



**XXXI. Országos Tudományos
Diákköri Konferencia**

Biológia Szekció



**A sárganyakú erdeiegér (*Apodemus flavicollis*)
populációdinamikája a robusztus és a nyílt populációbecslés
összehasonlításával**

Szerzők:

Rácz Arnold és Saller Orsolya
Biológus BSc III.

Témavezető:

Dr. Horváth Győző
egyetemi adjunktus



PTE TTK Állatökológia Tanszék
- Pécs, 2013 -

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	3.
2. Témafelvetés és célkitűzések	4.
3. Anyag és módszer	9.
3.1 Vizsgált terület	9.
3.2 Csapdázási metodika.....	14.
3.3 Adatfeldolgozási módszerek	14.
3.3.1 Alap és származtatott CMR paraméterek.....	14.
3.3.2 Az abundancia becslés modelljei	15.
3.3.3 Populációdinamikai paraméterek összehasonlításának statisztikai módszerei	19.
4. Eredmények.....	20.
4.1 A CMR alapadatok és az MNA index értékeinek összehasonlítása.....	20.
4.2 Az abundancia értékek összehasonlítása a három különböző eljárás alapján ...	26.
5. Diskusszió.....	32.
6. Összefoglalás.....	35.
Köszönetnyilvánítás	36.
Irodalomjegyzék.....	37.

1. Bevezetés

A kisemlős populációk abundanciájának ismerete az adott állat dinamikájának elméleti aspektusai mellett a gyakorlatban is lényeges. A vadbiológia és a természetvédelem módszereinek működéséhez szükséges a populáció növekedésének vagy csökkenésének felismerése, a trendek megállapítása. Míg a gradációs időszakok azonosítása és prognosztizálása a rágcsáló kontrollnál hasznosítható. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) V. projektjében (Erdőrezervátumok és a kezelt lombos erdők monitorozása) többek között a kisemlősök monitorozására vonatkozó protokoll is készült. A projekt elsődleges célja az erdőrezervátumok biodiverzitásának nyomon követése, amelyben a nagy tömegességben megjelenő, elsődleges és másodlagos konzumens kisemlősök az erdei ökoszisztéma táplálékhálózataiban meghatározó komponensek és alkalmas indikátor objektumok természetvédelmi célú biodiverzitás monitorozáshoz. A kisemlős protokollban leírt módszerek fejlesztése és különböző terepi viszonyokhoz történő illesztése, így a kvadrátok elrendezése és a különböző becslési módszerek optimalizálása mind az időbeli ütemezés, mind egyéb erőforrások tekintetében is fontos kutatási cél.

Diákköri munkánk során a Mecsek-hegységben található Kőszegi-forrás Erdőrezervátum területén már több éve működő kisemlős monitorozási programba kapcsolódtunk be. PTE TTK Állatökológiai Tanszék által végzett korábbi kisemlős felmérések erdei élőhelyen 1 ha-os, 11×11-es csapdahálóval folytak. A Dráva-menti síkságon 10 évig folyt ezzel a csapdázási ráfordítással a kisemlősök vizsgálata, amely adatokat szolgáltatott az ott élő rágcsáló fajok többéves populációdinamikájáról, a demográfiai mintázatok többféle becslési módszeren alapuló értékelésére (HORVÁTH és TÖLGYESI 2000; HORVÁTH 1996, 2008). Hasonló többéves kutatás folyt a Dráva felső szakaszának természetvédelmi programjában, ahol a Lankóczi-erdő fokozottan védett területén a nyári és az őszi hónapokban folyt a kisemlősök felmérése, amely éven belüli kisebb ráfordítás elsősorban az őszi létszámcsúcsok összehasonlítására, illetve a végvágás utáni újraerdősödő és a fokozottan védett, emberi beavatkozás mentes zárt erdőrésszben jellemző élőhely használat illetve a két terület közötti mozgás mintázat vizsgálatát tette lehetővé (HORVÁTH *et al.* 2005, 2008, SOMOGYI 2011). A Mecsek hegységben végzett kisemlős monitorozás azonban nem vált be ez a nagyméretű és sok csapdát alkalmazó mintavételi kvadrátméret. Ahhoz, hogy az erdőrezervátum mag- és puffterületén jellemző különböző kitettségű és vegetációstruktúrájú erdőfoltokban a kisemlősök jellemző abundancia viszonyait feltárjuk,

több élőhelyen, több mintavételi ismétléssel működő, kisméretű csapdahálót alkalmazó, fogás-jelölés-visszafogás módszerén alapuló protokollt vezettünk be.

Jelen dolgozatban a kisméretű mintakvadrátok alkalmazásával kapott fogás-visszafogás adatok felhasználását a nyílt populációbecslés, valamint a zárt és a nyílt becslés kombináció alapján robusztus módszer alkalmazásának összehasonlításával értékeltük. Mind a két módszer alapján a becsült abundancia értékeket elemeztük, összehasonlítva a kisemlősök populációdinamikájában leggyakrabban használt populációs index értékeivel.

2. Témafelvetés, célkitűzések

A kisemlősök nem véletlenszerűen használják a területet, a jól elhelyezett csapdák növelik a fogási siker lehetőségét (GURNELL & LANGBEIN 1983, RANA 1986, NORTON 1987). A csapdák elrendezésének két leggyakrabban alkalmazott módja a csapdaháló (kvadrát) és vonal transzekt módszer. A csapdavonalak akkor hasznosak, ha egy időben nagyszámú élőhelyet akarunk lefedni pl. a szomszédos élőhelyek közötti migrációs viszonyok vagy a lineáris habitatban (pl.: élő sövények, erdősávok) történő mozgás detektálására (SOUTHERN *et al.* 1965). A háló előfeltétele a populáció méretre, sűrűsége és mozgáskörzetre (home range) irányuló kutatásoknak (SMITH *et al.* 1971). A négyzethálók szabályosak, mert a csapdák egyenlő távolságra vannak egymástól. A csapdaháló esetén fennáll az ún. szegélyhatás („edge effect”) problémája, amikor a szélek mentén lévő csapdákban több fogás jelentkezik (FLOWERDEW 1976, GURNELL & FLOWERDEW 1990). A kutatók e hatás kiküszöbölése érdekében a külső csapdák fogásait nem veszik figyelembe, habár ez nagyobb hálót és megfelelően nagyobb számú csapdát jelent, így fontossá vált az „effektív csapdázási terület” meghatározása (pl. VAN HORNE 1982). ANDERSON *et al.* (1983) körháló (ún. „trapping web”) kialakítását javasolták, amely a populációméret becslés problémáját távolsági mintaelemzésként („distance sampling”) fogja fel, amely eljárás a populáció sűrűségét (denzitás) közvetlenül számolja ahelyett, hogy külön becsülné a populációméretet és az effektív területet.

Mind kvadrát, mind vonal transzekt esetén a csapdamintázattal lehetőség van egy „merev” és egy „rugalmas” megközelítésre. Az elsőnél a csapdázás eredménye az előre meghatározott helyközökből adódó pontosan kimért pontokból adódik, így a kvadrát módszer esetén a csapdáknak meghatározott koordinátái vannak, amit számos vizsgálatnál tudunk alkalmazni (pl. mozgáskörzet becslés, mozgási távolságok és mintázatok elemzése). A második esetben ez a pont vezérfonalként szolgál, és a csapdák egymástól a terepi

adottságokhoz illeszkedve kerülnek megfelelő helyekre. GURNELL & FLOWERDEW (1990) azt javasolták, hogy a helyköz nyílt területen 5 m, fás területen 10 vagy 15 m, szántóföldi habitatban pedig 20 m legyen. TEW *et al.* (1994) tárgyalta a csapdák lehelyezésének hatásait, és szélesebb helyközöket, valamint korlátozott számú csapdákkal kivitelezett vizsgálatok esetében hosszabb csapdázási periódusokat javasoltak.

HANSSON (1975) a kisemlős populációk tanulmányozásában intenzív, illetve extenzív eljárást különített el. Az előbbi esetben meghatározott nagyságú, néhány ha-ból álló területet jelölnek ki, amelyet sűrű csapdaháló fed le. Az utóbbinál kis mintaterületeket használnak egy adott élőhelyen, vagy nagyobb topográfiai egységen belül. Az intenzív eljárásra fejlesztették ki a produktivitás becslésére alkalmazott „Standard-Minimum” módszert (SM) (GRODZINSKI *et al.* 1966), amelynél a csapdázás alapterülete 5.76 ha volt. Ezt a módszert több IBP kisemlős ökológiai tanulmány is alkalmazta, mint pl. SMITH *et al.* (1975).

A „Kis Kvadrát” módszert (SQ) MYLLYMÄKI *et al.* (1971) javasolta a kisemlősök egyedszámának becslésére. A fogás-visszafogás módszer megköveteli a nagy mennyiségű adatot ahhoz, hogy valós képet kapjunk a kisemlős populációk dinamikájáról, ezért a mintavételezés nagy mintavételi területtel és sok csapdával történő hosszú csapdázási időszakokkal történik. Másrészről számos kisemlős-populációs tanulmányt végeznek kevés erőforrással és ezt néha egyetlen személy (Msc vagy PhD tanulmányok alatt) végzi. Tekintettel arra, hogy a csapdák számát a kutató valós időben tudja kezelni, a klasszikus nagy mintavételi területméretek (>1 ha, >100 csapda) gyakran nem tesznek lehetővé több kvadrátháló egyidejű alkalmazásával megvalósított mintavételezést (SCHLESSER *et al.* 2002). Az SQ egy négyzet alakú (12.2x12.2 m) 0.015 ha területtel dolgozik. A csapdaelrendezés 7 háromcsapdás csoportból áll (a négyzet négy sarkában egy-egy és három közepén) (MYLLYMÄKI *et al.* 1971). Az eddig végzett demográfiai tanulmányok azt mutatták, hogy a kvadrát mérete csökkenhet anélkül, hogy megváltoztatná a modellek eredményeit, megnyitva ezzel egy új utat az kisemlős populációk egyszerűbb monitorozása felé, különösen akkor, ha különböző körülményű kvadrátokat kell egyszerre tanulmányozni. A szegélyhatás a kiskvadrát módszernél nagyobb (BONDRUP-NIELSEN 1983), melyre a paraméterek (pl. sűrűség becslések) meghatározásának kétsége drasztikusan megnövekszik, így az SQ nem megfelelő kialakítás bizonyos paraméterek becslésekor. Továbbá az SQ szintén nem alkalmas, ha a vizsgálat során az adott paraméterek becslése nagy mennyiségű adatot kíván meg. De azokban az esetekben, ahol az ilyen becslések nem szükségesek, a rács mérete és az ehhez kapcsolódó csapdák száma kevesebb is lehet.

A populáció paramétereinek becslésében - különösen a kisemlős kutatásokban - a direkt számlálós módszerek mellett előtérbe kerültek a sztochasztikus modellek (JOLLY & DICKSON 1983, NICHOLS & POLLOCK 1983). A fogás-jelölés-visszafogás mintavételezésű modellek alapja az, hogy a mintavételi periódusban az állatokat egyenlő valószínűséggel fogjuk meg (BURNHAM & OVERTON 1978, POLLOCK 1982). Az állatpopulációk dinamikai tanulmányai tehát általában jelölt állatokra épülnek, ahol a fogás-visszafogás (capture-recapture = CR) minta és az elemzéselmélet ad keretet a populáció paramétereinek becslésére. Az eredmények felhasználhatósága szempontjából nagyon fontos a jelölés-visszafogási vizsgálatok megtervezése, a különböző módszerek és becslők alkalmazásának helyes kiválasztása. Első megközelítésben alapvetően különbséget kell tennünk a nyílt és a zárt populációk jelölés-visszafogás tanulmányai között. Habár minden populációban működnek ezek a folyamatok, mégis mind a demográfiai (nincs születés és mortalitás), mind a földrajzi (nincs ki- és bevándorlás) zártság feltételezése lehetséges úgy, hogy a mintavételt rövid idő alatt végezzük. Ekkor a természetes populációkban a gyarapodást, illetve a csökkenést okozó folyamatok időskálájához képest a mintavételi periódus rövid, ami gyakran kívánatos is. Ennek megfelelően az adatfeldolgozási módszereket aszerint tudjuk két nagy csoportba sorolni, hogy a vizsgált populációt nyíltnak, vagy zártnak tekintjük (POLLOCK *et al.* 1990).

Ha a jelölés-visszafogás használatának oka egy egyszerű „sokaságbecslés” (abundancia), akkor zárt populációs modellek használata előnyös, mivel már a '70-es évek végén kidolgozták a zárt modellek hierarchiáját, amelyek a populáción belüli egyedi különbségeket és az időbeli különbségeket is figyelembe tudják venni (OTIS *et al.* 1978, WHITE *et al.* 1982, POLLOCK *et al.* 1990). Ha az abundancia többszöri becslése és az időbeli túlélés a fontos, akkor ideális módszer a robusztus modell, ami a nyílt és a zárt populációs modellek elemeit kombinálja. Alternatív esetben ésszerű a nyílt populációs modellek használata, amíg a befogási valószínűségek eléggé magasak (THOMPSON *et al.* 1998), és a modell feltételei teljesülnek. A legfontosabb feltétel, hogy minden azonos típusú állatnak megegyeznek a túlélési és a befogási rátái. A robusztus modell precízebb sokaságbecslést ad, viszont több mintavételi periódusra van szüksége. A zárt populáció a vizsgálat ideje alatt méretében és összetételében állandó marad, míg a nyílt populáció esetén új egyedek kerülnek be a populációba, illetve a régiek elhagyhatják azt, tehát a születések, elpusztulások, kivándorlások és bevándorlások révén folyamatos az állatok ki- és belépése, vagyis a populáció egyedszámának változása. Ezeknek a demográfiai folyamatoknak az értékeléséhez mind a nyílt, mind a robusztus megközelítésben megtörténtek a fejlesztések a gyarapodás (*recruitment*), a populáció nyereségének (*pent*) és az emigráció valószínűségének közvetlen

becslésére (PRADEL 1996, POLLOCK *et al.* 1993, SCHWARZ *et al.* 1993, ARNASON & SCHWARZ 1999, SCHWARZ 2001).

