



**XXXI. Országos Tudományos
Diákköri Konferencia**

Biológia Szekció



**Domináns kisemlősfajok élőhely használata különböző
erdőképkorosztályú területeken**

Szerzők:

Papp Gábor

Pécsi Tudományegyetem
Természet Tudományi Kar, Biológia Intézet, Állatökológia Tanszék
Biológia BSc

Gábor Anna

Pécsi Tudományegyetem
Természet Tudományi Kar, Biológia Intézet, Állatökológia Tanszék
Biológia MSc

Témavezető:

Dr. Horváth Győző

Pécsi Tudományegyetem
Természet Tudományi Kar, Biológia Intézet, Állatökológia Tanszék

**Szeged
2013. április 2-4.**

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	3.
2. Témafelvetés, szakirodalmi áttekintés	5.
3. Célkitűzések	8.
4. Anyag és módszer	9.
4.1. A vizsgált erdőrezervátumi terület általános florisztikai jellemzői.....	9.
4.2. Mintavételi területek elhelyezkedése és jellemzése	9.
4.3. Csapdázási metodika	14.
4.4. Adatfeldolgozás módszerei	15.
4.4.1 A fogási paraméterek statisztikája.....	15.
4.4.2 A fogásértékek vizsgálata általánosított lineáris regressziós modellek (GLM) felhasználásával	16.
4.4.3 Területhasználat és foltpreferencia.....	17.
5. Eredmények.....	19.
5.1 A vizsgált rágcsáló fajok fogási paramétereinek tér-időbeli mintázata	19.
5.2 A három vizsgált faj fogásértékeinek tér-időbeli függése a GLM módszer eredményei alapján.....	25.
5.3 Területhasználat és foltpreferencia.....	27.
6. Eredmények megvitatása.....	31.
7. Összefoglalás.....	34.
8. Köszönetnyilvánítás	35.
9. Irodalomjegyzék.....	36.
Függelék	44.

1. Bevezetés

A Nemzeti Biodiverzitás monitorozó Program V. Projektjének (Erdőrezervátumok - kezelt lomboserdők) célja az erdőművelés hatásának megfigyelése lombos erdők fajgazdagságára illetve az erdőtársulások trend monitorozása. A projektben monitorozási objektumként szerepelnek a kisemlősök is, melyek mind populációs (az abundancia viszonyok trendszerű változása), mind közösségi (a faj-dominancia viszonyok, relatív abundancia változása) szinten is indikátor, standard mintavételi eljárással nyomon követhető csoportjai az erdők állapotváltozásának monitorozását célzó programban. A hazai Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) programjaiban több hazai élőhelyen folyik a kisemlősök csapdázásos felmérése (pl. HORVÁTH 2001, HORVÁTH és LANSZKI 2000, GUBÁNYI *et al.* 2002, KALMÁR és HORVÁTH 2002). A Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóságának megbízásából 2006 őszén kezdődött meg, és 2011-ben is folytattuk a Mecsek hegységben kijelölt Kőszegi-forrás Erdőrezervátum területén élő kisemlősök elevenfogó csapdázáson alapuló monitorozását. A csapdázásba 2009-től mi is bekapcsolódtunk.

A kisemlősök jelentős szerepet töltenek be ezen ökoszisztémákban, a trofikus kapcsolatok meghatározó láncszemei, számos védett ragadozó madár és emlős táplálékállatai. Élőhely választásuk minél szélesebb körű ismerete és az egyes élőhelyek faunisztikai leírása fontos alapkutatói adatokat szolgáltat az egyes fajok ökológiai igényeinek alaposabb megismeréséhez.

Magyarország védett lombos erdői ökológiailag optimális, magas diverzitású területeknek ("hot spot") számítanak, amelyek nagy produktivitással, dús és változatos makrovegetációval jellemezhetők. A dús aljnövényzetű erdőkben sok kisemlősfaj él együtt, ezért kiválóan alkalmasak ökológiai igényeik, habitathasználatuk tanulmányozására, az interspecifikus kapcsolatok (pl. mikrohabitat-felosztás) vizsgálatára. Természetvédelmi megközelítésben a kisemlősök faunisztikai, populációs és közösségi ökológiai vizsgálatával fontos információkat szerzünk egy adott élőhely természetvédelmi értékeléséhez, az élőhely minősítéséhez.

Tudományos munkák kimutatták, hogy az interspecifikus kompetíció hatással van az egyedek termékenységre, túlélési esélyeire vagy fejlődésére. E paraméterek értéke a kompetitív partnerek hatására vagy a források túlzott kihasználása miatt visszaesik (BEGON *et al.* 1996). Az interspecifikus kompetíció kisemlősökre gyakorolt hatásait vizsgáló korai tanulmányok részleteit GRANT (1972) gyűjtötte össze. Az általa részletezett tanulmányok legnagyobb részben a habitat használatra, a feltételezett kompetítorok populáció méretének

negatív korrelációjára koncentráltak. Ezen tanulmányok gyakran bizonyították a növekvő populációméret következtében megjelenő kompetíciót és lehetséges mechanizmusként megjelölték a források túlzott kiaknázását (GLIWICZ 1981, MONTGOMERY 1981, FOX & POPLE 1984). A fajok közötti versengést és így a különböző kompetitív partnerek részvételével szerveződő közösségek összetételét, fajgazdagságát, nagymértékben befolyásolja az élőhelyek átalakulása, különösen a fragmentáció okozta forráseloszlás megváltozása. Az élőhelyek feldarabolódása és így a különböző fajok számára történő elérhetőségük csökkenése hazánkban is az egyik legfontosabb kérdése a természetvédelmi biológiának, a populációk és a közösségek dinamikájával nagyobb térléptékben foglalkozó tájökológiának. Az erdei élőhelyek kapcsán az erdőművelés fragmentációs hatása gyors élőhely-változást okoz, ennek következtében fontos kérdés, hogy milyen metodikával végzett mintavételezésekkel tudunk minél több információt gyűjteni a fragmentációra érzékeny fajok, így kisemlősök populációinak ökológiájáról is. A korábban összefüggő természetközeli élőhelyeket ezek az emberi létesítmények felszabdaltják, a kisemlősök populációi is különböző élőhely izolátumokban maradnak fenn, ezen izolátumok közötti mozgások vagy korlátozottak, akadályok, barrierék választják el őket, vagy a migrációs lehetőségek teljesen meg is szűnnek közöttük (HARRIS 1984).

Annak ellenére, hogy a biodiverzitás, valamint az erdei ökoszisztémák hosszú távú fenntartásában az a cél, hogy minél nagyobb kiterjedésű, összefüggő természetes vagy természet közeli területek maradjanak fenn, számos területen a mai napig a végvágás maradt a fő erdőművelési eljárás. A végvágásos beavatkozások során a nagyméretű fákat jellemzően eltávolítják, míg a keletkező növénytörmelékeket (pl. keresztbefekvő faágakat), illetve az aljnövényzetet meghagyják (DESGRANGES & RONDEAU 1993, THOMPSON 1993). Az erdőművelés néhány fajra negatív, másokra pozitív vagy semleges hatással van (pl. LAURANCE 1990, DEMAYNADIER & HUNTER 1995, DUGUAY *et al.* 2000, PAYER & HARRISON 2000, DE BELLEFEUILLE *et al.* 2001). Mára már kevés olyan erdőterület maradt, ahol ebben az ökoszisztémában zajló természetes, spontán folyamatok tanulmányozhatók. Ezeket a területeket erdőrezervátumként különítette el a természetvédelem. A hagyományos felfogás szerint az erdőrezervátumok olyan, még eredeti állapotukban megmaradt természetes erdőségek, amelyek mind természetvédelmi, mind talajvédelmi szempontból alkalmasak a képviselt élőhelytípusnak megfelelő erdei életközösségek hosszú távú fenntartására (CZAJLIK 1994). Az elmúlt évtizedekben Európa számos országában jelöltek ki ilyen területeket, amelyek nagy része változatos erdőszerkezetű, gazdag és különleges növény- és állatvilággal rendelkezik, és természetes dinamikát mutat. Az erdők veszélyeztetettsége nemcsak

Európában, hanem az egész Földön rohamosan növekedett és a konzervációbiológia egyik legégetőbb problémájává vált (pl. TERBORGH 1992, MYERS 1996).

Diákköri munkánk során a Mecsek hegységben található Kőszegi-forrás Erdőrezervátum területén végzett kisemlős monitorozási programba kapcsolódtunk be. A projekt legfontosabb célja, hogy a beavatkozások nélküli magterület és a körülötte található puffterület különböző vegetációstruktúrájú és erdőképkorosztályú területein élő kisemlősök mennyiségi adatainak tér-időbeli eloszlását vizsgáljuk. Jelen dolgozatban három domináns rágcsálófaj – sárganyakú erdeieger (*Apodemus flavicollis*), közönséges erdeieger (*Apodemus sylvaticus*) és a vöröshátú erdei pocok (*Myodes glareolus*) –területhasználatát vizsgáltuk a 2011-es csapdázási eredmények alapján.

2. Témafelvetés, szakirodalmi áttekintés

A védelem alatt álló területek vizsgálatára a gerincesek, különösen a kisemlősök igen alkalmasak, mivel ökológiai szempontból a kisemlős populációk részletesen kutatottak és ismertek. Sok adat áll rendelkezésre az életmenet-stratégiájukról („life-history” paraméterek), szétterjedési, habitatválasztási, populációdinamikai és viselkedésokológiai sajátágaikról (HANSSON 1998).

A kisemlősöket az erdészeti beavatkozások zavaró hatásaitól függetlenül is erősen változó populációdinamika jellemzi, így a zavarások hatásaira adott válaszuk és a változások trendjének megállapításához hosszabb időintervallumra van szükség (PEARCE & VENIER 2005). A kisemlősök, pl. egerek, pockok potenciális indikátorai a természetvédelmi érdekeket is figyelembe vevő erdőművelésnek, vagy a műveléstől és eredészeti beavatkozástól, emberi zavarástól mentes erdőterületen zajló természetes folyamatok nyomon követésében. Fontos szerepük van az erdőkben, gazdasági, illetve az ökológiai egyensúly szempontból fontosak a ragadozók zsákmányaiként és jellegzetes módon válaszolnak a zavarásra. A különböző erdőtípusokban számos kisemlősfaj ismert bioindikátorként (PEARCE & VENIER 2005). A kisemlősök olyan erdei elemektől függenek, mint tuskók, kidőlt fák, lombkorona-rések, gyepszínti növényzet, korhadtt fák, avar és humusz. Ezen tényezőket az erdőművelés módosítja (pl. CAREY & HARRINGTON 2001). Elterjedésüket az erdők területén befolyásolja a predátorok jelenléte (BARNUM *et al.* 1992, MORRIS 1996, 2002), a más fajokkal szembeni kompetíció (FALKENBERG & CLARKE 1998, PERRI & RANDALL 1999) és a rendelkezésre álló források mennyisége, különösen az élelem és a víz megléte (GETZ 1962, 1968, MILLER &

GETZ 1977, MCSHEA & GILLES 1992, OSTFELD *et al.* 1996, WOLFF 1996, MCCracken *et al.* 1999). A kisemlősök populációdinamikáját tekintve a nagy mennyiségű táplálékforrás (pl. gabona terméshozam, makktermés mennyisége) hatására a következő években magas lesz a populációk sűrűsége (ZEJDA 1962, BUJALSKA 1975, ANDRZEJEWSKI & MAZURKIEWICZ 1976, JENSEN 1982, MAZURKIEWICZ & RAJSKA-JURGIEL 1987, PUCEK *et al.* 1993). Az aljnövényzet és a végvágás során keletkező durva fás törmelékek egyaránt befolyásolják a kisemlősök abundanciáját. Az aljnövényzet menedéket és táplálékot biztosít a különböző fajok számára (PAYNE 1974, TAYLOR *et al.* 1985, FOX 1983, SIMON *et al.* 1998). A legtöbb faj térbeli elhelyezkedését és demográfiai paramétereinek időbeli mintázatát tehát a szükséges források lelőhelyei határozzák meg, bár ez nemcsak a táplálékra, hanem a búvóhelyekre is vonatkozik (MAZURKIEWICZ 1984, 1994). A különböző rágcsálófajok hosszú-távú populáció dinamikája mérsékeltövi környezetben többnyire hűen tükrözi forrásaik változását (FLOWERDEW 1985, PUCEK *et al.* 1993, JEDRZEJEWSKI & JEDRZEJEWSKA 1996, WOLFF 1996).

A kisemlős fajokra magas metabolikus és reprodukciós ráta jellemző, többségük tipikus 'r-stratégista' (STEARNS 1992). Az ebbe a kategóriába tartozó fajok utódaik számának növekedésével gyorsan képesek válaszolni a kedvező hatásokra (enyhe időjárás, növekvő élelemforrás). Demográfiai plaszticitásuk, gyors kicserélődési rátájuk (turnover) és alkalmazkodó képességük (PROMISLOW & HARVLY 1990) a kisemlősöket a demográfiai és populációdinamikai kutatásokban mind elméleti, mind tapasztalati megközelítésből érdekes alannyá teszi (STENSETH 1985, MONTGOMERY 1989). Populációik részletesen kutatottak, mind természetes, mind természetközeli élőhelyeken, vagy urbanizált területeken is előfordulnak (HAFERKORN & LANGE 1991), ezért alkalmasak a különböző élőhely fragmentumok között kialakuló szegélyterületek (ecoton zóna) hatásának („edge effect”) vizsgálatára is (pl. HANSSON 1998, NICKEL *et al.* 2003, MANSON *et al.* 1999). Az erdő széli szegély területek vagy pufferzónák területére jellemző az alsóbb szinteken megváltozott mikroklíma, fajösszetétel és vegetáció struktúra (HANSEN *et al.* 1992, HARRIS 1988, SAUNDERS *et al.* 1991). Azok a területek, melyek egykor összefüggő erdőt alkottak az antropogén beavatkozások következtében drámai változásokon mennek keresztül, különböző vegetációstruktúrájú élőhelyfoltok alakulnak ki, melyek alapvetően megváltoztatják a területen élő emlősök fajösszetételét (YAHNER 1988, FONSECA & ROBINSON 1990). A megmaradt természetes vagy természetközeli erdőket érintő antropogén beavatkozások, mint a ritkításos beavatkozás vagy az erdőterületek mezőgazdasági művelésbe történő bevonása nagy hatással van az állatpopulációkra (SCHMID-HOLMES & DICKAMER 2000). Az egyes habitat típusok fragmentálódása során kialakuló kisemlős közösségek információt nyújtanak a

fragmentálódás fizikai és biológiai hatásairól. (YAHNER 1988). A habitat specialista, az élőhely választásukban szűktörésű fajokat jelentősebb mértékben érinti a habitat fragmentáció, mint azokat a fajokat, melyek habitat használatukat tekintve generalisták (NUPP & SWIHART 2000). A denzitás-függő habitat szelekciós elméletek egy faj egyedeinek ideális szabad eloszlásán alapulnak (FRETWELL & LUKAS 1970). Ha az egyedek ideális szabad eloszlást követnek, akkor azokat az élőhely foltokat részesítik előnyben, melyeken maximális fitneszt érhetnek el, így az élőhelyi minőségi eltérései miatt nem lehet egyenletes az eloszlás. Az élőhelyi minőség csökkenésével azonban a területen élő fajok közötti kompetíció felerősödik (ABRAMSKY *et al.* 1991). A habitat foltossága, a tájökológiai léptékű heterogenitás, mint élőhelyi kényszer a mai ökológiában egyre kutatottabb, aminek vizsgálata, az elméleti modellek és azok gyakorlati alkalmazása a szárazföldi gerincesek, így a kisemlősök kapcsán is gyorsan fejlődik (pl. KOZAKIEWICZ *et al.* 1999, DELATTRE *et al.* 1999, DÍAZ *et al.* 1999).

Az általunk részletesen vizsgált három kisemlős faj generalistának tekinthetők, biológiájuk elég jól ismert (GOLLEY *et al.* 1975, PETRUSEWICZ 1983, FLOWERDEW *et al.* 1985). Optimális élőhelyük Közép-Európában a termékeny talajú tisztán lombhullató és a kevert lombú erdők (PUCEK 1983, FLOWERDEW *et al.* 1985). Az egymással nagyobb sűrűségben előfordulva gyakran koegzisztens sárganyakú erdeieger és erdei pocok eltér a táplálkozási szokásaikban és a ragadozókkal szembeni alkalmazkodásukban. Ezen fajok habitat preferenciája is részletesen kutatott (NIETHAMMER & KRAPP, 1978; NIETHAMMER & KRAPP, 1982; MITCHELL-JONES *et al.*, 1999). Az egerek magevők, az erdei fák magvai szolgálnak számukra elsődleges táplálékforrással (ZEMANEK 1972, JENSEN 1982). A sárganyakú erdeiegeret általában idősödő erdőkhez kötött fajként írják le, de előfordulásának szempontjából egyaránt fontos a cserje és a gyepszint borítása. (NIETHAMMER 1978, GURNELL 1985, MAJSKY 1985). MAJSKY (1985) eredményei azt mutatták, hogy az *Apodemus flavicollis* leginkább az idős fák által borított területet preferálja, de MIKLOS & ZIAK (2001), illetve saját eredményeink alapján is elmondható, hogy a faj előfordulásának szempontjából a cserjeszint borítás és a korhadott fák maradványai a meghatározóak. Az erdei pockok levelekkel és magokkal egyaránt táplálkoznak (HOLIŠOVA 1971, GEBECZYŃSKA 1976, 1983). Mindkét faj gerinctelenekkel egészíti ki étrendjét, bár a lehetséges táplálék paletta a pockok esetében szélesebb, mint az egereké. A pockok által fogyasztott tápláléklista majdnem fedi az egerekét, míg a pockok által kedvelt gerincteleneket az egerek mellőzik (HANSSON 1985). Tehát a két faj koegzisztenciája a különböző elérhetőségű táplálékoktól függ. A csapdázásaink során megfogott harmadik leggyakoribb faj, a közönséges erdeieger (*Apodemus sylvaticus*), amely

rendszerint nagy táplálék niche-szélességgel rendelkezik, Közép-Európa területein tipikusan elterjedt faj, különböző korú, szerkezetű és fajösszetételű erdőkben valamint nyílt területeken egyaránt előfordul (NIETHAMMER & KRAPP 1978; GURNELL 1985; SUCHOMEL & HEROLDOVÁ 2004).

