **133**: 33-56.

SPIES, H.-G. & C.P.W. ZEBITZ (1995): Untersuchungen zur Habitatbindung von Laufkäfern in Saumstrukturen landwirtschaftlich genutzter Flächen. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., **10**: 343-346.

SPREIER, B. (1984): Hecken in Flurbereinigungsgebieten als Inselbiotope. - Laufener Seminarbeiträge, **7**: 39-48.

STACHOW, U. (1988): Zur Bedeutung der Wallhecken in einem Agrarökosystem Schleswig-Holsteins. II. Laufkäfer (Col., Carabidae). - Z. f. Kulturtech. u. Flurberein., **29**: 299-306.

STAMMER, H.J. (1949): Die Bedeutung der Aethylenglykolfallen für tierökologische und -phänologische Unter-suchungen. - Verh. Dtsch. Zool. Ges.: 387-391.

STECHMANN, D.H. (1984): Hecken in Agrarlandschaften. - Laufener Seminarbeiträge, **7**: 19-23.

STEFFAN-DEWENTER, I. & T. TSCHARNTKE (1994): Schmetterlinge als Indikatoren auf Ackerbrachen. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., **9**: 75-78.

STEFFAN-DEWENTER, I. & T. TSCHARNTKE (1995): Wildbienen auf Ackerbrachen: Bedeutung von Blütenangebot, Vegetation und Flächenalter. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., **10**: 319-322.

STEGNER, J. (1988): *Sospita vigintiguttata* (L.) - neu für den Bezirk Gera (Coleoptera, Coccinellidae). Faunistische Notizen, Nr. 309. - Entomol. Nachr. Ber., **32** (1): 42.

STEGNER, J. (1992): Zur Insektenfauna einer Großstadt: Synanthrope Schimmelkäfer (Coleoptera) in Leipzig. - Entomol. Nachr. Ber., **36** (4): 231-239.

STEGNER, J. (1996): Kommentiertes Verzeichnis der Nestkäfer (Coleoptera: Cholevidae) des Freistaates Sachsen. - Mitt. Sächs. Entomol., **34**: 14-17.

STEINBORN, H.-A. & B. HEYDEMANN (1990): Indikatoren und Kriterien zur Beurteilung der ökologischen Qualität von Agrarflächen am Beispiel der Laufkäfer. - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, **32**: 165-174.

STIPPICH, G. (1994): Extensivierung im Ackerbau: I. Auswirkungen auf Spinnen und Laufkäfer. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., **9**: 125-131.

STÖCKEL, G. (1974): Ein Vorkommen von *Zilora sericea* (STURM) (Coleoptera, Serropalpidae) in der Mark Brandenburg. - Entomol. Nachr., **18** (3): 125-126.

STÖCKEL, G. (1978): Zum Vorkommen von *Zilora sericea* (STURM) (Coleoptera, Serropalpidae) in der DDR. - Entomol. Nachr., 22 (4): 59-60.

STRAUß, H. (1988): Zur Diskussion über Biotopverbundsysteme - Versuch einer kritischen Bestandaufnahme. - Natur und Landschaft, **63** (9): 374-378.

STREIT, B. & E. KENTNER (1991): Wissenschaftliche Modelle und Hypothesen, die für den Arten- und Biotopschutz von Bedeutung sind. - Berichte aus der ökologischen Forschung, **4** (Kap. 9): 114-118.

STRESEMANN, E. (1978): Exkursionsfauna für die Gebiete der DDR und der BRD. - Insekten - Erster Teil. Band **2/1**: 504 S.

STRÜVE-KUSENBERG, R. (1980): Untersuchungen über die Laufkäfer verschieden alter Brachlandflächen: Besiedlung und Sukzession. - Drosera, **IX** (1): 25-40.

STRÜVE-KUSENBERG, R. (1981): Sukzession und trophische Struktur der Bodenfauna von Brachlandflächen. - Pedobiologia, **21**: 132-141.

SUKOPP, H. (1980): Arten- und Biotopschutz in Agrarlandschaften. - Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft **37**: 20-30.

TANNIGEL, R. (1991): Dispersionsdynamik von Waldlaufkäfern im Agrarraum. In: MAHN, E.-G. & F. TIETZE (Hrsg.): Agro-Ökosysteme und Habitatinseln in der Agrarlandschaft. - Kongress- und Tagungsberichte d. M.-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, Wiss. Beitr., **6**: 380-385.

