Mitt. Arb.gem. Rhein. Koleopterologen (Bonn) **13** (1–2), 2003, 3–39

Faunistisch-ökologische Untersuchung der Laufkäferzönosen in verschiedenen Gehölzbeständen des Rheinaue-Parks in Bonn (Coleoptera, Carabidae)

INGA HALLER

1. Einleitung

Städte sind sehr künstliche Ökosysteme, weil sich hier die dichteste Bebauung konzentriert und die Menschen am dichtesten pro Flächeneinheit auftreten. Sie stellen aus ökologischer Sicht keinen einheitlichen Standort dar. Vielmehr wird durch eine Vielzahl von Siedlungsstrukturen, Nutzungsarten und Kleinsthabitaten eine sehr hohe, fast mosaikartige Heterogenität erreicht, die zu spezifischen Lebensgemeinschaften führt. Die Bauten tragen zu einer messbaren Veränderung des Stadtklimas bei, wobei Luft, Wasser und Boden oft ungewöhnlich hoch belastet werden. Mit der Verstädterung entstanden daher neuartige, einzig von menschlichen Bedürfnissen geprägte Lebensräume, die zwangsläufig auch zu nachhaltigen Veränderungen von Fauna und Flora führten.

FELLENBERG (1994) stellt die Frage "Warum Naturschutz in der Stadt?" und nennt das Bedürfnis des Menschen nach grüner und belebter Natur, das unter anderem durch die Suche von Ruhe und Erholung in stadtnahen Landschaftsräumen zum Ausdruck kommt. Gerade größeren, innerstädtischen Frei- und Grünflächen kommt in diesem Zusammenhang eine zunehmende Bedeutung zu. Als Grundlage für Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen kann zunächst die Erfassung der ansässigen Artengemeinschaften und des Zustandes der städtischen Biotope gelten.

Im Bereich der Bodenfauna eignen sich insbesondere Carabiden als Indikatoren für Standortdiagnosen, da sie aufgrund ihrer differenzierten Ansprüche an den Lebensraum schnell auf Strukturveränderungen reagieren. Sie gelten allgemein als gut bearbeitete Artengruppe (WACHMANN et al. 1995) und werden daher auch für ökologische Studien in urbanen Biotopen häufig verwendet. Obwohl über die Habitatansprüche der Gruppe recht umfangreiche Informationen vorliegen (z.B. THIELE 1977), zeigen Carabiden bei der

Betrachtung regionaler Verhältnisse vielfach sehr viel speziellere und feiner differenziertere Habitatpräferenzen als in der einschlägigen Literatur angegeben. Von einer erschöpfenden Kenntnis limitierender, verbreitungs- und abundanzbestimmender Faktoren kann nach JUDAS et al. (1997) daher noch nicht gesprochen werden.

Die vorliegende Untersuchung basiert auf einer Diplomarbeit die an der Universität Bonn, Institut für Evolution und Zooökologie durchgeführt wurde und beschäftigt sich mit der Erfassung der Laufkäferzönosen in ausgewählten Gehölzbeständen des Freizeitparks Bonn Rheinaue. Es soll versucht werden, einen Beitrag zur Erweiterung der Kenntnisse zur Verbreitung und zu den Lebensraumansprüchen dieser Tiergruppe in Städten zu leisten. Dabei wurden folgende Fragestellungen näher bearbeitet:

- Welche Arten kommen im Untersuchungsgebiet vor?
- Unterscheidet sich die Fauna der einzelnen Untersuchungsflächen?
- Welchen Einfluss hat das Rheinhochwasser auf ufernahe Standorte?
- Zeigen sich in der vorgefundenen Artengemeinschaft Ähnlichkeiten zu anderen Städten?
- Lässt sich eine Bewertung des Gebietes anhand der ansässigen Carabidenfauna vornehmen?

2. Untersuchungsgebiet

2.1. Geologie, Klima, Böden, Wasserstände

Die Untersuchungsflächen befinden sich im Rheinauenpark der Stadt Bonn, der beiderseits des Rheins im Bereich der Konrad-Adenauer-Brücke liegt. Das Bonner Stadtgebiet hat Anteil an zwei mitteleuropäischen Großlandschaften, da der Bonner Raum geomorphologisch eine Übergangslandschaft darstellt, die vom Rheinischen Schiefergebirge zur Niederrheinischen Tieflandsbucht überleitet (GRUNERT 1988).

Im Rhythmus der eis- und nacheiszeitlichen Klimawechsel und im Zusammen- und zeitweiligen Gegenspiel der Tektonik in erdgeschichtlich jüngerer Zeit hat der Rhein eine riesige Flussterrassentreppe in die Übergangslandschaft eingeschachtelt (MEYNEN et al. 1962). Vom Gebirgsaustritt des Rheins am Godesberger Taltrichter an verbreitern sich alle Talterrassenstufen, die den Mittelrhein meist nur in schmalen Bändern begleiten, zu größeren Fächern.

Der östliche Buchtflügel wird beiderseits von den Stufen der breiten Nieder- und Mittelterrassen beherrscht.

Westlich des Rheins sind die Mittelterrassen von zum Teil mehrere Meter mächtigem Würmlöß bedeckt, östlich trägt die Mittelterrasse als sogenannte Heidesandterrasse eine gleichaltrige Flugsanddecke (LAUX & ZEPP 1997). Den größten Teil von Bonn und Bad Godesberg nehmen die beiderseitigen Niederterrassenebenen ein. In der nacheiszeitlichen Wärmezeit schnitt sich der Rhein rasch tiefer in diese Ebenen ein und gewann zunehmend seinen heutigen Lauf. Durch mäßige Seitenerosion schuf er sich zudem eine schmale Aue, die als Hochflutbett auch heute noch regelmäßig bei Hochwasser überflutet wird (GRUNERT 1988).

Die Böden des Bonner Raums spiegeln die unterschiedlichen, hauptsächlich aus dem Quartär stammenden bodenbildenden Substrate wider. Die Niederterrassenebenen sind durchweg über den Terrassenschottern und –sanden mit 1-2 m mächtigen Hochflutbildungen bedeckt, die leichte bis meist mittelschwere, tiefgründige Braunerdeböden mittleren Nährstoffgehaltes liefern. Die auf ihnen ursprünglich wachsenden mäßig sauren bis frischen Eichen-Hainbuchenwälder sind bis auf geringe Restbestände seit langem weiten Ackerebenen und im Südteil ausgedehnten fruchtbaren Garten- und Obstgartenfluren gewichen. Die lokal sehr schnell wechselnden jungen Aufschüttungen von Sand, Lehm und tonigem Schlick der Alluvialauen liefern in den unteren Lagen der Rheinauen tiefgründige, kalkhaltige, meist unterentwickelte Braunerdeböden, mit Grundwasserflurabstand unter 2 m. Sie tragen an Stelle des ursprünglichen, nur noch in Resten vorhandenen Silberweiden- und Pappel-Auenwaldes heute überwiegend Grünland mit Pappelanpflanzungen (MEYNEN et al. 1962).

Großklimatisch betrachtet weisen Bonn und sein näheres Umland die klimatischen Eigenheiten der Niederrheinischen Bucht auf, die zum ozeanisch-maritimen Klimabereich Nordwestdeutschlands gehört. Die Talweitungen im Südteil der Kölner Bucht liegen aufgrund der Gebirgsumrahmung thermisch begünstigt im Wind- und Regenschatten von Nordeifel und Hohem Venn und zeichnet sich durch eine buchteinwärts zunehmende Kontinentalität aus (MEYNEN et al. 1962). Der Bonner Raum ist daher durch sommerliche und herbstliche Niederschlagsmaxima, milde Winter und mäßig warme Sommer charakterisiert. Die Vegetationsperiode beginnt um den 20. März und dauert rund 250 Tage (KREMER 1993). Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt in

Bonn 9,5°C , das höchste Monatsmittel wird im Juli mit 18°C erreicht. Für die Station Bonn-Friesdorf (61 m ü. NN) wurde ein Jahresniederschlag von 670 mm ermittelt (DWD 1950-1981).

Die Messung der Wasserstandsänderungen erfolgt am Bonner Pegel bei Stromkilometer 654,77 (linksrheinisch, heutiges Brassertufer). Pegelnull liegt in Bonn heute auf 42,67 m ü. NN. Der langfristige mittlere Wasserstand des Rheins (Pegelmaß Bonn) beträgt 299 cm (KREMER 1993). Hochwasserereignisse treten typischerweise im Frühjahr als Folge der Schneeschmelze in den Mittelgebirgen und Alpen sowie im Frühsommer als Folge hoher Sommerniederschläge auf. Für den Untersuchungszeitraum 2001 war das Frühjahrshochwasser von Bedeutung und ermöglichte die Ausbringung der Fallen in rheinufernahen Standorten erst nach Rückgang des Wasserstandes Ende April.

2.2. Der Bonner Rheinauenpark

Die Entstehungsgeschichte des Erholungsparks Rheinaue Bonn ist eng verbunden mit der Realisierung der Bundesgartenschau im Jahre 1979 (PANTEN 1996). Vor allem in den Randgebieten der drei ehemals selbständigen Städte Bonn, Bad Godesberg und Beuel gab es eine dynamische bauliche Entwicklung im Zuge einer Erweiterung des Regierungsviertels durch die neue Bonner Hauptstadtfunktion. Unbebaut blieb lediglich ein rund 200 ha großer, landwirtschaftlich genutzter Auenbereich, der nach der kommunalen Neugliederung 1969 in der Mitte der "neuen" Stadt Bonn lag. Anfang 1970 wurde daher ein Ideenwettbewerb "Erholungspark Rheinaue" mit dem Ziel einer Synthese zwischen städtisch geprägtem Freizeitraum und natürlich gestalteter Rheinaue ausgeschrieben. Den beiden ersten Preisträgern wurde 1971 gemeinsam zunächst die Vorplanung, später die gesamte Entwurfs- und Ausführungsplanung der Bundesgartenschau übertragen (PANTEN 1996).

Bei der Eröffnung der Bundesgartenschau am 27. April 1979 präsentierte sich das Gelände als eine Landschaft, die ihre Entstehung aus Menschenhand an keiner Stelle leugnen konnte. Pflanzungen, Wege und Hügel folgen einem ornamentalen System von Kreisbögen und Spiralen und zeigen eine inszenierte Landschaft, die allerdings aus den örtlichen Gegebenheiten heraus entwickelt wurde. Inmitten der Parklandschaft wurde ein 15 ha großer, reich gegliederter Auensee geschaffen, der von Auengehölzen, Wiesen und Spazierwegen umgeben ist (STADTVERWALTUNG BONN 1975).

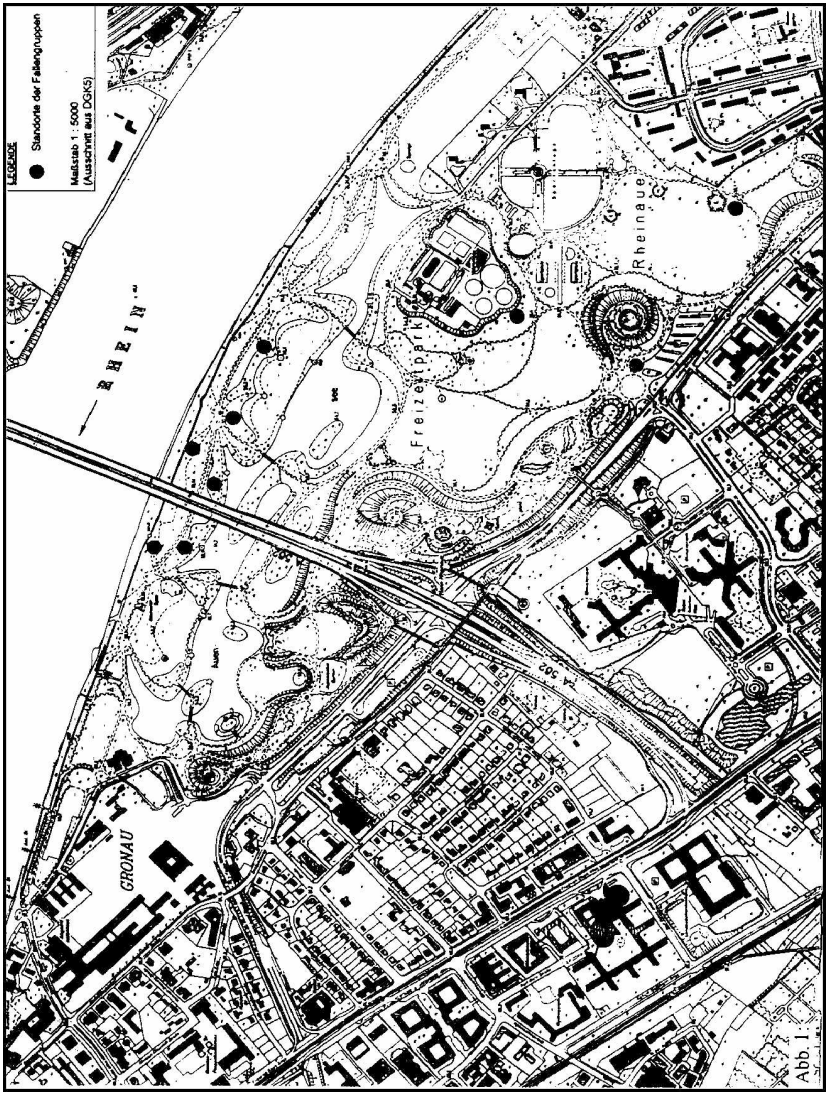

Abb. 1: Karte des Untersuchungsgebietes

Die Aue selbst ist nur sanft modelliert und lässt drei unterschiedliche Zonen erkennen, die sich in Bepflanzung und Nutzung voneinander unterscheiden. Der stadtnahe Bereich entlang der ehemaligen Niederterrasse trägt intensive gärtnerische Bepflanzungen, wie etwa den Rosengarten. In der zweiten Zone schließen sich weite, großzügige Rasenflächen an, die umrahmt sind von robusten Arten der Hartholzaue und heute vor allem den belastbaren Freizeitbereich der Aue darstellen. In der dritten Zone finden sich, der Hochwassergefährdung entsprechend, überwiegend Gehölze der Weich- und Hartholzaue, Auewiesen und Wildrasen. Heute gehört die Rheinaue ganz selbstverständlich zum Grüninventar der Stadt, bietet die unterschiedlichsten Freizeit- und Erholungsmöglichkeiten und ist Schauplatz zahlreicher Freiluft- und Großveranstaltungen im Jahr.

