

## Kisemlősök mikro-élőhely asszociáltsága védett zárt erdőben és újraerdősödő élőhelyen

HORVÁTH GYŐZŐ, ORBÁN ESZTER ÉVA, FUTÓ KINGA, SÁRFI NIKOLETTA, KARDOS ROLAND, SOÓS NÁNDOR & SÁRKÁNY HENRIK

Pécsi Tudományegyetem, Biológiai Intézet, Állatökológiai Tanszék  
H-7624 Pécs, Ifjúság u. 6., Hungary, e-mail: horvath.ttk.pte.hu

HORVÁTH, GY., ORBÁN, É., FUTÓ, K., SÁRFI, N., KARDOS, R., SOÓS, N. & SÁRKÁNY, H.: *Microrhabitat association of small mammals in protected forest and reforested habitat.*

**Abstract:** Our research was performed in Lankóci forest along the upper section of Drava river, concentrating on small mammal microhabitat association in two sample plots with differing vegetation cover (protected forest and reforested habitat). Based on the results of discriminant analysis the segregation of the species was observed along three axes, mostly determined by coverage differences between the upper canopy (6 m <), and layers of 1–2 m and 2–4 m height. The spatial pattern of the four character species (*Apodemus agrarius*, *Apodemus flavicollis*, *Clethrionomys glareolus*, *Microtus subterraneus*) was determined most of all by different coverages at various layers of the vegetation on the one hand, and by the temporal changes of small mammal populations on the other.

**Keywords:** small mammal, capture-recapture, forest habitat, microhabitat association, discriminant analysis

### Bevezetés

Az egész világon, így Magyarországon is egyre nagyobb problémát jelent a természetes és természetközeli élőhelyek megszűnése, valamint azok feldarabolódása (WILCOVE et al. 1986, BÁLDI 1996). Habitat-fragmentációról akkor beszélünk, amikor egy korábbi nagyobb kiterjedésű, vagy folytonos élőhely helyén egy sor kisebb és összterületére nézve csökkent méretű darab (fragmens) keletkezik (WILCOVE et al. 1986). A habitat heterogenitása csökken, a fragmensek adott esetben nem rendelkeznek a foltosság teljes spektrumával (az élőhelyek mozaikszerűen elrendezett foltok együttesének tekinthetők). A fragmentáció során így kialakult fragmenseket olyan mesterséges területek határolják körül, amelyek sajátosságai eltérnek a korábbiaktól. Ilyen lehet például egy közlekedési út, gázpászta, vízfelület, megművelt terület. A fragmentáció hatása a kisemlősök ökológiájában is aktuális probléma. Az élőhelyek leromlása, degradációja következtében kialakuló mozaikos habitat foltoknak hatása van a bennük kialakuló közösségek szerkezetére, komplexitására és azon keresztül a stabilitására. Így a közösségek, védett és veszélyeztetett fajok hatékony védelméhez és megőrzéséhez fontos, hogy tisztában legyünk a fragmentált, foltos élőhelyek környezetében végbemenő populációs

és közösségi folyamatokkal (STENSETH 1980, FOSTER & GAINES 1991, GAINES et al. 1992). CAREY & HARRINGTON (2001) tanulmányukban felvetették, hogy a kisemlősök az erdei élőhelyek eltartóképességének indikátorai, mivel a vegetáció szintezetségbeli különbségei alapvetően befolyásolják a pre-interaktív niche-elkülönülést. Ez alapvetően meghatározza a területen kialakuló kisemlős közösségek diverzitását, valamint ezek a közösségek számos fajjal és összetett trofikus kapcsolatokkal társulnak, így ezek állapotával, illetve sértelességével mérhető a közösség rezilienciája és a terület eltartóképessége. BAKOWSKI & KOZAKIEWICZ (1988) egy erdőn keresztül haladó közlekedési út korlátozó hatását vizsgálta két kisemlős faj, az erdei pocok *Clethrionomys glareolus* (Schreiber, 1780) és a sárganyakú erdeiegér, *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834) mozgására tekintettel. Az út csak az erdei pocok esetében volt korlátozó tényező (a sárganyakú erdei egér számára csak a nagy forgalmú út jelentett barriert), amiből azt a következtetést vonták le, hogy a tájak heterogenitásának foka mindig az egyes fajokra vagy közösségekre (fajok csoportjára) vonatkozóan határozható meg.

Természetvédelmi szempontból nagyon fontos foglalkoznunk ezzel a folyamattal, ugyanis a védeni kívánt természetes élőhelyek is tulajdonképpen fragmentumoknak tekinthetők. Az ilyen területek, valamint az ott előforduló védett és veszélyeztetett fajok hatékony védelméhez és megőrzéséhez fontos, hogy tisztában legyünk az ilyen típusú élőhelyek környezetében végbemenő populációs és közösségi folyamatokkal (STENSETH 1980).

Kiemelt programként 2000-ben kezdődött el a Dráva felső szakaszának monitorozása, ahol a kisemlősök populációs és közösségi szintű vizsgálata önálló alprogramként 2006-ig működött. A kisemlősök monitorozása kettős célt tűzött ki. Hipotézistesztlő monitorozási célként azt a kérdést vizsgáltuk, hogy a Dráva vízszintingadozása milyen hatással van az ártéri területeken élő populációk és közösségek dinamikájára. A víz ingadozása hosszabb távon miként befolyásolja a közösségek diverzitását, a fajok térbeli eloszlását (HORVÁTH et al. 2005, 2006). A 2000-2006-ig tartó program évi 3–4 mintavételi periódusa alapján a kisemlősök populációinál megfigyelhető trendszerű változások nyomán követése volt a másik cél.

A Dráva felső szakaszán a Lankóci-erdőben úgy jelöltük ki a mintaterületeket, hogy a kisemlősök közösségen belüli szerveződése, a közösségen belüli domináns fajok térbeli eloszlási viszonyainak vonatkozásában vizsgálni tudjuk egy védett erdőtag és a vele szomszédos végvágás utáni újraerdősödés hatását. Jelen tanulmányban a 2006-os monitorozási eredmények alapján a védett erdő és az újraerdősödő terület vegetáció szerkezetének felmérésevel a Lankóci-erdő két mintaterületén elemeztük a kimutatott kisemlős közösség összetételét és a fajok gyakoriság értékeit (1), a két terület összehasonlításában vizsgáltuk a domináns fajok térbeli eloszlását (2), valamint a vegetáció fizognómiai struktúrájának részletes felvételével kitértünk a gyakori fajok mikro-élőhely asszociáltságának kérdésére is (3).