3. Célkitűzések

A kistermetű kisemlős fajok hatékonyan képesek indikálni a különböző környezetükben történő változásokat, mivel egyedszámuk a kedvező, illetve kedvezőtlen hatások függvényében rendkívül gyorsan változik. A kisemlősök indikációs tulajdonsága, illetve jó monitorozhatósága alapján a dolgozatban következő kérdéseket tettük fel, illetve válaszoltuk meg:

- A különböző erdőképkorosztály és művelési mód hatása kimutatható-e a kisemlősök fogási paramétereiben?
- A fajok habitat niche-szélesség és niche-átfedés értékei különböznek-e az egyes lokális mintaterületek (élőhely foltok) és az erdő-képkorosztályok alapján?
- A területhasználatot jellemző habitat niche-szélesség szezonális változása összefügg-e a populációk létszámváltozásával?
- Az egyes fajok abundanciájának változását mennyiben határozza meg a különböző térléptékű területek különbsége?
- A különböző struktúrájú erdőfoltokat egyenlő mértékben preferálják-e a vizsgált fajok?

4. Anyag és módszer

4.1 A vizsgált erdőrezervátumi terület általános florisztikai jellemzői

Vizsgálatainkat a Kőszegi-forrás Erdőrezervátumban végeztük, amely Dél-Dunántúlon a Mecsek hegységben található, a Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóságán belül a Mecseki Erdészeti Rt. kezelése alá tartozik. Az erdőrezervátum 149.2 ha összterületéből a magterület nagysága 33.0 ha, a védőzóna 116.2 ha.

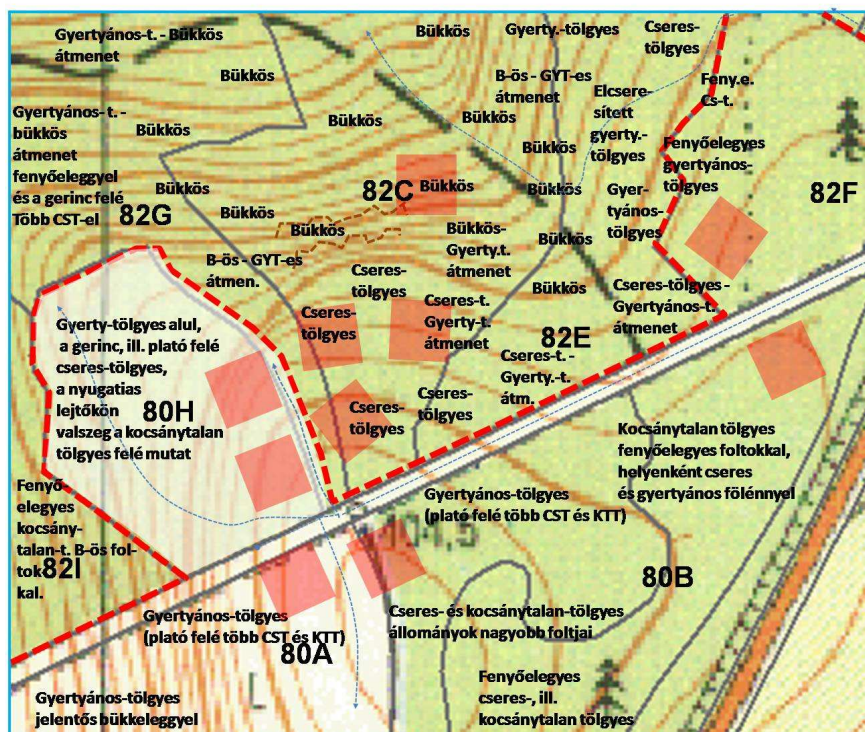
Az erdőrezervátum területén többfelé is előfordulnak bükkösök, de a legtipikusabb állományok az észak-keleti részén, a Kőszegi-forrás völgyében találhatóak. A mecseki Kőszegi-forrás ER magterületén fekvő *Mánfa* erdőrészlet a magterület természetvédelmi szempontból legértékesebb része, területe 8.1 hektár. A terület a *Helleboro odori-Fagetum* legszebb mintaterülete 159 éves, természetességének foka magas, erdődinamikailag aktív, az utolsó fakitermelést 1973-ban végezték benne, illetve egy részét véderdőként tartották nyilván. A lombkoronaszint tömeges fája a bükk (*Fagus sylvatica*) mellett elegyfaaként jelentős a gyertyán (*Carpinus betulus*) és kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*). Cserjeszintje gyér, fejletlen. Gyepszintjére körülbelül 30 faj jellemző, ilyenek például: sárga árvacsalán (*Galeobdolon luteum*), szagos müge (*Galium odoratum*) vagy az illatos hunyor (*Helleborus odorus*).

4.2 Mintavételi területek elhelyezkedése és jellemzése

2011-ben 10 különböző vegetáció struktúrájú erdőfoltban, egyenként 6×6-os csapdahálózóval végeztük a monitorozást, összesen 360 kisemlős csapda működtetésével. A kvadrátok kijelölésekor az előző évek tapasztalatai alapján figyelembe vettük a magterület és a pufferzóna elhelyezkedését, az erdőrezervátumi területen megkülönböztethető eltérő kitettségű, valamint mélyebb és magasabb térszintben található különböző vegetáció szerkezettel rendelkező erdő területeket, a lombkorona szintet képviselő faállomány elegyarányát és kor-szerkezetét, valamint az erdei aljnövényzet (gyep-, újulati- és cserjeszint) fajkompozícióját és dominancia viszonyait is.

Az alábbiakban 2011-ben történő monitorozás során kijelölt 10 különböző mintavételi kvadrát kijelölési szempontjait foglaljuk össze. A 82/C magterületi erdőrészlet bükkös állományában egy mintavételi területet jelöltünk ki. A 82/C erdőrészletben ezen kívül több

Az erdőrezervátumot körülvevő védőzóna alapvető feladata a magterület védelme. A 80/B erdőrészlet védőzóna, nem védett területen, míg a 82/F erdőrészlet védett területen elhelyezkedő pufferzóna. Az előbbi területen kettő, míg az utóbbi erdőrészletben egy mintakvadrátot jelöltünk ki. A 80/B erdőrészletben folyamatos erdőkezelés zajlik, amely változtat a növényzet struktúráján. Az általunk vizsgált területen ritkításos beavatkozást végeztek tél végén, februárban illetve március első felében, így az erdészeti kezelés után kezdtük meg a csapdázásos mintavételt. A ritkítás során kapott biomasszákat nem távolították el, így a kivágott, fiatalok fák maradványai a 2011-es csapdázás során folyamatosan, az egész vegetációs időszakban a talajfelszínen maradtak. A 80/A és a 80/H erdőrészekben nagy területet érintő végvágás történt, ahol jelenleg a cserjeszintben megjelent a csertölgy (*Quercus robur*), a gyertyán (*Carpinus betulus*), a virágos kőris (*Fraxinus ornus*) és egyéb fajok. Ezek az újraerdősödő területek fontos vegetáció struktúrát jelentenek a kisemlősök tér-időbeli mintázatának kutatásában, így ezen a két újraerdősödő területen három mintaterületet jelöltünk ki (1. ábra).



10

A mintaterületek kódolása és jellemzése:

- **1 (01pz-vér-CST*):** Vékonyrudas, gyertyánelegyes cseres-tölgyes homogén erdőállomány, ahol az erdészeti út és a végvágás terület zavaró hatásai érvényesülnek, alacsony természetességgel, az erdőrezervátum pufferezónájának része. Az általunk vizsgált erdőrezervátumi terület legmagasabb pontján (plató) fekvő erdőtag, mellette keskeny, 4-5 m széles erdészeti út halad. Sűrű borítású facsometék alkotják az újulat szintjét.
- **2 (02pz-var-CST**):** Vastagrudas, cseres-tölgyes állományrész jelentős újulattal, amely az út hatásának is ki van téve. Természetessége közepes, a pufferezóna része. Platón fekvő idősebb állományú erdőfolt, zárt lombkorona szinttel. Jellemzően magas borítású az újulat, amit a domináns fafajok csometei alkotnak.
- **3 (03pz-fi-CST*):** Volt végvágásterület fiatalos cseres-tölgyes állománya, alacsony természetességű, a pufferezóna része. Végvágás utáni újraerdősödő terület, ahol a mintaterület nagy részénél a cserjeszint dominál, de már jellemző a lombkorona szint is. A cserjék és a végvágás utáni csomete újulat 90-100 %-os borítása jellemző. Magasabb térszintben, a platón megtalálható élőhelyfolt.
- **4 (04mt-id-CST***):** Idős cseres-tölgyes erdőállomány a magterület határán, amely az erdőszél hatásának kitett, így ecotonként funkcionál, sok holtfával, magas természetességű. A platótól északi irányba fokozatosan lejt és markánsan elválik a nyiladéktól. Az észak-déli irányú szegélytől keletre található, amely szemben helyezkedik el a nyiladéktól nyugatra fekvő végvágás utáni fiatalos cseres-tölgyes területtel (3. kvadrát). Idős állományú erdőrészlet, amely cseres-tölgyesben jellemzően magas borítású a cserjeszint, aljnövényzete viszont nem folytonos, kisebb-nagyobb foltokban a nyári vegetációs periódusban is az avarszint dominál.
- **5 (05pz-fi-CST*):** A végvágás területen található fiatalos cseres-tölgyes erdőállomány, felújulása közepes, alacsony természetességű, sok holtfával, a pufferezóna része. Mélyebb térszintben helyezkedik el, magas lejtőszögű végvágás utáni újraerdősödő élőhelyfolt. A mintakvadrát teljes területén igen sűrű a növényzet, mind a gyepszint, mind a cserjék és a végvágás utáni csomete újulat 90-100 %-os borítása jellemző. A lombkoronaszint a mintázott teljes területről hiányzik.

- **6 (06mt-id-CST***):** Idős cseres-tölgyes állományrész a magterületen, amely erdőszéli hatásoknak kitett, így erdőszegély-ecotonként funkcionál, magas természetességű. Az erdőszegély 30-40 méter széles, gazdag cserjeszinttel, és minimális aljnövényzettel, a cserjeszint néhol áthatolhatatlan, a területen jelentős mennyiségű kidőlt holtfa és ág található.
- **7 (07mt-id-GYT/ÁTM***):** Idős cseres-tölgyes gyertyános-tölgyes átmenetben található állomány a magterületen belül, kisebb bükk-újulati foltokkal. Magas természetességű erdőbelső. A magterület magasabb térszintjében elhelyezkedő, észak-nyugati kitettségű védőerdő. Jó minőségű, magas természetességű, idős faállományú erdőfolt. Az aljnövényzetben üde fajokkal kevert, szárazodó termőhely, alacsony cserjeszinttel.
- **8 (08mt-id-B***):** Idős bükkös állományrész a magterületen belül. Magas természetességű erdőbelső. Észak-nyugati kitettségű magterületi védőerdő, amelyen belül a térszint fokozatosan csökken, a vizsgált erdőfoltok közül itt jellemző a legnagyobb meredekség, alacsonyabban fekszik, mint a korábban vizsgált magterületi szegélyzóna. Ebben az erdőfoltban, főként a kvadrát mélyebben fekvő felében jellemző az erőteljes, de nem magas fiatal bükk újulat, ami jelentős részét képezi a talajfelszíni vegetációborításnak.
- **9 (09pz-var-GYT/ÁTM**):** Vastagrudas, a cseres-tölgyes felé átmenetet mutató gyertyános-tölgyes, homogén jellegű állományképpel. A közeli fenyőelegyes erdőrészek és tarvágásterület hatásai alatt, jelentős vadnyomás jellemzi, tőle északra kisebb lék, alatta visszarágott bükk újulattal jellemezhető. Közepes természetességű erdőfolt. A magterület melletti magas térszintű területen található, közvetlenül az erdőrezervátumba vezető erdészeti út mellett elhelyezkedő, védettség alatt álló pufferzóna része. A terület nagy részén nem jellemző az aljnövényzet, azonban a mintaterület közepén a fafajok csemetéi alkotta sűrű borítottságú újulat található, amely a vegetációs időszakban üde foltot képez.
- **10 (10pz-vált-GYT/ÁTM**):** Vastagrudas, helyenként azonban vékonyrudas foltokat is képző, nagyfokú gyérítésen, illetve kisebb tarvágásokon átesett fenyőelegyes cseres-tölgyes – gyertyános-tölgyes átmeneti zónába eső állomány. A területre mind a cserjésedés, mind az erőteljes gypesedés jellemző. Erős bolygatása ellenére regenerációs potenciálja jónak mondható, őshonos újulat jelentkezik, így közepes természetességgel jellemezhető, a pufferzóna része. A műút és a védett pufferzóna mellett húzódó erdészeti út közötti erdőrészletben helyezkedik el. Ebben az erdőrészletben hiányzik az összefüggő

lombkorona borítás, így a napsütés intenzitásának aljnövényzetre kifejtett hatása a vizsgált erdőfoltok közül itt a legerőteljesebb, amely több foltban üde, magas aljnövényzet kialakulását biztosította. Az újulatot ezen a területen a 2011-es vegetációs periódus előtt ritkították, de a kivágott fiatal fákat nem távolították el a területről, így ez a biomassza növelte a terület heterogenitását.

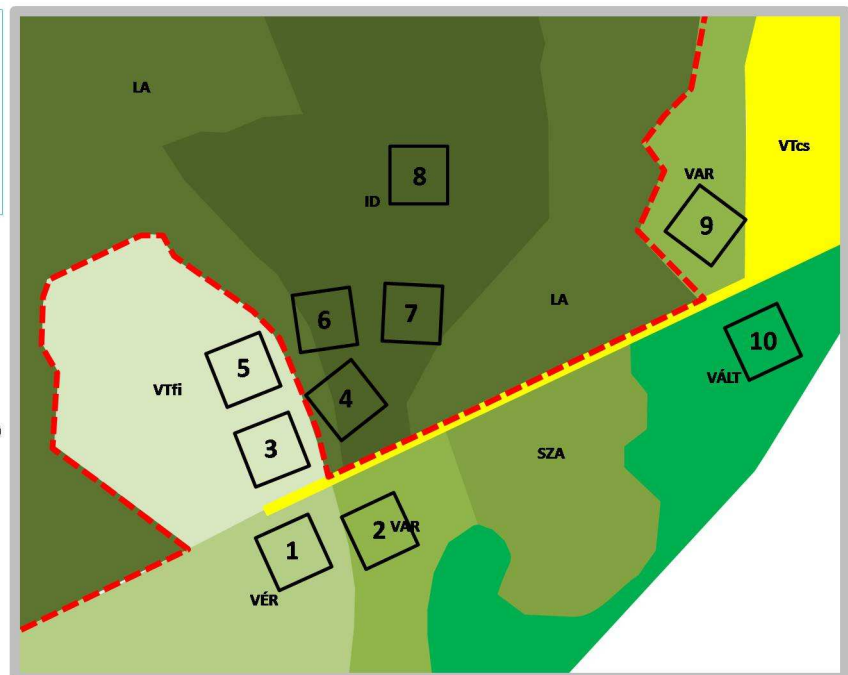
Jelmagyarázat:

B:	bükkös
CST:	cseres-tölgyes
GYT:	gyertyános-tölgyes
ÁTM:	átmeneti állomány
***:	idős, magterületi állományok
**:	vastag rudastól lábas korrig, pufferzónában
*:	végvágás területek, felújulás-területek, és még a vékony rudast is ide, plusz, ha erős a zavarás más okból
mt:	magterület (amúgy véderdő is, talajvédelmi), ezek természetvédelmi erdők!
pz:	pufferzóna (helyesen, de nem használjuk: védőerdő), ezek gazdasági erdők!
fi:	fiatalos/vágásterület (vég-, vagy tarvágás)
vér:	vékony rudas állomány
var:	vastag rudas korosztály
la:	lábas korban lévő
id:	idős erdő
vált:	változó korosztályszerkezet

A Kőszegi-forrás ER
- a csapdaháló-körzetet
körülölelő jellegzetes
erdőkép korosztályok
szerint
- egyszerűsítéssel

A 6 fő korosztály-típus:

- VTcs: vágásterület csemetékkel (sárga, mert fenyves tarvágás; és sárga az út)
- VTfi: vágásterület fiatalos újulattal (a végvágter.en)
- VÉR: vékonyrudas állomány
- VAR: vastagrudasba lépett állomány
- VÁLT: VAR-SZA-lékvág foltokból álló, helyenként füvesedő – cserjésedő terület
- SZA: szálaskorú erdő állomány
- LA: lábas erdő korú állomány
- ID: idős erdő



2. bár: A kijelölt mintakvadrátok elhelyezkedése az erdőrezervátumi terület erdőképi korosztályok szerinti felosztása alapján

A 10 kijelölt mintakvadrátot, mint 10 különböző élőhelyfoltot az erdőkép korosztályok alapján 5 csoportba soroltuk. Az 1. kvadrát területe, vagyis a gyertyánelegyes cseres-tölgyes homogén állomány **(01pz-vér-CST*)** a vékonyrudas korosztály **(VÉR)** szerint önmagában külön csoportot alkotott. A 2. mintaterületként kijelölt jelentős újulattal rendelkező cseres-tölgyes állományrész **(02pz-var-CST**)**, valamint a 9., a cseres-tölgyes felé átmenetet mutató gyertyános-tölgyesként jellemzett mintaterület **(09pz-var-GYT/ÁTM**)** a vastagrudas korosztály **(VAR)** alapján került a második csoportba. Az erdőkép korosztályok 3. csoportjába **(VTfi)** a végvágás utáni újraerdősödő területen kijelölt 3. és 5. mintakvadrát, a végvágásterület sűrűség korba lépett fiatalos cseres-tölgyes állomány **(03pz-fi-CST*)**, valamint ettől északra alacsonyabb térszínen elhelyezkedő, fiatalos cseres-tölgyes erdőállomány **(05pz-fi-CST*)** került. A 10. mintaterület, amely vastagrudas, helyenként azonban vékonyrudas foltokat is képző, nagyfokú gyérítésen, illetve kisebb tarvágásokon átesett fenyőelegyes cseres-tölgyes – gyertyános-tölgyes átmeneti zónába eső erdőrésszal **(10pz-vált-GYT/ÁTM**)**, hasonlóan az 1. mintaterülethez, önmagában külön csoportot alkotott **(VÁLT)**. Az eddigi négy csoportba a pufferezónába eső mintaterületek kerültek. A magterületen kijelölt 4. **(04mt-id-CST***)**, 6. **(06mt-id-CST***)**, 7. **(07mt-id-GYT/ÁTM***)** és 8. **(08mt-id-B***)** mintaterület az erdőképkorosztály szerinti felosztás alapján az időskorú erdő **(ID)** csoportját alkotja (2. ábra).