TANNIGEL, R. & E. GLÜCK (1990): Saumbiotope in der Agrarlandschaft und Biotopverbund: Carabidenzönosen - Wanderungs- und Ausbreitungsverhalten. - Tagungsführer 20. Jahrestagung GfÖ: 163-164.

TEICHMANN, B. (1994): Eine wenig bekannte Konservierungsflüssigkeit für Bodenfallen. - Entomol. Nachr. Ber., **38** (1): 25-30.

TERBORGH, J. (1976): Island biogeography and conservation: Strategy and limitations. - Science, **193**: 1029-1030.

THIELE, H.-U. (1956): Die Tiergesellschaften der Bodenstreu in den verschiedenen Waldtypen des Niederbergischen Landes. - Z. angew. Ent., **39**: 316-367.

THIELE, H.-U. (1960): Gibt es Beziehungen zwischen der Tierwelt von Hecken und angrenzenden Kulturfeldern. - Z. angew. Ent., **47**: 122-127.

THIELE, H.-U. (1964a): Ökologische Untersuchungen an bodenbewohnenden Coleopteren einer Heckenlandschaft. - Z. Morph. Ökol. Tiere, **53**: 537-586.

THIELE, H.-U. (1964b): Experimentelle Untersuchungen über die Ursachen der Biotopbindung bei Carabiden. - Z. Morph. Ökol. Tiere, **53**: 587-652.

THIELE, H.-U. (1967): Ein Beitrag zur experimentellen Analyse von Euryökie und Stenökie bei Carabiden. - Z. Morph. Ökol. Tiere, **58**: 355-372.

THIELE, H.U. (1968): Was bindet Laufkäfer an ihre Lebensräume?. - Naturwiss. Rundsch. **2**: 57-65.

THIELE, H.-U. (1969): Zusammenhänge zwischen Tagesrhythmik, Jahresrhythmik und Habitatbindung bei Carabiden. - Oecologia, **3**: 227-229.

THIELE, H.-U. (1974): Physiologisch-ökologische Studien an Laufkäfern zur Kausalanalyse ihrer Habitatbindung. - Verh. Ges. Ökol.: 39-54.

THIELE, H.-U. (1977): Carabid beetles in their enviroments. - Springer Verlag Berlin, New York.

THIELE, H.-U. & W. KOLBE (1962): Beziehungen zwischen bodenbewohnenden Käfern und Pflanzengesellschaften in Wäldern. - Pedobiologia, **1**: 157-173.

THOMAS, D.B. & E.L. SLEEPER (1977): The use of pitfall traps for estimating the abundance of arthropods with special reference to the Tenebrionidae. - Ann. Entomol. Soc. Amer., **70**: 242-248.

THOMASIUS, H. (1973): Wald - Landeskultur und Gesellschaft. - Verlag Theodor Steinkopff, Dresden: 439 S.

TIETZE, F. (1966): Ein Beitrag zur Laufkäferbesiedlung von Waldgesellschaften des Südharzes. - Hercynia, **3**: 340-358.

TIETZE, F. (1968): Untersuchungen über die Beziehungen zwischen Bodenfeuchte und Carabidenbesiedlung in Wiesengesellschaften. - Pedobiologia, **8**: 50-58.

TIETZE, F. (1973a): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer des Grünlandes im Süden der DDR. I. Teil: Die Carabiden der untersuchten Lebensorte. - Hercynia, **10**: 3-76.

TIETZE, F. (1973b): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer des Grünlandes im Süden der DDR. II. Teil: Die diagnostisch wichtigen Carabidenarten des untersuchten Grünlandes und ihre Verbreitungsschwerpunkte. - Hercynia, **10**: 111-126.

TIETZE, F. (1973c): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer des Grünlandes im Süden der DDR. III. Teil: Die diagnostisch wichtigen Artengruppen des untersuchten Grünlandes. - Hercynia, **10**: 243-263.

TIETZE, F. (1973d): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer des Grünlandes im Süden der DDR. IV. Teil: Ökofaunistische und autökologische Aspekte der Besiedlung des Grünlandes durch Carabiden. - Hercynia, **10**: 337-365.

TIETZE, F. (1977): Zur Ökologie und Faunistik der Carabidae des Naturschutzgebietes "Selketal". - Hercynia, **14**: 145-159.

TIETZE, F. (1979): Tendenzen in der Entwicklung von Fang-, Kontroll- und Meßmethoden in der feldökologischen Forschung. - Entomol. Nachr., **23** (2): 17-23.

