

Laufkäfer im Monheimer Rheinbogen, einer zukünftigen Überflutungsfläche am Niederrhein

Anke STRUEBIG und Werner TOPP

Abstract: On the Lower Rhine, north of Cologne, a polder was chosen as a retention area. Before the dike was opened in 2001, we studied the ground beetle fauna and environmental factors of seven distinct sites situated in front of and within the polder. We collected about 22,200 beetles belonging to 99 species, i.e. 25 % of the fauna known from North Rhine-Westphalia. Eighteen species belonged to the Red List. These were hygrophilous species living mainly on clay soils but also xerophilous and thermophilous species which inhabited the sandy soils at higher elevation. The environmental factors studied were: water holding capacity of the upper soil layer, shade provided by trees and shrubs on the soil surface, proportion of macronutrients such as calcium and magnesium, pH-value, and organic content of the upper soil. A canonical correspondence analysis (CCA) was used to explain 34 % of cumulative percentage variance of species data and 94 % of the species-to-environment relationship. The strongest effect was caused by the pH-value which gave an explanation of 20 %. It is assumed that the pH-value is also responsible for the proportion of beetles belonging to certain feeding types. On soils characterized by relatively high pH-values (pH 6.7 to pH 7.5) we found a wide spectrum of omnivorous beetles. On acid soils (pH < 3) predators of springtails were more common than on alkaline soils.

1 Einleitung

Im vergangenen Jahrhundert wurden zahlreiche Fließgewässer in West- und Mitteleuropa begradigt, die tiefgelegenen Auengebiete eingedeicht und trockengelegt. Ziel dieser Maßnahmen war es, extensiv bewirtschaftete Agrarflächen in eine intensive Bewirtschaftungsform überführen zu können oder neuen Siedlungsraum zu schaffen. Es entstanden oft homogen strukturierte Flächen von großer Einförmigkeit.

Im letzten Jahrzehnt traten vermehrt „Jahrhundert“-Hochwasserereignisse ein. Diese wurden auf Klimaveränderungen, aber auch auf die Kanalisation von Flussläufen (u.a.), zurückgeführt. Um für die Zukunft bestehende Überflutungsgefahren zu vermindern, wird angestrebt, Flussläufe zurückzubauen. So sollen Retentionsräume geschaffen werden, die bei Bedarf zusätzliche Wassermassen aufnehmen können.

Im Rahmen eines Renaturierungsprojekts fand mit umfangreichen und aufwändigen Baumaßnahmen die Deichrückverlegung im Monheimer Rheinbogen statt. So wurde landeinwärts ein neuer Deich gebaut und der nun auf einer Landzunge vorgela-

gerte Deich an seiner flussabwärts gelegenen Seite durchstochen. Der Durchstich ermöglichte es, eine Fläche von etwa 200 ha für zukünftige Hochwässer zugänglich zu machen (Abb. 1).

Zeitgleich mit dem Deichbau im Jahre 2001 haben wir damit begonnen, die wirbellosen Tiere der Bodenoberfläche zu erfassen. Eine Dokumentation über das Vorkommen und das Verteilungsmuster ausgewählter Tiergruppen soll belegen, welche Besonderheiten der Besiedlung vor Deichöffnung und vor zukünftigen Überflutungen vorgelegen haben.

Für eine zukünftige Entwicklung haben wir folgende Vermutungen: 1. Überflutungen führen zu einer Neustrukturierung von Habitaten, wie sie ansatzweise im Deichvorland ausgeprägt sind. 2. Bestehende Habitate werden durch Überflutungsereignisse kleinräumig zerteilt. 3. Überflutungen zwischen und innerhalb von Habitaten führen zu einem höheren Anteil an hygrophilen Arten. Eine zunehmende Strukturheterogenität steigert das Artenspektrum und wirkt so einem überregional auftretenden Artenschwund (MÜLLER-MOTZFELD 1991) entgegen.

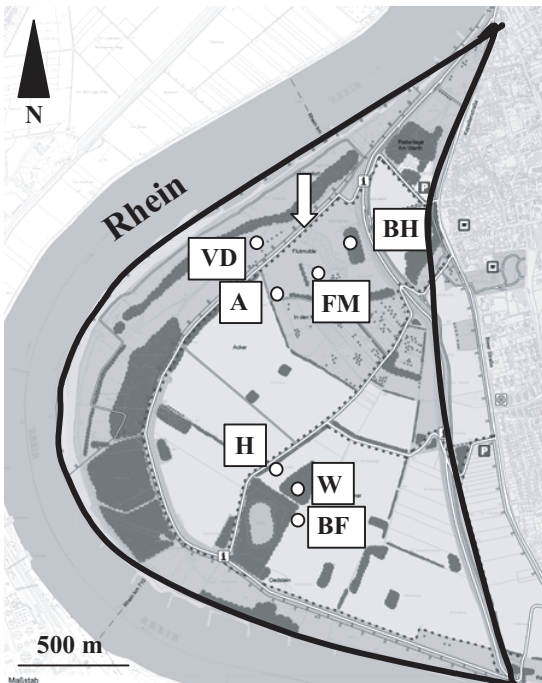


Abb. 1: Übersicht über das Untersuchungsgebiet „Monheimer Rheinbogen“ mit Angaben zur Lage der Versuchsflächen (VD = Vordeich, FM = Flutmulde, BH = Bauhof, A = Acker, H = Hecke, W = Wald, BF = Brachfläche). Der Pfeil kennzeichnet die Stelle, an welcher der alte Deich geöffnet und zukünftig der Zufluss für die Überflutungsfläche liegen wird.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet „Monheimer Rheinbogen“ liegt am rechten Ufer des Niederrheins etwa 25 km nördlich von Köln zwischen den Rheinkilometern 708 und 713. Nach Hochwässern in den frühen 20er Jahren des letzten Jahrhunderts und dem katastrophalen Hochwasser im Jahre 1926 plante man den heutigen Banndeich zum Schutz der Siedlungen und stellte diesen 1930 fertig. Diese Maßnahme verhinderte weitere Überflutungen des überwiegend landwirtschaftlich genutzten Polders (PETERS et al. 1993).

Für unsere Untersuchungen wurden sieben Probenflächen ausgewählt. Eine liegt im Deichvorland (Vordeich), die übrigen sechs befinden sich innerhalb des Polders (Abb. 1). Im Vordeich (VD) wurde die Grenze eines Flutrasens beprobt. In unmittelbarer Nähe befinden sich mehrere Auskolkungen. Im nördlichen, tiefer gelegenen Bereich des Rheinbogens wählten wir drei Versuchsflächen:

Es handelte sich um eine Holunderhecke (*Sambucus nigra*) und einen ausgedehnten Brennnesselbestand (*Urtica dioica*). Dieser Bereich soll als zukünftige Flutmulde (FM) gestaltet werden. In der Nähe liegt ein Acker (A), auf dem 2001 Gerste angebaut wurde. Am weitesten östlich liegt der Bauhof (BH) mit angrenzender Ackerbrache und umfangreicher Ruderalvegetation. Im südlichen, höher gelegenen Bereich des Monheimer Rheinbogens beproben wir die Südseite einer West-Ost ausgerichteten Hecke (H), die mit einem Wirtschaftsweg zwei Ackerkulturen voneinander trennte. Die Hecke war durch eine gemischte Baum- und Strauchvegetation charakterisiert. Am weitesten südlich gelegen sind Brachfläche (BF) und Wald (W). Bei dem Wald handelt es sich um einen 50 Jahre alten Stieleichenwald (2 ha) mit spärlich ausgeprägtem Unterwuchs. Die Brachfläche (häufige Arten: *Cirsium arvense*, *Cirsium vulgare*, *Poa trivialis*) war zum Zeitpunkt der Untersuchung acht Jahre alt. Die Höhenunterschiede zwischen Vordeich und Wald liegen bei 2,50 m.

2.2 Erfassung der Laufkäfer

Die Probenflächen, in denen sich jeweils 10 Barberfallen befanden, besammelten wir von April bis Oktober 2001. Die Fallen hatten einen Abstand von 10 m zueinander und wurden in zweiwöchentlichem Rhythmus geleert (= 13 Zeitserien). Kontinuierlich während einer Vegetationsperiode durchgeführte Probenserien ermöglichen eine zuverlässige Abschätzung zur relativen Größe von Laufkäferpopulationen (BAARS 1979). Ergänzend erfolgten Handaufsammlungen außerhalb des Polders. Für die Nomenklatur bezogen wir uns auf Angaben bei SCHÜLE & TERLUTTER (1998).