2.3. Beschreibung der Untersuchungsflächen

Insgesamt wurden acht Untersuchungsflächen ausgewählt. Grundlage der Auswahl war ein Übersichtsplan des Gebietes aus dem Jahre 1980, auf dem die einzelnen Gehölzstrukturen des Parks eingezeichnet und fünf verschiedenen Pflanzschemata zugeordnet sind. Aus vier dieser fünf Schemata wurden jeweils zwei Untersuchungsflächen ausgewählt, so dass im Ganzen acht Standorte beprobt wurden (Karte s. Abb. 1). Die Flächen des fünften Pflanzschemas „Nadelholz“ lagen zu weit im oberen, uferfernen Gebiet des Parks und wiesen zusätzlich eine starke Hangneigung auf (Damm der Konrad-Adenauer-Brücke), so dass sie nicht in die Untersuchungen mit einbezogen wurden. Im Folgenden werden die acht Untersuchungsstandorte kurz beschrieben und hinsichtlich ihrer Vegetation und Struktur charakterisiert. Die Angaben zur Vegetation entstammen Pflegeanleitungen zu den einzelnen Pflanzschemata, die in Verbindung mit dem bereits erwähnten Übersichtsplan erstellt wurden. Die enthaltenen Informationen wurden bei einer Begehung im Juli 2001 auf ihre Aktualität überprüft und konnten in den meisten Fällen verifiziert werden.

Weichholzaue (WhA 1 und 2)

Die beiden Flächen befinden sich nördlich und südlich der Konrad-Adenauer-Brücke im unmittelbaren Uferbereich des Gebietes, wobei die Brücke eine Art Spiegelachse bildet. Beide Gehölze waren vom Frühjahrshochwasser 2001 betroffen. Am Standort WhA 1 (Abb. 2) mussten zudem im Frühjahr neue Fallenstandorte gewählt werden, da die im Winter im Boden verblie-

Abb. 2: Weichholzaue 1.

benen PVC-Rohre aufgrund des angeschwemmten Materials nicht wiedergefunden wurden. Es wurde jedoch auf eine ähnliche Lage und Orientierung geachtet. Bestandsbildende Arten der Baumschicht 1 (>10 m) sind auf beiden Flächen *Populus nigra* (Schwarzpappel) und *Salix alba* (Silberweide), sowie vereinzelt *Populus alba* (Silberpappel). In der Baumschicht 2 fanden sich mehrere Exemplare von *Acer pseudoplatanus* (Bergahorn). Die Strauchschicht wird im wesentlichen gebildet von *Cornus sanguinea* (Bluthartriegel) und *Sambucus nigra* (Schwarzer Holunder), wobei der Hartriegel am Standort WhA 1, der Holunder am Standort WhA 2 dominiert. Unterschiede zwischen beiden Standorten finden sich vor allem in der Dichte des Bewuchses sowie der daraus resultierenden Beschattung des Bodens. WhA 1 weist einen lückigen Baumbestand und artenreichen Unterwuchs auf, währenddessen der Baumbestand in WhA 2 gedrängter ist, in der Strauchschicht nahezu ausschließlich *Sambucus nigra* auftritt und die starke Beschattung kaum Unterwuchs zulässt.

Hartholzaue Eiche (HhA E 1 und 2)

Auch diese beiden Flächen befinden sich nördlich und südlich der Konrad-Adenauer-Brücke. Sie liegen jedoch etwas höher und sind durch die bereits angesprochenen Weichholzauengebiete sowie zwei weitere Hartholzauenflächen des Typs Eiche vom Rheinufer getrennt. Westlich der beiden Standorte befindet sich der Rheinauensee. Das Hochwasser hatte hier keinen Einfluss mehr. Als bestandsbildende Arten treten in der Baumschicht vor allem *Quercus robur* (Stieleiche), *Fraxinus excelsior* (Esche), *Carpinus betulus* (Hainbuche) und *Acer campestre* (Feldahorn) auf. In der Strauchschicht dominieren *Cornus sanguinea* (Bluthartriegel) und *Ligustrum vulgare* (Liguster) neben den bereits erwähnten Baumarten, die auch in der Strauchschicht zu finden sind. Beide Standorte unterscheiden sich nicht wesentlich voneinander. Der Boden ist z. T. mit kleingehäckseltem Holzmaterial bedeckt.

Hartholzaue Ahorn (HhA A 1 und 2)

Die beiden ausgewählten Gehölzstrukturen des Typs Hartholzaue Ahorn liegen südlich der Brücke etwas erhöht auf einem Damm. Westlich zum See hin befindet sich eine größere freie Wiesenfläche. Zu den bestandsbildenden Gehölzen zählen *Carpinus betulus* (Hainbuche), *Fraxinus excelsior* (Esche) sowie *Acer pseudoplatanus* (Bergahorn) und *Acer platanoides* (Spitzahorn). Weiterhin finden sich *Ulmus carpinifolia* (Feldulme) und *Tilia platyphyllos* (Sommerlinde). Die Strauchschicht bilden auch hier *Ligustrum vulgare* (Liguster), *Cornus sanguinea* (Bluthartriegel) und *Sambucus nigra* (Holunder). Neben den bereits erwähnten Laubgehölzen treten in dieser Schicht noch *Fagus sylvatica* (Rotbuche) und *Acer campestre* (Feldahorn) auf. Beide Standorte zeigen in Zusammensetzung und Struktur der Vegetation große Gemeinsamkeiten. In der Struktur HhA A 1 wurden im Winter allerdings Pflegemaßnahmen durchgeführt, so dass sich diese Fläche im Frühjahr wesentlich lichter präsentierte als im Herbst zuvor. Der Bestand der Fläche HhA A 2 ist relativ dicht.

Buchenwald (BW 1 und 2)

Die erste Fläche (BW 1) befindet sich westlich der Kläranlage in einer größeren Gehölzstruktur des Pflanzschemas Buchenwald. BW 2 liegt ganz im Südwesten des Parks angrenzend an die sogenannte Ökowiese. Beide Flächen stehen daher in keinem räumlichen Zusammenhang, wie es bei den vorher genannten in gewissem Umfang der Fall ist. Sie tragen lediglich das gleiche Pflanzschema. Die Zusammensetzung der Arten ist ähnlich und weist in der Baumschicht neben *Fagus sylvatica* (Rotbuche) und *Carpinus betulus*

(Hainbuche) *Quercus robur* (Stieleiche), *Prunus avium* (Vogelkirsche), *Acer pseudoplatanus* (Bergahorn) und *Tilia cordata* (Winterlinde) auf. Die Gehölze finden sich vor allem auf BW 2 zu unterschiedlichen Anteilen auch in der Strauchschicht wieder, die im Fall von BW 1 von *Ligustrum vulgare* (Liguster) dominiert wird. Die Bestandsstruktur von BW 1 ist in der Baumschicht wesentlich dichter und niedriger. Durch den fehlenden Lichteinfall ist die Strauchschicht relativ artenarm. Die Fläche BW 2 trägt einen älteren Baumbestand mit größeren Lücken und erhielt durch winterliche Pflegemaßnahmen zusätzliche Freiflächen.

3. Material und Methoden

3.1. Bodenfallen

Zur Erfassung der Carabiden wurden Bodenfallen verwendet. Damit können die laufaktiven, epigäischen Vertreter der Laufkäfer über einen längeren Zeitraum hinweg erfasst werden, was sich in den vergangenen Jahrzehnten als eine Standardmethode etabliert hat (cf. KUSCHKA 1998). Da die Fangrate anhängig von der Laufaktivität der gefangenen Arten ist, können Bodenfallen innerhalb ihres Wirkungsbereiches bekanntermaßen nur Aktivitätsdichten, jedoch keine realen Abundanzen erfassen.

Als Fanggefäße dienten handelsübliche Honiggläser mit einem Durchmesser von 7,3 cm und einer Tiefe von 10 cm. Um beim Auswechseln der Gläser einen Einbruch des umgebenden Substrates zu verhindern, wurden die Gläser nach dem Prinzip von DUNGER (1963) in stationäre, ebenerdig eingegrabene PVC-Rohre mit etwas größerem Durchmesser eingesetzt. Die Schraubdeckel waren in der Mitte mit einer Öffnung von 6 cm aufgebohrt, so dass sie als Ringmanschette auf die Gläsern geschraubt wurden und einen ebenerdigen Abschluss mit dem Rohrrand bildeten. Der verbleibende kleine Spalt wurde bei jedem Einsetzen sorgfältig mit Erdmaterial verschlossen, um die Barrierenbildung für kleine Tiere zu minimieren.

Auf Dächer wurde im Hinblick auf den intensiven Publikumverkehr in unmittelbarer Umgebung der Untersuchungsflächen verzichtet. Als Fangflüssigkeit wurde gesättigte NaCl-Lösung verwendet, mit der die Fanggefäße jeweils zu 1/3 gefüllt wurden. Gesättigte Kochsalzlösung bietet sich nach TEICHMANN (1994) gerade für kleinflächige Untersuchungen an. Da sie nahezu keine attrahierende Wirkung besitzt, lässt sich ein möglicher „Leerfangeffekt“ durch

ihren Einsatz weitgehend ausschließen. Der Zusatz weniger Tropfen geruchsarmen Spülmittels bewirkte ein Herabsetzen der Oberflächenspannung der Flüssigkeit, förderte das Einsinken der Tiere und verringerte hierdurch zusätzlich die Fluchtverluste.

Auf den acht Untersuchungsflächen wurden jeweils fünf Bodenfallen aufgestellt und je nach Flächenzuschnitt in einer Reihe oder kreisförmig angeordnet. Der mittlere Fallenabstand innerhalb der Fallengruppen betrug 3-5 m. Die Erfassung erfolgte im September und Oktober 2000 sowie von Anfang April bis Anfang Juni 2001. Die Fallen in den beiden rheinufernahen Weichholzstandorten konnten aufgrund hoher Frühjahrswasserstände erst Ende April exponiert werden. Die Leerung der Fallen erfolgte im 14-Tage-Rhythmus. Neben den erwähnten Ausfallzeiten durch Hochwasser konnten vereinzelt Fallenverluste verzeichnet werden, die mutwilliger Zerstörung zuzuschreiben waren.

3.2. Ökologische Indices

Zur Charakterisierung der Untersuchungsflächen wurden zunächst Artenlisten erstellt. Die darin aufgelisteten Abundanzen der einzelnen Arten wurden zur weiteren Auswertung bei der Berechnung folgender Indices berücksichtigt.

Dominanz
Die Dominanz beschreibt die relative Häufigkeit einer Art in der Gemeinschaft im Vergleich zu den übrigen, im Lebensraum vorhandenen Arten (MÜHLENBERG 1993). Die ermittelten Aktivitätsdominanzen werden der Übersichtlichkeit halber in verschiedene, logarithmische Klassen eingeteilt (cf. ENGELMANN 1978). Innerhalb der Artengemeinschaft wurden die Arten ihrer relativen Häufigkeit nach geordnet und die sich ergebene Dominanzstruktur in Form eines Histogramms dargestellt.

