

## Kisemlősök közösségi szintű monitorozása két erdei élőhelyen (Bükkháti-erdő — Baranya megye, Lankóci-erdő — Somogy megye)

<sup>1</sup> HORVÁTH GYŐZŐ — <sup>2</sup> SÁRKÁNY HENRIK — <sup>3</sup> MOLNÁR DÁNIEL

<sup>1</sup> University of Pécs, Department of Zootaxonomy and Synzooology, H-7624 Pécs Ifjúság útja 6., HUNGARY

<sup>2</sup> H-7624 Pécs Megyeri tér 11., HUNGARY

<sup>3</sup> H-1038 Budapest Ibolya u. 3., HUNGARY

HORVÁTH GY — SÁRKÁNY H — MOLNÁR D.: *Community-level monitoring of small mammals in two forest habitats (Bükkhát-forest: Baranya county; Lankóci-forest: Somogy county)*

**Abstract:** The monitoring of small mammal communities in South-Hungary was done using capture-mark recapture in an oak-hornbeam forest (*Quercus robur-Carpinetum*) in the Drava lowlands between 1994—2002, and in a 1-hectare lowland alder gallery forest (*Paridi quadrifoliae-Alnetum*) in the upper Drava-section between 2000—2002. Trapping was done in 5-night sessions. A total of 10 small mammal species were revealed in the oak-hornbeam forest, with three populations showing dominance (*Clethrionomys glareolus* (Schreber), *Apodemus flavicollis* (Melchior), *Apodemus agrarius* (Pallas)). There were 12 small mammal species in the lowland alder gallery forest, with *C. glareolus* having high density. Shannon-diversity along the forest edge — closed forest gradient had significant decreasing trend in one year only, thus the hypothesis of alpha-diversity decreasing from ecotone zone towards closed forest could not be confirmed by statistics for most of the years. In spatial analyses, b-diversity values well expressed the mosaic character of the habitat. When the ecotone-closed forest gradient was analysed, greater differences between b-diversities of sampling units were revealed mostly in cases of the character-species having lower abundance values in the community.

**Keywords:** small mammal community, diversity, forest habitat, monitoring

### Bevezetés

A biológiai források felmérésében első lépés a biodiverzitás becslése, adott térben és időben a fajgazdagság megállapítása (WILSON *et al.* 1996). A természetközeli területek egyre inkább degradálódnak, az adott populációk, közösségek egyre kisebb területre szorulnak vissza, vagy egy adott területről teljesen el is tűnhetnek, így a regionalitás szintje mellett a tájökölógiai skálán végzett felmérések is fontossá váltak (FORMAN és GORDON 1986, MERRIAM 1984, OPDAM 1988). Ezek a problémák a közép-európai mérsékeltövi erdők tekintetében is megjelentek, mert a természetes környezet erdőtenitése, az intenzív erdőgazdaság megerősödése, a mezőgazdaság fejlődése és az urbanizáció azt eredményezte, hogy az elsődlegesen erdővel borított, majd mezőgazdasági területekkel tarkított erdős tájból teljesen mezőgazdasági terület, végül ipari és urbanizált táj alakult ki. A megmaradt erdőkben is jelentős hatása van az erdőgazdaságnak, amely a vegetáció átalakításával befolyásolja az ott élő közösségek összetételét, szerkezetét.

Európában több mérsékeltövi erdőtípusban végeztek rövidebb idejű populációdinamikai felmérést, vagy hosszabb távú csapdázással populáció szintű kutatást. Bükkös erdő fajainak komplex populációdinamikai leírását adta meg JENSEN (1975), míg Írországból SMAL és FAIRLEY (1982). Rövidebb intervallumú kutatásokban vizsgálták a különböző korú és állapotú, művelés alatt álló erdőtagok kisemlős-fajösszetételét (HANSSON 1978, JENSEN 1984). Folyóparti vegetációban (*Fraxino-Ulmetum*) öt éves populációdinamikai vizsgálatot közölt HAFERKON (1994), amelyben a csapdázott fajaink közül a sárganyakú erdeiegér, *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834) és a vöröshátú erdeipocok, *Clethrionomys glareolus* (Schreber, 1780) demográfiai változását elemezte. A mérsékelt övi erdőkre vonatkozóan a fenti két populáció esetében a hosszú távú lengyel kutatásokat foglalt össze PUCEK *et al.* (1993), vizsgálva az időjárás, a táplálékkínálat és ragadozás hatását a populációk dinamikájára.

Magyarországon 1991-ben indult be az Erdei Ökoszisztéma Rezervátum program, amely során eddig 71 erdőrezervátumot jelöltek ki. Ennek elsődleges célja, hogy a fragmentumokban még megtalálható értékes erdőtársulásokat fenntartsák, a természetes, vagy természetközeli életközösségek ökológiai és evolúciós folyamatait biztosítsák. Ezek mellett mind alapkutatói, és mind természetvédelmi szempontból is fontos azon célkitűzés, hogy ezen folyamatok kutatása, illetve monitorozása e természetvédelmi oltalom alatt álló területeken megvalósuljon (MARGÓCZI és KELEMEN 1997). A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Program keretében (NBmR) V. projektként szerepel az „Erdőrezervátumok — kezelt lombos erdők” monitorozásának terve, melynek kidolgozásához az erdőrezervátumok hosszú távú fenntartásának már korábban megfogalmazott irányelvei képezték alapját (HORVÁTH F. 1999). Kisemlős populációdinamikai kutatásunkat 1994-ben kezdtük meg a Dráva-menti síkság erdőrezervátuma mellett egy *Quercus robur-Carpinetum* vegetációjú erdőtagban (Bükkháti-erdő). Az NBmR keretében a Dráva felső szakaszának biodiverzitás monitorozásában, mint kiemelt programban, 2000-ben kezdtük meg egy újabb erdei élőhely (*Paridi quadrifoliae-Alnetum* vegetációjú erdőtag — Lankóci-erdő) csapdázásos vizsgálatát.

Jelen munka célja, hogy a két erdőtípus azonos időszakban kapott (2000–2002) kisemlős csapdázások eredményeit közösségi szempontból összehasonlítsa. Elemezzük a két élőhelyen kimutatott kisemlős közösség összetételét, abundancia viszonyait (1), a diverzitás éves változását (2), valamint az erdőszegélyek hatásának figyelembe vételével a szegély-zárterdő gradiens mentén a diverzitás térbeli változását (3).

### Anyag és módszer

#### A vizsgált területek leírása

Első mintavételi kvadrátunk Dél-Magyarországon, Baranya megyében Vajszló és Páprád (É 45°51', K 18°00') települések között a Dráva-menti síkságon helyezkedik el. A kijelölt 1 ha-os terület, amely egy gertyános-tölgyes (*Quercus robur-Carpinetum*) erdőtagot fed le. A csapdaháló területén a vegetáció négy szintjét különítettük el. A felső lombkoronaszint magassága 25 m, borítása 50–70 %. A területen jelentős az 1–4 m magasságú, 25–90 % borítású cserjeszint, valamint a terület nagy részén található, 90–100 %-os borítású gyepszint. Az olyan foltokban, ahol igen kevés és alacsony, 0–30 %-os borítású az aljnövényzet, jelentős az avarborítás vagy csupasz talajfelszín van. Ez utóbbi kiterjedése a növényzet regenerálódásával csökkent, mivel az utóbbi négy évben a területen nem folyt erdészeti beavatkozás.