4.3 Csapdázási metodika

A Kőszegi-forrás Erdőrezervátum területén, 2011-ben 6×6-os csapdahálót alkalmazva 10 különböző vegetációstruktúrájú erdőfoltban végeztük a monitorozást. Az elevenfogó műanyag dobozcsapdák (75×95×180 mm) egymástól 5 m-es távolságban voltak elhelyezve.

Csalétekként szalonnát, ánizskivonattal és növényi olajjal megkevert gabona magvakat használtunk, így a csapdázhatóság szempontjából fontos csalizás módszere mind a hét hónapban megegyezett. Fogás-jelölés-visszafogás (capture-mark-recapture=CMR) módszert alkalmaztunk. A CMR módszer a populációszintű monitorozás feltételeinek is megfelelt. A 2011-es évben a márciustól szeptemberig 7 hónapon keresztül végeztük a monitorozást, azonban a nagy szárazság miatt a szeptemberi mintavétel mindössze néhány fogása statisztikailag értékelhetetlen eredményt hozott. Ezek alapján a jelen összegzésben 6 mintavételi hónap fogási eredményeit elemeztük. Minden hónapban 5 éjszakai periódusokban csapdáztunk, az állatok egyedi jelöléséhez az ujjpercek tetoválását alkalmaztuk. A mintavételezésnél reggelente ellenőriztük a csapdákat. A csapdázások során feljegyeztük az

állat nemét (nőstényeknél graviditást, laktálást is feltüntetve), korát, tömegét, csapdaszámát és egyéni kódját.

4.4 Adatfeldolgozás módszerei

4.4.1 A fogási paraméterek statisztikája

A három karakterfaj területhasználatának tér-időbeli mintázatát elsőként, a fajokra az adott mintaterületeken jellemző fogási paraméterek összehasonlító elemzésével értékeltük. A fogás-visszafogás adatok lekérdezésével 4 alapvető fogási paramétert különítettünk el, és további két származtatott paraméterrel jellemeztük a három faj fogási sikerében megjelenő különbséget, illetve a demográfia mintázat időbeli változását. A 4 alap fogási paraméter a következő: az ismert jelölt egyedek száma (*number of marked animals*) (m_i); a befogott jelöletlen állatok száma (*number of unmarked animals*) (u_i); megfogott állatok teljese száma (*total number of animals*) (n_i); a visszafogások száma (*number of recaptures*) (r_i), melyeket a teljes csapdázási időszakra összesítve, mind a 10 elkülönített mintavételi területre megadtunk. Első származtatott paraméterként a fogások és a visszafogások teljes száma alapján mindhárom fajnál kiszámítottuk a visszafogási rátát (*rate of recaptures*), amit ugyancsak a 10 különböző élőhely foltra vonatkoztattunk. Második származtatott paraméterként a Manly-Parr-féle fogásnaplár módszer alapján az ún. „minimum ismert egyedszám” (MNA) értéket határoztuk meg (PETRUSEWICZ & ANDRZEJEWSKI 1962, KREBS 1966, BOONSTRA & KREBS 1978), amely már olyan abundancia indexnek tekinthető, amely a jelölt ismert egyedek számánál több információt tartalmaz. Ez azt jelenti, hogy ha egy egyedet az i -edik mintavételi alkalommal nem fogtunk meg, de megkerült az $i+n$ -edik és az $i+n$ -edik csapdázási hónapban is, akkor jelenlétét az i -edik mintavételnél is regisztrálhatjuk, így hozzáadódik ennek a hónapnak a ténylegesen kimutatott egyedszámához.

A fogási paraméterek és az MNA értékek alapján statisztikailag értékeltük a három vizsgált faj demográfiai mintázatának térbeli (a 10 elkülönített erdőfolt és az 5 elkülönített erdőképkorosztályi csoport alapján) és időbeli (mintavételi hónapok és a két érintett évszak szerint) különbségeit, amelyhez első megközelítésben egyutas variancia-analízist használtunk (ANOVA). Az adatsorok elemzésekor első lépésben teszteltük a normál eloszlást (Shapiro-Wilk-teszt), majd a varianciák homogenitását (Levene-teszt) és ahol az egyutas ANOVA feltételei nem teljesültek, ott nem paraméteres Kruskal-Wallis mediántesztet alkalmaztunk (ZAR 1996). Az ANOVA eredményeinek közlése mellett grafikusan, box plot ábrázolásban

jelenítettük meg a kimutatott fajok adott paramétereinek egyes térbeli és időléptékre vetített átlag értékét, a hozzá tartozó standard hiba és konfidencia sávok feltüntetésével.

4.4.2 A fogásértékek vizsgálata általánosított lineáris regressziós modellek (GLM) felhasználásával

A lineáris regresszió analízis során a függő és magyarázó változók közötti összefüggés függvény formában kifejezhető:

$$f: X \rightarrow Y \text{ vagy } Y = f(X) + \varepsilon.$$

Az Y a függő, az X a magyarázó változó, az ε a véletlen hiba vagy reziduum.

Az általános lineáris modell (LM) egyenlete:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X + \varepsilon,$$

ahol a β_0 az egyenes y tengellyel való metszéspontja (intercept), a β_1 az egyenes meredeksége, az ε a véletlen hiba. Az egyenes paramétereit (β -k) az adatokból becsültük a közönséges legkisebb négyzetek módszerével (OLS- módszer). Az ökológiai kutatásokban leggyakrabban a függő változót egyszerre több magyarázó változóval hozható összefüggésbe vizsgálatokban. Ekkor az egyenlet az alábbiak szerint módosul:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_r X_r + \varepsilon,$$

ahol az r a magyarázó változók száma. A hagyományos lineáris regresszió egyik alapfeltevése, hogy a függő változó szórása a magyarázó változó minden egyes értéke vagy kategóriája esetén ugyanakkora. Ha ez a feltétel nem teljesül, azaz a variancia nem állandó és/vagy a hibatag nem normál eloszlású az általánosított lineáris modelleket (Generalized Linear Model (GLM)) kell használni. Jelen tanulmányban kisemlősök fogási adatait elemeztük. Az adataink poisson eloszlást követnek, így a modellezés során „log link” kapcsolattal transzformáltuk a függő változót. Ekkor a Poisson-regressziós modell egyenlete a következő: $\ln(\lambda) = \beta_0 + \beta_1 X$, ahol λ a függő változó átlaga vagy várható értéke. Poisson-eloszlás esetében az átlag és a variancia egyenlő egymással. Amikor ez nem teljesül, akkor túlszóródásról vagy overdispersion-ról beszélünk. Az ökológiai tanulmányokban ez legtöbb esetben nem teljesül: a variancia meghaladja az átlagot. Ekkor quasipoisson-eloszlást használunk, és a standard hibákat a diszperziós paraméter négyzetgyökével szorozzuk. Minden modell esetén túlszóródás tapasztaltunk. Annak eldöntésére, hogy valóban függ-e az Y az X_r -től, a meredekségekre vonatkozóan z -tesztet végeztünk (mivel ismert a szórás). Ha Y függ az X -től, akkor a meredekségi értékek (β -k) szignifikánsan eltérnek $\beta=0$ -tól. A magyarázó változók hatásának vizsgálatához F -próbát alkalmaztunk.

A lineáris modellezés során a három gyakori rágcsáló fogásszáma, mint függő változók vizsgálatában összesen 3 nominális magyarázó változó hatását teszteltük, melyek közül az adott modellben egyszerre 2 változó szerepelt, a szezon, mint időbeli lépték, valamint a két különböző térlépték egyike, illetve a két változó együttes hatását is teszteltük. Ennek megfelelően összesen 6 lineáris modellt építettünk (1. táblázat). A lineáris regresszió analízishez az R 2.14.2 programot használtam (R Development Core Team, 2012). A lineáris modelleket függő és magyarázó változók kombinálásával építettem fel, és minden lehetséges párosítást elvégeztem (1. táblázat).

1. táblázat: A lineáris modellek felépítése

Függő változó	Magyarázó változó (nominális)
1. <i>Apodemus flavicollis</i>	1. erdőképkorosztály (makrolépték)
2. <i>Apodemus sylvaticus</i>	2. mintakvadrát (lokális élőhelyfolt térlépték)
3. <i>Myodes glareolus</i>	3. évszak (SEZON)

4.4.3 Területhasználat és foltpreferencia

A három vizsgált faj terület használatát a fogási adatokból a 10 elkülönített erdőfolt használata alapján a havonta számított habitat niche-szélesség értékekkel jellemeztük (HURLBERT 1978, KREBS 1989, LÖFGREN 1995):

$$B = \frac{1}{\sum_{i=1}^n \frac{p_i^2}{a_i}}$$

ahol p_i egy faj fogásszámának aránya az i -edik foltban, valamennyi folt összes fogásszámaéhoz képest, a_i pedig az i -edik foltban üresen hagyott csapdák aránya. A három faj habitat niche-szélesség értékeinek különbségét variancia-analízissel (a feltételek teljesülése alapján egyutas ANOVA, vagy nemparaméteres Kruskal-Wallis teszt) vizsgáltuk. Továbbá elemeztük a habitat niche-szélesség értékek denzitásfüggését, amit regresszióanalízissel, a teljes vizsgált erdőrezervátumi területre számított átlagos MNA értékeket felhasználva végeztünk el.

A fajok között kiszámoltuk az élőhely használatra vonatkozó niche-átfedés havonkénti értékeit is, amit az idézett külföldi esettanulmányokban „habitat niche-átfedés”-nek neveznek

(pl. LÖFGREN 1995). A habitat niche-átfedést a Renkonen-indexen alapuló "százalékos átfedés" (P_{jk}) alapján számítottuk:

$$P_{jk} = \left[\sum_{i=1}^n (\min p_{ij}, p_{ik}) \right] 100$$

ahol p_{ij} és p_{ik} az i -edik foltban a j -edik és a k -edik faj egyedszámaránya valamennyi folt egyedszámához képest, melyek közül a képletben a kisebb érték szerepel (KREBS 1989). A habitat niche-átfedés értékeinek három fajpárra vonatkozó különbségét is variancia-analízissel teszteltük. A habitat niche-szélesség és -átfedés fajok, illetve fajpárok közötti különbségét a 10 erdőfolt használata mellett, az erdőképkorosztályok szerint lehatárolt 5 csoport használata alapján is vizsgáltuk.

A területhasználat értékelésében a 3 vizsgált faj 10 elkülönített erdőfolt vonatkozásában jellemző élőhelyi preferenciáját is vizsgáltuk. Az elfogott állatok fogási aránya, illetve az egyes erdőfoltok csapdázással érintett összterülethez viszonyított aránya alapján az Ivlev-index felhasználásával számoltuk ki a fajok élőhely-preferenciáját:

$$P_x = (a-b)/(a+b)$$

„a” az elfogott állatok aránya az adott területen, „b” az adott terület aránya a teljes területhez viszonyítva. „ P_x ” az egyes területekre eső preferencia ($-1 \leq P_x \leq 1$), vagy elkerülés értéke (+1 a teljes preferencia, -1 a teljes elkerülés). Az Ivlev-index kiszámításával még nem tudjuk eldönteni, hogy az egyes élőhelytípusokra megadott preferenciaértékek szignifikánsak-e, a szignifikancia vizsgálatához a Bonferroni féle z-tesztet használtuk (KREBS 1989).

5. Eredmények

5.1 A vizsgált rágcsáló fajok fogási paramétereinek tér-időbeli mintázata

A 2011-es csapdázási adatok statisztikai értékelésében mind a 10 mintavételi kvadrátban megjelenő három karakter faj fogási adatainak részletes elemzésével foglalkozunk. A három vizsgált fajra vonatkozó 4 fogási paraméter mintaterületenkénti összesített értékét a 2. táblázatban foglaltuk össze.

2. táblázat: Három vizsgált faj fogási paramétereinek vizsgált erdőfoltokra összesített értékei

Fajok	<i>Apodemus flavicollis</i>					<i>Apodemus sylvaticus</i>					<i>Myodes glareolus</i>				
Mintaterület	Σm_i	Σu_i	Σn_i	Σr_i	$rr\%$	Σm_i	Σu_i	Σn_i	Σr_i	$rr\%$	Σm_i	Σu_i	Σn_i	Σr_i	$rr\%$
01pz-vér-CST*	131	84	211	127	60.19	19	11	26	15	57.69	46	29	60	31	51.67
02pz-var-CST**	131	84	212	128	60.38	13	7	18	11	61.11	43	30	55	25	45.45
03pz-fi-CST*	141	84	225	141	62.67	9	4	12	8	66.67	44	23	59	36	61.02
04mt-id-CST***	76	41	109	68	62.39	7	4	11	7	63.64	12	8	16	8	50.00
05pz-fi-CST*	160	87	249	162	65.06	26	14	38	24	63.16	11	7	12	5	41.67
06mt-id-CST***	90	41	124	83	66.94	11	5	15	10	66.67	11	7	14	7	50.00
07mt-id-GYT/ÁTM***	62	34	77	43	55.84	7	4	10	6	60.00	3	2	3	1	33.33
08mt-id-B***	139	80	197	117	59.39	11	10	15	5	33.33	40	29	56	27	48.21
09pz-var-GYT/ÁTM**	107	67	158	91	57.59	5	3	7	4	57.14	36	24	54	30	55.56
10pz-vált-GYT/ÁTM**	153	100	292	192	65.75	7	7	12	5	41.67	14	11	18	7	38.89

m_i : ismert jelölt egyedek száma (*number of marked animals*)

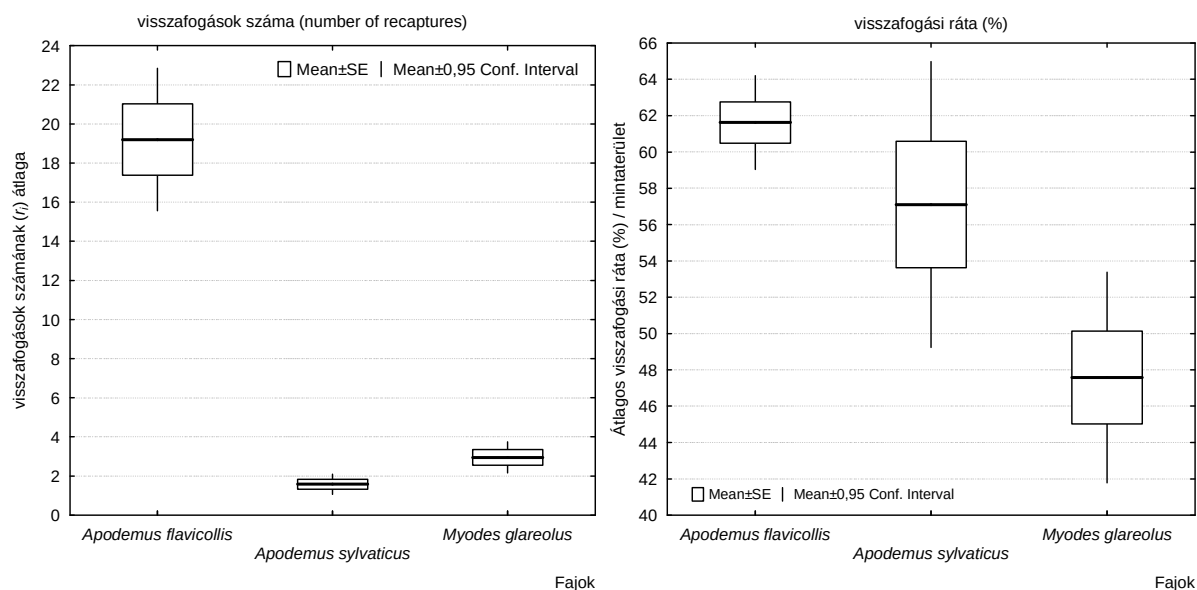
u_i : befogott jelöletlen állatok száma (*number of unmarked animals*)

n_i : megfogott állatok teljes száma (*total number of animals*)

r_i : visszafogások száma (*number of recaptures*)

rr_i : visszafogási ráta (*rate of recaptures*)

A domináns sárganyakú erdeieger mintaterületekre összesített fogásszáma 77-292 között változott, ami jól mutatja, hogy a faj fogási sikere nagy intervallumban változott a 10 vizsgált erdőfolt összehasonlításában. A közönséges erdeieger fogásszáma mindössze 7-38 között változott, amely intervallumot tekintve ennél a fajnál 5-szor nagyobb különbség volt a legkisebb és a legnagyobb fogásszámú mintaterület között, míg a sárganyakú erdeiegernél ez a különbség csak allig több mint 3-szoros. A fogási paraméterei alapján a sűrű borítású újraerdősödő élőhely foltban (**05pz-fi-CST***) jelent meg a legnagyobb abundanciával (2. táblázat). Az erdei pocok fogásainak száma mutatta a legnagyobb ingadozást a vizsgált erdőfoltok összehasonlításában. Az idős cseres-tölgyes, gyertyános-tölgyes átmenetben található mintaterületen (**07mt-id-GYT/ÁTM*****) volt a legkisebb (3), míg az 1. mintaterületen, a vékonyrudas, gyertyánelegyes cseres-tölgyes homogén erdőállományban volt legnagyobb a fogásszáma (60), így a két terület közötti különbség 20-szoros mértékű (2. táblázat).