TIETZE, F. (1985): Veränderungen der Arten- und Dominanzstruktur in Laufkäfertaxozönosen bewirtschafteter Grasland-Ökosysteme durch Intensivierungsfaktoren. - Zool. Jb. Syst., **112**: 367-382.

TIETZE, F. & N. GROSSER (1978): Zur Bedeutung ökologisch wertvoller Strukturelemente in der Agrarlandschaft. In: Materialien d. wiss. Tagung: "Agro-Ökosysteme und Habitatinseln in der Agrarlandschaft. - Wiss. Beitr., **5** (Teil 2): 26-41.

TIETZE, F. & N. GROSSER (1985a): Zur Bedeutung von Habitatinseln in der Agrarlandschaft aus tierökologischer Sicht. - Hercynia, **22**: 60-71.

TIETZE, F. & N. GROSSER (1985b): Zur historischen Entwicklung der Agrarfauna und ihre Erhaltung in terrestrischen Refugialräumen (Habitatinseln) der Agrarlandschaft. - Wissenschaftliche Zeitschrift der Pädagogischen Hochschule "N. K. Krupskaja", **23**: 46-50.

TISCHLER, W. (1948): Biozönotische Untersuchungen an Wallhecken. - Zool. Jb. Syst., **77**: 284-400.

TOPP, W. (1977): Einfluß des Strukturmosaiks einer Agrarlandschaft auf die Ausbreitung der Staphyliniden. - Pedobiologia, **17**: 43-50.

TOPP, W. (1982): Vorkommen und Diversität von Laufkäfer-Gemeinschaften in verschiedenen Ökosystemen. - Drosera, **82** (1): 109-116.

TOPP, W. & W. TRITTELWITZ (1980): Verteilung und Ausbreitung der epigäischen Arthopoden in der Agrarlandschaft. II. Staphylinidea. - Anz. Schädlingskunde u. Pflanzenschutz, **53**: 33-36.

TRAUTNER, J. & G. MÜLLER-MOTZFELD (1995): Faunistisch-ökologischer Bearbeitungsstand, Gefährdung und Checkliste der Laufkäfer. - Eine Übersicht für die Bundesländer Deutschlands. - Naturschutz und Landschaftsplanung, **27** (3): 96-105 u. I-XII.

TRAUTNER, J., MÜLLER-MOTZFELD, G. & M. BRÄUNICKE (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae), 2. Fassung, Stand Dez. 1996. - Naturschutz und Landschaftsplanung, **29** (9): 261-273.

TRAUTNER, J. (Hrsg.) (1992): Arten- und Biotopschutz in der Planung. Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. - Ökologie in Forschung und Anwendung, **5**: 260 S.

TRETZEL, E. (1955): Technik und Bedeutung des Fallenfanges für ökologische Untersuchungen. - Zool. Anz., **155**: 276-287.

TSCHARNTKE, T. (1992): Fragmentation of *Phragmites* habitats, minimum viable population size, habitat suitability, and local extinction of moths, midges, flies, aphids, and birds. - Conservation Biology, **6**: 530-536.

TSCHARNTKE, T. (1995): Naturschutz in Agrarlandschaften. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., 10: 21-30.

UHLIG, M. (1977): Beiträge zur Faunistik der Staphyliniden aus der DDR. - Ent. Nachr., **21** (8): 113-118.

VAN SELM, A.J. (1988): Ecological infrastructure: a conceptual framework for designing habitat networks. - In: SCHREIBER, K.-F. (ed.): Connectivity in landscape ecology - Münstersche Geographische Arbeiten, **29**: 63-66.

VERNER, J., MORRISON, M.L. & C.J. RALPH (1984): Wildlife 2000. Modeling Habitat Relationships of terrestrial vertebrates. - The Univ. of Wisconsin: 420 S.

VOGEL, J. (1978): Faunistisch bedeutsame und für die DDR neue Staphylinidae aus der Oberlausitz. - Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz, **52** (8): 1-13.

VOGEL, J. (1980): Ökofaunistische Beobachtungen an der Staphylinidenfauna des Neißetales bei Ostritz (Oberlausitz). - Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz, **53** (4): 1-24.

VOGEL, J. (1982a): Faunistisch bedeutsame und für die DDR neue Staphylinidae aus der Oberlausitz, Teil II. - Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz, **55** (6): 1-26.

VOGEL, J. (1982b): Untersuchungen zur Erfassungsmethodik und Struktur der Staphylinidenfauna (Col. Staphylinidae) einiger Laubgehölz-Standorte der Landeskrone bei Görlitz unter besonderer Berücksichtigung des Aussagewertes von Siebproben und Bodenfallenfängen. - Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz, **55** (3): 1-39.