A Dráva felső szakasza mentén egy síkvidéki égerligetben (*Paridi quadrifoliae-Alnetum*) is 1 hektáros erdőtagot választottunk ki mintaterületként, amely szegélyzónával, ecotonnal határolt. A kiválasztott erdőtag a bő csapadék hatására változatos aljnövényzetű, több, sással borított nagyobb folttal. Ezek a foltok a téli és tavaszi csapadékos időszak következtében vízállásos területekké alakulnak. A kiválasztott erdőtag egyik éle mentén erdészeti út halad, amely barrierként választja el a mintavételi területet a szemben lévő magasasos nyílt területtől. A változatos aljnövényzet mellett a régi, korhadt, mohapárnával benőtt tuskók rendkívül jó búvóhelyeket jelentenek a kisemlősöknek, és alkalmas helyeket a csapdák elhelyezésére.

#### Csapdázási metodika

A Bükkháti-erdő területén már 1994 óta havi rendszerességgel folyik az ott élő kisemlős közösség monitorozása. Jelen munkában a 2000-től 2002-ig terjedő három év adatait dolgoztuk fel. A kijelölt mintaterületen 11×11-es, egymástól 10 m-re lerakott élvefogó dobozcsapdákból álló 1 ha-os hálóból csapdáztunk. 2000. februártól novemberig, majd 2001-ben és 2002-ben februártól októberig öt éjszakai mintavételezést végeztünk. A két terület kisemlős közösségének elemzésénél azon mintavételi hónapok adatait használtuk fel, mikor mindkét területen párhuzamosan történt mintavétel.

A Lankóci-erdő területén a 2000-től 2002-ig terjedő időszak alatt a metodika csak a mintavétel gyakoriságában különbözött a Bükkháti-erdő területén alkalm-

zott módszertől. A csapdázások ideje 2000-ben szeptemberben és októberben volt, 2001-ben júniusban, augusztusban és szeptemberben, 2002-ben júniusban, júliusban és októberben történt a mintavételezés.

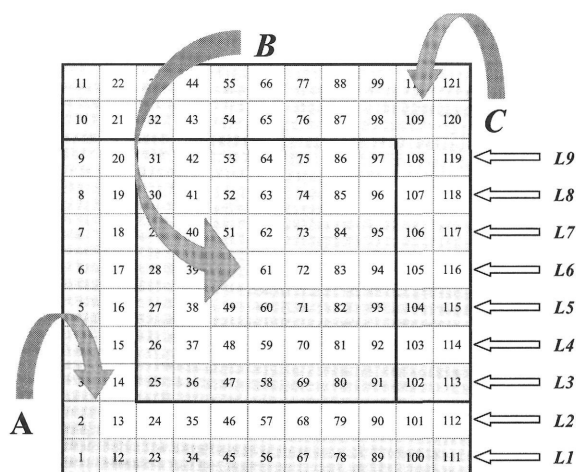
Csalétekként szalonnát és ávizskivonattal és növényi olajjal megkevert gabonamagvakat használtunk. Naponta két ellenőrzést végeztünk, reggel 7<sup>00</sup>-tól és este 19<sup>00</sup>-tól, napközben a csapdák élesre állított állapotban voltak. A megfogott állatok egyedi jelölésére az első lábujjperc eltávolítását alkalmaztuk (BEGON 1979, NICHOLS és CONLEY 1982). A csapdázások során feljegyeztük az állat nemét (nőstényeknél graviditást, laktálást is feltüntetve), korát, tömegét.

#### Az adatfeldolgozás módszerei

Fogási adatainkat Access adatbázisban tároltuk és a Manly-Parr-féle fogásnaplár módszer szerint dolgoztuk fel. A számításainkat egyrészt a kvadrát, vagyis az 1 ha-os terület teljes egészére végeztük el és a csapdázott fajok egyedszám adatainak 100 csapdaéjszakára standardizált értékeit adtuk meg.

Mivel a csapdaháló két éle a kijelölt erdőtag két szélét, szegélyzónáját érintette, ezért adatainkat térben is elemeztük, a kvadrát szektorokra történő osztásával (1. ábra). A mintaháló alapján a kvadrátot három, egy külső (A), a szegélyzónákat magábanfoglaló, középső (B), és belső (C), a zárt erdő felé eső szektorra osztottuk. A kvadrát belső szektorában (B) 49 csapda volt, míg a két másik szektor (A és C) 36–36 csapdát tartalmazott. Ennek alapján minden év adataiból mindhárom szektorra is kiszámítottuk az átlagos egyedszámot.

A két területen kimutatott kisemlős közösséget először a Shannon-Wiener diverzitással jellemeztük. A diverzitás számításával párhuzamosan a faj-egyöntetűséget, vagy röviden egyenletességet is meghatároztuk (PIELOU 1975). A diverzitások statisztikai összehasonlítására *t*-tesztet, valamint a mintapárok diverzitásbeli



1. ábra. A mintavételi területek kvadrát szektorai (2000-2002)

különbségének további elemzéséhez Rényi-féle diverzitási rendezést alkalmaztunk. A számításokhoz a NuCoSA 1.05, valamint a DivOrd 1.50 programcsomagot használtuk (TÓTHMÉRÉSZ 1996, 1997, 1998). A diverzitás és egyenletesség számításokat először a teljes kvadrát adatai alapján minden évben elvégeztük és összehasonlítottuk a különböző vizsgálati éveket. A számításokat minden év adataiból a kvadrátszektorokra is elvégeztük.

Mivel a b-diverzitás a közösség mozaikosságáról ad információt, a teljes mintaterületen kimutatott közösséget az A—C mintaegységek adatainak felhasználásával  $\beta$ -diverzitással is jellemeztük, amihez a Whittaker-indexet ( $\beta_w$ ) alkalmaztuk, a BioDAP (GORDON 1997) program felhasználásával:

$$\beta_w = \frac{ST}{aver(S)} - 1$$

ahol a mintapárok átlagos fajszámát ( $aver(S)$ ) vetettük össze az össz fajszámmal ( $ST$ ) (TÓTHMÉRÉSZ 1998). A szegélyterület-zárt erdő gradiens irányának megfelelően a mintavételi egységek adataiból Shannon-indexet is számítottunk és megvizsgáltuk, hogyan változik a közösség  $\alpha$ -diverzitás értéke a szegélyzónától a zárt erdő felé.

## Eredmények

### A két mintavételi terület kisémlős közösségének abundancia adatai

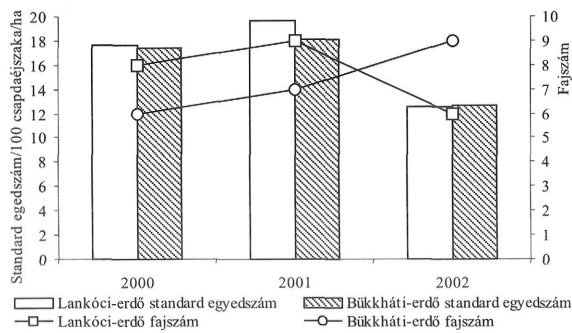
A három éves (2000—2002) mintavételi periódus alatt mindkét mintavételi területről összesen 1564 kisémlős példányt sikerült megfognunk, ebből a Bükkháti-erdőben 6 rágcsáló és 3 cickány faj 768 egyedét, míg a Lankóci-erdőben 5 rágcsáló és 5 cickány faj 796 egyedét azonosítottuk.