3. ábra: A visszafogások száma és a visszafogási ráta (%) fajonkénti átlaga

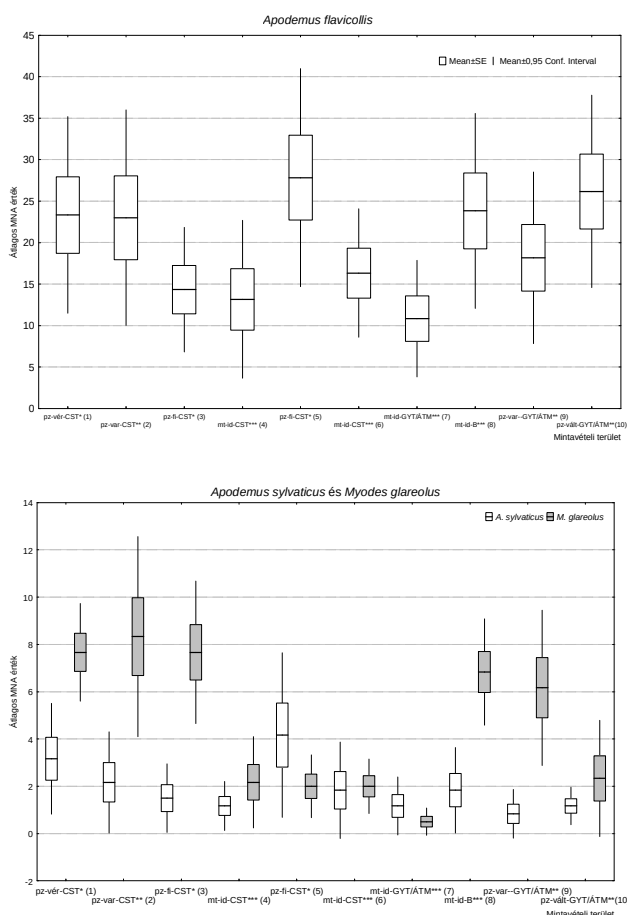
A fogási paraméterek közül végül a visszafogások számára és ennek alapján a visszafogási sikerre vonatkozó statisztikai tesztek eredményeit mutatjuk be (3. ábra).

A visszafogások összes számának statisztikai elemzése a fajok közötti jelentős különbséget támasztotta alá (Kruska-Wallis ANOVA: $H = 98.92$, $P < 0.001$). A visszafogás tekintetében az abszolút domináns sárganyakú erdeieger és a vele két koegzisztens rágcsáló között kaptunk szignifikáns különbséget ($z = 7.46$ - 9.31 , $P < 0.001$), azonban a közönséges erdeieger és az erdei pocok visszafogás értékei között már nem volt szignifikáns eredmény ($z = 1.84$, $n.s.$). A fogások és a visszafogás értékek teljes számából származtatott visszafogási arány átlagos megoszlásában a sárganyakú erdeieger, mint a legtöbb fogással és így a legeredményesebb visszafogási sikerrel jellemzett domináns faj és a visszafogási sikerben legrosszabb eredményt mutató erdei pocok között kaptunk szignifikáns különbséget (egyutas ANOVA: $F = 7.71$, $P < 0.01$; post hoc LSD teszt: $P < 0.001$). A közönséges erdeieger visszafogási arányának átlagértékéhez becsült nagy konfidencia intervallum következtében a két *Apodemus* faj visszafogási rátája között a LSD teszt nem adott szignifikáns különbséget ($P = 0.227$) (3. ábra).

Mivel a három vizsgált faj különböző erdőfoltokban jellemző lokális sűrűségéről a populációs indexként származtatott MNA értékek adják a legtöbb információt, a demográfiai mintázat különbségének további tér-időbeli értékeléséhez az MNA adatokat használtuk fel. A demográfiai mintázat tér-időbeli különbségeit az MNA értékek mintakvadrátok, az

erdőképkorosztályként elkülönített 5 csoport, a mintavételi hónapok és a 2011-es csapdázási időszak által érintett két szezon (tavasz-nyár) összehasonlításában elemeztük. Elsőként az MNA értékek mintaterületekre számított átlagának megoszlását vizsgáltuk, box-plot diagrammon ábrázolva a mintaterületre eső átlagokat ($\pm$ SE, konfidencia sáv).

Mivel a sárganyakú erdeieger dominanciája a területek többségében kimagasló volt, így a fajra vonatkozó átlagok megoszlását külön diagramon ábráztuk (4. ábra), hogy a másik két faj közt fennálló statisztikai különbségek szemléletesebbek legyenek. A sárganyakú erdeieger 10 vizsgált erdőfolt alapján kapott MNA értékeinek megoszlása az egyutas ANOVA alapján szignifikánsan különbözött ($F = 2.53$, $P < 0.05$). Az abundancia index átlaga a

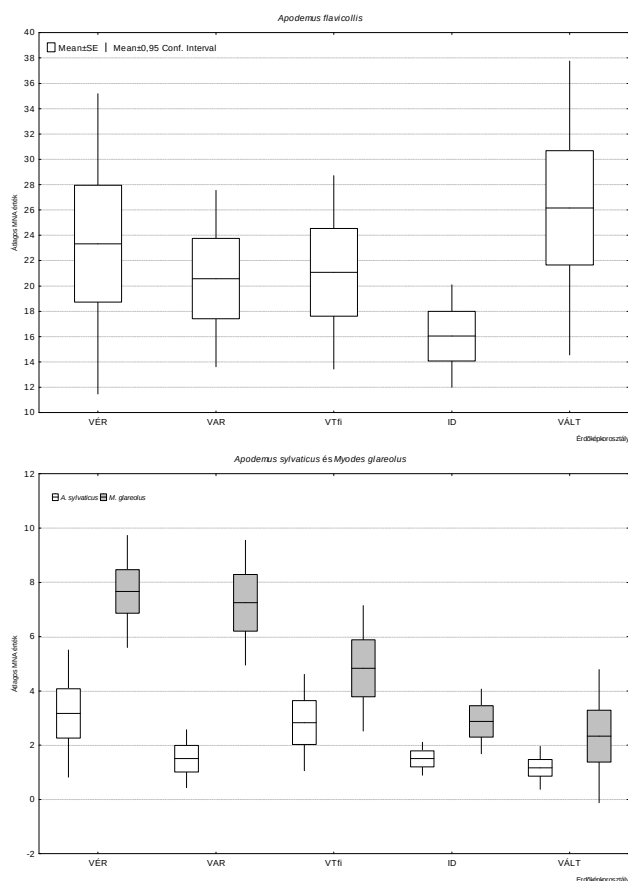


4. ábra: A három vizsgált faj MNA átlagának megoszlása a tíz vizsgált erdőfolt alapján

magterületen található idős cseres-tölgyes, gyertyános-tölgyes átmenetben kijelölt 7. mintaterületen (**07mt-id-GYT/ÁTM*****) volt a legalacsonyabb, míg a pufferezóna újraerdősödő foltjában, a végvágás területen található fiatalos cseres-tölgyes erdőállományban (**05pz-fi-CST***) volt a legmagasabb. Az ANOVA post hoc tesztje (LSD-teszt) alapján a sárganyakú erdeieger MNA értéke 9 erdőfolt párosításban különbözött szignifikánsan ($P = 0.005 - 0.047$). A közönséges erdeieger adatai nem feleltek meg az egyutas ANOVA feltételeinek, az alkalmazott Kruskal-Wallis teszt alapján nem volt szignifikáns különbség az MNA értékek mintakvadrátok közötti összevetésében ($H = 9.65$, $n.s.$), amely eredmény a faj alacsony sűrűségű, kiegyenlített jelenlétének, illetve az átlagértékekhez megadott konfidencia

sávok átfedésének köszönhető. A minimum ismert egyedszám a 10 mintaterület összehasonlításában leginkább az erdei pocok esetében különbözött ($F = 9.94$, $P < 0.001$), ami az átlagértékek megoszlásának box plot diagramja grafikusán is szemléltet (4. ábra). Az erdei pocok jelenlétét a mintaterületek 50 %-ában magasabb, míg másik felében alacsonyabb átlagos MNA értékkel mutattuk ki. Az LSD-teszt 26 mintapár esetén igazolta az abundancia index értékének szignifikáns különbségét ($P < 0.001 - 0.01$). Az MNA értékek erdőfoltok közötti varianciánálízise az erdei pocok esetében sugallta a különböző erdőfoltok használatában megjelenő legnagyobb különbséget, a környezeti heteromorfia adott finomabb választ.

Az abundancia erdőszerkezeti különbségek szerinti térbeli mintázatát az erdőképkorosztályok alapján elkülönített 5 terület statisztikai összehasonlításában is értékeltük. A demográfia adatok nagy különbsége miatt a sárganyakú erdeiegér adatait ebben



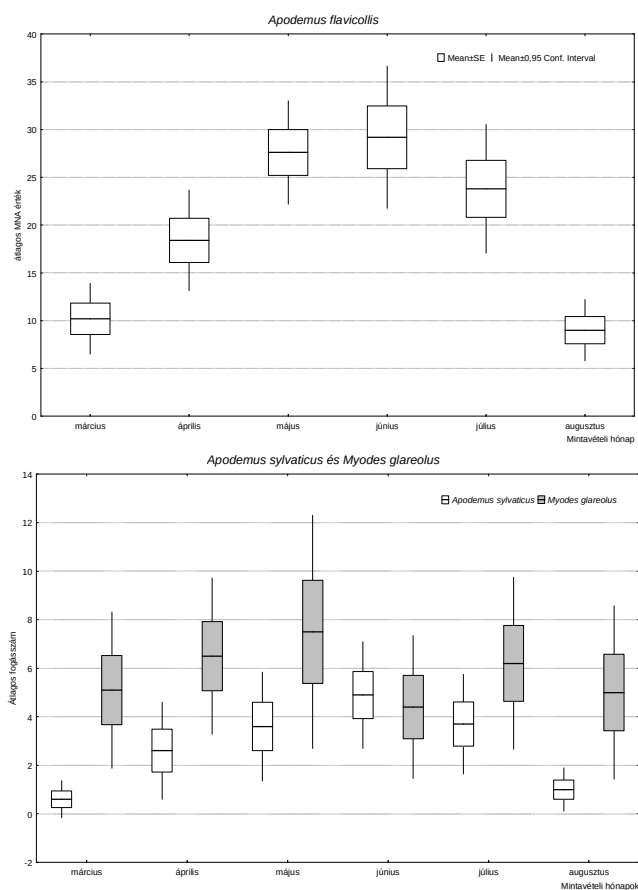
5. ábra: A három vizsgált faj MNA átlagának megoszlása az erdőképkorosztály szerint elkülönített területek alapján

az esetben is külön ábrázoltuk. Ennél a domináns fajnál az 5 erdőréz elkülönítésével kódolt egyutas ANOVA alapján nem kaptunk szignifikáns különbséget az MNA érték megoszlásában ($F = 0.73$, $n.s.$). Az átlagok kiegyenlítették, a konfidencia sávok átfednek. A legmagasabb MNA átlagot a puffterületen, a kisebb tarvágásokon átesett fenyőelegyes cseres-tölgyes gyertyános-tölgyes átmeneti zónába eső állományban kijelölt 10. (10pz-vált-GYT/ÁTM**) kvadráttal megegyező erdőképkorosztály csoportban (VÁLT) kaptuk, azonban az itt jellemző magasabb arányú sárganyakú erdeiegér jelenlét időben nagyobb variabilitást mutatott, ami az átlaghoz tartozó nagyobb standard hibát és a szélesebb, a többi

területen jellemző értékkel átfedő konfidencia sávot eredményezte (5. ábra). A közönséges erdeiegér erdőképkorosztályra csoportosított erdőterületekre vetített MNA adatai nem feleltek meg az egyutas ANOVA feltételnek, de hasonlóan a domináns sárganyakú erdeiegérhez, az

abundancia index értékek 5 erdőréssz alapján történő összevetésében nem kaptunk szignifikáns különbséget (Kruskal-Wallis ANOVA: $H = 5.41$, $n.s.$) (5. ábra). Az erdei pocok MNA értékében az erdőkorosztályokat elkülönítő csoportosítás alapján is szignifikáns különbséget adott az egyutas ANOVA ($F = 6.45$, $P < 0.001$). A vékonyrudas (VÉR) és a vastagrudas, jelentős újulattal borított erdőrészekben volt a legmagasabb a faj átlagos MNA értéke, míg legkisebb ismert egyedszám átlagát a változó korú erdőrészben (VÁLT) kaptuk. Továbbá kisebb átlagos MNA értékkel mutattuk ki az erdei pocok jelenlétét a magterületen található négy idős állományú erdőrészben (ID), melyek közül leginkább a bükkös állományt használta a faj, de a másik három területen kevésbé volt jellemző (5. ábra). A két magasabb és a két kisebb átlagos MNA értékkel jellemzett erdőrészek között az LSD-teszt szignifikáns különbséget bizonyított ($P = 0.00017 - 0.004$).

A demográfia adatokat tükröző abundancia index (MNA) értékének megoszlását a mintavételi hónapokra vetítve is értékeltük. A két *Apodemus* faj esetében a hónapok szerint



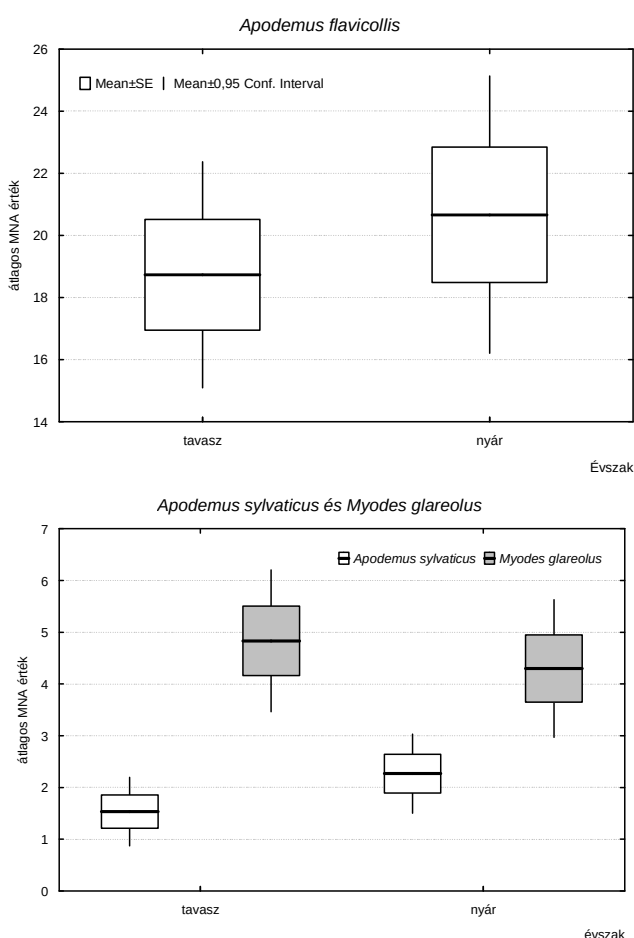
6. ábra: A három vizsgált faj MNA átlagának a mintavételi hónapokra vetített megoszlása

csoportosított adatsorok nem feleltek meg az egyutas ANOVA feltételeinek, így mindkét egérfaj esetén a Kruskal-Wallis tesztet alkalmaztunk. A sárganyakú erdeieger MNA értékének magasabb átlaga május - júliusig, három hónapom keresztül volt megfigyelhető, majd augusztusban, nem várt módon, a kezdeti, tavaszi mintavételi hónap szintjére csökkent (6. ábra). Ezek a nagy különbségek az MNA havi megoszlásában szignifikáns különbséget okoztak ($H = 33.68$, $P < 0.001$). A mintapárok, azaz a hónapok összehasonlításában végzett Dunn-teszt 6 mintapár esetén adott szignifikáns különbséget, melyek között az augusztusi adatok a május, június és júliusitól különböztek szignifikánsan ($z = 3.002 - 4.25$, $P = 0.00031 - 0.04$).

A havonta kimutatott minimum ismert egyedszámok megoszlásába a három vizsgált faj közül a legkisebb gyakoriságú közönséges erdeieger esetén

is szignifikáns különbséget kaptunk ($H = 25.24$, $P < 0.001$), amely fajnál az összes adatot tekintve júniusban volt a legmagasabb MNA átlag (6. ábra). A post hoc teszt három hónap párosításban bizonyította az MNA értékek szignifikáns különbségét (március vs. június: $z = 3.83$, $P < 0.01$; március vs. július: $z = 3.03$, $P < 0.08$; június vs. augusztus: $z = 3.61$, $P < 0.01$). A kijelölt mintaterületeken tapasztalt abundancia értékek alapján a tavasztól szeptemberig tartó csapdázási periódusban az erdei pocok kiegyenlített létszámmal volt jelen, így MNA értékeinek havi megoszlásában az egyutas ANOVA alapján nem kaptunk szignifikáns különbséget ($F = 0.53$, $n.s.$).

A három faj MNA értékeinek megoszlását a két érintett évszak (tavasz, nyár) szerint



7. ábra: A három vizsgált faj MNA átlagának évszakok szerinti megoszlása

csoportosított adatok alapján is értékeltük.

A nyári rendkívüli szárazság miatt nem várt általános augusztusi drasztikus létszámcsökkenés volt jellemző. Az egyutas ANOVA alapján egyik faj szezonális MNA értéke sem különbözött szignifikánsan ($F = 0.092 - 0.801$, $n.s.$) (7. ábra).

A 3 vizsgált faj populációdinamikáját az MNA értékek időbeli változásának statisztikai értékelésével vizsgáltuk. A havi és szezonális viszonylatban a teljes erdőterületen kapott abundancia értékek különbségének értékelését követően mind a 10 elkülönített élőhelyfoltra vonatkozóan külön értékeltük az együtt élő fajok MNA értékeinek statisztikai különbségét és az MNA értékek időbeli változásának trendjét. A 3 faj mintaterületeken belüli MNA

értékeinek összehasonlításában kapott statisztikai eredményeket nagyban meghatározta a sárganyakú erdeieger dominanciája, mivel e fajnak a legtöbb élőhelyfoltban, a másik két fajhoz viszonyítva többszörösen magasabb volt a lokális sűrűsége. Ennek következtében minden kvadrátban a sárganyakú erdeieger minimum ismert egyedszám értéke az egymintás t -próba szerint szignifikánsan magasabb volt a másik két faj MNA értékénél. Azoknál az

élőhelyfoltoknál, ahol az erdei pocok MNA értékének átlaga magasabb volt, mint a közönséges erdeiegéré, az MNA értékek között e két alacsony lokális sűrűségben előforduló faj között is szignifikáns különbséget kaptunk, amely a mintaterületek 50 %-ának esetében volt bizonyítható (1, 2, 3, 8, 9). A mintaterületek másik felében (4, 5, 6, 7, 10) e két kisebb gyakoriságú faj MNA értékének átlaga megközelítette egymást, így a mintaterületekre eső abundancia index értékeik már nem különböztek szignifikánsan (3. táblázat).

