ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2006) 91(1): 57–68.

Az emberi zavarás futóbogarakra gyakorolt hatásának vizsgálata Erdélyben

MÁTHÉ ISTVÁN[1] és BALÁZS ENIKŐ[2]

[1] Sapientia EMTE, Műszaki és Természettudományi Tanszék, RO–530104 Csíkszereda, Szabadság tér 1.
E–mail: *matheistvan@sapientia.siculorum.ro*
[2] RO–537250 Gyergyóremete, Balás Jenő u. 55. E–mail: *bencsike@personal.ro*

Összefoglalás. A zavarás közösségekre gyakorolt hatása az ökológia egyik központi problémája. Erdélyben három erdei élőhelyen (természetközeli, közepesen zavart, erősen zavart) vizsgáltuk a zavarás hatását futóbogarakra a GLOBENET -protokoll szerint. Mindhárom területen 4 talajcsapda csoport üzemelt, csapdacsoportonként 10 csapdával, 2004 májusától szeptemberig. A kutatás során 38 futóbogár faj 3651 egyedét fogtuk. Kutatásaink a köztes zavarási hipotézist igazolták, ugyanis a közepesen zavart élőhelyen szignifikánsan magasabb volt a csapdánkénti fajszám és a Shannon-diverzitás is. A csapdánkénti egyedszám, fajszám és Shannon-diverzitás szignifikánsan különbözött a három vizsgált területen, a legmagasabb a közepesen zavart erdőben volt. Mindhárom jellemző esetén a legkisebb értéket az erősen zavart parkerdőben észleltük. A diverzitás skálafüggő jellemzése azt mutatja, hogy a természetközeli és a közepesen zavart erdő futóbogár faunája diverzitási struktúráját tekintve hasonló; a közepesen zavart erdő faunája diverzebb. Az erősen zavart parkerdő futóbogár közössége a legnagyobb fajszámú a sok ritka, kis egyedszámmal előkerült faj miatt. Ugyanakkor a tömeges fajok tekintetében a természetközeli és közepesen zavart erdő faunája is diverzebb az erősen zavart parkerdőénél. A sokváltozós elemzések szerint a vizsgált területek futóbogár közösségei eltérnek egymástól. Az erősen zavart parkerdő jelentősen különbözik a két másik területtől, de a közepesen zavart erdő és a természetközeli erdő mintavételi helyei is egyértelműen elkülönülnek egymástól.

Kulcsszavak: GLOBENET, közepes zavarási hipotézis, talajcsapdázás.

Bevezetés

Az emberi népesség növekedése és ennek következtében a tájhasználat átalakulása erőteljes hatást gyakorol az élővilágra. Az emberi zavarás nagymértékben hozzájárul a természetes élőhelyek degradációjához. A természeti környezet átalakul és ez a folyamat az itt élő közösségeket is veszélyezteti. A civilizációs hatások miatt kialakul egy természetességi gradiens, amelynek egyik végén a sűrűn beépített, utakkal gazdagon behálózott és emberi hatásoktól nagy mértékben terhelt élőhelyek találhatók, míg a gradiens másik végét az emberi hatások mértékének csökkenése és a természetesség fokának növekedése jellemzi (MCINTYRE et al. 2001). Az emberi hatásoktól erőteljesen érintett erdőkre a nagy légszennyezés, zavarás, a hősziget jelenség (MCDONNELL et al. 1997, POUYAT et al. 1997) és az egzotikus fajok jelenléte a jellemző (SPENCE & SPENCE 1988). A flóragazdagság sok zavart élőhelyen gyakran meghaladja a kevésbé zavart területekét (TONTERI & HAILA 1990). Ezért a zavart erdő is fontos szerepet játszhat a diverzitás fenntartásában (GODEFROID & KOEDAM 2003, MAGURA et al. 2000).

Az egész bioszférára kiterjedő hatása miatt fontos, hogy vizsgáljuk és megértsük, milyen konkrét hatással van az emberi népesség növekedése és az emberi zavarás a biodiverzitásra, és pontos ismereteink legyenek arról, hogy ez a hatás a földrajzilag eltérő területeken milyen módon jelentkezik. Éppen ilyen céllal hozták létre 1998-ban Helsinkiben a GLOBENET nemzetközi programot. Jelenleg tizenöt országban mintavételeznek egységes protokoll alapján (NIEMELÄ et al. 2000, 2002, MAGURA et al. 2004, 2005b, 2006b, TÓTHMÉRÉSZ & MAGURA 2005a,b), olyan élőhely-grádiensek mentén, ahol az emberi zavarás mértéke változik. A futóbogarak alkalmasak az emberi zavarás hatásának vizsgálatára, mivel rendszertanilag és ökológiailag egyaránt változatosak, érzékenyen reagálnak a környezeti változásokra és az emberi zavarásra (ELEK et al. 2001, 2004, MAGURA et al. 2002, 2005a). A futóbogarak egy megbízhatóan monitorozható csoport (RAINIO & NIEMELÄ 2003), és szerte a világon széles körben tanulmányozhatók (EYRE & LUFF 2002).