## Anyag és módszer

### Mintavételi terület

A kisemlősök csapdázását 2006 nyarán a Dráva felső szakaszán a Lankóci-erdőben elhelyezkedő fokozottan védett égerligetben (*Paridi quadrifoliae-Alnetum*) és az ezzel szomszédos újraerdősödő területen végeztük. A zárt erdő mellett elhelyezkedő, több mint 1 ha-os területen 2000-ben végeztek végvágást. Ez a terület azóta fokozatosan újraerdősödik, ahol a vegetáció fejlődését a 2004–2005-ös csapadékos időjárás felgyorsította. A vizsgálatra kijelölt élőhely együttes mentén található erdészeti út elválasztja a két mintavételi kvadrátot, és az újraerdősödő területet is kettéosztja. Ennek megfelelően a csapdahálók mentén több szegélyterület volt jellemző, amit fontos élőhelyi kényszerként figyelembe kell vennünk az elemzéseknél.

A zárt erdőben a változatos aljnövényzet mellett a korhadt, mohapárnával benőtt tuskók jó búvóhelyeket jelentenek a kisemlősöknek és alkalmas helyeket a csapdák elhelyezésére, míg a mellette elhelyezkedő újraerdősödő terület szigetként jelenik meg a környező zárt erdős területmátrixon belül. A két különböző vegetációjú területen egy-egy, azonos méretű csapdahálót jelöltünk ki a területen élő kisemlősök vizsgálatához.

A vegetáció szerkezetének leírását a csapdapontokhoz, mint térbeli lokalitásokhoz kötöttük. A csapdapontok körüli vegetáció borítottságának felmérésében DUESER & SHUGART (1978, 1979) útmutatását vettük figyelembe. Ennek megfelelően a csapdapontoknál kapott fizognómiai változókhoz rendeltük hozzá a fogási eredményeket. A vegetációszerkezet elemzése a csapdák körül elhelyezkedő 4×4 m-es foltokban történt. A foltokon belül a vegetáció borítását 7 különböző szintben becsültük meg (0.05 m, 0.5 m, 0.5–1 m, 1–2 m, 2–4 m, 4–6 m, 6 m<). A különböző szintek borítási értékeinek becslése a meghatározott domináns növényfajok alapján történt. A kisemlős-fajok térbeli eloszlásában potenciálisan szerepet játszó további változóként az avar, az ág, a tuskó és a fatörzs borítottságát mindkét kvadrátban megbecsültük.

### Csapdázási protokoll

A Lankóci-erdőben az egyik mintavételi kvadrátot a zárt erdőben, a másikat a vele szomszédosan elhelyezkedő újraerdősödő területen jelöltük ki, mindkét csapdaháló (11×11-es, 10 m-es csapdaközökkel) 1 ha-os területet fedett le. Csalétekként szalonnát, ánizskivonattal és növényi olajjal megkevert gabona magvakat használtunk, így a csapdázhatóság szempontjából fontos csalizás módszere a vizsgálat ideje alatt megegyezett.

A fogás-jelölés-visszafogás módszert alkalmazva populációsztintű monitorozást valósítottunk meg. Jelen tanulmányban három mintavételi hónap alapján (2006. július, augusztus, szeptember) kapott adatokat használtuk fel, ami a csapdák mennyisége alapján 3630 csapdaéjszaka feldolgozását jelentette. Mindhárom hónapban 5 éjszakai periódusokban csapdázunk és a mintavételezésnél éjszaka és nappal is működtek a csapdák. Így a reggeli és az esti terepbejárás (7<sup>00</sup> és 19<sup>00</sup> órai kezdettel) alapján periódusonként kilenc ellenőrzésünk volt. A csapdázások során feljegyeztük az állat nemét (nőstényeknél graviditást, laktálást is feltüntetve), korát, tömegét, csapdaszámát és egyedi kódját.

### Az adatfeldolgozás módszerei

A fogási adatok rendszerezéséhez és feldolgozásához Microsoft Access-ben kidolgozott adatbázisrendszert használtunk. A vegetáció felmért fizognómiai értékeinek, valamint a kisemlősök fogásadatainak térbeli megoszlását a Biotas 1.02 programmal (<http://www.ecostast.com>) értékeltük. A két erdei élőhely (védett zárt erdő, újraerdősödő terület) szintenkénti növényzeti borításában megjelenő különbséget és a fajok terület-használata közötti kapcsolatot diszkriminancia analízissel vizsgáltuk, amely alkalmas módszer a kisemlősök élőhely, illetve mikro-élőhely asszociációjának vizsgálatában (pl. SCHEIBE 1985, RIBBLE *et al.* 1987, SCHEIBE & O'FARREL 1995). Az elemzésben a különböző csapdapontok, mint térbeli lokalitásokhoz rendelt fizognómiai változók és a csapdákban megjelent fogásszámok eloszlása közötti relációt kerestük, ahol a mintaszámot a vizsgált fajok csapdákhoz rendelt különböző fogásgyakorisági értékeinek száma adta meg. A számításokhoz az SPSS for Windows 11.0 programot használtuk. Az így kapott eredményeket Statistika 5.1 szoftverrel 3 dimenzióban jelenítettük meg.

## Eredmények

### Fogási eredmények, faunisztikai értékelés

A vizsgálati periódus alatt 11 kisemlős fajt mutattunk ki, és összesen 1037 fogásunk volt. A fogások száma közel egyenlően oszlott meg a két mintavételi terület között és minden faj esetében a fogások száma mellett megadtuk az összes fogáshoz viszonyított relatív arányt is (1. táblázat).

1. táblázat: A védett zárt erdőben és az újraerdősödő területen kimutatott fajok egyedszáma és százalékos aránya

Élőhely	védett zárt erdő		újraerdősödő élőhely	
	egyedszám ( $n_i$ ) [pd]	relatív arány ( $p_i$ ) [%]	egyedszám ( $n_i$ ) [pd]	relatív arány ( $p_i$ ) [%]
Fajok				
<i>A. agrarius</i>	34	6.44	295	57.96
<i>A. flavicollis</i>	50	9.47	29	5.70
<i>A. sylvaticus</i>	0	0.00	4	0.79
<i>C. glareolus</i>	433	82.01	71	13.95
<i>C. leucodon</i>	0	0.00	7	1.38
<i>C. suaveolens</i>	0	0.00	4	0.79
<i>M. agrestis</i>	0	0.00	2	0.39
<i>M. arvalis</i>	0	0.00	14	2.75
<i>M. subterraneus</i>	1	0.19	56	11.00
<i>N. fodiens</i>	0	0.00	4	0.79
<i>S. araneus</i>	10	1.89	23	4.52
Összesen:	528	100	509	100