VOGEL, J. (1982c): Ökofaunistische Untersuchungen an der Kurzflüglerfauna (Staphylinidae) des NSG "Caßlauer Wiesenteiche" (Kreis Bautzen). - Veröff. d. Mus. d. Westlauitz Kamenz, **6**: 69-88.

VOGEL, J. (1983): Zur Köderwirkung von Äthanol auf *Megaloscapa punctipennis* und andere Staphylinidae in Bodenfallen. - Entomol. Nachr. Ber., **27** (1): 53.

VOGEL, J. (1986): Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf dem Neuen Müllberg Leipzig-Möckern. 5. Beitrag. (Coleoptera, Staphylinidae). - Entomol. Nachr. Ber., **30** (4): 157-165.

VOGEL, J. & K. KAUFMANN (1982): Staphylinidae (Coleoptera) aus der näheren Umgebung von Auerbach/ Erzgebirge. - Entomol. Nachr. Ber., **26** (3): 97-110.

VOGEL, K., VOGEL, B., ROTHHAUPT, G. & E. GOTTSCHALK (1996): Einsatz von Zielarten im Naturschutz. - Naturschutz und Landschaftsplanung, **28**: 179-184.

VOIGTLÄNDER, G. (1980): Möglichkeiten und Grenzen zur Erhaltung und Förderung der Arten- und Biotopvielfalt. - Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft **37**: 12-20.

VUILLEUMIER, F. (1970): Insular biogeography in continental regions. - Am. Nat., **194**: 373-388.

WEBB, N.R. (1984): Habitat islands or habitat mosaic? Case study of heathlands in Southern England. - Laufener Seminarbeiträge, **7**: 62-69.

WEGENER, U. (Hrsg.) (1991): Schutz und Pflege von Lebensräumen. Naturschutzmanagement. - G. Fischer Verlag, Jena Stuttgart: 313 S.

WEIGMANN, G. (1987): Fragen der Auswertung und Bewertung faunistischer Artenlisten. - Mitt. B.B.A. Land- und Forstw. Berlin-Dahlem, Heft **234**: 23-33.

WEINSCHENCK, G. (1983): Ökonomische Aspekte des Naturschutzes. - Daten und Dokumente zum Umweltschutz, Sonderheft **35**: 134-149.

WENDT, H. (1986): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: *Coleoptera* - Bruchidae (Chrysomeloidea) I. Zur Biologie und Verbreitung. - Mitt. Zool. Mus. Berlin, **62** (1): 103-133.

WENZEL, E. (1989): Die Käferfauna des oberbergischen Ülfetals, Teil II. - Jber. naturwiss. Ver. Wuppertal, **42**: 18-37.

WESTERN, I. (1992): The biodiversity crisis: a challenge for biology. - Oikos, **63**: 29-38.

WILLIAMS, C.B. (1943): Area and the number of species. - Nature, **152**: 264-267.

WILLIAMS, C.B. (1964): Patterns in the Balance of Nature. - Academic Press, London.

WILLIAMS, G. (1959): The sesonal and diural activity of the fauna sampled by pitfall traps in different habitats. - J. Anim. Ecol., **28**: 1-13.

WILSON, E.O. (1996): Der Wert der Vielfalt. - Die Bedrohung des Artenreichtums und das Überleben des Menschen. - Piper, München, Zürich: 512 S.

WILSON, E.O. & E.D. WILLIS (1975): Applied biogeography. In: CODY, M.L. & J.M. DIAMOND (eds): Ecolocy and evolution of communities. - Cambridge: 522-534.

WITSACK, W. (1975): Eine quantitative Keschermethode zur Erfassung der epigäischen Arthropoden-Fauna. - Ent. Nachr., **19** (8): 123-128.

WITSACK, W., ENGLER, I., HAHN, ST., SCHNEIDER, K., SCHNITTER, P.-H., & B. TEICHMANN (1995): Zur Sukzession ausgewählter Arthropodengruppen auf Dauerbrachen bei Halle/S. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., **10**: 505-508.

WITSACK, W. & R. KRAUSE (1978): Zur Verbreitung und Ökologie der Cantharoidea in der Hinteren Sächsischen Schweiz. - Entomol. Abh. Mus. Tierk. Dresden, **42**, Nr. 7: 301-314.