2.3 Umweltparameter

Im November 2001 entnahmen wir im Umkreis von 50 cm um jede Falle Bodenproben (A_h -Horizont) und trennten den Feinboden (Sieb mit 2 mm Maschenweite) von größeren Bodenpartikeln. Die originalfeuchte gesiebte Feinerde untersuchten wir auf den pH-Wert in 1 M KCl (SCHLICHTING et al. 1995). Die maximale Wasserhaltekapazität (%) bestimmten wir gravimetrisch. Zusätzlich ermittelten wir an getrockneter Feinerde durch Veraschung bei 550 °C (TOC, Ströhlein) den Gehalt an organischem Kohlenstoff (%), prozentualer Anteil am

Tab. 1: Kenngrößen im Oberboden der ausgewählten Versuchsflächen. VD = Vordeich, FM = Flutmulde, BH = Bauhof, A = Acker, H = Hecke, BF = Brachfläche, W = Wald (Median \pm MAD, n = 10). pH = pH-Wert, Ca = Calciumgehalt, Mg = Magnesiumgehalt, C_{org} = Gehalt an organischem Kohlenstoff, WHK_{max} = maximale Wasserhaltekapazität, KS = Bedeckung durch die Krautschicht, BG = Beschattung durch Gehölz (vgl. Material und Methoden).

| | pH | Ca [g/kg] | Mg [mg/kg] | C _{org} [%] | WHK _{max} [%] | KS | BG |
|----|---------------|---------------|----------------|----------------------|------------------------|---------------|---------------|
| VD | 7,1 \pm 0,0 | 4,6 \pm 0,6 | 505 \pm 28,8 | 1,7 \pm 0,1 | 51,0 \pm 4,0 | 3,0 \pm 0,0 | 0,0 \pm 0,0 |
| FM | 7,3 \pm 0,0 | 3,9 \pm 0,2 | 286 \pm 17,5 | 2,6 \pm 0,6 | 44,0 \pm 1,0 | 1,5 \pm 0,5 | 2,0 \pm 0,5 |
| BH | 7,4 \pm 0,0 | 3,6 \pm 0,1 | 165 \pm 6,0 | 1,3 \pm 0,1 | 47,0 \pm 3,0 | 2,0 \pm 0,0 | 0,0 \pm 0,0 |
| A | 7,5 \pm 0,0 | 4,0 \pm 0,1 | 143 \pm 15,0 | 3,6 \pm 0,2 | 45,0 \pm 3,0 | 2,0 \pm 0,0 | 0,0 \pm 0,0 |
| H | 7,3 \pm 0,1 | 2,0 \pm 0,2 | 206 \pm 21,3 | 0,7 \pm 0,0 | 41,0 \pm 3,0 | 3,0 \pm 0,5 | 1,0 \pm 0,5 |
| BF | 6,7 \pm 0,4 | 0,9 \pm 0,5 | 110 \pm 38,8 | 1,8 \pm 0,1 | 45,0 \pm 4,0 | 2,0 \pm 0,0 | 0,0 \pm 0,0 |
| W | 2,7 \pm 0,2 | 1,0 \pm 0,1 | 225 \pm 11,3 | 4,3 \pm 1,9 | 32,0 \pm 3,0 | 0,0 \pm 0,0 | 3,0 \pm 0,0 |

Gesamt-Kohlenstoff). Den Gehalt an Calcium und Magnesium erhielten wir über die Extraktion mit 1 M Ammonium-Nitrat-Lösung und anschließender Messung am Atomabsorptions-Spektrometer (AAS, Perkin Elmer). Auf den Versuchsflächen wurden außerdem die Beschattung durch Gehölz und die Bedeckung durch die Krautschicht aufgenommen. Dabei unterschieden wir folgende Stufen: 0 = 0–5 %, 1 = 6–50 %, 2 = 51–94 % und t3 = 95–100 % .

2.4 Statistik

Die Daten überprüften wir auf Normalverteilung und Varianzhomogenität (Levene). Da die Daten überwiegend nicht normalverteilt waren, berücksichtigten wir für weitere Analysen den Median und die Medianabweichung. Für paarweise Vergleiche verwendeten wir den Mann-Whitney-U-Test (SACHS 1999). Zur Überprüfung von Abhängigkeiten der Laufkäferfauna zu Umweltparametern wurden Korrelationstests (Spearman-Rang-Korrelation) angewandt. U-Tests und Korrelationstests erfolgten mit dem Programm „SPSS für Windows, Version 11.0“.

Zur Datenanalyse führten wir eine CCA mit CANOCO, Version 4.02 mit dem gewichteten Datensatz durch. Der Anteil jeder Umweltvariablen an der Gesamtvarianz wurde mit 999 Permutationen im Monte-Carlo-Test ermittelt.

Die graphische Auswertung erfolgte mit Hilfe der Programme „Excel2000“, „PowerPoint2000“, „Corel DRAW 9“, „Canodraw 3.1“ und „Canopost 1.0“.

3 Ergebnisse

Umweltfaktoren charakterisierten die Probestellen. In Tabelle 1 sind ausgewählte Kenngrößen, die in unmittelbarer Nähe der Bodenfallen gemessen wurden, als Median und Medianabweichung zusammengefasst.

Mit Bodenfallen erfasste Individuen verteilten sich auf 95 Arten. Von diesen waren *Pterostichus melanarius*, *Pseudoophonus rufipes* sowie *Nebria brevicollis* besonders zahlreich und machten jeweils mehr als 10 % aller Individuen aus. Siebzehn Arten waren mit Einzelindividuen vertreten. Weitere vier Arten fanden wir in tiefergelegenen, ausgekolkten Flächen, die sich im Bereich des Vordeichs gebildet hatten und in denen keine Bodenfallen eingegraben wurden. Dies sind die Arten Nr. 96–99 in Tabelle 5, Anhang.

Die ausgewählte Bodenfallen-Standorte (= sieben Flächen) unterschieden sich deutlich in ihren Lebensgemeinschaften. Dies ergibt sich aus dem relativen Standortplan, der in einer Ordinationsanalyse für jede der 70 Bodenfallen nach den Arten- und Individuenzusammensetzungen festgelegt wurde. Mehrere Flächen waren auffallend voneinander gesondert, nur in den Sammelflächen Acker (A) und Bauhof (BH) kam es zu einer deutlichen Überschneidung der Lebensgemeinschaften (Abb. 2). Veränderungen in der Lebensgemeinschaft scheinen überwiegend durch einen Gradienten in der Bodenfeuchtigkeit verursacht zu werden. Abnehmende Bodenfeuchtigkeit (Charakterisierung durch Achse 1 der CCA) ist, ausgehend vom Vordeich (VD) über die tiefer gelegene Flächen im eingedeichten Bereich Flutmulde (FM), Bauhof

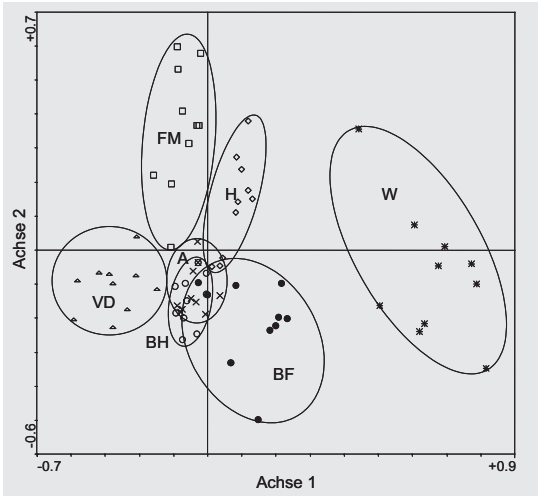


Abb. 2: Achsen 1 und 2 einer Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) für die Arten- und Individuengemeinschaften der Laufkäfer in jeder Barberfalle. Die relative Lage der Parallelen wurde für jede Sammelfläche durch Ellipsoide zusammengefasst (VD = Δ = Vordeich, FM = \square = Flutmulde, BH = \circ = Bauhof, A = \times = Acker, H = \diamond = Hecke, W = * = Wald, BF = \bullet = Brachfläche).