A zárt erdőben négy rágcsáló (*A. agrarius*, *A. flavicollis*, *C. glareolus*, *M. subterraneus*) és egy cickányfajt (*S. araneus*) mutattunk ki. Az újraerdősödő terület az égerligethez képest sokkal fajgazdagabb volt, ahol 11 faj került befogásra. Ebből kilenc a rágcsálók rendjébe és kettő a rovarevőkön belül a cickányok (Soricidae) családjába tartozott. A két területen a kisémlősök dominancia viszonya különbözött (1. táblázat). A zárt erdő területén a legnagyobb egyedszámban az erdei pocok (*C. glareolus*) fordult elő. Ezzel szemben az újraerdősödő terület domináns faja a pirók erdeiegér (*A. agrarius*) volt, amely 57.96 %-os fogási aránnyal jelent meg. Ezen az élőhelyen domináns fajának tekinthető még a közönséges földi pocok (*M. subterraneus*), melynek előfordulási aránya az újraerdősödő területen volt magasabb. Az égerligetben a sárganyakú erdeiegér (*A. flavicollis*) a második helyet foglalta el a dominancia sorrendben, de a végvágás területén is megjelent. A két cickányfaj közül a erdei cickányt (*S. araneus*) mindkét kvadrátban kimutattuk, de az újraerdősödő területen nagyobb arányban volt jelen. Ugyanebben a kvadrátban a közönséges vízcickány (*N. fodiens*) színező elemként fordult elő.

Az előzőekben megállapított dominancia sorrend alapján négy fajt emeltünk ki (*A. agrarius*, *A. flavicollis*, *C. glareolus*, *M. subterraneus*), amely fajok két mintaterület közötti megoszlását  $\chi^2$  – teszttel vizsgáltuk.

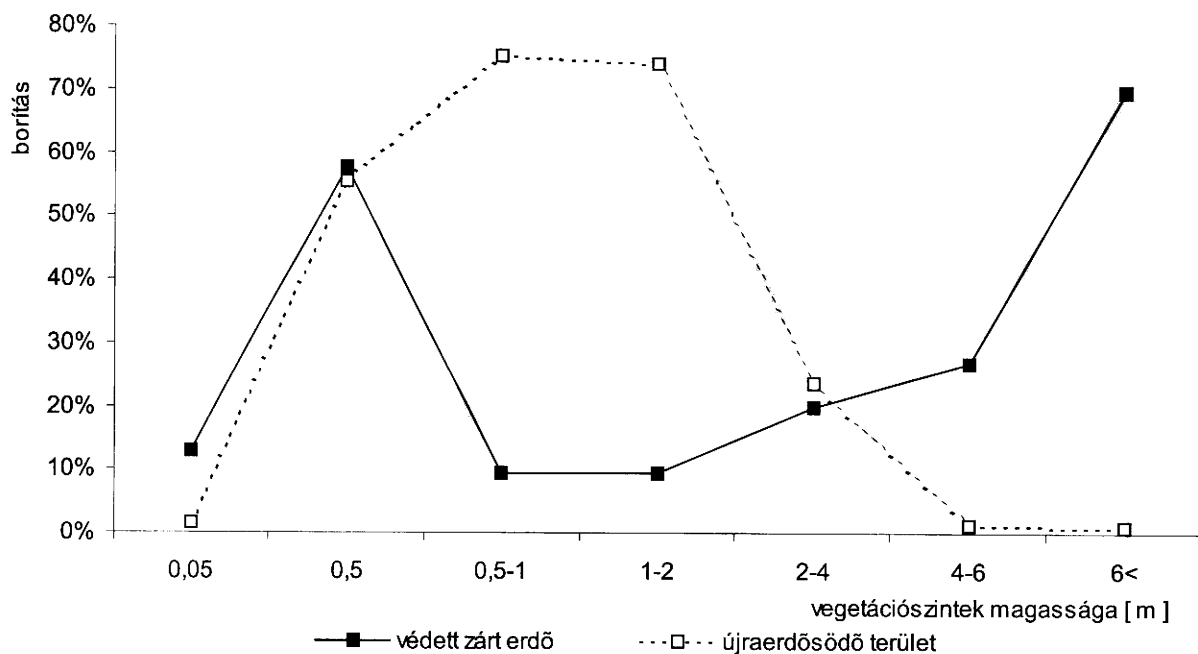
A pirók erdeiegér az újraerdősödő területen szignifikánsan nagyobb arányban volt jelen, mint a zárt erdőben ( $\chi^2 = 207.05$ ,  $P < 0.01$ ). A földi pocok gyakorisági megoszlásában az égerliget és a vele szomszédos mintaterület összehasonlításában szignifikáns különbséget kaptunk ( $\chi^2 = 53.07$ ,  $P < 0.01$ ). Az erdei pocok relatív aránya a zárt erdőben magasabb volt, így szignifikáns különbséget kaptunk a két különböző fizionómiájú erdőfolt összehasonlításában ( $\chi^2 = 260.00$ ,  $P < 0.01$ ). A sárganyakú erdeiegér esetében kisebb fogási értéke-

ket regisztráltunk, de e faj megoszlásában is szignifikáns különbség volt ( $\chi^2 = 5.58$ ,  $P < 0.05$ ) az égerliget és a mellette elhelyezkedő, dúsabb növényzetű területen.

#### A domináns fajok mikro-élőhely asszociáltságának értékelése

A csapdapontokhoz kötött vegetáció szerkezeti elemzések alapján a különböző szintek borítási értékei mellett a területek jellemző domináns növényfajait is megadtuk. A zárt erdőben ezek a következők voltak: *Mercurialis perennis*, *Glechoma hederacea* és *Asarum europeum*. A lombkoronaszintben megtalálható volt a *Crataegus oxyacantha* és a *Sambucus nigra*, a facsemeték a következők voltak: *Ulmus laevis*, *Alnus glutinosa* és *Fraxinus angustifolius* subsp. *pannonicus*. Az újraerdősödő terület sokkal homogénebb volt. A domináns fajok a következők voltak: *Solidago gigantea*, *Erigeron canadensis*, *Calamagrostis epigeios*, *Rubus sp* és *Corylus avellana*. A végvágás után több fafaj néhány egyede is megmaradt a területen: *Fraxinus angustifolius* subsp. *Pannonicus*, *Quercus robur* és *Ulmus laevis*.

