

Aktivitätsmuster von Ameisen (Formicidae) im Monheimer Rheinbogen

Distribution Pattern of Ants (Formicidae) in a Polder at the Lower Rhine

ANKE STRUEBIG & WERNER TOPP

Zusammenfassung: Wir untersuchten die Ameisenfauna in einem Rheinbogen bei der Stadt Monheim begleitend zu einem Wiedervernässungsprojekt. Die Daten wurden vor (2001) und nach (2004) der Deichrückverlegung erhoben. In diesem Zeitraum hatten drei Überflutungen stattgefunden. Ergänzend zur Ameisenfauna erfassten wir Umweltvariablen (pH-Wert, maximale Wasserhaltekapazität des Oberbodens, Gehalt an organischem Kohlenstoff, Calcium- und Magnesiumgehalt, Bodenbeschattung durch Gehölze und Bodenbedeckung durch eine Krautschicht), die sich auf das Vorkommen der Ameisen auswirken konnten. Nach den Ergebnissen einer Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) hatte die Bodenbeschattung durch Gehölze den stärksten Einfluss auf das Vorkommen der Ameisen. Bedeutsam waren auch der pH-Wert sowie der Gehalt an Ca^{2+} und Mg^{2+} im Oberboden. Signifikante Unterschiede ($p < 0,001$) wurden zusätzlich durch die verschiedenen Faunenzusammensetzungen in beiden Untersuchungsjahren hervorgerufen. Im zweiten Jahr der Untersuchung war die Gesamtzahl der Individuen von ca. 14 400 auf ca. 3 600 zurückgegangen. Ein deutlicher Rückgang war für *Leptothorax nylanderi* (Förster, 1850) zu verzeichnen. Die Primärbesiedler *Lasius niger* (Linnaeus, 1758) und *Myrmica rubra* (Linnaeus, 1758) hatten hingegen signifikant zugenommen. Veränderungen, die sich 2004 im Vergleich zu 2001 eingestellt hatten, führen wir vor allem auf die Überflutungsereignisse zurück.

Schlüsselwörter: Formicidae, Niederrhein, Retentionsfläche, Überflutung

Summary: Accompanying a rewetting project we investigated the ant population in a polder near Monheim. Data were collected before (2001) and after dike opening (2004). In this time three periods of flooding have occurred. Environmental factors were studied (pH-value, maximum water holding capacity, content of organic carbon, content of calcium and magnesium, coverage by wood and by herbal layer), which could affect the distribution of ants. A Canonical Correspondence Analysis (CCA) showed that coverage provided by wood had the most intense influence on the ant distribution. Also, the pH-value and content of calcium and magnesium were found to have significant influence. Significant differences ($p < 0.001$) were also caused by the different species composition in both years of investigation. In the second year of the investigation the number of individuals decreased from about 14 400 to about 3 600. A distinct decrease was marked by *Leptothorax nylanderi* (Förster, 1850). An increasing number of individuals as typical pioneering species were marked by the species *Lasius niger* (Linnaeus, 1758) and *Myrmica rubra* (Linnaeus, 1758). The changes witnessed between 2001 and 2004 can be explained by the periods of flooding.

Keywords: Formicidae, Lower Rhine, retention area, flooding

1. Einleitung

Gegen Ende des 20. Jahrhunderts traten am Rhein mehrere extreme Hochwasserereignisse auf. Nach diesen Hochwasserereignissen

setzte sich die Erkenntnis durch, dass nur die Schaffung von Retentionsflächen zukünftige Hochwasserspitzen und die damit verbundenen ökonomischen Schäden dämpfen könnte. Der Monheimer Rheinbogen wurde

als eine zukünftige Überflutungsfläche ausgewählt. Nach umfangreichen Baumaßnahmen, bei denen auch eine Deichrückverlegung vorgenommen wurde, konnte eine Fläche mit einer Ausdehnung von 190 ha für Überflutungen freigegeben werden.

Mit den einsetzenden Überflutungen dürften sich die Eigenschaften des Oberbodens verändern. Veränderungen dürften auch in der Zusammensetzung der Bodenfauna auftreten. In dieser Studie betrachten wir die Ameisenfauna vor und nach Überflutungsereignissen. Ameisen sind als Bioindikatoren für ökologische Veränderungen nach Störungen gut geeignet (ANDERSEN 1990; GÓMEZ et al. 2003). Sie machen einen hohen Anteil an der Gesamtbiomasse der Bodenfauna aus, haben eine große funktionsbiologische Bedeutung und sind daher ein wichtiger Bestandteil des Ökosystems (FOLGARAIT 1998). Ameisen beeinflussen nicht nur Bodeneigenschaften (LOBRY DE BRUYN 1999), sie wirken auch auf die Verbreitung und das Wachstum von Pflanzen (BUCKLEY 1982). Aufgrund ihres Sozialverhaltens und ihrer begrenzten Mobilität dürften Ameisen nur schlecht an zufällige Überflutungen angepasst sein (LUDE et al. 1999), andererseits werden Ameisen auch in regelmäßig überfluteten Flächen gefunden (WODELL 1974).

Der Monheimer Rheinbogen ist durch verschiedene Biotope charakterisiert. Es handelt sich um offene Flächen und um einen Stieleichenwald, um Böden mit einem hohen Schluff- und Sandgehalt und den entsprechend veränderten Wasserhaltekapazitäten, aber auch um Böden mit neutraler oder saurer Bodenreaktion. Unsere Vermutung ist, dass Störungen durch Hochwasserereignisse einen größeren Einfluss auf die Ameisenfauna haben als die Kenngrößen der im Monheimer Rheinbogen ausgeprägten Biotope.