A két területről összesen 12 kisémlősfajt sikerült kimutatni. Egyes fajok mindkét területen, minden egyes mintavételi év során magasabb példányszámban kerültek megfogásra, így ezek a fajok — mint a mérsékelt-óvi lombos erdők jellemző karakter fajai — a közösség meghatározó, domináns populációi. Ilyen jellegzetes fajok például a vöröshátú erdei pocok (*C. glareolus*) és a sárganyakú erdeiegér (*A. flavicollis*). Ezzel szemben más fajok, melyek alacsony egyedszámmal voltak képviselve, két csoportra oszthatóak. Egyrészt, mint a mintavételi kvadráttal érintkező nyílt területről bevándorló fajok, például a pirók erdeiegér, *Apodemus agrarius* (Pallas, 1771) és a földi pocok, *Microtus subterraneus* (de Sélys Longchamps, 1836), amelyek a nyílt területen bekövetkező denzitásnövekedésük és az onnan történő elvándorlásuk következtében jelennek meg az erdei területeken. Másrészt olyan fajok is előfordulnak, melyek nem kizárólag erdei élőhelyhez kötődnek, kedvelik a vizes, dús aljnövényzetű, bő vízellátottságú területeket (pl. vízicickány fajok (*Nemomys spp.*), amely ökológiai faktorok a Lankóci-erdő égerligetében is adtak voltak számukra. Így ezek a fajok a szárazabb erdőtülsőségekben, mint az általunk vizsgált Bükkháti-erdő, nem jellemzőek, ezért a Lankóci-erdőben a terület vízellátottságát jelző, indikátor értékű fajkként azonosíthatók. Azokban az években, amikor az égerligetben az évi csapadék mennyisége csökkent és ennek következtében a mintavételi terület száradása megindult, a *Neomys* fajok eltűntek a területről és helyükre a szárazabb élőhelyeket kedvelő *Crocidura* és *Microtus* fajok vették át (1. táblázat).

Annak ellenére, hogy a Lankóci-erdő területén 2000 előtt még nem folyt kisémlős kutatás, a mintavételezés sikeres volt, mivel a mintavételi évek során az összegegyedszám tekintetében a Bükkháti-erdő gyertyános-tölgyes erdőtagjában élő közösség méretéhez képest közel azonos számú kisémlős egyed tudunk megfogni

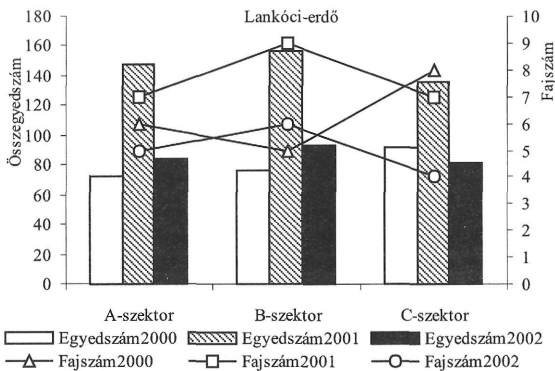
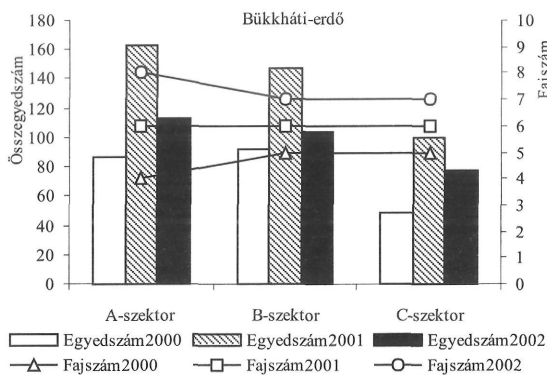
1. táblázat: A két kisémlős közösség fajainak éves egyedszám értékei

Csapdázási évek Fajok	2000		2001		2002	
	Bükkháti-erdő	Lankóci-erdő	Bükkháti-erdő	Lankóci-erdő	Bükkháti-erdő	Lankóci-erdő
<i>S. araneus</i>	2	14	8	17	13	35
<i>S. minutus</i>	-	-	1	8	4	-
<i>C. leucodon</i>	2	-	4	-	5	-
<i>C. suaveolens</i>	-	-	-	3	-	10
<i>N. fodiens</i>	-	6	-	-	-	-
<i>N. anomalus</i>	-	6	-	3	-	-
<i>C. glareolus</i>	58	175	146	285	90	149
<i>M. arvalis</i>	-	-	-	-	1	-
<i>M. subterraneus</i>	-	1	-	10	2	5
<i>A. agrarius</i>	68	2	56	13	25	1
<i>A. sylvaticus</i>	9	2	7	2	82	-
<i>A. flavicollis</i>	71	7	107	15	7	27

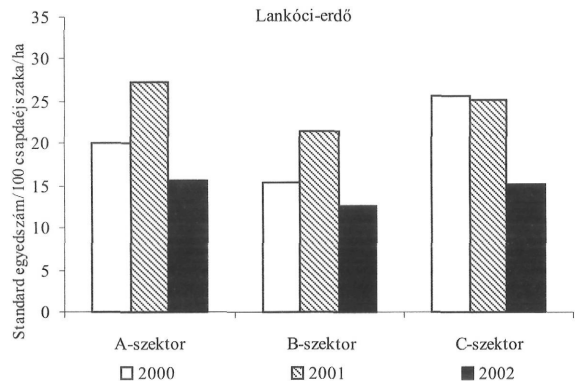
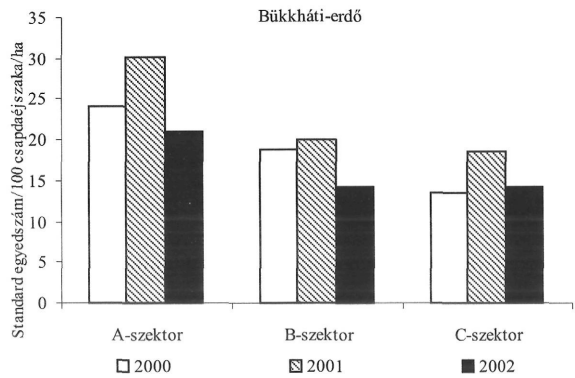


2. ábra: A mintavételi területeken kimutatott populációk standardizált egyedszámának és fajszámának éves változása 2000–2002-ben

(2. ábra). Az egyedszám adatokból látható, hogy a legeredményesebb év 2001 volt, ugyanis ekkor fogtuk meg a legtöbb egyedeket. Az égerligetben 2000-ben kimutatott 8 faj alapján a terület a másik vizsgált erdőtag azonos időben regisztrált 6 fajához viszonyítva fajgazdagabbnak mutatkozott, majd 2001-ben mindkét területen a fajszám kismértékű növekedését tudtuk kimutatni. A gyertyános-tölgyes erdőtagban ez a növekvő trend folytatódott 2002-ben is, míg az égerligetben kijelölt mintavételi területen a ritkább fajok eltűnésének következtében a fajszám csökkent.