A kis mintakvadrátokkal végzett utóbbi 3 éves monitorozás alapján a Kőszegi-forrás Erdőrezervátum területén a sárganyakú erdeiegér, *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834) bizonyult a leggyakoribb fajnak, a dominanciája messze meghaladta a vele együtt élő a közönséges erdeiegér, *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758) és a vöröshátú erdeipocok, *Myodes glareolus* (Schreber, 1780) gyakorisági értékeit. Ennek alapján jelen tanulmányban alkalmazott populációbecslési eljárások összehasonlító elemzéséhez a sárganyakú erdeiegeret választottuk modell állatként. A faj nagy egyedsűrűséggel jellemző a palearktikus faunataromány nyugati részén. Tipikusan eurytop életmódú faj, mivel az egész elterjedési területén sokféle élőhelytípust hasznosít (MONTGOMERY & GURNELL 1985; PUCEK *et al.* 1993). Ez a faj generalistának tekinthető, optimális élőhelye Közép-Európában a termékeny talajú, tisztán lombhullató, kevert lombú erdők (PUCEK 1983, FLOWERDEW *et al.* 1985). Populációi a magas demográfiai plaszticitás miatt különböző élőhelytípusokban is képesek fennmaradni, amely változhat a környezet minőségének romlása, illetve javulása mellett is (ADLER & WILSON 1987; DOUGLASS *et al.* 1992). Magashegységi erdőtípusokban is előfordul, ahol azonban az élőhely minőség gyors változása miatt a populációk túlélése csak egyes szezonokban biztosított, nincs egész évben stabil demográfiai mintázata (TRUBENOVÁ & MIKLÓS 2007). Biológija, életmenet stratégiája jól ismert (GOLLEY *et al.* 1975, PETRUSEWICZ 1983, FLOWERDEW *et al.* 1985). A sárganyakú erdeiegér populáció dinamikáját Közép-Európa erdeiben szabálytalan hosszú-távú fluktuációk jellemzik. A létszáma tavasztól kezdve emelkedik, őszre éri el a csúcst, ha nincs elegendő táplálékforrás, ami a téli hónapokra ezt meghosszabbítaná, a következő tavaszi hónapokra csökken a sűrűsége. Tehát ősszel és télen magas, míg tavasszal alacsony létszámot figyeltek meg (FLOWERDEW *et al.* 1985). Azokon a területeken, ahol az erdei pocok és a sárganyakú erdeiegér együtt él, az előző faj gyakran kiszorul a kedvezőtlenebb élőhelyekre. Éjszakai megfigyelés segítségével végzett kutatások azt mutatták, hogy amikor a két faj egyedei találkoznak a *M. glareolus* kerüli az *A. flavicollis* közelségét (ANDREZEJEWSKI & OLSZEWSKI 1963).

A fenti irodalmi hivatkozások és a PTE Állatökológia Tanszékén végzett csapdázási tapasztalatok alapján a sárganyakú erdeiegér populációbiológiai tulajdonságait hat fontos megállapításban tudjuk összegezni:

- Tipikus generalista, változatos élőhelyeket kedvelő kisemlős, előfordul Közép-Európa termékeny talajú, tisztán lombhullató, kevert lombú erdőiben.

- Populációdinamikáját szabálytalan ciklusok, és adott éven belüli bimodális demográfiai mintázat jellemzi.
- Expanzív fajként jelenik meg zárt cserjés, fás területeken és ezek melletti nyílt részekben is.
- Élőhely választása során a vízhez közeli nedvesebb területeket is el tudja foglalni.
- Valamint erősen kompetitív más Apodemus fajokkal és vele gyakran koegzisztens pocokfélékkel szemben is.
- Élőhelyének optimális kihasználása érdekében vertikális szegregáció is jellemzi.

A fentiekben már említett problémafelvetés alapján a következő kérdéseket fogalmaztuk meg:

- A kisterületű kvadrátok fogás-visszafogás adatai mennyiben alkalmasak különböző létszámbecslési modellek történő abundancia becslésre?
- Mennyiben tér el az érzékenysége a nyílt és a robusztus modelleknek
 - a vizsgált faj időbeli, illetve a térbeli variabilitásra?
 - a különböző demográfiai paraméterek megbecslésére?
- A vizsgált erdőtípusok között mennyiben van eltérés a két modell becsült és a populációs index értékei alapján?
- A becsült abundancia adatok mennyiben térnek el a populációs index értékétől, illetve az egyes becsülő modellek az index értékéhez képest alul vagy felül becslik-e a populáció méretet?

Az erdőrezervátum mag és puffer területét érintő, eltérő vegetációjú élőhelyfoltok párhuzamos csapdázásával lehetőség nyílt a sárganyakú erdeiegér különböző élőhelyfoltokban felmért (szub)populációinak összehasonlítására. Ennek értelmében jelen dolgozatban a következő célkitűzésnek megfelelően három abundancia meghatározási eljárással (egy populációs index, két eltérő becslési módszer) vizsgáltuk a modell faj populációdinamikájának élőhely függő különbségét:

- A sárganyakú erdeiegér populáció fogási paramétereinek értékelése.
- Az élőhelyi minőség populációdinamikára kifejtett hatásának vizsgálata.
- A populációs index és a két különböző becsülő módszer adatainak összevetése.

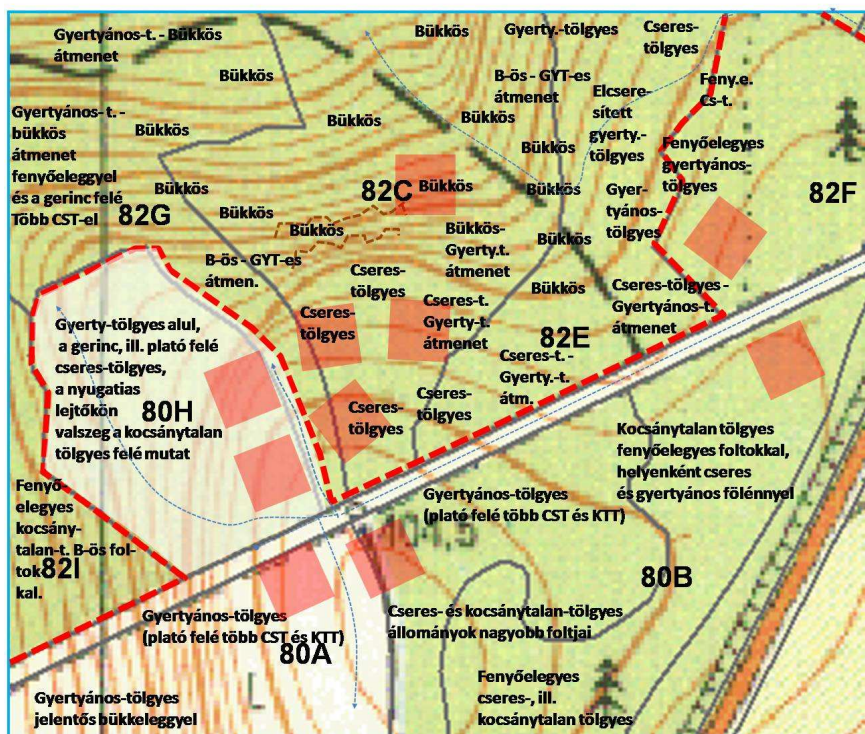
3. Anyag és módszer

3.1 Vizsgált terület

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 82/C* 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 elegyfaként 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*), illatos hunyor (*Helleborus odorus*).

A kisemlős monitorozás során 2011-ben kijelölt 10 különböző mintavételi kvadrát kiválasztásának szempontjait a következők voltak. A *82/C* magterületi erdőrészlet bükkös állományában egy mintavételi területet jelöltünk ki. A *82/C* erdőrészletben ezen kívül több különböző természetességű, valamint az aljnövényzetben és a cserjeszintben eltérő vegetáció struktúrájú cseres-tölgyes állományokat érintettünk, amely erdőrészletben így további három mintavételi területet választottunk ki monitorozásra. A *80/B* erdőrészlet védőzóna, nem védett területen, míg a *82/F* erdőrészlet védett területen elhelyezkedő pufferezóna. Az előbbi területen kettő, míg az utóbbi erdőrészletben egy mintakvadrátot jelöltünk ki. A *80/B* erdőrészletben folyamatos erdőkezelés zajlik, amely változtat a növényzet struktúráján, amely zavarás és 2011-ben itt kijelölt, 10. mintaterület esetében jelentkezett. A ritkításos beavatkozás tél végén, februárban illetve március első felében történt meg, így az erdészeti kezelés után kezdtük meg a csapdázásos mintavételt. A ritkítás során kapott biomasszát 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).



1. ábra: A Kőszegi-forrás Erdőrezervátum jellegzetes növénytakarulásainak megoszlása; a térképen jelöltük a 10 különböző mintavételi terület elhelyezkedését.

A mintaterületek kódolása és jellemzése 2011-ben:

- **1 (01pz-vér-CST*)**: Vékonyrudas, gyertyánelegyes cseres-tölgyes homogén erdőállomány, ahol az erdészeti út és végvágás terület zavaró hatásai érvényesülnek, alacsony természetességgel, az erdőrezervátum pufferzónájának része. Az általunk vizsgált erdőrezervátumi terület legmagasabb pontján (plató) fekvő erdőtag, amely a 3. mintakvadráttól északra fekszik, közöttük keskeny, 4-5 m széles erdészeti út halad. Sűrű borítású facsereket alkotják az újulat szintjét. Mivel a többi vizsgált területtől két erdészeti út választja el ezt az erdőfoltot, a terület a szegélyhatás vizsgálatára is alkalmas.
- **2 (02pz-var-CST**)**: Vastagrudas, cseres-tölgyes állományrész jelentős újulattal, amely út hatásának is kitett. Természetessége közepes, a pufferzóna része. Jellemzően magas borítású az újulat, amit a domináns fafajok csemétéi alkotnak. Ez a mintakvadrát ugyancsak két, egymásra merőleges erdőszegélyt foglal magába, lehetőséget adva a szegélyhatás elemzésére.

- **3 (03pz-fi-CST*)**: A végvágásterület sűrűség korba lépett fiatalos cseres-tölgyes állomány, alacsony természetességű, a pufferzóna része. A kijelölt mintaterület északi, már fokozatosan lejtő térszintjében igen sűrű növényzet, a cserjék és a végvágás utáni csemete újulat 90-100 %-os borítása jellemző. A forrás melletti magterülettől dél-nyugati irányban, az előbb jellemzett 1. és 2. mintakvadráthoz közel ugyancsak magasabb térszintben, a platón megtalálható élőhelyfolt.
- **4 (04mt-id-CST***)**: Idős cseres-tölgyes erdőállomány a magterület határán, amely az erdőszél hatásának kitett, így erdőszegély-ecotonként funkcionál, sok holtfával, magas természetességű. 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. Ez a mintakvadrát ugyancsak két, egymásra merőleges erdőszegélyt foglal magába, lehetőséget adva a szegélyhatás elemzésére.
- **5 (05pz-fi-CST*)**: A végvágás területen található fiatalos cseres-tölgyes erdőállomány, felújulása közepes, alacsony természetességű, sok holtfával, a pufferzóna része. A nyiladéktól nyugatra, a 3. mintaterülettől északra, mélyebb térszintben, magas lejtőszögű végvágás utáni újraerdősödő élőhelyfolt. A mintakvadrát teljes területén igen sűrű növényzet, mind a gypeszint, mind a cserjék és a végvágás utáni csemete 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. Ez az élőhelyfolt az előbbi újraerdősödött terület és a vele szomszédságában elhelyezkedő gyertyános-tölgyes puffer terület, védőzóna közötti erdőszegély (ecoton). Az erdőszegély 30-40 méter széles, gazdag cserjeszinttel, és minimális aljnövényzettel, a cserjeszint néhol áthatolhatatlan és 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 jellemzett 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.

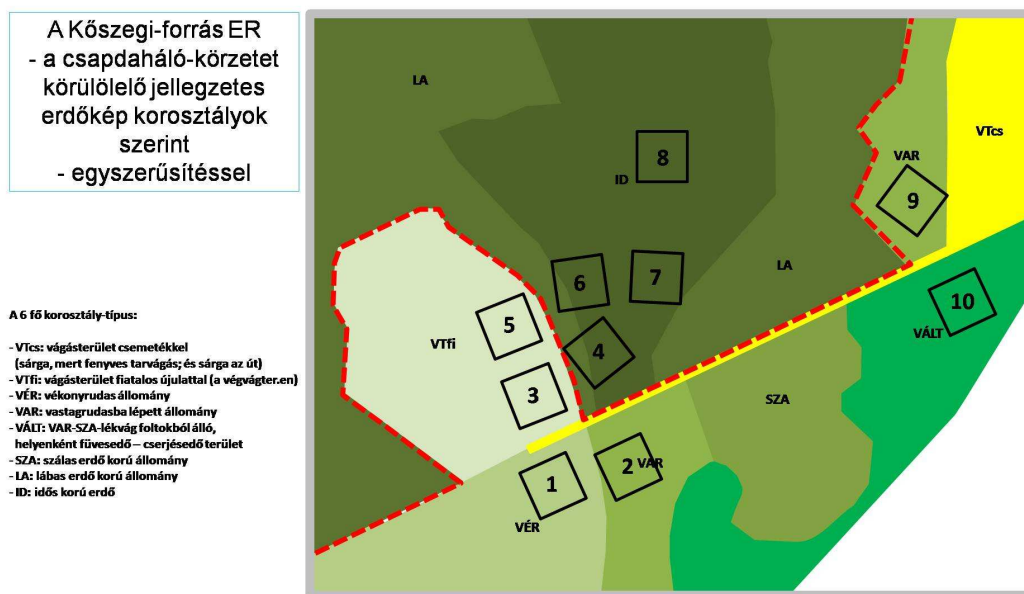
- **8 (08mt-id-B***):** Idős bükkös állományrész a magterületen belül, jelentős, de nem magas bükk újulattal, magas természetességű erdőbelső. A kijelölt területet az észak-nyugati kitettségű magterületi védőerdő, amelyen belül a térszint fokozatosan csökken, a vizsgált erdőfoltok közül itt jellemző a legnagyobb meredekség sokkal kisebb mértékű, mint a korábban vizsgált bükkös magterületi szegélyzóna. Ebben az erdőfoltban, főként a kvadrát mélyebben fekvő felében jellemző az erőteljes 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, a puffierzóna része. Ez a terület a magasabb térszintben, az erdőrezervátum védett puffierzónájának szegélyében található gyertyános-tölgyes folt (**07mt-id-GYT/ÁTM*****) kontrollja. A terület nagy részén nem jellemző az aljnövényzet, azonban a mintaterület közepén a fafajok csemetéi alkotta sűrű borítottságú újulat és kisebb foltokban kisebb cserjeállomány található, amely a vegetációs időszakban üde foltot képez az egész éves időszakban jellemző avarborítású területfoltokhoz viszonyítva.
- **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 gyepesedés jellemző. Erős bolygatása ellenére regenerációs potenciálja jónak mondható, őshonos újulat jelentkezik, így közepes természetességgel jellemezhető, a puffierzóna része. 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 biomassa növelte a terület heterogenitását.