A GLOBENET nemzetközi program keretében eddig hét országból (Belgium, Bulgária, Dánia, Finnország, Japán, Kanada, Magyarország) közöltek eredményeket. Négy országban (Belgium, Bulgária, Japán, Kanada) csak a futóbogarakat vizsgálták (NIEMELÄ et al. 2002, ISHITANI et al. 2003, GAUBLOMME et al. 2005). Finnországban a futóbogarakon kívül (NIEMELÄ et al. 2002, VENN et al. 2003) vizsgálták a talajfelszínen élő pókokat is (ALARUIKKA et al. 2002). Dániában a program keretében a futóbogarakat (ELEK & LÖVEI 2005) és a szárazföldi ászkarákokat vizsgálták. Magyarországon a futóbogarak mellett (MAGURA et al. 2004, 2005b) a szárazföldi ászkarákokat (MAGURA et al. 2006a) és a pókokat is tanulmányozták.

A zavarás közösségekre gyakorolt hatása az ökológia egyik központi problémája, ezért hatásáról több hipotézis is ismert a szakirodalomban. Ezek a zavarás és a diverzitás viszonyának különböző aspektusait ragadják meg. A közepes vagy köztes zavarási hipotézis a leghíresebb és a leggyakrabban idézett alapelv a zavarás és a diverzitás viszonyának magyarázatára (CONNELL 1978). Eszerint a diverzitás a mérsékelten zavart területen a legmagasabb. A növekvő zavarási hipotézis szerint a fajgazdagság a legalacsonyabb az erősen zavart élőhelyeken (GRAY 1989), azaz a diverzitás csökken az enyhén zavart területtől az erősen zavart terület felé. Kutatásaink során ezeket a hipotéziseket teszteltük futrinkák esetén.

Módszerek

Mintavételi elrendezés

A GLOBENET protokollnak megfelelően Erdélyben (Románia) három mintavételi területet (emberi zavarástól erősen, közepesen és enyhén terhelt) választottunk ki. Mindhárom területen négy mintavételi helyet jelöltünk ki. A futóbogarak (Coleoptera: Carabidae) gyűjtéséhez mintavételi helyenként 10 talajcsapdát használtunk (3 élőhely×4 mintavételi hely×10 csapda) (NIEMELÄ et al. 2000). A talajcsapdázáshoz műanyag poharakat (átmérő 65 mm, térfogat 250 ml) használtunk. A csapdák ölő-konzerváló anyagként 75%-os etilén-glikolt tartalmaztak. A csapdákat havonta ürítettük, 2004 májusától szeptemberéig. Minden egyes csapdában levő anyagot külön zsákocskákba tettük és felcímkéztük, majd alkoholban tároltuk. Laboratóriumban a futóbogarakat faji szintig meghatároztuk. A határozáshoz FREUDE et al. (1976) és HŮRKA (1996) határozóit használtuk. A fajneveket HŮRKA (1996) szerint adtuk meg.

A mintavételi területek leírása

„A" terület

Erősen zavart terület. A Sepsiszentgyörgytől (Sfântu Gheorghe) 3 km-re északnyugatra fekvő (N 45°53'; E 25°47') Árkos (Arcuş) községben levő kastélyt 1870-ben Szentkereszty Zsigmond báró építtette. A kastély körül a család több hektár kiterjedésű, különleges fafajokban gazdag arborétumot hozatott létre szakavatott kertészek segítségével. A kastélyt, a kastélyt körülvevő parkot és a hozzá tartozó, csónakázásra alkalmas tavat is magába foglaló, 9 hektáros területet, amelynek tengerszint feletti magassága 575–585 m, sok turista látogatja. A kastélykertet betonkerítés veszi körül, a parkerdőt padok, aszfaltozott sétányok hálózzák be. A cserjéket, a lehullott faleveleket, ágakat rendszeresen eltávolítják.

A parkerdő uralkodó fafajai az alábbiak: *Carpinus betulus*, *Fraxinus exelsior*, *Quercus robur*, *Acer campestre*, *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, *Abies alba*, *Pinus nigra*, *Pinus strobus*, *Tilia cordata*, *Tilia platyphyllos*, *Aesculus hippocastanum*. A lombkorona záródása 70–80%-os. A cserjeszintet *Ligustrum vulgare*, *Rosa canina*, *Euonymus verrucosa*, *Corylus avellana*, *Cornus mas* és *Sambucus nigra* alkotja. Az aljnövényzet borítása 30–40%-os., domináns fajai: *Polygonatum odoratum*, *Anthriscus sylvestris*, *Geum urbanum*, *Alliaria petiolata*, *Lamium album*, *L. purpureum*, *Asarum europaeum*,

„B" terület

Közepesen zavart terület. A Sepsiszentgyörgytől 6 km-re nyugatra található, kb. 60 éves, 25 ha kiterjedésű erdő, egy nyugati kitettségű oldalon fekszik, 609–700 m tengerszint feletti magasságon (N 45°51'; E 25°44'). A városszéli erdő kedvelt hétvégi kirándulóhely, az emberi hatás mértéke számottevő. Az erdőn több ösvény vezet keresztül, a cserje és újulat gyér. A kidőlt vagy száraz fákat, ágakat rendszeresen eltávolítják. Az erdőt északon egy füves rét övezi, ahol található egy szabadtéri színpad is. Itt különböző népzenei és néptánc fesztiválokat szoktak rendezni. A színpadtól nem messze halad el a Sepsiszentgyörgyöt Baróttal összekötő műút.