ZERCHE, L. (1976): Wechselburg - ein neuer Fundort seltener Käferarten im Bezirk Karl-Marx-Stadt. - Entomol. Nachr. **20** (4/5): 53-80.

ZERCHE, L. (1976): Käferfunde aus Wechselburg (1. Nachtrag). - Entomol. Nachr. 20 (12): 185-189.

ZERCHE, L. (1980): Faunistisch interessante Staphylinidae aus der DDR (Coleoptera). - Entomol. Nachr. **24** (10/11): 145-165.

ZWÖLFER, H. (1983): Pflanzenschutz und Artenvielfalt. - Daten und Dokumente zum Umweltschutz, Sonderreihe Umwelttagungen, **35**: 6 S.

ZWÖLFER, H., BAUER, G., HEUSINGER, G. & D. STECHMANN (1984): Die tierökologische Bedeutung von Hecken. Laufener Seminarbeitr., Akad. f. Natursch. u. Landschaftspfl. (Hrsg.), Beiheft **3**, Teil 2: 1-129.

Quellenangaben zu Bundesartenschutzverordnung und Roten Listen

BArtSchV:

BUNDESMINISTER FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (1989): Neufassung der Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV). - Bundesgesetzblatt Teil I, Nr. 44: 1677-1734.

Rote Listen Bayern:

- GEISER, R. (1992): Rote Liste gefährdeter Kurzflüglerartiger (Staphylinoidea) und Stutzkäferartiger (Histeroidea) Bayers. - Schr.-R. Bayer. Landesamt für Umweltschutz 111: 118-122.
- GEISER, R. (1992): Rote Liste gefährdeter Blatthornkäfer (Lamellicornia) Bayers. - Schr.-R. Bayer. Landesamt für Umweltschutz 111: 123-126.
- GEISER, R. (1992): Rote Liste gefährdeter Bockkäfer (Cerambycidae) Bayers. - Schr.-R. Bayer. Landesamt für Umweltschutz 111: 127-131.
- GEISER, R. (1992): Rote Liste gefährdeter Marienkäfer (Coccinellidae) Bayers. - Schr.-R. Bayer. Landesamt für Umweltschutz 111: 132-133.
- GERSTMEIER, R. (1992): Rote Liste gefährdeter Buntkäfer (Cleridae und Korynetidae) Bayers. - Schr.-R. Bayer. Landesamt für Umweltschutz 111: 135-136.
- HEBAUER, F. (1992): Rote Liste gefährdeter Wasserkäfer (Hydradephaga, Palpicornia, Dryopidea) Bayers. - Schr.-R. Bayer. Landesamt für Umweltschutz 111: 110-115.
- LORENZ, W. (1992): Rote Liste gefährdeter Laufkäfer (Carabidae) Bayers. - Schr.-R. Bayer. Landesamt für Umweltschutz 111: 100-109.
- UHMANN, G. (1992): Rote Liste gefährdeter Blumen- und Blütenmulmkäfer (Anthricidae) Bayers. - Schr.-R. Bayer. Landesamt für Umweltschutz 111: 134.

Rote Listen Thüringen (Sammelband von 1992):

THÜRINGER LANDESANSTALT F. UMWELT, ABTEILUNG NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (Hrsg.) (1993): Rote Listen ausgewählter Pflanzen- und Tierartengruppen sowie Pflanzengesellschaften des Landes Thüringen. - Naturschutzreport. Jena, Heft **5**: 215 S.
- BELLSTEDT, R. (1993): Rote Liste der Wasserkäfer (aquatische Coleoptera) Thüringens. - Naturschutzreport. Jena, Heft **5**: 87-92
- CONRAD, R. (1993): Rote Liste ausgewählter Hirsch- und Blatthornkäfer (Coleoptera: Lamellicornia partim) Thüringens. - Naturschutzreport. Jena, Heft **5**: 94-95.
- HARTMANN, M. (1993): Rote Liste der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) Thüringens. - Naturschutzreport. Jena, Heft **5**: 78-86.
- WEIGEL, A. (1993): Rote Liste der Bockkäfer (Coleoptera: Cerambycidae) Thüringens. - Naturschutzreport. Jena, Heft **5**: 96-100.