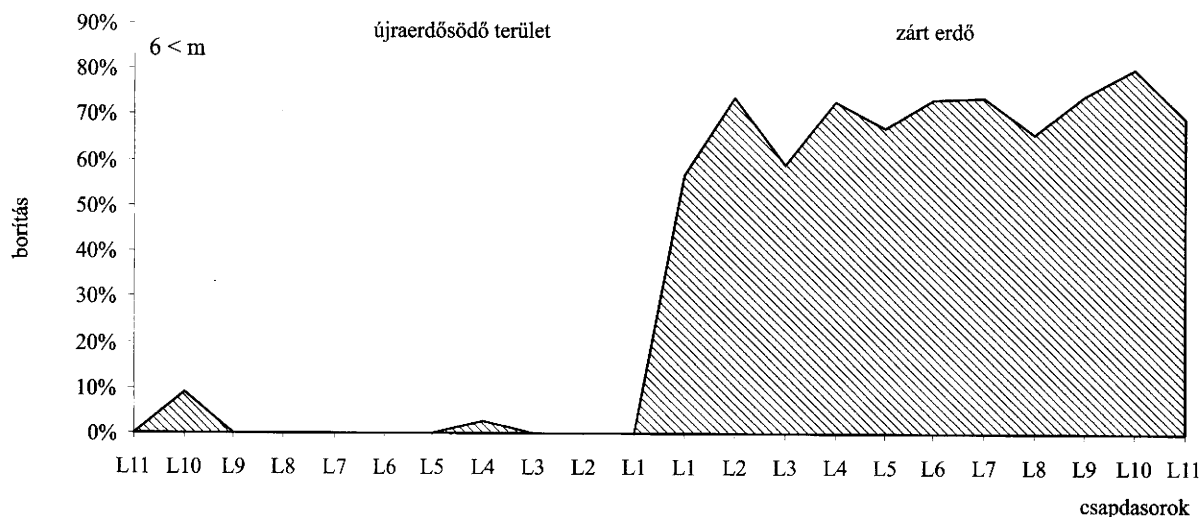
A vegetáció eloszlása a legtöbb szinten szignifikánsan eltért a Poisson-eloszlástól. A vegetáció borításának elemzése során azt kaptuk eredményül, hogy a két vizsgált terület legnagyobb mértékben a 0,05 m-es és a 4 m feletti szintekben különbözött. A növényzet homogenitása szempontjából a két terület az aljnövényzetben (0,5 m-es szint) mutatta a legnagyobb hasonlóságot, de a fajkompozíció teljesen különbözött. A lombkorona szint a 2–4 m-es magasságban is hasonló volt, mert az újraerdősödő területen a szukcesszió eredményeként ebben a magasságban is több foltban záródott a növényzet, amely a fafajok összetételében is hasonlóságot mutatott. A zárt erdőben a 0,05 m-es szint borítása nagyobb



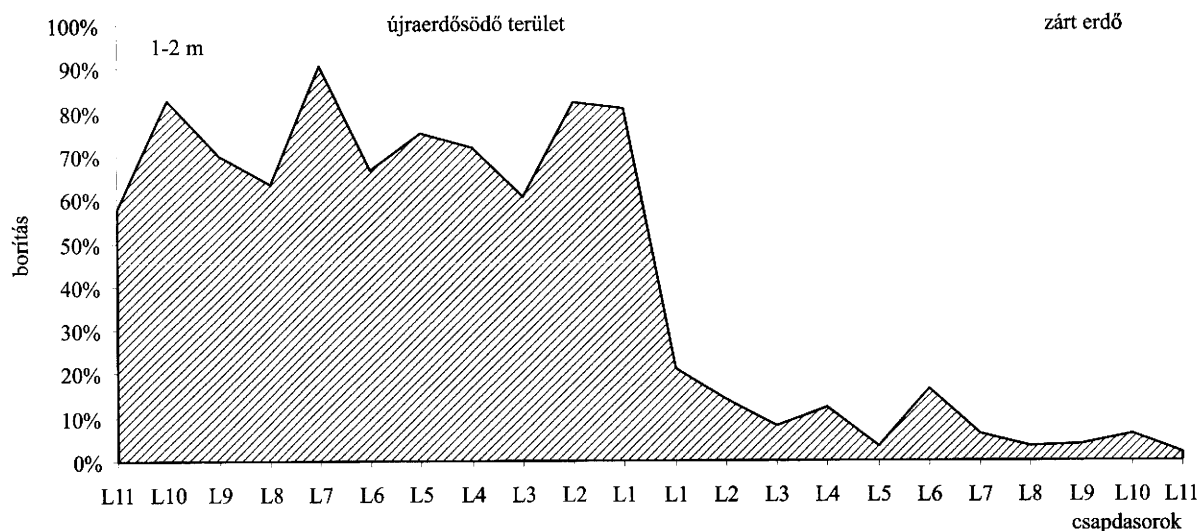
1. ábra: A csapdapontok körüli növényzet átlagos borításának százalékos értéke a védett zárt erdőben és az újraerdősődő területen

volt, mint az újraerdősődő területen. A következő szintre jellemző, hogy a két területen közel egyenlő és homogénnek találtuk a borítást. A 0,5–1 m-es szint borítása a nyílt területen jelentősebb, az erdőben inkább csak a szegélyzónákra volt jellemző. Ugyanez mondható el a 1–2 m-es borítási szint esetében is. Az égerligetben a következő két szint borítása homogén, magas, mintegy 80–100 %. Ezzel ellentétben az újraerdősődő területen a 2–4 m-es szint vegetációja alacsony volt, amit a cserjék és néhány kisebb fa jelenléte határozott meg. A 6 m-nél magasabb szint borítása a zárt erdőben kb. 80–100 % értékűnek becsültük (1. ábra).

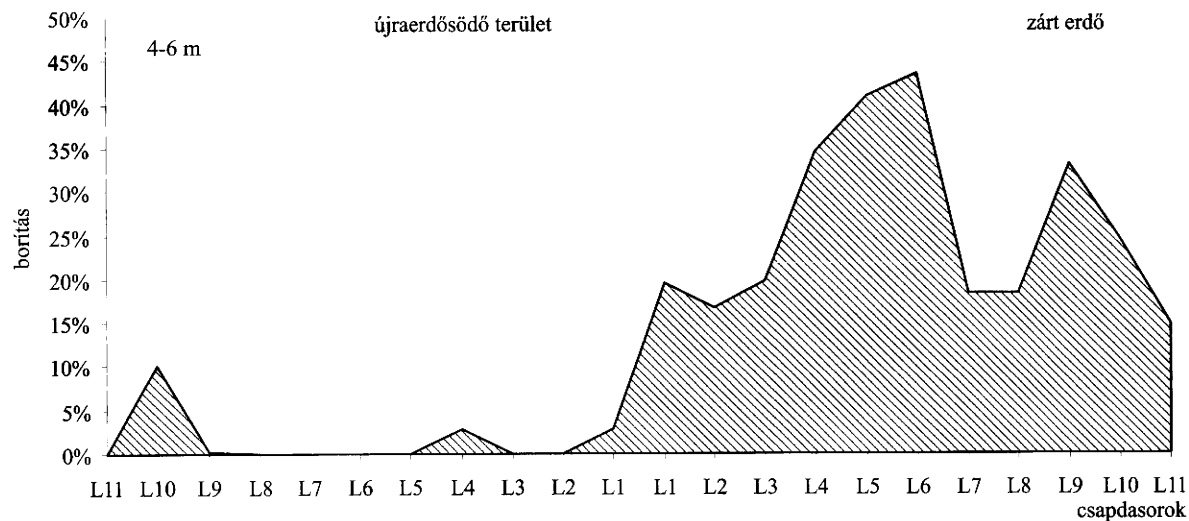
A két vizsgált területre kapott borítási értékeket egymásra vetítve megállapítottuk, hogy a borításban a legnagyobb különbség a 0,5–2 m-ig terjedő magasságban volt, amely szinteken az újraerdősődött területen volt sűrűbb a vegetáció. Ezzel ellentétben a zárt erdőben a 0,5 m-es, valamint természetesen a cserje és a lombkorona szintben kaptunk magasabb borítási értéket. A borítási szintek közül kiemeltünk három magassági intervallumot, ahol a két vizsgált területen a vegetáció szerkezetében a legmarkánsabb különbséget tapasztaltuk. Ezek alapján még szemléletesebben látszik, hogy az alsó- és felső lombkorona szint meghatározó