2. Untersuchungsgebiet und Methoden

Der Monheimer Rheinbogen liegt rechtsrheinisch zwischen den Städten Leverkusen

und Düsseldorf. In den 20er-Jahren des letzten Jahrhunderts wurde das Auengebiet nach einer Hochwasserkatastrophe eingedeicht. Der so entstandene Polder diente fortan der landwirtschaftlichen Nutzung (PETERS et al. 1993).

Während der Umbauarbeiten in den Jahren 2001 und 2002 wurde der alte Deich geöffnet und ein neuer Deich geschaffen. Zur Erleichterung des Ein- und Rückflusses der Wassermassen wurde an der Deichöffnung eine Flutmulde angelegt. So wurde eine Fläche von ca. 190 ha für eine Überflutung freigegeben. Seit der Deichöffnung hat es in jedem Winter ein Hochwasser gegeben, wobei im Winter 2003 das gesamte Gebiet mehrtägig überflutet wurde. In den Jahren 2002 und 2004 wurde das Gebiet nur teilweise überflutet.

Für die vergleichenden Untersuchungen vor (2001) und nach den Überflutungen (2004) wurden vier Biotope ausgewählt (Abb. 1). Hierbei handelt es sich um eine Fläche im Bereich der Flutmulde (= FM). Im Jahre 2001 wurde die Grenze zu einer Brombeerhecke beprobt. Da eine großflächige Neugestaltung vorgenommen wurde, haben wir 2004 die Mitte der Mulde untersucht, in der Futterpflanzen (Luzerne, Gräser) angebaut wurden. Eine Hecke (= H) verlief 2001 zwischen einem Feldweg und einem Acker. Nach dieser Untersuchung wurde der Feldweg asphaltiert, so dass auch hier anthropogen bedingte Veränderungen eintraten. Außerdem wurde an der Hecke ein Rückschnitt durchgeführt. Das Schnittgut verblieb gemulcht auf der Fläche. Als weiterer Biotop wurde eine elfjährige Brache (= BF) ausgewählt, die einmal jährlich gemäht wurde. Das Mähgut verblieb kleingeschnitten auf der Fläche. Der vierte Biotop war ein 50 Jahre alter Stieleichenwald (= W) mit nur gering ausgeprägter Krautschicht auf ehemaligem Ackerland. Zwischen den Flächen war ein ansteigender Höhenunterschied von 2 m ausgeprägt (FM 37,5 m, H 38,5 m, BF 39 m, W 39,5 m).

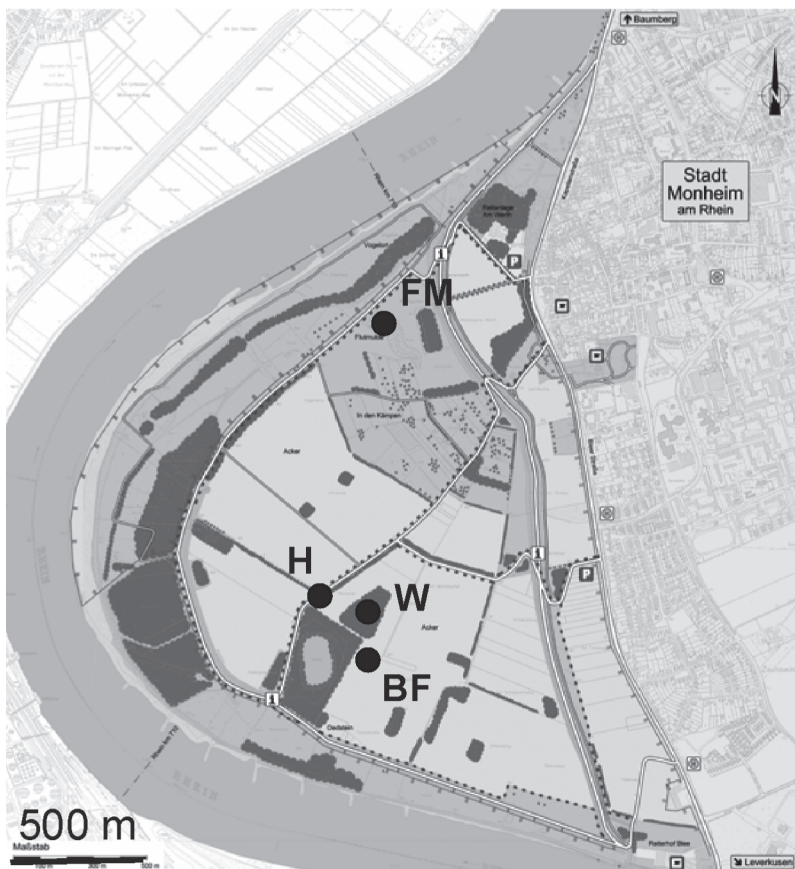


Abb. 1: Übersicht über den Monheimer Rheinbogen. Die vier untersuchten Biotope sind mit Punkten markiert. FM = Flutmulde, H = Hecke, W = Wald, BF = Brachfläche.

Fig. 1: Outline map of the Monheimer Rheinbogen. The four investigated biotopes are marked. FM = flood dell, H = hedge, W = forest, BF = fallow land.