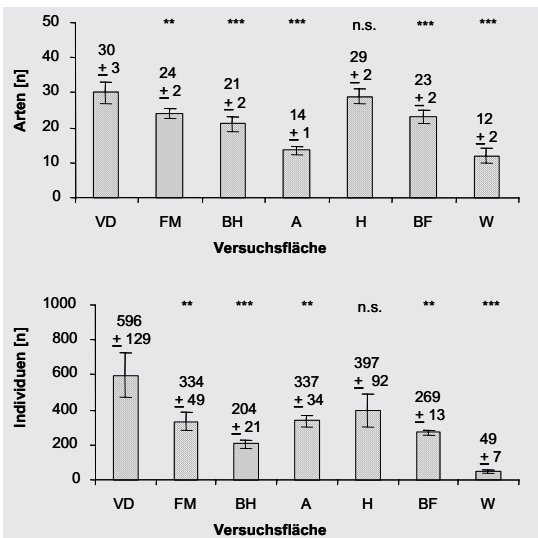


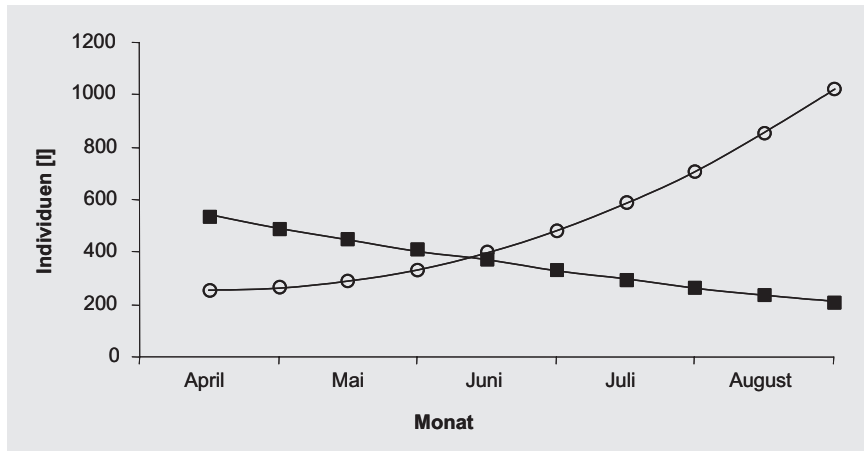
Abb. 3: Arten- (oben) und Individuenzahlen (unten) (Median \pm MAD, n = 10) der Laufkäfer in den ausgewählten Sammelflächen (VD = Vordeich, FM = Flutmulde, BH = Bauhof, A = Acker, H = Hecke, W = Wald, BF = Brachfläche). Signifikanzangaben beziehen sich auf die Arten- und Individuenzahlen im Vordeich (VD) (n.s. = nicht signifikant, ** = $p \leq 0,01$, *** = $p \leq 0,001$).

(BH) und Acker (A) bis zu der höher gelegenen Hecke (H), der Brachfläche (BF) und dem Wald (W) zu vermuten.

In den ausgewählten Probeflächen gab es nicht nur Unterschiede in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften. Ebenso gab es Unterschiede im Hinblick auf Artenzahlen und Aktivitätsdichte (Abb. 3). Im Vordeichgelände lebten nicht nur die meisten Arten, dort konnten wir auch die meisten Individuen fangen. Die Zahlen im Bereich der Hecke waren von denen des Vordeichgeländes jedoch nicht signifikant verschieden. Alle anderen Flächen wiesen sowohl niedrigere Artenzahlen als auch niedrigere Individuenzahlen ($p < 0,01 - p < 0,001$) auf. Im Wald lebten besonders wenige Arten und Individuen (VD vs. W: $p < 0,001$).

Weitere Unterschiede zwischen den Probeflächen waren in der jahreszeitlich bedingten Aktivitätsdichte zu erkennen. Dies ist in Abb. 4 exemplarisch für die beiden Sammelflächen Vordeich und Hecke, in denen die größten Aktivitätsdichten vorkamen, dargestellt. Auf dem Vordeichgelände war die Aktivitätsdichte im Frühjahr relativ gering, wurde aber mit fortschreitender Jahreszeit zunehmend größer. Im Gegensatz dazu war die Aktivitätsdichte im Bereich der Hecke im Frühjahr besonders hoch und nahm im Laufe des Jahres kontinuierlich ab. Es lag die Vermutung nahe, dass diese Verschiedenheiten durch Arten mit unterschiedlichen Entwicklungszyklen hervorgerufen wurden. Somit trennten wir zusätzlich Artengruppen voneinander, die sich nicht nur hinsichtlich ihrer Feuchtigkeitsbindung, sondern auch bezüglich der jahreszeitlich bedingten Reproduktionsphase unterscheiden. In Tabelle 2 sind hygrophile und xerophile Laufkäfer nach Frühjahrs- und Herbsttieren bezüglich der Summe ihrer Arten sowie den durchschnittlichen Arten- und Individuenzahlen für den Vordeich und die Hecke zusammengefasst. Im Vordeich, aber auch in den eingedeichten, tief gelegenen Flächen, waren hygrophile Arten mit Frühjahrsentwicklung etwa doppelt so zahlreich wie xerophile Arten mit Frühjahrsentwicklung. In den eingedeichten, höher gelegenen Flächen war die Artenzahl der hygrophilen und xerophilen Frühjahrsentwickler nahezu gleich. Arten mit Herbstentwicklung waren seltener. Die Individuenzahlen zeigten, dass im Vordeich die hygrophilen Frühjahrs- und Herbsttiere gegenüber den xerophilen Tieren beider Entwicklungstypen deutlich ($p < 0,001$) überwogen, voneinander aber nicht signifikant verschieden waren. Im Bereich der Hecke erreichten xerophile Arten mit Frühjahrsentwicklung und hygrophile Arten mit Herbstentwicklung die größte Dichte.

Abb. 4: Phänologie der Aktivitätsdichten auf den Versuchsflächen „Hecke“ und „Vordeich“ von April bis August nach den Summen der Individuen aus 10 Barberfallen.



Unterschiede zwischen diesen beiden Gruppen waren nicht signifikant, allerdings hochsignifikant ($p < 0,001$) zu den beiden anderen ökologischen Gruppen. Zwischen beiden Flächen gab es ausgeprägte Dichteunterschiede bei den Frühjahrsstieren (jeweils $p < 0,001$). Bei den Herbststieren waren die Unterschiede weniger deutlich (h H: VD vs. H, $p < 0,05$ und x H: VD vs. H, n.s.).

In den Auengebieten des Niederrheins gab es einige xerophile Arten, die zusätzlich als thermophil gelten. Wir fanden sechs Arten, die in diese ökologische Gruppe eingeordnet werden können. Es waren: *Leistus fulvibarbis*, *Amara anthobia*, *Ophonus nitidulus*, *O. ardosiacus*, *O. subquadratulus* und *Harpalus signaticornis*. Diese Arten waren insgesamt mit 28 Individuen vertreten; 17 Individuen kamen in den geringfügig höher gelegenen Gebieten südlich der von West nach Ost ausgerichteten Hecke (Abb. 1) vor.

Von den 99 Arten stehen 18 Arten nach SCHÜLE & TERLUTTER (1998) auf der Roten Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Laufkäfer. Darunter befand sich *Amara strenua*, die in den letzten Jahren erneut in Nordrhein-Westfalen gefunden wurde (HANNIG et al. 2002). Bei den Laufkäfern der Roten Liste handelt es sich sowohl um hygrophile und xerophile Arten als auch um Frühjahrs- und Herbstentwickler (s. Tab. 1, Anhang).

In einer Korrespondenzanalyse wurde die Abundanz-Matrix der 99 Laufkäfer mit den sieben Umweltvariablen aus der Tabelle 1 verrechnet. Drei der Umweltvariablen bezeichnen bodenchemischen Eigenschaften (i.e. pH-Wert, Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Gehalt), drei Umweltvariablen wirken auf die Feuchtigkeit der Bodenoberfläche (WHK_{max} , Beschattung durch Bäume (BG), Ausbildung einer Krautschicht (KS)). Ein weiterer Umweltfaktor, der sich auf das Verteilungsmuster der Laufkäfer aus-

Tab. 2: Artenzahlen und Aktivitätsdichte (Median \pm MAD, n = 10) auf den Versuchsflächen Vordeich (VD) und Hecke (H) getrennt nach hygrophilen und xerophilen Arten, die entweder als Frühjahrs- oder als Herbstentwickler gelten. Signifikanzangaben (U-Test) beziehen sich auf Arten- und Individuenzahlen der jeweiligen Gruppen in den Flächen Vordeich (VD) und Hecke (H) (n.s. = nicht signifikant, * = $p < 0,05$, *** = $p < 0,001$).

| | | hygrophile Frühjahrsentw. | | hygrophile Herbstentw. | | xerophile Frühjahrsentw. | | xerophile Herbstentw. | |
|----|----------------|---------------------------|----------------|------------------------|------------------|--------------------------|--|-----------------------|--|
| VD | Σ Arten | 28 | | 6 | | 15 | | 3 | |
| | Arten | 18 \pm 2 | 5 \pm 1 | 6 \pm 1 | 2 \pm 1 | | | | |
| | Individuen | 179 \pm 32 | 340 \pm 70 | 28 \pm 9 | 35 \pm 11 | | | | |
| H | Σ Arten | 13 | | 5 | | 14 | | 7 | |
| | Arten | 7 \pm 1 *** | 4 \pm 0 n.s. | 8 \pm 1 *** | 4 \pm 1 *** | | | | |
| | Individuen | 24 \pm 7 *** | 199 \pm 33 * | 146 \pm 63 *** | 37 \pm 10 n.s. | | | | |

| Variable | Achse 1 | Achse 2 | Achse 3 | Achse 4 |
|------------------------|---------|---------|---------|---------|
| pH | -0,8157 | 0,1542 | -0,0371 | -0,3924 |
| Mg [mg/kg] | -0,7476 | 0,0704 | 0,3147 | 0,2515 |
| BG | 0,5515 | 0,5511 | -0,1013 | 0,2427 |
| Ca [g/kg] | -0,7900 | 0,0164 | -0,2931 | 0,1594 |
| WHK _{max} [%] | -0,6088 | -0,3453 | 0,0877 | 0,0579 |
| KS | -0,4993 | -0,1418 | 0,1069 | -0,3974 |
| Eigenvalue | 0,254 | 0,094 | 0,086 | 0,054 |
| % Varianz pro Achse | 48,9 | 18,2 | 16,5 | 10,4 |