2. ábra: A csapdapontok körüli növényzet borításának százalékos értéke a 6 < m szintben



3. ábra: A csapdapontok körüli növényzet borításának százalékos értéke a 4-6 m szintben



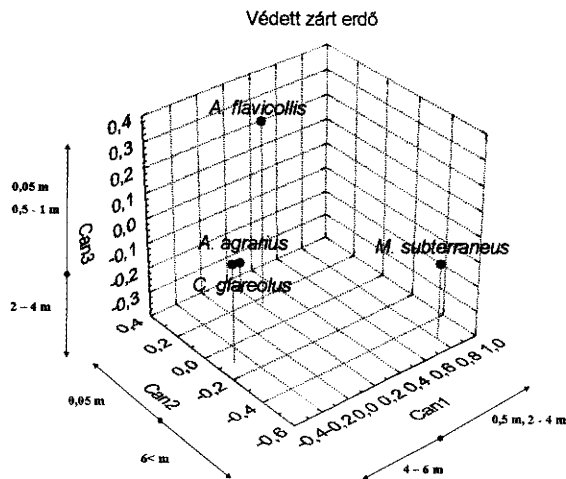
4. ábra: A csapdapontok körüli növényzet borításának százalékos értéke a 1-2 m szintben

volt a zárt erdő területén, míg az újraerdősödő területen a sűrű magas aljnövényzet volt a jellemző (2-4. ábra). A különböző szintek borítási értékei mellett a zárt erdőben a környezeti heteromorfia szempontjából a kisémlősök számára fontos élőhelyi elemek, mint a tuskók, kidőlt fatörzsek, ágak, és az avar borítás eloszlását is megvizsgáltuk.

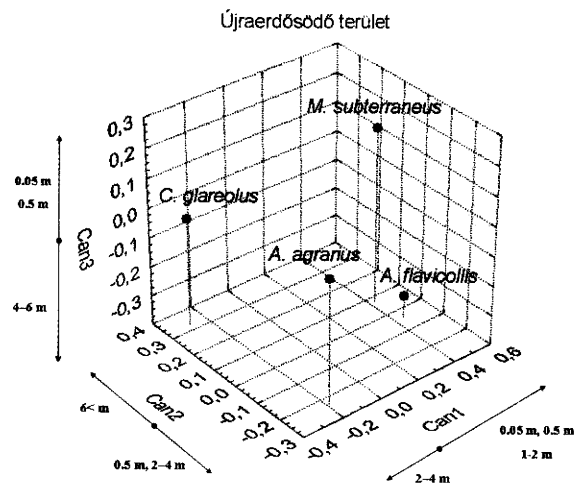
A gyors szétterjedésre képes pirók erdeieger nagyobb mértékben használta az újraerdősödő területet, mint a zárt erdőt, míg a nyílt területen közel egyenletes volt az eloszlása. A zárt erdő esetében inkább a szegélyzónát részesítette előnyben. Ez a faj élőhely generalista, jellemző rá, hogy változatos élőhelyeket használ. Az erdei pocok mindkét területen előfordult és a pirók erdeiegerrel ellentétben a zárt égerligetben volt jelen nagyobb mennyiségben. A sárganyakú erdeieger populáció csak azokon a térbeli pontokon fordult elő,

ahol az erdei pocok sűrűsége kisebb volt. A sárganyakú erdeieger megoszlása a két terület összehasonlításában tehát homogén volt, ami azt mutatja, hogy a számára jelentős kompetitor fajok hatására mindkét területen azonos valószínűséggel próbált területet elfoglalni. Aföldi pocok a zárt égerligetrel szemben az újraerdősödő területet részesítette előnyben, ahol elsősorban a szegélyterületeket preferálta.

A vizsgált fajok különböző fiziognómiai borítású mikro-élőhely affinitásának vizsgálatában a diszkriminancia analízis során kapott kanonikus változók maximális és minimális értékeit ábrázoltuk, melyeket a nyilakon tüntettünk fel (5-8. ábra). Ezek határozzák meg a különböző fajokat elkülönítő tényezőket. A három kanonikus függvény Eigenvalue értékei megadták, hogy a variancia hány százalékát magyarázzák meg az egyes tengelyek. Minél nagyobb hányada magyarázható a varianciának,



5. ábra: A különböző növényzeti szintek alapján kapott csoportátlagok a három kanonikus tengely mentén a védett zárt erdő adatai alapján.



6. ábra: A különböző növényzeti szintek alapján kapott csoportátlagok a három kanonikus tengely mentén az újraerdősödő terület adatai alapján.

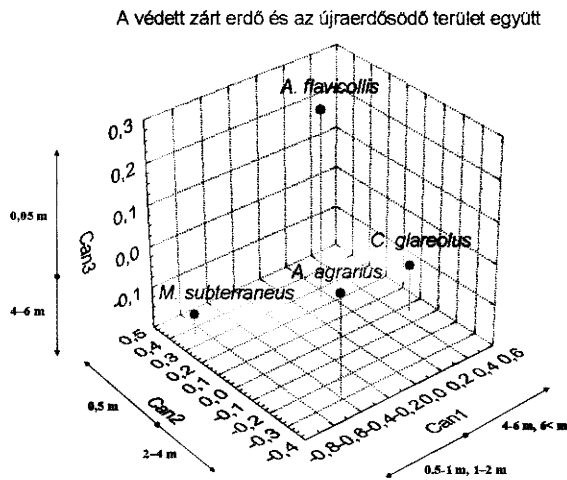
az adott tényezők annál nagyobb mértékben hatnak. A három kanonikus tengely függvényében vett csoportátlagok megadták az egyes fajok pontos elhelyezkedésének koordinátáit (5–8. ábra). Az értékek nullától való eltérése a különböző tengelyek mentén pontosan megadja az egyes fajok közti távolságot. Az ábrán feltüntetjük a legnagyobb és a legkisebb kanonikus értékkel rendelkező növényzeti borítási szinteket, melyek az adott irányban a legmeghatározóbbak.