Arten-Diversität und Evenness
Die Diversität dient der Beurteilung der Vielfalt eines Ökosystems. Zur Berechnung der Arten-Diversität wurde die von SHANNON & WEAVER 1963 beschriebene Formel, der sogenannte SHANNON-Index, verwendet. Mit seiner Hilfe lässt sich der mittlere Grad der Ungewissheit beschreiben, eine bestimmte Art von den s Arten bei zufälliger Probenentnahme anzutreffen (MÜHLENBERG 1993). Die Evenness gibt an, wie die Individuen einer Stich-

probe auf die Arten verteilt sind. Eine hohe Evenness bedeutet eine relative Gleichverteilung.

Arten- und Dominanzidentität, WAINSTEIN-INDEX
Die Kenngröße der Artenidentität gibt Auskunft über die qualitative Übereinstimmung der Artengemeinschaften zweier Untersuchungsflächen (TISCHLER 1984) und ermöglicht somit einen Vergleich zweier Proben hinsichtlich der vorkommenden Arten. Über die Berechnung der JACCARDschen Zahl erhält man ein prozentuales Maß ihrer Ähnlichkeit zueinander. Es handelt sich hierbei jedoch um ein rein qualitatives Vergleichsmaß, das die Individuendichte bzw. die jeweiligen Dominanzverhältnisse nicht berücksichtigt und rezedente Arten damit überbewertet und so entsprechend eingeschränkte Aussagekraft hat (BICK 1999).

Als weitere Kenngröße wurde daher die Dominanzidentität nach RENKONEN ermittelt. Sie beschreibt den Grad der Übereinstimmung zweier Artengemeinschaften hinsichtlich ihrer Dominanz-verhältnisse. Arten, die nur in einer Artengemeinschaft vorkommen, werden bei der Berechnung nicht berücksichtigt. Schließlich wurde der Ähnlichkeitsindex nach WAINSTEIN berechnet. Er kombiniert das qualitative Vergleichsmaß der Artenidentität nach JACCARD und den quantitativen Aspekt der Dominanzidentität nach RENKONEN und gibt Hinweise auf die Faunenähnlichkeit zweier Habitate.

3.3. Autökologische Parameter

Die bisher vorgestellten gängigen ökologisch-statistischen Parameter dienen der allgemeinen Charakterisierung von Artengemeinschaften. Zur weiteren, stärker biotisch orientierten Beschreibung können die aus ihnen gewonnenen Erkenntnisse insbesondere für Carabidensynusien durch eine Reihe von gruppentypischen, autökologischen Kennwerten ergänzt werden. Eine ganze Reihe von Werken (u.a. BURMEISTER 1939, LINDROTH 1945, THIELE 1964, FREUDE 1976, KOCH 1989, BARNDT et al. 1991) ermöglicht eine Einordnung der meisten Carabidenarten nach Biotop- und Feuchtepräferenz, Fortpflanzungstyp, Flugvermögen sowie die Einteilung in Größenklassen.

Biotop- und Feuchtepräferenz (FP)
Um die Ansprüche der Laufkäferarten gegenüber den abiotischen Faktoren im Freiland in ein überschaubares System zu bringen und einen Vergleich der Carabidenzönosen verschiedener Standorte zu ermöglichen, unternahmen

BARNDT et al. (1991) den Versuch, die Arten ihren ökologischen Ansprüchen nach verschiedenen ökologischen Typen (ÖT) zuzuordnen. Die in der vorliegenden Untersuchung gefundenen Arten wurden dieser Einteilung zugewiesen. Aufgrund der unmittelbaren Nähe des Rheinstroms und dem überformten Auencharakter des Gebietes wurden die hygrophilen Arten ergänzend und in Anlehnung an HUGENSCHÜTT (1996) zusätzlich in ´obligat hygrobiont` (oH) und ´fakultativ hygrobiont` (fH) eingeteilt und ´nicht hygrobionten` (nH) Arten gegenübergestellt.

Fortpflanzungstypen (FT)
Entscheidend für das jahreszeitliche Auftreten einer Art ist ihr Fortpflanzungsrhythmus. Bereits LARSSON (1939) teilt die Carabiden aufgrund ihrer Larvalentwicklung in zwei verschiedene Fortpflanzungstypen ein. Unter Berücksichtigung ergänzender Untersuchungen von LINDROTH (1945) können folgende Entwicklungtypen für Laufkäfer formuliert werden: Frühjahrsbrüter überwintern als adulte Käfer und sind so bereits im zeitigen Frühjahr aktiv. Ihr Aktivitätsmaximum fällt mit Paarung und Eiablage zusammen und endet gegen Ende Mai. Die Larven schlüpfen etwa drei Wochen später, so dass die Larvalentwicklung während der Sommermonate und die Verpuppung im Herbst erfolgt.

Überwintert die neue Käfergeneration noch in der "Puppenwiege", so spricht man von *Frühjahrsbrütern* (FB). Von diesen unterscheidet man Arten, bei denen die neue Käfergeneration bereits im Herbst aktiv wird als *Frühjahrsbrüter mit Herbstbestand* (FB+). Die Larven der *Herbstbrüter* (HB) schlüpfen noch im Herbst und überwintern im zweiten oder dritten Larvalstadium und entwickeln sich im Laufe des Frühsommers. Puppenstadium und die Aktivitäts- und Reproduktionszeit der Adulttiere liegen in den Sommermonaten und im Frühherbst. Einige Arten variieren in ihren Fortpflanzungszeiten im Jahresverlauf und können sich je nach Habitatbedingungen sowohl als FB als auch als HB entwickeln. Sie werden daher als Carabiden mit *instabilen Fortpflanzungsverhältnissen* (i) bezeichnet.

Flugdynamik (FD)
Anhand der Ausbildung der Alae lassen sich Rückschlüsse auf die potentielle Flugfähigkeit der einzelnen Arten ziehen. Unterschieden werden grundsätzlich drei verschiedene Gruppen. Bei *brachypteren Arten* (b) sind die Alae nur rudimentär ausgebildet (= stummelflügelig); die Tiere sind flugunfähig. *Macroptere Arten* (m) dagegen besitzen voll entwickelte Alea (= großflügelig)

und sind somit flugfähig. Treten sowohl macroptere als auch brachyptere Individuen innerhalb einer Art auf, so bezeichnet man diese Spezies als *flügeldimorph* (di).

Flugvermögen ist ein entscheidender biologischer Faktor und ermöglicht durch höhere Mobilität eine weiträumigere Ausbreitung, schnellere Besiedlung neuer Lebensräume, aber auch die rasche Flucht aus labilen Lebensräumen. Temporäre oder instabile Biotope weisen daher in der Regel einen hohen Anteil macropterer Arten auf, wohingegen brachyptere Arten häufig an stabilere Biotope adaptiert sind (u.a. LEHMANN 1965). Somit kann das Verhältnis von flugfähigen zu flugunfähigen Arten innerhalb einer Lebensgemeinschaft Hinweise zur Beurteilung der Biotopstabilität geben.

Größenklassen (GK)
Ein weiteres Kriterium zur Beurteilung eines Standortes stellt die Körpergrößenverteilung der untersuchten Carabiden dar, da sie in direktem Zusammenhang zur Biozönosestruktur und dem vorherrschenden Nahrungsangebot steht (HUGENSCHÜTT 1996). Die Verfügbarkeit von Nahrung ist qualitativ und quantitativ von der Stabilität des Biotops abhängig. Instabile Biotope weisen daher ein unregelmäßiges Nahrungsangebot und dadurch bedingt eine Tendenz zur Dominanz kleinerer Arten auf (HEYDEMANN 1964). Die Einteilung der Carabidenarten in Größenklassen erfolgte nach HEYDEMANN (1964), die Größenangaben für die einzelnen Arten wurden von FREUDE (1976) übernommen.

4. Ergebnisse

4.1. Artenliste, häufige und bemerkenswerte Arten

Im September und Oktober 2000, sowie von Anfang April bis Mitte Juni 2001 wurden insgesamt 2088 Carabiden gefangen. Die Individuen verteilen sich auf 31 Arten (Tab. 1). Mit 1261 Individuen stellt *Nebria brevicollis* gut 60 % aller Carabiden des Untersuchungsgebietes und bildet auch an allen Einzelstandorten die häufigste Laufkäferart. Insgesamt konnten 16 Arten mit nur jeweils einem oder zwei Exemplaren erfasst werden, vier weitere mit unter und eine Art mit genau zehn Individuen. Damit wurden 20 der insgesamt 31 nachgewiesenen Arten mit 10 oder weniger Exemplaren angetroffen.

Tab. 1: Liste der nachgewiesenen Carabidenarten mit Angabe der Individuenzahlen auf den einzelnen Untersuchungsflächen sowie der Gefährdungskategorie in der Roten Liste von NRW (Status NRW 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, * = nicht gefährdet) und der aktuellen Bestandssituation in NRW (SCHÜLE & TERLUTTER 1998: sh = sehr häufig (nahezu lückenlose Verbreitung), h = häufig (über 178 aktuelle Vorkommen), mh = mäßig häufig (zwischen 44 und 177 aktuelle Vorkommen), s = selten (zwischen 14 und 43 aktuelle Vorkommen).

		Weich-holzaue		Hartholzaue Eiche		Hartholzaue Ahorn		Buchenwald				
Nr	**ART**	WhA1	WhA2	HhAE 1	HhAE 2	HhAA 1	HhAA 2	BW1	BW2	**gesamt**	**Status NRW**	**AB NRW**
1	*Leistus rufomarginatus*	-	1	1	-	6	2	-	-	10	*	s
2	*Leistus spinibarbis*	1	-	-	1	-	-	-	-	2	2	mh
3	*Nebria brevicollis*	56	127	81	162	300	391	58	86	1261	*	sh
4	*Notiophilus rufipes*	1	1	4	7	1	4	12	6	36	*	mh
5	*Notiophilus biguttatus*	4	6	34	15	84	56	22	22	243	*	sh
6	*Elaphrus aureus*	2	-	1	-	-	-	-	-	3	2	s
7	*Loricera pilicornis*	-	2	-	-	-	-	-	-	2	*	sh
8	*Clivina fossor*	1	-	-	-	-	-	-	1	2	*	sh
9	*Asaphodion flavipes*	7	8	14	16	23	15	13	51	147	*	h
10	*Anisodactylus binotatus*	2	-	-	-	-	-	-	-	2	*	sh
11	*Harpalus affinis*	1	-	-	-	-	-	-	-	1	*	h
12	*Harpalus rubripes*	-	-	-	-	-	-	-	1	1	*	mh
13	*Ophonus nitidulus*	2	1	1	-	-	-	-	-	4	3	s
14	*Stomis pumicatus*	3	-	3	9	1	-	-	-	16	*	mh
15	*Pterostichus madidus*	4	6	31	17	18	4	4	26	110	*	sh
16	*Pterostichus strenuus*	2	-	-	-	-	-	-	-	2	*	mh
17	*Pterostichus nigrita*	-	2	-	-	-	-	-	-	2	*	mh
18	*Synuchus vivalis*	-	2	-	-	-	-	-	-	2	*	mh
19	*Calathus rotundicollis*	1	6		4	4		3	1	19	*	h
20	*Calathus melanocephalus*	-	-	-	-	-	-	-	1	1	*	h
21	*Agonum micans*	1	-	-	-	-	-	-	-	1	*	mh
22	*Anchomenus dorsalis*	4	15	2	-	5	2	-	-	28	*	h
23	*Paranchus albipes*	1	1	-	-	1	1	-	-	4	*	h
24	*Limodromus assimilis*	29	114	2	-	6	4	-	-	155	*	sh
25	*Amara anthobia*	-	-	-	1	-	-	1	-	2	*	s
26	*Amara ovata*	1	-	-	-	-	-	-	-	1	*	mh
27	*Amara similata*	8	5	-	1	-	1	-	-	15	*	sh
28	*Amara aenea*	-	-	-	-	1	-	-	-	1	*	sh
29	*Amara communis*	-	-	-	1	-	-	-	-	1	*	h
30	*Badister bullatus*	2	5	1	1	1	2		1	13	*	h
31	*Panagaeus bipustulatus*	-	-	1	-	-	-	-	-	1	*	mh
		133	302	176	235	451	482	113	196	2088		

Faunistisch bedeutsam sind folgende seltene und teils als gefährdet eingestufte Arten:

Leistus spinibarbis
Nach KOCH (1989) ist diese Art ein eurytoper Bewohner lichter trockener Wälder, von Wärmehängen und anderer thermophiler Habitate. Sie konnte im Spätherbst 2000 auf zwei Flächen des Untersuchungsgebietes mit je einem Exemplar nachgewiesen werden. Der Fundort der Weichholzaue weist allerdings, im Überflutungsbereich der Rheins gelegen, eher einen hygrotopen Charakter auf, so dass dieser Fang die obigen Angaben nicht bestätigt. Der zweite Fundort in der Hartholzaue dagegen ist etwas höher und trockener gelegen und besitzt einen relativ lichten Charakter.