Tab. 3: Interset Korrelationskoeffizienten zwischen Umweltvariablen und den vier CCA-Achsen nach der CANOCO. Ca = Calciumgehalt [g/kg], Mg = Magnesiumgehalt [mg/kg], pH = pH-Wert, WHK_{max} = maximale Wasserhaltekapazität [%], KS = Bedeckung durch die Krautschicht, BG = Beschattung durch Gehölz. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff [%] wurde als Covariable betrachtet.

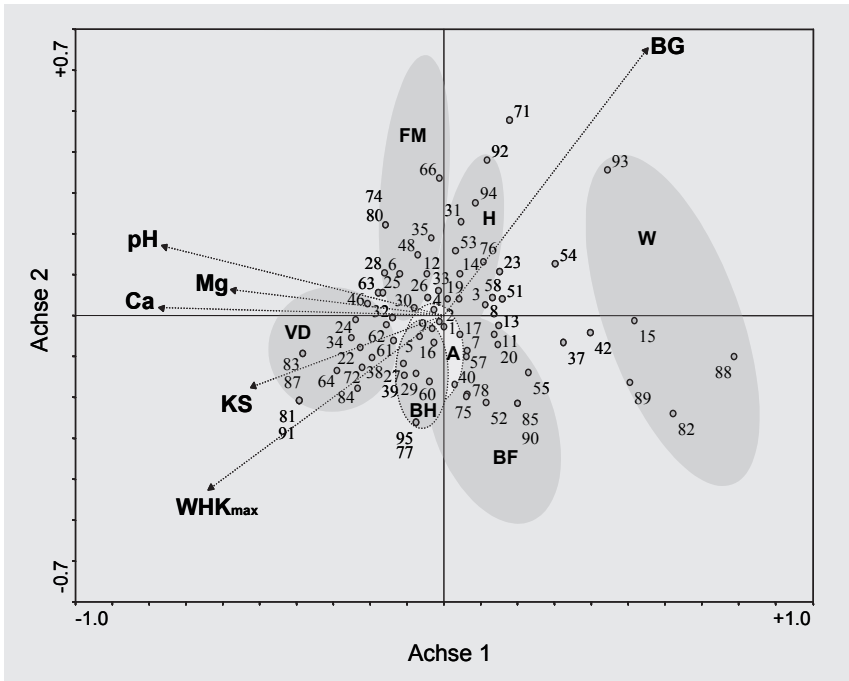


Abb. 5: CCA-Biplot der Achsen 1 und 2 für die Laufkäfer, die im Monheimer Rheinbogen vorkamen. Die Zahlen beziehen sich auf die Arten, s. Anhang, Tabelle 1. Zur besseren Übersicht blieben einige Arten im zentralen Bereich unberücksichtigt. Der kumulative Anteil der Varianzen der Arten betrug 34 %. Die Vektoren zeigen den Einfluss der Umweltfaktoren (pH = pH-Wert, Mg = Magnesiumgehalt [mg/kg], BG = Beschattung durch Gehölz, Ca = Calciumgehalt [g/kg], WHK_{max} = maximale Wasserhaltekapazität [%], KS = Bedeckung durch Krautschicht). Die Sammelflächen (s. Abb. 2) sind grau hinterlegt. VD = Vordeich, FM = Flutmulde, BH = Bauhof, A = Acker, H = Hecke, W = Wald, BF = Brachfläche. Signifikanzangaben für die Umweltfaktoren s. Tabelle 4.

wirken könnte, war der Gehalt von C_{org} im Oberboden. Der C_{org} -Gehalt nimmt mit zunehmender Zerkleinerung der Streu durch saprophage Bodentiere und Bioturbation zu und kann daher als Maß für biotische Aktivität der Bodenmakrofauna gelten. Mit zunehmender Streuzerkleinerung steigert sich ihre Mineralisierung durch Mikroorganismen (KAUTZ & TOPP 2000). Durchgeführte Korrelationen zwischen Umweltfaktoren ergaben einen hohen Wert ($r = 0,811$) zwischen den möglichen Einflussgrößen Mg^{2+} und C_{org} und relativ niedrige Werte von $r < 0,5$ zwischen allen anderen potentiellen Einflussgrößen. Für einen nachfolgenden CCA-Test wurde daher der C_{org} -Gehalt als Kovariable von

Mg^{2+} betrachtet, alle anderen Umweltparameter aber als variable Einflussgrößen, die unmittelbar auf das Verteilungsmuster der Laufkäfer einwirken. Die so durchgeführte CCA-Analyse ergab einen kumulativen Anteil der Varianzen für die Arten von 33,6 % und für die Arten-Umweltrelationen von 94 %. Achse 1 war überwiegend mit den bodenchemischen Einflussgrößen korreliert, während Achse 2 überwiegend den Einfluss von Kenngrößen widerspiegelte, welche die Bodenfeuchtigkeit beeinflussen (WHK_{max} und Beschattung) (Tab. 3). Alle fünf Einflussgrößen wirkten sich signifikant auf das Verteilungsmuster der Laufkäfer aus. Der pH-Wert hat den größten Einfluss und erklärte 20 %

der Varianz des Verteilungsmusters. Ein Einfluss der Bodenvegetation (KS) konnte nicht nachgewiesen werden (Tab. 4). In Abbildung 5 ist die relative Lage der Arten (Punkte mit Zahlenangaben nach Tab. 5, Anhang) zu den Umweltvektoren und den Sammelflächen (schattierte Fläche) für die Achsen 1 und 2 dargestellt. Diese beiden Achsen geben eine Erklärung der Varianzen der Arten-Umweltrelationen von 67,1 %. Die Vektoren repräsentieren eine Kovarianz zu den assoziierten Arten und Fangstellen und verdeutlichen die Reaktion der Käferarten auf die berücksichtigten Umweltgradienten.

4 Diskussion

4.1 Räumliches Verteilungsmuster

Im Monheimer Rheinbogen fanden wir 99 Arten. Es handelte sich um etwa 25 % aller Laufkäfer-Arten, die aus Nordrhein-Westfalen bekannt sind (SCHÜLE & TERLUTTER 1998; KÖHLER & KLAUSNITZER 1998). Für die Artenvielfalt in Lebensräumen und die Abhängigkeiten von Arten- und Abundanzzusammensetzungen gibt es verschiedene Modellberechnungen (MAY 1975). Wichtige Ursachen für die Artenvielfalt dürften die verschiedenen Habitattypen sein. Dies kommt in den diskret gelegenen Flächen entlang der Achse 1 der CCA (Abb. 2) zum Ausdruck. Verteilungsmuster zwischen und innerhalb von Habitattypen wurden mehrfach beschrieben. So bestehen z.B. Unterschiede zwischen verschiedenen naturnahen Wäldern (KLEINERT 1983) oder zwischen Habitaten innerhalb einer strukturierten Agrarlandschaft (LYNGBY & NIELSEN 1980). Ausgeprägte kleinräumige Verteilungsmuster innerhalb von Habitattypen treten bei Laufkäfern in Auwäldern (ANTVOGEL & BONN 2001) und Forstflächen (NIEMELÄ et al. 1996) auf. Sie sind aber auch von Uferzonen der Flüsse (ANDERSEN 1983) und Seen (STEIN 1984) bekannt, in denen die Strukturierung überwiegend durch eine graduelle Veränderung der Habitateigenschaften mit zunehmender Entfernung von der Wasserfläche übereinstimmt. Graduelle Veränderungen fanden wir nach den Einzeldaten der Umweltparameter (zusammengefasst in Tab. 1) in den Sammelflächen Flutmulde, Hecke und Wald. Veranschaulicht werden diese Veränderungen durch lang gestreckte Ellipsoide, insbesondere entlang der Achse 2 der CCA und durch die Größe der Ellipsoide, welche die charakteristischen Arten- Individuenzusammensetzungen

Tab. 4: Bedeutung von Umweltvariablen (s. Tab. 3) auf die Lebensgemeinschaft der Laufkäfer (Permutationstest). (pH = pH-Wert, Mg = Magnesiumgehalt, BG = Beschattung durch Gehölz, Ca = Calciumgehalt, WHK_{max} = maximale Wasserhaltekapazität, KS = Bedeckung durch die Krautschicht).

| Umweltfaktor | F | p | Erklärung einzel |
|------------------------|-------|-------|---------------------|
| pH | 10,86 | 0,001 | 0,20 |
| Mg [mg/kg] | 5,20 | 0,001 | 0,09 |
| BG | 5,18 | 0,001 | 0,09 |
| Ca [g/kg] | 5,26 | 0,001 | 0,08 |
| WHK _{max} [%] | 2,31 | 0,001 | 0,04 |
| KS | 1,51 | 0,065 | 0,02 |

einschließen (Abb. 2). Kleinräumige Strukturierungen und Habitatgradienten sind für die Ausbildung artenreicher Lebensgemeinschaften nicht nur von lokaler Bedeutung, sie können für die Ausbreitung von Arten auch überregional bedeutsam sein (CODY 1975).