Jelmagyarázat:

B: bükkös
 CST: cseres-tölgyes
 GYT: gyertyános-tölgyes
 ÁTM: átmeneti állomány

***: idős, magterületi állományok
 **: vastag rudastól lábas korig, 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



2. ábra: A kijelölt mintakvadrátok elhelyezkedése az erdőrezervátumi terület erdőkép 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, nagy fokú gyérítésen, illetve kisebb tarvágásokon átesett fenyőelegyes cseres-tölgyes – gyertyános-tölgyes átmeneti zónába eső erdő rész (**10pz-**

vált-GYT/ÁTM**), hasonlóan az 1. mintaterülethez, önmagában külön csoportot alkotott (**VÁLT**). Az eddigi négy csoportba pufferezónába eső mintaterületek kerültek. A magterületen kijelölt 4 mintaterület - 4. (**04mt-id-CST*****), 6. (**06mt-id-CST*****), 7. (**07mt-id-GYT/ÁTM*****), 8. (**08mt-id-B*****) - az erdőképkorosztályi felosztás alapján az időskorú erdő (**ID**) csoportját alkotja (2. ábra).

3.2 Csapdázási metodika

A PTE TTK Állatökológia Tanszékén végzett monitorozási munkákban közel három éve veszünk részt. A különböző vegetációs zónákban 2011-ben 6×6-os csapdahálót alkalmazva 10 különböző vegetációstruktúrájú erdőfoltban végeztük a monitorozást. Az elevenfogó csapdák egymástól 5 m-es távolságban voltak elhelyezve. Csalétekként szalonnát, ánizskivonattal és növényi olajjal megkevert gabona magvakat használtunk, így a csapdázhatóság szempontjából fontos csalizás módszere mindkét hónapban megegyezett. Fogás-jelölés-visszafogás (capture-mark-recapture = CMR) módszerrel csapdáztunk. Az alkalmazott CMR módszer a populációsintű monitorozás feltételeinek is megfelelt. Ebben az évben 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 jelen dolgozatban 2011 hat mintavételi hónapjának fogási eredményeit elemeztük és a használtuk fel a különböző abundancia becslési módszerek input mátrixainak előállításához. Minden hónapban 5 éjszakai periódusokban csapdáztunk, az állatok egyedi jelöléséhez az ujjpercek tetoválását alkalmaztuk. A mintavételezésnél éjszaka és nappal is működtek a csapdák, így reggeli és esti ellenőrzések voltak (7⁰⁰, ill. 19⁰⁰ órai kezdettel). A csapdázások során feljegyeztük az állat nemét (nőstényeknekél graviditást, laktálást is feltüntetve), korát, tömegét, csapdaszámát és egyéni kódját

3.3 Adatfeldolgozási módszerek

3.3.1 Alap és származtatott CMR paraméterek

Az elevenfogó csapdázás alapján végzett kisemlős monitorozás adatait Access adatbázisban tároljuk, amelyben egy rekord egy mintavételi ellenőrzés során megfogott kisemlős egyed adatait tartalmazza (faj, csapdaszám, kor, ivar, tömeg). A hosszabb távú, több hónapon keresztül történő 2011-es mintavétel esetén lehetőség volt arra, hogy az SQL-

lekérdezések alapján az adattáblából 4 alapvető fogási paramétert különítsünk el és további két származtatott paraméterrel jellemezzük a három faj fogási sikerében megjelenő különbséget, illetve a demográfia mintázat időbeli változását. A 4 alapfogási paraméter a következő: (1) az ismert jelölt egyedek száma (*number of marked animals*) (m_i); (2) a befogott új 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*) (rr_i), amit ugyancsak a 10 különböző élőhely foltra vonatkoztattunk.

Második származtatott paraméterként a Manly-Parr-féle fogásnaplár módszer alapján az ún. „*minimum ismert egyedszám*” (MNA) értékeit határoztuk meg, 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 feltételezzük, így hozzáadódik ennek a hónapnak a ténylegesen kimutatott egyedszámához.

3.3.2 Az abundancia becslés modelljei

Nyílt populációbecslés

A legtöbb fogás-visszafogás vizsgálatban nem feltételezhetjük, hogy a populáció zárt, azaz mentes a születések, a halálozások, valamint a be- illetve kivándorlások okozta létszámváltozástól. Tehát amennyiben a monitorozás során a populációk létszáma függ az előzőekben említettek demográfiai folyamatoktól, akkor a nyílt populációs becslési módszereket kell alkalmazni. A nyílt populációk jelölés-visszafogás tanulmányaiból származó adatok elemzése elméletileg sokkal bonyolultabb, mivel a születések, halálozások, be- és kivándorlások megfigyelését befolyásolhatják a mintavételi képességeink, lehetőségeink. Ha például a tanulmányozás elején elmulasztjuk egy állat észlelését, lehetséges, hogy hibásan tételezzük fel, hogy születés vagy bevándorlás révén később érkezett. Ha elmulasztjuk egy korábban már jelölt állat észlelését, akkor az elpusztult, vagy az elvándorlás mértékére is hibásan következtethetünk.

Az ilyen esetekre a legmegfelelőbb a Cormack-Jolly-Seber (CJS) nyílt populációs modell (JOLLY 1965, SEBER 1965) alkalmazása. CORMACK (1973) rövid bevezető leírása után SEBER (1982) részletesen tárgyalta a modell tulajdonságait. A Jolly-Seber modell minden

mintavételre becsül populációméretet, túlélést és a mintavételek közötti születési számot. A nyílt populációk két legfontosabb becsült paramétere a túlélési valószínűség (Φ) és a befogási valószínűség (p). Ha befogási paraméter valószínűsége ismert, a populáció méreteit minden befogás alkalmával a következő egyenlet segítségével becsüljük:

$$\hat{N}_i = \frac{n_i}{\hat{p}_i}$$

N_i = populáció mérete az i -edik befogáskor

n_i = az i . alkalommal befogott állatok száma

p_i = befogási valószínűség az i -edik alkalommal

A befogási szakaszok közötti gyarapodást a következő egyenlet segítségével becsüljük:

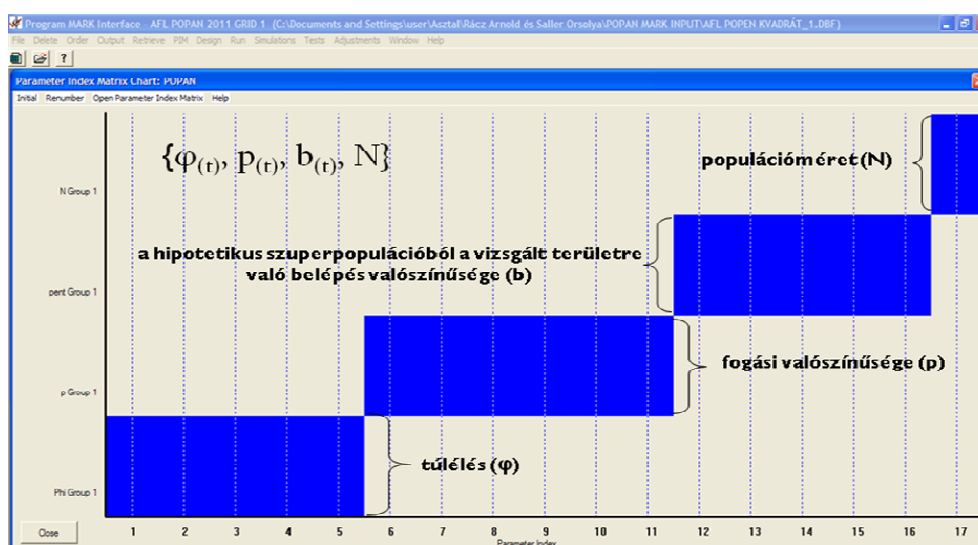
$$\hat{B}_i = \hat{N}_i - \Phi_i \times \hat{N}_{i-1}$$

B_i = az i -edik alkalommal mért gyarapodás

N_i = a populáció mérete az i -edik befogáskor

Φ_i = a túlélési valószínűség az i -edik alkalommal

Ha az egyes egyedeket a legtöbb szakasz során befognánk, aztán eltűnnének, természetesen azt gondolnánk, hogy a befogás valószínűsége magas és a legtöbb eltűnés a halálozásnak (vagy kivándorlásnak) köszönhető. Az egyes egyedek nagyobb megszakításokkal történő befogásból viszont arra következtethetünk, hogy a befogás valószínűsége alacsonyabb és sok hiányzó egyed életben van. A Jolly-Seber modell (JS) ezt hivatalosan is kimondja (SEBER 1982).

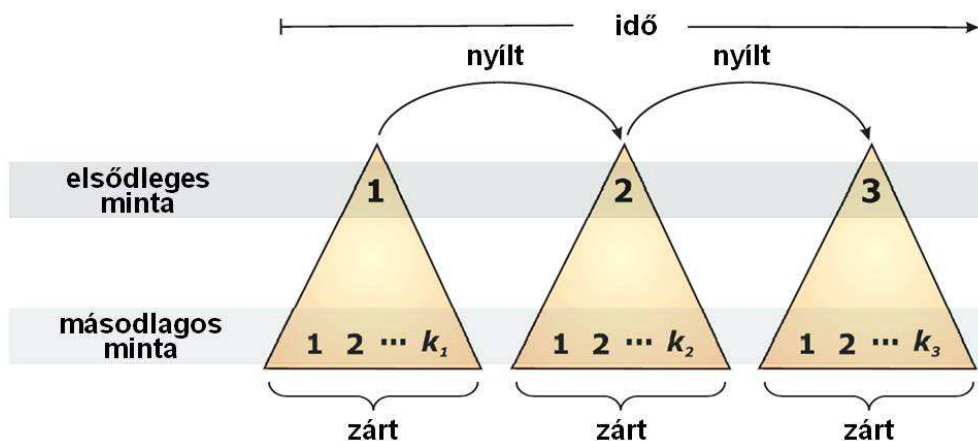


3. ábra: A nyílt POPAN becslő globális modellje által becsült paraméterek grafikus megjelenítése

Elemzéseink során a Cormack-Jolly-Seber nyílt becslőjén alapuló POPAN modellt használtuk, amely globális modellje négy különböző paramétert becsül (3. ábra). Becsli a túlélést (Φ_i), melyre a hat hónapos csapdázási időszak alatt $k-1$ (5) értéket kaptunk ahol k a fogási alkalmak száma. A fogási (p_i) valószínűség értékére minden hónapban kaptunk eredményt. A hipotetikus szuperpopulációból a vizsgált területre való belépés valószínűsége (b_i) másnéven „pent” (nyereség) szintén $k-1$ (5) értékkel jelenik meg. A POPAN becslő a továbbiakban a teljes mintavételi időszakra értelmezett „szuperpopuláció” létszámának (N) becsült értékét is megadja alapparaméterként. A modell származtatott értéként adja meg a mintavételi hónapokra becsült populációméretet (N_i), valamint a mintavételi időpontok között becsült gyarapodási értékét (B_i) (SCHWARZ & ARNASON 1996, SCHWARZ *et al.* 1993).

Robusztus módszer

A robusztus modell (POLLOCK 1982) a nyílt Cormack-Jolly-Seber (CJS) modell és a zárt becslő modellek kombinációja. A robusztus modell annyiban tér el a CJS modelttől, hogy egy időintervallumban nem csak egy fogási alkalom van, hanem több is. Ezek az alkalmak időben olyan közel vannak egymáshoz, hogy a mintavétel ideje alatt a populációk zártnak tekinthetők. Ezeket nevezzük másodlagos mintáknak. Az elsődleges mintavételek közötti intervallumok elég hosszúak, hogy nyereségek (születés, bevándorlás) és veszteségek (halál, kivándorlás) is előforduljanak a populációban, így ezek között a populációt nyíltnek tekinthetjük (4. ábra).

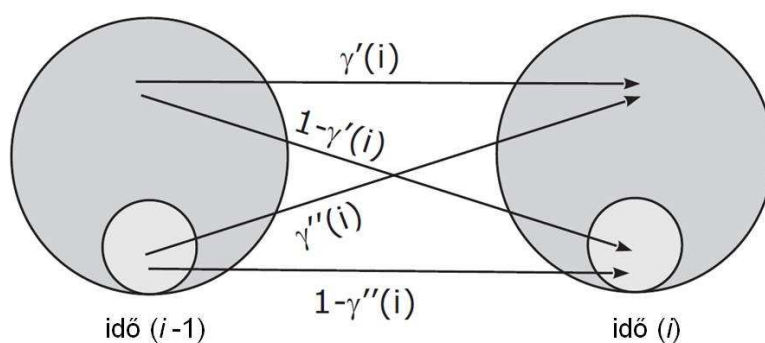


4. ábra: A klasszikus Pollock-féle robusztus modell alapszerkezete KENDALL (2010)

Ehhez a becsléshez a MARK programba beépített robusztus modellt (KENDALL *et al.* 1995, KENDALL *et al.* 1997, KENDALL & NICHOLS 1995) használtuk. A populációdinamikát alapvetően meghatározó ideiglenes emigráció (γ) közvetlen becslésére Kendall robusztus modelljét alkalmaztuk, amely a fogási valószínűségekre bevezetett paraméterek, valamint a túlélés és a robusztus módszer alapján a zárt modellek által becsült populációméret mellett, az elsődleges mintavételi periódusok közötti intervallumokra vonatkozóan az emigráció közvetlen becslésére két paramétert vezetett be. A γ paramétert KENDALL *et al.* (1995) és KENDALL *et al.* (1997) két részre (γ' és γ'') bontotta (5. ábra). A paraméterek a következőképpen határozták meg:

γ'_i : a tanulmányozott területen kívül maradás valószínűsége, vagyis annak a valószínűsége, hogy a csapdázás során az egyedek nem voltak elérhetőek az elsődleges mintavételi periódusban (i), és tudjuk, hogy az állatok nem voltak jelen a tanulmányozott területen az előző mintavételi periódus során ($i - 1$) és túléltek az i -edik mintavételig.