Elaphrus aureus
Diese stenöke Art ist besonders an sandig-schlammigen Ufern fließender Gewässer zu finden (KOCH 1989) und tritt vereinzelt bis selten auf. Aus dem südlichen Rheinland liegen nur wenige neuere Nachweise vor (GEISSEN 2000). Drei Exemplare konnten im Untersuchungsgebiet an rheinufernahen Standorten erfasst werden.

Ophonus nitidulus
Laut KOCH (1989) ist *O. nitidulus* ein eurytoper Bewohner von Wärme- und Trockenhängen sowie sandigen Ufern. Den sandigen Flächen scheint hierbei als Lebensraum besondere Bedeutung zuzukommen (GEISSEN 2000). An drei ufernahen Standorte trat die Art mit insgesamt vier Individuen auf.

Amara anthobia
Diese eurytope und thermophile Art bewohnt vorzugsweise sandige Gärten, Wärmehänge, Sandgruben und Sandbänke an Flüssen (KOCH 1989). Sie kommt vielfach synanthrop vor und wird in der Roten Liste der gefährdeten Sandlaufkäfer und Laufkäfer in NRW (1998) in ihrer aktuellen Bestandssituation als selten aufgeführt. Zwei Exemplare dieser Art wurden gefangen.

Leistus rufomarginatus
Es handelt sich um eine eurytope, hygrophile Art, die vorwiegend in feuchten Laubwäldern anzutreffen ist (KOCH 1989). Nach WACHMANN et al. (1995) besiedelt sie jedoch auch warme, sandige Böden und Wiesen. Ihre Aktivitätsphase besitzt sie im Spätherbst. Insgesamt 10 Individuen konnten während des Untersuchungszeitraumes gefunden werden, acht hiervon an den ahorndominierten Hartholzauen-Standorten.

4.2. Ökologische Indices

Dominanz

Die Dominanzstruktur der Arten, die mit mehr als zehn Individuen im Rheinauenpark erfasst werden konnten zeigt Abb. 3. 5 der 31 insgesamt nachgewiesenen Arten weisen Dominanzwerte über 3,2 % auf und bilden somit die "Hauptarten" der Laufkäferzönose. Addiert man ihre Individuenzahlen zusammen, so schließen die ersten drei Dominanzklassen über 91 % aller erfassten Individuen ein.

Weiterhin verdeutlicht die Graphik die starke Eudominanz von *Nebria brevicollis* im Untersuchungsgebiet, die sich auch an allen Einzelstandorten wiederfindet. Der Wert von *Notiophilus biguttatus* erreicht die zweite Dominanzklasse nur knapp, die folgenden drei Arten weisen Subdominanz auf. Alle weiteren Arten sind aufgrund ihrer geringen Individuenanteile als Begleitarten einzuordnen.

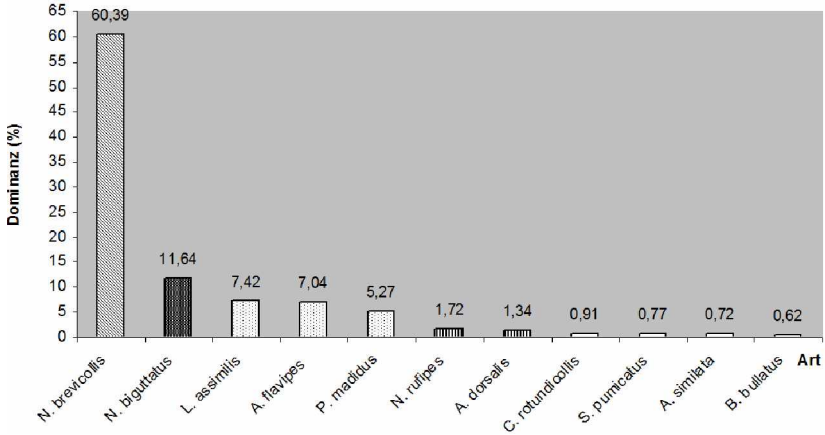

Abb. 3: Dominanzstruktur der im Gesamtgebiet nachgewiesenen Arten (> 10 Individuen).

Für die vier Vegetationsbereiche Weichholzaue, Hartholzaue Eiche, Hartholzaue Ahorn und Buchenwald ergibt sich folgende differenzierte Darstellung (Abb. 4-7). Die Hauptarten sind durch unterschiedliche Muster (eudominant, dominant, subdominant) herausgehoben. Die in die Diagramme eingezeichnete

Regressionskurve stellt den Trend der Datenreihe graphisch dar. Mit R^2 wird die Übereinstimmung zwischen dem berechneten und tatsächlichem Wert überprüft. Ein Wert nahe 1 weist auf eine geeignete und aussagekräftige Regressionslinie hin.

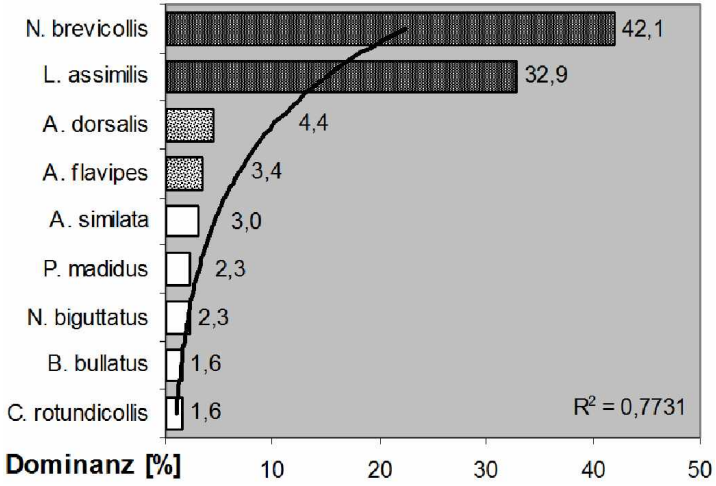

Abb. 4: Dominanzstrukturkurve [%] des Standortes Weichholzaue (Arten > 3 Individuen).

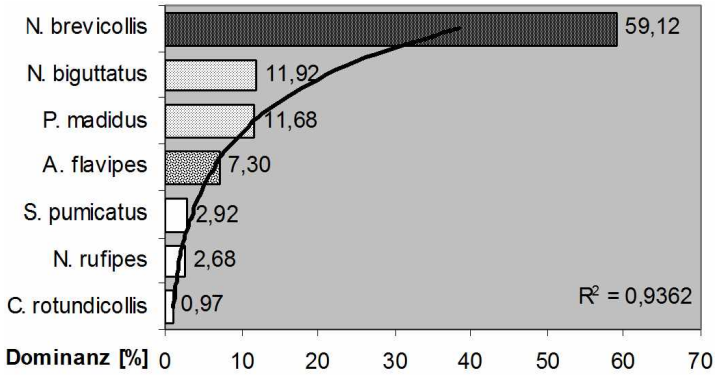

Abb. 5: Dominanzstrukturkurve des Standortes Hartholzaue Eiche (Arten > 3 Individuen).

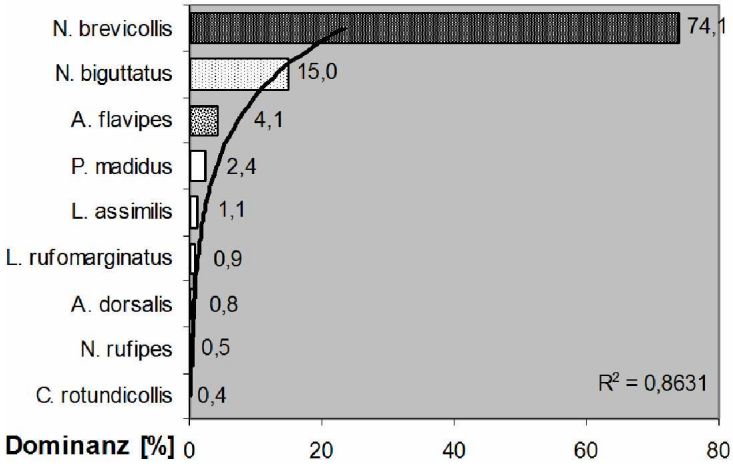

Abb. 6: Dominanzstrukturkurve des Standortes Hartholzaue Ahorn (Arten > 3 Individuen).

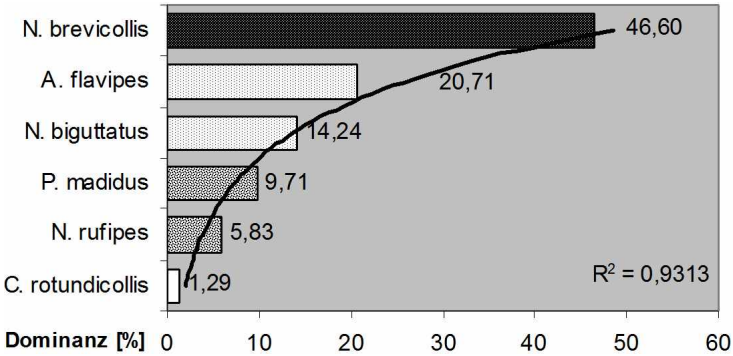

Abb. 7: Dominanzstrukturkurve des Standortes Buchenwald (Arten > 3 Individuen).

Diversität und Evenness

Hohe Diversitätswerte weisen in der Regel auf ein weites Spektrum günstiger Lebensbedingungen hin, in der eine Vielzahl von Spezialisten in feiner Abstufung die ökologischen Nischen besetzt halten. Geringe Diversitätswerte deuten dagegen einen stärkeren Umweltstress oder anthropogenen Einfluss an, wenngleich die Diversität stabiler, einförmiger Lebensräume durch menschliche Eingriffe auch gesteigert werden kann (HUGENSCHÜTT 1990).

REMMERT (1984) sieht in diesem Zusammenhang die Gefahr einer Fehlinterpretation des Diversitätswertes und weist darauf hin, dass es sich um eine Relativzahl handelt, die ihren Wert nur durch den Vergleich erhält. Entsprechend soll eine Interpretation der ermittelten Diversitätwerte hier nur dem direkten Vergleich der acht Gehölzstrukturen innerhalb des Gesamtgebietes dienen. Eine Vergleichbarkeit mit Literaturangaben anderer Autoren ist nicht gewährleistet.

Fläche	Diversität	Evenness
WhA 1	2,03	0,67
WhA 2	1,52	0,55
Weichholzaue	1,74	0,54
HhA E 1	1,59	0,62
HhA E 2	1,22	0,49
Hartholzaue Eiche	1,45	0,5
HhA A 1	1,14	0,44
HhA A 2	0,74	0,31
Hartholzaue Ahorn	0,96	0,36
BW 1	1,4	0,72
BW 2	1,47	0,64
Buchenwald	1,5	0,63
Gesamtgebiet	1,51	0,44

Tab. 2:Diversitäts- und Evenness-Werte.

Die Diversitäts-Werte der Einzelflächen liegen nach SHANNON-WEAVER im Bereich zwischen 0,74 und 2,03, lassen also relativ große Differenzunterschiede erkennen. Im jeweiligen direkten Vergleich der zwei Flächen eines Biotop-Standortes fällt auf, dass die Differenz der Einzelflächen der ersten drei Standorte bei ca. 0,4-0,5 liegt, die beiden Buchenwaldstrukturen jedoch sehr ähnliche Diversitätswerte aufweisen (Differenz 0,03). Der höchste Diversitätswert wird auf der Weichholzauenfläche 1 erreicht, die mit 21 Arten auch die größte Gesamtzahl der Arten aufweist (vgl. Tab. 2). Die Evenness-Werte schwanken zwischen 0,31 und 0,72. Die geringsten Werte finden sich, ähnlich den Verhältnissen im Diversitätsvergleich, für die Hartholzauenstandorte des Pflanzschemas Ahorn (0,31 und 0,44). Die höchste Evenness von 0,72 weist die Buchenwaldstruktur 1 auf. Betrachtet man die Zusammenfassung

beider Indices jeweils für das Gesamtgebiet im Vergleich zu den Einzelwerten, so wird deutlich, dass sie nur eine grobe Orientierung bieten können, ohne die Werte der acht Einzelflächen in ihrer Differenziertheit widerspiegeln zu können.

Arten- und Dominanzidentität, WAINSTEIN-Index

Die Arten- und Dominanzidentitäten der acht Einzelstandorte wurden ermittelt. BALOGH & LOSKA (1956) formulierten die Aussage, dass zwei Bestände als identisch anzusehen sind, wenn sie bezüglich des untersuchten Faktors eine 70%ige Identität aufweisen (in HUGENSCHÜTT 1990). Entsprechend wurden in Tabelle 3 Werte über 70 % stärker hervorgehoben.

