



Effect Of Forest Fragmentation On Carabid Assemblages At  
Different Spatial Scale

Az erdők fragmentálódásának futóbogár együttesekre  
gyakorolt hatásai különböző térbeli léptékben

Doktori (PhD) értekezés tézisei

Molnár Tivadar

Debreceni Egyetem  
Természettudományi Kar  
Debrecen, 2003.

## **1. INTRODUCTION**

Habitat fragmentation is one of the most important causes of species declines and extinctions across the world. Fragmentation reduces the total area of original habitat, creates isolated subpopulations, thus disrupting individual behaviour, the exchange of genes between populations, species interactions and ecological processes. Thus, habitat fragmentation can influence an entire suite of processes, ranging from individual behaviour through population dynamics to ecosystem fluxes. The response of animal species to habitat fragmentation depends on their dispersal behaviour, their demography, their competitiveness, and on the size of the fragments. Furthermore, habitat fragmentation occurs on many different spatial scales. For the ground beetles the meso spatial scale could be relevant. I studied the effects of habitat fragmentation on carabid beetles at meso and macro spatial scale in four research (hereafter *I-IV*).

### ***1.1. Study of habitat fragmentation at meso spatial scale (Study I-III)***

One consequence of fragmentation and isolated habitat loss is decreasing fragment size, which leads to a decreasing proportion of interior habitat and increasing proportion of edge. Therefore forest edges are a focus of conservation research, important to wildlife management and there is an increasing need for their appropriate management. Classical edge effect hypothesis states that diversity is higher in ecotones than in adjacent habitats. The goal of the studies was to test this hypothesis for carabids (*I, II*) and to analyse of ground-beetle distribution (*III*) along forest-grass transects. My objectives were to assess the extent of variation in distribution for carabids, and to relate this to habitat characteristics and to spatial distribution of co-occurring carabid species. I also examined the environmental variables that may be important to control the distribution of ground-dwelling carabids, and thus can influence edge effect on carabid beetles.

### ***1.2. Study of habitat fragmentation at macro spatial scale (Study IV)***

One of the leading causes of habitat fragmentation is urbanisation. Urban ecosystems contain spatially heterogeneous and temporally dynamic areas that differ from their surroundings and from the natural, intact habitats. Despite their global ubiquity, relatively little is known about how arthropods respond to urbanisation, even though urbanisation is regarded as one of the leading causes of decline in arthropod diversity and abundance. Recently, a multi-national research framework to assess and compare the influence of urbanisation using a single group

of invertebrates and standardised field methods has been initiated. Carabids were selected as the key taxon since they were sufficiently varied both taxonomically and ecologically, abundant and sensitive to the changes of the microenvironment and human disturbance. Joined with the GlobeNet project three kinds of forested habitats (urban parks, suburban forested area, and rural forest), representing different levels of human disturbance and habitat fragmentation were selected to study the patterns and responses of carabid assemblages along this urbanisation and habitat fragmentation gradient. In *study IV* I tested the following predictions for carabids in urban environments: (1) diversity should decrease from a high in the rural area to a low in urban area (*increasing disturbance hypothesis*); (2) diversity should be the highest in the suburban area according to the *intermediate disturbance hypothesis (IDH)*; (3) the abundance and species richness of the forestspecialist species should increase from the more disturbed urban area to the less disturbed rural one (*habitat specialist hypothesis*); (4) opportunistic species should gain dominance in the urban area (*opportunistic species hypothesis*); (5) the mean body size of the species should decrease with increasing disturbance level, in our case from the rural to the urban area (*mean body size hypothesis*); (6) carabid assemblages should change along the urbanisation gradient and therefore there should be characteristic and/or key species of the stages of the studied gradient; and (7) certain environmental variables should predict the observed pattern of carabid abundance and species richness.

## **2. MATERIAL AND METHODS**

### ***2.1. Study area and sampling design***

Beetles were collected using unbaited pitfall traps, consisting of plastic cups containing 75% ethylene-glycol as a killing-preserving solution. The traps were covered with bark pieces to protect them from litter and rain. Trapping periods covered the snow-free season (from March to November).

#### *Studies I-III*

Sampling area was located at the North Hungarian Mountain in the Aggtelek National Park, near the Mogyorós Peak (Haragistya). There are three habitat types on the research area: (1) Grass, (2) Forest edge, (3) Forest interior.

In study I (in 1997) two parallel transects of pitfall traps were established with 8 traps in each of the 3 habitats.

In study II (in 1997-1998) the pitfall traps were arranged in a trapping station in each habitat, containing 5 traps. Three replicated transects of trapping stations were set across the studied habitats.

In study III (in 1999) three replicated parallel transects of pitfall traps were set across the three studied habitats. There were 42 traps along each transect (14 traps per habitat).

The transects were perpendicular to the forest edge. To provide adequate statistical independence for pitfall samples, transects and trapping stations were set at least 50 meter from each other.

To study associations between the distribution of carabids and the environmental variables, I estimated the percentage cover of the leaf litter layer, the herbs, the shrubs and the canopy layer around each trap. I also studied the abundance of the potential food resources of the carabids. Moreover in study II the temperature of ground, the air temperature on the surface and the relative air moisture were also measured near each trap.

#### *Study IV*

The study areas were in Debrecen (Eastern-Hungary), the second largest city of the country. Three forested sampling areas were selected along an urbanisation gradient within the boundaries of the city, and in the surrounding forest reserve. This represented urban, suburban and rural areas. In the urban park area, several paths with asphalt surface were created and the shrub layer was strongly thinned resulting in a park character, while in the suburban area the fallen trees were removed. All sampling sites were situated in continuous patches of forest dominated by English oak (*Quercus robur*) and covering at least an area of 6 ha. Four sites were selected within each sampling area. Ten traps were placed randomly at each site. Nine environmental factors were measured that can affect the distribution of carabid species. Ground temperature, air temperature and relative humidity on the surface were measured adjacent to each trap. I also estimated the cover of leaf litter, decaying wood material, herbs, shrubs and canopy around the traps, the number of potential prey for carabids were also counted.

## **2.2. Data analyses**

In all study the IndVal (Indicator Value) approach was applied to find indicator species and species assemblages characterising the studied habitats. To start of this approach consists of obtaining a classification of sample units using one of the classical methods of data analysis. I

obtained a typology from the principal coordinates analysis using Bray-Curtis index of percentage similarity for carabid abundances.