γ''_i : a tanulmányozott területen kívül maradás valószínűsége, a csapdázással nem elérhető egyedek aránya az elsődleges mintavételi periódusban (i), amely állatokról tudjuk, hogy az elsődleges mintavételi periódus során ($i - 1$) jelen voltak a tanulmányozott területen és túléltek az i -edik mintavételig.

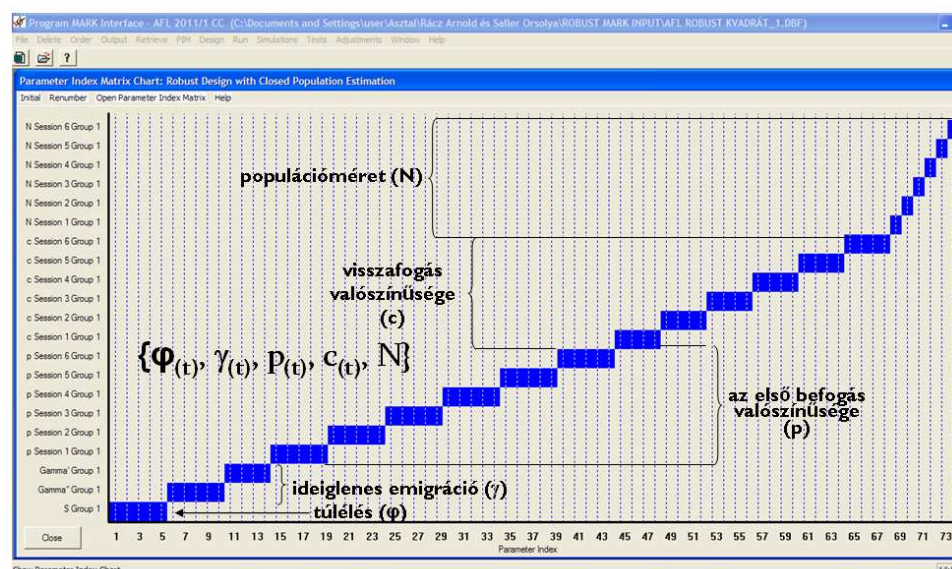


5. ábra: A kapcsolat γ' és γ'' között: a nagyobb kör jelenti a superpopulációt, míg a kisebb kör (világosszürke) jelöli a superpopulációnak azt a részét, ahol a mintavételezés történik.

A γ''_i paraméter annak a valószínűsége, hogy az egyed elérhető az $(i - 1)$ -edik időpillanatban, de az i -edikben már nem, így $(1 - \gamma''_i)$ annak a valószínűsége, hogy (i) -edik és az $(i - 1)$ -edik időpontban is a mintában van. Tehát a γ''_i a valószínűsége annak, hogy az állat ideiglenesen emigrált a mintából az $(i - 1)$ -edik és az (i) -edik mintavétel között, míg $1 - \gamma''_i$ annak a valószínűsége, hogy az egyed az $(i - 1)$ -edik és az (i) -edik mintavétel között a mintavételi területen marad. Ezzel szemben γ'_i azt a valószínűséget jelenti, hogy az egyed az

($i - 1$)-edik és az (i)-edik időpontban sincs a mintában. Valójában a γ'_i a mintán kívül maradásnak a valószínűsége (a mintán kívül maradáshoz való „hűség”). Így $(1 - \gamma'_i)$ a valószínűsége, hogy az ($i - 1$)-edik időpontban az egyed a mintán kívül volt, és belépett a mintába ($i - 1$) és (i) időpont között; azaz az ideiglenes emigrálók visszatérési rátája.

A program által becsült paraméterek a 6. ábrán vannak feltüntetve. Az ideiglenes emigráció mellett becsülte a túlélést (Φ) az egyes elsődleges minták között. A modell mind a fogási (p_i), mind a visszafogási valószínűséget (c_i) minden elsődleges mintán belül, a másodlagos mintákra (napok) adja meg. A visszafogási valószínűség becsülésére csak a második mintavételi naptól van lehetőség, mivel a visszafogási valószínűség kiszámításához az előző csapdanapon már kell lennie fogásnak. A zárt becslők alapján a Kendall modell populációméret (N_i) értékét is megadja, amit minden elsődleges periódusra, azaz esetünkben a mintavételi hónapokra vonatkoztatva kaptunk meg. Ez a paraméter a többivel ellentétben nem időfüggő (6. ábra).



6. ábra: A Kendall-féle robusztus globális modell által becsült paraméterek grafikus megjelenítése

3.3.3 Populációdinamikai paraméterek összehasonlításának statisztikai módszerei

A fogási paraméterek és az MNA értékek alapján statisztikailag értékeltük a vizsgált faj demográfiai mintázatának térbeli (a 10 elkülönített erdőfolt és az 5 elkülönített erdőképkorosztályi csoport alapján) és időbeli (mintavételi hónapok) 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 faj adott paramétereinek egyes térbeli és időléptékre vetített átlag értékét, a hozzá tartozó standard hiba és konfidencia sávok feltüntetésével. A vizsgált faj populációdinamikájának időbeli változását a mintakvadrátokon belül az MNA értékek Spearman-féle rangkorrelációs vizsgálatával értékeltük. Továbbá az MNA és a két becslési módszerrel kapott populációméretek időbeli trendjét ugyancsak Spearman-féle rangkorrelációval vizsgáltuk. Mind a 10 vizsgált erdőfolt 6 havi adatait felhasználva páros Wilcoxon-előjelteszt alapján vizsgáltuk az abundancia index és a becsült populációméretek közötti különbséget.

Mind a POPAN, mind a Kendall-féle robusztus modell esetén a legtöbb paraméterszámú globális modellt futtattuk le és az így a nyílt és a zárt becslővel kapott populációméreteket használtuk fel az abundancia adatok összehasonlító vizsgálatához. A dolgozat terjedelme miatt nem törekedtünk a modellek redukálására és így nem használtuk ki a MARK program által nyújtott modellszelekciós lehetőségeket. Ennek megfelelően nem modelleztük a modellben lévő időfüggő paramétereket (pl. pent, túlélés, fogási valószínűség), így ezeknek a paramétereknek a részletes elemzése további terveink között szerepel.

4. Eredmények

4.1 A CMR alapadatok és az MNA index értékeinek összehasonlítása

A sárganyakú erdeiegér fogás-visszafogási adatainak lekérdezésével kapott 4 alapvető fogási paraméter értékét a teljes mintavételi időszak (6 hónap) alapján az egyes mintavételi területekre összesítve táblázatban foglaltuk össze (1. táblázat). A faj mintaterületekre összesített fogásszáma (n_i) 75-300 között változott, így fogási sikere nagy intervallumban változott a 10 vizsgált erdőfolt összehasonlításában. A vizsgált faj fogásainak száma azt mutatta, hogy a legmagasabb n_i értéket (292) a 10. kvadrát változó korú állományában (10pz-vált-GYT/ÁTM**) kaptuk, míg a legkevesebbet (77) a 7. kvadráttal reprezentált cserjeborítás nélküli idős magterületi állományában (07mt-id-GYT/ÁTM***). A 10. kvadrátban már említett erőteljes cserjésedés és gyepesedés jellemző, amely magyarázatot ad a magas létszámról, míg a 7. kvadrátban lévő szárazodó termőhely alacsony cserjeszinttel rendelkezik, ami nem ideális a vizsgált faj számára. A legkisebb és a legnagyobb fogásszámú mintaterület között a különbség 4-szeres volt, mely azonban csökkent a jelölt és visszafogott egyedek számánál. A visszafogási ráta értékei alapján látható, hogy a vizsgált erdőfoltok össze-

1. táblázat: A sárganyakú erdeiegér fogási paramétereinek vizsgált erdőfoltokra összesített értékei

Mintaterület	Σm_i	Σu_i	Σn_i	Σr_i	$rr\%$
01pz-vér-CST*	131	84	211	127	60.19
02pz-var-CST**	131	84	212	128	60.38
03pz-fi-CST*	141	84	225	141	62.67
04mt-id-CST***	76	41	109	68	62.39
05pz-fi-CST*	160	87	249	162	65.06
06mt-id-CST***	90	41	124	83	66.94
07mt-id-GYT/ÁTM***	62	34	77	43	55.84
08mt-id-B***	139	80	197	117	59.39
09pz-var-GYT/ÁTM**	107	67	158	91	57.59
10pz-vált-GYT/ÁTM**	153	100	292	192	65.75

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

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

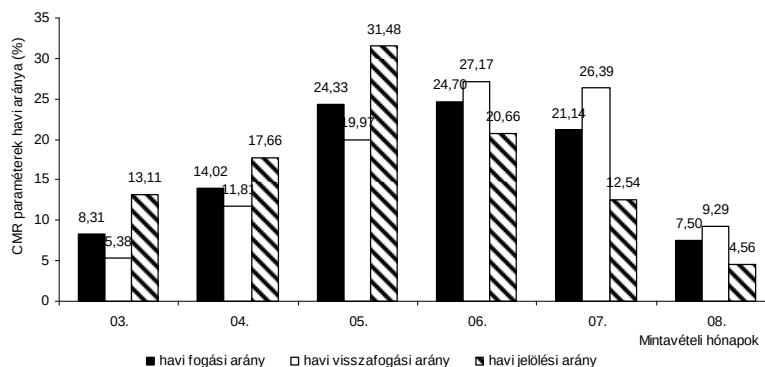
n_i : megfogott állatok teljes száma (total number of animals)

r_i : visszafogások száma (number of recaptures)

rr_i : visszafogási ráta (rate of recaptures)

hasznításában nem találtunk nagy ingadozást (értékeink 55-70 intervallumban mozognak), így elmondható, hogy a kvadrátok élőhelyi adottsága közötti eltérések ellenére a faj közel azonos mértékben hasznosítja az egész mintavételi területet. Fogás-visszafogás módszerrel történő vizsgálatokban további fontos paraméter az egyes mintavételi alkalmakkor megjelenő új egyedek mennyisége, amelyeket az első befogásuk után jelölünk meg. Ez a fogási paraméter azt tükrözi, hogy egy adott területen mennyire képes felhígulni a

(szub)populáció új jelöletlen egyedekkel, amely a visszafogási sikert csökkenti. A befogott jelöletlen állatok száma (u_i) a tíz mintaterületet tekintve 34 és 100 között változott. Legkevesebb jelölésünk a magterület magas térfekvésű, cserjeszint nélküli gyertyános-tölgyes erdőállományában volt (7. mintaterület). A legtöbb jelölt állat a változó korú erdőállományban, a pufferezóna területén volt jellemző. További 4 mintaterületen, a két végvágás utáni újraerdősödő erdőfoltban (3. és 5. kvadrát), valamint az erdőrezervátum legmagasabb térszintű platóján található vékony- (1. kvadrát) és vastagrudas (2. kvadrát) 80 feletti volt a faj új jelöletlen egyedeinek összesített száma. Ehhez hasonlóan magas (80 pd) példányszámban jelöltünk új egyedeket a magterület mélyebb térfekvésű északi kitettségű bükkös erdőfoltjában (1. táblázat).

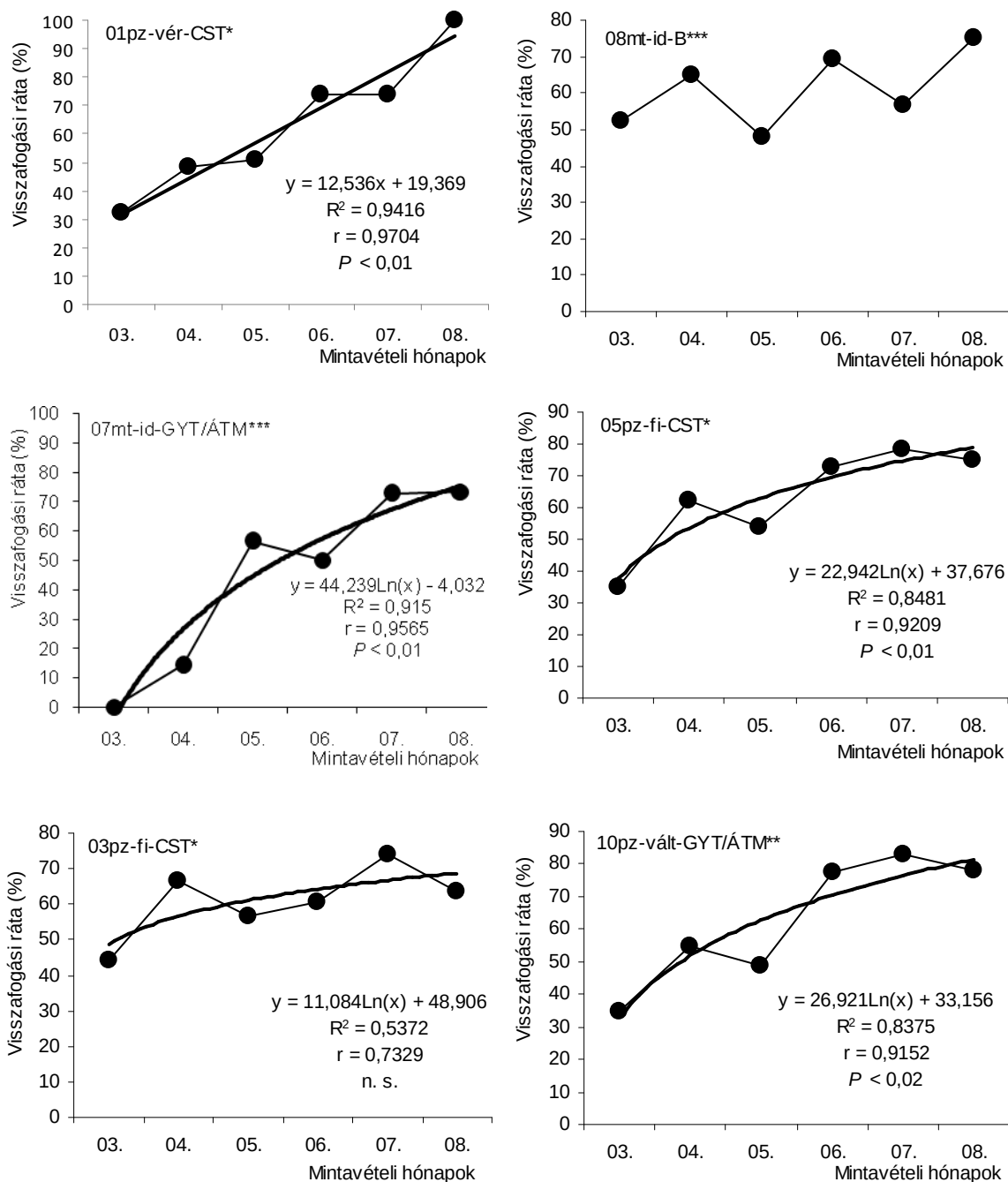


7. ábra: A sárganyakú erdeiegér fogási paramétereinek havi aránya a teljes mintaterület összesített adatához viszonyítva