RE [%] / JZ [%]	WhA 1	WhA 2	HhA E1	HhA E2	HhA A1	HhA A2	BW 1	BW 2
WhA 1		**78,4**	59,8	58,4	57,3	51,9	54,9	55,7
WhA 2	61,1		52,5	51,6	53,0	50,3	51,0	50,0
HhA E1	54,4	65,5		**70,8**	**77,2**	64,5	**79,1**	**79,1**
HhA E2	49,6	54,0	58,8		**83,5**	**80,7**	**73,2**	68,2
HhA A1	54,4	64,5	**79,9**	**71,7**		**84,4**	**79,7**	65,1
HhA A2	48,6	68,8	**71,2**	62,3	**77,9**		67,7	60,3
BW 1	29,6	38,5	40,5	58,3	47,2	47,5		**73,7**
BW 2	40,1	46,8	50,2	61,3	56,8	58,5	**89,7**	

Tab. 3: Artenidentität (JZ) und Dominanzidentität (RE) der acht Untersuchungsflächen.

Die Ergebnisse zeigen eine Schwankungsbreite der Werte des JACCARD-Index zwischen 29,6 und 89,7. Die RENKONEN-Werte schwanken zwischen 50,0 und 84,4. Um diese Ähnlichkeits-unterschiede näher zu untersuchen, sollen zunächst die jeweiligen Einzelflächen eines Vegetationsschemas (WhA 1: WhA 2 usw.) im Vergleich zueinander näher betrachtet werden.

Die Werte des JACCARD-Index weisen auf eine hohe Ähnlichkeit des Arteninventars der beiden Hartholzauenstandorte Ahorn (77,9) sowie der beiden Buchenwaldstandorte (89,7) hin. Die Werte für die Flächen der Weichholzaue sowie die der Hartholzaue Eiche liegen mit ca. 60% deutlich darunter. Zieht man beim Vergleich dieser Flächen die Werte des RENKONEN-Index hinzu, so besitzen hier die jeweiligen Einzelstandorte der vier Pflanz-schemata alle eine hohe Übereinstimmung (> 70 %) ihrer Dominanzidentität.

Neben der hohen Identität der o.g. Flächen zeigt der JACCARD-Index eine relative Ähnlichkeit bezüglich des Arteninventars der vier Hartholzauenflächen. Die RENKONEN-Werte für diese Areale liegen ebenfalls über 70% und weisen auf eine ähnliche Dominanzstrukturausprägung der Flächen hin. Sowohl Arten- als auch Dominanzstruktur lassen auf diesen Flächen demnach vergleichbare Tendenzen erkennen.

Durch die Verknüpfung beider Identitäten lässt sich eine intermediäre Aussage zur Ähnlichkeit der acht Einzelflächen des Untersuchungsgebietes machen. Die Selektivität beider Indices wird hierdurch ausgeglichen. In Anlehnung an die Identitäten-Tabelle werden die berechneten Werte nach WAINSTEIN (K_W) aufgelistet (Tab. 4). Weiterhin findet sich in der Diagonalen der Tabelle die Anzahl der Arten, die exklusiv auf den jeweiligen Flächen gefunden wurden. Die rechte Seite zeigt die Anzahl der Arten, die beide Gebiete gemeinsam haben (G).

K_W [%] \ G	WhA 1	WhA 2	HhA E1	HhA E2	HhA A1	HhA A2	BW 1	BW 2
WhA 1	5	12	11	10	11	10	6	8
WhA 2	47,9	3	10	8	11	11	6	7
HhA E1	32,5	34,4	1	7	10	9	5	6
HhA E2	29,0	27,8	41,7	1	8	7	7	7
HhA A1	31,2	34,2	**61,7**	59,9	1	10	6	7
HhA A2	25,2	34,6	45,9	50,3	**65,7**	-	5	6
BW 1	16,2	19,6	32,0	42,7	37,6	32,2	-	6
BW 2	22,3	23,4	39,7	41,8	37,0	35,3	**66,1**	2

Tab. 4:Identitätswerte nach WAINSTEIN, gemeinsame und exklusive Arten.

Der Index kann Werte zwischen 0 und 100 annehmen. Die höchsten Übereinstimmungen finden sich zwischen den beiden Buchenwaldflächen (66,1) sowie den beiden Standorten der Hartholzaue Ahorn (65,7). Auch die bereits angedeutete Ähnlichkeit der beiden Hartholzauenstandorte Eiche und Ahorn findet sich in den WAINSTEIN-Ergebnissen wieder, sie ist im Vergleich der vier Einzelflächen jedoch unterschiedlich stark ausgeprägt. Die Flächen der Weichholzaue weisen zueinander eine höhere Ähnlichkeit auf als zu den anderen Vergleichsflächen.

NR	ART	ÖT	FP	FT	DY	GK
1	*L. rufomarginatus* Duftschmid 1812	(h)w	fH	i	m	3
2	*L. spinibarbis* (Fabricius) 1775	(x)(w)	-	*	*	3
3	*N. brevicollis* (Fabricius) 1792	(h)(w)	fH	i	m	4
4	*N. rufipes* (Curtis) 1829	(x)w	-	FB	m	2
5	*N. biguttatus* (Fabricius) 1779	w	fH	FB+	di	2
6	*E. aureus* Müller 1821	h rip	oH	FB	m	3
7	*L. pilicornis* (Fabricius) 1775	(h)(w)	fH	FB+	m	3
8	*C. fossor* (Linné) 1758	eu	fH	FB	di	2
9	*A. flavipes* (Linné) 1761 agg.	eu	-	FB	m	2
10	*A. binotatus* (Fabricius) 1787	(h)(w)	fH	FB	m	4
11	*H. affinis* (Schrank) 1781	(x)	-	FB	m	4
12	*H. rubripes* (Duftschmid) 1812	x	-	FB+	m	3
13	*O. nitidulus* Stephens 1828	hw	oH	FB	m	3
14	*S. pumicatus* (Panzer) 1796	(h)w	fH	FB	b	3
15	*P. madidus* (Fabricius)1775	(h)(w)	fH	FB	b	4
16	*P. strenuus* (Panzer) 1797	(h)w	fH	FB	di	3
17	*P. nigrita* (Paykull) 1790	h(w)	oH	FB+	m	3
18	*S. vivalis* (Illiger) 1798	(x)(w)	-	HB	di	3
19	*C. rotundicollis* (Dejean) 1828	(h)w	fH	i	m	4
20	*C. melanocephalus* (Linné) 1758	(x)	-	HB	di	3
21	*A. micans* Nicolai 1822	h	oH	FB	m	3
22	*A. dorsalis* (Pontoppidan) 1763	(x)	-	FB	m	3
23	*P. albipes* (Fabricius) 1796	h(w)	oH	FB	m	3
24	*L. assimilis* (Paykull) 1790	h(w)	oH	FB	m	4
25	*A. anthobia* Villa 1833	x	-	FB	m	3
26	*A. ovata* (Fabricius) 1792	(h)(w)	fH	FB+	m	3
27	*A. similata* (Gyllenhal) 1810	eu	-	FB	m	3
28	*A. aenea* (De Geer) 1774	(x)	-	FB	m	3
29	*A. communis* (Panzer) 1797	(h)	fH	FB+	m	3
30	*B. bullatus* (Schrank) 1798	(x)(w)	-	FB	m	2
31	*P. bipustulatus* (Fabricius) 1775	(x)(w)	-	FB	m	3

Tab. 5: Autökologische Daten der 31 nachgewiesenen Laufkäferarten

Ergänzende Legende zu Tab. 5: Ökologischer Typ (ÖT), verändert nach BARNDT ET AL. 1991: - Arten unbewaldeter Standorte (u) sind unterteilt in H: hygrobiont/ - phil; (h): überwiegend hygrophil; (Eu): euryöker Freiflächenbewohner; X: xerobiont / -phil; (x): überwiegend xerophil - Arten bewaldeter Standorte (b) lassen sich aufteilen in W: euryöke Waldart; hw: Vorkommen in Feucht- und Nasswäldern; (h)w: in mittelfeuchten Laubwäldern; (x)w: in bodensauren Misch-

wäldern - Arten mit Schwerpunktvorkommen (SPV) sowohl in bewaldeten als auch in unbewaldeten Habitaten (b/u) sind unterteilt in h(w): überwiegend in Feucht- und Naßwäldern oder nassen Freiflächenstandorten; (h)(w): überwiegend in mittelfeuchten Laubwäldern oder feuchteren Freiflächen; (x)(w): überwiegend in bodensauren Mischwäldern oder trockeneren Freiflächen - Als Arten spezieller Lebensräume (s) treten in dieser Untersuchung ripicole (rip) Arten auf - Größenklassen (GK): 1 (0-3 mm; nicht vertreten), 2 (3-6 mm), 3 (6-10 mm), 4 (10-19 mm), 5 (19-30 mm; nicht vertreten), 6 (> 30 mm; nicht vertreten).

4.3. Autökologische Parameter

Die autökologischen Parameter Biotoppräferenz (= Ökologischer Typ), Feuchtepräferenz, Fortpflanzungstyp und Flugdynamik sind in Tabelle 5 für alle Arten aufgeführt. Zusätzlich wurden sie einer Größenklasse zugeordnet. Für *Leistus spinibarbis* lagen zu den Parametern Fortpflanzungstyp und Flugdynamik keine Angaben vor.

Biotop- und Feuchtetypen

Wie in der Übersichtstabelle der autökologischen Parameter dargestellt, konnte jeder Art ein spezifischer Ökologischer Typ zugewiesen werden. Zur weiteren Auswertung der Ergebnisse wurden die einzelnen ökologischen Präferenzen zu den vier übergeordneten Gruppen **(1-4)** zusammengefasst. Um Aussagen über kleinräumige Unterschiede zwischen den ausgewählten Gehölzstrukturen machen zu können, wurden die Biotoppräferenzen des Arten- sowie des Individuenbestandes der einzelnen Untersuchungsstandorte ermittelt.

Es zeigt sich an allen Standorten eine relativ große Varianz der Verhältnisse der drei Gruppen u, b und u/b zueinander. Sowohl auf der Arten- als auch auf der Individuenebene treten die höchsten Anteile der Arten bewaldeter Standorte jedoch in der Buchenwaldstruktur 1 auf, die einen dichten Baumbestand mit relativ starker Bodenbeschattung aufweist (siehe Tab. 6 und 7).

Biotop-Typ	WhA 1	WhA 2	HhA E1	HhA E2	HhA A1	HhA A2	BW 1	BW 2
U	28,6	18,8	15,4	33,3	23,1	27,3	28,6	40
B	28,6	31,3	38,5	33,3	38,5	27,3	**42,8**	30
U/b	38,1	50	38,5	33,3	38,5	45,5	28,6	30
S	4,7	-	7,6	-	-	-	-	-

Tab. 6: Biotoppräferenztypen. Artenanteile der Einzelstandorte.

Biotop-Typ	WhA 1	WhA 2	HhA E1	HhA E2	HhA A1	HhA A2	BW 1	BW 2
U	16,5	9,3	9,1	8,1	6,4	3,7	12,4	27,5
B	9,8	5	24,4	14,9	21,3	12,9	**32,7**	14,8
U/b	72,2	85,7	65,9	77	72,3	83,4	54,9	57,7
S	1,5	-	0,6	-	-	-	-	-

Tab. 7: Biotoppräferenztypen. Individuenanteile der Einzelstandorte.

Betrachtet man die Verteilung der Feuchtepräferenzen der Einzelstandorte, so lassen die Artenanteile zunächst keine offensichtlichen Unterschiede erkennen (Tab. 8). Obligat hygrobionte Arten konnten jedoch nicht an allen Standorten nachgewiesen werden. Zieht man die Individuenanteile allerdings hinzu, so zeigt sich deutlich, dass exklusiv die beiden Weichholzauenstandorte einen hohen Anteil obligat feuchtepräferenter Individuen aufweisen (Tab. 9). Die Gehölzstrukturen der Buchenwaldstandorte werden dagegen von einem vergleichsweise hohen Anteil nicht hygrobionter Individuen besiedelt.

Feuchte-Typ	WhA 1	WhA 2	HhA E1	HhA E2	HhA A1	HhA A2	BW 1	BW 2
OH	23,8	25	23,1	-	15,4	18,2	-	-
FH	42,9	37,5	38,5	50	46,1	36,4	57,1	50
NH	33,3	37,5	38,4	50	38,5	45,4	42,9	50

Tab. 8: Feuchtepräferenztypen. Artenanteile der Einzelstandorte.

Feuchte-Typ	WhA 1	WhA 2	HhA E1	HhA E2	HhA A1	HhA A2	BW 1	BW 2
OH	**26,3**	**39,1**	2,3	-	1,6	1	-	-
FH	55,6	49	85,2	88,5	91,6	94	77	69,4
NH	18,1	11,9	12,5	11,5	6,8	5	**23**	**30,6**

Tab. 9: Feuchtepräferenztypen. Individuenanteile der Einzelstandorte.