3. táblázat: A kvadráton belüli MNA értékek páros *t*-tesztjének és Spearmann-féle rangkorrelációjának eredménye a 3 együtt élő faj páronkénti összehasonlításában

Fajok	<i>A. flavicollis</i> vs <i>A. sylvaticus</i>				<i>A. flavicollis</i> vs <i>M. glareolus</i>				<i>A. sylvaticus</i> vs <i>M. glareolus</i>			
	<i>t</i> -érték	<i>P</i>	<i>R_s</i>	<i>P</i>	<i>t</i> -érték	<i>P</i>	<i>R_s</i>	<i>P</i>	<i>t</i> -érték	<i>P</i>	<i>R_s</i>	<i>P</i>
pz-vér-CST* (1)	5.237	< 0.01	0.898	< 0.05	3.226	< 0.05	0.260	n.s	2.956	< 0.05	0.588	n.s
pz-var-CST** (2)	4.609	< 0.01	0.688	n.s	3.781	< 0.05	0.695	n.s	6.082	< 0.01	0.925	< 0.05
pz-fi-CST* (3)	4.626	< 0.01	0.358	n.s	2.653	< 0.05	0.588	n.s	4.013	< 0.05	0.507	n.s
mt-id-CST*** (4)	3.543	< 0.05	0.925	< 0.05	3.027	< 0.05	0.029	n.s	1.118	n.s.	0.254	n.s
pz-fi-CST* (5)	5.836	< 0.01	0.882	< 0.05	5.487	< 0.01	0.880	< 0.05	2.210	n.s.	0.844	< 0.05
mt-id-CST*** (6)	5.961	< 0.01	0.695	n.s	4.492	< 0.01	0.000	n.s	0.164	n.s.	0.250	n.s
mt-id-GYT/ÁTM*** (7)	3.827	< 0.05	0.492	n.s	3.821	< 0.05	0.198	n.s	2	n.s.	0.804	n.s
mt-id-B*** (8)	5.314	< 0.01	0.648	n.s	4.223	< 0.01	0.492	n.s	4.841	< 0.01	0.046	n.s
pz-var-GYT/ÁTM** (9)	4.291	< 0.01	0.203	n.s	3.697	< 0.05	0.739	n.s	4.657	< 0.01	0.426	n.s
pz-vált-GYT/ÁTM** (10)	5.646	< 0.01	0.185	n.s	4.403	< 0.01	0.882	< 0.05	1.150	n.s.	0.063	n.s

5.2 A három vizsgált faj fogásértékeinek tér-időbeli függése a GLM módszer eredményei alapján

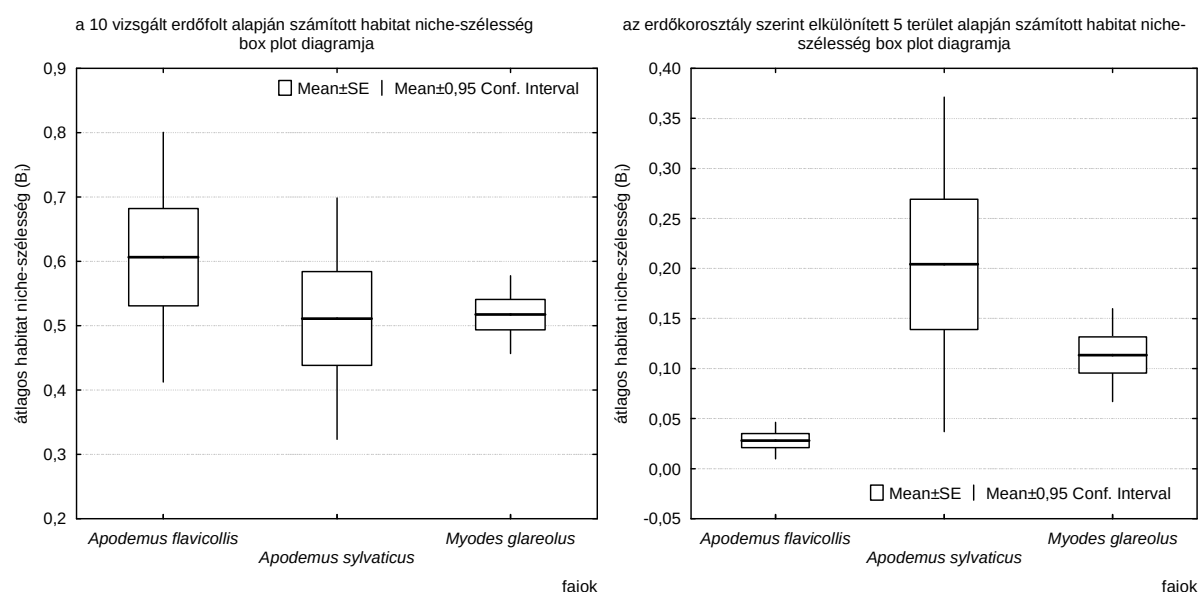
Az általánosított lineáris modellek alapján azt vizsgáltuk, hogy a feltételezett szezonális különbségek mellett a területhasználat egyes térléptékeinek megfelelően mely erdőfoltoknak, illetve melyik erdőképkorosztályoknak van nagyobb szerepe a fajok fogásértékeinek alakulásában. A három vizsgált faj elkülönítésével 6 modellt futtattunk le, fajonként alapvetően két különböző modellt építettünk fel. Az első modellben a szezonális mellett a mintaterületek jelentették a másik kategoriális változót és a modellben a tér és az időlépték együttes hatása is szerepelt. A változók vizsgálatában az F-próba a sárganyakú erdeiegérnél és a vöröshátú erdeipocoknál minden esetben statisztikailag igazolható összefüggést adott, így a modellek háttérváltozóinak tényleges hatása van a fajok fogási számaira. A közönséges erdeiegérnél az évszak módosító hatását egyik modell sem támasztotta alá (4-5. táblázat/Függelék).

A modellezés során az intercept-be a 01pz-vér-CST* és a nyár faktoriális változók épültek be (6. táblázat/Függelék). A GLM analízis során a legtöbb szignifikáns eredményt a sárganyakú erdeiegér és az erdei pocok esetében kaptuk. A becsült béta értékek a sárganyakú erdeiegér vizsgálatokor a 2-es (02pz-var-CST**) és az 5-ös (05pz-fi-CST*), valamint a 10-es (10pz-vált-GYT/ÁTM**) mintavételi területen pozitívak voltak. A 4-es (04mt-id-CST***), a 6-os (06mt-id-CST***), és a 7-es (07mt-id-GYT/ÁTM***) élőhely foltban negatív iránytangensű egyenest adott az elemzés, így itt alacsonyabb volt a fogásszám, mint az 1-es (01pz-vér-CST*) foltban. A mintavételi területek és az évszakok interakciójának vizsgálatában három esetben volt szignifikánsan eltérő a béta érték a nullától (6. táblázat/Függelék). A 02pz-var-CST** $\times$ Tavasz és a 10pz-vált-GYT/ÁTM** $\times$ Tavasz negatív, míg a 04mt-id-CST*** $\times$ Tavasz foltban pozitív volt a becsült paraméter értéke. A közönséges erdeiegér vizsgálatánál egyedül az 5-ös (05pz-fi-CST*) élőhely foltban volt szignifikánsan magasabb a béta értéke, mint nulla. Az élőhely folt $\times$ évszak interakcióban minden esetben negatív iránytangensű volt az egyenes meredeksége, kivéve a 10-es (10pz-vált-GYT/ÁTM**) élőhelyen. A 05pz-fi-CST* $\times$ Tavasz, a 07mt-id-GYT/ÁTM*** $\times$ Tavasz és a 08mt-id-B*** $\times$ Tavasz foltokban ez a negatív érték szignifikáns volt. Az erdei pocok esetén a béta értékek a 4-es (04mt-id-CST***), az 5-ös (05pz-fi-CST*), a 6-os (06mt-id-CST***), a 7-es (07mt-id-GYT/ÁTM***) és a 10-es (10pz-vált-GYT/ÁTM**) mintavételi területeken szignifikánsan negatív kapcsolatot mutattak (6. táblázat/Függelék). A mintaterület $\times$ évszak együttes vizsgálatában a 10pz-vált-GYT/ÁTM** $\times$ Tavasz esetén volt szignifikánsan pozitív a becsült meredekségi paraméter értéke.

Az erdőképkorosztály, az évszak és e kettő együttes interakciójának vizsgálatában az intercept-be az időskorú erdőállomány (ID), illetve a nyár kategoriális változó épült be (7. táblázat/Függelék). A sárganyakú erdeiegér esetében minden erdőképkorosztályban a becsült béta értékek szignifikánsan pozitívak voltak. Tavasszal a változó korú (VÁLT) és a vastagrudas (VAR) erdőképkorosztályban negatív értékű becslést adott a modell. A közönséges erdeiegér vizsgálatánál három esetben a béta érték szignifikáns pozitív eltérést kaptunk a 0-tól. A subdomináns karakter fajok (közönséges erdeiegér, erdei pocok) esetén a tavasznak pozitív hatása volt az fogásszámokra. A modell a pocokfajnál a változó korú (VÁLT) erdőképkorosztályra nem adott szignifikánsan igazolható összefüggést, míg a másik háromnál statisztikailag igazolhatóan pozitív (VAR, VTfi, VÉR) volt a meredekség (7. táblázat/Függelék). Az erdőképkorosztály és az évszak interakciójánál tavasszal a vastagrudas (VAR) és a vékonyrudas (VÉR) erdőképkorosztályra becsült béta értékek negatívak voltak.

5.3 Területhasználat és foltpreferencia

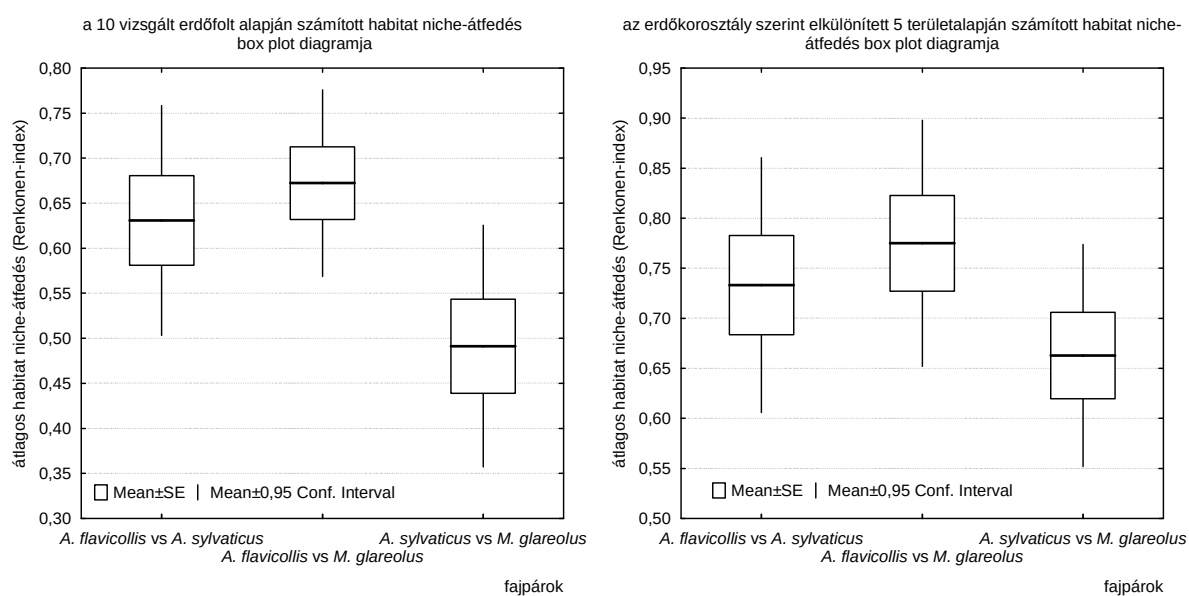
A három karakterfaj területhasználatát elsőként a habitat niche-szélesség és -átfedés számításával értékeltük. A niche paraméterek számítását két térlépték alapján végeztük el, először az elkülönített 10 erdőfolt, másodszer az erdőképkorosztályok szerint elkülönített 5 csoport használata alapján. A habitat niche-szélesség értékeit tekintve az erdőfoltok használata alapján nem kaptunk szignifikáns különbséget a három faj összehasonlításában (egyutas ANOVA: $F = 0.74$, $n.s.$). A két erdeiegér habitat niche-szélességének átlagához tartozó standard hiba és konfidencia intervallum lényegesen szélesebb volt, mint az erdei pocok esetében, így a három faj átlagához tartozó konfidencia intervallumok jelentős átfedést mutattak (8. ábra).



8. ábra: A fajok habitat niche-szélesség értékeinek átlaga

Az erdőképkorosztályok alapján lehatárolt 5 terület használata alapján azonban meglepő eredményként tapasztaltuk, hogy a sárganyakú erdeiegér átlagos niche-szélessége alacsonyabb volt, mint a másik két fajnál kapott érték, az egyutas ANOVA szignifikáns különbséget adott a fajok közötti niche-szélesség értékekben ($F = 5.05$, $P < 0.05$). A három faj közül a közönséges erdeiegér átlagához tartozó standard hiba és konfidenciasáv volt a legnagyobb, azonban így is az LSD teszt szignifikáns különbséget adott a két *Apodemus* faj niche-szélességének különbségében ($P = 0.0062$), míg a másik 2 faj párosításában már nem volt szignifikáns különbség a habitat niche-szélesség értékek között (9. ábra).

Az elkülönített 10 erdőfolt használatára alapján a habitat niche-átfedés fajpáronkénti értékeinek megoszlásában szignifikáns különbséget kaptunk (egyutas ANOVA: $F = 3.96$, $P < 0.05$). A két *Apodemus* faj, valamint a sárganyakú erdei egér és az erdei pocok habitat niche-átfedés értékeinek átlaga megközelítő értékű volt, míg ettől statisztikailag is bizonyítottan alacsonyabb niche-átfedés átlagot kaptunk a közönséges erdei egér és az erdei pocok erdőfolt-használatára alapján (LSD teszt: $P = 0.017$).



9. ábra: A három fajpár habitat niche-átfedés értékeinek átlaga

Amennyiben az 5 erdőképkorosztály szerint elkülönített területhasználat alapján végeztük a niche-átfedés számításokat, az átlagok megoszlásában az előző eredményhez hasonlóan a közönséges erdei egér és az erdei pocok területhasználatára között kaptuk a legkisebb niche-átfedést, azonban az eredmények között statisztikailag nem volt különbség (egyutas ANOVA: $F = 1.457$, $n.s.$) (9. ábra).

A területhasználatot továbbá az Ivlev-féle habitat preferencia index számításával vizsgáltuk. Ezt a számítást is a fenti két térlépték alapján, minden hónap adatainak felhasználásával elvégeztük. A 10 mintakvadrátra végzett számítások eredményei azt mutatták, hogy a sárganyakú erdei egér a legkevesebb esetben (6 alkalommal) mutatott szignifikánsan pozitív foltválasztást, ennél kétszer több esetben a számított Ivlev érték szignifikánsan negatív volt, ami az adott élőhelyfolt elkerülését jelentette (17 alkalom), de a legtöbb esetben nem kaptunk a nullától eltérő statisztikailag igazolt preferencia értéket (37 alkalom). A sárganyakú erdei egérenél érdemes kiemelni a 6. és a 8. kvadrát területét, ahol egyáltalán nem tudtunk kimutatni habitat preferenciát, viszont a 4. és a 7. mintaterületek esetében a hónapok többségében e foltok irányába a fajnak szignifikáns negatív preferenciáját

mutattuk ki. A közönséges erdeieger erdőfolthasználatában a legtöbb esetben szignifikáns negatív eredményt detektáltunk (26 alkalommal). A faj preferencia értékeit tekintve a legtöbb erdőfoltban közel azonos volt a szignifikáns negatív és a nem szignifikáns Ivlev értékek száma. Az erdei pocoknál a közönséges erdeiegerhez hasonlóan a legnagyobb számmal negatív preferencia értékeket tudtunk kimutatni (27 alkalom), melyek különösen az 5. és a 7. mintakvadrátok területén voltak jellemzőek (8. táblázat).

8. táblázat: Az Ivlev-féle index alapján számított habitat preferencia szignifikanciája a három vizsgált faj habitat használata alapján a 10 kijelölt mintakvadrátban

Fajok	március			április			május			június			július			augusztus		
Mintaterület	AFL	ASY	MGL	AFL	ASY	MGL	AFL	ASY	MGL	AFL	ASY	MGL	AFL	ASY	MGL	AFL	ASY	MGL
pz-vér-CST* (1)	+	+	n.s.	n.s.	+	-	n.s.	+	+	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-	+	-	-	+
pz-var-CST** (2)	-	-	-	n.s.	+	+	n.s.	n.s.	+	n.s.	n.s.	+	+	-	n.s.	n.s.	-	n.s.
pz-fi-CST* (3)	+	-	+	n.s.	-	+	n.s.	-	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-	-	+
mt-id-CST*** (4)	-	-	n.s.	-	-	n.s.	n.s.	n.s.	-	-	n.s.	-	-	-	-	-	-	-
pz-fi-CST* (5)	n.s.	+	-	n.s.	n.s.	-	n.s.	+	-	n.s.	+	-	n.s.	+	-	n.s.	+	-
mt-id-CST*** (6)	-	-	n.s.	n.s.	-	-	n.s.	+	-	-	n.s.	-	-	n.s.	-	n.s.	n.s.	-
mt-id-GYT/ÁTM*** (7)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	n.s.	-	-	n.s.	-	n.s.	n.s.	-
mt-id-B*** (8)	n.s.	-	+	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-	+	n.s.	n.s.	+	n.s.	n.s.	+	n.s.	n.s.	n.s.
pz-var-GYT/ÁTM** (9)	-	-	-	n.s.	-	n.s.	n.s.	-	+	n.s.	-	+	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	+	+
pz-vált-GYT/ÁTM** (10)	+	+	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-	-	+	n.s.	-	n.s.	n.s.	-	+	-	n.s.