A jellemző társulás a *Luzulo-Fagetum*, amelynek uralkodó fafajai a *Fagus sylvatica* (80%), *Quercus petraea* (10%), *Carpinus betulus* (10%). Szórványosan előfordul még a *Populus tremula* és a *Tilia cordata*, a lombkorona záródása 80–90%-os. A nagyon gyengén fejlett cserjeszintet fiatal bükkfák, közönséges gyertyánok és kislevelű hársok alkotják. Az aljnövényzet borítása 10–15%-os, domináns fajai: *Hieracium transsilvanicum* (*H. rotundatum*) és a *Luzula luzuloides*, amelyek mellett gyakoriak még a *Carex pilosa*, *Anemone nemorosa*, *Stellaria holostea*, *Maianthemum bifolium*, *Galium odoratum*, *Neottia nidus-avis*, *Poligonatum latifolium*, *Galeobdolon luteum*, *Alliaria petiolata*, *Euphorbia amygdaloides* és *Sanicula europaea*.

„C" terület

Enyhén zavart (természetközeli) terület. Gidófalvától (Ghidfalău) 7 km-re, Sepsiszentgyörgytől 16 km-re található a Bodoki-hegységben, 630–719 m (N 45°55'; E 25°53') tengerszint feletti magasságon. A mintegy 30 ha kiterjedésű, északnyugati kitettségű, 90 éves erdőnek 80%-a bükk, 20%-a kocsányos tölgy, jellemző társulása: *Querco petrae-Fagetum*. A lombkorona záródási szintje 70–80%-os. A cserjeszint nagyon fejlett (20%-os borítású), amelyet főként bükk (*Fagus sylvatica*) alkot. Az aljnövényzet gyengén fejlett, borítási szintje 5–10%, amelyet főként a *Luzula luzuloides*, *Anemone nemorosa*, *Maianthemum bifolium*, *Geum urbanum*, *Galeobdolon luteum*, *Stellaria holostea* fajok

alkotnak. Az emberi zavarás enyhe, a természetes folyamatok szabadon érvényesülhetnek, jelen vannak a cserjék és újulatok; a kidőlt, korhadó fákat nem távolítják el.

Adatfeldolgozás során használt statisztikai eljárások

A csapdánkénti egyed- és fajszámokat, valamint a Shannon-diverzitást variancia-analízissel elemeztük. Az adatok normalitását Kolmogorov-Smirnov-próbával teszteltük (SOKAL & ROHLF 1995).

A vizsgálati területek futóbogár-közösségeinek diverzitását a Rényi-féle egyparaméteres diverzitási függvénycsalád alkalmazásával is összehasonlítottuk, ami a közösségek diverzitásának léptékfüggő jellemzését teszi lehetővé egy ritkasági–tömegességi skála mentén (TÓTHMÉRÉSZ 1995, 1998, 2005, TÓTHMÉRÉSZ & MAGURA 2005a, 2005b).

A mintavételi területek futóbogár-közösségeinek cluster-analízisekor a Bray-Curtis-féle hasonlóságot és a teljes lánc összevonási algoritmust használtuk (LEGENDRE & LEGENDRE 1998). A számolások az R statisztikai programnyelv segítségével történtek (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2004).

Eredmények

A kutatás során 38 futóbogárfaj 3651 egyedét fogtuk meg. A gyűjtéseink során előkerült fajok zöme a Kárpát-medencében gyakori vagy közönséges, mindössze az *Amara montivaga* számít viszonylag ritkának. A fajszám és az egyedszám megoszlását a mintavételi területek között az 1. táblázat tartalmazza; a fajok csapdacsoportonkénti megoszlását pedig a 2. táblázat mutatja.

Az egyes területek futóbogár-közösségeiben jelentős különbségeket találtunk. A legtöbb fajt az erősen zavart területen gyűjtöttük (25 faj). A legkevesebbet a természetközeli bükkös erdőben (19 faj). Ennél valamelyest több faj volt a közepesen zavart, kirándulóhely gyanánt szolgáló erdőben (22 faj).

A fogott egyedek száma a közepesen zavart erdőben volt a legnagyobb, több mint a kétszerese a természetközeli erdőben fogott egyedek számának. Az erőteljes humán befolyás alatt lévő területen kevés egyedet fogtunk (3. táblázat).

1. táblázat. Az egyes területek futóbogár-közösségeinek néhány jellemzője.
Table 1. A few charcteristics of the carabid assemblages of the studied areas.