Neben der Umweltheterogenität entscheidet die Dispersionsfähigkeit einzelner Arten über ihr Vorkommen. Kleine und isolierte Populationen benötigen den ständigen Zuzug zusätzlicher Individuen, damit ihr Bestehen gesichert ist (DEN BOER 1981; DE VRIES et al. 1996). Arten mit hoher Dispersionsfähigkeit, i.e. zahlreiche Arten der Gattungen *Amara* und *Harpalus*, zeigen besonders ausgeprägte Habitatbindung und benötigen oft verschiedene Lebensräume für ihre Individualentwicklung (HUIZEN 1977), z. B. einen Lebensraum für Eiablage und prä-imaginaler Entwicklung und ein Rückzugsgebiet während der Dormanzphase. Der Monheimer Rheinbogen besitzt die Voraussetzungen hierzu. So können Vordeich, Flutmulde und Brachfläche der Reproduktion und der prä-imaginalen Entwicklung dienen, Hecke und Wald aber als Rückzugsgebiet während der Dormanzphase. Andererseits sind die Habitate des Monheimer Rheinbogens von vergleichbaren Habitaten isoliert. Dies gilt insbesondere für den Wald. Arten mit relativ geringer Dispersionsfähigkeit (z.B. *Abax pallelepipedus*) konnten daher nicht nachgewiesen werden, obwohl nach ihren Habitatansprüchen hierfür die Voraussetzungen vorliegen sollten. Isoliert gelegene Habitatinseln dürften in anthropogen überformten Gebieten nicht selten sein (TOPP 1989; KNAUER 1993).

4.2 Umweltfaktoren

Im Monheimer Rheinbogen führten Höhenunterschiede in tieferen Lagen zu einer verstärkten Ablagerung toniger und schluffiger Sedimente, in höheren Lagen aber zu einer Anreicherung grober, sandiger Partikel. Veränderungen im Bodensubstrat könnten eine Voraussetzung für die große Artenvielfalt sein und auch dazu beitragen, dass wir nicht nur hygrophile, sondern auch xerophile Arten der Roten Liste nachweisen konnten. Auf die Bedeutung des Bodensubstrats, besonders für das Verteilungsmuster von Arten der Gattung *Bembidion*, weist ANDERSEN (1978) hin. Darüber hinaus reagieren Laufkäfer zweifellos auf die Bodenfeuchtigkeit. Mehrere Autoren sehen in der Bodenfeuchtigkeit einen besonders wichtigen Einfluss auf die Habitatselektion (u.a. THIELE 1977; LUFF et al. 1989; RUSHTON et al. 1991). Auf Feuchtigkeitsbindungen von Arten mit entsprechender Klassifizierung (s. Tabelle 5, Anhang) weisen zahlreiche, ökologisch ausgerichtete Monographien hin (u.a. LINDROTH 1945; KOCH 1989). Bei unseren Untersuchungen hatte die Bodenfeuchtigkeit, gemessen als WHK_{max} , einen signifikanten, aber doch relativ geringen Anteil an der Varianz des Verteilungsmusters der Laufkäfer. Dies mag darauf zurückzuführen sein, dass Laufkäfer mit ihrer im Vergleich zu anderen Bodentieren hohen Dispersionsfähigkeit und ihrer ausgeprägten Feuchtigkeitssensitivität schnell auf aktuelle Feuchtigkeitsveränderungen reagieren können. Daher dürfte die Erfassung einer aktuellen Bodenfeuchte und eines spontanen Reaktionsmusters der Laufkäfer auf die Feuchtigkeit dem Umweltparameter „Feuchte“ besser entsprechen als Durchschnittswerte von Feuchtigkeit (WHK_{max}) und Aktivitätsdichte für die gesamte Vegetationsperiode.

Faunistische Aufsammlungen von Laufkäfern lassen erkennen, dass der Lichteinfluss bzw. der Beschattungsgrad eines Lebensraumes für das Vorkommen von besonderer Bedeutung sein kann. LINDROTH (1945) nimmt für die Charakterisierung der Habitatbindung eine Unterteilung von Arten offener Böden, aus Laubwäldern u.a. vor. Andererseits sind Feuchtigkeit und Beschattung oft voneinander abhängig. Beide Einflussgrößen, Feuchtigkeit und Lichtintensität (Beschattung), sind möglicherweise Ausdruck eines einzigen Reaktionsmusters, nämlich einer artspezifischen Temperatursensitivität (THIELE 1977). Bleibt die Temperaturpräferenz bei Individuen einer Art konstant, obwohl sie sich über

ein großes Verbreitungsareal ausdehnt, so erklärt sich hieraus die Relativität der Biotopbindung (TISCHLER 1993). Für mehrerer Laufkäfer-Arten ist die relative Biotopbindung offensichtlich. So kann sich die Waldart *Nebria brevicollis* erfolgreich in Feldkulturen entwickeln, wenn diese - wenigstens teilweise durch Wallhecken - während der Vegetationsperiode beschattet sind (TRITTELVITZ & TOPP 1980). Andere Laufkäfer (z.B. *Carabus nemoralis*) sind in ihrer südlichen Verbreitung hygrophil, in ihrem nördlichen Vorkommen aber meso- bis xerophil (TOPP 1982).

Es gibt nur wenige Untersuchungen, in denen Korrelationen zwischen dem Vorkommen von Laufkäfern und pH-Werten festgestellt werden konnten (z. B. KROGERUS 1960; MCCRACKEN 1994). Über Korrelationen von Laufkäfern zu basischen Kationen sind uns keine Untersuchungen bekannt. Dennoch dürfte kein Zweifel darüber bestehen, dass einige Laufkäfer azidophil sind und den pH-Wert wahrscheinlich über ihre Fühler messen können (PAJE & MOSSAKOWSKI 1984). In unseren Untersuchungen fanden wir keine azidophilen Laufkäfer, dennoch hatte der pH-Wert den größten Einfluss von allen gemessenen Umweltfaktoren auf das Verteilungsmuster. Wir vermuten, dass im Monheimer Rheinbogen der pH-Wert die Ernährungssituation der Laufkäfer widerspiegelt. Wichtige Nahrungsquellen für die auf der Bodenoberfläche umherstöbernden, polyphagen Arten, z. B. aus den UF Carabinae und Pterostichinae, sind Regenwürmer und Schnecken (HENGEVELD 1980). Regenwürmer sind in Böden mit neutraler Reaktion häufig, in Böden mit abnehmenden pH-Werten werden sie selten (GEMESI et al. 1995). Auf extrem sauren Böden, in denen Regenwürmer und Gehäuseschnecken weitgehend fehlen, dürfte die Ernährungssituation für das Vorkommen polyphager Laufkäfer limitierend sein. Hierfür gibt es mehrere Hinweise. So wird die Ausbildung von Lebensgemeinschaften aus der Gattung *Pterostichus* auf sauren Moorböden durch interspezifische Konkurrenz geprägt (BRANDL & TOPP 1985) und ist wahrscheinlich auf Nahrungskonkurrenz zurückzuführen. Im Gegensatz dazu ist auf Kulturläichen und in Wäldern Nahrungskonkurrenz für Lebensgemeinschaften von *Pterostichus*-Arten nicht nachweisbar (BRANDL & TOPP 1985). In der hier untersuchten Waldfläche mit einem extrem sauren Oberboden dürfte ebenfalls Nahrungsmangel für die nicht nahrungsspezialisierten Laufkäfer vorliegen. Zwei Beobachtungen

im Monheimer Rheinbogen weisen auf Nahrungsmangel hin. 1. Die Aktivitätsdichte der Laufkäfer im Wald war signifikant niedriger als in allen anderen Sammelflächen. 2. Der Anteil der auf Collembolen spezialisierten Arten (BAUER 1981; 1982; 1985) machte im Wald etwa 50 %, in allen anderen Flächen aber < 5 % der Laufkäferfauna aus. Nahrungsmangel führt bei vielen Tieren, so auch bei Laufkäfern, unter anderem zu einem deutlichen Reproduktionsrückgang (VAN DIJK 1983).