### *Studies I-II*

The species richness was characterised by the Shannon diversity. Analyses of variances and Tukey-type multiple comparisons (*I, II*) were used to determine differences in the carabid diversity per trap and in the studied environmental variables between the habitats of the transects. Spearman rank correlation (*I*) respectively multiple linear regression analyses (*II*) were used to study the relationships between the environmental measurements and the diversity of carabids. Non-metric multidimensional scaling (MDS) based on the Rogers-Tanimoto similarity was used for species composition (*II*). Principal coordinates analysis (PCoA) using the Bray-Curtis dissimilarity (*I*) respectively the Bray-Curtis and Matusita similarities (*II*) were used to assess similarities in abundances of carabids among the traps.

### *Study III*

Principal coordinates analysis (PCoA) using the Bray-Curtis index of similarity was used for carabid abundances to assess similarities in carabid assemblages of the traps. To characterise the spatial distribution of carabids, I calculated the index of dispersion. Multiple regression was used to study whether any of the environmental measurements and of abundance of the other carabids could be used to predict distribution of a particular carabid species. Catches of the common carabid species were compared among the traps of each habitat with Kruskal-Wallis nonparametric ANOVA. A Tukey-type multiple comparison was then used to compare catches from the habitat types. For the eighteen most frequent species the correlation between the number of trapped individuals and the degree of their aggregation was calculated by the Pearson's product-moment correlation. The correlation between the abundance of a species and number of traps from which it was recorded was calculated by the Spearman rank correlation.

### *Study IV*

I used nested analyses of variance (ANOVA) to test  
- differences in the overall carabid abundance and species richness among the sampling areas  
and among the sites;

- differences in the number of individuals and species richness in three ecological groups (i.e. forest species, generalist species and openhabitat species) – into there the carabid beetles were divided according to their habitat preference;
- changes in carabid body size along the urban-rural gradient;
- the difference in the dominance structure among the sampling areas and among the sites;
- the ratio of the number of individuals of the opportunistic (generalist) carabid species to the total number of individuals for all the 120 traps.

The distribution of data used in the ANOVA model was normal (tested by the Kolmogorov-Smirnov test. When ANOVA revealed a significant difference between the means, an LSD (least significant difference) test was performed for multiple comparison among means. The composition of the carabid assemblages along the studied urban-rural gradient was compared at site level by cluster analysis based on presence-absence data using the Sørensen index of similarity and the group average fusion algorithm. MDS was applied to assess similarities in the abundance of carabids among the sites using the Bray-Curtis index of dissimilarity. The relationships between the environmental measurements and the abundance and species richness of carabids were examined by forward and backwards stepwise multiple linear regression analyses.

### **3. RESULTS**

#### ***3.1. Forest fragmentation on meso scale (Studies I-III)***

**3.1.1.** My results show that there is a significant edge effect on the carabid assemblages at the research area. The Shannon diversity was significantly higher in the forest edge and the grass than in the forest interior. The differences in diversity between the forest edge and the grass were not significant which also corroborates the edge effect on carabids, because forested habitats usually are significantly less diverse than the open areas (*I, II*).

**3.1.2.** Edge effect on carabids is due in part to the presence of species characteristic of each of the adjacent habitats (forest interior and grassland) plus species inhabiting the edge. These edge species find habitats at the edge that are not present in either habitat alone, or they require two structurally different habitats in close proximity to one another.

**3.1.3.** The high diversity of the forest edge may be caused by small scale dispersal processes. On the studied scale the habitats are not isolated from each other and there appears to be

dispersal between the adjacent habitats. The changes of the monthly distribution pattern of carabids in the habitats suggesting that there must be seasonal movement between the adjacent habitats as the results of *study II* proved it in case of *Pterostichus oblongopunctatus* and *Pterostichus burmeisteri*.

**3.1.4.** I proved that the carabid assemblages change gradually from the forest interior towards the grass along the transects. In spite of the almost continuous variation of the composition of the assemblages, carabid samples of the grass, the forest edge and the forest interior are separated from each other. The composition of the samples from the forest edge and the forest interior were more similar to each other than the samples from the edge and the grass.

**3.1.5.** The results of the ordinations and the analyses of indicator species show that all studied habitat types have characteristic assemblages of carabid species associated with them.

**3.1.6.** According their habitat preference the collected carabid species can be divided into five groups: (1) habitat generalists; (2) grassland-associated species; (3) forest generalists; (4) forest specialists; and (5) edge-associated species.

**3.1.7.** The analyses of indicator species and the variation in carabid catches among traps and habitats also show that the collected carabid species have a clear habitat and microsites preferences with specific environmental conditions. Sometimes, variation in carabid catches among the fourteen traps in the same habitat was greater than the variation among habitats indicating the importance of strong microhabitat variations controlling carabid distribution (*III*).

**3.1.8.** In *study III* the dominant and subdominant species generally showed aggregated distribution (18 distribution patterns out of 19 was significantly aggregated). I also found significant positive correlation between the number of individuals and the degree of aggregation for the studied species (*III*). This may be interpreted as more abundant species are more aggregated.

**3.1.9.** At the studied spatial scale, the occurrence of other carabids was a significant predictor for the abundance of a particular dominant and subdominant species (*III*). Most of the correlations were positive, suggesting similar respond to habitat properties.

**3.1.10.** Interspecific competition may be suspected to contribute to the negative relationship between *Molops piceus* and *Pterostichus burmeisteri* which are of similar size and showed similar habitat preference and similar patterns of seasonal activity (III). Other data sets suggest that negative interactions are not a general feature of these two species.

**3.1.11.** In *study I* the plant (leaf litter, herb or canopy) cover and prey abundance, in *study II* the relative air moisture, the ground temperature and the cover of the herbs were the most important factors determining the diversity of carabids along the studied transects.

**3.1.12.** In *study III* I examined whether any of the environmental measurements could be used to predict distribution of a particular carabid species. The results of the multiple regression analysis show that the relative cover of the leaf litter was a significant negative predictor for *Abax parallelepipedus* and *Aptinus bombardus*. Cover of the herbs was a significant positive predictor for *Carabus coriaceus*. Relationship between the cover of shrubs and the carabids' catch was significant for *Abax parallelepipedus* and *Molops piceus*. Canopy cover was a significant positive predictor for *Abax parallelepipedus*. Abundance of carabids' preys was a significant positive predictor for *Carabus convexus*, *Harpalus rufipes* and *Synuchus vivalis* (III).

### **3.2. Forest fragmentation on meso scale (Study IV)**

**3.2.1.** My results did not confirm the increased disturbance hypotheses. The number of collected carabid species was significantly higher in the rural and the urban areas than in the suburban one. The overall species richness of carabids was almost as high in the urban area as in the rural one. The overall carabid abundance was also significantly higher in the rural than in the urban and suburban areas.