In jedem Biotop wurden jeweils zehn Bodenfallen im Abstand von 10 m entlang eines Transekts eingegraben. Die Fallen wurden von April bis Oktober in 14-tägigem Abstand (13 Serien im Jahr 2001 und 14 Serien im Jahr 2004) geleert. Die Ameisen wurden aus jeder Leerung sortiert und nach SEIFERT (1996) bestimmt. Bodenfallen sind keine geeignete Methode zur Erfassung von Ameisen, da mit ihnen die Aktivitätsdichte erfasst und diese wiederum von dem Abstand zwischen Barberfalle und Nest beeinflusst wird (BUSCHINGER & HEINZE 2001). Da für Vergleiche der Medianwert von zehn

Parallelwerten (s.u.) verwendet wurde, glauben wir, die Nachteile der Methode etwas ausgleichen zu können.

Im Umkreis von 50 cm um jede Barberfalle wurden Bodenproben (A_h -Horizont) entnommen (November 2001 und Juni 2004). Der Feinboden wurde von größeren Bodenpartikeln getrennt (Sieb mit 2 mm Maschenweite). Der pH-Wert wurde an originalfeuchter gesiebter Feinerde in 1 M KCl (SCHLICHTING et al. 1995) gemessen. Die maximale Wasserhaltekapazität (%) wurde gravimetrisch bestimmt. Zusätzlich wurde an getrockneter Feinerde durch Veraschung

bei 550°C (TOC, Ströhlein) der Gehalt an organischem Kohlenstoff ermittelt (%; prozentualer Anteil am Gesamt-Kohlenstoff). Der Gehalt an Calcium und Magnesium wurde über die Extraktion mit 1 M Ammonium-Nitrat-Lösung und anschließender Messung am Atomabsorptions-Spektrometer (AAS, Perkin Elmer) analysiert. Zusätzlich wurden der Beschattungsgrad durch Gehölz und die Bedeckung durch die Krautschicht ermittelt (Einteilung in vier Stufen: 0 = 0-5 %, 1 = 6-50 %, 2 = 51-95 % und 3 = 96-100 %).

Die Daten wurden auf Normalverteilung und Varianzhomogenität (Levene) überprüft. Da die Daten überwiegend nicht normalverteilt waren, wurde der Median und die Medianabweichung berücksichtigt. Für paarweise Vergleiche verwendeten wir den MANN-WHITNEY-U-Test (SACHS 1999). U-Tests und Korrelationstests erfolgten mit dem Programm „SPSS für Windows, Version 11.0“.

Um den Einfluss der Umweltvariablen auf die Ameisenfauna ermitteln zu können, führten wir eine CCA mit CANOCO (TER BRAAK 1987), Version 4.02, mit dem gewichteten Datensatz durch. Der Signifikanzwert jeder Umweltvariablen wurde mit 999 Permutationen im Monte-Carlo-Test ermittelt. Die graphische Auswertung erfolgte mit Hilfe der Programme „Excel 2000“, „PowerPoint 2000“, „Corel DRAW 9“, „Canodraw 3.1“ und „Canopost 1.0“.

3. Ergebnisse

Die Bodenkenngrößen der ausgewählten Biotope hatten sich zwischen 2001 und 2004 vielfach verändert (Tab. 1). So gab es für den Stieleichenwald (W) einen deutlichen Anstieg im pH-Wert; aber auch in der Flutmulde (FM) stieg der pH-Wert signifikant an ($p \leq 0,01$). Veränderungen in der maximalen Wasserhaltekapazität waren ge-

Tab. 1: Ausgewählte Kenngrößen der Biotope in den Jahren 2001 und 2004 (Median \pm MAD, $n = 10$). Verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Jahren. FM = Flutmulde, H = Hecke, BF = Brachfläche, W = Wald, pH = pH-Wert, WHK_{max} = maximale Wasserhaltekapazität [%], C_{org} = Organischer Kohlenstoff [%], Ca²⁺ = Calcium-Gehalt [g/kg], Mg²⁺ = Magnesium-Gehalt [g/kg], BG = Beschattung durch Gehölz, KS = Bedeckung durch Krautschicht.

Table 1: Selected characteristics of the biotopes in the years 2001 and 2004 (Median \pm MAD, $n = 10$). Different letters indicate significant differences between years. FM = flood dell, H = hedge, BF = fallow land, W = forest, pH = pH-value, WHK_{max} = maximum water holding capacity [%], C_{org} = content of organic carbon [%], Ca²⁺ = content of calcium [g/kg], Mg²⁺ = content of magnesium [g/kg], BG = cover by wood, KS = cover by herbal layer.