3. ábra: A mintavételi területeken csapdázott közösségek szektorokban kapott összegyedszám értékei 2000–2002-ben

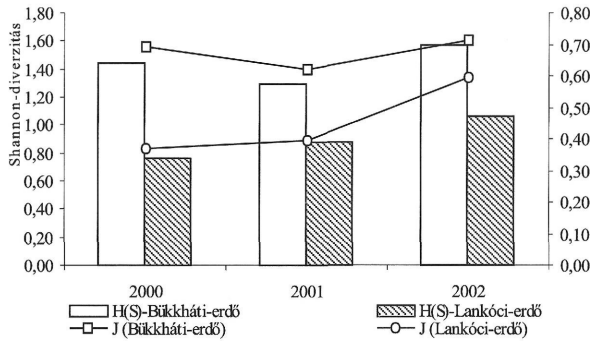


4. ábra: A mintavételi területeken csapdázott közösségek szektorokban kapott standard egyedszám értékei 2000–2002-ben

Az egyes mintavételi éveken kapott egyedszám értékek statisztikai összehasonlítása során nem tudtunk szignifikáns különbséget kimutatni. Az egyedszámadatakat a mintavételi kvadrát szektorainak megfelelően is értékeltük (3. ábra). Az éves változások trendje a szektorok összegyedszám értékeiben is megmutatkozott. Az A- és C-szektor mintavételi pontjainak száma eltért a B-szektorétól, ezért adatainkat a szektorokra számított 100 csapdaéjszakára standardizáltuk (4. ábra). A standardizált adatok alapján a Bükkháti-erdőben a nyílt zónával érintkező A-szektor felől a C-szektor felé haladva az egyedszám csökkenése volt jellemző. Ezzel szemben a Lankóci-erdő területén az A–B-szektorokhoz viszonyítva a nyílt terület - zárt erdő gradiens mentén a C-szektorban az egyedszám növekedését figyeltük meg, ami 2000-ben meg is haladta az A-szektor értékét.

#### A vizsgált erőtagok kismélységi közösségeinek diverzitás viszonyai ( $\alpha$ -diverzitás)

A két vizsgálati területen kimutatott közösségét először az éves adatokból számított Shannon-diverzitás értékekkel jellemeztük (5. ábra). A mintavételezésünk során a Bükkháti-erdő területének éves diverzitás és



5. ábra: A kisémlős közösség éves Shannon-diverzitás értékei a teljes kvadrát adatai alapján.

egyenletesség értékei magasabbak voltak, mint a Lankóci-erdő területén mért értékek. A három vizsgálati év során a diverzitás értéke az ártéri ligeterdő területén növekedett, míg a gyertyános-tölgyes erdőben a diverzitás 2001-ben történt átmeneti csökkenését követően 2002-ben érte el a legmagasabb értéket. Az egyenletesség éves alakulását tekintve a gyertyános-tölgyes erdőtagban az egyedek fajok közötti megoszlása magasabb volt, mint az égeres ligeterdő területén. A Bükkháti-erdőben 2002-ben mért legmagasabb diverzitás érték szignifikánsan nagyobbak bizonyult a 2000-ben és 2001-ben mért értékekénél. A mintavétel első két évre kapott diverzitások között a *t-próba* nem mutatott különbséget. A Lankóci-erdő területének éves adatait összehasonlítva hasonló eredményre jutottunk, a 2002-es év diverzebbnek bizonyult a 2000-es és 2001-es éveknél (2. táblázat). A két terület azonos mintavételi éveire kapott értékeinek összevetésében a *t-próba*

alapján a Bükkháti-erdő diverzitása mindhárom mintavételi év tekintetében szignifikánsan magasabb volt a Lankóci-erdő diverzitásánál (3. táblázat).

A Rényi-féle diverzitási rendezések a két terület azonos mintavételi éveinek összehasonlítása során azt mutatták, hogy a 2000-es és 2001-es évben a két terület profílija alacsony skálaparamétereknél metszi egymást, így ezekben az években diverzitásuk alapján a két terület nem rendezhető (6. ábra). Ezzel szemben a 2002-es év adatai alapján elvégzett diverzitási rendezés megerősítette a *t-próbával* kapott eredményünket, amely a Bükkháti-erdő magasabb diverzitását igazolta.

Mindkét módszerrel elvégeztük az egyes mintavételi szektorok diverzitás adatainak az összehasonlítását is. Azt vártuk, hogy a nyílt területtel érintkező A-szektorban magasabb diverzitás értékeket kapunk, mint a beljebb fekvő B- és különösen a C-szektorokban, ugyanis a szomszédos nyílt területen élő fajok migrációjuk következtében az A-szektor területén jelennek meg a legnagyobb valószínűséggel és ezért megnövelik az itt kimutatható közösség diverzitását. A Bükkháti-erdő szektorainak adatai azt mutatták, hogy az A-szektor diverzitása minden mintavételi évben magasabb a beljebb fekvő másik két szektor Shannon-értékénél. Ennek ellenére a *t-próba* alapján csak 2002-ben az A-szektor vs. B-szektor összehasonlításában kaptunk szignifikáns különbséget ( $t = 2.34, p < 0.02$ ). A Lankóci-erdő területén az azonos években két esetben kaptunk értékelhető különbséget a B- és C-szektorok adatainak összevetése során. Míg 2000-ben a C-szektor közössége szignifikánsan diverzebb volt ( $t = 2.01, p < 0.05$ ), addig 2002-ben a B-szektor esetén regisztráltunk magasabb Shannon-értéket ( $t = 3.32, p < 0.001$ ). A 2000-ben kapott meglepő eredmény oka, hogy a C-szektor területén jelentek meg azok a fajok, amelyeket elsősorban a nyílt

2. táblázat: A két terület éves Shannon-diverzitás értékeinek összehasonlítása *t-próbával*