**3.2.2.** The increased disturbance hypothesis regarding forest specialists was confirmed: the number of forest species significantly increased from the urban to the rural area. The number of open-habitat species was significantly higher in the urban area than in the suburban and rural areas. The number of individuals of the forest species was also the highest in the rural area, while significantly more individuals of open-habitat species were collected from the urban than from the other areas.

**3.2.3.** My results indicate that changes caused by urbanisation altered the original habitats. Human impacts caused a pronounced change in the carabid assemblages. These disturbances damage the species most closely adapted to the original environment, here the forest species. The degree of disturbance is higher in the urban area, than in the suburban, and lowest in the rural area. This was also expressed by the difference in the species richness of forest carabids. The remarkable alteration of the original habitats in the urban area was also reflected by the higher number of open-habitat species.

**3.2.4.** My results contradict the Intermediate Disturbance Hypothesis (IDH). Species richness was not the highest in the moderately disturbed suburban areas as IDH predicts.

**3.2.5.** My results supported the opportunistic species hypothesis, as the ratio of the individuals of the opportunistic carabid species to the total number of individuals was significantly higher in the urban area than in the other ones. That means the generalist (opportunistic) species gained dominance with increasing disturbance within the assemblage.

**3.2.6.** My results were also coherent with the mean body size hypothesis: the mean carabid body size was significantly higher in the less disturbed rural and suburban areas than in the more disturbed urban area. It may be expected that changes in body size distributions along the urban-rural gradient may reflect differences in resource availability and stability or habitat capacity. The smaller mean body size in the urban area may also be explained with the flight ability, as species capable of flying are generally small-sized. The majority of open-habitat species collected in the urban area are able to fly which enables their rapid dispersal.

**3.2.7.** There is a marked separation among the sites along the urban-rural gradient. The four urban sites separated into a distinct cluster based on the species composition, while the suburban and rural sites formed the other cluster, indicating that urbanisation caused a pronounced change of carabid assemblages.

**3.2.8.** The number of common species was high and equal for all the studied areas. The number of differential species was very uneven; the urban area had 22 differential species, while the number of differential species was very low (5 resp. 4) for the suburban-rural areas. This is explained by the patterns of occurrence of carabid species along the urban-rural

gradient. Forest species preferred the moderately disturbed or undisturbed areas (suburban and rural), while open-habitat species occurred mainly in the urban area.

**3.2.9.** Five groups of species could be distinguished according their habitat preference: (1) habitat generalists; (2) species preferring the rural area; (3) species characteristic of suburban-rural areas; (4) species preferring the suburban area; and (5) species characteristic of the urban area.

**3.2.10.** The MDS ordination revealed a linear gradient: the carabid assemblages changed gradually from the rural area towards the urban area. I also proved, that there was increasing in the heterogeneity of the carabid composition of the sites along the urban-rural gradient from the rural to the urban area. The high  $\beta$ -diversity in the urban area was caused by the patchy environment. This patchiness facilitated the survival and persistence of forest species, generalist species as well as open-habitat species in the urban area. However, the species composition changed from site to site, causing high heterogeneity. The rural area had roughly identical habitat patches, therefore the dominant and subdominant generalist and forest species were relatively uniformly distributed leading to lower heterogeneity.

**3.2.11.** I showed that a significant proportion of the variation in abundance and species richness was associated with a particular kind of environmental heterogeneity. There was positive relationship between the ground temperature and the overall species richness. The humidity was significant negative predictor for the abundance of both overall carabids and the forest species. Both the abundance and species richness of open-habitat carabids decreased, while the number of forest carabid species increased as the amount of decaying wood material increased. Except for the number of open-habitat species, both the abundance and species richness of carabids increased as herb cover increased. Canopy cover was a negative predictor for the overall carabid abundance, for the abundance of forest carabids and for the number of openhabitat species. My result also draws attention to the relevance of biotic factors, such as the amount of carabid prey density in determining carabid species richness. There was a significant positive relationship between the amount of potential prey items and both the overall carabid species richness and the number of forest carabid species.

## **1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK**

A fajok kihalásának, populációik meggyengülésének világszerte egyik legfontosabb oka az élőhelyek fragmentálódása. A fragmentáció lecsökkenti az eredeti élőhely méretét, izolált szubpopulációk jönnek létre, ezáltal megváltoztatja az egyedek viselkedését, a populációk közötti géncserét a fajok közötti interakciókat és az ökológiai folyamatokat. Azaz az élőhelyek fragmentálódása hatással lehet a folyamatok teljes skálájára az egyedek viselkedésétől kezdve, a populációdinamikai folyamatokon keresztül az ökológiai rendszerekben végbemenő anyag- és energiaáramlásig. Az, ahogyan az állatfajok a fragmentáció hatásaira válaszolnak, az a diszperziós képességeiktől, demográfiájuktól, kompetíciós képességeiktől és a fragmentumok méretétől függ. Az élőhelyek fragmentációja számos, különböző térbeli léptékben jelentkezhet. Az élőhelyek feldarabolódásának a futóbogarakra gyakorolt hatását a dolgozatomban mezo és makro térbeli léptékben négy vizsgálatban (ezután *I-IV*) tanulmányoztam.

### ***1.1. Az élőhelyek fragmentálódásának mezo skálán történő vizsgálata (I-III)***

Az erdőszegélyek, mind az ökológiai, mind a konzervációbiológiai kutatások szempontjából központi szerepet töltenek be, mivel az élőhelyek növekvő fragmentációja és leromlása miatt az erdőszegélyek egyes területeken az erdőállományok belső területeihez képest egyre nagyobb kiterjedésűek lesznek, míg más területeken eltűnőben vannak, köszönhetően a modern erdőtelepítéseknek vagy a szomszédos területek művelés alóli kivonásának. A klasszikus szegélyhatás hipotézis alapján a fajszáma és diverzitása nagyobb lesz az erdőszegélyben, mint az erdő belsejében. Vizsgálataim célja volt, hogy teszteljem ezt a hipotézist futóbogár közösségekre (*I, II*) és hogy, elemezzem a futóbogarak térbeli eloszlását (*III*) erdő-gyep transzektek mentén, továbbá, hogy meghatározzam a futóbogarak térbeli eloszlásában mutatkozó eltéréseket és megpróbáljam mindezt megmagyarázni az élőhely jellemzőiben mutatkozó különbségekkel, illetve a fajok közötti interakciókkal. Vizsgáltam azon környezeti tényezőket, melyek fontosak lehetnek a talajfelszínén mozgó futóbogarak szempontjából és így befolyásolhatják a szegélyhatást.