A fenti adatok az adott fogási paraméterek területekre való összesítése voltak, azonban az időbeli mintázatuk részletezésére területi okok miatt nem tudunk kitérni. Az időbeliség elemzéséhez három fontos fogási paraméter (összes fogás, visszafogás, befogott jelöletlen állatok száma) vonatkozásában teljes erdőrezervátumi területre összesített értékükhöz viszonyítva számoltuk ki az adott mintavételi hónapra eső arányát. Mindhárom paraméter havi aránya a májusi csúcsig együttesen növekednek, majd csökkenni kezdenek a mintavételi időszak végéig. A kora tavaszi időszakban kapott alacsony fogási arányok annak köszönhetők, hogy a mintavételezés kezdeti szakaszán még viszonylag kevés számú állatot fogtunk be, mivel a téli, a populáció számára kedvezőtlen környezeti tényezők hatására összeomlik a sárganyakú erdeieger populáció létszáma. A tavaszi hónapokban (03.-05.) a havi fogás arány értékek nagyobbak, mint a havi visszafogási arány értékek, amely azt mutatja, hogy a mintavételi területek a tavaszi időszakban folyamatosan telítődnek új egyedekkel, így a jelölt állatok visszafogási sikeressége még alacsony. A 6. hónaptól kezdve megfordul a fogás-visszafogás arány viszonya, a visszafogási arány értékei magasabbak, a teljes területet tekintve a populáció felhígulási aránya már nem növekszik, ezért a jelölt állatok visszafogási hatékonysága nagyobb mértékű. A jelöletlen új egyedek arányának legmagasabb értékét májusban (05.) volt jellemző, amely az egész mintavételi időszakot tekintve a jelölések közel egyharmadát jelenti. Ezt az eredményt elsősorban az első szaporulatból populációba kerülő új, fiatal és eddig még jelöletlen egyedek nagyszámú megjelenésének következménye. A visszafogás aránya a július hónapban még magas, amit jelentős mértékben befolyásolt az a tény, hogy az egész területet tekintve a sárganyakú erdeieger populáció felhígulása csökkent, amit jól mutat a jelöletlen új állatok arányának júliusban tapasztalt drasztikus csökkenése. Ez a júliusi érték a legmagasabb májusi jelölési arányhoz képest több mint 50%-os csökkenést jelent. A 2011-es év nyarán júliustól hosszantartó csapadékhiány volt jellemző, ami az erdei, elsősorban a gyepszint vegetációját jelentős mértékben degradálta, csökkentve a kisemlősök számára fontos forrásokat (táplálék, búvóhely). Ez a hatás a sárganyakú erdei egér augusztusi csapdázási eredményein már érzékelhető, mind a három fogási paraméter adott hónapra számított aránya augusztusban volt a legkisebb értékű (7. ábra).

A fentiekben globálisan az egész vizsgált erdőrezervátumi területre nézve, a mintaterületek adatainak összevonásával elemeztük a fogás-jelölés-visszafogás módszer a sárganyakú erdeiegerre vonatkozó eredményességét. Annak ellenére, hogy a faj minden élőhelyfoltban abszolút dominánsként fordult elő az egyedek fogási, illetve visszafogási hatékonysága eltérő volt az egyes mintakvadrátokat tekintve. A 10 vizsgált élőhelyfoltból 6 mintaterületet emeltünk ki, ahol részletesen elemeztük a CMR módszer hatékonyságát

legjobban kifejező visszafogási ráta hatékonyságát. Az első kvadrátban, az erdőrezervátum legmagasabb térszintjén található vékonyrudas erdőállományban a visszafogási ráta szignifikáns lineáris összefüggés szerint változott a mintavételi hónapok során, a visszafogási hatékonyságot index értéke folyamatosan növekedett és augusztusban érte el a legnagyobb értékét, ami ezen a területen elérte a 100%-os értéket.



8. ábra: A sárganyakú erdeiegér visszafogási rátájának időbeli mintázata az egyes mintavételi területeken

Tehát ebben a hónapban ezen a területen már nem jelent meg új, jelöletlen egyed. Hasonló növekvő tendenciát tapasztaltunk a magterületen lévő bükkös állományban, azonban itt nem kaptuk szignifikáns lineáris növekedést, mivel a visszafogás aránya nagyobb intervallumon belül fluktuált az egymást követő hónapokban. Két élőhelyfoltban, egyrészt a legkisebb lokális tömegességgel jellemzett 7. kvadrátban, valamint a mélyebb térszintű újraerdősödő (5. kvadrát) területen a visszafogási ráta értékei időben telítődési görbe szerint változott, logaritmikus illesztés ennél a két élőhelyfoltnál adta a két legnagyobb determinációs együtthatót, ami jól mutatta, hogy ezeken a területek nyár közepétől már nem újult fel a populáció és a visszafogási siker 70-80% közötti értékre állt be. Ebben a két élőhelyfoltban is jellemző volt, hogy a visszafogási ráta tavasszal is elért egy magasabb értéket, az 5. kvadrátban már áprilisban, míg a 7. mintaterületen volt jellemző a magasabb tavaszi visszafogási arány. Ez az eredmény utal a sárganyakú erdeiegér éven belüli bimodális létszámváltozására, azonban ezt a demográfiai mintázat 2011. márciustól augusztusig tartó időszakában nem rajzolódott ki egyértelműen, melynek okát a nyári aszály következtében romló környezeti minőség és az ezzel együtt járó korai populáció összeomlásban láttuk. Az

2. táblázat: A vizsgált fajok MNA értékeinek mintaterületek közötti *t*-tesztje

Mintahely párok	<i>t</i> - érték	<i>P</i>
1 vs 3	2.59089	0.048784*
1 vs 4	3.44792	0.018278*
1 vs 5	2.95652	0.031646*
1 vs 7	3.21501	0.023597*
2 vs 5	5.54017	0.00263**
2 vs 7	3.20311	0.023912*
3 vs 5	3.04546	0.028572*
4 vs 5	3.88605	0.011571*
4 vs 8	4.18024	0.008653**
4 vs 10	4.22518	0.008287**
5 vs 6	3.80873	0.012516*
5 vs 7	4.4593	0.006645**
5 vs 9	3.16793	0.024873*
6 vs 7	3.72223	0.013681*
6 vs 8	2.82466	0.036906*
6 vs 10	3.83895	0.012137*
7 vs 8	4.27053	0.007935**
7 vs 9	4.50956	0.006343**
7 vs 10	5.8897	0.002006**
8 vs 9	2.59248	0.048691*
9 vs 10	4.29669	0.00774**

*: $P < 0.05$; **: $P < 0.01$

áprilisi magas fogási arány további kettő, a sárganyakú erdeiegér nagyobb egyedsűrűséggel jellemzett mintavételi helyen is jellemző volt. A magasabb térszintű mintavételi helyen a visszafogási arány meghaladta a 40 %-ot, azonban ehhez viszonyítva a nyári hónapokban nem növekedett meg jelentős mértékben, így ezen index időbeli változására illesztett logaritmikus összefüggés nem volt szignifikáns. A másik hasonló terület a vizsgált faj által leginkább preferált 10. élőhelyfolt volt, ahol az áprilisi 50% feletti visszafogási ráta július-augusztus között 70-80% közötti értékre emelkedett. Ennél a területnél a visszafogás sikerét kifejező ráta értéke szignifikáns logaritmikus összefüggés szerint változott (8. ábra).

A vizsgált faj vonatkozásában az MNA értékeket felhasználásával a mintaterületek összehasonlításában azt vizsgáltuk, hogy a

populációs index értékei mennyiben különböznek, illetve korrelálnak a különböző erdőfoltok között, mely utóbbi vizsgálattal arra kerestük a választ, hogy különböző kitettségű és vegetációjú erdőfoltokban mennyiben eltérő a sárganyakú erdeiegér demográfiai változásának időbeli változása. A faj különböző mintaterületekre megadott MNA értékei alapján az egymintás *t*-próba az erdőfoltok 21 párosításában adott szignifikáns különbséget (2. táblázat). A sárganyakú erdeiegér abszolút domináns fajként jelent meg a vizsgált erdőrezervátum különböző erdőfoltjaiban, a magas dominanciája ellenére a vegetációstruktúrában és kitettségben megjelenő erdőfoltok közötti feltételezett különbségek megnyilvánultak a származtatott abundancia index értékek statisztikai eltérésében.

A demográfia időbeli mintázat egyes erdőfoltok közötti vizsgálatában hat havi MNA értékek rangkorrelációja alapján az erdőfoltok összesen 24 párosításában a szignifikánsan magas pozitív rangkorrelációs koefficiens bizonyította, hogy ezeknél a területeknél a sárganyakú erdeiegér létszámának időbeli változása a vizsgált hathónapos időszak során azonos trend szerint zajlott. Két mintapár esetében kaptunk negatív rangkorrelációt, azonban ezek nem voltak szignifikáns értékek (3. táblázat).

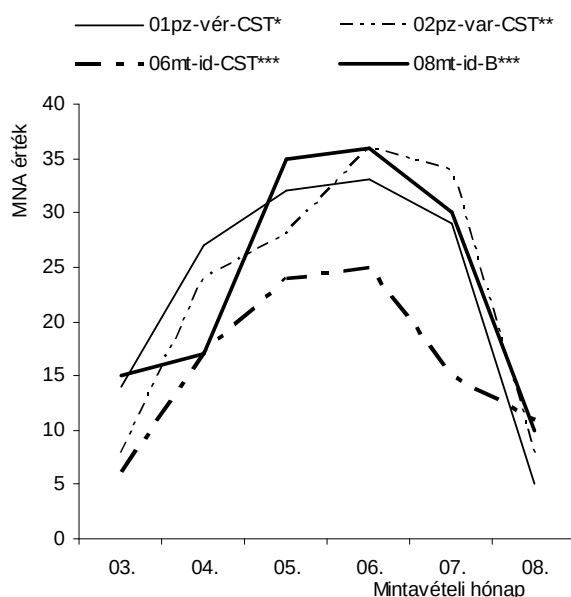
3. táblázat: A sárganyakú erdeiegér (*A. flavicollis*) MNA értékeinek rangkorrelációja a vizsgált erdőfoltok között

Mintaterületek	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
01pz-vér-CST*	-									
02pz-var-CST**	0.928*	-								
03pz-fi-CST*	0.203	0.309	-							
04mt-id-CST***	0.829*	0.754	0.203	-						
05pz-fi-CST*	0.943*	0.986*	0.377	0.771	-					
06mt-id-CST***	0.886*	0.812*	0.116	0.657	0.771	-				
07mt-id-GYT/ÁTM***	0.754	0.75	-0.353	0.551	0.667	0.812*	-			
08mt-id-B***	1	0.928*	0.203	0.829*	0.943*	0.886*	0.754	-		
09pz-var-GYT/ÁTM**	0.899*	0.897*	-0.088	0.724	0.841*	0.899*	0.956*	0.899*	-	
10pz-vált-GYT/ÁTM**	0.943*	0.928*	0.058	0.771	0.886*	0.943*	0.899*	0.943*	0.986*	-

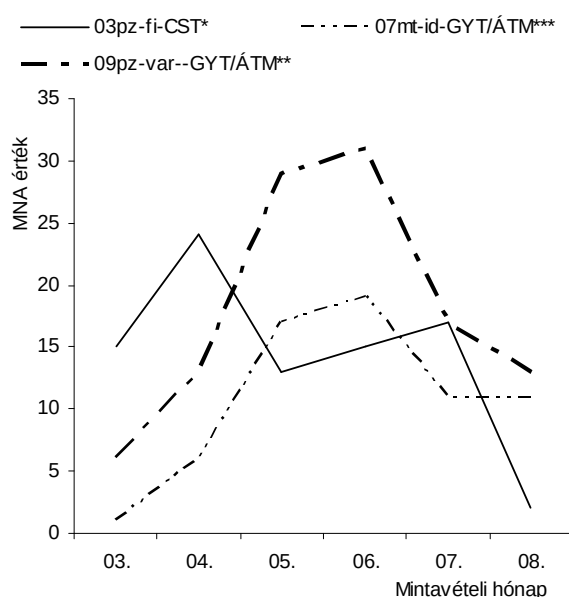
*, $P < 0.05$

A faj demográfiai trendjének változását tekintve 5 különböző erdőfoltot emeltük, ahol az MNA értékeinek időbeli változása szignifikánsan pozitívan korrelált. Négy élőhely foltban egyaránt a júniusi demográfiai maximum volt jellemző, míg mélyebb térszintben fekvő, magterületi bükkös esetében már májusban is a júniushoz hasonló magasabb abundancia érték volt megfigyelhető (9. ábra). Azon területeken számított MNA értékek grafikus egymásra vetítését is megadtuk, ahol két mintapár összehasonlításában negatív rangkorrelációs értéket kaptunk. A sárganyakú erdeiegér nagyobb lokális sűrűséggel fordult elő a puffterületen

található vastagrudas erdőállományban (9. kvadrát), ahol május-júniusban voltak magasak az MNA értékek, tehát a faj létszáma ezen a területen május-júliusig növekedett majd az ezutáni hónapokban folyamatosan csökkent.



9. ábra: A sárganyakú erdeiegér azon mintaterületekben regisztrált MNA értékeinek időbeli változása, amely erdőfoltok között az index értékei szignifikánsan korreláltak



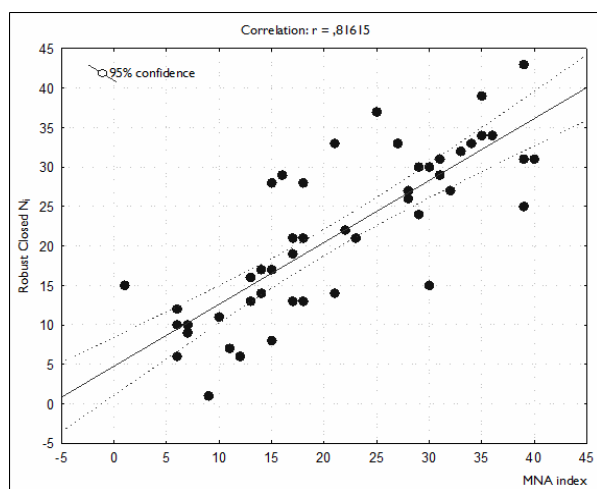
10. ábra: A sárganyakú erdeiegér azon mintaterületekben regisztrált MNA értékeinek időbeli változása, amely erdőfoltok között eltérő demográfiai trendet tapasztaltunk

Hasonló mintázatot kaptunk a magterület gyertyános-tölgyes erdőállományban (7. kvadrát), ahol azonban a fajnak az összes vizsgált élőhelyfolt közül legkisebb volt a lokális tömegességi értéke. Az 10. ábra szemléletesen mutatja, hogy a két területen a lokális tömegességi értékek mellett a faj létszám dinamikai változása azonos volt. Ezzel szemben a pufferzónában található végvágás utáni újraerdősödő területen a sárganyakú erdeiegér kezdeti magasabb tavaszi létszám értéke a további hónapokban csökkenő tendenciát mutatott ezért ezen a területen a faj demográfiai változása ellentétes trenddel alakult, mint a másik két kiemelt erdőfoltban (10. ábra).