	Enyhén	*Közepesen*	*Erősen*
		zavart terület	
Csapdázott egyedek száma	999	2352	300
Csapdánkénti átlagos fajszám	6,8	8,4	3,9
Csapdánkénti fajszám mediánja	8	7	4
Teljes fajszám	19	22	25

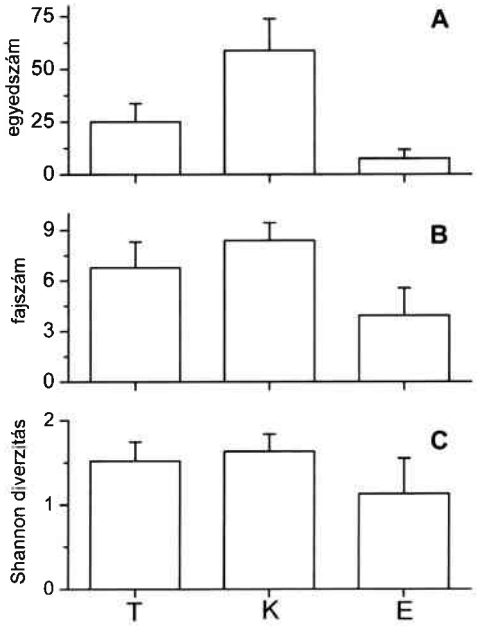
2. táblázat. A három területen csapdázott fajok és egyedszámaik. Jelölések: T1-T4 – természetközeli bükkös erdő csapdacsoportjai; K1-K4 – közepesen zavart erdő csapdacsoportjai; E1-E4 – erősen zavart parkerdő csapdacsoportjai.

Table 2. The number of individuals of the trapped species. Notations: T1-T4 – sites in the beech forest; K1-K4 – sites in the moderately disturbed forest; E1-E4 – sites in the strongly disturbed park-forest.

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*K1*	*K2*	*K3*	*K4*	*E1*	*E2*	*E3*	*E4*
Abax carinatus	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	10	9
A. parallelepipedus	1	1	0	0	34	5	1	1	0	0	0	0
A. parallelus	23	23	47	24	40	14	15	43	35	30	27	27
A. schueppeli	1	1	2	0	7	0	1	0	0	0	0	0
Amara convexior	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
A. familiaris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
A. montivaga	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
A. similata	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Badister bullatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Carabus arvensis	1	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
C. auronitens	10	3	0	5	2	2	0	0	0	0	0	0
C. convexus	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
C. coriaceus	4	12	5	7	20	20	22	18	0	1	0	0
C. glabratus	60	90	79	37	39	86	119	152	0	0	0	0
C. violaceus	8	9	4	9	32	58	53	93	1	2	3	0
Cychrus semigranosus	11	5	5	2	4	19	9	3	0	0	0	0
Harpalus distinguendus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
H. latus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	7	3
H. progrediens	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	5	0
H. quadripunctatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	6	1
Laemostenus terricola	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	6
Leistus piceus	1	0	0	0	0	0	0	0	2	3	4	2
L. rufomarginatus	4	0	0	1	0	0	1	1	6	1	1	0
Licinus depressus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	10
Molops piceus	17	29	29	19	33	24	14	7	0	0	0	0
Notiophilus biguttatus	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
N. rufipes	0	0	0	0	0	0	2	0	3	0	1	0
Panagaeus bipustulatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Platyderus rufus	0	0	0	0	14	19	4	4	2	1	0	3
Platynus assimilis	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0
Poecilus cupreus	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
Pseudoophonus rufipes	0	0	0	0	0	0	0	10	4	21	7	13
Pterostichus hungaricus	1	2	4	2	218	116	56	102	0	0	0	0
P. macer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
P. melanarius	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
P. niger	5	11	2	8	0	1	1	7	0	0	0	0
P. oblongopunctatus	125	115	71	50	99	203	331	164	0	1	4	1
Trechus quadristriatus	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1

A csapdánkénti egyedszám szignifikánsan különbözött a három vizsgált területen (1A. ábra és 3. táblázat). A legmagasabb a közepesen zavart erdőben volt. A legkisebb csapdánkénti átlagos egyedszámot az erősen zavart parkerdőben észleltük. A csapdánkénti átlagos fajszám szintén szignifikánsan különbözött a három vizsgált területen (1B. ábra és 3.

táblázat). Legmagasabb a közepesen zavart erdőben volt. A legkisebb csapdánkénti átlagos fajszámot az erősen zavart parkerdőben észleltük. A Shannon-diverzitás értékei szintén szignifikánsan különböztek mindhárom területen (1C. ábra és 3. táblázat). A legmagasabb csapdánkénti Shannon-diverzitást a közepesen zavart erdőben találtuk. Az erősen zavart parkerdő átlagos csapdánkénti diverzitása jóval kisebb volt, mint a másik két terület esetében.



1. ábra. A futóbogarak csapdánkénti egyedszámának (A), fajszámának (B), és Shannon-diverzitásának (C) átlagértékei (± sd) a vizsgált élőhelyeken. Jelölések: T–természetközeli bükkös erdő; K–közepesen zavart, humán befolyás alatt lévő kirándulóerdő; E–erősen zavart parkerdő. Az egyedszám és a fajszám értékei szignifikánsan különböznek a három területen ($p < 0{,}001$). A Shannon-diverzitás nem különbözött szignifikánsan T és K esetén; a többi különbség szignifikáns volt ($p < 0{,}001$).