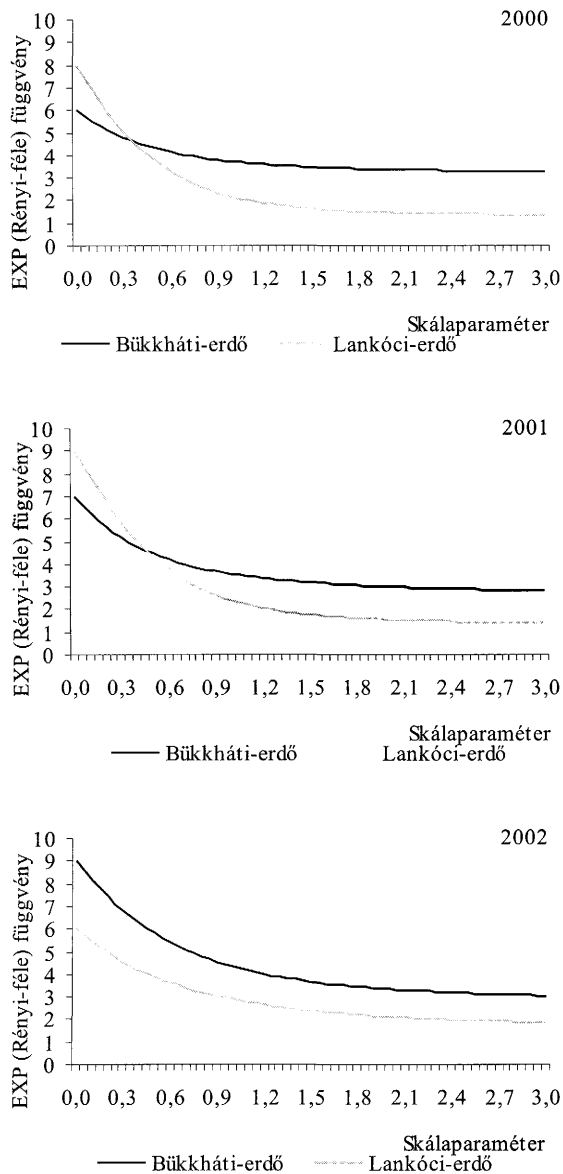
Mintavételi évek	Bükkháti-erdő		Lankóci-erdő	
	2000	2001	2000	2001
2000				
2001	$t = 0.65$		$t = 0.96$	
2002	$t = 2.05^*$	$t = 2.58^{**}$	$t = 2.76^{***}$	$t = 1.99^*$

\*:  $p < 0.05$ , \*\*:  $p < 0.02$ , \*\*\*:  $p < 0.01$

3. táblázat: Az éves Shannon-diverzitás értékek összehasonlítása *t-próbával*

Lankóci-erdő	Bükkháti-erdő	2000	2001	2002
	2000		$t = 5.66^{***}$	
2001			$t = 4.82^{***}$	
2002				$t = 4.49^{***}$

\*:  $p < 0.05$ , \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$



6. ábra: A bükkháti-erdő és a Lankóci-erdő azonos mintavételi éveinek diverzitási rendezése (2000–2002)

zónával érintkező A-szektorban, vagy kissé beljebb a B-szektorban vártunk volna, mint ezt a 2002-es adataink mutatták.

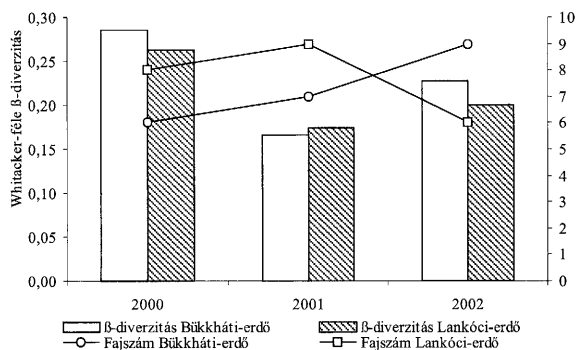
A diverzitási rendezések a Bükkháti-erdőben csak a 2002-es adatoknál mutattak értékelhető különbséget a szektorok diverzitás értékei között. Ebben az esetben az A-szektor diverzitása magasabb volt, mint a másik két beljebb fekvő szektoré. A Lankóci-erdő diverzitási rendezéseinél a 2000-es adatok alapján az A- és C-szektor fogási eredménye magasabb diverzitást mutatott a B-szektorhoz képest. A 2001-es mintavételi év adatai alapján a B- és a C-szektor diverzitási profilja ugyan nem metszette egymást, de szoros, párhuzam-

os lefutásuk miatt a diverzitás profilok közötti statisztika nem támasztotta alá a rendezhetőséget, vagyis a diverzitásbeli különbséget. Az utolsó mintavételi évünkben mindhárom szektor diverzitási profilja jól elkülönült, a diverzitási rendezés kimutatta az A- és B-szektor magasabb diverzitását a zárt erdő felé eső legbelső C-szektorhoz képest.

Az éves összehasonlítások során a Bükkháti-erdő kisemlős közössége diverzebb volt, mint a Lankóci-erdőben kimutatott közösség. Ezt az eredményt a *t*-próba minden egyes vizsgálati évben statisztikailag is igazolta, míg a Rényi-féle diverzitási rendezések csak a 2002-es évben mutattak különbséget a két terület diverzitása közt. Ez az eltérés mind a tér, mind az időbeli elemzések során megmutatkozott. Megvizsgáltuk a Shannon-értékek éves változásait is, amelyre a teljes mintavételi periódust tekintve a Lankóci-erdőben növekvő tendencia volt jellemző. Mind a Bükkháti-, mind a Lankóci-erdőben a legmagasabb értéket 2002-ben regisztráltuk, azonban az égerligetben kimutatott diverzitás növekedést a gyertyános-tölgyes erdő adatai nem mutatták. A térbeli vizsgálatok során kimutattuk az erdőszegélytől (A-szektor) a zárt erdő (C-szektor) irányában haladva a diverzitás csökkenését.

#### Az erdőszegély — zárt erdő gradiens vizsgálata ( $\beta$ -diverzitás)

Mindkét terület közösségét  $\beta$ -diverzitással is jellemeztük, mivel ez a mutató a közösség variabilitását, mozaikosságát fejezi ki. A számítást két mintavételi lépték, a szegély-zárt erdő gradiensnek megfelelő ABC-szektorok és az L-alakú mintavételi területek fogási adatai alapján végeztük. Az előbbi esetben az ABC-szektorokra eső átlagos fajszámot használtuk fel, amely alapján mindhárom mintavételi évről alacsony  $\beta$ -értékeket kaptunk (7. ábra). A 2000-ben és 2002-ben kapott érték magasabb, mint a 2001-es, amelynek oka, hogy ezekben az években a nagyobb térbeli lépték (ABC-szektor) esetén mindkét mintavételi területet szektoraiban kimutatott faji összetétel jobban eltért egymástól, mint 2001-ben. Meglepő, hogy a



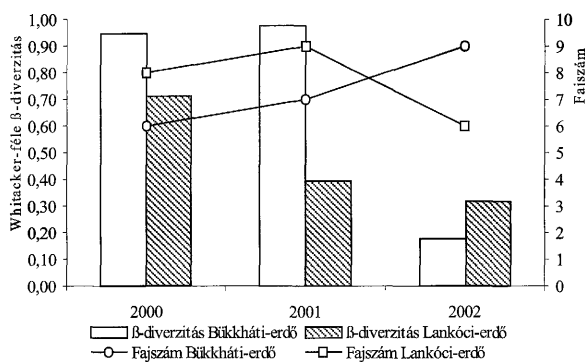
7. ábra: A két terület fajszámának és  $\beta$ -diverzitás értékének változása a nagyobb térbeli léptéket jelentő ABC-szektorok adatai alapján (2000–2002)

Lankóci-erdőben éppen a 2001-ben mért érték lett a legalacsonyabb, hiszen ebben az évben sikerült erről a területről a legtöbb fajt megfognunk.