### ***1.2. Az élőhelyek fragmentálódásának makro skálán történő vizsgálata (IV)***

A fragmentációnak egyik fő előidéző oka az urbanizáció. A városi ökológiai rendszerek térbelileg heterogén és időben dinamikusan változó területeket tartalmaznak és különböznek a környezetüktől és a természetes, érintetlen élőhelyektől. Globális előfordulásuk ellenére

viszonylag keveset tudunk arról, hogyan válaszolnak az ízeltlábúak az urbanizációra noha az urbanizációt tekintik az ízeltlábúak diverzitását és abundanciáját csökkentő egyik fő oknak. Nemrégiben egy nemzetközi kutatási együttműködés hívtak életre, hogy megpróbálják standardizált terepi módszerek mellett felbecsülni és összehasonlítani az urbanizációnak a gerinctelen állatok egy adott csoportjára világszerte kifejtett hatását. A futóbogarakat választották a vizsgálandó csoportnak, mivel mind taxonómiaiilag, mind ökológiailag meglehetősen változatosak, gyakoriak és igen érzékenyek a mikrokörnyezetükben bekövetkező változásokra és az emberi zavarásokra. A GlobeNet projecthez kapcsolódva három erdei élőhelyet választottam ki (egy városi parkot, egy külvárosi erdős területet, és egy városon kívüli erdőt), melyek az ember által okozott zavarás és a fragmentáció különböző fokát képviselik. A IV. vizsgálatban a következő predikciókat teszteltem futóbogarakon a városi élőhelyeken: (1) a *növekvő zavarás hipotézisének* megfelelően a diverzitásnak csökkennie kell városon kívüli élőhely magas értéktől a városi park alacsony értéke felé; (2) a diverzitásnak a külvárosi területen kell a legnagyobbnak lennie a *közepes zavarás hipotézisének* megfelelően; (3) az erdei specialista fajok egyed- és fajszerének növekednie kell a leginkább zavart városi élőhelytől a legkevésbé zavart városon kívüli felé (*habitat specialista hipotézis*); (4) az opportunisták, generalisták fajok lesznek dominánsak a város park élőhelyein (*generalisták arányának hipotézise*); (5) az átlagos testméretnek csökkennie kell a növekvő zavarás következtében, esetünkben a városon kívüli felől a városi park felé (*átlagos testméret hipotézis*); (6) a futóbogár együttesek összetétele változni fog az urbanizációs gradiens mentén ennek következtében a vizsgált gradiens különböző fokain karakterisztikus és/vagy kulcs fajoknak kell lenniük; és (7) kapcsolat lesz bizonyos környezeti tényezők és a futóbogarak egyed- és fajszerájának között.

## **2. ANYAG ÉS MÓDSZER**

### ***2.1. Vizsgálati terület és gyűjtési módszer***

A vizsgálataim során a futóbogarak gyűjtésére csalogatóanyag nélküli talajcsapdákat alkalmaztam, melyek 75%-os etilén-glikolt tartalmaztak ölü- és tartósítófolyadék gyanánt. A csapdákat fakéreggel fedtem le, hogy megóvjam őket az eső okozta felhígulástól és a behulló lombavartól és egyéb növényi részekről. A csapdákat a hómentes időszak alatt (márciustól novemberig) működtettem.

### *I-III vizsgálat*

A vizsgálati terület az Aggteleki-karszton helyezkedett el, az Aggteleki Nemzeti Parkban a Mogyorós-bércen. Ezen a területen a legkiterjedtebb társulás a gyertyános-tölgyes (*Quercus-Carpinetum*) és a mérsékelten száraz gyep (*Polygalo majori-Brachypodietum pinnati*). Ennek megfelelően a kijelölt kutatási területen három élőhelyet vizsgáltam:

- (1) Gyeptársulás (*Polygalo majori-Brachypodietum pinnati*), mely az alábbi gyakori növényekkel jellemezhető: *Polygala major*, *Brachypodietum pinnatum*, *Filipendula vulgaris*, *Salvia pratensis*, *Inula hirta*, *Geranium sanguineum*. A lombavar réteg, a cserjék és a fák hiányoztak e területről.
- (2) Erdőszegély, ahol a szomszédos gyepből származó lágyszárúak magas borítását figyelhettük meg, ugyanakkor a cserjék borítása is magas volt (a cserjeszint domináns tagjai: *Carpinus betulus*, *Corylus avellana* és *Prunus spinosa*). A lombavarréteg viszonylag vastag, összefüggő volt, míg a fák záródása kisebb volt, mint az erdőfolt belsejében.
- (3) Erdő belseje. A tanulmányozott erdőréteg egy gyertyános-tölgyes volt, dús avarréteggel, mérséklet lágyszárú és cserje borítással. A lombkoronaszint záródása 85-95 % volt.

A *I. vizsgálatban* (1997-ben) 2 párhuzamos transzektet jelöltem ki, ezek mentén helyeztem el a talajcsapdákat, mindegyik élőhelyen 8-8 csapda volt az egyes transzektokban, (azaz összesen  $2 \times 3 \times 8 = 48$  talajcsapda).

A *II. vizsgálat* során (1997-1998) három transzekt mentén 5-5 csapda volt az egyes élőhelyeken, (összesen 45 csapda)

A *III. vizsgálatban* (1999) a csapdákat három transzekt mentén helyeztem el. Mindegyik tanulmányozott élőhelyen tizennégy darabot. Így összesen  $3 \times 3 \times 14 = 126$  csapda üzemelt.

Ahhoz, hogy a futóbogarak térbeli eloszlása és a környezeti változók közötti kapcsolatot tanulmányozhassam, becsültem a lombavarréteg, a lágyszárúak és a cserjék százalékos borítását, továbbá a lombkoronaszint záródását is mindegyik csapda környezetében. Továbbá megszámláltam a talajcsapdába esett valamennyi élőlényt, mely a futóbogarak szempontjából potenciális táplálékként szolgálhat. Ilyen élőlénynek számítanak az alábbi taxonok egyedei: *Lumbricidae*, *Mollusca*, *Isopoda*, *Chilopoda*, *Aranea* és *Coleoptera* lárvák. Azért ezeket a csoportokat tekintetem zsákmányállatoknak, ugyanis ezek is a talajfelszínen mozognak, ugyanakkor szerológiai módszerekkel igazolták, hogy a futóbogarak valójában fogyasztják ezeket a gerinctelen állatokat. A *II. vizsgálatban* ezeken kívül még mindegyik csapda mentén mértem a talajhőmérsékletet illetve a talajfelszínen a levegő hőmérsékletét és páratartalmát.