A zárt erdő adataiból a különböző növényzeti szintek alapján mind a négy domináns faj esetén elvégeztük a diszkriminancia analízist (5. ábra). Az első kanonikus tengely a variancia 56,802 %-át értelmezte, e mentén a 0,5 m és a 2–4 m-es szint borítottsága határozta meg a földi pocok térbeli elhelyezkedését. A faj a sűrűbb kötött aljnövényzettől függ a leginkább, amit bizonyított, hogy igen alacsony arányban volt jelen a zárt erdő területén. Az erdei pocok az első kanonikus tengely mentén jól elkülönült az előbbi fajtól. Térbeli eloszlása leginkább a 4–6 m-es szint borításához kötődött, tehát erősen függött a felső lombkorona szint borításától és kevésbé a cserjeszinttől. A második tengely a variancia további 24,396 %-át magyarázta, amely mentén a földi pocok szegregálódott a pirok és a sárganyakú erdeiegértől, melyek viszont csak a harmadik tengely mentén különültek el egymástól. A sárganyakú erdeiegér térbeli eloszlását főként 0,05–1 m-es szintek borítása határozta meg a zárt erdő területén, míg a pirok erdeiegér a 2–4 m-es szinttől függött, bár a területen csak igen kis sűrűséggel volt jelen.

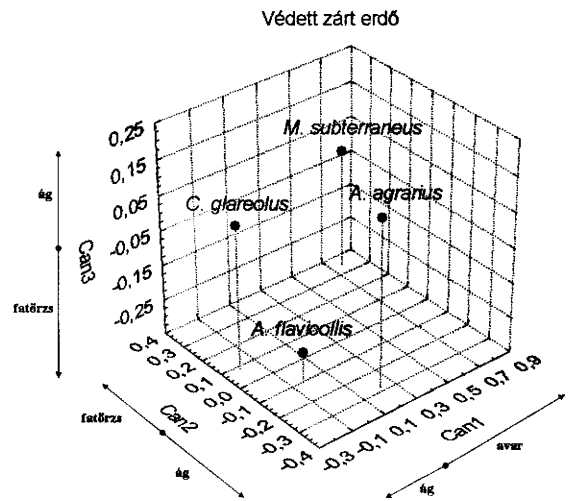
Külön elemezve az újraerdősödő terület adatait, az első tengely a variancia 57,769 %-át magyarázta meg, ezért e mentén csak a sárganyakú erdeiegér és a földi pocok populáció különült el az erdei pocok és pirok

erdeiegér populációjától. Az előbbi fajok elhelyezkedését a 0,05–2 m-es szint borítása befolyásolta legjobban, tehát a sűrűn borított, alacsonyabb szintekhez kötődtek, míg az utóbbiakra a 2–4 m-es szint vegetációja hatott, vagyis számukra a lágyszárúak és cserjék jelenléte volt meghatározó. A második kanonikus tengelyen, amely a varianciának a további 29,460 %-át vette figyelembe, a földi pocok és a sárganyakú erdeiegér térbeli eloszlása nem volt értelmezhető. A pirok erdeiegér térbeli elhelyezkedését az előző tengelyhez hasonlóan az újraerdősödő terület 2–4 m-es szintjének borítása befolyásolta, ezzel ellentétben az erdei pocokét a 6 m-nél magasabb. Az utóbb említett faj tipikusan erdőlakó, de használta az újraerdősödő területet, azonban itt kisebb volt az előfordulási aránya, mint a zárt erdőben. A faj térbeli elhelyezkedését a nyílt területen a végvágás után meghagyott magas szálfák jelenléte jelentősen befolyásolta. A harmadik kanonikus tengely a variancia 12,771 %-át értelmezte, amely mentén a sárganyakú erdeiegér eloszlását a 4–6 m-es szint borítása kis mértékben befolyásolta, így ez a faj a dús aljnövényzet mellett a cserjék jelenlétét is figyelembe vette. A földi pocok egyértelműen a 0,05 és 0,5 m-es szintekhez kötődött, amit a harmadik kanonikus változók értékei jól kifejeztek (6. ábra).

A zárt erdő és az újraerdősödő terület adatait együttesen értelmezésével a diszkriminancia analízis az egyes domináns fajok térbeli eloszlásának értékeit mindkét mintavételi területre vonatkoztatva adta meg (7. ábra). Az első kanonikus tengely a variancia 73,035 %-át magyarázta. Az erdei pocok a 4–6 m és a 6 m-nél magasabb szint borításától függően helyezkedett el, ettől a fajtól a 0,5–1 m, illetve az 1–2 m-nek megfelelően a pirok erdeiegér és a földi pocok szegregálódott. A máso-



7. ábra: A különböző növényzeti szintek alapján kapott csoportátlagok a három kanonikus tengely mentén a védett zárt erdő és az újraerdősödő területet adatainak együttes figyelembevételével.



8. ábra: A védett zárt erdő felmért avar, ág, fatörzs és tuskó alapján kapott csoportátlagok a három kanonikus tengely mentén.

dik tengely mentén, ami a variancia további 20,345 %-át írta le, az előbb említett két faj jól elkülönült egymástól. A pirók erdeiegér eloszlását a 2–4 m-es szint borítása befolyásolta, míg a földi pocok és a sárganyakú erdei egér térbeli elhelyezkedését leginkább a vegetáció 0,5 m-es szintje határozta meg. A variancia fennmaradó 6,620 %-át a harmadik tengely mentén értelmeztük. A sárganyakú erdeiegér eloszlására 0,05 m-es szint borítása kisebb hatást gyakorolt, ez abból is látszik, hogy csak azon a tengelyen értelmezhető, amely a variancia legkisebb százalékát magyarázta. A térbeli eloszlásán alapján mindkét területen azonos sűrűséggel volt jelen, amiből arra lehet következtetni, hogy ennek a fajnak a térbeli eloszlása független volt a növényzet borításától.