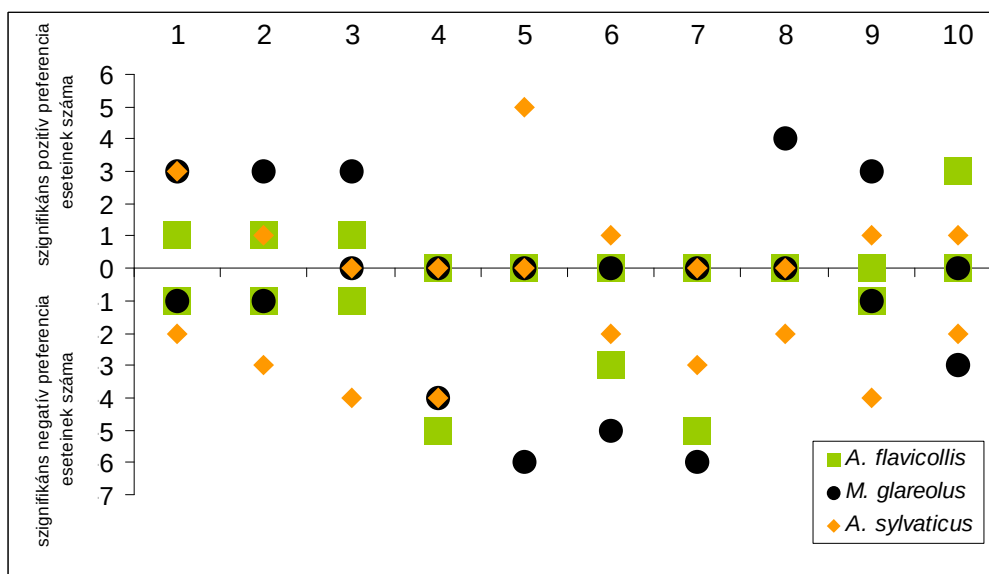
+: szignifikáns pozitív, -: szignifikáns negatív preferencia, $P < 0.05$

n.s.: nem szignifikáns preferencia érték

A dolgozat területi korlátai miatt a kvadrátokra vonatkozó, minden mintavételi hónap adataiból számított Ivlev-féle preferencia értékeket nem közöljük, a szignifikáns pozitív és negatív preferencia eseteinek számát adtuk meg, amit az áttekinthetőség érdekében grafikusán ábrázoltunk (10. ábra).

A 4. (**04mt-id-CST*****) és a 7. (**07mt-id-GYT/ÁTM*****) mintaterületet mindhárom faj az összes esetben elkerülte, szignifikáns negatív preferenciát mutattak a foltal összefüggésben. E két élőhely folt negatív preferenciája a kvadrátok alacsony cserjeszint borításának köszönhető. A 6. (**06mt-id-CST*****) mintaterület esetében is negatív preferencia volt inkább jellemző. Az előbbiekkal ellentétben az újraerdősödő, 5. (**05pz-fi-CST***) kvadrát területén a közönséges erdeiegeret szignifikáns pozitív preferencia szinttel mutattuk ki, míg az erdei pocok elkerülte ezt az élőhely foltot. Az erdei pocok vonatkozásában fontos kiemelni a 3. (**03pz-fi-CST***) és a 8. (**08mt-id-B*****) mintaterületet, ahol a faj inkább pozitív preferenciát mutatva jelent meg. Ez az eredmény a magterületen található bükkös állományban (8. kvadrát) egyértelműen mutatja, hogy az erdei pocok kötődik az idős bükkös

állományhoz és nagyobb lokális sűrűségének kialakulásában a bükk csemeték által alkotott sűrű földfelszíni borítás meghatározó szerepet játszik (10. ábra).



10. ábra: A három vizsgált faj szignifikáns pozitív és negatív preferencia esetszámainak mintaterületenkénti eloszlása

Az Ivlev-féle habitat preferencia index számítása az erdőképkorosztályok szerint elkülönített területhasználat alapján mindhárom fajt tekintve a legtöbb esetben nem mutattak statisztikailag igazolható élőhelyválasztást. Az erdőképkorosztályokra vonatkozó preferencia értékeket a havi adatok bontásában mindhárom faj esetében grafikusán is megjelenítettük (11. ábra/Függelék). A sárganyakú erdeiegnél a területpreferencia 7-, a közönséges erdeiegnél 3-, az erdei pocoknál pedig 4 esetben volt szignifikánsan pozitív, míg a fenti fajsorrendet tartva 6-, 5-, illetve 8 esetben volt szignifikánsan negatív (9. táblázat/ Függelék). A sárganyakú erdeiegnél szignifikáns preferencia értékei közül kiemeljük, hogy a végvágás utáni változó korú újraerdősödő területet (**VTfi**) két tavaszi és két nyári hónapban is szignifikánsan előnyben részesítette, amely eredmény arra utal, hogy ezeken a területeken a sűrű növényzet, mind koratavasszal a lombkorona kialakulása előtt, mind nyáron a szárazodás következtében degradálódó vegetációval jellemezhető időszakban, megfelelő borítású élőhelyfoltot jelentett a faj számára. Ezzel szemben az idősödő magterületi erdőállományokat (**ID**), amely a 4., 6., 7. és 8. mintaterületet foglalja magában, a faj minden hónapban szignifikánsan elkerülte. Ezt az erdőképkorosztályt a másik két koegzisztens faj sem preferálta pozitívan. További eredmények közül fontos kiemelni a vastagrudas, helyenként azonban vékonyrudas foltokat is képző, nagyfokú gyérítésen, illetve kisebb tarvágásokon átesett fenyőelegyes

cseres-tölgyes – gyertyános-tölgyes átmeneti zónába eső 10. mintaterületet (**10pz-vált-GYT/ÁTM****), amely területet a sárganyakú erdeiegér szignifikáns pozitív preferenciával használta (9. táblázat).

6. Eredmények megvitatása

A dolgozatban, a Kőszegi-forrás Erdőrezervátum (Mecsek-hegység) területén 2011-ben végzett kisemlős csapdázás eredményeit foglaltuk össze. A Magyarországon 2000-ben beindult Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer célul tűzte ki az erdei ökoszisztémák botanikai és zoológiai monitorozását, amelyben a különböző kijelölt erdőrezervátumi területeken alprojektként fogalmazódott meg a kisemlősök populációs és közösségi szintű monitorozása. Mind a nearktikus, mind a palearktikus mérsékeltövi régióban végzett kutatások bebizonyították, hogy a kisemlősök fontos indikátor objektumok, jelzik a terület degradációs folyamatait, a diverzitást csökkentő erdészeti beavatkozások káros hatásait (CAREY & HARRINGTON 2001, PEARCE & VENIER 2005).

A Kőszegi-forrás Erdőrezervátumban 2011-es monitorozási időszakában folyt elevenfogó csapdázás alapján összesen 10 kisemlős fajt mutattunk ki. A csapdahálók a vegetációs szerkezetében, kitettségben és domborzati felszínben markánsan különböző élőhely foltokat fedtek le. A mindössze 3-4 faj dominanciájával jellemzett kisemlős együttesek jelenléte az európai lombhullató hegyvidéki erdőkben gyakori. A Kőszegi-forrás Erdőrezervátumban kimutatott fajok Európa több országában tanulmányozott, különböző vegetáció szerkezetű mérsékeltövi lombhullató erdőkben is közösség meghatározó kisemlősök (pl. HANSSON 1978, 1998; GURNELL 1985, FLOWERDEW 1985, MAZURKIEWICZ & RAJSKA-JURGIEL 1987, JUCHIEWICZ *et al.* 1986, KALMÁR és HORVÁTH 2002, TRUBENOVÁ & MIKLÓS 2007, SUCHOMEL *et al.* 2009). Az eddigi eredmények alapján az erdőrezervátum különböző élőhely foltjaiban a sárganyakú erdeiegér, a közönséges erdeiegér és az erdei pocok volt a három karakter faj, bár a két utóbbi relatív abundanciáját tekintve messze alul maradt az abszolút domináns sárganyakú erdeiegérhez képest. A sárganyakú erdeiegér és az erdei pocok erdőlakó rágcsálók, generalistának tekinthetők, optimális élőhelyük Közép-Európában a termékeny talajú, tisztán lombhullató, kevert lombú erdő (PETRUSEWICZ 1983, PUCEK 1983, FLOWERDEW *et al.* 1985). Ennek a két fajnak hasonló a környezeti és a táplálék igénye, számos korábbi tanulmány foglalkozott a populációik közötti kompetícióval, amely leginkább a táplálék- és bújóhelyforrások eloszlásának a függvénye (pl. GLIWICZ 1981). Az

erdeiegerek az élőhely szempontjából specialisták, többnyire idősebb állományú erdőkben élnek (MONTGOMERY 1979, 1980, ADAMCZEWSKA-ANDRZEJEWSKA *et al.* 1981, GURNELL 1985). Az erdei pocok az erdei élőhelyeket tekintve generalisták, gyakorlatilag mindenféle erdőben megtalálhatóak (PUCEK 1983), de leginkább a sűrű aljzatú erdőket kedvelik (JENSEN 1982, MAZURKIEWICZ 1984, 1986, 1994). A szezonális dinamikát, a denzitás szezonális változását, nagyban befolyásolja a populáció egyedi migrációs mintázata. GLIWICZ (1988) szerint a párzási időszak alatt nagyobb a migrációs aktivitás is, ami leginkább a fiatal egyedek nagyobb mozgáskörzetének kialakulásában nyilvánul meg, melynek oka a szülők territóriumából történő kiszorulása. A fiatal egyedek elvándorlásának a génkicserélődésben is fontos szerepe van, ezért vizsgálata az evolúciós ökológia szempontjából is lényeges (GLIWICZ 1990, WOLFF 1993).

A 2011-es eredményeink is bizonyították, hogy az erdei pocok inkább az öreg faállományú magterületen jellemző, amit a fajra irányuló, nemzetközileg is rendszeresen idézett lengyel kutatások is leírtak (pl. MAZURKIEWICZ 1994). Az általunk is kimutatott fajok vonatkozásában a nemzetközi irodalom számos irányadó adatot közölt. Azokon a területeken, ahol az erdei pocok és a sárganyakú erdeiegér együtt él, az előző faj gyakran kiszorul a kedvezőtlenebb élőhelyekre. HILLE & MORATELLI (2010) szubmontán alpesi területeken e két faj mikro-élőhely felosztását vizsgálta és úgy találta, hogy a sárganyakú erdeiegér inkább az erdőszegélyekhez kötődött, míg az erdei pocok azokat a belső erdőterületeket preferálta, ahol a magas fák és cserjeborítás jelenléte volt jellemző, hasonló képpen fontos tényezőnek bizonyult a holtfák jelenléte. A Mecsek-hegységben végzett vizsgálatunk is több mintaterület esetén kimutatta, hogy az erdei pocok a belső erdőfoltokban volt nagyobb lokális sűrűséggel jelen, bár itt is szubdomináns volt a sárganyakú erdeiegérhez képest. A 10 különböző vegetációjú erdőfolt vonatkozásában is igazolódott, hogy az erdei pocok a legbelsőbb magterületi bükkös erdőrésszel, és a puffterületen elhelyezkedő vastagrudas erdőfoltot használta leginkább, amely területek esetén fontos botanikai jellemző volt a sűrű cserjeszint közeli borítás megléte. MIKLÓS & ŽIAK (2002) vizsgálata megerősítette, hogy az erdei pocok mikorélőhely választásának szezonális mintázatában egyértelműen az aljnövényzet által képzett borítás volt meghatározó, függetlenül az erdőfoltokra jellemző fák faji összetételétől. A magterületen belül kijelölt 6-os gazdag cserjeszinttel és minimális aljnövényzettel jellemezhető mintaterületet a nagy mennyiségű búvóhelyet biztosító holtfa ellenére is alulpreferálta a faj az összefüggő aljnövényzet borításának hiányában. A vegetáció borítása mellett az élőhelyfoltok használatában fontos tényező más kompetitív fajok jelenléte. Éjszakai megfigyelés segítségével végzett kutatások azt mutatták, hogy amikor a két faj egyedei

találkoznak, az erdei pocok kerüli a sárganyakú erdeiegér közelségét (ANDRZEJEWSKI & OLSZEWSKI 1963). Ezért feltételezhető, hogy a két faj verseng egymással, de a sárganyakú erdeiegér jobban dominál, így az eredményeket ennek alapján kell értelmezni. Köztudott, hogy ha egy területen a sárganyakú erdeiegér intenzív behatolása áll fenn, akkor az erdei pocok aktivitását átteszi a nappali órákra, hogy térben és időben is elkerülje azokat a helyeket, amelyeket az előző faj betölt (ANDRZEJEWSKI & OLSZEWSKI 1963, WOJCIK & WOLK 1985). A két faj között fennálló kompetícióra saját eredmények is utaltak, mivel a sárganyakú erdeiegér és az erdei pocok relatív aránya között szignifikáns negatív lineáris összefüggést kaptunk. A két faj között jellemző kölcsönösen negatív interakció az európai erdőkben meglehetősen gyakori, ami a nagy niche-átfedésnek köszönhető, de a kompetíciót az erdei pocok és a sárganyakú erdeiegér az élőhelyek eltérő használatával, térbeli szegregációval mérsékli. A sárganyakú erdeiegér előnyben részesíti a magasabb térszintű búvóhelyeket (farönkök magasabb részei, fák), míg az erdei pocok mélyebb térszintű búvóhelyeket preferál. A 2011-es adatok alapján a közönséges erdeiegér (*A. sylvaticus*) is minden vizsgált élőhelyfoltban az egész tavasztól ősziig tartó csapdázási időszak alatt jelen volt, így ennek a fajnak az előzőekben részletesen elemzett sárganyakú erdeiegér és az erdei pocokkal szembeni viszonyát is vizsgálni lehetett. A két *Apodemus* faj aránya között nem kaptunk szignifikáns matematikai összefüggést, viszont az erdei pocok és a közönséges erdeiegér között is kimutatható volt a szignifikáns negatív iránytangensű lineáris kapcsolat, vagyis az erdei pocok mindkét *Apodemus* fajjal negatív kölcsönhatási viszonyban volt. A nagy fogásszámú sárganyakú erdeiegérnél továbbá fontos lesz megvizsgálni a populáción belüli kicserélődési folyamatokat, amelyek utalhatnak az időjárási tényezők közvetett és így a vegetáció állapotának közvetlen hatására. A két nagyobb testű *Apodemus* faj (*A. flavicollis* és *A. sylvaticus*) együttes előfordulását, populációdinamikájuk jellemzőit már kutatták (pl. MONTGOMERY 1979, 1980), azonban erre a vizsgált erdőrezervátumi területen kapott adatok kevésbé voltak alkalmasak, mivel a két faj között óriási különbség volt a lokális abundancia értékekben. Az eredmények azt sugallják, hogy a közönséges erdeiegér is megtalálja azokat az élőhelyfoltokat, ahol el tud szegregálódni a domináns sárganyakú erdeiegértől, amely szegregációs mechanizmus biztosítja a két faj koegzisztenciáját.

A GLM modellek alapján végzett statisztikai értékelés alátámasztotta a vizsgált kisemlősfajok demográfiai mintázatában meghatározó szerepet játszó élőhelyi heterogenitás jelentőségét. A modellezés elsősorban a sárganyakú erdeiegér és az erdei pocok adatai alapján bizonyította, hogy az előbbi faj mennyiségi viszonyait a cserjeszint borításában gazdag, többnyire fiatalos erdőállomány pozitívan befolyásolta, míg az erdei pocok esetében több

eltérő vegetációjú élőhelyfolt inkább szignifikánsan negatívan befolyásolta demográfiai értékeinek alakulását. Más esettanulmányokhoz hasonlóan (MAZURKIEWICZ 1991, 1994). Az erdőképkorosztályok használatával felépített modell azt az eredményt mutatta, hogy az előzőekben említett két faj a tavaszi időszakban az idős magterületi foltokban fordult elő nagyobb átlagos egyedszámmal, majd a nyári időszakban a vegetáció korának fiatalodása, így a cserjeszint és aljnövényzet dúsulása pozitívan befolyásolta a fogásszám értékeket.

A kapott adatok azt mutatták, hogy az erdőszerkezeti különbségeknek jelentős hatása van az ott élő rágcsálók demográfiai mintázatára, élőhely választására, azonban az eddigi csapdázások alapján feltárt mintázatok mögött rejlő mechanizmusok részletesebb feltárásához tovább kell folytatnunk a teljes vegetációs periódust átívelő csapdázásokat. Az élőhely választás, illetve a különböző mikroélőhelyfoltokhoz történő kötődés vizsgálatához a csapdahálókön belüli vegetáció részletesebb elemzését az élőhely heterogenitását leíró környezeti változók mérését tervezzük.

7. Összefoglalás

A Kőszegi-forrás Erdőrezervátum (Mecsek-hegység) területén elevenfogó csapdázással vizsgáltuk a kisemlősök különböző vegetációstruktúrájú erdőfoltokban megjelenő tér-időbeli mintázatát. A 2011-es évi monitorozás adatai alapján kimutatott 3 karakter rágcsálófaj – sárganyakú erdeieger (*Apodemus flavicollis*), közönséges erdeieger (*Apodemus sylvaticus*), vöröshátú erdeipocok (*Myodes glareolus*) – területhasználatát elemeztük.

Az év folyamán 6 hónapban (márciustól-augusztusig), 5 napos mintavételi periódusokkal, fogás-jelölés-visszafogás módszerével végeztük a csapdázást. Az erdőrezervátum területén 10 különböző erdőfoltban, egyenként 25×25 méteres mintakvadrátot jelöltünk ki. Minden területen 6×6-os csapdaháló működött, ezekből 4 a magterületet, 6 mintakvadrát a pufferzóna különböző erdőfoltjait reprezentálta. A három koegzisztens faj fogási adatainak változását az elkülönített erdőképkorosztályok és az egyes mintakvadrátok alapján, két különböző térléptékben, valamint az időbeli periódusok (hónap, szezon), mint diszkrét változók hatásának függvényében lineáris regressziós modellek (GLM) alapján vizsgáltuk. A modellek eredményei alátámasztották a fogási adatok értékelése során tapasztaltakat.