Fortpflanzungstypen

Bei den Fortpflanzungstypen dominieren auf Artenebene die Frühjahrsbrüter (FB, FB+). 25 von 31 Arten sind dieser Gruppe zuzurechnen. Bei der Betrachtung der Individuenanteile kann dieses Verhältnis zunächst nicht bestätigt

werden, da die höchsten Individuenanteile den Arten mit instabilen Fortpflanzungsverhältnissen (i) zuzuschreiben sind. Für diese Dominanzverschiebung zugunsten instabiler Fortpflanzungsdynamik ist die in dieser Gruppe individuenreich vertretene Art *Nebria brevicollis* verantwortlich, deren Reproduktionsphase zwar verstärkt im Herbst zu finden, aber generell nicht an eine bestimmte Jahreszeit gebunden ist. Wird sie aus der Betrachtung herausgenommen, können auch auf Individuenebene 95% des Gesamtfangs den Frühjahrsbrütern zugerechnet werden.

Bei der Auswertung der Daten der Einzelstandorte zeigt sich, dass die Zahlenverhältnisse zwischen den einzelnen Fortpflanzungstypen keine der Flächen besonders hervorheben. Die jeweils höchsten Werte der Frühjahrsbrüter (FB) werden jedoch an den Standorten der Weichholzaue erreicht (Tab. 10 und 11).

Fortpfl.-Typ	WhA 1	WhA 2	HhA E1	HhA E2	HhA A1	HhA A2	BW 1	BW 2
HB	-	6,3	-	-	-	-	-	10
i	10	18,7	15,4	18,2	23,1	18,2	28,6	20
FB	**80**	56,3	76,9	63,6	69,2	72,7	57,1	50
FB+	10	18,7	7,7	18,2	7,7	9,1	14,3	10

Tab. 10: Fortpflanzungstypen. Artenanteile der Einzelstandorte.

Fortpfl.-Typ	WhA 1	WhA 2	HhA E1	HhA E2	HhA A1	HhA A2	BW 1	BW 2
HB	-	0,7	-	-	-	-	-	0,5
i	43,2	44,3	46,6	70,1	68,8	81,5	54	44,4
FB	**53**	**51,7**	34,1	23,1	12,6	6,9	26,6	43,4
FB+	3,8	3,3	19,3	6,8	18,6	11,6	19,4	11,7

Tab. 11: Fortpflanzungstypen. Individuenanteile der Einzelstandorte.

Flugdynamik

23 der 30 zugeordneten Arten gehören dem macropteren Typ an. Dies bedeutet einen Anteil von über 75% an flugfähigen Arten. Auch die Individuenanteile macropterer Arten sind überdeutlich hoch, werden jedoch auch hier nicht unerheblich von der flugfähigen Art *N.brevicollis* beeinflusst. Unter Ausschluss dieser Art verdoppeln sich die Anteile der brachypteren und flügeldimorphen Arten in etwa. Nach DEN BOER (1970) besitzen dimorphe Arten aus instabilen Lebensräumen eine hohe Frequenz macropterer

Individuen. Betrachtet man das Untersuchungsgebiet aufgrund des Hochwassereinflusses und der anthropogenen Pflegemaßnahmen als instabilen Lebensraum und folgt der Feststellung DEN BOERS, so weist das Gesamtgebiet einen Anteil von insgesamt ca. 85 % potentiell flugfähiger Arten auf. Diese hohe Mobilität gibt Hinweise auf dynamische Verhältnisse, da brachyptere Arten auf stabile Systeme angewiesen sind, die selten von einschneidenden Veränderungen betroffen sind. Die Tabellen 12 und 13 zeigen die Flugdynamik an den jeweiligen Einzelstandorten auf Arten- sowie Individuenebene.

Flügel	WhA 1	WhA 2	HhA E1	HhA E2	HhA A1	HhA A2	BW 1	BW 2
b	10	6,3	15,4	18,2	15,4	9,1	14,3	10
m	70	81,3	76,9	72,7	76,9	81,8	71,4	70
di	20	12,6	7,7	9,1	7,7	9,1	14,3	20

Tab. 12: Flugdynamik. Artenanteile der Einzelstandorte.

Flügel	WhA 1	WhA 2	HhA E1	HhA E2	HhA A1	HhA A2	BW 1	BW 2
b	5,3	2	19,3	11,1	4,2	0,8	3,5	13,3
m	88,6	95,4	61,4	82,5	77,2	87,6	77	74,5
di	6,1	2,6	19,3	6,4	18,6	11,6	16,5	12,2

Tab. 13: Flugdynamik. Individuenanteile der Einzelstandorte.

Körpergröße

Es konnten nur drei der sechs von HEYDEMANN (1964) definierten Größenklassen nachgewiesen werden. Großcarabiden mit einer Körpergröße über 19 mm konnten bemerkenswerter Weise nicht festgestellt werden. Ebenso wenig kamen Arten vor, die der Größenklasse 1 (< 3 mm) zuzurechnen wären. Bezogen auf den Gesamtfang dominiert hinsichtlich der Arten die Größenklasse 3 mit 2/3 der insgesamt vorkommenden Arten. Auf Individuenniveau liegt eine klare Dominanz der Klasse 4 vor, der fast 75% aller Individuen angehören. Auch hier muss erneut eine differenzierte Betrachtung vorgenommen werden, da über 80% der 1548 Individuen auf *N. brevicollis* zurückgehen. Das prozentuale Verhältnis der drei Klassen verschiebt sich jedoch klar zugunsten der Größenklasse 2, wenn man *N. brevicollis* aus dieser Betrachtung herausnimmt.

Die Einzelstandorte lassen auf Artenebene keine signifikanten Unterschiede erkennen (s. Tab. 14). Die Dominanz der Klasse 3 ist an den Standorten der Weichholzaue am deutlichsten und nimmt im Verlauf der Tabelle zu den Buchenwaldstrukturen ab. Bei der Betrachtung der Individuenverteilung wird dieser Eindruck bestätigt (Tab. 15). Die meisten Individuen der GK 3 finden sich demnach auf den Weichholzauenflächen. Hinsichtlich der Größenklasse 2 fallen die hohen Individuenanteile auf den Buchenwaldflächen ins Auge. Sie sind auf die beiden waldbewohnenden Arten der Notiophilinae sowie *Asaphidion flavipes* agg. zurückzuführen, die an diesen Standorten relativ hohe Dominanzwerte erreichen.

Größenklasse	WhA 1	WhA 2	HhA E1	HhA E2	HhA A1	HhA A2	BW 1	BW 2
2	23,8	25	30,8	33,3	30,8	36,4	42,9	50
3	47,6	50	46,2	41,7	38,4	36,4	14,2	20
4	28,6	25	23	25	30,8	27,2	42,9	30

Tab. 14: Größenklassen. Artenanteile der Einzelstandorte.

Größenklasse	WhA 1	WhA 2	HhA E1	HhA E2	HhA A1	HhA A2	BW 1	BW 2
2	11,3	4,6	30,1	16,6	24,2	16	41,6	41,3
3	18,8	11,6	5,1	5,5	3,1	1,2	0,9	1
4	69,9	83,8	64,8	77,9	72,7	82,8	57,5	57,7

Tab. 15: Größenklassen. Individuenanteile der Einzelstandorte.

5. Diskussion

Im gesamten Bonner Rheinauenpark finden sich neben offenen Rasenflächen Gehölzstrukturen verschiedener Größe. Auf acht exemplarisch ausgewählten und untersuchten Flächen wurden insgesamt 31 Arten nachgewiesen. Die Artenzahlen für die Einzelstandorte schwanken zwischen 21 und 7 Arten und zeigen damit deutliche Unterschiede. Auch in der Individuenverteilung liegt mit minimal 113 und maximal 482 Individuen eine relativ große Diskrepanz zwischen den Einzelflächen vor. 12 Arten wurden mit mehr als 10 Individuen gefangen und jede dieser Arten konnte an mindestens 4 Einzelstandorten nachgewiesen werden. 5 der 6 individuenreichsten Arten traten auf allen 8 Untersuchungsflächen in Erscheinung. Dies lässt vermuten, dass das Gesamtgebiet über ein charakteristisches Arteninventar verfügt, welches durch die Besonderheiten der Einzelflächen ergänzt wird.

Die höchste Individuenzahl wird an allen Standorten von *Nebria brevicollis* erreicht, die an allen Artengemeinschaften einen eudominanten Anteil hat. LEHMANN (1965) fand die Art als Bewohner der Weidengebüsch- und Auwaldzone des Kölner Rheinufers ebenfalls in dominanten Anteilen. Häufige Vorkommen von *Nebria brevicollis* konnten auch bei ökologischen Untersuchungen der Käferfauna in anderen städtischen Lebensräumen nachgewiesen werden. TOPP (1972) erfasste eine hohe Individuendichte im botanischen Garten Kiel. Vergleichbare Untersuchungen in Lübeck zeigten ebenfalls eine hohe Eudominanz (SCHAEFER & KOCK 1979). HELLING (1995) wies sie als häufige Art der Carabidenfauna des Braunschweiger Bürgerparks nach und bezeichnet sie als kulturbegünstigt.

Ganz offenbar ist *Nebria brevicollis* eine für viele Städte typische Art, deren Ansprüche an den Waldcharakter des Standortes schon durch Gehölzbestände in Parkanlagen erfüllt werden können (KLAUSNITZER 1993). Es ist daher davon auszugehen, dass auch im Bonner Rheinauenpark das überaus erfolgreiche Auftreten dieser Art in Zusammenhang mit der anthropogenen Entstehung des Parkgeländes sowie seiner heutigen menschlichen Nutzung und den sich daraus ergebenden Pflegemaßnahmen des Gebietes steht.

Neben *Nebria brevicollis* als primär eurytoper Laubwaldart, für die auch Funde aus anderen Habitaten vermeldet werden (z.B. MALCHAU & GRILL 1994), kommen auf den Gehölzflächen mit *Notiophilus biguttatus* oder *Calathus rotundicollis* durchaus echte Waldbewohner, aber auch vor allem zwei allgemein häufige Arten vor. Mit *Notiophilus rufipes* oder *Leistus rufomarginatus* zeigen sich jedoch auch weniger häufige, für Wälder typische Arten. Zu den weiteren, auf allen Flächen gefundenen Arten, gehört auch *Pterostichus madidus*. Von WAGNER (1997) konnte die Art im Botanischen Garten in Bonn nachgewiesen werden. LEHMANN (1965) fand sie in Weidengehölzen des Kölner Rheinufers ebenfalls in häufiger Anzahl.

Einige der gefangenen Arten wie *Anchomenus dorsalis* oder *Amara similata* gelten eher als Feld- und Freiflächenbewohner. Ihr stetes Auftreten in den Gehölzen könnte ein Hinweis auf die Verdrängung von Offenlandarten aus den intensiv gepflegten Rasenbereichen in die ruhigeren Saum- und Gehölzbereiche sein. Auch *Asaphidion flavipes* agg., eine weitere, eher offene Flächen bewohnenden Art, konnte an allen Standorten nachgewiesen werden. Ob ihr Nachweis ebenfalls in diesem Zusammenhang zu sehen ist oder auf die nahe verwandte Art *Asaphidion curtum* zurückgeht, die bewaldetes schattiges

Gelände bevorzugt und der von ROß-NICKOLL (1996) eine hohe Bindung an Parks und stark gepflegte Bereiche attestiert wird, muss an dieser Stelle aufgrund der fehlenden Trennung beider Arten unbeantwortet bleiben.

Der Nachweis großer flugunfähiger Arten der Gattung *Carabus* konnte nicht erbracht werden. Aus anderen Untersuchungen ist bekannt, dass Großcarabiden in urbanen Räumen selten verbreitet sind (u.a. TRAUTNER 1991, WAGNER 1997). Einzig die häufige und euryöke Art *Carabus nemoralis* konnte von TOPP (1972) im Botanischen Garten Kiel und von HELLING (1995) im Bürgerpark Braunschweig nachgewiesen werden. Im Fall des Braunschweiger Stadtparks wird von der Autorin die Einwanderung von Arten entlang der den Park durchfließenden Oker nicht ausgeschlossen. Es handelt sich daher nicht um ein gänzlich isoliertes urbanes System. Auch in Leipzig wurde *Carabus* spec. von KLAUSNITZER (1983) nur in peripher gelegenen Stadtgebieten mit Anbindung an größere naturnahe Flächen angetroffen. Die Verbreitung großer brachypterer Arten kann nur bodengebunden innerhalb geeigneter Biotope oder über geeignete Verbindungswege wie Hecken, Wegränder o.ä. erfolgen (ELTON 1958).