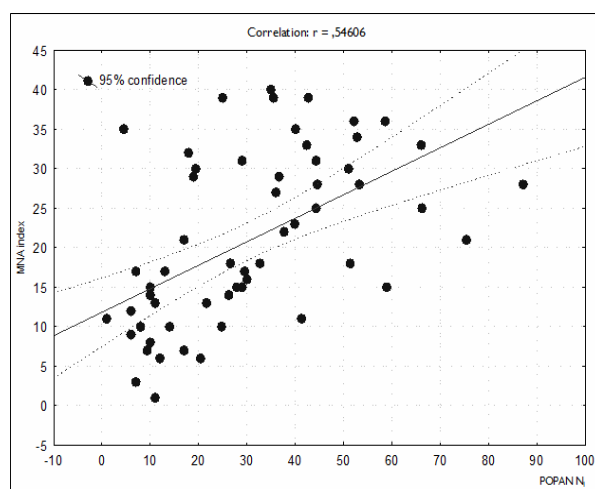
4.2 Az abundancia értékek összehasonlítása a három különböző eljárás alapján

A POPAN féle nyílt becslő globális modellje a vizsgált sárganyakú erdeiegér minden élőhelyfolt fogás-visszafogás adataiból előállított élettörténeti mátrix alapján működött. Az robusztus modellhez előállított összetettebb fogástörténeti mátrix mindössze egy területen, a második kvadrát adataiból nem működött, míg a többi adataiból le tudtuk futtatni a robusztus eljárás globális modelljét. A három eltérő számítási módszerrel kapott abundanciaértékek

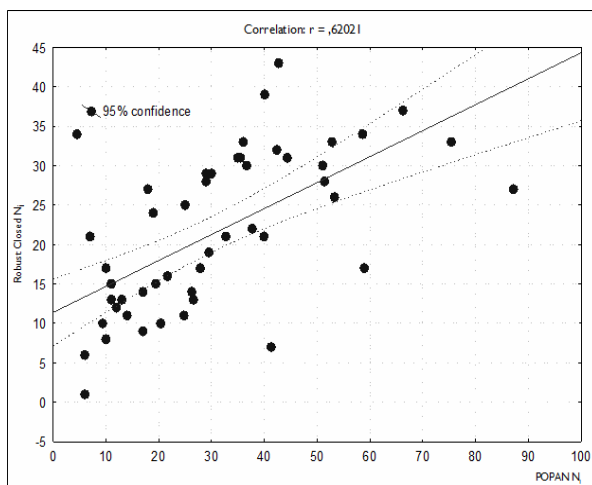
páronkénti összehasonlításához Pearson-féle korrelációt használtunk. Az adatsorok elemzésekor első lépésben teszteltük a normál eloszlást (Kruskal-Wallis-teszt). Az Pearson-korrelációk eredményeit grafikusán, korrelációs diagramokban („scatter plot”) jelenítettük meg (11-13. ábra). A 11. ábra korrelációs együtthatója ($r = 0.81615$) mutatja, hogy az index és a becslő között igen szoros kapcsolat áll fenn, a három korreláció közül a legszorosabb. Az MNA értékek és a robusztus modellel, zárt becslővel kapott populációméret értékek között kaptuk a legnagyobb mértékű korrelációt. A magas korrelációs értékhez tartozó 95%-os konfidenciasáv szűk tartományú, a pontok jól illeszkednek az egyenesre (11. ábra).



11. ábra Az MNA index és a Kendall-féle robusztus globális modellel becsült populációméret értékeinek korrelációja



12. ábra Az MNA index és a nyílt POPAN becslővel kapott populációméret korrelációja



13. ábra A Kendall-féle robusztus és a nyílt POPAN modell becsült populációméret értékeinek korrelációja

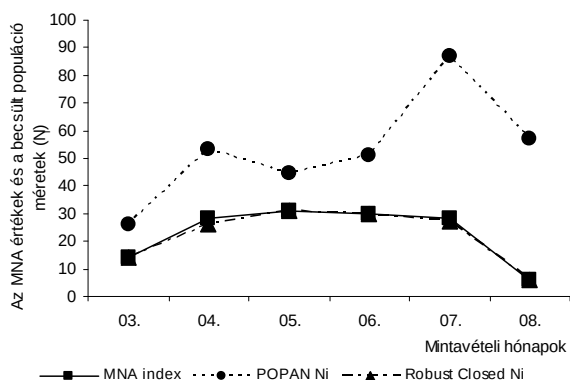
Ez az eredmény azt mutatja, hogy a zárt becslő az MNA értékekhez nagyon közeli eredményeket becsül. A mintaszám alapján szignifikáns, de a legkisebb koefficiens értékű korrelációt kaptuk az MNA és a nyílt becslő populációértékei között. A korrelációs ábrán jól látható a pontok nagyobb szóródása, ami növelte a konfidencia sáv szélességét (12. ábra). A zárt és a nyílt becslő eredményei közötti korreláció az előző két eset közötti korrelációs viszonyt jellemzi, a két különböző módon becsült populációméret értékek között szorosabb korrelációt kaptunk, mint az MNA és a nyílt becslés értékei között (13. ábra). A korrelációs eredmények alapján a három eltérő módszer, hasonlóan írja le a demográfiai mintázatot, nincsenek olyan nagy eltérések, melyek a számított, illetve a becsült abundancia értékek korrelációját nagymértékben csökkentenék.

2. táblázat: A kvadráton belüli MNA értékek Wilcoxon páros előjeltesztjének (Z) és Spearmann-féle rangkorrelációjának (R_s) eredménye a két becslési modell összehasonlításában

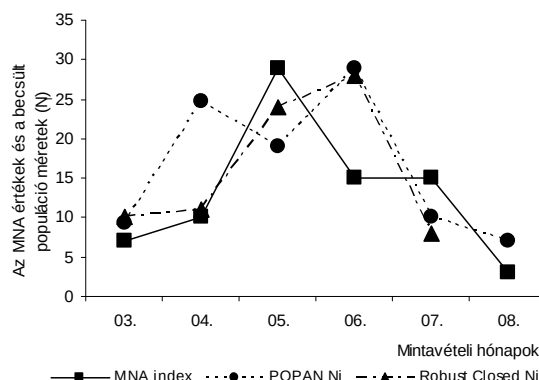
Mintaterület	MNA vs Robuszt modell				MNA vs POPAN modell				Robuszt vs POPAN modell			
	Z	P	R_s	P	Z	P	R_s	P	Z	P	R_s	P
pz-vér-CST* (1)	1	n.s	0.986	< 0.05	2.201	< 0.05	-0.261	n.s	2.201	< 0.05	-0.2	n.s
pz-var-CST** (2)					2.123	n.s	0.234	n.s				
pz-fi-CST* (3)	0.839	n.s	0.522	n.s	2.201	< 0.05	0.406	n.s	2.201	< 0.05	0.886	n.s
mt-id-CST*** (4)	0.135	n.s	0.41	n.s	0.734	n.s	0.638	n.s	0.674	n.s.	0.8	n.s
pz-fi-CST* (5)	0.269	n.s	0.986	< 0.05	1.992	< 0.05	0.657	n.s	1.572	n.s.	0.58	n.s
mt-id-CST*** (6)	0.405	n.s	0.829	< 0.05	1.887	n.s	0.886	< 0.05	1.826	n.s.	0.943	< 0.05
mt-id-GYT/ÁTM*** (7)	0.135	n.s	0.1	n.s	0.839	n.s	0.2	n.s	1.483	n.s.	0.6	n.s
mt-id-B*** (8)	0.105	n.s	0.829	< 0.05	0.21	n.s	0.029	n.s	0.105	n.s	-0.029	n.s
pz-var--GYT/ÁTM** (9)	0.21	n.s	0.829	< 0.05	0.839	n.s	0.829	< 0.05	1	n.s	0.91	< 0.05
pz-vált-GYT/ÁTM** (10)	0.314	n.s	0.886	< 0.05	1.153	n.s	-0.371	n.s	1.572	n.s.	-0.086	n.s

A vizsgált faj három eljárással kapott abundancia értékének időbeli mintázatát az egyes adatsorok közötti rangkorreláció számításával elemeztük, valamint Wilcoxon-féle páros előjelteszttel vizsgáltuk az MNA értékek és a becsült populációméretek közötti statisztikai különbségeket. A korrelációs számítás eredményeit megerősítve a MNA értékek és a zárt modellel becsült populáció méretek között egyik mintavételi terület esetén sem volt statisztikai különbség. A populációs index és a zárt becslés 7 mintaterületen mutatott azonos demográfiai trendet, amely élőhelyfoltoknál a két különböző abundancia érték időbeli változása között szignifikáns rangkorreláció volt. Az MNA értékek és a nyílt becslővel kapott populációméretek között három mintaterületen, a magterületen található két újraerdősödő foltban (3. és 5 kvadrát), valamint a vizsgált erdőrezervátum legmagasabb térszintjén található vékonyrudas erdőállományában (1. kvadrát) tért el statisztikusan az abundancia mértéke.

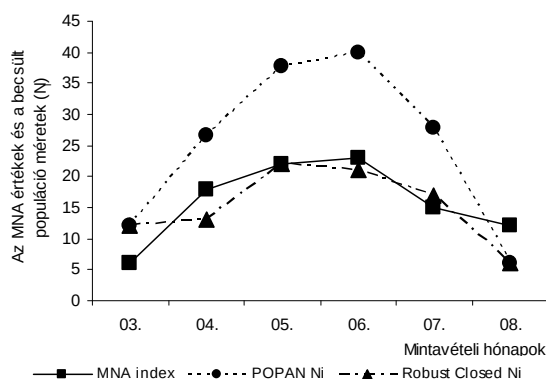
Mindhárom élőhelyfolt esetén a nyílt POPAN modell szignifikánsan magasabb populációméretet becsült az MNA index értékénél. A nyílt modellel becsült adatok és az MNA értékek nagyobb eltérése, ami a fentebb már elemzett korrelációs számításánál is kiemeltünk, a mintaterületek lebontásában is megjelent. Mindössze két élőhelyfolt volt, a magterületen található 6. és a puffterületen kijelölt 9. kvadrát adatai alapján mutatott a két eljárás azonos demográfiai trendet. A többi vizsgált területnél az MNA index és a nyílt becslővel kapott abundancia értékek között nem volt szignifikáns rangkorrelációs érték. Végül a zárt és a nyílt becslő adatainak összehasonlításában kettő élőhelyfoltot tudunk kiemelni, ahol a nyílt becslő szignifikánsan magasabb populációméretet becsült, mint a robusztus modell zárt becslője. A két különböző becslővel kapott, időben egymást követő populációméret értékei között két mintaterület (6. és 9. kvadrát) esetén kaptunk szignifikáns rangkorrelációs eredményt (2. táblázat).



14. ábra Az 1. kvadrát számított és becsült abundancia értékeinek összehasonlítása



15. ábra A 4. kvadrát számított és becsült abundancia értékeinek összehasonlítása



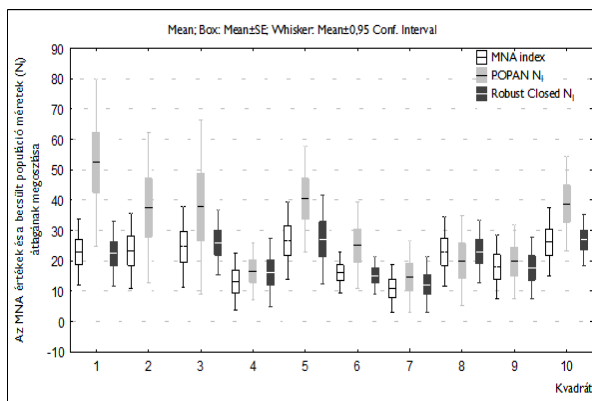
16. ábra A 6. kvadrát számított és becsült abundancia értékeinek összehasonlítása

A 2. táblázat adatai közül három, az eredményeket tekintve különböző kvadrátot kiemelve elemeztünk és jelenítettünk meg grafikusán a számított és becsült abundancia

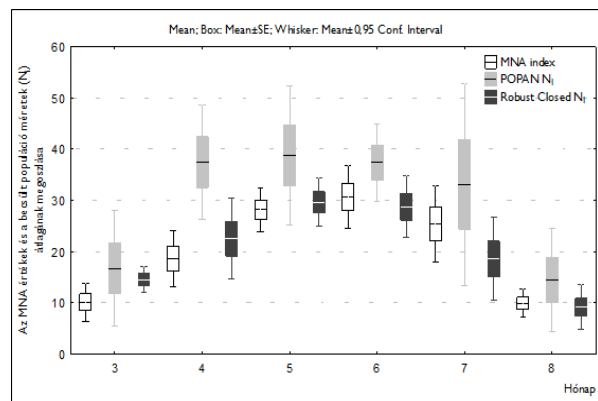
értékek egymásra vetített időbeli változását. A 10. ábrán látható, hogy az MNA index és a Kendall-féle globális robuszt modell szinte azonos eredménnyel becsülte meg az 1. kvadrát fogási adatai alapján a populáció méretét. A nyílt POPAN modell viszont a mintavételi hónapok mindegyikében túlbecsülte az N_i értékeket, melynek magyarázata a becslő térbeli variabilitásra való érzékenysége lehet. A további két ábrán egy olyan mintavételi helyet (4. kvadrát) mutattunk be, amelyen a populációs index és a két becslő teljesen eltérő értékeket számítottak adott kvadráton belül, továbbá kiemeltük a 6. kvadrátot is, ahol mindhárom módszerrel kapott abundanciaértékek között szignifikáns rangkorrelációs eredmény volt. A vékonyrudas erdőállományban (1. kvadrát) a POPAN becslő megjelenítette a vizsgált fajra jellemző bimodális létszámeloszlást, viszont az MNA index és a robusztus zárt modell értékei nem ezt a demográfiai mintázatot tükrözték (14. ábra). Az abundanci értékek eltérő időbeli mintázatát kaptuk a magterületi idős állományban található 4. mintakvadrátban, ahol anyílt becslő hasonlóan az előbbi területhez egy kisebb tavaszi és egy nagyobb nyári becsült létszámmal a bimodális eloszlást tükrözte, viszont az MNA érték és a robuszt adatai eltértek ettől a mintázattól. A két becslő annyiban eredménye annyiban megegyezett, hogy a nyári létszámmaximumot az MNA indexhez képest egy hónappal később, júniusra becsülte (15. ábra). Végül a kiemelt hatodik területen, mely ugyancsak a magterület idős állományú cseres-tölgyes területét reprezentálta, egyik eljárás eredményei sem jelenítettek meg bimodális létszámeloszlást. Mindhárom eljárás abundancia értékei szikron változtak a hónapok során, és azonos módon, a május-júniusi időszakra számították a sárganyakú erdeiegér legnagyobb létszámát (16. ábra).