A területhasználatot a habitat niche-szélesség, a habitat niche-átfedés és az Ivlev-féle habitat preferencia alapján vizsgáltuk. Számításainkat 10 elkülönülő mintavételi terület, illetve 5 erdőképkorosztály szerinti csoport alapján egyaránt elvégeztük. A habitat niche-szélesség értékeit tekintve az egyes mintaterületek használata alapján nem kaptunk szignifikáns különbséget a három faj összehasonlításában. Az erdőképkorosztályok, mint nagyobb térléptékű területek használata alapján meglepő, a másik két fajtól eltérő eredményként tapasztaltuk a sárganyakú erdeiegér kicsi átlagos niche-szélességét. A 10 mintaterület figyelembevételével a fajok közötti habitat niche-átfedés értékek varianciaanalízise alapján a közönséges erdeiegér és az erdeipocok közötti niche-átfedés szignifikánsan kisebb volt, mint a sárganyakú erdeiegér és az előbbi két koegzisztens faj közötti niche-átfedés.

A 10 mintakvadrát alapján végzett Ivlev-féle habitat preferencia számítások eredményei azt mutatták, hogy a sárganyakú erdeiegér a legkevesebb esetben (6 alkalommal) mutatott szignifikánsan pozitív foltválasztást, ennél kétszer több esetben a számított Ivlev-érték szignifikánsan negatív volt, ami az adott élőhelyfolt elkerülését jelentette (17 alkalom), de a legtöbb esetben nem volt a nullától eltérő statisztikailag igazolt preferencia érték (37 alkalom). Az erdei pocoknál a legnagyobb számmal szignifikáns negatív preferenciát mutattunk ki, ez az eredmény a közönséges erdeiegér erdőfolt használatát tekintve is jellemző volt.

8. Köszönetnyilvánítás

A kisemlős monitorozást a Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatósága támogatta. Köszönjük Dr. Horváth Győző témavezetőnek, aki tanácsaival segítette a munkánkat, Ortmanné Dr Ajkai Adrienne és Mányoki Gergely botanikusoknak, akik a vegetációfoltok elkülönítésében és botanikai jellemzésében nyújtottak segítséget, valamint hallgatótársainknak az adatgyűjtésben nyújtott segítségért.

9. Irodalomjegyzék

- ABRAMSKY, Z., ROSENZWEIG, M.L. & PINSHOW, B. 1991: The shape of a gerbil Isocline measured using principles of optimal habitat selection. *Ecology* 72: 329–340.
- ADAMCZEWSKA-ANDRZEJEWSKA, K., BUJALSKA, G. & MACKIN-ROGALSKA, R. 1981: Changes in numbers of *Microtus arvalis* (Pall.) and *Apodemus flavicollis* (Melch.) of chosen crop fields. *Polish Ecological Studies* 7: 175-192.
- ANDRZEJEWSKI, R. & OLESZEWSKI, J. 1963: Social behaviour and interspecific relations in *Apodemus flavicollis* (melchior, 1834) and *Clethrionomys glareolus* (Schreber, 1780). *Acta Theriologica* 7: 155-167.
- ANDRZEJEWSKI, R. & MAZURKIEWICZ, M. 1976: A bundance of food supply and size of bank voles home range. *Acta theriologica* 21: 237—256.
- BARNUM, S. A., C. J. MANVILLE, J. R. TESTER, AND W. J. CARMEN. 1992: Path selection by *Peromyscus leucopus* in the presence and absence of vegetative cover. *Journal of Mam-malogy* 73: 797–801.
- BEGON, M., HARPER, J.L. & TOWNSEND, C. R. 1996: Ecology: Individuals populations and communities. *Blackwell Science* p.1068
- BOONSTRA, R. & KREBS, C. J. 1978: Pitfall trapping of *Microtus townsendii*. *Journal of Mammalogy* 59(1): 136-148.
- BUJALSKA, G. 1975: The effect of supplementary food of some parameters in an island population of *Clethrionomus glareolus*. *Bulletin de L'Academie Polonaise de Science, serie de sciences biologiques* 23: 23-28.
- CAREY, A. B. & HARRINGTON, C. A. 2001: Small mammals in young forests: implications for management for sustainability. *Forest Ecology and Management* 153: 147-160.
- CZÁJLIK, P. 1994: Az erdőrezervátumok hasznosításáról. A természetvédelmi területek célja – új felfogásban. *Környezet és Fejlődés* 5(2), p. 29.
- DEBELLEFEUILLE, 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 Forest Research* 31: 41–51.
- DELATTRE, P., DE SOUSA, B., FICHET-CALVET, E., QUÉRÉ, J. P., GIRADOUX, P. 1999: Vole outbreaks in a landscape context: evidence from a six year study of *Microtus arvalis*. *Landscape Ecology* 14: 401-412.

- DEMAYNADIER, P. G. & HUNTER JR., M. L. 1995: The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environmental Review* 3: 230–261.
- DESGRANGES, J. L., RONDEAU, G. 1993: Forest bird response to natural perturbations and silvicultural practices: does logging mimic nature? In: Kuhnke, D. H. (Ed.), *Birds in the Boreal Forest. North Forest Central*, pp. 80–92.
- DÍAZ, S., WEIHER, E. & KEDDY, P.A. 1999: Functional implications of trait-environment linkages in plant communities. *The Search for Assembly Rules in Ecological Communities*, pp. 338–362.
- DUGUAY, J. P., WOOD, P. B. & MILLER, G. W. 2000: Effects of timber harvests on invertebrate biomass and avian nest success. *Wildlife Society Bulletin* 28: 1123–1131.
- FALKENBERG, J. C., & J. A. CLARKE 1998: Microhabitat use of deer mice: effects of interspecific interaction risks. *Journal of Mammalogy* 79: 558–565.
- FLOWERDEW, J. R. 1985: The population dynamics of wood mice and yellow-necked mice. *Symposia of the Zoological Society of London* 55: 315–338.
- FLOWERDEW, J. R., GURNELL, J. & GIPPS, J. H. W. 1985: The ecology of woodland redents: bank voles and wood mice. *Symposia of the Zoological Society of London* 55: 1–418.
- FONSECA, G. A. B., ROBINSON, J. G. 1990: Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53: 265–294.
- FOX, J. F. 1983: Post-fire succession of small mammal and bird communities. In: Wein, R.W. MacLean, D. A. (Eds.), *The Role of Fire in Northern Circumpolar Ecosystems*. pp. 155–180.
- FOX, B.J. & POPLE, A. R. 1984: Experimental confirmation of interspecific competition between native and introduced mice. *Australian Journal of Ecology* 9: 323–334.
- FRETWELL, S. D. & LUCAS, H. L. JR. 1970: On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds: I. Theoretical development. *Acta Biotheoretica*. 19: 16–36.
- GEBCZYŃSKA, Z. 1976: Food habits of the bank vole and phenological phases of plants in an oak hornbeam forest. *Acta Theriologica* 21: 223–236.
- GEBCZYŃSKA, Z. 1983: Feeding habits. In: Petruszewicz, K. (ed.), *Ecology of the bank vole. Acta Theriologica* 28: 40–49.
- GETZ, L. L. 1962: Notes on the water balance of the redback vole. *Ecology* 43: 565–566.

- GETZ, L. L. 1968: Influence of water balance and microclimate on the local distribution of the redback vole and whitefooted mouse. *Ecology* 49: 276–286.
- GLIWICZ, J. 1981: Competitive interactions within a forest rodent community in a forest-floor small mammal fauna. *Oikos* 37: 353-362.
- GLIWICZ, J. 1988: Seasonal dispersal in non-cyclic populations of *Clethrionomys glareolus* and *Apodemus flavicollis*. *Acta Theriologica* 33: 263-272
- GLIWICZ, J. 1990: Habitat-dependent reproductive success in bank vole. Social systems and population cycles in voles, advances in life sciences. *Birkhauser Verlag*, p. 169-179.
- GOLLEY, F. B., PETRUSEWICZ, K. & RYSZKOWSKI, L. 1975: Small mammals: their productivity and population dynamics. *Cambridge University Press*, 451 pp.
- GRANT, P.R. 1972: Interspecific competition among rodents. V. Summary of the evidence for rodent species, and some generalisations. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 3: 79–106.
- GUBÁNYI, A., HORVÁTH, GY., MÉSZÁROS, A. & MÉSZÁROS, F. 2002: Community ecology of small mammals in the territory of the Fertő-Hanság National Park. *The fauna of the Fertő-Hanság National Park* pp. 799-813.
- GURNELL, J. 1985: Woodland rodent communities. *Symposia of the Zoological Society of London*, 55: 377–411.
- HAFERKORN, J. & LANGE, U. 1991: Neunjährige Untersuchungen zur Dynamik von Kleinnagern (Muridae, Arvicolidae) in der Saaleaue bei Bernburg. *Säugetierkd. Inf.* 15: 249-260.
- HANSSON, L. 1978: Small mammal abundance in relation to environmental variables in three Swedish forest phases. *Studia forestalia suecica* 147: 1-40.
- HANSSON, L. 1985: The food of bank voles, wood - mice and yellow - necked mice. *Symposia of the Zoological Society of London* 55: 141-168.
- HANSSON, L. 1998: Local hot spots and their edge effects: small mammals in oak-hazel woodland. *Oikos* 81: 55-62.
- HANSSON, L. 1998: Local hot spots and their edge effects: small mammals in oak-hazel woodland. *Oikos* 81: 55-62.
- HANSEN, A. J., RISSE, P. G. & DI CASTRI, F. 1992. Biodiversity and Ecological Flows Across Ecotones. *Springer-Verlag*, pp. 423-438.
- HARRIS, L. D. 1984: The fragmented forest: Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. *The University of Chicago Press*, pp. 211.

- HARRIS, L. D. 1988: Edge effects and conservation of biotic diversity. *Biological Conservation* 2: 330-332.
- HILLE, S. M. & MORTELLITI, A. 2010: Microhabitat partitioning of *Apodemus flavycollis* and *Myodes glareolus* in the sub- mountain Alps: A preliminary assessment. *Hystrix* 21(2): 157-163.
- HOLIŠOVA, V. 1971: The food of *Clethrionomys glareolus* at different population dynamics. *Acta Scientiarum Naturalium Academiae Bohemos/slovacae* (Brno) 5: 1-43.
- HORVÁTH, GY. 2001: Az északi pocok (*Microtus oeconomus*) újabb előfordulása, a Kis-Balaton területén végzett kisméltős ökológiai kutatások előzetes eredményei. *Természetvédelmi Közlemények*. 9: 299-313.
- HORVÁTH, GY. & LANSZKI, J. 2000: Két erdei habitat kisméltős együttesének összehasonlító szünbiológiai vizsgálata. *Somogyi Múzeumok Közleményei* 14: 367-374.
- HURLBERT, S. H. 1978: The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology* 59(1): 67-77.
- JÊDRZEJEWSKI, W., JÊDRZEJEWSKA, B., SZYMURA, A. & ZUB, K. 1996: Tawny owl (*Strix aluco*) predation in a pristine deciduous forest (Białowieża National Park, Poland). *Journal of Animal Ecology* 65: 105–120.
- JENSEN, T. S. 1982: Seed production and outbreaks of non-cyclic rodent populations in deciduous forest. *Oecologia* 54: 184-192.
- JUCHIEWICZ, M., ZEMANEK, M., BIENIEK, M., SIUTA, E. 1986: Small rodent communities in the Tatra mountain forest. *Acta Theriologica* 31, 32: 433-447.
- KALMÁR, S. & HORVÁTH, GY. 2002: Két erdei habitat kisméltős együttesének összehasonlító szünbiológiai vizsgálata. *Az I. Magyar természetvédelmi Biológiai Konferencia Program és Absztrakt kötete*, p.130.
- KOZAKIEWICZ, M., GORTAT, T., KOZAKIEWICZ, A. & BARKOWSKA, M. 1999: Effects of habitat fragmentation on four rodent species in Polish farm landscape. *Landscape Ecologica* 14: 391–400.
- KREBS, C. J. 1966: Demographic changes in fluctuating populations of *Microtus californicus*. *Ecologica Monographie* 36: 239-273.
- KREBS, C. J. 1989: Ecological methodology. *Harper and Row*, pp 654.
- LAURANCE, W. F. 1990: Comparative response of five boreal marsupials to tropical forest fragmentation. *J. Mammal.* 71: 438-440.
- LÖFGREN, O. 1995: Niche expansion and increased maturation rate of *Clethrionomys glareolus* in the absence of competitors. *Journal of Mammalogy* 76(4): 1100-1112.

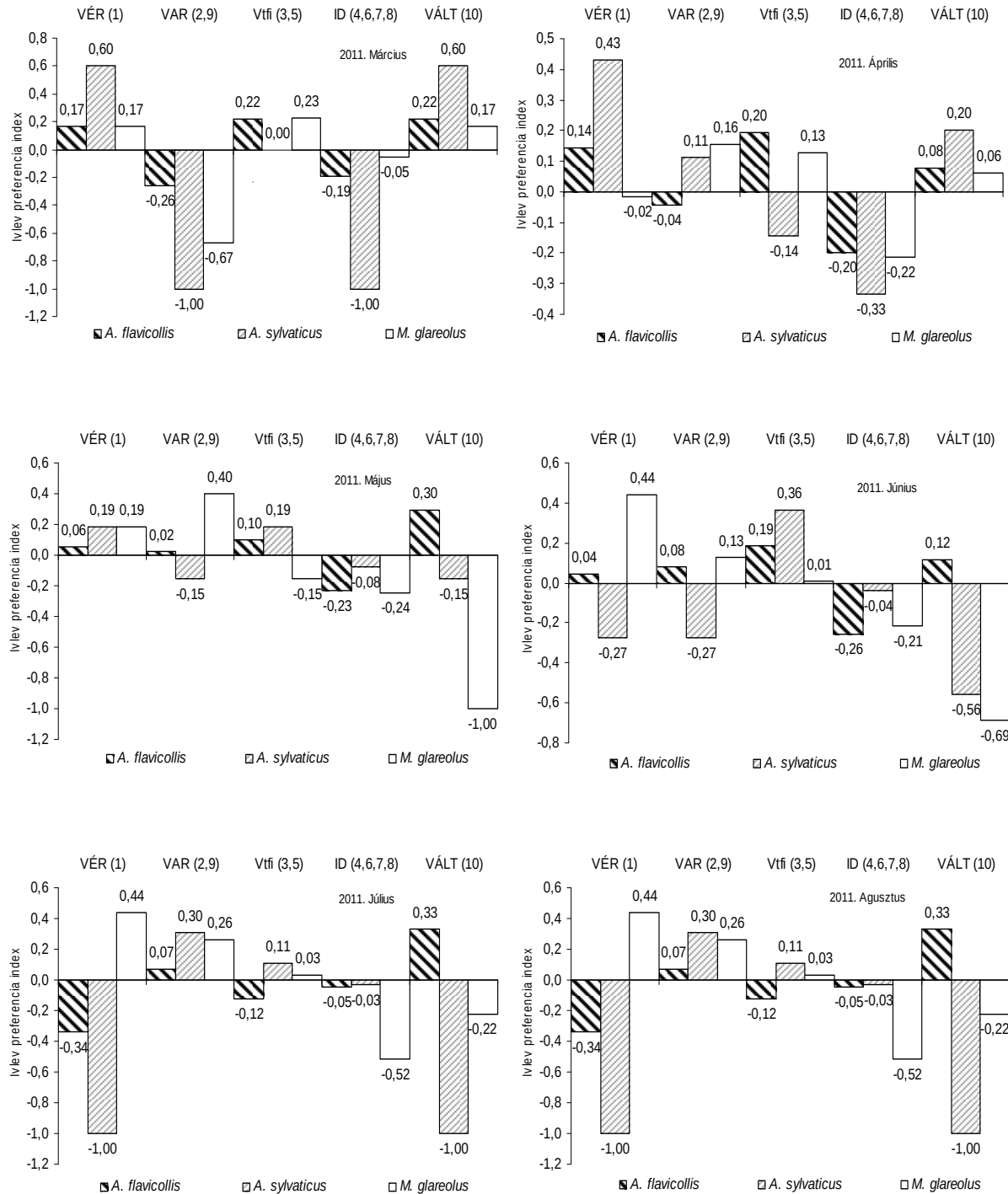
- MAJSKY, J. 1985: Drobne zemne cicavce luňch lesov a vetrolamov hornej aasti litneho ostrova (Small mammals in floodplain forests and windbreaks of upper part of litný ostrov). *Biologické práce* 31(2): 1–116
- MANSON, H. R., OSTFELD, R. S. & CANHAM, C. D. 1999: Responses of a small mammal community to heterogeneity along forest-old-field edges. *Landscape Ecology* 14: 355–367.
- MAZURKIEWICZ, M. 1984: Population density of small rodents as affected by chosen elements of tree stand structure. *Bulletin de L'Academie Polonaise de Science, serie de sciences biologiques*. 32: 209–217.
- MAZURKIEWICZ, M. 1986: The influence of undergrowth distribution on utilization of space by bank vole populations. *Acta Theriologica* 31,4: 207–227.
- MAZURKIEWICZ, M. & RAJSKA-JURGIEL, E. 1987: Numbers, species composition and residency of a rodent community in forest and field-forest ecotones. *Acta Theriologica*. 32: 413–432.
- MAZURKIEWICZ, M. 1991: Population dynamics and demography of the bank vole in different tree stands. *Acta theriologica* 36: 207–283
- MAZURKIEWICZ, M. 1994: Factors influencing the distribution of the bank vole in forest habitats. *Acta Theriologica*. 39(2): 113–126.
- MCCRACKEN, K. E., J. W. WITHAM, & M. L. HUNTER, JR. 1999: Relationships between seed fall of three tree species and *Peromyscus leucopus* and *Clethrionomys gapperi* during 10 years in an oak–pine forest. *Journal of Mammalogy* 80: 1288–1296.
- MCSHEA, W. J., and A. B. GILLES 1992: A comparison of traps and fluorescent powder to describe foraging formast by *Peromyscus leucopus*. *Journal of Mammalogy* 73: 218–222.
- MIKLÓS, P. & ŽIAK, P. 2001: Microhabitat selection by three small mammal species in oak–elm forest. *Folia zoologica* 51(4): 275–288.
- MIKLÓS, P., ŽIAK, D. 2002: Microhabitat selection by three small mammal species in oak–elm forest. *Folia Zool.* 51: 275–288.
- MILLER, D. H., & GETZ, L. L. 1977: Factors influencing local distribution and diversity of forest small mammals in New England. *Canadian Journal of Zoology* 55: 806–814.
- MITCHELL-JONES, A.J., AMORI, G., BOGDANOWICZ, W., KRYŠTUFK, B., REIJNDERS, P.J.H., PITZENBERGER, F., STUBBE, M., THISSEN, J.B.M., VOHRALÍK, V. & ZIMA, Z. 1999: *The Atlas of European Mammals*