#### *IV. vizsgálat*

A kutatási terület Debrecenben volt. Három erdei élőhelyet választottam ki egy urbanizációs gradiens mentén (egy városi parkot, egy külvárosi erdős területet, és egy városon kívüli erdőt), melyek az ember által okozott zavarás és a fragmentáció különböző fokát képviselik. A városi parkban számos aszfaltozott sétány volt és a cserjéket is erősen meggyérítették, hogy park jellegű adjanak a területnek, a külvárosi területről pedig a kidőlt fákat távolították el. Mindegyik mintavételi terület az eredeti kocsányos tölgyes erdővel kapcsolódó erdőrészben helyezkedett el és legalább 6 hektáros volt. Ezek mindegyikében négy mintavételi helyet választottam ki, amelyeken belül 10-10 csapdát helyeztem el véletlenszerűen. Kilenc környezeti változót vizsgáltam melyek hatással lehetnek a futóbogarak térbeli eloszlására. Azaz mértem a talaj hőmérsékletét, a levegő hőmérsékletét és páratartalmát a talajfelszínen, becsültem a lehullott, illetve korhadó fák mennyiségét, a lombavarréteg, a lágyszárúak és a cserjék százalékos borítását, továbbá a lombkoronaszint záródását is mindegyik csapda környezetében, tanulmányoztam a futóbogarak lehetséges táplálékforrásának csapdánkenti mennyiségét is.

#### **2.2. Adatelemzések**

Mindegyik vizsgálatban a karakterfaj-elemzést (*IndVal*) használtam, hogy az adott élőhelyekre jellemző karakterfajokat és faj-együtteseket azonosítsam. A karakterfaj-elemzések során főkoordináta analízist (Bray-Curtis távolságfüggvény) használtam a gyűjtési egységek klasszifikációjára, azaz azoknak mintavételi pontoknak, illetve helyeknek a csoportosítására, melyekre karakterfaj(oka)t kerestem.

#### *I-II vizsgálat*

Ahhoz, hogy a szegélyhatást futóbogár közösségek esetén vizsgálhassam, a transzektek mentén a három élőhely Shannon-diverzitását hasonlítottam össze egymással. Tukey-próbát (*I, II*) használtam annak meghatározásához, hogy vannak-e különbségek a transzektek mentén az egyes habitatokban a talajcsapdánkenti futóbogár diverzitásban és a vizsgált környezeti változóknál. Spearman rangkorrelációt (*I*) illetve többszörös lineáris regresszió-analízist használtam annak kimutatására, hogy van-e valamilyen összefüggés a környezeti változók és a futóbogarak diverzitása között. Nem metrikus sokdimenziós skálázást (MDS) (Rogers Tanimoto hasonlóságfüggvényel) alkalmaztam a fajösszetétel vizsgálatára (*II*). Főkoordináta-analízist (PCoA) végeztem a Bray-Curtis (*I, II*) illetve Matusita (*II*)

távolságfüggvény felhasználásával a csapdánkénti futóbogár egyedszámok felhasználásával, hogy kimutassam az egyes csapdák hasonlóságát.

### *III. vizsgálat*

A csapdák futóbogár anyagának összehasonlítását főkoordináta analízis (PCoA) segítségével, a Bray-Curtis távolságfüggvény alkalmazásával végeztem. A futóbogarak térbeli eloszlásának jellemzésére a diszperziós indexet használtam, amely a variancia és az átlag hányadosaként definiált:  $I_{\delta} = s^2 / \bar{x}$ , ahol  $s^2$  a variancia, míg  $\bar{x}$  az egyedszámok átlaga.

Annak tesztelésére, hogy az egyes futóbogárfajok térbeli eloszlását meghatározhatják-e a vizsgált környezeti tényezők illetve más futóbogárfajok előfordulásai többszörös regresszió-analízis használtam. A tömeges futóbogár fajok habitatonkénti egyedszámait a Kruskal-Wallis nem-paraméteres ANOVA és a Tukey-teszt segítségével hasonlítottam össze. A gyakori futóbogár fajok csapdázott egyedszáma és aggregáltságának foka közötti kapcsolatot a Pearson-féle korrelációval vizsgáltam. A futóbogár fajok egyedszáma és a csapdák száma (melyből az adott faj előkerült) közötti korrelációt a Spearman-féle rang korrelációval vizsgáltam.

### *IV. vizsgálat*

Beágyazott (nested) ismétléses (repeated) ANOVA-t használtam annak tesztelésére:

- hogy vannak-e különbségek a futóbogarak egyed- és fajszámában a mintavételi területek között;
- hogy mutatkoznak-e különbségek az egyed- és a fajszámokban a három ökológiai csoportban (azaz erdei fajok, generalista fajok és nyílt területek fajai), amelyekbe a futóbogarakat az élőhelypreferenciájuk alapján soroltam;
- hogyan változik a futóbogarak testmérete az urbanizációs gradiens mentén;
- hogy vannak-e eltérések a dominancia struktúrában a mintavételi területek és helyek között;
- milyen az opportunist (generalista) fajok egyedszáma az összegyedszámhoz viszonyítva.

Az ANOVA modellben használt adatok eloszlása normális volt (Kolmogorov-Smirnov próbát alkalmaztam a teszteléshez). Amikor az ANOVA eredményei azt mutatták, hogy szignifikáns különbségek vannak az átlagok között, akkor LSD tesztet (least significant difference) használtam az egyes mintavételi területek közötti különbség kimutatására. A futóbogár együttesek összetételét a mintavételi helyek között a vizsgált urbanizációs gradiens mentén

clusteranalízissel hasonlítottam össze a prezencia-abszencia adatok alapján Sørensen távolságfüggvény és csoport átlag fúziós módszer (group average fusion algorithm) segítségével. MDS-t alkalmaztam Bray-Curtis távolságfüggvény felhasználásával a futóbogarak egyedszámainak a mintavételi helyek közötti összehasonlítására. A környezeti változók és a fajok egyed- és fajszáma közötti kapcsolatok feltárására többszörös lineáris regresszió-analízist alkalmaztam.