Eine Insellage des Parks, wie in Bonn, ohne Verbindung zur außerhalb der Stadt liegenden Landschaft, lässt eine Expansion von Arten daher nicht zu. Eine Einwanderung entlang des Rheins ist durch die befestigten Uferbereiche von Bonn (Norden) und Bad Godesberg (Süden) kaum zu erwarten. Die Gehölze des Rheinauenparks haben zumeist eine relativ geringe Größe und sind durch Wegenetze und intensiv gepflegte Wiesenflächen voneinander getrennt. Das Aufrechterhalten einer überlebensfähigen Population von Großcarabiden scheint im Untersuchungsgebiet aufgrund der Kleinräumigkeit der besiedelbaren Habitate daher nicht möglich zu sein. SUSTEK (1987) fand heraus, dass das Auftreten bestimmter Körper-Größenklassen bei Laufkäfern von der Biotopstruktur des Lebensraumes (Versteckmöglichkeiten, Nischenverteilung, Konkurrenz, Migrationsvermögen) determiniert wird. Anthropogener Druck verändert die Körpergrößen-Relation insofern, als dass die potentiell möglichen Größenklassen nicht mehr vollständig vorhanden sind. Auch in der vorliegenden Arbeit wurden in der anthropogen geprägten Parklandschaft nur 3 der 6 von HEYDEMANN (1964) definierten Größenklassen vorgefunden.

Neben den oben aufgeführten Arten, die aufgrund ihres konstanten Vorkommens als charakteristisch für das Gesamtuntersuchungsgebiet angesehen

werden können, kamen vor allem auf ufernahen Flächen weitere Arten vor. An den Standorten der Weichholzaue erreichte neben *Nebria brevicollis* eine zweite Art sehr hohe Dominanzwerte, die charakteristische Auwaldart *Limodromus assimilis*. Auch ROTHENBÜCHER (2000) konnte diese Art bei Untersuchungen in Auwaldzonen einer Mittelrheininsel in eudominanter Anzahl nachweisen. MLETZKO (1972) nennt die Art typisch für einen Auwald in Halle/Saale. Von HUGENSCHÜTT (1996) wurde sie im Rahmen einer Analyse von Uferzonationskomplexen bei Erhebungen in bachbegleitenden Ufergehölzen häufig gefangen. RIEGEL (1996) findet sie in Au- und Bruchwäldern in Ostniedersachsen, sieht in ihr jedoch keine Charakterart dieser Zonen, sondern vielmehr eine eurytope hygrophile Art.

Neben den Vorkommen in der Weichholzauenzone konnten wenige weitere Exemplare von *Limodromus assimilis* auf leicht erhöhten Standorten der Hartholzaue nachgewiesen werden. Trotz der fehlenden Hochwassergefährdung dieser Flächen lassen sie sich als ufernah bezeichnen und rechtfertigen daher die vereinzelten Funde einer hygrophilen Feuchtwaldart. Die mit Gehölzen der Weichholzaue bewachsenen Flächen stellen mit 21 und 16 Arten gleichzeitig die artenreichsten Areale im Gesamtgebiet dar. Acht Arten ließen sich in diesen Gehölzbeständen exklusiv feststellen. Hierzu gehören die obligat feuchtepräferenten Arten *Pterostichus nigrita* und *Agonum micans* sowie weitere hygrophile Arten wie *Anisodactylus binotatus*, *Pterostichus strenuus* oder *Loricera pilicornis*.

Dies lässt vermuten, dass die ufernahen Bereiche insbesondere für feuchtepräferente Arten eine besondere Bedeutung innerhalb der Gesamtgebietes einnehmen. Gegenüber anderen Standorten zeigen sich zudem leicht erhöhte Arten- und Individuenzahlen frühjahrsbrütiger Arten. Auf solchen ufernahen, feuchtigkeitsbegünstigten Flächen können Sommerlarven das feuchtkühle Kleinklima dieser Zonen nutzen, während die überwinternden Imagines den Überschwemmungsereignissen im Vorfrühjahr aktiv ausweichen können.

Betrachtet man zur näheren Charakterisierung dieses Lebensraumes weitere autökologische Parameter der hier vorkommenden Arten, so zeigen sich nur wenig offensichtliche Unterschiede. Da sich die Gebiete im Einflussbereich des Rheinhochwassers befinden, stellen die Weichholzflächen durch die Überflutung einen dynamischeren Lebensraum dar als die anderen untersuchten Gehölzbestände. Typische Merkmale von Artengemeinschaften im Uferbereich von Flüssen sind neben ausgeprägter Hygrophilie eine verstärkte

Frühjahrsbrütigkeit, Flugfähigkeit sowie eine relativ geringe Größe der Individuen aufgrund des unregelmäßigeren Nahrungsangebotes (HEYDEMANN 1964).

Eine derartige charakteristische Zusammensetzung der Carabidenzönose der Weichholzauenflächen konnte nicht festgestellt werden. Auf der Basis dieser Ergebnisse kann also die Schlussfolgerung gezogen werden, dass innerhalb des Untersuchungsgebietes das hochwasserbeeinflusste Ufer im Vergleich zu anderen Bereichen eine nur wenig größere Lebensraumdynamik besitzt. Genauere Angaben hierzu sind vermutlich nur durch Untersuchungen der ansässigen Carabidenzönose über mehrere Hochwasserereignisse hinweg möglich. Durch die unmittelbare Nachbarschaft zum Rhein ist ein Einspülen von Tieren durch Hochwassersituationen generell möglich und könnte zur hohen Artendichte der ufernahen Flächen beitragen. Laut GRASER (1994) lassen sich aus dem angeschwemmten Treibgut häufig einzelne Laufkäfer aussieben, die sich beim Vorfinden günstiger Lebensbedingungen auch zeitweilig ansiedeln. Ob diese Aussage auch für das Untersuchungsgebiet zutrifft, müssten gezielte Erhebungen nach Überschwemmungsereignissen klären.

Bei der Betrachtung der Carabidenfauna des Bonner Rheinaueparks stellt sich die Frage, inwiefern die hier angetroffene Laufkäfergemeinschaft typisch für städtische Lebensräume ist, und ob auch in anderen urbanen Räumen eine typische Carabidenfauna zu finden ist. Parks und begrünte Stadtplätze bestehen in der Regel aus Kombinationen von Rasenflächen, Gebüschen, Bäumen und einer wechselnden Anzahl von Zierblumenanpflanzungen. Die Versiegelung des Bodens ist gewöhnlich gering, die Versickerung des Wassers wird kaum beeinflusst und gelegentlich erfolgt eine zusätzliche Bewässerung.

Die meisten derartigen Habitate verdanken ihre Isolation der abschirmenden Wirkung von Straßen, anderen versiegelten Flächen oder Bauwerken. Diese markieren ihre Grenzen und bestimmen zugleich langfristig ihre Form und Arealgröße (KLAUSNITZER 1986). Der Barriereeffekt von Straßen kommt zustande durch die Veränderung des Mikroklimas auf der Asphaltschicht und den Emissionen und Störungen unterlegenen Straßenrand, dessen Vegetation oftmals durch mechanische Einflüsse oder Herbizidbehandlung sehr instabil ist. Eine mehrspurige Straße kann für manche Käfer eine ebenso effektive Barriere sein wie ein doppelt so breiter Wasserstreifen (MADER 1979).

Einem möglichen Zustrom einwandernder Arten sind im urbanen Raum damit scharfe Grenzen gesetzt. Wie setzt sich die Fauna von derart in sich abgeschlossenen Bereichen der städtischen Kulturlandschaft zusammen?
Für diesen Lebensraum existieren keine charakteristischen Artenlisten, wie dies für viele natürliche Biotoptypen der Fall ist. Die Bewertung spezieller Arten im Sinne einer Bioindikation ist aufgrund des vergleichsweise geringen Datenmaterials, das für diese urbanen Biotope existiert, daher noch nicht möglich. Dennoch sind verschiedene Laufkäferarten regelmäßig in Städten anzutreffen. Nach KLAUSNITZER (1993) wird der Anteil autochthoner Arten von isolierten städtischen Habitatinseln durch Größe, Alter und Pflege des Parks bestimmt. Da stenöke Arten meist zuerst eliminiert werden, hat sich im urbanen Bereich eine in verschiedenen Städten ähnliche Kombination von ca. ± 30 euryöker Arten herausgebildet. In Untersuchungen stadtnaher Randgebiete liegt die Zahl der nachgewiesenen Arten meist deutlich höher, da sich nur ein Teil der Arten im Stadtgebiet fortpflanzen kann. Viele Populationen scheinen auf Zuzug aus dem Umland völlig oder teilweise angewiesen zu sein (KLAUSNITZER 1993).

Aus dem Stadtgebiet von Leipzig kennt man 94 Arten (KLAUSNITZER 1983), 16 davon wurden in städtischen Parks nachgewiesen (KLAUSNITZER & RICHTER 1980). Auf innerstädtischen Grünflächen in Nürnberg konnten von HEIMBUCHER (1990) 85 Arten gefunden werden. TOPP (1972) erfasste im Botanischen Garten in Kiel 19 verschiedene Arten. Von TRAUTNER (1991) wurden 35 Arten für den Rosensteinpark in Stuttgart ermittelt. Man beachte hierbei, dass in einigen Städten mehrere Flächen untersucht und die Ergebnisse in einer Arbeit zusammengefasst wurden. MALCHAU (1994) fand so beispielsweise in zwei innerstädtischen Parkanlagen Magdeburgs mit Größen von 24 und 16 ha insgesamt 25 Arten.

Ein Vergleich dieser Artenzahlen birgt gewisse Risiken in sich. Die genannten Parks unterscheiden sich in Größe, Stadtnähe, Alter und weisen sicherlich auch wesentliche Unterschiede in der Heterogenität und Verteilung ihrer Habitatstrukturen auf. Weiterhin kann der anthropogene Einfluss durch Pflegemaßnahmen oder Nutzungsaspekte stark differieren. Jedes dieser Merkmale kann einen entscheidenden Einfluss auf die Artendichte sowie die Zusammensetzung der Laufkäfergemeinschaft haben. Auch die Unterschiede in Methodik, Umfang und Zielsetzung der Erhebungen können zu den verschiedenen Ergebnissen führen. Zur Bewertung der Carabidenfauna einer urbanen Parkfläche sollten Ähnlichkeiten oder Unterschiede zu anderen

städtischen Laufkäfergemeinschaften daher nur sehr vorsichtig und unter Berücksichtigung der oben genannten Einflüsse herangezogen werden. Die Artendichte kann hierbei keinesfalls als alleiniges Bewertungskriterium dienen sondern es müssen andere Merkmale der Zönose zur Einschätzung des Lebensraumes hinzugezogen werden. MALCHAU (1994) nennt hier die auffällige Ausprägung der Dominanzstruktur als ein Beispiel und leitet aus einer von wenigen Arten dominierten Gesellschaft ab, dass die vorhandenen Lebensbedingungen unausgewogen gestaltet sind.

Um Qualitäten oder Strukturen eines Lebensraumes aufzuzeigen, wird oftmals auch das Vorhandensein oder die Abwesenheit von Rote-Liste-Arten angeführt. Ihre Verwendung als Kriterium für Besonderheiten eines nachgewiesenen Artenspektrums ist nicht ohne Probleme (BLAB 1990). Grundsätzlich stellt sich die Frage, wie viele charakteristische Arten eines bestimmten Biotops überhaupt gefährdet sind. Wie bereits weiter oben erwähnt, existieren für den Lebensraum Stadtpark keine echten charakteristischen Artenlisten. Die Anwesenheit oder das Fehlen von Arten der Roten Liste kann folglich in diesem Fall keine Hilfe bei der Einordnung in Wertkategorien oder für Fragen der Natürlichkeit leisten. Gefährdete Arten sind zudem meist selten und somit schwerer nachweisbar, und aus dem reinen Gefährdungsgrad lassen sich nur wenige ökologische Informationen gewinnen.

In der vorliegenden Arbeit wurden drei Arten erfasst, die in der Roten Liste von Nordrhein-Westfalen mit einem Gefährdungsstatus geführt werden. *Ophonus nitidulus* (Kategorie 3) gilt in großen Teilen des Verbreitungsgebietes in Nordrhein-Westfalen als gefährdet, für *Leistus spinibarbis* und *Elaphrus aureus* (Kategorie 2) gilt dies sogar für nahezu das gesamte Verbreitungsgebiet. Insgesamt neun Individuen dieser Rote-Liste-Arten konnten im Rheinauenpark gefangen werden.