Figure 1. The average number of individuals (A), number of species (B), and Shannon diversity (C) of the trapped carabids. Notations: T – beech forest; K – moderately disturbed forest; E –strongly disturbed park-forest. The number of individuals and number of species were significantly different ($p < 0.001$). Shannon diversity were not different significantly for T and K; the other comparisons were significantly different ($p < 0.001$).

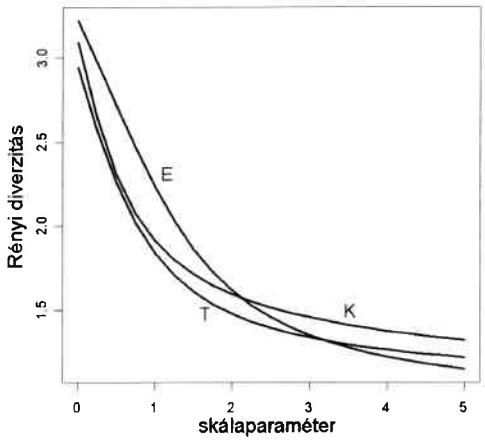
A diverzitás skálafüggő jellemzése, amelyhez a Rényi-féle diverzitást használtuk, azt mutatja, hogy a közepesen zavart erdő és az enyhén zavart erdő futóbogár-faunája diverzitási struktúráját tekintve igen hasonló (2. ábra). A két diverzitási profil nem metszi egymást, ami azt jelenti, hogy a közepesen zavart erdő faunája a ritka (kis egyedszámmal előkerült), a közepesen gyakori és a gyakori fajok tekintetében is diverzebb, mint az enyhén

zavart erdő. Az erősen zavart parkerdő futóbogár-közössége a legnagyobb fajszámú a sok ritka, kis egyedszámmal előkerült faj miatt. Ugyanakkor a tömeges fajok tekintetében az enyhén és közepesen zavart erdő faunája is diverzebb a kastélyparknál. Emiatt a erősen zavart parkerdő közösségének diverzitási profilja mindkét másik terület diverzitási profilját metszi.

3. táblázat. A vizsgált területek csapdánkénti egyedszámainak (A), fajszámainak (B) és Shannon diverzitásának (C) egyváltozós varianciaanalízise. (df–szabadsági fok; SSq–négyzetes összeg; F-érték; MSq–variancia; Pr (>F) –szignifikancia szint).

Table 3. ANOVA tables of the number of individuals (A), number of species (B) and Shannon-diversity (C). (df–degrees of freedom; SSq–sum of squares; Msq–mean of squares; F–value; Pr(>F)–probability).

A. Csapdánkénti egyedszám					
	df	**SSq**	**MSq**	**F érték**	**Pr (>F)**
Csoportok között	2	54416	27208	255,74	< 0,001
Csoporton belül	117	12447	106		
B. Csapdánkénti fajszám					
	df	**SSq**	**MSq**	**F érték**	**Pr (>F)**
Csoportok között	2	406	203	99,44	< 0,001
Csoporton belül	117	239	2		
C. Csapdánkénti Shannon-diverzitás					
	df	**SSq**	**MSq**	**F érték**	**Pr (>F)**
Csoportok között	2	6	2,8	30,93	< 0,001
Csoporton belül	117	11	0,09		

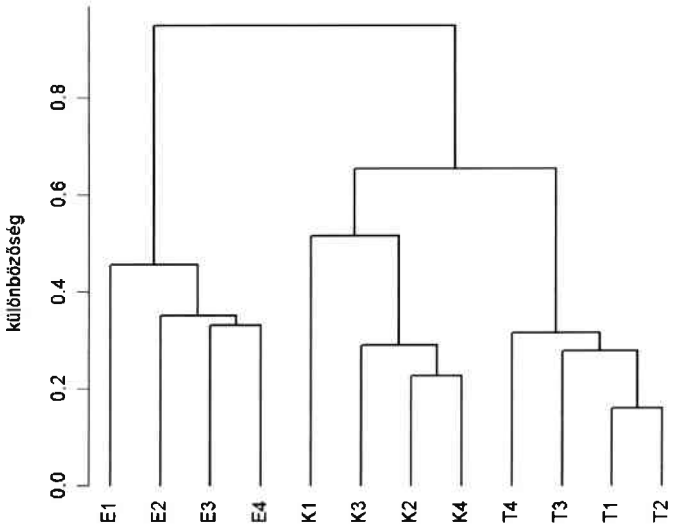


2. ábra. A három terület futóbogár-közösségeinek Rényi-féle diverzitási profiljai. Jelölések: T – természetközeli bükkös erdő; K – közepesen zavart, humán befolyás alatt lévő kirándulóerdő; E – erősen zavart parkerdő.

Figure 2. Diversity profiles of the carabid assemblages of the studies sites using one-parametric Rényi diversity index family. Notations: T – beech forest; K – moderately disturbed forest; E – strongly disturbed park-forest.