### **3. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK**

#### ***3.1. Az erdők fragmentálódásának hatásai mezo skálán (I-III vizsgálat)***

**3.1.1.** Eredményeim igazolják, hogy a kutatási területen szignifikáns szegélyhatás figyelhető meg a futóbogár együttesek esetén. A Shannon diverzitás szignifikánsan nagyobb volt az erdőszegélyben és a gyepben, mint az erdő belsejében. Az erdőszegély és a gyep diverzitása közötti különbségek nem voltak szignifikánsak, amely szintén alátámasztja a futóbogaraknál talált szegélyhatást, mivel az erdei élőhelyek rendszerint jóval kevésbé diverzek, mint a nyílt területek (*I, II*).

**3.1.2.** Igazoltam, hogy a megfigyelt szegélyhatás egyrészt a szomszédos élőhelyek (gyep, és erdő belseje) fajainak jelenlétéből adódik, de ehhez nagymértékben hozzájárulnak a szegélyhez kötődő fajok is. Ezek a szegélyfajok olyan élőhelyet találnak a szegélyben, amely a szomszédos élőhely egyikében sincs meg, illetve ezek a fajok igénylik a két, strukturálisan különböző habitat egymáshoz való közelségét.

**3.1.3.** Az erdőszegélyben tapasztalt magas diverzitási értékek a kis térbeli léptékű diszperziós mozgásoknak is köszönhetőek. A tanulmányozott térbeli skálán a különböző élőhelyek (gyep, erdőszegély, erdő belseje) természetesen nem függetlenek egymástól, azaz a szomszédos habitatok között megfigyelhető a futóbogarak mozgása, diszperziója. A futóbogarak térbeli eloszlási mintázataiban mutatkozó havonkénti változások azt mutatják, hogy szezonális mozgások vannak a szomszédos élőhelyek között, amint azt a *II. vizsgálat* során a *Pterostichus oblongopunctatus* és *Pterostichus burmeisteri* esetében kimutattam.

**3.1.4.** Kimutattam, hogy a csapdák futóbogár együttese fokozatosan változik az erdő belsejétől a gyep felé a transzektek mentén. Az együttesek összetételében megfigyelhető

szinte fokozatos változás ellenére a gyep, a gyep, az erdőszegély és az erdő belseje csapdáinak futóbogár mintái szeparálódnak egymástól. Azonban az erdőszegély futóbogár mintái hasonlóbba az erdő mintáihoz, mint a gyep mintáihoz.

**3.1.5.** Az ordinációs, valamint a karakterfaj-elemzések azt mutatják, hogy a tanulmányozott élőhelytípusok jellegzetes futóbogár közösségekkel jellemezhetők, amelyek az adott élőhelyhez kötődnek.

**3.1.6.** A gyűjtött futóbogár fajokat a habitat preferenciájuk alapján öt csoportba sorolhatjuk: (1) habitat generalisták; (2) gyepre jellemző fajok; (3) erdei generalisták; (4) erdei specialisták; és (5) szegélyhez kötődő fajok.

**3.1.7.** A karakterfaj elemzés eredményei és a talajcsapdák és habitatok közötti egyedszámbeli eltérések is azt mutatják, hogy a gyűjtött futóbogár fajok jellegzetes habitat-, illetve mikrohabitat preferenciával rendelkeznek, tehát olyan habitatokban, mikrohabitatokban csoportosulnak, ahol a környezeti változók bizonyos kombinációja fordul elő és a változók bizonyos megkívánt értékkel jellemezhetők. Néha az ugyanazon az élőhelyen lévő tizennégy-tizennégy csapdát összehasonlítva, a futóbogarak egyedszámában nagyobb volt az eltérés, mint a különböző élőhelyeken lévő 14-14 csapda között, jelezve a mikrohabitatok fontosságát a futóbogarak térbeli eloszlásában (*III*).

**3.1.8.** A *III. vizsgálatban* kutatási munkám során bizonyítottam, hogy a domináns és szubdomináns futóbogár fajok esetén a tipikus térbeli eloszlása aggregált volt (19 esetből 18 térbeli mintázat szignifikánsan aggregált volt). Továbbá azt találtam, hogy szignifikáns pozitív összefüggés van egy adott faj egyedeinek száma és a faj aggregációjának foka között (*III*). Ezt úgy lehet értelmezni, hogy minél tömegesebb egy faj annál aggregáltabb az eloszlása.

**3.1.9.** Igazoltam, hogy a vizsgált térbeli léptékben bizonyos futóbogár fajok jelenléte szintén befolyással bírt a domináns és szubdomináns futóbogár fajok egyedszámára és térbeli eloszlására (*III*). A legtöbbje ezeknek a korrelációknak pozitív volt, utalva arra, hogy ezek a fajok hasonlóan reagáltak a habitat tulajdonságaira, a környezeti változók heterogenitására

**3.1.10.** Eredményeim alapján interspecifikus kompetíciót feltételezhetünk a *Molops piceus* és a *Pterostichus burmeisteri* térbeli eloszlása esetén kimutatott negatív kapcsolat hátterében. Ugyanis az említett két faj hasonló testméretű, hasonló a habitat preferenciájuk és szezonális aktivitásuk (III). Más adathalmaz azonban azt mutatja, hogy a negatív kapcsolat nem egy általános törvényszerűség a két fajra nézve.

**3.1.11.** Az I. vizsgálatban a lombavarrétegnek és a lágyszárúaknak a borítása, a lombkorona záródása és a potenciális zsákmányállatok mennyisége, míg a II. vizsgálatban a levegő relatív páratartalma, a talaj hőmérséklete és a lágyszárúak borítása voltak a vizsgált transzektek mentén a futóbogarak diverzitását meghatározó legfontosabb faktorok.

**3.1.12.** A III. vizsgálatban tanulmányoztam, hogy a környezeti tényezők hatással vannak-e az egyes futóbogár fajok térbeli eloszlására. A többszörös lineáris regresszió-analízis szignifikáns negatív viszonyt mutatott ki a lombavar százalékos borítása és az *Abax parallelepipedus* és az *Aptinus bombardata* esetén. A lágyszárúak borítása pozitívan (szignifikánsan) befolyásolta a *Carabus coriaceus* egyedszámát. A cserjék és a futóbogarak egyedszáma között szignifikáns pozitív kapcsolat volt két faj esetén (*Abax parallelepipedus* és *Molops piceus*). A lombkorona záródása szignifikáns pozitív tényező volt az *Abax parallelepipedus* esetén. Szignifikáns pozitív kapcsolat volt a zsákmányállatok száma és három futóbogár faj egyedszáma között (*Carabus convexus*, *Harpalus rufipes* és *Synuchus vivalis*) (III).