Rote Listen Sachsen-Anhalt (Sammelband von 1993):

LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT, SACHGEBIET ÖFFENTLICHKEITSARBEIT (Hrsg.) (1993): Rote Listen Sachsen-Anhalt. - Ber. d. Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Heft **9**: 76 S.
- NEUMANN, V. (1993): Rote Liste der Buntkäfer des Landes Sachsen-Anhalt. - Ber. d. Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Heft **9**: 46-47.
- NEUMANN, V. (1993): Rote Liste der Bockkäfer des Landes Sachsen-Anhalt. - Ber. d. Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Heft **9**: 48-52.
- SCHNITTER, P., GRILL, E., BLOCHWITZ, O.,CIUPA, W., EPPERLEIN, K., EPPERT, F., KREUTER, T., LÜBKE AL-HUSSEIN, M., & G. SCHMIDTCHEN (1993): Rote Liste der Laufkäfer des Landes Sachsen-Anhalt. - Ber. d. Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Heft **9**: 29-34.

- SCHWIER, H.-J. (1993): Rote Liste der Prachtkäfer des Landes Sachsen-Anhalt. - Ber. d. Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Heft **9**: 43-45.
- SPITZENBERG, D. (1993): Rote Liste der wasserbewohnenden Käfer des Landes Sachsen-Anhalt. - Ber. d. Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Heft **9**: 35-39.
- Wittsack, W. (1993): Rote Liste der Weichkäfer i. w. S. des Landes Sachsen-Anhalt. - Ber. d. Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Heft **9**: 40-42.

neuere Rote Liste von 1995:

- BÄSE, W. & F. FRITZLAR (1995): Rote Liste der Schilfkäfer des Landes Sachsen-Anhalt. 1. Fassung, Stand: März 1995. Berichte d. Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Heft **18**: 6-7.
- MALCHAU, W. (1995): Rote Liste der Hirschkäfer des Landes Sachsen-Anhalt. 1. Fassung, Stand: März 1995. Berichte d. Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Heft **18**: 11-12.
- WITTSACK, W., KLAUSNITZER, B. & K. SCHNEIDER (1995): Rote Liste der Marienkäfer des Landes Sachsen- Anhalt. 1. Fassung, Stand: März 1995. - Berichte d. Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Heft **18**: 8-10.

Rote Listen Brandenburg (Sammelband von 1992):

MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG (Hrsg.) (1992): Gefährdete Tiere im Land Brandenburg. Rote Liste, Potsdam: 288 S.
- BEHNE, L. (1992): Rote Liste Rüsselkäfer (Curculionidae). - s.o.: 195-214.
- BRAASCH, D. (1992): Rote Liste Schwimmkäfer (Dytiscidae, Noteridae). - s.o.: 149-151.
- BRAASCH, D. (1992): Rote Liste Wasserkäfer (Dryopidae, Haliplidae, Hydrophilidae, Hydraenidae, Hydrochidae, Gyrinidae, Spercheidae, Noteridae). - s.o.: 152-154.
- HEINIG, U. (1992): Rote Liste Blattkäfer (Chrysomelidae). - s.o.: 190-193.
- KEMPF, L. (1992): Rote Liste Laufkäfer (Carabidae). - s.o.: 143-147.
- LIEBENOW, K. (1992): Rote Liste Schmalbockkäfer (Oedemeridae). - s.o.: 180.
- LIEBENOW, K. (1992): Rote Liste Borken- und Splintkäfer (Scolytidae, Platypodidae). - s.o.: 194.
- SCHÜLKE, M., UHLIG, M. & L. ZERCHE (1992): Rote Liste Kurzflügler (Staphylinidae). - s.o.: 155-174.
- SCHULZE, J. (1992): Rote Liste Blatthornkäfer (Scarabaeidae) und Hirschkäfer (Lucanidae). - s.o.: 181-183.
- WEIDLICH, M. (1992): Rote Liste Prachtkäfer (Buprestidae). - s.o.: 177-179.
- WEIDLICH, M. (1992): Rote Liste Bockkäfer (Cerambycidae). - s.o.: 185-189.
- ZERCHE, L. (1992): Rote Liste Aaskäfer (Silphidae und Agyrtidae). - s.o.: 175-176.

Rote Listen Sachsen:

SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.):
- ARNDT, E. & K. RICHTER (1995): Rote Liste Laufkäfer. Stand 1995. - Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege: 10 S.
- KLAUSNITZER, B. (1994): Rote Liste Bockkäfer. Ausgabe 1994. - Arbeitsmaterialien Naturschutz: 10 S.
- KLAUSNITZER, B. (1995): Rote Liste Blatthornkäfer und Hirschkäfer. Stand 1995. - Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege **5**: 10 S.
- KLAUSNITZER, B. (1996): Rote Liste Wasserkäfer. Stand 1996. - Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege: 11 S.