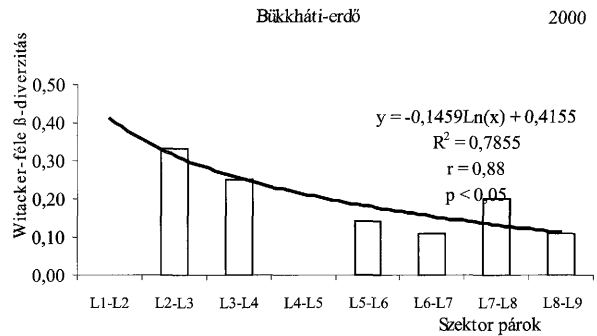
Azt vártuk, hogy minél több faj kerül megfogásra az adott területről, annál magasabb  $\beta$ -értéket fogunk kapni. A vizsgált területeken a fajszám változását elsősorban az alacsony abundanciával jellemezhető fajok határozták meg, amelyek alacsony denzitásuk következtében várhatóan nem lehettek jelen minden egyes mintavételi szektorban. Azonban itt ki kell térnünk a Lankóci-erdőben fogott ritka fajok két csoportjára. Elsősorban a külső, A-szektort a nyílt területekről immigráló, nem tipikusan erdőlakó fajok érintették (pl. *M. subterraneus*). Az égerliget sásos aljnövényzetű foltjaiban a vizes élőhelyeket kedvelő fajok (*Neomys spp.*) kerültek elő. Ezért a Lankóci-erdőben a ritka fajok térbeli eloszlásában nem volt olyan különbség, amely a  $\beta$ -diverzitás értékét megnövelte volna. Tehát a ritka fajok által meghatározott diverzitás mozaikossága kisebb, mivel minden szektorban ki tudunk mutatni ilyen ritkább, kis egyedszám értékkel jellemezhető fajt.

Amennyiben a szegély-zárt erdő gradiens finomabb térbeli léptékei alapján számítottuk az átlagos fajszámot, akkor ebben a finomabb térbeli megközelítésben magasabb  $\beta$ -értéket kaptunk (8. ábra). Mindkét terület esetén a finomabb mintavételi skálázás jobban kifejezte a terület közösségének mozaikosságát.

A Bükkháti-erdőt tekintve az alacsony fajszám ellenére 2002–2001-ben kaptunk magas  $\beta$ -értéket. Ebben a két évben a területen nagy denzitás maximumot elérő *A. agrarius* populációja a korábbi évektől eltérően összeomlott, így e nagyobb térigényű faj alacsonyabb egyedszáma lehetővé tette más fajok térbeli szétterjedését. A fajszám éves alakulását megvizsgálva látható, hogy a fajszám a ritkább fajok megjelenésének köszönhetően a mintavétel ideje alatt növekedett, azonban a fajok megoszlása a szektorok között nem volt egyenletes, így ezekben az években magas  $\beta$ -diverzitás értéket kaptunk. Ezzel szemben 2002-ben a gyertyános-tölgyes erdőtag alacsony mozaikossága azt mutatta, hogy ebben az évben az egyes szektorok fajszáma magas volt és csak kismértékben különbözött.



8. ábra: A kisemlős közösségre számított  $\beta$ -diverzitás értékek a finomabb térbeli léptéket jelentő L-szektorok adatai alapján (1994–2000)



9. ábra: Az L-szektorpárok közötti  $\beta$ -diverzitás értékének változása a szegélytől a zárt erdő felé haladva (Bükkháti-erdő, 2000)

A szegély-zárt erdő gradiensét úgy is elemeztük, hogy az egymás mellett fekvő L-mintaegységek között számítottuk ki a  $\beta$ -diverzitást, amellyel a mozaikosság gradiens menti változását elemeztük. Kiemelendő eredmény a Bükkháti-erdő területén a  $\beta$ -értékekben 2000-ben a zárt erdő irányában kapott csökkenő változás. A vizsgálatot tekintve csak ebben az egy esetben kaptuk az értékek egyértelmű trendjét, ami itt szignifikáns csökkenő logaritmusos változásként jelentkezett ( $r = 0,88$ ,  $p < 0,05$ ) (9. ábra). A Bükkháti-erdőtag vonatkozásában a még 2002-es eredmények emelendők ki, ahol a középső L-alakú szektorok viszonyában mutatunk ki magas  $\beta$ -diverzitás értéket. Ez az eredmény feltehetően annak következménye, hogy ebben az évben a ritkább fajoknak nagyobb teret engedtek a karakter populációk, így az ecoton zónához képest beljebb tudtak húzódní az erdőtagba. A Lankóci-erdő mintavételi kvadrátjában viszont két évben is (2001–2002) azt tapasztaltuk, hogy a belsőbb L-szektorpárok összehasonlításában kaptunk magasabb  $\beta$ -diverzitás értéket. Ennek feltételezhető okáról már fentebb írtunk, ugyanis ennél a finomabb mintavételezésnél is a ritkább *Neomys* fajok térbeli elhelyezkedése okozta az adott szektorok  $\beta$ -diverzitásának, vagyis a mozaikosság különbségét.

## Diszkusszió

Az 1994–2002 között a Bükkháti-erdő területén végzett kisemlős csapdázásos vizsgálatunk hazai viszonylatban már egy hosszabb távú felmérésnek, populációs és közösségi szintű monitorozásnak tekinthető. A korábban hazánkban végzett kutatások ennél kevesebb időintervallumúak voltak (DEMETER 1981, NÉMECZKI 1984, PALOTÁS 1986). Ezek a kutatások főként az adott élőhely kisemlős összetételéről, a közösségi szerkezetéről, a populációdinamika éven belüli változásáról szolgáltatott fontos eredményeket. Ezért elsősorban az eddigi kutatások rövidsége miatt nem kaptunk eredményeket arról, hogy egy kiválasztott mintavételi területen, egy jellemző habitattípusban hosszabb távon hogyan változik a kisemlős közösség szerkezete, fajösszetétele, hogyan változik a közösség diverzitás és egyenletesség értéke.