### **3.2. Az erdők fragmentálódásának hatásai makro skálán (IV. vizsgálat)**

**3.2.1.** Eredményeim nem támasztják alá a növekvő zavarás hipotézist. A gyűjtött futóbogarak száma szignifikánsan nagyobb volt a városi és városon kívüli, mint a külvárosi mintavételi területen. A városi mintavételi terület futóbogarainak összfajszáma majdnem olyan magas volt, mint a városon kívülieké. A futóbogarak összegyedszáma szintén szignifikánsan nagyobb volt a városon kívüli mintavételi területen, mint a városi és külvárosiakon.

**3.2.2.** A növekvő zavarás hipotézise igazolódik az erdei specialista fajok tekintetében: az erdei specialista fajok száma szignifikánsan emelkedik a városi mintavételi területtől a városon kívüliek felé. A nyílt területekre jellemző fajok száma szignifikánsan magasabb volt a városi, mint a külvárosi és városon kívüli mintavételi területen. Az erdei fajok egyedszáma szintén a

városon kívüli területen volt a legnagyobb, míg a nyílt területekre jellemző fajokat tekintve szignifikánsan több egyedét gyűjtöttem ezekből a városi mintavételi helyekről, mint a többi területről.

**3.2.3.** Kimutattam, hogy az urbanizáció az eredeti élőhelyeket megváltoztatta. Az emberi tevékenység hatásai kifejezett változásokat idéztek elő a futóbogár együttesekben. Ezek a zavarások negatívan érintik az eredeti élőhelyhez legjobban alkalmazkodott fajokat, esetünkben az erdei fajokat. A zavarás mértéke legnagyobb a városi élőhelyeken, kisebb a külvárosiakban, és a városon kívüliek esetében a legkisebb. Az eredeti élőhely jelentős mértékű megváltozását mutatja a városi mintavételi területen a nyílt területek fajainak nagy egyedszáma is.

**3.2.4.** Eredményeim nem igazolják a közepes zavarás hipotézisét. A fajgazdagság nem a közepesen zavart külvárosi mintavételi helyeken volt a legnagyobb, ahogyan ezt a hipotézis alapján várnánk.

**3.2.5.** Eredményeim megerősítik a generalista fajok arányának hipotézisét, azaz a generalista fajok egyedszáma az összegyedszámhoz viszonyítva szignifikánsan nagyobb volt a városi, mint a többi mintavételi helyeken. Ami azt jelzi, hogy a generalista (opportunistá fajok) az együtteseken belül dominánsakká váltak a növekvő zavarás következtében.

**3.2.6.** Eredményeim az átlagos testméret hipotézisét is igazolták: a futóbogarak átlagos testmérete szignifikánsan nagyobb volt a kevésbé zavart városon kívüli és külvárosi mintavételi területen, mint a zavartabb városban. Feltételezhető, hogy a testméret-eloszlásban az urbanizációs gradiens mentén bekövetkező változások a források rendelkezésre állásában, stabilitásában vagy az élőhelyek eltartó képességében meglévő különbségeket tükrözik. A városi területen megfigyelhető kisebb átlagos testméret a röpképességgel is magyarázható, mivel a röpképes fajok általában kisméretűek. A városi mintavételi területen fogott, nyílt területekre jellemző fajok nagy többsége röpképes, ezáltal gyors diszperzióra képesek.

**3.2.7.** Jelentős elkülönülés figyelhető meg a mintavételi helyek között az urbanizációs gradiens mentén. A négy városi mintavételi hely egy elkülönült csoportot (clustert) képez a fajösszetétel alapján, míg a külvárosi és városon kívüli mintavételi helyek alkotják a másik csoportot (clustert), azt jelezve, hogy az urbanizáció kifejezett változást idézett elő a futóbogár együttesek összetételében.

**3.2.8.** A közös fajok száma nagy és azonos volt az összes vizsgált területen. A differenciális fajok száma egyenlőtlen volt: a városi területen sok (22) olyan fajt találtunk, melyek nem fordultak elő sem a városon kívüli, sem a külvárosi mintavételi helyeken, ezzel szemben alacsony (5 ill. 4) volt a számuk a külvárosi-városon kívüli területeken. Ez az urbanizációs gradiens mentén a futóbogarak megjelenésének mintázatával magyarázható. Az erdei fajoknak a kevésbé zavart vagy nem zavart élőhelyek (külvárosi, városon kívüli) felelnek meg, míg a nyílt területekre jellemző fajok főleg a városi területen fordultak elő.

**3.2.9.** A fajokat élőhely preferenciájuk alapján öt csoportba osztottam: (1) habitat generalisták; (2) városon kívüli területeket kedvelő fajok; (3) a külvárosi – városon kívüli területek karakterisztikus fajai; (4) a külvárosi élőhelyeket kedvelő fajok; (5) a városi területre jellemző fajok.

**3.2.10.** A nem metrikus skálázás eredménye alapján egy lineáris gradiens jelenlétéről beszélhetünk: a futóbogár együttesek fokozatosan változtak a városon kívüli terület felől a városi felé. Azt is kimutattam, hogy az egyes mintavételi helyeken a futóbogár együttesek összetételének heterogenitása növekedett az urbanizációs gradiens mentén a városon kívüli terület felől a városi felé. A városi terület magas  $\beta$ -diverzitását az élőhely foltossága magyarázza. Ez a foltosság teszi lehetővé úgy az erdei fajok, mint ahogy a generalista és nyílt területekre jellemző fajok jelenlétét és túlélését, ugyanakkor a fajösszetétel mintavételi helyről-helyre változik, ami a magas heterogenitást idézi elő. A városon kívüli terület nagyjából azonos élőhelyfoltokkal jellemezhető, ezért a domináns és szubdomináns generalista és erdei fajok viszonylag azonos eloszlása alacsonyabb heterogenitáshoz vezet.

**3.2.11.** Kimutattam, hogy szignifikáns pozitív összefüggés volt a talaj hőmérséklete és a futóbogarak fajszáma között. A levegő páratartalma pozitívan (szignifikánsan) befolyásolta mind a futóbogarak összegyedszámát, mind pedig az erdei fajok egyedszámát. A nyílt területekre jellemző fajoknak az egyed- és fajszáma is csökkenést mutatott, viszont az erdei fajok száma növekedett a lehullott illetve korhadó faanyag növekvő mennyiségével. A nyílt területekre jellemző fajok számának kivételével, a futóbogaraknak mind az egyed-, mind pedig a fajszáma növekedett a növekvő lágyszárú borítással. A lombkoronazáródás negatívan befolyásolta a futóbogarak összegyedszámát, az erdei fajok abundanciáját és a nyílt területekre jellemző fajok számát. Eredményeim azt mutatják, hogy a biotikus tényezőknek, úgymint a potenciális zsákmányállatok számának, is fontos szerep jut a futóbogarak

fajgazdagságának meghatározásában. Szignifikáns pozitív összefüggés volt a potenciális zsákmányállatok száma és a futóbogarak összegyedszáma és az erdei fajok fajszáma között.