| | FM | | H | | BF | | W | |
|--------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| | 2001 | 2004 | 2001 | 2004 | 2001 | 2004 | 2001 | 2004 |
| pH | 7,3 ^a | 7,4 ^b | 7,2 ^a | 7,0 ^b | 6,7 ^a | 6,8 ^a | 2,7 ^a | 3,6 ^b |
| | $\pm 0,0$ | $\pm 0,0$ | $\pm 0,1$ | $\pm 0,1$ | $\pm 0,4$ | $\pm 0,1$ | $\pm 0,2$ | $\pm 0,1$ |
| WHK _{max} | 44,1 ^a | 26,9 ^b | 40,5 ^a | 40,5 ^a | 45,3 ^a | 30,9 ^b | 31,9 ^a | 58,5 ^b |
| | $\pm 1,2$ | $\pm 1,5$ | $\pm 2,5$ | $\pm 4,0$ | $\pm 3,8$ | $\pm 3,5$ | $\pm 2,6$ | $\pm 7,9$ |
| C _{org} | 2,6 ^a | 1,6 ^b | 1,8 ^a | 2,7 ^b | 0,7 ^a | 1,2 ^b | 4,3 ^a | 3,2 ^a |
| | $\pm 0,6$ | $\pm 0,1$ | $\pm 0,1$ | $\pm 0,5$ | $\pm 0,1$ | $\pm 0,2$ | $\pm 1,9$ | $\pm 0,9$ |
| Mg ²⁺ | 0,3 ^a | 0,1 ^b | 0,2 ^a | 0,2 ^b | 0,1 ^a | 0,1 ^a | 0,2 ^a | 0,1 ^b |
| | $\pm 0,0$ | $\pm 0,0$ | $\pm 0,0$ | $\pm 0,0$ | $\pm 0,0$ | $\pm 0,0$ | $\pm 0,0$ | $\pm 0,0$ |
| Ca ²⁺ | 3,9 ^a | 2,3 ^b | 2,0 ^a | 1,5 ^b | 0,9 ^a | 0,8 ^a | 1,0 ^a | 0,5 ^b |
| | $\pm 0,2$ | $\pm 0,0$ | $\pm 0,2$ | $\pm 0,2$ | $\pm 0,5$ | $\pm 0,2$ | $\pm 0,1$ | $\pm 0,3$ |
| BG | 2,0 ^a | 0,0 ^b | 1,0 ^a | 1,0 ^a | 0,0 ^a | 0,0 ^a | 3,0 ^a | 3,0 ^a |
| | $\pm 0,0$ | $\pm 0,0$ | $\pm 0,5$ | $\pm 0,0$ | $\pm 0,0$ | $\pm 0,0$ | $\pm 0,0$ | $\pm 0,0$ |
| KS | 1,5 ^a | 2,0 ^a | 3,0 ^a | 2,0 ^b | 2,0 ^a | 2,0 ^a | 0,0 ^a | 0,0 ^a |
| | $\pm 0,5$ | $\pm 0,0$ | $\pm 0,5$ | $\pm 0,0$ | $\pm 2,0$ | $\pm 2,0$ | $\pm 0,0$ | $\pm 0,0$ |

Tab. 2: Verteilungsmuster der Arten und Anzahl der Individuen in den vier ausgewählten Biotopen in den Jahren 2001 und 2004. FM = Flutmulde, H = Hecke, BF = Brachfläche, W = Wald. RL gibt den Status in der Roten Liste des Landes Nordrhein-Westfalen an (V = Arten der Vorwarnliste, 3 = gefährdet; SEIFERT 1996). + = Median < 1, es wurden aber einzelne Individuen gefunden, ♀ = Nachweis nur als Königin.

Table 2: Occurrence of species and number of individuals in the four biotopes investigated in the years 2001 and 2004. FM = flood dell, H = hedge, BF = fallow land, W = forest. RL means regional North Rhine-Westphalian Endangered Species List (V = species of advance warning list, 3 = endangered; SEIFERT 1996). + = Median < 1, but single individuals were found, ♀ = only queens were found.

| Art | RL | 2001 | | | | 2004 | | | |
|--|----|------|-----|-----|------|------|-----|-----|-----|
| | | FM | H | BF | W | FM | H | BF | W |
| <i>Leptothorax nylanderi</i> (Förster, 1850) | | 4 | 540 | 24 | 352 | + | 62 | + | 24 |
| | | ±3 | ±89 | ±16 | ±161 | | ±31 | | ±12 |
| <i>Myrmica rubra</i> (Linnaeus, 1758) | | 6 | 0 | 9 | 3 | 0 | + | 104 | 0 |
| | | ±3 | | ±3 | ±2 | | | ±53 | |
| <i>Lasius niger</i> (Linnaeus, 1758) | | 1 | + | 17 | + | 6 | 59 | 7 | + |
| | | ±1 | | ±13 | | ±3 | ±23 | ±7 | |
| <i>Lasius brunneus</i> (Latreille, 1798) | | 4 | 30 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 1 |
| | | ±3 | ±15 | | ±1 | | ±2 | | ±1 |
| <i>Myrmica sabuleti</i> (Meinert, 1860) | V | + | 10 | 2 | + | 0 | 2 | + | 0 |
| | | | ±10 | ±1 | | | ±2 | | |
| <i>Stenammas debile</i> (Förster, 1850) | | 1 | 3 | 0 | 5 | 0 | + | 0 | 2 |
| | | ±1 | ±2 | | ±4 | | | | ±1 |
| <i>Myrmica scabrinodis</i> (Nylander, 1846) | V | 0 | + | + | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | | | | | | | ±1 | | |
| <i>Myrmica specioidea</i> (Bondroit, 1918) | 3 | 0 | + | + | 0 | 0 | 1 | + | 0 |
| | | | | | | | ±1 | | |
| <i>Myrmica ruginodis</i> (Nylander, 1846) | | + | 1 | + | 1 | 0 | + | 0 | +0 |
| | | | ±1 | | ±1 | | | | |
| <i>Lasius emarginatus</i> (Olivier, 1791) | | 0 | + | + | + | 0 | 1 | + | 0 |
| | | | | | | | ±1 | | |
| <i>Lasius fuliginosus</i> (Latreille, 1798) | | 0 | + | 1 | 0 | 0 | ♀ | 0 | 0 |
| | | | | ±1 | | | | | |
| <i>Myrmica lobicornis</i> (Nylander, 1846) | 3 | 0 | + | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | | | | | | | ±1 | | |
| <i>Lasius umbratus</i> (Nylander, 1846) | | + | 0 | 0 | 0 | 0 | 14 | 0 | 0 |
| | | | | | | | ±1 | | |
| <i>Myrmecina graminicola</i> (Latreille, 1802) | 3 | + | 0 | 0 | + | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Myrmica rugulosa</i> (Nylander, 1846) | 3 | 0 | 0 | 0 | + | ♀ | 0 | 0 | 0 |
| <i>Myrmica microrubra</i> (Seifert, 1993) | | 0 | 0 | ♀ | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

genläufig. Flutmulde und Brachfläche (BF) zeigten im Jahre 2004 geringere Werte ($p \leq 0,001$ bzw. $0,01$), während im Wald ein Anstieg zu verzeichnen war ($p \leq 0,001$). Der Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) hatte sich 2004 im Vergleich zu 2001 in zweier untersuchten Biotopen (Hecke und Brachfläche) signifikant erhöht; in der Flutmulde hatte er abgenommen, im Wald war die Veränderung nicht signifikant. Die Gehalte der Makronährstoffe Calcium und