A NBmR programjainak elindítása és a Dráva felső szakaszának kiemelt monitorozási programja egyrészt lehetővé tette, hogy az erdei területen megkezdett vizsgálatainkat folytassuk és új erdei élőhelyek kisemlős csapdázását is elkezdjük. A Bükkháti-erdőben kijelölt vizsgálati területen ez alatt a 9 éves mintavételi periódus alatt összesen tíz kisemlősfajt mutattunk ki, amelyek közül az utóbbi három évben az *A. agrarius*, *A. flavicollis*, és *C. glareolus* viszonylag nagy létszámmal jelent meg a közösségben, ellentétben számos ritka fajjal, amelyek csak bizonyos években és csak kis létszámmal voltak kimutathatóak. A Lankóci-erdő területén 2000 őszén elkezdett vizsgálatunk során eddig itt is 10 kisemlősfajt fogtunk meg, amely eredmény faunisztikai szempontból meglehetősen hasonló a már 9 éve vizsgált területünk eredményéhez. Mindkét élőhely közösségében több ritkább faj jelent meg, mint színező elem, amelyek létszáma és térbeli eloszlása nagyban különbözött a két területen. A Bükkháti-erdő területén ilyen faj volt az erdei cickány, *Sorex araneus* Linnaeus, 1758, amely a csapadékosabb időjárás következtében 1996-tól jelent meg a területen, ellentétben a szárazabb élőhelyeket preferáló mezei cickánnyal, *Crocidura leucodon* (Hermann, 1780), amely az utóbbi három évben ismét magasabb létszámmal volt jelen. A *M. subterraneus* mindkét erdőt tekintve inkább a kvadrát szélső és középső részén, mint immigráló faj jelent meg. A 10 kimutatott faj mindkét monitorozott élőhelyet tekintve jó eredménynek tekinthető, a két vizsgált terület meglehetősen diverz, ha összevetjük más európai mérsékeltövi erdőkben végzett közösségi felmérésekkel. Az IBP programjában JENSEN (1975) bükkös erdőben végzett felmérései során 8 fajt regisztrált, két cickányt és hat rágcsálót. HAFERKORN (1994) kőris-szil ligeterdőben 6 fajt mutatott ki, de kellő adat birtokában csak három populáció dinamikáját tudta több éven keresztül nyomon követni. JUCHIEWICZ *et al.* (1996) a Kárpátokban végzett kisemlős közösségi kutatásokat bükkösben és fenyvesben, mindkét élőhelyen hat fajt tudott csapdázni, a két közösség diverzitás értékében azonban nem volt nagy különbség, bár statisztikai elemzéseket nem végzett. A három vizsgálati évből kettőben a fenyvesben volt diverzebb a kisemlős közösség.

A három összehasonlított év alapján a mintavételi területek diverzitása között mind a teljes kvadrát, mind a kvadrát szektorok adatai alapján különbséget tudunk kimutatni. A Bükkháti-erdő diverzebb kisemlős közösséggel jellemezhető, ami a diverzitás térbeli változásában is megnyilvánult. A diverzitás alakulását elsősorban a karakter fajok népességének változása befolyásolta, melyek közül a Bükkháti-erdőben az *A. agrarius*, mint invazív faj az őszi denzitás maximuma kialakulásakor csökkentette legjobban a közösség diverzitását. A Lankóci-erdő területén a *C. glareolus* volt az abszolút domináns karakterfaj, amely létszáma nagymértékben befolyásolta az itt kimutatott közösség diverzitását.

A szegély-zárt erdő gradiens vizsgálatában a Bükkháti-erdőnél mutattuk ki a diverzitás zárt erdő irányába történő, gradines menti csökkenését. Itt elsősorban az

*A. agrarius* populációra volt jellemző a nagyobb arányú megjelenés a szélső mintaegységekben, mint a középső és belső területeken. Ezt a jelenséget a faj szempontjából korábbi munkáinkban már vizsgáltuk (HORVÁTH *et al.* 1996, HORVÁTH *et al.* 2001). A 2000-es adatok alapján az *A. agrarius* ismét mutatta az őszi gyors denzitás növekedést és különösen a szélső kvadrátszektorban történő szétterjedést. A másik két karakterfaj (*A. flavicollis*, *C. glareolus*) ettől eltérően az egész mintavételi területen hasonló nagyságú relatív értékkel volt jelen. Ugyanakkor színező elemként megjelent a mezei pocok, *Microtus arvalis* (Pallas, 1779) és a *M. subterraneus*. A Lankóci-erdőben ezekből a fajokból csak az utóbbi, a földi pocok jelent meg immigráló fajként, ami a külső, ecoton zóna diverzitását növelte. Ezen a területen a cickányfajok közül a vizes élőhelyeket kedvelő *Neomys* fajok voltak a további diverzitás növelő ritkább fajok, amelyeket viszont a belsőbb szektorokban is kimutattuk, jelezve, hogy térbeli eloszlásukat elsősorban az élőhely választásuk, így a számukra alkalmas élőhelyfoltok eloszlása határozza meg.

A közösség mozaikosságának kifejezésére a Whittaker által ajánlott  $\beta$ w-diverzitást használtuk, mivel a Shannon-diverzitás értéke nem fejezi ki a terület mozaikosságát. A szegély-zárt erdő gradiens vizsgálatok azt mutatták, hogy az ecoton területtől a zárt erdő felé haladva a két terület közül a szárazabb, gyertyános-tölgyes erdőben volt egyértelmű a diverzitás és mozaikosság gradiens-szerű változása. A két, vegetációban és mikroklímális adottságokban eltérő mintavételi területen más összetételű és szerkezetű kisemlős közösséget mutattunk ki. A két közösségben a ritka fajok megjelenése és térbeli eloszlása egyrészt a nagy denzitású karakter fajoktól, illetve ezek létszámától függött, ami elsősorban a ritka, immigráló fajok behúzóódását szabályozta. Másrészt voltak olyan ritka fajok, amelyek térbeli eloszlását az ökológiai igényeiknek megfelelő élőhely választásuk határozta meg (nedves területek kedvelő cickányfajok), és ezekre a nagy denzitású rágcsáló fajok kevésbé voltak hatással. Az ökológiai igény szerinti élőhelyválasztás miatt ezeknél inkább az időjárási tényezők, elsősorban a csapadékviszonyok hatása érvényesült.

A hazánkban, 2000-ben beindult Nemzeti Biodiverzitást monitorozó Rendszer célul tűzte ki az erdei ökoszisztémák botanikai és zoológiai monitorozását, amelyben alprojektként fogalmazódott meg a kisemlősök populációs és közösségi szintű monitorozása a különböző kijelölt erdőrezervátumi területeken. Mind a nearktikus mind palearktikus mérsékeltövi régióban végzett kutatások bebizonyították, hogy a kisemlősök fontos indikátor objektumok, jelzik a terület degradációs folyamatait, a diverzitást csökkentő erdészeti beavatkozások káros hatásait, amit saját vizsgálataink is alátámasztottak. Ezen hét éves mintavételi periódus jó alapot szolgáltatott a monitorozási protokoll kidolgozásához, azonban mind zoológiai mind botanikai szempontból felmerült az a kérdés, hogy több erdőrezervátumot hogy lehet szinkron monitorozni a nagy energiát igénylő fogás-jelölés-visszafogás módszerével. Első

megközelítésben azt javasoltuk, hogy csak az őszi nagy denzitású időszakban végezzünk szinkron mintavételezést, mivel minden terület egész éven át történő, havi ötnapos csapdázási periódusokkal történő monitorozásra nincs kapacitás. Jelen tanulmány elemzése azt mutatta, hogy a kisemlősök diverzitásának elemzésénél mindenképpen figyelembe kell venni a népesség éves létszámdinamikáját, mivel a karakter populációk magas denzitása hatással van a ritkább fajok elterjedésére, így ez a denzitás növekedés nagymértékben csökkenti a közösség diverzitását. A fentiek alapján azt javasoljuk, hogy inkább kevesebb mintaterületet válasszunk ki, de ott valósítsuk meg az éven belüli folyamatos mintavételt, mivel csak így kapunk reális képet közösségen belüli denzitás arányokról és ezek változá-

sáról. Szükséges érintetlen, és erdészetiileg kezelt területek párhuzamos vizsgálata, hogy az erdészeti beavatkozások kisemlős közösségekre kifejtett hatását értékelni tudjuk, amely ismeretek birtokában a populációk és közösségek hatékony védelmét tudjuk biztosítani.