Elaphrus aureus ist ein typischer Bewohner sandig-schlammiger Ufer von Fließgewässern. Als Grund für seine Gefährdung ist sicher das fast vollständige Fehlen von natürlichen und naturnahen Auen und der heutige Verbau und die Befestigung von Ufern anzusehen (SCHÜLE & TERLUTTER 1998). GEISSEN (2000) wies die Art mit zwei Einzelexemplaren 1999 und 2000 in einem lockeren Weidenwald auf Sand am Mittelrhein nach. Die Fundorte im Untersuchungsgebiet entsprechen ebenfalls diesem Biotoptyp, so dass es möglich ist, dass die Art hier mit einer kleinen Population etabliert lebt. Da die Flächen im Frühjahr überflutet wurden, kann allerdings auch nicht aus-

geschlossen werden, dass die Individuen aus anderen Rheinabschnitten verschleppt wurden.

Auch die Einzelindividuen der anderen zwei Rote-Liste-Arten wurden in Ufernähe erfasst, so dass für sie ähnliche Zweifel bezüglich ihrer Standortbindung an den Rheinauenpark gelten können. Der Fund weniger Individuen gefährdeter Arten kann noch keinen gesicherten Beweis auf ein Vorkommen in dem untersuchten Lebensraum geben. Das Vorkommen von drei, in der Roten Liste von Nordrhein-Westfalen mit Gefährdungsstatus geführten Arten sowie zwei weiteren, als selten aufgenommenen Arten, die bislang noch nicht auf der Vorwarnliste stehen, lässt aber auch vermuten, dass das untersuchte Gebiet durchaus seinen Beitrag als Lebensraum für gefährdete Carabiden zu leisten vermag, wenngleich eine detaillierte Bewertung allein durch ihr Vorhandensein nicht abschließend möglich ist.

6. Danksagung

Mein Dank gilt allen, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Insbesondere Herrn Prof. Dr. G. Kneitz für die wissenschaftliche Betreuung, Herrn Prof. Dr. D. Wittmann für die freundliche Bereitstellung eines Arbeitsplatzes am Institut für Landwirtschaftliche Zoologie und Bienenkunde sowie Herrn Dr. T. Wagner für die Nachbestimmung einiger Laufkäfer.

7. Literatur

BALOGH, J. & LOSKA, J. (1956): Untersuchungen über die Zönose des Luzernenfeldes. Acta Zool. - Acad. Sci. Hung. **2**, 17-114.

BICK, H. (1999): Ökologie. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.

BLAB, J. (1990): Zum Indikationspotential von Roten Listen und zur Frage der Ermittlung "Regionaler Leitartengruppen" mit landschaftsökologischer Zeigerfunktion. - Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz **32**, 121-134.

BOER, P.J. DEN (1970): On the significance of dispersal power for populations of carabid beetles (Coleop. Carab.). - Oecologia **4**, 1-28.

BURMEISTER, F. (1939): Biologie, Ökologie und Verbreitung der europäischen Käfer auf systematischer Grundlage. I. Adephaga, 1. Familienreihe: Caraboidea. - Goecke & Evers Verlag, Krefeld.

DUNGER, W. (1963): Praktische Erfahrungen mit Bodenfallen. - Entomol. Nachr. **7**, 41-46.

ELTON, C.S. (1958): The Ecology of Invasion. – Methuen, London

ENGELMANN, H.-D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. - Pedobiologia **18**, 378-380.

FELLENBERG, G. (1994): Warum Naturschutz in der Stadt?. – Referate zum 2. Landschaftstag 1994. – Umweltamt Magdeburg, 11-15.

FREUDE, H., HARDE, K.W. & LOHSE, G.A. (1976): Die Käfer Mitteleuropas. 2. Adephaga 1. - Goecke & Evers Verlag, Krefeld.

GEISSEN, H.-P. (2000): Streufunde von uferbewohnenden laufkäfer der Roten Listen am Mittelrhein 1999 und 2000 (Col., Car.). - Mitt. Arb.gem. Rhein. Koleopterologen (Bonn) **10**, 7-10.

GRASER, K. (1994): Anmerkungen zur Käferfauna in Magdeburger Parkanlagen. –. Referate zum 2. Landschaftstag 1994. Umweltamt Magdeburg, 29-41.

GRUNERT, J. (1988): Geomorphologische Entwicklung des Bonner Raumes. In MAYER, E., FEHN, K. & HÖLLERMANN, P.-W. (Hrsg.) (1988): Bonn – Stadt und Umland. - Arbeiten zur Rheinischen Landeskunde. Festschrift zum 75-jährigen Bestehen der Gesellschaft für Erd- und Völkerkunde **58**, 165-180.

HEIMBUCHER, D. (1990): Die Laufkäfer kleinster innerstädtischer Grünflächen am Beispiel Nürnberg. Biologie und Ökologie, Verbreitung und Schutz. – Bund Naturschutz Nürnberg. Selbstverlag.

HELLING, B. (1995): Die Carabidenfauna anthropogen beeinflußter städtischer Grünflächen am Beispiel des Bürgerparks in Braunschweig. Verh. Ges. Ökol. **24**, 391-394.

HEYDEMANN, B. (1964): Die Carabiden der Kulturbiotope von Binnenland und Nordseeküste – ein ökologischer Vergleich (Coleopt. Carabidae). - Zoologischer Anzeiger **172**, 49-86.

HUGENSCHÜTT, V. (1990): Landschaftsökologische und zoologische Begutachtung der Fließgewässer des Drachenfelser Ländchens unter besonderer Berücksichtigung der Carabidensynusien (Coleopt. Carab.). - Diplomarbeit Bonn.

HUGENSCHÜTT, V. (1996): Bioindikationsanalyse von Uferkomplexen der Spinnen- und Laufkäfergemeinschaften (Arach.: Araneida, Col.: Carabidae) an Fließgewässern des Drachenfelser Ländchens. - Dissertation Bonn.

JUDAS, M., DORNIEDEN, K. & DÖRING, C. (1997): Analyse des regionalen Verbreitungsmusters von Carabiden. – Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. **11**, 847-856.

KLAUSNITZER, B. & RICHTER, K. (1980): Qualitative und quantitative Aspekte der Carabidenfauna der Stadt Leipzig. – Wiss. Z. Karl-Marx-Univ. Leipzig **29**, 567-573.

KLAUSNITZER, B. (1983): Faunistisch-ökologische Untersuchungen über die Laufkäfer (Col. Carab.) des Stadtgebietes von Leipzig. – Entoml. Nachr. Ber. **27**, 241-261.

KLAUSNITZER, B. (1986): Zum Inselcharakter städtischer Grünräume. – Wiss. Z. Karl-Marx-Univ. Leipzig **35**, 593-606.

KLAUSNITZER, B. (1993): Ökologie der Großstadtfauna. – Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart.

KOCH, K. (1989): Die Käfer Mitteleuropas, Band 1: Ökologie. - Goecke & Evers Verlag, Krefeld.

KREMER, B.P. (1993) (Hrsg.): Natürführer Bonn und Umgebung – Landschaft, Naturschutz und Ökologie. - Bouvier Verlag, Bonn.

KUSCHKA, V. (1998): Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes von Bodenfallen in der synökologischen Forschung. - Spixiana **21**, 69-94.

LARSSON, S.G. (1939): Entwicklungstypen und Entwicklungszeiten der dänischen Carabiden. - Ent. Medd. **20**, 277-560.

LAUX, H.D. & ZEPP, H. (1997): Bonn und seine Region – Geoökologische Grundlagen, historische Entwicklung und Zukunftsperspektiven. In: STIEHL, E. (1997) (Hrsg.): Die Stadt Bonn und ihr Umland – ein geographischer Exkursionsführer. - Arbeiten zur Rheinischen Landeskunde **66**, 9-21.

LEHMANN, H. (1965): Ökologische Untersuchungen über die Carabidenfauna des Rheinufers in der Umgebung von Köln. - Z. Morph. Ökol. Tiere **55**, 597-630.

LINDROTH, C.H. (1945): Die Fennoskandischen Carabidae. Eine tiergeographische Studie, 1. Spezieller Teil. - Göteborgs Kgl. Vetenkaps-Vitterhels-Samhäll. Handl., Ser. B **4**, 1-710.

MADER, H.-J. (1979): Die Isolationswirkung von Verkehrsstraßen auf Tierpopulationen untersucht am Beispiel von Arthropoden und Kleinsäugern der Waldbiozönose. - Schr.-R. Landschaftspflege und Naturschutz **19**, 47-58.

MALCHAU, W. (1994): Faunistische Untersuchungen in zwei innerstädtischen Parkanlagen Magdeburgs. - Referate zum 2. Landschaftstag 1994. - Umweltamt Magdeburg, 45-53.

MALCHAU, W. & GRILL, E. (1994): Ergebnisse von Bestandserhebungen zur Laufkäferfauna (Col. Carab.) in ausgewählten Biotopen des Gebietes um Schönebeck. – Mitteilungsblätter EVSA **2**, 53-65.

MEYNEN, E., SCHMITHÜSEN, J., GELLERT, J., NEEF, E., MÜLLER-MINTY, H. & SCHULTZE, J.H. (1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. - Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Selbstverlag – Bad Godesberg.

MLETZKO, G. (1972): Ökologische Valenzen von Carabidenpopulationen im Fraxino-Ulmetum (Tx 52, Oberst 53). – Beitr. Entom. **22**, 471-485.

MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. - Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg, Wiesbaden.

PANTEN, H. (1996): Die Bundesgartenschauen. - Ulmer Verlag, Stuttgart.

REMMERT, H. (1992): Ökologie. - Springer, Berlin, Heidelberg, New York.

RIEGEL, T. (1996): Zur Carabidenfauna von waldgesellschaften unterschiedlicher Feuchtestufen in einem ostniedersächsischen Waldgebiet. - Braunschw. naturkdl. Schr. **5**, 35-53.

ROß-NICKOLL, B. (1996): Biozönologische Untersuchungen zur Besiedlung stadtnaher Gehölzstrukturen durch Laufkäfer (Col. Carab.), dar gestellt am Beispiel der Stadt

Aachen – Charakterisierung der Biotopbindung über artspezifische Bindungswerte. – Verh. Westdt. Entom. Tag 1996, 185-195.

ROTHENBÜCHER, J. (2000): Vergleichende Untersuchung der Carabidenfauna auf vegetationsarmen Insel und Uferflächen am Mittelrhein. - Diplomarbeit Bonn.

SCHAEFER, M. & KOCK, K. (1979): Zur Ökologie der Arthropodenfauna einer Stadtlandschaft und ihrer Umgebung. I. Laufkäfer (Carabidae) und Spinnen (Araneida). - Anz. Schädlingsk. Pflanzensch. **52**, 85-90.

SCHÜLE, P. & TERLUTTER, H. (1998): Rote Liste der gefährdeten Sandlaufkäfer und Laufkäfer (Col.: Cin., Car.) in NRW. 1. Fassung. - Angewandte Carabidologie **1**, 51-62.

STADTVERWALTUNG BONN (1975): Bonn - die Grünzonen. - Bericht der Stadtverwaltung Bonn über die Jahre 1969-1975: 165-166.

SUSTEK, Z. (1987): Changes in body size structure of Carabid communities (Col, Carab.) along an urbanisation gradient. Biológia **42**, 145-156.

TEICHMANN, B. (1994): Eine wenig bekannte Konservierungs-flüssigkeit für Bodenfallen. – Entom. Nachr. Ber. **38**, 25-29.

THIELE, H.-U. (1964): Experimentelle Untersuchungen über die Ursachen der Biotopbindung bei Carabiden. - Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere **53**, 387-452.

THIELE, H.-U. (1977): Carabid Beetles in Their Environment, A Study on Habitat selection by adaptations in Physiology and Behaviour. - Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.

TISCHLER, W. (1984): Einführung in die Ökologie. - Gustav Fischer, Stuttgart.

TOPP, W. (1972): Die Besiedlung eines Stadtparks durch Käfer. – Pedobiologia **12**, 336-346.

TRAUTNER, J. (1991): Die Laufkäferfauna des Rosensteinparks und weiterer Grünflächen im Stadtgebiet von Stuttgart (Col. Carab.). – Jh. Ges. Naturkd. Württ. **145**, 233-258.

WACHMANN, E., PLATEN, R. & BARNDT, D. (1995): Laufkäfer – Beobachtung, Lebensweise. - Naturbuch Verlag, Augsburg.

WAGNER, T. (1997): Die Käferfauna (Coleoptera) des Botanischen Gartens in Bonn. – Decheniana Beihefte **36**, 225-254.

INGA HALLER, Thomas-Mann-Str. 49, 53111 Bonn
e-Mail: ingahaller@gmx.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Rheinischer Koleopterologen

Jahr/Year: 2003

Band/Volume: 13

Autor(en)/Author(s): Haller Inga

Artikel/Article: Faunistisch-ökologische Untersuchung der Laufkäferzönosen in verschiedenen Gehölzbeständen des Rheinaue-Parks in Bonn (Coleoptera, Carabidae) 3-29