A továbbiakban sárganyakú erdeiegér MNA és a két különböző becselővel kapott abundanciaértékek tér-időbeli megoszlásával foglalkozunk, melyeket a „box plot” diagramok grafikusan is szemléltetnek (17-19. ábra). Térbeli megközelítésben először a tíz vizsgált mintaterületet hasonlítottuk össze. A mintavételi helyekre vetített populációméretek átlagértékei az MNA és a robusztus modell által hasonló megoszlási mintázatot mutatnak. A POPAN modell túlbecslése miatt viszont mindegyik mintavételi helyen az előző átlagértékeknél magasabb volt a nyílt módszerrel becsült populációméret átlaga. A statisztikai elővizsgálatok (Kruskal-Wallis teszt, Levene teszt) alapján az egy-utas ANOVA módszerét alkalmaztuk, amely a POPAN modell által becsült populációméret kvadrátok közötti megoszlásban szignifikáns különbséget adott ($F = 3.05$, $P < 0.01$). Ezért az eredményért a post-hoc teszt alapján 15 mintapárosítás közötti szignifikáns különbség volt a felelős (LSD teszt: $P = 0.000717 - 0.046416$). Ebből arra következtettünk, hogy a POPAN féle nyílt becslő módszer a fogás-visszafogás adatok térbeli variabilitására érzékenyebb volt, mivel jelentős

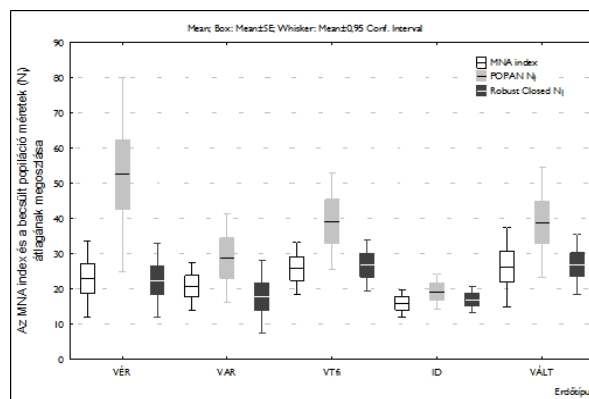
szerepet tulajdonít a szuperpopuláció és a megfigyelt terület között egyedek kicserélődésének. A kvadrátokra vetített átlagos abundancia értékek az idősödő állományú cseres-tölgyes erdőállományban (6. kvadrát) jellemezhetők a legkisebb a konfidencia intervallummal, míg a POPAN által becsült értékekhez több mintakvadrát esetén magas standard hiba és széles konfidenciasáv tartozik, ami mutatja, hogy ez a becslő több esetben visszaadta a demográfia időbeli változásában megjelenő bimodális létszámeloszlást amit a másik két módszer nem tükrözött (17. ábra).



17. ábra Az abundancia értékek átlagos megoszlása mintaterületenként



18. ábra Az abundancia értékek átlagos megoszlása havonként



19. ábra Az abundancia értékek átlagos megoszlása erdőképzőnként

Az index és a két becslő által kapott populációméret eredményeket a mintavételi hónapok összehasonlításában is elemeztük. Mindhárom módszer esetében az átlagértékek megoszlásában megfigyelhető a májusig tartó populációméret növekedés, majd júniustól mindhárom módszerrel kapott abundancia értékek a sárganyakú erdeieger állomány folyamatos összeomlását mutatták. Az MNA index értékeinek havi megoszlását Kruskal-Wallis tesztel tudtuk vizsgálni, amely bizonyította, hogy a minták között szignifikáns

különbség van ($H = 36.002$, $P < 0.001$), vagyis a kvadrátok adatainak figyelembe vételével a sárganyakú erdeiegér állomány abundancia adatai között jelentős különbség van az egyes mintavételi hónapok összehasonlításában. A post-hoc teszt alapján ezért a különbségért a márciusi és az augusztusi, mint a két legkisebb létszámmal jellemzett mintavételi hónap és a magasabb abundancia értékű hónapok (05.-07.) közötti statisztikai különbség volt a felelős (post-hoc teszt: $z = 3.16 - 4.35$, $P < 0.05$). A három eljárással számolt abundancia értékek közül a POPAN modellel becsült populációméretnek a legszélesebb a konfidencia intervalluma, amely eredmény azt sugallja, hogy ez a becslés térbeli különbségekre érzékenyebb, mint a másik két módszer (18. ábra).

Tágabb térléptékben, az abundancia értékek erdőképkorosztályok szerinti megoszlását is vizsgáltuk. A statisztikai elővizsgálatok (Kruskal-Wallis teszt, Levene teszt) alapján az egy-utas ANOVA módszerét alkalmaztuk, amely a nyílt POPAN és a robusztus zárt becselő által becsült populációméretnek a minták összehasonlításában szignifikáns különbséget adtak (POPAN: $F = 5.805$, $P < 0.001$; robusztus: $F = 2.780$, $P < 0.05$). A POPAN modell esetében ezért az eredményért a post-hoc teszt alapján 4 mintapárosítás közötti szignifikáns különbség volt a felelős (LSD teszt: VÉR vs VAR, VTfi vs ID és ID vs VÁLT $P < 0.05$, VÉR vs ID $P < 0.001$). A robusztus modell esetében pedig kettő mintapárosítás közötti szignifikáns különbség volt a felelős (LSD teszt: VTfi vs ID és ID vs VÁLT $P < 0.05$). Mindkét becslési módszer kimutatta a sárganyakú erdeiegér populációméretének a végvágás terület fiatalos újulattal (VTfi) és az idős állományú (ID) terület közötti szignifikáns különbségét. Ez azzal magyarázható, hogy az előbbi erdőállomány az egész mintavételi időszakban dús cserje- és gyepszínti vegetációval rendelkezett (amely a faj optimális életkörülményeinek egyik fő jellemzője), míg az idősödő állomány a nyár folyamán bekövetkezett csapadékhiány hatására erőteljesen degradált aljnövényzettel rendelkezett. Az erdőképkorosztályok esetében is elmondható a 17. ábránál már említett nyílt POPAN modell általi abundancia értékek túlbecslése.

5. Diszkusszió

A különböző csapdázási metodika és a kvadrátmódszer jelentős szerepet játszik a kisemlősök mozgásmintázatának és szétterjedésének kutatásánál, ami azért is fontos, mert a szétterjedés szignifikáns szerepet játszik a kisemlős populációk szabályozásában (LIDICKER 1975, GAINES & MCCLENAGHAN 1980). A csapdapontok elhelyezése alapján a különböző

hálóméretű kvadrátok és a csapdák közötti mozgások összefüggését vizsgálta GURNELL & GIPPS (1989). E mozgásokat a fogásszám, a szezonáltság és az időjárás függvényében is elemezték. A csapdák közötti mozgások távolságából számították az átlagos mozgási távolságokat, amely paraméterek vizsgálatával alapinformációkat szerezhetünk a kisemlősök mozgásmintázatáról, amelyek a megfelelő mintavételi metodikák alkalmazásával a szétterjedési mintázat elemzését is lehetővé teszik (GURNELL & GIPPS 1989). A csapdák közötti mozgások egy adott időszakban (évszakok, vegetációs periódusok) a kisemlősök mozgás körzetének és territorialitásának kutatását is megalapozzák.

Az állatpopulációk dinamikájának tanulmányozása során a populáció növekedésének vagy csökkenésének felismerése, illetve regisztrálása alapvetően fontos. Az 1990-es évek második felétől az abundancia, így a populációméret becslése helyett egyre nagyobb hangsúlyt fektettek a túlélés és populáció gyarapodását meghatározó paraméterek becslésére, valamint a többszörös fogás-visszafogás adatokra épülő POLLOCK által kifejlesztett robusztus és a nyílt populáció becslési módszerek fejlesztésére (POLLOCK *et al.* 1990, AMSTRUP *et al.* 2006).

Jelen tanulmányban egyik célunk a kis kvadrát módszerrel történő kisemlős monitorozás során nyert adatok statisztikai értékeléséhez legoptimálisabb, valamint a vizsgált faj és az egyéb paraméterekre leginkább érzékenység abundancia becslő módszer megtalálása volt. Ehhez összehasonlítottuk a nyílt POPAN és a Kendall-féle robusztus zárt modellek alapján becsült populációméreteket és a kisemlős kutatásokban populációs indexként gyakran alkalmazott MNA értékeket. Eredményeink megegyeztek POLLOCK *et al.* (1990) szimulációs vizsgálataival, amelyben maguk is összevetették a két modellt, kimutatva a Jolly-Seber nyílt becslő nagyobb eltérését (POLLOCK *et al.* 1990). Az alkalmazott Kendall-féle robusztus modell klasszikus Otis-féle zárt becslők alapján számította a havonkénti populációméret értékeket (OTIS *et al.* 1978, WHITE *et al.* 1982, POLLOCK & OTTO 1983). A zárt modellek között a fogási valószínűségek között vannak különbségek, melyek alapvetően az egyedi heterogenitást, az egyedek csapdázásra adott viselkedési választ, valamint az időbeli, vagyis a csapdázási periódusok közötti eltéréseket veszik figyelembe (OTIS *et al.* 1978). A különböző minőségű élőhelyfoltokban végzett fogás-visszafogás alapú mintavételezésben mindhárom tényezőnek jelentős szerepe van, amit a tanszék korábbi kutatási a sárganyakú erdeieger vonatkozásában már kimutattak (HORVÁTH és TÖLGYESI 2000). A klasszikus Jolly-Seber nyílt becslési módszer alkalmazásával ez utóbbi eredmények azt mutatták, hogy a legtöbb periódusban a módszer túlbecsülte a populáció méretét. A korábbi vizsgálatokat síkvidéki gyertyános-tölgyes erdőben, 11x11-es méretű, 1 ha területet lefedő csapdaháló alkalmazásával

végezték. Az általunk alkalmazott kis kvadrát módszer esetén is ezt az eredményt kaptuk, vagyis a POPAN-féle nyílt modell több mintakvadrát adatai alapján, számos mintavételi periódusban túlbecsülte a robusztus modell zárt becslőjével kapott abundancia értékeket. Mind a korábbi nagy kvadráttal végzett vizsgálatok, mind a kis kvadrát módszer eredményei azt mutatták, hogy a zárt becslők fogási valószínűség variabilitására figyelő tulajdonsága alapján a vizsgált modell faj populációdinamikájának leírására a robusztus módszer alkalmasabb. A fogási valószínűség heterogenitásának Jolly-Seber becslőkre gyakorolt hatását behatóan tanulmányozták. Ha egyes egyedeket nagyobb valószínűséggel fogjuk meg, és ha ezek a fogási valószínűségek a CR tanulmány során fennállnak, akkor a jelölt egyedek azok lehetnek, amelyeknek nagyobb a fogási valószínűségük. A jelölt és jelöletlen állatok átlagos fogási valószínűségében jelentkező különbség miatt bármely mintában a jelölt egyedek arányával (m_i / n_i) túlbecsüljük a populációban jelenlévő valódi jelölt egyedszám arányt (M_i / N_i), amely az N_i negatív eltéréséhez vezet (POLLOCK *et al.* 1990). Már nagyon korán CAROTHERS (1973) és GILBERT (1973) komputer szimulációkat végzett annak érdekében, hogy a Jolly-Seber becslő fogási valószínűségek heterogenitásából eredő eltéréseit megállapítsák. A nyílt becslővel kapott és a különböző eltérésekkel módosított populációméretet tanulmányozták, amely során azt tapasztalták, hogy mindkét esetben a heterogenitásból következő eltérés negatív és jelentős volt. Az eltérések mértéke az átlagos fogási valószínűségtől és az egyedek fogási valószínűségeiben jelentkező eltérések mértékétől függött, amit a fogási eloszlás variációs koefficiens értékei is mutattak (CAROTHERS 1973).

Eredményeinkből arra következtettünk, hogy a POPAN féle nyílt becslő módszer a fogás-visszafogás adatok térbeli variabilitására érzékenyebb volt, mivel jelentős szerepet tulajdonít a szuperpopuláció és a megfigyelt terület között egyedek kicserélődésének. Ezek a folyamatok a kisméretű kvadrátok esetén még inkább reálisak. A kétrétegű mintavételezésen alapuló robusztus módszer, valamint az MNA index értékei nem tükrözték a különböző térbeli lokalitások variabilitását, azonban a demográfia időbeli mintázatát azonos módon írták le.

A dolgozatunkban végzett modellezés során kapott eredmények közül csak az abundancia értékeket vizsgáltuk, a fogási valószínűség és egyéb demográfiai paraméterek részletesebb elemzésére jelen munka későbbi továbbfejlesztésében szeretnénk foglalkozni.