## TELJES PUBLIKÁCIÓS LISTA

### *Referált kiadványokban megjelent tudományos közlemények*

- MAGURA, T. & MOLNÁR, T. (1997a): A Ménes-völgy és a magasabb karsztfennsík futóbogár faunájának összehasonlító vizsgálata (Coleoptera: Carabidae). *Folia Entomologica Hungarica*, 58: 252-255.
- MAGURA, T. & MOLNÁR, T. (1997b): Comparison of the carabid fauna of the Ménes-valley and a higher karst plateau (Coleoptera: Carabidae). In: Tóth, E. & Horváth, R. (eds): *Research in Aggtelek National Park and Biosphere Reserve. ANP Füzetek*, 1: 117-122.
- MAGURA, T., KÖDÖBÖCZ, V., TÓTHMÉRÉSZ, B., MOLNÁR, T., ELEK, Z., SZILÁGYI, G. & HEGYESSY, G. (1997): Carabid fauna of the Beregi-síkság and its biogeographical relations (Coleoptera: Carabidae). *Folia Entomologica Hungarica*, 58: 73-82.
- MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B. & MOLNÁR, T. (2000): Spatial distribution of carabids along grass-forest transects. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 46: 1-17.
- MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B. & MOLNÁR, T. (2001a): Edge effect on carabid assemblages along forest-grass transects. *Web Ecology*, 2: 7-13.
- MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B. & MOLNÁR, T. (2001b): Forest edge and diversity: carabids along forest-grassland transects. *Biodiversity and Conservation*, 10: 287-300.
- MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B. & MOLNÁR, T. (2003): Changes in carabid assemblages along an urbanisation gradient. *Landscape Ecology* (in press)
- MOLNÁR, T. & MAGURA, T. (2002): Futóbogár-populációk faunisztikai vizsgálata az Aggteleki Nemzeti Park területén (Coleoptera: Carabidae). *ANP Füzetek*, 2 (in press)
- MOLNÁR, T., MAGURA, T. & TÓTHMÉRÉSZ, B. (2003): Erdőszegély hatása a futóbogarak diverzitására egy gyertyános-tölgyesben. *Természetvédelmi Közlemények* (submitted)
- MOLNÁR, T., MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B. & ELEK, Z. (2001): Ground beetles (Carabidae) and edge effect in oak-hornbeam forest and grassland transects. *European Journal of Soil Biology*, 37: 297-300.

### *Posztterek, előadások, dolgozatok*

- MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B. & MOLNÁR, T. (1998): Futóbogár populációk térbeli eloszlása egy gyertyános-tölgyesben, a szegélyben és a szomszédos gyeppen. *Szegedi Ökológiai Napok '98*.
- MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B. & MOLNÁR, T. (1999a): Edge effect on carabid communities along the forest-grass transects. *8<sup>th</sup> European Ecological Congress*, Porto Karras (Halkidiki) Greece.

- MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B. & MOLNÁR, T. (1999b): Pattern of spatial distribution of carabids along grass-forest transects. *8<sup>th</sup> European Ecological Congress*, Porto Karras (Halkidiki) Greece.
- MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B. & MOLNÁR, T. (2000a): Edge effect on ground beetles. *XXI<sup>th</sup> International Congress of Entomology*, Foz do Iguassu, Brazil.
- MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B. & MOLNÁR, T. (2000b): Futóbogarak térbeli eloszlása szomszédos élőhelyek mentén. *V. Magyar Ökológus Kongresszus*, Debrecen.
- MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B. & MOLNÁR, T. (2003): Effects of urbanisation on ground beetles in Hungary. *11<sup>th</sup> European Carabidologists Meeting*. Århus, Denmark.
- MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B., MOLNÁR, T., ELEK, Z. & KÖDÖBÖCZ, V. (2002a): GlobeNet projekt: Az urbanizáció hatása a futóbogarakra. *I. Kvantitatív Ökológiai Szimpózium*, Debrecen.
- MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B., MOLNÁR, T., ELEK, Z. & KÖDÖBÖCZ, V. (2002b): Az urbanizáció hatása a futóbogarakra. *I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia*, Sopron.
- MOLNÁR, T., MAGURA, T. & TÓTHMÉRÉSZ, B. (2000a): A futóbogarak és a szegélyhatás. *Szünzoológiai Szimpózium*, Budapest.
- MOLNÁR, T., MAGURA, T. & TÓTHMÉRÉSZ, B. (2000b): Erdőszegély hatása a futóbogarak diverzitására egy gyertyános-tölgyesben. *V. Magyar Ökológus Kongresszus*, Debrecen.
- MOLNÁR, T., MAGURA, T. & TÓTHMÉRÉSZ, B. (2001a): Abundance and diversity of carabids: Testing the edge effect. *Abundance and Diversity*, Balatonfüred.
- MOLNÁR, T., MAGURA, T. & TÓTHMÉRÉSZ, B. (2001b): Carabids along forest-grassland transects: Distribution and edge effect. *X<sup>th</sup> European Carabidologists Meeting*. Tuczno, Poland.
- MOLNÁR, T., MAGURA, T. ELEK, Z. & TÓTHMÉRÉSZ, B. (2000c): Ground beetles and edge effect. *XIII<sup>th</sup> International Colloquium on Soil Zoology*, Ceské Budejovice, Czech Republic.
- MOLNÁR, T., MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B. & ELEK, Z. (2002): Szegélyek szerepe a diverzitás fenntartásában futóbogarak esetén. *I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia*, Sopron.
- TÓTHMÉRÉSZ, B., MAGURA, T., ELEK, Z., PETRUSKA, I. & MOLNÁR, T. (2002a): A mozaikosság szerepe a biodiverzitás fenntartásában. *I. Kvantitatív Ökológiai Szimpózium*, Debrecen.

TÓTHMÉRÉSZ, B., MAGURA, T., ELEK, Z., PETRUSKA, I. & MOLNÁR, T. (2002b): A beta-diverzitás és mozaikosság jelentősége a biodiverzitás megőrzésében. *I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Sopron.*