4.3 Jahreszeitlich bedingte Veränderungen

Die Entwicklungszyklen der meisten Insekten sind über Dormanz-Phänomene an die saisonalen Klimaveränderungen angepasst (MÜLLER 1992). Eine Dormanz kann den Arten gewährleisten, auch bei nicht vorhersagbaren Klimabedingungen immer zur selben Jahreszeit zur Reproduktion zu gelangen und so den Entwicklungserfolg zu optimieren (TOPP 1994; 2003). Laufkäfer lassen sich nach ihrer Entwicklung in Frühjahrs- und Herbstfortpflanzler bzw. in Adult- und Larvenüberwinterer unterteilen (LARSSON 1939; GREENSLADE 1965). In den gemäßigten Breiten Mitteleuropas überwiegen Arten, die als Frühjahrsfortpflanzler gelten können und ihre größte Aktivität in der Fortpflanzungs- und Reproduktionsphase entfalten. Arten mit Herbstentwicklung sind weniger häufig. Oft kommen die wenigen Herbstentwickler aber in so hohen Populationsdichten vor, dass Aktivitätsdichten von Carabiden-Lebensgemeinschaft in den Herbstmonaten deutlich höher sein können als im Frühjahr oder Sommer (TOPP 1979). Die jahreszeitlich bedingte Aktivitätsveränderung im Bereich von Vordeich und Hecke lassen sich auf die Phänologie von Arten mit verschiedenen Entwicklungstypen zurückführen.

5 Implikationen für Naturschutz und Landschaftsplanung

Der Monheimer Rheinbogen setzt sich aus verschiedenen Habitattypen (sensu BLAB & RIEKEN 1993) zusammen. Diese reichen von temporär stehenden Gewässern, vom Grünland nasser und frischer Standorte über anthropogen beeinflusste „technische“ Flächen (Bauhof) sowie Äcker auf schweren Lehmböden bis zu Ackerbrachen auf Sandböden, Hecken mit überwiegend autochthonen

Arten und einem Eichenforst. Die charakteristischen Eigenschaften dieser Habitattypen, ihre Kleinstrukturen mit ihren Übergängen und den Saumstrukturen dürften die Artenvielfalt der Laufkäferfauna wesentlich beeinflusst haben. So lebten im Monheimer Rheinbogen nicht nur hygrophile, sondern auch thermo- und xerophile Arten. Mit der Deichöffnung und der Anlage einer Flutmulde ist eine Arealerweiterung der seltenen und gefährdeten hygrophilen Arten zu erwarten, die in ihrem Vorkommen bisher auf den Vordeichbereich begrenzt waren. In welchem Ausmaß sich künftige Hochwässer, insbesondere Sommerhochwässer, auf einen Rückgang der xero- bis thermophilen Artengruppe auswirken werden, müssen kommende Jahre zeigen. Sollte es in Zukunft, wie in den vergangenen Jahren, wiederholt zu Hochwasserereignissen kommen, so dürfte es durch Flutdynamik zur Ausbildung weiterer Kleinstrukturen kommen. Eine größere Heterogenität der Lebensräume und eine weitere Diversifizierung der Bodenfauna ist daher zu erwarten. Überflutungen führen zusätzlich zu einem Sediment- und Ioneneintrag. Diese könnten zu einer wesentlichen Verbesserung der Bodenqualität, insbesondere im Eichenforst, führen, das Nahrungsangebot für Laufkäfer bereichern und so auch zu einer Artenerhöhung beitragen.

6 Zusammenfassung

Im Monheimer Rheinbogen wurde in der Vegetationszeit des Jahres 2001 die Laufkäferfauna mit Bodenfallen erfasst. Es konnten 99 Arten nachgewiesen werden. Dies sind ca. 25 % der aus Nordrhein-Westfalen bekannten Laufkäfer. Unter den Laufkäfern befanden sich 18 Arten, die als gefährdet gelten können und auf der Roten Liste für NRW vermerkt sind. Es handelte sich um hygrophile Arten, die besonders den Vordeichbereich besiedelten, aber auch um Laufkäfer, die einer xero- bis thermophilen Artengruppe zugeordnet werden können und bevorzugt auf den höher gelegenen sandigen Flächen vorkamen. Mit Hilfe einer Ordinationsanalyse (CCA) konnte die Varianz des Laufkäfervorkommens durch bodenchemische Eigenschaften, Feuchtigkeit und Beschattung für die Arten zu 34 % und für die Arten-Umweltrelation zu 94 % erklärt werden. Die additive Erklärung der signifikant ($p < 0,001$) und unabhängig voneinander auf die Laufkäferfauna einwirkenden Umweltfaktoren betrug 50 %. Als wichtigste Einflussgröße

wurde der pH-Wert des Oberbodens ermittelt.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden vom Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen unterstützt. Für gute Zusammenarbeit danken wir den Mitarbeitern der Biologischen Station Urdenbacher-Kämpe sowie Frau Ingrid Bornes von der Schulze-Ingenieur GmbH in Düsseldorf. Die Überprüfung problematischer Individuen übernehmen freundlicherweise die Kollegen F. Hieke und P. Schäfer (*Amara*) sowie M. Kaiser und D.W. Wrase (*Harpalus*). Herrn P. Schäfer und Herrn T. Mathieson danken wir für zusätzliche Hinweise.