Magnesium waren in allen Biotopen signifikant zurückgegangen. Die einzige Ausnahme hiervon zeigte sich in der Brachfläche. Beschattung durch Gehölz und Bedeckung durch die Krautschicht waren in beiden Jahren weitgehend gleich geblieben. Veränderungen traten allerdings in der Flutmulde auf, wo innerhalb des Polders die größten baulichen Maßnahmen durchgeführt wurden und im Bereich der Hecke, wo ein Rückschnitt erfolgte.

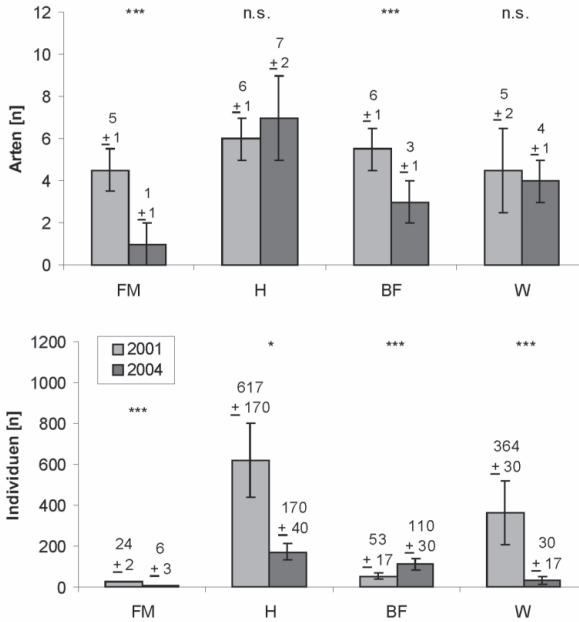


Abb. 2: Arten- (oben) und Individuenzahlen (unten) in den Untersuchungsjahren 2001 und 2004 in den vier ausgewählten Biotopen (Abkürzungen s. Abb. 1, Median \pm MAD, * = $p \leq 0,05$, *** = $p \leq 0,001$, $n = 10$).

Fig. 2: Number of species (top) and individuals (bottom) in the two years 2001 and 2004 collected in the four investigated biotopes (for abbreviations see Fig. 1, median \pm MAD, * = $p \leq 0,05$, *** = $p \leq 0,001$, $n = 10$).

Wir konnten insgesamt 16 Ameisen-Arten nachweisen. Dies sind etwa 32 % der in Nordrhein-Westfalen lebenden Arten. Einige Nachweise erfolgten nur durch Königinnen (Tab. 2). Von den nachgewiesenen Ameisen gehören sechs Arten der Roten Liste für Nordrhein-Westfalen an (Vorwarnliste bzw. Gefährdungsstufe 3; SEIFERT 1996). In der Aufsammlung befanden sich auch *Lasius emarginatus* (Olivier, 1791) und *Myrmica rugulosa* (Nylander, 1846). Beide Arten wurden in Nordrhein-Westfalen vermutet, konnten bisher aber noch nicht nachgewiesen werden. Zwei Arten, *Myrmica microrubra* (Seifert, 1993) und *Myrmecina graminicola* (Latreille, 1802), die im Jahr 2001 gefunden wurden, konnten im zweiten Untersuchungsjahr nicht wieder nachgewiesen werden. Im Jahr 2001 wurden insgesamt ca. 14 400 und im Jahr 2004 ca. 3 600 Individuen ge-

funden. Die Medianwerte waren 1 155 (2001) und 293 (2004) Individuen. Die häufigste Art war *Leptothorax nylanderi* (Förster, 1850).

Die Individuen verteilten sich ungleichmäßig in den vier Biotopen. In der Flutmulde und der Brachfläche war die Aktivitätsdichte 2001 verhältnismäßig gering (Median: 24 bzw. 53). Höhere Aktivitätsdichten gab es 2001 in der Hecke und im Wald (Median: 617 bzw. 364). Im Jahr 2004 war die Aktivitätsdichte in allen Biotopen signifikant geringer ($p \leq 0,05$ bis $0,001$); einzige Ausnahme bildete die hochgelegene Brachfläche. Hier war die mittlere Individuenzahl von 53 auf 110 Individuen angestiegen ($p \leq 0,001$) (Abb. 2). Der Individuenrückgang in Flutmulde, Hecke und Wald konnte unter anderem mit einer starken Abnahme der Individuenzahlen von *L. nylanderi* erklärt werden. Die Individuenzunahme in der Brachfläche