A sokváltozós elemzések azt mutatják, hogy a vizsgált területek futóbogár-közösségei eltérnek egymástól. Az egyes területek mintavételi helyein csapdázott futóbogarakat hierarchikus cluster-analízissel elemezve (a mennyiségi viszonyok alapján, Bray-Curtis hasonlóságot használva) az erősen zavart parkerdő jelentősen különbözik a két másik területtől (3. ábra).

A közepesen zavart, humán befolyás alatt lévő erdő és az enyhén zavart természetközeli erdő mintavételi helyei is egyértelműen elkülönülnek egymástól, de az ott élő futóbogár közösségek jóval hasonlóbbak egymáshoz, mint az erősen zavart területen élők.



3. ábra. A három terület csapdacsoportjainak osztályozása a futóbogarak egyedszámadatai alapján a Bray-Curtis-féle különbözőséget és a teljes lánc összevonási algoritmust használva. Jelölések: T1-T4 – természetközeli bükkös erdő csapdacsoportjai; K1-K4 – közepesen zavart, humán befolyás alatt lévő kirándulóerdő csapdacsoportjai; E1-E4 – erősen zavart parkerdő.

Figure 3. Hierarchical cluster analysis of the sites by Bray-Curtis dissimilarity and complete linkage algorithm. Notations: T1-T4 – sites in the beech forest; K1-K4 – sites int he moderately disturbed forest; E1-E4 – sites in the strongly disturbed park-forest.

Értékelés

A GLOBENET program keretén belül eddig publikált vizsgálatok eredményei nem igazolták a köztes zavarási hipotézist, amely szerint a közepesen zavart élőhelyeken a legmagasabb a diverzitás. Kutatásaink során a köztes zavarási hipotézis igazolódott, ugyanis a közepesen zavart élőhelyen volt a legmagasabb a csapdánkénti fajszám és a Shannon-diverzitás is.

A különbségnek számos oka lehet. Az okok között lehet említeni az európai, amerikai és főképpen a japán élőhelyek jelentős mérvű leromlását szemben az Erdélyben lévő élőhelyek viszonylag természetközeli, természeti értékekben gazdag jellegével. Másrészt, az emberi zavarás diverzitásra gyakorolt hatásának tanulmányozásakor az összegyed- és összfajszám vizsgálata nem tükrözi híven a bekövetkezett változásokat, amint azt MAGURA et al. (2001) kimutatták. Emellett az is problémát okoz, hogy szárazföldi közösségek esetében a zavarás nagysága nehezen számszerűsíthető, ami gondot jelent a zavarás tényleges mértékének megítélésében.

A biodiverzitást számos egyéb, ökológiai és biogeográfiai háttérváltozó is befolyásolhatja, amelyek hatása rejtve marad a nemzetközi projektek sokszínű viszonyai közepette (LÖVEI et al. 2006, MAGURA et al. 2003).

A növekvő zavarási hipotézisnek megfelelően Finnországban és Japánban a futóbogarak egyed és fajszáma az erősen zavart élőhelytől fokozatosan emelkedett a legkevésbé zavart élőhely felé (NIEMELÄ et al. 2002, ISHITANI et al. 2003). Azonban a többi országban a futóbogarak, a talajon élő pókok és a szárazföldi ászkarákok esetén sem mutattak ki ilyen összefüggést (ALARUIKKA et al. 2002, NIEMELÄ et al. 2002, MAGURA et al. 2004, GAUBLOMME et al. 2005).

Az egyes országokban tapasztalható eltéréseket okozhatják a lokális különbségek. Valószínű azonban, hogy fontosabb szerepe van az okok között a fentebb már említett ténynek, miszerint az emberi zavarás diverzitásra gyakorolt hatásának kimutatásához a fajok ökológiai tulajdonságainak figyelmen kívül hagyásával az összfajszám és összegyedszám rutinszerű vizsgálata nem elegendő.

Az enyhén és közepesen zavart területek futóbogár-faunája diverzitási struktúráját tekintve igen hasonló, míg ezektől az erősen zavart terület faunájának diverzitási struktúrája lényegesen eltér. Ezt a különbséget az okozhatja, hogy az erősen zavart területet számos, az erdőkre nem jellemző (nyílt területre jellemző és/vagy generalista) faj árasztotta el, viszonylag kis egyedszámban. Ezek a fajok csak időleges bevándorlók, nem játszanak lényeges szerepet az adott közösségben. Ezt az inváziót igazolja a diverzitási rendezés eredménye is, hiszen a ritka, kis egyedszámmal előkerült fajok tekintetében az erősen zavart terület a legdiverzebb.

Az egyes területek közötti különbségek mind a fajösszetétel, mind a mennyiségi viszonyok alapján jól láthatók. Az egyes területek futóbogár-faunája a csapdánkénti fajszám, egyedszám és a Shannon-diverzitás tekintetében is szignifikánsan különbözött.