Literatur

- ANDERSEN, J. (1978): The influence of substratum on the habitat selection of Bembidiini (Col. Carabidae). *Norw. J. Entomol.* 2, 119-138.
- ANDERSEN, J. (1983): The habitat distribution of species of the tribe Bembidiini (Coleoptera, Carabidae) on banks and shores in northern Norway. *Not. Entomol.* 63, 131-142.
- ANTVOGEL, H. & BONN, A. (2001): Environmental parameters and microspatial distribution of insects: a case study of carabids in an alluvial forest. *Ecography* 24, 470-482.
- BAARS, M.A. (1979): Catches in pitfall traps in relation to mean densities of carabid beetles. *Oecologia* 41, 25-46.
- BAUER, T. (1981): Prey capture and structure of the visual space of an insect that hunts by sight on the litter layer (*Notiophilus biguttatus* F., Carabidae, Coleoptera). *Behav. Ecol. Sociobiol.* 8, 91-97.
- BAUER, T. (1982): Predation by a carabid beetle specialized for catching Collembola. *Pedobiologia* 24, 169-179.
- BAUER, T. (1985): Beetles which use a setal trap to hunt springtails: the hunting strategy and apparatus of *Leistus* (Coleoptera, Carabidae). *Pedobiologia* 28, 275-287.
- BLAB, J. & RIEKEN, U. (1993): Grundlagen und Probleme einer Roten Liste der gefährdeten Biototypen Deutschlands. Kilda Verlag, Greven.
- BRANDL, R. & TOPP, W. (1985): Size structure of *Pterostichus* spp. (Carabidae): aspects of competition. *Oikos* 44, 234-238.
- CODY, M.L. (1975): Towards a theory of continental species diversities: Bird distributions over mediterranean habitat gradients, pp. 214-257. In: CODY, M.L. & DIAMOND, J.M. (eds.) *Ecology and Evolution of Communities*, Belknap Press of Harvard Univ. Press, Cambridge.
- DE VRIES, H.H., DEN BOER, P.J. & VAN DIJK, T.S. (1996): Ground beetle species in heathland fragments in relation to survival, dispersal, and habitat preference. *Oecologia* 107, 332 - 342.
- DEN BOER, P.J. (1981): On the survival of populations in a heterogeneous and variable environment. *Oecologia* 50, 39-53.
- GEMESI, O., SKAMBRACKS, D. & TOPP, W. (1995): Einfluß eines geregelten forstlichen Eingriffs auf die Besiedlungsdichte und den Streuabbau der Regenwürmer im Flysch der Tegernseer Berge. *Forstw. Cbl.* 114, 272-281.
- GREENSLADE, P.J.M. (1965): On the ecology of some British carabid beetles with special reference to life histories. *Trans. Soc. British Entomol.* 16, 150-179.
- HANNIG, K., REISSMANN, K. & MEHRING, F.J. (2002): *Amara strenua* ZIMMERMANN, 1832 (Col. Carabidae) – Ein weiterer Nachweis für das nördliche Rheinland. *Mitt. Arb.gem. Rhein. Koleopterologen* (Bonn) 12(1), 29-31.
- HENGEVELD, R. (1980): Food specialization in ground beetles: an ecological or a phylogenetic process? (Coleoptera, Carabidae). *Netherl. J. Zool.* 30, 585-594.
- HUIZEN, VAN T.H.P. (1977): The significance of flight activity in the life cycle of *Amara plebeja* Gyll. (Coleoptera, Carabidae). *Oecologia* 29, 27-41.
- KAUTZ, G. & TOPP, W. (2000): Acquisition of microbial communities and enhanced availability of soil nutrients by the isopod *Porcellio scaber* (Latr.) (Isopoda: Oniscoidea). *Biol. Fertil Soils* 31, 102-107.
- KLEINERT, J. (1983): Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in selected habitats of lowland in south-eastern Slovakia. *Biologia* (Bratislava) 38, 981-989.
- KNAUER, N. (1993): Ökologie und Landwirtschaft. Ulmer, Stuttgart.
- KOCH, K. (1989): Die Käfer Mitteleuropas, Ökologie, E1. Goecke & Evers, Krefeld.
- KÖHLER, F. & KLAUSNITZER, B. (1998): Verzeichnis der Käfer Deutschlands. *Entomol. Nachrichten und Berichte* 4, 1-185.
- KROGERUS, R. (1960): Ökologische Studien über nordische Moarthropoden. *Soc. Scient. Fennica Commentat. Biol.* 21, 1-238.
- LARSSON, S.G. (1939): Entwicklungstypen und Entwicklungszeiten der dänischen Carabiden. *Ent. Meddr.* 10, 277-560.
- LINDROTH, C.H. (1945): Die Fennoskandischen Carabidae. Eine tiergeographische Studie. I. Spezieller Teil. *Medd. Göteborgs Mus. Zool. Avd.* 109, 1 - 700.
- LUFF, M.L., EYRE, M.D. & RUSHTON, S.P. (1989): Classification and ordination of habitats of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in north-east England. *J. Biogeogr.* 16, 121-130.
- LYNGBY, J.E. & NIELSEN, H.B. (1980): The spatial distribution of carabids (Coleoptera: Carabidae) in relation to a shelterbelt. *Ent. Meddr.* 48, 133-140.
- MAY, R.M. (1975): Patterns of species abundance and diversity, pp. 81 - 120. In: CODY, M.L. & DIAMOND, J.M. (eds.) *Ecology and Evolution of Communities*, Belknap Press of Harvard Univ. Press, Cambridge.
- MCCRACKEN, D.I. (1994): A fuzzy classification of moorland ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and plant communities. *Pedobiologia* 38, 12-27.
- MÜLLER, H.-J. (1992): *Dormanz bei Insekten*. Fischer, Jena.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1991): *Artenschwund und Artenschutz bei Insekten*. *Mitt. Zool. Mus. Berl.* 67, 195-207.
- NIEMELÄ, J., HAILA, Y. & PUNTTILA, P. (1996): The importance of small-scale heterogeneity in boreal forests: variation in diversity of forest-floor invertebrates across the succession gradient. *Ecography* 19, 352-368.
- PAJE, F. & MOSSAKOWSKI, D. (1984): pH-preferences and habitat selection in carabid beetles. *Oecologia* 64, 41-46.
- PETERS, H.K., KIRBERG, H., PETERS, K. (1993): *Monheim – Geschichte und Geschichten einer Bergischen Freiheit*. Verlag Jean König, Monheim.
- RUSHTON, S.P., LUFF, M.L. & EYRE, M.D. (1991): Habitat characteristics of grassland *Pterostichus* species (Coleoptera, Carabidae). *Ecol. Entomol.* 16, 91-104.

- SACHS, L. (1999): Angewandte Statistik: Anwendung statistischer Methoden. 9. Auflage, Springer-Verlag Berlin.
- SCHLICHTING, E., BLUME, H.-P. & K. STAHR (1995): Bodenkundliches Praktikum. 2. neubearbeitete Auflage. Blackwell Wissenschaftsverlag Berlin.
- SCHÜLE, P. & TERLUTTER, H. (1998): Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Sandlaufkäfer und Laufkäfer. *Angew. Carabidologie* 1, 51-62.
- STEIN, W. (1984): Untersuchungen zur Mikrohabitatbindung von Laufkäfern des Hypolithions eines Seeufers (Col., Carabidae). *Zeitschr. angew. Entomol.* 98, 190-200.
- THIELE, H.-U. (1977): Carabid beetles in their environment. Springer, Berlin.
- TISCHLER, W. (1993): Einführung in die Ökologie. 4. Aufl. Fischer, Stuttgart.
- TOPP, W. (1979): Verteilungsmuster epigäischer Arthropoden in einer Binnendünenlandschaft. *Schr. Naturw. Ver. Schlesw.-Holst.* 49, 61-79.
- TOPP, W. (1982): Vorkommen und Diversität von Laufkäfer-Gemeinschaften in verschiedenen Ökosystemen (Col. Carabidae). *Drosera* 82, 109-116.
- TOPP, W. (1989): Laufkäfer als Bioindikatoren in der Kulturlandschaft. *Verh. IX. SIEEC Gotha 1986*, 78-82.
- TOPP, W. (1994): Seasonal time partitioning and polymorphism in the developmental cycles of sympatric Staphylinoida (Col.) living in an unstable environment, pp. 277-312. In: DANKS, H.V. (ed.), *Insect life cycle polymorphisms*. Kluwer, Amsterdam.
- TOPP, W. (2003): Phenotypic plasticity and development of cold-season insects (Coleoptera: Leiodidae) and their response to climatic change. *Eur. J. Entomol.* 100, 233-243.
- TRITTELVITZ, W. & TOPP, W. (1980): Verteilung und Ausbreitung der epigäischen Arthropoden in der Agrarlandschaft. I. Carabidae. *Anz. Schädlingskde., Pflanzenschutz, Umweltschutz* 53, 17-20.
- VAN DIJK, T.S. (1983): The influence of food and temperature on the amount of reproduction in carabid beetles. *Report 4th symp. Carab.* '81, 105-123.

Anschrift der Verfasser

Anke STRUEBIG

Prof. Dr. Werner TOPP

Zoologisches Institut der Universität zu Köln

Weyertal 119

50923 Köln

E-Mail: w.topp@uni-koeln.de

Tab. 5: Verteilungsmuster der Arten und Anzahl der Individuen auf den sieben Sammelflächen (BH = Bauhof, FM = Flutmulde, A = Acker, VD = Vordeich, H = Hecke, BF = Brachfläche, W = Wald). Die Prozentzahlen geben den Anteil der Individuen aus den Barberfallen an der Gesamt-Individuenzahl an. Mit * markierte Arten stehen auf der Vorwarn- und Roten-Liste des Landes Nordrhein-Westfalen (SCHÜLE und TERLUTTER 1998). H = Habitatbindung (LINDROTH 1945, KOCH 1989); h = hygrophil, x = xerophil, m = mesophil, t = thermophil, E = Entwicklung (LINDROTH 1945); F = Frühjahrsentwickler, H = Herbstentwickler.