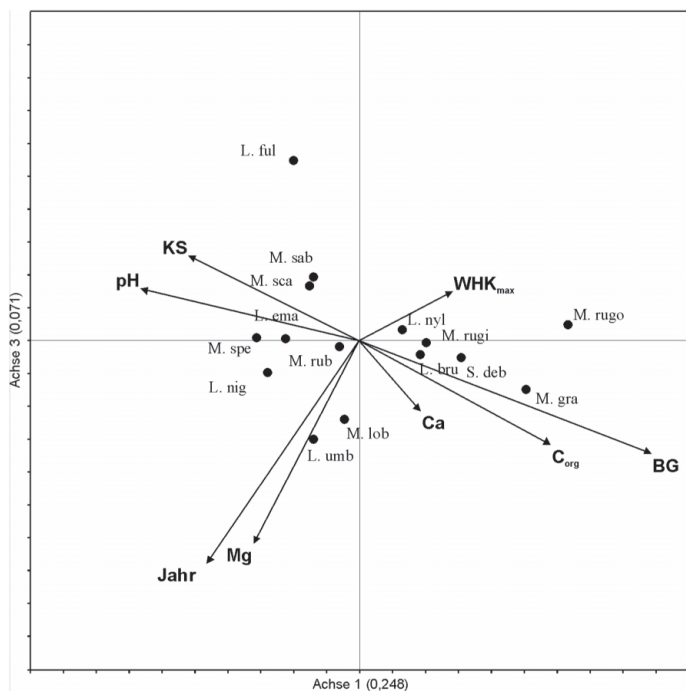


Abb. 3: Biplot der Achsen 1 und 3 der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA). Die Lage der Ameisen-Arten wird durch die Initialen ihrer Gattungs- und den ersten drei Buchstaben ihrer Art-namen angegeben (s. Tab. 2). Die Vektoren zeigen die Bedeutung und die Richtung der Umweltfaktoren auf die Ameisenfauna (s. Tab. 3).

Fig. 3: Biplot of axis 1 and 3 of a Canonical Correspondence Analysis (CCA). The species' position is given by the initials of their genus and the first three letters of their species name (see Table 2). The vectors show the importance and the direction of these environmental factors on the ant fauna (see Table 3).

lag insbesondere an der Aktivitätssteigerung von *Myrmica rubra* (Linnaeus, 1758) (123 Individuen im Jahr 2001, 1 209 Individuen im Jahr 2004).

In einer CCA-Analyse wurden die erfassten Kenngrößen als abhängige Variablen für das Vorkommen der Ameisen betrachtet. Mit dieser Analyse konnte ein kumulativer Anteil der Varianzen für die untersuchten Arten von 30 % und für die Arten-Umweltrelationen von 90 % erfasst werden. Achse 1 (Abb. 3) korrelierte mit den Faktoren „Beschattung durch Gehölz“ und „pH-Wert“. Achse 3 korrelierte mit den Faktoren „Jahr“ und „Magnesium“. Achse 2 ergab keine Korrelation mit einem der untersuchten Umweltfaktoren und wurde daher bei der Darstellung nicht berück-

sichtigt. Die Achsen 1 und 3 ergaben eine Erklärung der Varianzen der Arten-Umweltrelationen von 63,4 %.

Tab. 3: Monte-Carlo-Permutationstest (999-fach). Angegeben sind p- und F-Werte der überprüften Umweltvariablen.

Table 3: Monte-Carlo-permutation (999 times). P- and F-values of the selected environmental variables are indicated.

| | p-Wert | F-Wert |
|--------------------|--------|--------|
| BG | 0,001 | 12,05 |
| Jahr | 0,001 | 5,90 |
| pH | 0,001 | 3,47 |
| Mg ²⁺ | 0,001 | 3,56 |
| Ca ³⁺ | 0,007 | 2,66 |
| WHK _{max} | 0,132 | 1,46 |
| KS | 0,130 | 1,50 |
| C _{org} | 0,451 | 0,96 |

In einem Monte-Carlo-Permutationstest wurden das Verteilungsmuster der Ameisen (Tab. 2) mit den Umweltvariablen (Tab. 1) verrechnet. Den höchsten signifikanten Einfluss hatte der Faktor „Beschattung durch Gehölz“ (Tab. 3) mit einer Erklärung von 20 % der Varianz im Verteilungsmuster. Es bestand eine Korrelation mit dem Vorkommen der Arten *Lasius brunneus* (Latreille, 1798), *Lasius fuliginosus* (Latreille, 1798), *L. niger*, *L. nylanderi*, *Myrmica ruginodis* (Nylander, 1846), *Myrmica sabuleti* (Meinert, 1860) und *Stenamma debile* (Förster, 1850) ($p \leq 0,05$). Jahr, pH-Wert, Calcium- und Magnesium hatten ebenfalls einen signifikanten Einfluss. Mit dem Faktor „Jahr“ war das Vorkommen der Arten *L. brunneus*, *L. fuliginosus*, *L. niger*, *L. nylanderi*, *Myrmica lobicornis* (Nylander, 1846), *M. sabuleti* und *S. debile* ($p \leq 0,05$) und mit dem Faktor „pH-Wert“ das Vorkommen der Arten *L. niger*, *L. nylanderi*, *M. rubra*, *M. ruginodis* und *S. debile* ($p \leq 0,05$) korreliert. Für WHK_{max} , Krautschicht und C_{org} konnte kein signifikanter Einfluss auf das Verteilungsmuster der Arten nachgewiesen werden (Tab. 3).