Vizsgálatainkban igazolódott a köztes zavarási hipotézis. Ez lényeges különbség az összes többi GLOBENET-projekthez képest. Ennek az a jelentősége, hogy eredményeink lehetővé teszik egy európai léptékű projektben ezeknek a tényezőknek az összehasonlítását és így vizsgálatainkkal hozzá tudunk járulni a zavarási és degradációs jelenségek jobb megértéséhez. Ez egyúttal a biodiverzitás védelméhez is érdemi hozzájárulást jelent.

Köszönetnyilvánítás. Köszönettel tartozunk TÓTHMÉRÉSZ BÉLÁnak és MAGURA TIBORnak a kutatási projekt megtervezésében, az adatok feldolgozásában és a kézirat összeállításában nyújtott segítségükért. Köszönjük BIRÓ VINCÉnek, BOKOR LÁZÁRnak és BUCS SZILÁRDnak a terepmunkában és a begyűjtött anyag kiválogatásában való közreműködésüket.

Irodalom

ALARUIKKA D. M., KOTZE D. J., MATVEINEN K. & NIEMELÄ J. (2002): Carabid and spider assemblages along an urban to rural gradient in Southern Finland. – Journal of Insect Conservation 6: 195–206.

CONNELL J. H. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. – Science 199: 1302–1310.

ELEK Z. & LÖVEI G. L. (2005): Ground beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages along an urbanisation gradient near Soro, Zealand, Denmark. – Ent. Meddr. 73: 17–24.

ELEK Z., MAGURA T. & TÓTHMÉRÉSZ B. (2001): Impacts of non-native spruce plantation on carabids. – Web Ecology 2: 32–37.

ELEK Z., MAGURA T. & TÓTHMÉRÉSZ B. (2004): Fenyőtelepítések hatása a futóbogár (Coleoptera: Carabidae) faunára a Bükk-hegységben. – Természetvédelmi Közlemények 11: 271–279.

EYRE M. D. & LUFF M. L. (2002): The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in conservation assessments of exposed riverine sediment habitats in Scotland and northern England. – Journal of Insect Conservation 6: 25–38.

FREUDE H. (1976): Familie: Carabidae (Laufkäfer). – In: FREUDE H., HARDE K. W. & LOHSE G. A. (eds.). Die Käfer Mitteleuropas Band. 2. Goecke & Evers Verlag, Krefeld.

GAUBLOMME E., DHUYVETTER H., VERDYCK P. & DESENDER K. (2005): Effects of urbanisation on carabid beetles in old beech forests. – In: LÖVEI G. L. & TOFT S. (eds.). European Carabidology 2003. Proceedings of the 11th European Carabidologists' Meeting, DIAS Report 114, pp. 111–123.

GRAY J. S. (1989): Effects of environmental stress on species rich assemblages. – Biological Journal of the Linnean Society 37: 19–32.

GODEFROID S. & KOEDAM N. (2003): Distribution pattern of the flora in a peri-urban forest: an effect of the city-forest ecotone. – Landscape and Urban Planning 54: 1–17.

HŮRKA K. (1996): Carabidae of the Czech and Slovak Republics. – Kabourek, Zlin, Czech Republic.

ISHITANI M., KOTZE D. J. & NIEMELÄ J. (2003): Changes in carabid beetle assemblages across an urban-rural gradient in Japan. – Ecography 26: 481–489.

LEGENDRE P. & LEGENDRE L. (1998): Numerical Ecology. – Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands.

LÖVEI G. L., MAGURA T., TÓTHMÉRÉSZ B. & KÖDÖBÖCZ V. (2006): The influence of matrix and edges on species richness patterns of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in habitat islands. – Global Ecology and Biogeography 15: 283–289.

MAGURA T., ELEK Z. & TÓTHMÉRÉSZ B. (2002): Impacts of non-native spruce reforestation on ground beetles. – European Journal of Soil Biology 38: 291–295.

MAGURA T., TÓTHMÉRÉSZ B. & BORDÁN ZS. (2000): Effects of nature management practice on carabid assemblages (Coleoptera: Carabidae) in a non-native plantation. – Biological Conservation 93: 95–102.

MAGURA T., TÓTHMÉRÉSZ B. & ELEK Z. (2003): Diversity and composition of carabids during a forestry cycle. – Biodiversity and Conservation 12: 73–85.

MAGURA T., TÓTHMÉRÉSZ B. & ELEK Z. (2005a): Impacts of leaf-litter addition on carabids in a conifer plantation. – Biological Conservation 14: 475–491.

MAGURA T., TÓTHMÉRÉSZ B. & HORNUNG E. (2006a): Az urbanizáció hatása a talajfelszíni ízeltlábúakra. – Magyar Tudomány 167(6): 705-708.

MAGURA T., TÓTHMÉRÉSZ B. & KÖDÖBÖCZ V. (2001): Effects of habitat fragmentation on carabids in forest patches. – Journal of Biogeography 28: 129–138.

MAGURA T., TÓTHMÉRÉSZ B. & MOLNÁR T. (2004): Changes in carabid beetle assemblages along an urbanisation gradient in the city of Debrecen, Hungary. – Landscape Ecology 19: 747–759.