6. Összefoglalás

Munkánk során a Kőszegi-forrás erdőrezervátum területén 10 különböző vegetációjú erdőfoltban 2011-ben csapodázott domináns sárganyakú erdeiegér (*Apodemus flavicollis*) demográfiai mintázatát értékeltük. Az erdőrezervátum magterületen 4 és a pufferzónában 6 kisméretű (6×6) csapdahálózóval végeztük a mintavételezést. A kijelölt kvadrátokban a csapdák 5 m-re voltak egymástól, így területük 1/8 ha volt. A mintavétel öt éjszakai periódusokban márciustól szeptemberig tartott, azonban a kvantitatív értékelésre márciustól augusztusig 6 hónap adatmennyisége volt megfelelő, mivel a nyári szárazság következtében a kisemlősök várt őszi létszámnövekedésével ellentétben népességük teljesen összeomlott. Alapvető kérdésünk az volt, hogy a kisterületű kvadrátok fogás-visszafogás adatai mennyiben alkalmasak különböző létszámbecslési modellek lefuttatására, a különböző demográfiai paraméterek megbecslésére, illetve mely modelleknek nagyobb az érzékenysége a vizsgált faj élettörténeti mátrixainak időbeli, illetve a térbeli variabilitásra.

A vizsgált faj havi abundancia értékeit három különböző metodikával adtuk meg. Elsőként az alap fogás-visszafogás adatokból a „minimum ismert egyedszámot” (MNA), mint populációs indexet származtattuk, majd nyílt és robusztus módszer alapján készített fogástörténeti mátrix alapján becsültük az egyes kvadrátokra vonatkoztatott populáció méretét. A nyílt becsléshez a POPAN módszert alkalmaztuk, amely az elsődleges mintavételi periódusokra, azaz a hónapokra származtatott mennyiségként adja meg a populációméret becsült értéket, míg az alkalmazott Kendall-féle robusztus módszer zárt modellek alapján közvetlenül becsült értékeket ad meg. A három különböző módszerrel kapott abundancia értékek páronkénti rangkorrelációs tesztje azt mutatta, hogy a mintaterületek többségénél az MNA index és a robusztus becsléssel kapott értékek szorosan korrelálnak, a két módszer a sárganyakú erdeiegér vizsgált időszakban jellemző demográfiai változását azonos trendet leírva jellemezte. Ezekhez az értékekhez képest a nyílt becslő több időperiódusban jellemzően túlbecsülte a lokális mintázott populációk méretét és több erdőfolt esetén a nyílt becslés abundancia értékei nem korreláltak a másik két módszerrel megadott létszámmal.

Eredményeinkből azt mutatták, hogy a POPAN féle nyílt becslő módszernek a fogás-visszafogás adatok térbeli variabilitására nagyobb volt érzékenysége. A kétrétegű mintavételezésen alapuló robusztus módszer, valamint az MNA index értékei viszont nem tükrözték a különböző térbeli lokalitások variabilitását, azonban a demográfia időbeli mintázatát azonos módon, egymással szoros korrelációban írták le.

Köszönetnyilvánítás

A Kőszegi-forrás Erdőrezervátum területén végzett kisemlős monitorozást a Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatósága támogatta. Köszönjük Dr. Horváth Győző témavezetőnek a dolgozat elkészítésében nyújtott segítségét és tanácsait. Továbbá köszönet illeti hallgató társainkat, akik a terepi mintavételezésben segítettek.

Irodalomjegyzék

- ADLER, G. H. & WILSON, M. L., 1987: Demography of a habitat generalist the white-footed mouse in a heterogenous environment. *Ecology*, 68: 1785–1796.
- AMSTRUP, S. C., McDONALD, T. L. & MANLY, B. F. J. 2006: *Handbook of Capture-Recapture Analysis*. Princeton University Press, 313 pp.
- ANDERSON J. M., INESON, P. and HUISE, S. A. (1983). The effects of animal feeding activities on element release from deciduous forest litter and soil organic matter. In: *New Trends in Soil Zoology*. (Ed. by Ph. LEBRUN *et al.*), pp. 87-100. Dieu Bichart, Ottignies Louvain la Neuve, Belgium.
- ANDRZEJEWSKI, R. & OLSZEWSKI, J. 1963: Social behaviour and interspecific relations in *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834) and *Clethrionomys glareolus* (Schreber, 1780). *Acta Theriologica* 7: 155-168.
- ARNASON, A. N. and SCHWARZ, C. J. (1999). Using POPAN-5 to analyze banding data. *Bird Study* 46 (suppl), s157-s168.
- BONDRUP-NIELSEN, S. 1983: Density estimation as a function of live-trapping grid and home range size. *Canadian Journal of Zoology*, 61(10): 2361-2365, 10.1139/z83-313
- BURNHAM, K. P. & OVERTON, W. S. 1978: Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. *Biometrika* 29: 625-633 pp.
- CAROTHERS, A. D. 1973: The effects on unequal catchability on Jolly-Seber estimates. *Biometrics* 29: 79-100.
- CORMACK, R. M. 1973: Commonsense estimates from capture-recapture studies. Pages 225-234 In: M. S. BARTLETT and R. W. HIORNS (eds.) *The mathematical theory of the dynamics of biological populations*. Academic Press, New York, N. Y.
- DOUGLASS, R. J., DOUGLASS, K. S. & ROSSI, L., 1992: Ecological distribution of bank voles and wood mice in disturbed habitats: preliminary results. *Acta theriologica*, 37: 359–370.
- FLOWERDEW, J. R. 1976: Ecological methods. *Mammal Review* 6 (4): 123-159.
- FLOWERDEW, J. R. 1985: The population dynamics of wood mice and yellow-necked mice. *Symp. Zool. Soc. Lond.*, 55: 315–338.
- GAINES, M. S. & MCCLENAGHAN, L. R., JR. 1980: Dispersal in small mammals. *Annual Review of Ecology and Sistematics* 11: 163-196.

- GOLLEY, F. B., PETRUSEWICZ, K. & RYSZKOWSKI, L. 1975: Small mammals: their productivity and population dynamics. Cambridge University Press, Cambridge 451 pp.
- GRODZINSKI, W., PUCEK, Z. & RYSZKOWSKI, L. 1966: Estimation of rodent numbers by means prebaiting and intensive removal. *Acta Theriologica* 11: 297-314.
- GURNELL, J. & LANGBEIN, J. 1983: Effects of trap position on the capture of woodland rodents. *Journal of Zoology, London* 200: 289-292.
- GURNELL, J. & GIPPS, J. H. W. 1989: Inter-trap movement and estimating rodent densities. *Journal of Zoology, London* 217: 241-254.
- GURNELL, J. & FLOWERDEW, J. R. 1990: Live trapping small mammals - a practical guide, 2nd edn. Mammal Society, London
- HANSSON, L. 1975: Comparison between small mammal sampling with small and large removal quadrats. *Oikos* 26: 398-404.
- HORVÁTH, GY. 2008: Kisemlőspopulációk paramétereinek becslése és modellezése. Doktori PhD értekezés, Szegedi Tudományegyetem Szeged
- HORVÁTH, GY., TRÓCSÁNYI, B., TÖLGYESI, M. & MÁTICS, R. 1996: Contributions to striped field mouse *Apodemus agrarius* population dynamics in forest edge habitat. *Polish Ecological Studies* 22: 159-172.
- HORVÁTH, GY., és TÖLGYESI, M. 2000: A nyílt és a robusztus populáció becslési módszer összehasonlító elemzése az *Apodemus flavicollis* tanulmányozásában. *Vadbiológia* 7: 83-92 pp.
- HORVÁTH, GY., MOLNÁR, D., NÉMETH, T. & CSETE, S. 2005: Population dynamics and spatial pattern of small mammals in protected forest and reforested area. *Natura Somogyiensis* 7: 191-207.
- JOLLY, G. M. (1965). Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration - Stochastic model. *Biometrika* 52, 225-247.
- JOLLY, G. M. & DICKSON J. M. 1983: The problem of unequal catchability in mark-recapture estimation of small mammal populations. *Canadian Journal of Zoology* 61: 922-927.
- KENDALL W. L. 2010: The Robust Design. In: COOCH, E. & WHITE, G. (eds): A Gentle Introduction (9th edition) Program MARK. Analysis of data from marked individuals. <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book>
- KENDALL W. L. & NICHOLS J. D. 1995: On the use of secondary capture-recapture samples to estimate temporary emigration and breeding proportions. *Journal of Applied Statistics* 22: 751-762.

- KENDALL, W. L., POLLOCK, K. H. & BROWNIE, C. 1995: A likelihood- based approach to capture- recapture estimation of demographic parameters under the robust design. *Biometrics* 51: 293-308.
- KENDALL, W. L., NICHOLS, J. D. & HINES, J. E. 1997: Estimating temporary emigration using capture- recapture data with Pollock's robust design. *Ecology* 78 (2): 563-578.
- LIDICKER, W. Z. JR. 1975. The role of dispersal in the demography of small mammals. In: GOLLEY, F. B., PETRUSEWICZ, K. & RYSZKOWSKI, L. (eds), *Small mammals: their production and population dynamics*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 103-108.
- MONTGOMERY, W. I. & GURNELL, J., 1985: The behaviour of *Apodemus*. *Symp. Zool. Soc. Lond.*, 55: 89-115.
- MYLLYMÄKI, A., PANKAKOSKI, E. & KANERVO, V. 1971: Removal experiments on small quadrats as a means of rapid assessment of the abundance of small mammals. *Ann. Zool. Fennici* 8: 177-185.
- NICHOLS J. D. & POLLOCK K. H. 1983: Estimation methodology in contemporary small mammal capture- recapture studies. *Journal of Mammology* 64 (2): 253-260.
- NORTON, T. W. 1987: The effect of trap placement on trapping success of *Rattus lutreolus velutinus* (Thomas) (Muridae: Rodentia) in north-east Tasmania. *Australian Wildlife Research* 14: 305-310.
- OTIS, D. L., BURNHAM, K. P. & WHITE, G. C. 1978: Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62: 1-135.
- PETRUSEWICZ, K. 1983: Numbers: the concept and definitions. In: PETRUSEWICZ, K. (ed.): *Ecology of the bank vole. Acta Theriologica* 28(1): 89-101.
- POLLOCK, K. H. 1982: A capture- recapture design robust to unequal probability of capture. *Journal of Wildlife Management* 46: 757-760.
- POLLOCK, K. H. & OTTO, M. C. 1983: Robust estimation of population size in closed animal populations from capture-recapture experiments. *Biometrics* 39: 1035-1049.
- POLLOCK, K. H., NICHOLS, J. D., BROWNIE, C. and HINES, J. E. 1990. Statistical Inference for Capture-Recapture Experiments. *Wildl. Monogr.*, 107. 97.
- POLLOCK, K. H., KENDALL, W. L. & NICHOLS, J. D. 1993: The 'robust' capture-recapture design allows components of recruitment to be estimated. In: Lebreton, J. D. & North, P. M. (eds.): *Marked Individuals in the Study of Bird Populations*. pp. 245-252.
- PRADEL, R. (1996). Utilization of capture-mark-recapture for the study of recruitment and population growth rate. *Biometrics* 52, 703-709 pp.

- PUCEK, M. 1983: Habitat preference. In: K. PETRUSEWICZ (ed.): Ecology of the bank vole. *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.
- RANA, B. D. 1986: Effect of trap placement on trapping success of small mammals. *Säugetierkundliche Mitteilungen* 32: 261-264.
- SCHLESSER, M., LE BOULENGÉ, É. & SHTICKZELLE, N. 2002: Can demographic parameters be estimated from capture-recapture data on small grids? A test with forest rodents. *Acta Theriologica* 47 (3): 323–332.
- SCHWARZ, C. J., BAILEY, R. E., IRVINE, J. R. and DALZIEL, F. C. (1993). Estimating salmon spawning escapement using capture-recapture methods. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50, 1181-1191 pp.
- SCHWARZ, C. J. and ARNASON, A. N. (1996). A general methodology for the analysis of open-model capture recapture experiments. *Biometrics* 52, 860-873.
- SCHWARZ, C. J. (2001). The Jolly-Seber Model: More Than Just Abundance. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics* 6, 195-205.
- SEBER, G. A. F. (1965). A note on the multiple recapture census. *Biometrika* 52, 249-259.
- SEBER, G. A. F. 1982: Estimation of animal abundance and related parameters. MacCallin, New York, New York, USA 654 pp.
- SMITH, M. H., BLESSING, R., CHELTON, J. G., GENTRY, J. B., GOLLY, F. B. & MCGINNIS, J. T. 1971: Determining density for small mammal populations using a grid and assessment lines. *Acta Theriologica* 16 (8): 105-125.
- SMITH, M. H., GARDNER, R. H., GENTRY, G. B., KAUFMANN, D. W. & O'FARRELL, M. O. 1975: Density estimations of small mammal populations. In: Golley, F. B., Petruszewicz, K. & Ryszkowski, L. (eds.): Small mammals: their productivity and population dynamics pp. 25-53.
- SOMOGYI, B. 2011: Kisemlősök élőhelyfoltok közötti szétterjedésének és migrációjának vizsgálata hálózatelemzéssel. XXX. Jubileumi OTDK Biológia Szekció Összefoglalás: 280.
- SOUTHERN, H. N., CARRICK, R., & POTTER, W. G. 1965: The natural history of population Guillermots (*Uria aalge*) *Journal Animal Ecology* 34: 649.
- Tew, T. E., Todd, I. A. & MacDonald, D. W. 1994: The effects of trap spacing on population estimation of small mammals. *J. Zool. Lond.* 233, 279-283.

- THOMPSON, W. L., WHITE, G. C., GOWAN, C. (1998): *Monitoring Vertebrate Populations*. San Diego, Academic Press.
- TRUBENOVÁ, K. & MIKLÓS, P. 2007. Population ecology of *Apodemus flavicollis* in a montane beech-spruce forest in the Western Tatra Mountains. *Acta Zoologica Universitatis Comenianae* 47 (1): 83–90.
- VAN HORNE, B. 1982: Niches of Adult and Juvenile Deer Mice (*Peromyscus maniculatus*) In Seral Stages of Coniferous Forest. *Ecology* 63 (4): 992-1003.
- WHITE, G. C., ANDERSON, D. R., BURNHAM, K. P. & OTIS, D. L. 1982: *Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations*. Los Alamos National Laboratory, New Mexico 235 pp.
- ZAR, J. H. 1996: *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall International, Inc. 662 pp.

Nyilatkozat a pályázó egyéni hozzájárulásáról a pályaműben leírt eredményekhez

Alulírott Rácz Arnold, 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.

.....*Rácz Arnold*.....

Rácz Arnold
Biológia Bsc. szakos hallgató

Nyilatkozat a pályázó egyéni hozzájárulásáról a pályaműben leírt eredményekhez

Alulírott Saller Orsolya, 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.

.....*Saller Orsolya*.....

Saller Orsolya
Biológia Bsc. szakos hallgató