4. Diskussion

Ameisen können verschiedene Lebensräume besiedeln. Es gibt typische Waldarten, aber auch solche, die auf offene Landschaftsstrukturen angewiesen sind (MAETO & SATO 2004). Allmählich sich verändernde Umweltgradienten werden wahrgenommen (LOBRY DE BRUYN 1999; DAUBER & WOLTERS 2004). Hohe Artenzahlen finden sich vor allem in Ökotonen (PUNTILLA et al. 1994). Kurze Überflutungen können von mehreren Ameisenarten überstanden werden, deren Überflutungstoleranz gering ist (LUDE et al. 1996). Dies ist möglich, weil Nester in dafür günstigen Böden angelegt werden (BLACKITH et al. 1963) oder Lufteinschlüsse in den Nestern die Mortalitätsraten senken (WOODDELL 1974). Regelmäßige und lang anhaltende Überflutungen werden aller-

dings nur von Ameisenarten toleriert, die an Überschwemmungen angepasst sind (BOOMSMA & ISAACS 1982; BOOMSMA & VAN LOON 1982; LUDE et al. 1999). Oft handelt es sich hierbei um Pionierarten (BOOMSMA 1982). Spezialisten werden durch Generalisten ersetzt (MAJER & DELABIE 1994). Stochastisch auftretende Störungen (u.a. Überflutungen) führen oft zu einer Verringerung der Artenzahlen (GÓMEZ et al. 2003; MAJER & DELABIE 1994). Es gibt aber auch Beispiele, die zeigen, dass nach Störungen der Artenreichtum erhalten bleiben kann (MAES et al. 2003).

In den vorliegenden Aufsammlungen hatte der Beschattungsgrad durch Bäume den größten Einfluss auf das Vorkommen der Ameisen. Als weitere wichtige Einflussgröße erwies sich das Jahr der Aufsammlungen. Dabei sollte man bedenken, dass Unterschiede zwischen verschiedenen Untersuchungsjahren allein durch Populationschwankungen bedingt sein können, ohne dass es zu Veränderungen irgendwelcher Umwelteinflüsse kommt (BUSCHINGER & HEINZE 2001).

Wir glauben allerdings, dass die Überflutungen zwischen den Jahren 2001 und 2004 im Wesentlichen für den Einfluss „Jahr“ verantwortlich sind. Dies möchten wir am Auftreten der drei individuenreichsten Arten dokumentieren.

L. nylanderi ist eine wenig thermophile Art, die in mesophilen bis mäßig trockenen Laubgehölzen vorkommt (SEIFERT 1994, 1996). Bevorzugt werden Eichen-Mischwälder (SEIFERT 1995). Als typische waldbewohnende Art ist sie an Überflutung nicht angepasst. Nach mechanischen Störungen verlässt der Staat das Nest und zieht in ein anderes Gebiet (HÖLLDOBLER & WILSON 1990). Die deutliche Abnahme in allen Lebensräumen, insbesondere im Stieleichenwald, erklären wir mit den Überflutungen nach der Deichöffnung.

M. rubra ist eine euryöke Art mit mesophilen bis hygrophilen Ansprüchen, die eine

dichte Bodenvegetation tolerieren kann (SEIFERT 1988, 1994). Die Individuenzahlen dieser Art stiegen nach den Überflutungen in der Brachfläche an. Wir vermuten, dass *M. rubra* dort nach den Überflutungen die wichtigste Pionierart ist.

L. niger ist euryök und lebt bevorzugt in anthropogen beeinflussten Lebensräumen (SEIFERT 1994; DAUBER 1997; DAUBER & WOLTERS 2004). Im Winter zieht sich der Staat aus den Nesthügeln in tiefere Bodenbereiche zurück, so dass sich Witterungseinflüsse auch bei zerstörtem Nesthügel auf ein Überleben kaum auswirken (DONISTHORPE 1927). Winterliche Überflutungen können oft toleriert werden (LUDE et al. 1999). Sollten Nester die Winterfluten nicht überstehen und die etablierten Populationen aussterben, so besteht für *L. niger* als Primärbesiedler eine große Wahrscheinlichkeit, überflutete Flächen regelmäßig neu zu besiedeln (BONTE et al. 2003).

In der Hecke trat 2004 zum ersten Mal *Lasius umbratus* (Nylander, 1846) auf, eine thermophile Art, die xerothermes Grasland und trockene, sandige Brachen bevorzugt (SEIFERT 1988). Gleichzeitig mit diesem Auftritt ist auch ein Anstieg der Individuenzahlen von *L. niger* beobachtet worden, bei der *L. umbratus* parasitiert (SEIFERT 1988).

Danksagung

Die Untersuchungen wurden vom Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen unterstützt. Wir danken den Mitarbeitern der Biologischen Station Urdenbacher Kämpfe für die freundliche Zusammenarbeit, der Firma Bayer AG, insbesondere Herrn MÜNCHMEIER, und der Schulze Ingenieur GmbH, insbesondere Frau BORNES. Besonders danken wir BERNHARD SEIFERT und FRANK SONNENBURG für die Hilfe bei der Bestimmung von Ameisenarten. TOBY MATHIESON danken wir für zusätzliche Hinweise.