A zárt erdőben a négy domináns faj vonatkozásában továbbá megvizsgáltuk az avar, az ág, a fatörzs és a tuskó, mint fizionómiai elemek hatását is. Az első tengely a variancia 60,853 %-ára adott magyarázatot. A földi pocok térbeli eloszlását az avar befolyásolta. Ez a faj nagymértékben elkülönült a másik háromtól, melyek igen kis mértékben váltak el egymástól. A pirók erdeiegér elhelyezkedését szintén az avar befolyásolta, míg az erdei pocokra az ágak jelenléte befolyásoló tényezőként érvényesült. A sárganyakú erdeiegér ezen a tengelyen nem volt értelmezhető. A második tengelyen, mely a variancia további 23,693 %-át magyarázta meg, a földi pocok elkülönült a pirók erdeiegértől. Az előbbi a fatörzsek jelenléte befolyásolta, míg az utóbbit az ágak. A másik két faj esetén ezen a tengelyen nem kaptunk értelmezhető eredményt. A harmadik tengely a variancia fennmaradó 15,454 %-át értelmezte. Ezen a két erdeiegérfaj vált egymástól. A pirók erdeiegér térbeli eloszlására az ágak, míg a sárganyakú erdeiegérnél a fatörzsek jelenléte is hatással volt. (8. ábra)

## Diszkusszió

A vadon élő állatfajok vagy csoportok, mint a kisémlősök, képesek jelezni számunkra az erdők változása által okozott funkcionális hatásokat. Az indikátorfajok információt nyújthatnak az erdőművelés okozta ökoszisztéma-változásról, amely a természetes szukceszió felül tapasztalható (pl. BOWMAN *et al.* 2000, de BELLEFEUILLE *et al.* 2001). Számos kisémlős rendelkezik indikátortulajdonsággal (PEARCE & VENIER 2005). Ezen felül a kisémlősöket ideális taxonómiai csoportnak tekintik a populációs és közösségi folyamatok különböző térbeli skálán (a foltoktól a tájszintig) történő folyamatok vizsgálatában és modellezésében (BARRETT & PELES 1999, MANNING & EDGE 2004). Ez annak köszönhető, hogy a kisémlősök viszonylag kicsi mozgáskörzettel (home range) rendelkeznek, rövid élettartamúak, és a felnőttkort elérve születési helyükről szétterjednek. Néhány kisémlőspopuláció könnyen monitorozható, struktúrájuk (korosztályok, nemi arány stb.), reprodukciós túlélőképességük, home range méretük, stb. szempontjából. Ez új bepillantást kínál olyan folyamatokba, mint a kolonizációs ráták, kihalás, szétterjedés és állandóság (BARRETT & PELES 1999). Ezenkívül, a finom skálájú heterogenitás fontosabb a kisémlősök esetében, mint a durva táj-léptékű változatosság. E tekintetben a kisémlősök egyedszáma kis térskálán variál, és ez a típusú variáció következménye lehet olyan ökológiai folyamatoknak, melyek inkább helyi, mintsem tájszintű skálán jelennek meg (KROHNE & BURGİN 1990).

A kisémlősök habitatszelekciója térbeli és időben nem állandó folyamat, a hosszú élettartammal és lassú demográfiával rendelkező fajok esetében. A kisémlős populációkra mind számbeli, mind strukturális szem-

pontból drámai szezonális és éves gyakoriság-változás jellemző. A kisemlősfajok habitatszelekciója az élőhely által kínált források függvénye (táplálékmenyiség, búvóhelyek a ragadozók elől stb.), de számos egyéb faktor is befolyásolja az egyedek és populációk tér-időbeli elterjedését; mint pl. a fajok evolúciós története (mióta él a populáció az adott területen), a specializáció foka (élőhely- és élelemforrás-használati szempontól generalista vagy specialista fajról van-e szó), a viselkedésnek a populáció elterjedésére való hatása (territorialitás, kompetíció) (WOLFF 1999).

Az általunk is vizsgált fajok erdei élőhelyen jellemző kompetíciójukra vonatkozó megállapításaiban GLIWICZ (1981) hangsúlyozta, hogy a térbeli szegregációnak nagy szerepe van, nemcsak a táplálék, hanem az alkalmas búvóhelyek, mint a territórium fontos részei is olyan niche-dimenzióknak tekinthető, melyekért a fajok között erős a versengés. Saját eredményeink is arra utalnak, hogy az erdei pocok stabilizációja valószínűleg hatott a másik két vizsgált populáció sűrűségének szezonális mintázatára. Az erdei pocok sokkal inkább helyhez kötött, ragaszkodik a meglévő territóriumához, illetve mozgáskörzetéhez (MAZURKIEWICZ & RAJSKA-JURGIEL 1998). Ez annak köszönhető, hogy a faj szociális szerkezetét tekintve a nőstények osztják fel a területet és fix territóriumot tartanak, amely erős reguláló, egyben fenntartó hatással van a populációra (BUJALSKA 1994a, 1994b).

A közösségen belüli interakciók, elsősorban a kompetíció mindenképpen fontos tényező a szezonális aktivitás, az éves létszámváltozás alakulásában. A másik kiemelendő tényező a populáción belüli viszonyok, a sűrűségfüggő szétterjedési, migrációs folyamatok, amelyek nagy szerepet játszanak a populációk szabályozásában. A denzitás szezonális mintázatának létrejöttében

meg kell említenünk a fiatal egyedek elvándorlási hullámain, amit GLIWICZ (1993) „*Emigrant Fitness Hypothesis*”-ként írt le, magyarázva azt, hogy a fiatal egyedek szükségszerűen elhagyják a szüleik mozgás körzetét és új élőhelyeket keresnek maguknak. Ez az elvándorlás szabályozza a populáció népességét. Ez különösen az erdei pocoknál ismert, mivel e faj felnőtt egyedei stabil territóriumokat tartanak, szabályosan osztják fel a rendelkezésükre álló teret. Ez a fontos térbeli viselkedés, az egyedek térbeli eloszlása és ennek dinamikája a populáció népességének alakulásra szabályozó tényezőként lép fel. A térbeli viselkedésből származó, elsősorban fiatal egyedek elvándorlása mellett a térbeli heterogenitás, vagyis az optimális - szuboptimális területek, foltok közötti migráció is fontos tényező (GLIWICZ 1989, 1990, 1993).

A saját eredményeink is azt mutatták, hogy az erdei pocoknál fontos tényező a sűrűségfüggő szétterjedési mintázat, ami a két különböző szerkezetű erdős területen megnyilvánult. Ennek ellenére ennél a fajnál is ki tudtuk mutatni a különböző növényzeti szintek és a térbeli eloszlás közötti összefüggést. Fontos eredmény, hogy a földi pocok a legnagyobb mértékben az újraerdősödő terület szegélyzónáját használta, tehát az erdészeti beavatkozások során keletkező ecoton területek jelentőségét indikálta.

#### **Köszönetnyilvánítás**

A kisemlősök populáció szintű monitorozását a Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatósága támogatta. Köszönjük Dr. Vadkerti Editnek a diszkriminancia analízisben nyújtott segítségét.