### Köszönetnyilvánítás

A kutatást a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium és a Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatósága támogatta. Köszönet illeti Mezei Ervin természetvédelmi őrt, aki a Lankóci-erdőben biztosította a védett területre történő bejárást.

### Irodalom

- BEGON M. 1979: Investigating Animal Abundance. London. 97 pp.
- DEMETER A. 1981: Egyedszámbebecslési kísérletek kisemlősökkel. Doktori értekezés. ELTE Budapest.
- FORMAN R. T. T. & GORDON M. 1986: Landscape ecology. John Wiley & Sons, Inc., New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore, 1—619.
- GORDON T. 1997: Bio-DAP, Ecological Diversity and Its Measurement. Resource Conservation Fundy National Park, Alma New Brunswick, CANADA.
- HAFERKON J. 1994: Population ecology of small mammals in a floodplain forest in the central part of the Elbe river. *Pol. Ecol. Stud.* 20(3—4), 187—191.
- HANSSON L. 1978: Small mammal abundance in relation to environmental variables in three Swedish forest phases. *Stud. For. Suec.* 147, 1—40.
- HORVÁTH, F. 1999: Általános irányelvek az erdőrezervátumok hosszútávú fenntartási terveinek kidolgozásához. Kézirat. MTA ÖBKI, Vácrátót
- HORVÁTH GY., TRÓCSÁNYI B., TÖLGYESI M. & MÁTICS R. 1996: Contribution to striped field mouse *Apodemus agrarius* population dynamics in forest edge habitat. *Pol. ecol. Stud.* 22, 159—172.
- HORVÁTH, GY., TRÓCSÁNYI B. & KALMÁR S. 2001: Data on the autumn demography and range use of *Apodemus agrarius*. In Field, R. - Warren, R. J. — Okarma, H. — Sievert, P. S. (eds.): *Wildlife, Land, and People: Priorities for the 21st Century* pp. 105—108.
- JENSEN T. S. 1975: Trappability of various functional groups of the forest rodents *Clethrionomys glareolus* and *Apodemus flavicollis*, and its application in estimations of density. *Oikos.* 26(2), 196—204.
- JENSEN T. S. 1984: Habitat distribution, home range and movements of rodents in mature forest and reforestations. *Acta Zool. Fennica.* 171, 305—307.
- JUCHIEWICZ M., ZEMANEK, M., BIENIEK M. & SIUTA, E. 1986: Small rodent communities in the Tatra mountain forest. *Acta Theriol.* 31—32, 433—447.
- MARGÓCZI K. & KELEMEN J. 1997: A természetvédelem gyakorlata. Környezet- és Természetvédelmi Kutatási, Oktatási Regionális Centrum, Szeged, 115 pp.
- MERRIAM G. 1984: Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. [In: Proc. First Internat. Sem. on Methodology in Landscape Ecological Research and Planning. J. Brandt — P. Agger, eds.]. IALE, Roskilde University, Roskilde: 5—15.
- NÉMETCZKI M. 1984: Kisemlősök populációdinamikai és táplálkozásbiológiai vizsgálata a síkfőkuti cseres-tölgyes erdőben. Doktori értekezés. KLTE Ökológiai Tanszék.
- NICHOLS J. D. & CONLEY W. 1982: Active-season dynamics of a population of *Zapus hudsonius* in Michigan. *J. Mamm.* 63(3), 422—430.
- OPDAM P. 1988: Populations in fragmented landscape. [In: Connectivity in landscape ecology. Proc. Of the 2nd Inter. Sem. IALE]. Munsterche Geographische Arbeiten, 29, Munster: 75—77.
- PALOTÁS G. 1986: Kisemlősök populációinak és közösségeinek szerkezete és dinamikája a Hortobágyon. Kandidátusi értekezés tézisei. 141 pp.
- PIELOU E. C. 1975: Ecological Diversity. Wiley-Interscience Publication New York-London-Sydney-Toronto. 165 pp.
- PUCEK Z., JEDRZEJEWSKA B. & PUCEK M. 1993: Rodent population dynamics in primeval deciduous forest (Bialowieza National Park) in relation to weather, seed crop, and predation. *Acta Theriol.* 38, 199—232.
- SMALL C. M. & FAIRLEY J. S. 1982: The dynamics and regulation of small rodent populations in the woodland ecosystems of Killarney, Ireland. *J. Zool., Lond.* 196, 1—30.
- TÓTHMÉRÉSZ B. 1996: NuCoSa: Programcsomag közösségi szintű botanikai, zoológiai és ökológiai vizsgálatokhoz. Scientia Kiadó, Budapest. 84 pp.
- TÓTHMÉRÉSZ B. 1997: Diverzitási rendezések. Scientia Kiadó, Budapest 98 pp.
- TÓTHMÉRÉSZ B. 1998: Kvantitatív ökológiai módszerek a skálafüggés vizsgálatára. [In: Fekete G. (ed.): A közösségi ökológia frontvonalai. pp. 145—160.
- WILSON D.E., COLE, F.R., NICHOLS, J. D., RUDRAN, R. & FOSTER M. S. (eds.) 1996: measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press, Washington, 409 pp.

## Community-level monitoring of small mammals in two forest habitats (Bükkhát-forest: Baranya county; Lankóci-forest: Somogy county)

GYŐZŐ HORVÁTH — HENRIK SÁRKÁNY — DÁNIEL MOLNÁR

Small mammal communities were monitored in South-Hungary using capture-mark-recapture in an oak-hornbeam forest (*Quercus robur-Carpinetum*) in the Drava lowlands between 1994–2002, and in a 1-hectare lowland alder gallery forest (*Paridi quadrifoliae-Alnetum*) in the upper Drava-section between 2000–2002. Trapping was done in 5-night sessions, revealing a total of 10 small mammal species in the oak-hornbeam forest, with three populations showing dominance (*Clethrionomys glareolus* (Schreber), *Apodemus flavicollis* (Melchior), *Apodemus agrarius* (Pallas)), and 12 small mammal species in the lowland alder gallery forest, with *C. glareolus* having high density. Shannon-diversity along the forest edge-closed forest gradient had significant decreasing trend in one year only, thus the hypothesis of alpha-diversity decreasing from ecotone zone towards closed forest could not be confirmed by statistics for most of the years. In spatial analyses,  $\beta$ -diversity values well expressed the mosaic character of the habitat. When the ecotone-closed forest gradient

was analysed, greater differences between  $\beta$ -diversities of sampling units were revealed mostly in cases of the character-species having lower abundance values in the community. The small mammal communities revealed in the two sampling areas of different vegetation and microclimate were different both in their composition and structure. The appearance and spatial distribution of rare species in the two communities depended partly on the abundance of character species with high densities, by these species regulating the inward movement of rare, immigrating species. On the other hand, there were other rare species that had their spatial distribution depending on their habitat choice based on their ecological requirements (shrew species preferring wet areas), and high-density rodents had less marked effect on these species. Due to habitat choice determined by ecological requirements, it is primarily meteorological factors, especially precipitation, that had greater effect in these species.