Literatur

- ANDERSEN, A.N. (1990): The use of ant communities to evaluate change in Australian terrestrial ecosystems: a review and a recipe. Proceedings of the Ecological Society of Australia 16: 347-357.
- BLACKITH, R.E., SIDDORN, J.W., WALOFF, N., & VAN EMDEN, H.F. (1963): Mound nests of the yellow ant, *Lasius flavus* L. on waterlogged pasture in Devonshire. Entomological Monthly Magazine 99: 48-49.
- BONTE, D., DEKONINCK, W., PROVOOST, S., COSIJNS, E., & HOFFMANN, M. (2003): Microgeographical distribution of ants (Hymenoptera: Formicidae) in coastal dune grassland and their relation to the soil structure and vegetation. Animal Biology 53: 367-377.
- BOOMSMA, J.J. (1982): Estimation of worker numbers in ant populations after marking with Europium. Oikos 38: 222-227.
- BOOMSMA, J.J., & ISAACS, J.A. (1982): Effects of inundation and salt on the survival of ants in a sandy coastal plain. Ecological Entomology 7: 121-130.
- BOOMSMA, J.J., & VAN LOON, A.J. (1982): Structure and diversity of ant communities in successive coastal dune valleys. Journal of Animal Ecology 51: 957-974.
- BUCKLEY, R.C. (1982): Ant-plant interactions: a world review. S. 111-141 in: BUCKLEY, R.C. (Hrsg.): Ant-plant interactions in Australia. W. Junk Publishers; The Hague.
- BUSCHINGER, A., & HEINZE, J. (2001): *Stenamma debile* (Hymenoptera, Formicidae): Productivity and sex allocation across three years. Insectes Sociaux 48: 110-117.
- DAUBER, J. (1997): Ameisenfauna einer urbanen Landschaft. Naturschutz und Landschaftsplanung 29: 303-309.
- DAUBER, J., & WOLTERS, V. (2004): Edge effects on ant community structure and species richness in an agricultural landscape. Biodiversity and Conservation 13: 901-915.
- DONISTHORPE, H. (1927): British ants. 2nd edition. Routledge and Sons; London.
- FOLGARAIT, P.J. (1998): Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. Biodiversity and Conservation 7: 1221-1244.
- GÓMEZ, C., CASSELAS, D., OLIVERAS, J., & BAS, J.M. (2003): Structure of ground-foraging ant as-

- semblages in relation to land-use change in the northwestern Mediterranean region. *Biodiversity and Conservation* 12: 2135-2145.
- HÖLDOBLER, B., & WILSON, E.O. (1990): The ants. Belknap Press of Harvard University Press; Cambridge (Mass.).
- LOBRY DE BRUYN, L.A. (1999): Ants as bioindicators of soil function in rural environments. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 425-441.
- LUDE, A., REICH, M., & PLACHTER, H. (1996): Ameisen (Hymenoptera, Formicidae) in störungsgeprägten Lebensräumen einer nordalpinen Wildflußlandschaft. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 26: 551-558.
- LUDE, A., REICH, M., & PLACHTER, H. (1999): Life strategies of ants in unpredictable floodplain habitats of Alpine rivers (Hymenoptera: Formicidae). *Entomologia Generalis* 24: 75-91.
- MAES, D., VAN DYCK, H., VANREUSEL, W., & CORTENS, J. (2003): Ant communities (Hymenoptera: Formicidae) of Flemish (north Belgium) wet heathlands, a declining habitat in Europe. *European Journal of Entomology* 100: 545-555.
- MAETO, K., & SATO, S. (2004): Impacts of forestry on ant species richness and composition in warm-temperate forests of Japan. *Oecologia* 115: 206-212.
- MAJER, J.D., & DELABIE, J.H.C. (1994): Comparison of the ant communities of annually inundated and terra firme forests at the Trombetas in the Brazilian Amazon. *Insectes Sociaux* 41: 343-359.
- PETERS, H.K., KIRBERG, H., & PETERS, K. (1993): Monheim – Geschichte und Geschichten einer Bergischen Freiheit. Verlag Jean König; Monheim.
- PUNTILLA, P., HAILA, Y., NIEMELÄ, J., & PAJUNEN, T. (1994): Ant communities in fragments of old-growth taiga and managed surroundings. *Annales Zoologici Fennici* 31: 131-144.
- SACHS, L. (1999): *Angewandte Statistik*. 9. Auflage. Springer-Verlag; Berlin.
- SCHLICHTING, E., BLUME, H.P., & STAHR, K. (1995): *Bodenkundliches Praktikum*. 2. Auflage. Blackwell Wissenschaftsverlag; Berlin.
- SEIFERT, B. (1988): A taxonomic revision of the *Myrmica* species of Europe, Asia Minor, and Caucasia (Hymenoptera, Formicidae). *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* 62: 1-75.
- SEIFERT, B. (1994): Liste der im Freiland lebenden Ameisenarten Deutschlands (Stand vom 17.2.94). *Ameisenschutz aktuell* 8: 25-35.
- SEIFERT, B. (1995): Two new Central European subspecies of *Leptothorax nyländeri* (Förster, 1850) and *Leptothorax sordidulus* Müller, 1923 (Hymenoptera: Formicidae). *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* 68: 1-18.
- SEIFERT, B. (1996): Ameisen: beobachten, bestimmen. Naturbuch-Verlag; Augsburg.
- TER BRAAK, C.J.F. (1987): CANOCO – A FORTRAN program for canonical community ordination by partial detrended canonical analysis, principal component analysis and redundancy analysis. TNO Institute for Applied Computer Science; Wageningen.
- WOODELL, S.R.J. (1974): Anthill vegetation in a Norfolk Saltmarsh. *Oecologia* 16: 221-225.

Anke Struebig
 Prof. Dr. Werner Topp
 Zoologisches Institut der
 Universität zu Köln
 Weyertal 119
 D-50923 Köln
 E-Mail: anke.struebig@uni-koeln.de
 w.topp@uni-koeln.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Entomologie heute](#)

Jahr/Year: 2005

Band/Volume: [17](#)

Autor(en)/Author(s): Struebig Anke, Topp Werner

Artikel/Article: [Aktivitätsmuster von Ameisen \(Formicidae\) im Monheimer Rheinbogen. Distribution Pattern of Ants \(Formicidae\) in a Polder at the Lower Rhine 147-156](#)