Irodalom

- BÁLDI A. 1996: Élőhelyek fragmentálódásának hatása állatközösségekre. – Természetvédelmi Közlemények 3-4: 103-112.
- BAKOWSKI, C. & KOZAKIEWICZ, M. 1988: THE EFFECT OF FOREST ROAD ON BANK VOLE AND YELLOW-NECKED MOUSE POPULATIONS. – *Acta Theriologica* 33: 345-353.
- BARRETT, G. W. & PELES, J. D. 1999: Small Mammals Ecology. A Landscape Perspective. In: *Landscape. – Ecology of Small Mammals* (Ed by G.W. BARRETT & J.D. PELES), Springer, New York pp. 1-8.
- BOWMAN, J. C., SLEEP, D., FORBES, G. J. & EDWARDS, M. 2000: The association of small mammals with coarse woody debris at log and stand scales. – *Forest Ecology and Management* 129: 119–124.
- BUJALSKA, G. 1994a: Minimum population of *Clethrionomys glareolus* (Schreber, 1780): Minimum Animal Populations, Springer-VI: Berlin, Heidelberg – *Ecological Studies*, 106: 121-129.
- BUJALSKA, G. 1994b: Female and male territoriality in the bank vole. In: JARMAN, P. J. & ROSSITER, A. (eds.): *Animal Societies Individuals, Interactions and Organisations*. Kyoto University Press, pp. 56-69.
- CAREY, A. B. & HARRINGTON, C. A. 2001: Small mammals in young forests: implications for management for sustainability. – *Forest Ecology and Management* 154: 289–309.
- DE BELLEFUILLE, S., BE´LANGER, L., HUOT, J. & CIMON, A. 2001: Clear-cutting and regeneration practices in Quebec boreal balsam forest: effects on snowshoe hare. – *Canadian Journal of Forest Research* 31: 41–51.
- DUESER, R. D. & H. H. SHUGART, JR. 1978: Microhabitats in a forest-floor small mammal fauna. – *Ecology* 59: 89-98
- DUESER, R. D. & H. H. SHUGART, JR. 1979: Niche pattern in a forest-floor small mammal fauna. – *Ecology* 60: 108-118
- FOSTER, J. & GAINES, M. S. 1991: The effects of a successional habitat mosaic on a small mammal community. – *Ecology* 72: 1358-1373.
- GAINES, M. S., ROBINSON, G. R., DIFFENDORFER, J. E., HOLT, R. D. & JOHNSON, M. L. 1992: The effects of habitat fragmentation on small mammal population. In: Mc CULLOUGH, D. R. & BARRETT, R. H. (eds): *Wildlife 2001: populations*. – Elsevier, New York. pp. 875-885.
- GLIWITZ, J. 1981: Competitive interactions within a forest rodent community in central Poland. – *Oikos* 37: 353-362.
- GLIWICZ, J. 1989: Individuals and populations of the bank vole in optimal, suboptimal and insular habitats. – *Journal of Animal Ecology* 58: 237-247.
- GLIWICZ, J. 1990: The first born, their dispersal and vole cycles. – *Oecologia* 83: 519-522.
- GLIWICZ, J. 1993: Dispersal in Bank voles: benefits to emigrants or to residents. – *Acta Theriologica* 38(1): 31-38.
- HORVÁTH, GY., MOLNÁR, D., NÉMETH, T. & CSETE, S. 2005: Population dynamics and spatial pattern of small mammals in protected forest and reforested area. – *Natura Somogyiensis* 7: 191-207
- HORVÁTH, GY., SCHÄFFER, D., MOLNÁR, D. és POGÁNY, Á. 2006: Kisemlősök populációs és közösségi vizsgálata két ártéri erdőtípusban. – *Natura Somogyiensis* 9: 325-332.
- KROHNE, D. T. & BURGIN, A. B. 1990: The scale of demographic heterogeneity in a population of *Peromyscus leucopus*. – *Oecologia* 82: 97-101.
- MANNING, J. A. & EDGE, W. D. 2004: Small mammals survival and downed wood at multiple scales in managed forests. – *Journal of Mammalogy* 85: 87-96.
- MAZURKIEWICZ, M. & RAJSKA-JURGIEL, E. 1998: Spatial behaviour and population dynamics of woodland rodents. – *Acta Theriologica* 43: 137-161.
- PEARCE, J. & VENIER, L. 2005: Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management. – *Forest Ecology and Management* 208: 153–175
- RIBBLE, D. O. & SAMSON, F. B. 1987: Microhabitat associations of small mammals in southeastern Colorado, with special emphasis on *Peromyscus* (Rodentia). – *The Southwestern Naturalist* 32(3): 291-303.
- SCHEIBE, J. S. 1985: Ecological Characteristic of Small Mammals at 3 Sites in Southeast Missouri. – *Transactions, Missouri Academy of Science* 19: 31-40.
- SCHEIBE, J. S. & O'Farrel, M. J. 1995: Habitat dynamics in *Peromyscus truei*: eclectic females, density dependence, or reproductive constraints? – *Journal of Mammalogy* 76(2): 368-375.
- STENSETH, N. C. 1980: Spatial heterogeneity and population stability: some evolutionary consequences. – *Oikos* 35: 165-184.
- WILCOVE, D. S., McLELLAN, C. H. & DOBSON, A. P. 1986: Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ, M.E. (ed.) *Conservation Biology*. – The Science of Scarcity and Diversity. Sinauer Ass., Inc., Sunderland, pp. 237-256.
- WOLFF, J. O. 1999: Behavioral Model Systems. In: *Landscape Ecology of Small Mammals* (Ed by G.W.BARRETT & J.D.PELES), Springer, New York pp. 11-40.

**Microrhabitat association of small mammals  
in protected forest and reforested habitat**

GYŐZŐ HORVÁTH, ESZTER ÉVA ORBÁN, KINGA FUTÓ, NIKOLETTA SÁRFI,  
ROLAND KARDOS, NÁNDOR SOÓS & HENRIK SÁRKÁNY

Forest felling and successive artificial reforestation cause significant physiognomic changes to forest plant associations. These interventions have an impact on the composition of small mammal communities as well, influencing the variations of abundance and dominance within the community. Most of the small mammal species inhabiting Central-European deciduous forests are generalists and thus are capable of switching rapidly between the habitats they use. Our research was performed in Lankóci forest in a protected and in a neighbouring reforested habitat. Microhabitat association between character species was investigated using discriminant analysis. The spatial pattern

of the four character species (*Apodemus agrarius*, *Apodemus flavicollis*, *Clethrionomys glareolus*, *Microtus subterraneus*) was determined partly by different coverages at various layers of the vegetation and partly by the temporal changes of small mammal populations. Based on the results of discriminant analysis the segregation of the species was observed along three axes, mostly determined by plant coverage differences between the upper canopy (6 m <), and vegetation layers of 1–2 m and 2–4 m height. In the space use of yellow-necked wood mouse and bank vole, the presence of fallen tree trunks and logs played an important role.