- MONTGOMERY, W. I. 1979: Trap-revealed home range in sympatric populations of *Apodemus sylvaticus* and *Apodemus flavicollis*. *Journal of Zoology* 189:535-540.
- MONTGOMERY, W. I. 1980: Spatial organization in sympatric populations of *Apodemus sylvaticus* and *Apodemus flavicollis* (rodentia mulidae). *Journal of zoology* 192: 379-401.
- MONTGOMERY, W. I. 1981: A removal experiment with sympatric populations of *Apodemus sylvaticus* and *Apodemus flavicollis*. *Oecologia* 51: 123–132.
- MONTGOMERY, W. I. 1989: Population regulation in the wood mouse, *Apodemus sylvaticus*. II. Density dependence in spatial distribution and reproduction. *Journal of Animal Ecology* 58: 477-494.
- MORRIS, D. W. 1996: Coexistence of specialist and generalist rodents via habitat selection. *Ecology* 77: 2352-2364.
- MORRIS, D. W. 2002: Measuring the Allee effect: positive density dependence in small mammals. *Ecology* 83: 14–20.
- MYERS, N. 1996: The world's forests: problems and potentials. *Environment Conservation* 23: 156-168.
- NICKEL, A. M., DANIELSON, B. J. & MOLONEY, K. A. 2003: Wooded habitat edges as refugia from microtine herbivory in tallgrass prairies. *Oikos* 100: 525-533.
- NIETHAMMER, J., KRAPP, F. 1978. Handbuch der Säugetiere Europas, Vol. 1, *Akademische Gesellschaft Wiesbaden*.
- NIETHAMMER, J., KRAPP, F. 1982. Handbuch der Säugetiere Europas, Vol. 2/1, *Akademische Gesellschaft Wiesbaden*, pp. 649.
- NUPP, T. E, & SWIHART R. K. 2000: Landscape level correlates of small-mammal Assemblages in forest fragments of farmland. *Journal of Mammalogy* 81(2): 512-526.
- OSTFELD, R. S., C. G. JONES, & WOLFF J. O. 1996: Of mice and mast: ecological connections in eastern deciduous forests. *BioScience* 46: 323–330.
- PAYER, D. C. & HARRISON, D. J. 2000: Structural differences between forests regenerating following spruce budworm defoliation and clear-cut harvesting: implications for marten. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 1965-1972.
- PAYNE, L. E., 1974: Comparative Ecology of Introduced *Clethrionomys gapperi proteus* (Bangs) and Native *Microtus pennsylvaticus terraenovae* (Bangs) on Camel Island. *Notre Dame Bay*
- PEARCE, J & VENIER, L. 2005: Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management. *Forest Ecology and Management* 208: 153-175.

- PERRI, L. M., & J. A. RANDALL. 1999: Behavioral mechanisms of coexistence insympatrics pecies of desert rodents, *Dipodomys ordii* and *D. merriami*. *Journal of Mammalogy* 80: 1297-1310.
- PETRUSEWICZ, K. 1983: Numbers: the concept and definitions. In: Ecology of the bank vole. K. Petruszewicz, (ed.) *Acta Theriologica* 28, Supplement. 1: 89-101. PETRUSEWICZ, K. 1983: Numbers: the concept and definitions. In: Ecology of the bank vole. K. Petruszewicz, (ed), *Acta Theriologica* 28(1): 89-101.
- PETRUSEWICZ, K. & ANDRZEJEWSKI, R. 1962: Natural history of a free-living population of house mice (*Mus musculus*) with particular reference to groupings within the population. *Ekologia Polska* A: 85-122.
- PROMISLOW, D. E. L. & HARVEY, P. H. 1990: Living fast and dying young: a comparative analysis of lifehistory variation among mammals. *Journal of Zoology* 220: 417-437.
- PUCEK, M. 1983: Habitat preference. In: Ecology of the bank vole. K. Petruszewicz, (ed), *Acta Theriologica* 28(1): 31-40.
- PUCEK, Z., JEDRZEJEWSKI, W., JEDRZEJEWSKA, B., PUCEK, M. 1993: Rodent population dynamics in a primeval deciduous forest (Bialowieza National Park) in relation to weather, seed crop, and predation. *Acta Theriologica* 38: 199-232.
- SAUNDERS, D. A., HOBBS, R. J., & MARGULES, C. R. 1991: Biological consequences of ecosystem fragmentation. *Biological Conservation* 5: 18-32.
- SCHMID-HOLMES, S. & L. C. DRICKAMER, L. C. 2000: Impact of forest patch characteristics on small mammal communitites: a multivariate approach. *Biological Conservation* 99: 293-305.
- SIMON, N. P. P., SCHWAB, F. E., BAGGS, E. M., COWAN, G. I. & COWAN, MC. T. 1998: Distribution of small mammals among successional and mature forest types in western Labrador. *Canadian Field-Naturalist* 112: 441-445.
- STEARNS, S. C. 1992: The evolution of life histories. *Oxford University Press*
- STENSETH, N. C. 1985: Models of bank voles and wood mouse populations. In: The ecology of woodland rodents. Bank voles and Wood mice (ed by J. R. Flowerdew, J. Gurnell y J. H. W. Gipps). *Symposia of the Zoological Society of London* 55: 339-376.
- SUCHOMEL, J. & HEROLDOVÁ, M. 2004: Small terrestrial mammals in two types of forest complexes in intensively managed landscape of South Moravia (The Czech Republic). *Ekológia* (Bratislava) 23: 377-384.

- SUCHOMEL, J., KROJEROVÁ, J., HEROLDOVÁ, M., PURCHART, L., BARANCEKOVÁ, M. & HOMOLKA, M. 2009: Habitat preferences of small terrestrial mammals in the mountain forest clearings. *Beskydy* 2,2: 195-200.
- TAYLOR, B. J., BENDELL, J. F. & SPIRES, S. 1985: High densities of heather voles, *Phenacomys intermedius*, in jack pine, *Pinus banksiana*, forests in Ontario. *Canadian Field-Naturalist* 99: 494– 497.
- TERBORGH, J. 1992: Maintenance of diversity in tropical forest. *Biotropica*, 24: 283-292.
- THOMPSON, I., 1993: Current forest management practices and their effects on songbirds. *Northern Forest Center*, pp. 146–153.
- TRUBENOVÁ, K. & MIKLÓS, P. 2007: Population ecology of *Apodemus flavicollis* in a montane beech-spruce forest in the Western Tatra Mts. *Acta Zoologica* 47: 83-90.
- WOLFF, J. O. 1993: Why are female small mammals territorial? *Oikos* 68: 364-370.
- WOLFF, J. O. 1996: Population fluctuations of mast-eating rodents are correlated with the production of acorns. *Journal of Mammalogy* 77: 850–856.
- WÓJCIK, J. M. & WOLK, K. 1985: The daily activity rhythm of two competitive rodents: *Clethrionomys glareolus* and *Apodemus flavicollis*. *Acta Theriologica* 30: 241-258.
- YAHNER, R. H. 1988: Changes in wildlife communities near edges. *Conserv. Biol.* 2: 333-338.
- ZAR, J. H. 1996: Biostatistical analysis. *Prentice-Hall International*, pp. 662
- ZEJDA, J. 1962: Winter breeding in the bank vole, *Clethrionomys glareolus* Schreb. *Zoology Listy* 11: 309-22.
- ZEMANEK, M. 1972: Food and feeding habits of rodents in a deciduous forest. *Acta Theriologica* 17: 315-325.

Függelék



11. ábra: A három faj Ivelev-féle foltpreferencia index értékei az 5 elkülönített erdőtípus területén a 6 mintavételi hónapban

4. táblázat: A lokális mitnaterületek szerinti térlépték és a szezonális időlépték hatása alapján felépített általánosított regressziós modellek (GLM) paraméter értékei

		<i>Apodemus flavicollis</i>					<i>Apodemus sylvaticus</i>					<i>Myodes glareolus</i>				
függő változó	magyarázó változók	Df	Dev.	R.d. Df	R. Dev.	<i>p</i>	Df	Dev.	R. Df	R. Dev.	<i>p</i>	Df	Dev.	R. Df	R. Dev.	<i>p</i>
Modell: Faj fogásszáma (AFL, ASY, MGL) ~ mintaterület + évszak + mintaterület × évszak																
Fogásszám (<i>n_i</i>)	NULL			59	723.32				59	178.92				59	278.81	
	mintaterület	9	233.33	50	489.98	<0.001	9	40.22	50	138.69	<0.001	9	166.38	50	112.42	<0.001
	évszak	1	8.034	49	481.94	<0.01	1	4.804	49	133.89	n.s.	1	3.536	49	108.88	<0.05
	mintaterület : évszak	9	28.83	40	453.11	<0.001	9	27.500	40	106.39	<0.05	9	18.86	40	90.021	<0.001

5. táblázat: Az erdőképkekorosztály szerinti térlépték és a szezonális időlépték hatása alapján felépített általánosított regressziós modellek (GLM) paraméter értékei

függő változó	magyarázó változók	<i>Apodemus flavicollis</i>					<i>Apodemus sylvaicus</i>					<i>Myodes glareolus</i>				
		Df	Dev.	R.d. Df	R. Dev.	<i>p</i>	Df	Dev.	R. Df	R. Dev.	<i>p</i>	Df	Dev.	R. Df	R. Dev.	<i>p</i>
Modell: Faj fogásszáma (AFL, ASY, MGL) ~ erdőképkorosztály + évszak +erdőképkorosztály × évszak																
Fogásszám (<i>n_i</i>)	NULL			59	723.32				59	178.92				59	278.81	
	erdőképkorosztály	4	165.652		557.67	<0.001	4	19.355	69	159.55	<0.001	4	64.636	55	214.18	<0.001
	évszak	1	8.034	54	549.63	<0.01	1	4.804	54	154.75	n.s.	1	3.536	54	210.64	<0.05
	erdőképkorosztály : évszak	4	10.237	50	539.40	<0.05	4	12.527	50	142.22	<0.05	4	11.373	50	199.27	<0.05

6. táblázat: A GLM becsült meredekség értékei a mintaterületek és az évszakok, mint magyarázó változók hatásának vizsgálatában

		<i>Apodemus flavicollis</i>				<i>Apodemus sylvaticus</i>				<i>Myodes glareolus</i>			
függő változó	magyarázó változók	β	SE	z	p	β	SE	z	p	β	SE	z	p
Modell: Faj fogásszáma (AFL, ASY, MGL) ~ mintaterület + évszak + mintaterület × évszak													
Fogásszám (n_i)	Intercept	3,517	0,100	35,340	0	1,099	0,333	3,296	0	2,398	0,174	13,775	0
	02pz-var-CST**	0,275	0,132	2,085	0,05>	-0,118	0,486	-0,242	n.s.	-0,278	0,265	-1,047	n.s.
	03pz-fi-CST*	0,138	0,136	1,017	n.s.	-0,118	0,486	-0,242	n.s.	-0,361	0,272	-1,329	n.s.
	04mt-id-CST***	-0,952	0,189	-5,047	<0,001	-0,405	0,527	-0,769	n.s.	-2,398	0,603	-3,977	<0,001
	05pz-fi-CST*	0,290	0,132	2,205	<0,05	1,022	0,389	2,628	<0,01	-1,887	0,480	-3,932	<0,001
	06mt-id-CST***	-0,521	0,163	-3,195	<0,01	-0,118	0,486	-0,242	n.s.	-2,110	0,529	-3,986	<0,001
	07mt-id-GYT/ÁTM***	-0,786	0,178	-4,421	<0,001	0,000	0,471	0,000	n.s.	-2,803	0,728	-3,850	<0,001
	08mt-id-B***	0,067	0,138	0,484	n.s.	0,288	0,441	0,652	n.s.	-0,278	0,265	-1,047	n.s.
	09pz-var--GYT/ÁTM**	-0,208	0,149	-1,402	n.s.	-0,251	0,504	-0,499	n.s.	-0,031	0,248	-0,124	n.s.
	10pz-vált-GYT/ÁTM**	0,509	0,126	4,041	<0,001	-0,811	0,601	-1,349	n.s.	-2,110	0,529	-3,986	<0,001
	Tavaszi	0,076	0,138	0,552	n.s.	0,636	0,412	1,543	n.s.	-0,201	0,259	-0,773	n.s.
	02pz-var-CST**;Tavaszi	-0,597	0,198	-3,014	<0,01	-0,413	0,628	-0,657	n.s.	0,383	0,375	1,021	n.s.
	03pz-fi-CST*;Tavaszi	-0,129	0,192	-0,674	n.s.	-1,329	0,738	-1,801	n.s.	0,649	0,372	1,742	n.s.
	04mt-id-CST***;Tavaszi	0,509	0,243	2,094	<0,05	-0,818	0,733	-1,117	n.s.	1,667	0,691	2,413	n.s.
	05pz-fi-CST*;Tavaszi	-0,245	0,188	-1,306	n.s.	-1,290	0,536	-2,408	<0,05	0,537	0,640	0,839	n.s.
	06mt-id-CST***;Tavaszi	-0,012	0,227	-0,052	n.s.	-0,770	0,662	-1,163	n.s.	1,117	0,646	1,729	n.s.
07mt-id-GYT/ÁTM***;Tavaszi	-0,471	0,270	-1,742	n.s.	-2,833	1,132	-2,503	<0,05	-0,492	1,252	-0,393	n.s.	
08mt-id-B***;Tavaszi	-0,270	0,199	-1,356	n.s.	-2,022	0,766	-2,640	<0,01	0,416	0,374	1,113	n.s.	
09pz-var--GYT/ÁTM**;Tavaszi	-0,152	0,211	-0,722	n.s.	-17,78	1214,3	-0,015	n.s.	-0,174	0,380	-0,459	n.s.	
10pz-vált-GYT/ÁTM**;Tavaszi	-0,380	0,182	-2,088	<0,05	0,057	0,738	0,077	n.s.	1,453	0,624	2,331	<0,05	

7. táblázat: A GLM becsült meredekség értékei az erdőképkeposztályok és az évszakok, mint magyarázó változók hatásának vizsgálatában

függő változó	magyarázó változók	<i>Apodemus flavicollis</i>				<i>Apodemus sylvaticus</i>				<i>Myodes glareolus</i>			
		β	SE	z	p	β	SE	z	p	β	SE	z	p
Modell: Faj fogásszáma (AFL, ASY, MGL) ~ erdőképkeposztály + évszak + erdőképkeposztály csoport x évszak													
Fogásszám (n_i)	Intercept	3,048	0,063	48,489	0	1,070	0,169	6,333	0	1,041	0,171	6,073	0
	VÁLT	0,977	0,100	9,815	<0,001	-0,783	0,528	-1,483	n.s.	-0,754	0,529	-1,426	n.s.
	VAR	0,530	0,093	5,718	<0,001	-0,154	0,309	-0,500	n.s.	1,210	0,217	5,583	<0,001
	VÉR	0,468	0,118	3,976	<0,001	0,028	0,374	0,075	n.s.	1,356	0,244	5,551	<0,001
	VTfi	0,685	0,089	7,691	<0,001	0,634	0,243	2,614	0,01>	0,499	0,255	1,955	<0,05
	Tavaszi	0,004	0,089	0,044	n.s.	1,476	0,302	2,594	0,01>	0,481	0,218	2,205	<0,05
	VÁLT;Tavaszi	-0,308	0,148	-2,078	<0,05	1,476	0,683	2,162	n.s.	0,772	0,607	1,271	n.s.
	VAR;Tavaszi	-0,331	0,138	-2,403	<0,05	0,377	0,508	0,743	n.s.	-0,573	0,290	-1,972	<0,05
	VÉR;Tavaszi	0,072	0,164	0,440	n.s.	1,419	0,511	2,777	0,01>	-0,682	0,339	-2,011	<0,05
	VTfi;Tavaszi	-0,118	0,128	-0,921	n.s.	0,119	0,424	0,281	n.s.	-0,052	0,326	-0,159	n.s.

9. táblázat: Az Ivlev-féle index alapján számított habitat preferencia szignifikanciája a három vizsgált faj habitat használata alapján az 5 elkülönített erdő típusban

Fajok	március			április			május			június			július			augusztus		
Mintaterület	AFL	ASY	MGL	AFL	ASY	MGL	AFL	ASY	MGL	AFL	ASY	MGL	AFL	ASY	MGL	AFL	ASY	MGL
VÉR (1)	<i>n.s.</i>	+	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	+	<i>n.s.</i>	-	+
VAR (2,9)	-	-	-	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	+	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	-
Vtft (3,5)	+	<i>n.s.</i>	+	+	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	+	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	+	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>
ID (4,6,7,8)	-	-	<i>n.s.</i>	-	-	-	-	<i>n.s.</i>	-	-	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	-	<i>n.s.</i>	-	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	-
VÁLT (10)	<i>n.s.</i>	+	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	+	<i>n.s.</i>	-	+	<i>n.s.</i>	-	<i>n.s.</i>	+	<i>n.s.</i>	+	-	<i>n.s.</i>

+: szignifikáns pozitív, -: szignifikáns negatív preferencia, $P < 0.05$

n.s.: nem szignifikáns preferencia érték

Nyilatkozat a pályázó egyéni hozzájárulásáról a pályaműben leírt eredményekhez

Alulírott Papp Gábor, a dolgozatokban leírt munkafolyamatok közül a:

- csapdák elkészítését, karbantartását, csalizását
- mintaterületek kijelölését
- terepi adatgyűjtés
- számítógépes adatbázis megtervezését, adatok rendszerezését, előkészítését
- adatok statisztikai elemzését, értékelését

végeztem el.

Pécs, 2013. január 3.



Papp Gábor
Biológia Bsc. szakos hallgató

Nyilatkozat a pályázó egyéni hozzájárulásáról a pályaműben leírt eredményekhez

Alulírott Gábor Anna, a dolgozatokban leírt munkafolyamatok közül a:

- csapdák elkészítését, karbantartását, csalizását
- mintaterületek kijelölését
- terepi adatgyűjtés
- számítógépes adatbázis megtervezését, adatok rendszerezését, előkészítését
- adatok statisztikai elemzését, értékelését

végeztem el.

Pécs, 2013. január 3.

.....


Gábor Anna
Biológia Msc. szakos hallgató