MAGURA T., TÓTHMÉRÉSZ B. & MOLNÁR T. (2005b): Species richness of carabids along a forested urban-rural gradient in eastern Hungary. – In: LÖVEI G. L., & TOFT S. (eds.). European Carabidology 2003. Proceedings of the 11th European Carabidologists' Meeting, DIAS Report 114, pp. 209–217.

MAGURA T., TÓTHMÉRÉSZ B. & LÖVEI G. L. (2006b): Body size inequality of carabids along an urbanisation gradient. – Basic and Applied Ecology (nyomtatás alatt).

MCDONNELL M. J., PICKETT S. T. A., GROFFMAN P., BOHLEN P., POUYAT R. V., ZIPPERER W. C., PARMELEE R. W., CARREIRO M. M. & MEDLEY K. (1997): Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. – Urban Ecosystems 1: 21–36.

MCINTYRE N. E., RANGO J., FAGAN W. F. & FAETH S. H. (2001): Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. – Landscape and Urban Planning 52: 257–274.

NIEMELÄ J., KOTZE J., ASHWORTH A., BRANDMAYR P., DESENDER K., NEW T., PENEV L., SAMWAYS M. & SPENCE J. (2000): The search for common anthropogenic impacts on biodiversity: a global network. – Journal of Insect Conservation 4: 3–9.

NIEMELÄ J., KOTZE J. D., VENN S., PENEV L., STOYANOV I., SPENCE J., HARTLEY D. & MONTES DE OCA E. (2002): Carabid beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) across urban-rural gradients: an international comparison. – Landscape Ecology 17: 387–401.

POUYAT R. V., MCDONNELL M. J. & PICKETT S. T. A. (1997): Litter decomposition and nitrogen mineralization in oak stands along an urban-rural land use gradient. – Urban Ecosystems 1: 117–131.

RAINIO J. & NIEMELÄ J. (2003): Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. – Biodiversity and Conservation 12: 489–506.

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2004): R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. (http://www.R-project.org).

SOKAL R. R. & ROHLF F. J. (1995): Biometry. – Freeman, New York, USA.

SPENCE J. R. & SPENCE D. H. (1988): Of ground beetles and men: introduced species and the synanthropic fauna of western Canada. – Memoirs of the Entomological Society of Canada 144: 151–168.

TONTERI T. & HAILA Y. (1990): Plants in a boreal city: ecological characteristics of vegetation in Helsinki and its surroundings, southern Finland. – Annales Botanici Fennici 27: 337–352.

TÓTHMÉRÉSZ B. (1995): Comparison of different methods for diversity ordering. – Journal of Vegetation Science 6: 283–290.

TÓTHMÉRÉSZ B. (1998): On the characterization of scale-dependent diversity. – Abstracta Botanica 22: 149–156.

TÓTHMÉRÉSZ B. (2005): Diversity Characterizations in R. – In: LÖVEI G. L. & TOFT S. (eds.). European Carabidology 2003. Proceedings of the 11th European Carabidologists' Meeting, DIAS Report 114, pp. 333–344.

TÓTHMÉRÉSZ B. & MAGURA T. (2005a): Affinity indices for environmental assessment using carabids.– In: LÖVEI G. L. & TOFT S. (eds.). European Carabidology 2003. Proceedings of the 11th European Carabidologists' Meeting, DIAS Report 114, pp. 345–352.

TÓTHMÉRÉSZ B. & MAGURA T. (2005b): Diversity and Scalable Diversity Characterizations. – In: LÖVEI G. L. & TOFT S. (eds.). European Carabidology 2003. Proceedings of the 11th European Carabidologists' Meeting, DIAS Report 114, pp. 353–368.

VENN S. J., KOTZE D. J. & NIEMELÄ J. (2003): Urbanization effects on carabid diversity in boreal forests. – European Journal of Entomology 100: 73–80.

The influence of human disturbance on Carabids in Transsylvania, Roumania

MÁTHÉ I. & BALÁZS E.

We have tested the effect of disturbance on carabid assemblages in a natural, moderately disturbed and strongly disturbed forest in Transsylvania, Roumania. Sampling arrangement was according to the GLOBENET protocol. There were 4 sites in each area with 10 traps in the site, operated from May to September in 2004. Altogether, we trapped 3651 individuals of 38 species. Our result support the medium disturbance hypothesis, because both the number of species and the Shannon diversity was the highest in the moderately disturbed forest. The average number of individuals, number of species and Shannon diversity were significantly different for the sites. The highest value was observed in the moderately disturbed forest, while the lowest ones in the strongly disturbed forest. The scale-dependent diversity characterization by the Rényi diversity shows that the structure of the natural and moderately disturbed forest was similar; the natural forest was more diverse. In the strongly disturbed forest the number of rare species was relatively high compared to the two other forest. The natural and moderately disturbed forest were more diverse for the frequent species than the strongly disturbed one. Cluster analysis revealed that the sites of the strongly disturbed forest were different from the sites of the two other forests. The sites of the natural and the moderately disturbed forest were also on a separated branch of the tree diagram.

Keywords: GLOBENET, medium disturbance hypothesis, pitfall trapping.