| Art | VD | FM | BH | A | H | BF | W | % | H E |
|--------------------------------------|------|-----|------|-----|------|-----|-----|-------|------|
| 1. <i>Pterostichus melanarius</i> | 2878 | 185 | 76 | 779 | 1141 | 786 | 20 | 23,55 | h H |
| 2. <i>Pseudoophonus rufipes</i> | 351 | 908 | 1055 | 757 | 208 | 258 | 13 | 16,07 | x H |
| 3. <i>Nebria brevicollis</i> | 7 | 807 | 96 | 861 | 492 | 7 | 20 | 10,37 | h H |
| 4. <i>Anchomenus dorsalis</i> | 346 | 286 | 17 | 305 | 1083 | 7 | 3 | 9,27 | x F |
| 5. <i>Poecilus cupreus</i> | 810 | 8 | 51 | 12 | 51 | 25 | 1 | 4,34 | h F |
| 6. <i>Platynus assimilis</i> | 676 | 196 | 2 | 0 | 50 | 0 | 0 | 4,18 | h F |
| 7. <i>Poecilus versicolor</i> | 6 | 0 | 4 | 1 | 84 | 814 | 0 | 4,12 | m F |
| 8. <i>Pterostichus madidus</i> | 1 | 312 | 55 | 140 | 95 | 13 | 130 | 3,38 | m H |
| 9. <i>Carabus monilis</i> * | 299 | 30 | 48 | 38 | 26 | 25 | 3 | 2,12 | ht H |
| 10. <i>Harpalus affinis</i> | 22 | 11 | 273 | 7 | 18 | 37 | 4 | 1,68 | x F |
| 11. <i>Calathus fuscipes</i> | 5 | 0 | 0 | 0 | 141 | 175 | 10 | 1,50 | x H |
| 12. <i>Bembidion tetracolum</i> | 71 | 173 | 2 | 2 | 53 | 3 | 3 | 1,39 | h F |
| 13. <i>Harpalus tardus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 153 | 109 | 3 | 1,20 | x F |
| 14. <i>Trechus quadristriatus</i> | 5 | 77 | 0 | 49 | 119 | 1 | 9 | 1,18 | h H |
| 15. <i>Notiophilus rufipes</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 9 | 0 | 202 | 0,96 | mt F |
| 16. <i>Harpalus latus</i> | 116 | 13 | 22 | 0 | 5 | 38 | 5 | 0,90 | m H |
| 17. <i>Amara convexior</i> | 5 | 2 | 18 | 0 | 95 | 74 | 0 | 0,88 | x F |
| 18. <i>Loricera pilicornis</i> | 40 | 26 | 36 | 40 | 23 | 9 | 4 | 0,81 | h F |
| 19. <i>Stomis pumicatus</i> | 12 | 86 | 15 | 29 | 7 | 4 | 10 | 0,74 | h F |
| 20. <i>Calathus melanocephalus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 33 | 125 | 2 | 0,72 | x H |
| 21. <i>Pterostichus vernalis</i> | 42 | 3 | 2 | 5 | 35 | 29 | 0 | 0,53 | h F |
| 22. <i>Pterostichus anthracinus</i> | 95 | 5 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,46 | h F |
| 23. <i>Notiophilus biguttatus</i> | 3 | 23 | 4 | 0 | 53 | 0 | 16 | 0,45 | x F |
| 24. <i>Agonum viduum</i> | 86 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,42 | h F |
| 25. <i>Agonum micans</i> | 38 | 50 | 2 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0,42 | h F |
| 26. <i>Ophonus rufibarbis</i> | 16 | 4 | 1 | 4 | 54 | 12 | 0 | 0,41 | x F |
| 27. <i>Agonum muelleri</i> | 31 | 2 | 21 | 30 | 0 | 2 | 0 | 0,39 | h F |
| 28. <i>Bembidion biguttatum</i> | 30 | 38 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,33 | h F |
| 29. <i>Harpalus distinguendus</i> | 2 | 0 | 68 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,32 | x F |
| 30. <i>Pterostichus strenuus</i> | 32 | 14 | 2 | 1 | 11 | 7 | 0 | 0,30 | h F |
| 31. <i>Leistus ferrugineus</i> | 0 | 42 | 1 | 0 | 21 | 0 | 2 | 0,30 | m H |
| 32. <i>Pterostichus niger</i> | 44 | 3 | 1 | 0 | 2 | 5 | 0 | 0,25 | h H |
| 33. <i>Amara similata</i> | 9 | 5 | 4 | 0 | 32 | 4 | 1 | 0,25 | x F |
| 34. <i>Agonum livens</i> * | 46 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,22 | h F |
| 35. <i>Asaphidion flavipes</i> | 2 | 30 | 5 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0,18 | x F |
| 36. <i>Notiophilus substriatus</i> * | 0 | 2 | 27 | 5 | 1 | 0 | 1 | 0,16 | mt F |
| 37. <i>Carabus nemoralis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 14 | 12 | 0,15 | m F |
| 38. <i>Clivina fossor</i> | 25 | 0 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,15 | h F |

| Art | VD | FM | BH | A | H | BF | W | % | H E |
|---|----|----|----|---|----|----|----|------|------|
| 39. <i>Amara plebeja</i> | 10 | 0 | 19 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,14 | x F |
| 40. <i>Amara aenea</i> | 0 | 0 | 19 | 2 | 0 | 9 | 0 | 0,14 | x F |
| 41. <i>Oxypselaphus obscurus</i> | 19 | 3 | 1 | 0 | 3 | 3 | 1 | 0,14 | h F |
| 42. <i>Pterostichus quadriveolatus*</i> | 4 | 1 | 1 | 0 | 2 | 0 | 19 | 0,12 | x H |
| 43. <i>Pterostichus nigrita</i> | 15 | 8 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0,11 | h F |
| 44. <i>Amara lunicollis</i> | 3 | 0 | 3 | 1 | 9 | 6 | 0 | 0,10 | x F |
| 45. <i>Badister bullatus</i> | 1 | 0 | 0 | 1 | 14 | 6 | 0 | 0,10 | m F |
| 46. <i>Patrobus atrorufus</i> | 16 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,09 | h H |
| 47. <i>Anisodactylus binotatus</i> | 6 | 3 | 8 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,08 | h F |
| 48. <i>Bembidion varium*</i> | 7 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,08 | h F |
| 49. <i>Amara aulica</i> | 0 | 3 | 11 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,07 | m H |
| 50. <i>Bembidion properans</i> | 2 | 1 | 10 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0,07 | h F |
| 51. <i>Notiophilus palustris</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 11 | 0 | 2 | 0,06 | h F |
| 52. <i>Harpalus rubripes</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 13 | 0 | 0,06 | x H |
| 53. <i>Amara anthobia</i> | 1 | 1 | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 | 0,05 | x F |
| 54. <i>Leistus fulvibarbis*</i> | 0 | 3 | 0 | 0 | 3 | 0 | 5 | 0,05 | x H |
| 55. <i>Panagaeus bipustulatus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 7 | 1 | 0,05 | x F |
| 56. <i>Bembidion quadrimaculatum</i> | 2 | 2 | 0 | 0 | 3 | 2 | 0 | 0,04 | x F |
| 57. <i>Poecilus lepidus*</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 5 | 0 | 0,04 | x H |
| 58. <i>Synuchus nivalis</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 | 0,03 | x H |
| 59. <i>Bembidion lampros</i> | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,02 | m F |
| 60. <i>Amara familiaris</i> | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,02 | x F |
| 61. <i>Ophonus nitidulus*</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0,02 | x ? |
| 62. <i>Bembidion femoratum</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,01 | x F |
| 63. <i>Bembidion obtusum</i> | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,01 | x F |
| 64. <i>Bembidion lunulatum</i> | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,01 | h F |
| 65. <i>Ophonus ardosiacus*</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0,01 | xt ? |
| 66. <i>Calathus rotundicollis</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,01 | m H |
| 67. <i>Paranches albipes</i> | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,01 | h F |
| 68. <i>Amara ovata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0,01 | x F |
| 69. <i>Badister sodalis</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0,01 | h F |
| 70. <i>Philorhizus sigma*</i> | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,01 | h F |
| 71. <i>Acupalpus meridianus</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 | h F |
| 72. <i>Agonum marginatum</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,01 | h F |
| 73. <i>Agonum afrum</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,01 | h F |
| 74. <i>Agonum fuliginosum</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,01 | h F |
| 75. <i>Amara communis</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0,01 | m F |
| 76. <i>Amara majuscula</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0,01 | m H |
| 77. <i>Amara apricaria</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,01 | x H |
| 78. <i>Harpalus signaticornis*</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0,01 | h ? |
| 79. <i>Carabus granulatus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,01 | h F |
| 80. <i>Nebria salina</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,01 | x H |

| Art | VD | FM | BH | A | H | BF | W | % | H E |
|---------------------------------------|------|------|------|----------|------|------|-----|------|-----|
| 81. <i>Dyschirius globosus</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,01 | h F |
| 82. <i>Trechoblemus micros</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 | h F |
| 83. <i>Bembidion punctulatum*</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,01 | h F |
| 84. <i>Bembidion gilvipes*</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,01 | h F |
| 85. <i>Ophonus subquadratus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,01 | h ? |
| 86. <i>Stenolophus teutonius</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,01 | h F |
| 87. <i>Pterostichus minor</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,01 | h F |
| 88. <i>Amara strenua*</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 | h F |
| 89. <i>Amara kulti*</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 | m F |
| 90. <i>Amara spreta*</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0,01 | x F |
| 91. <i>Chlaenius nigricornis*</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,01 | h F |
| 92. <i>Demetrias atricapillus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,01 | m F |
| 93. <i>Dromius quadrimaculatus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 | m F |
| 94. <i>Philorhizus melanocephalus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,01 | h F |
| 95. <i>Microlestes maurus</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,01 | x F |
| 96. <i>Bembidion semipunctatum *</i> | | | | Handfang | | | | | h F |
| 97. <i>Elaphrus cupreus</i> | | | | Handfang | | | | | h F |
| 98. <i>Elaphrus riparius</i> | | | | Handfang | | | | | h F |
| 99. <i>Stenolophus mixtus</i> | | | | Handfang | | | | | h F |
| Σ Arten | 58 | 49 | 44 | 27 | 52 | 45 | 35 | | |
| Σ Exemplare | 6264 | 3399 | 2002 | 3078 | 4185 | 2648 | 510 | | |
| Σ RL-Arten | 9 | 6 | 4 | 3 | 7 | 4 | 7 | | |
| Σ RL-Exemplare | 364 | 48 | 77 | 44 | 40 | 32 | 31 | | |