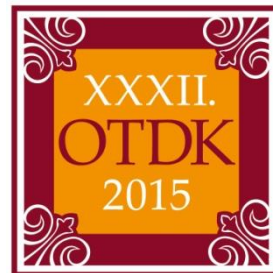


**XXXII. Országos
Tudományos Diákköri
Konferencia**

Biológia Szekció



**Koegzisztens kisemlősök intra- és interspecifikus térbeli
mintázata lékvágásos erdőgazdálkodással fragmentált
erdőfoltokban**

Szerző:

Zelles Mónika

Pécsi Tudományegyetem
Természettudományi Kar, Biológiai Öntézet, Ökológiai Tanszék
Biológia BSc

Témavezető:

Dr. Horváth Győző

Pécsi Tudományegyetem
Természettudományi Kar, Biológiai Öntézet, Ökológiai Tanszék

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés	3.
2. Témafelvetés és irodalmi áttekintés	6.
3. Célküzések	8.
4. Anyag és módszer	11.
4.1 Mintavételi területek	11.
4.2 Csapdázási metodika	11.
4.3 Adatfeldolgozási módszerek	12.
5. Eredmények	14.
6. Disszkuszió	30.
7. Összefoglalás	34.
Köszönetnyilvánítás	36.
Irodalomjegyzék	36.

1. Bevezetés

Már régóta ismert az interspecifikus kompetíció állati és növényi közösségek formálásában betöltött meghatározó szerepe. A kisemlősök, különösen a rágcsálók, kiváló modell szervezetnek bizonyultak az interspecifikus kompetíció kutatásában, melyeket természetesen több kritika is ért (CONNELL 1983, SCHOENER 1983). A legtöbb kisemlősökkel foglalkozó ökológiai vizsgálat a populációk működésére (tulajdonságaira) koncentrál. Bár a populáció-szintű válaszok az egyedi reakciók összességéként foghatóak fel, a kompetíció egyedi élettörténetre gyakorolt hatásai kevésbé kutatottak (ECCARD & YLÖNEN 2003). A kutatások eddigi tapasztalatai alapján az interspecifikus versengés hatással van az egyedek testméretére, fejlődésére, túlélési esélyeire, termékenységre, reprodukciós sikerükre, így összességében fitneszük csökken kompetitív partner vagy a forrás kihasználás miatt. A koegzisztens fajok, melyek testtömegükben, életciklusukban és viselkedésükben hasonlóak, már hosszú ideje állnak a biológusok érdeklődési körében. A hasonló igényű fajok eltérő élőhely használata biztosíthatja a tartós együttélést ugyanazon földrajzi területen, ugyanakkor a kompetíciós kizárás révén el is különülhetnek a fajok a habitaton belül (CHRISTOPHER & BARRETT 2006). A térbeli szegregáció a fajok számára a stabil együttélést biztosítja, és gyakran takar múltbéli vagy épp folyamatban lévő kompetíciót, azonban valamilyen szegregációs mechanizmus csökkenti a kompetíció mértékét és így a posztkompetitív vagy realizált niche hasznosítás alapján lehetővé teszi a fajok együttélését.

Az egymással interakcióban álló fajok közötti térbeli szegregáció vizsgálata megköveteli, hogy legyenek alapvető információink a fajok tér struktúrájának dinamikájának ökológiájáról, illetve életmentet jellegeiről és stratégiáiról (ECCARD & YLÖNEN 2003, BRUNJES *et al.* 2009). Az egyes fajok közötti térbeli elkülönülést olyan mechanizmusnak tekintették, amely megengedi, lehetővé teszi a fajok közötti koegzisztenciát (pl. CONLEY 1976; GRANT 1972; M'CLOSKEY 1976, 1978). Nagyszámú tanulmány mutatta ki azt a tény, hogy két faj egyedei egy környezeti gradiens, vagy szegélyterület (ökoton) mentén mindig elkülönülnek, valamint minden egyes faj rendelkezik egy prefarált és egy kevésbé preferált zónával. Az egyik faj helyváltoztatásait követve, a másik a megüresedett helyeket fogja használni, jelezve, hogy az interspecifikus versengés sokkal inkább meghatározza a mikro-habitat használatot, mint az élőhely preferencia (pl. KOPLIN & HOFFMANN 1968; CAMERON 1971; GRANT 1971, 1972; M'CLOSKEY 1978; STOECKER 1972).

A denzitás-függő habitat szelekciós elméletek egy faj egyedeinek ideális szabad eloszlásán alapulnak (FRETWELL & LUKAS 1970). Ha az egyedek ideális szabad eloszlást

követnek, akkor azokra az élőhelyekre terjeszkednek, ahol maximális fitnesszt érhetnek el, így az élőhelyi minőség eltérései nem egyenletes eloszlást okoznak. A kompetitív fajok jelenléte megjelenhet az élőhely minőség csökkenésében is (ABRAMSKY *et al.* 1991).

Ahhoz, hogy megbecsüljük a változó környezetben élő fajok túlélését, a különböző zavaró hatásokra adott populációszintű válaszukat, ismernünk kell a térbeli viselkedésüket, amely kifejeződik abban, hogy az adott faj a heterogén környezetben milyen térléptékben tesz különbséget az egyes foltok között. Ez a környezetre adott viselkedési válasz tehát meghatározza ezen élőhelyek legkisebb foltméretét, és azok még elfogadható izolációs szintjét. Az erdős területek csökkenése és feldarabolódása mind a mérsékelt övön, mind a trópusi régiókban az egyik legfontosabb negatív hatótényező, amit az állat- és növényfajok, illetve közösségek fennmaradása és megőrzése szempontjából figyelembe kell venni (pl. SAUNDERS *et al.* 1991, KOZAKIEWICZ *et al.* 1999). Az ember környezet átformáló tevékenysége miatti élőhely feldarabolódás mind erdészeti, mind mezőgazdasági vonatkozásban az egyik legfőbb fenyegető tényező a fajok fennmaradásának szempontjából (GROOM & VYNNE 2006). Az élőhely csökkenése és fragmentációja sokféle következményt vonhat maga után, ami a fajok populációs folyamataira negatívan hat (PRIMACK 1998). A habitat foltossága minden bizonnyal hatással van a legtöbb populációbiológia folyamatra, különösképpen a kolonizációs és a szétterjedési mintázatokra (FAHRIG & MERRIAM 1994, HANSKI & GILPIN 1997). Kisebb vagy térben izolált populációk esetében a fragmentáció beltenyésztés általi leromlást vagy genetikai sodródást vonhat maga után (BJØRNSTAD *et al.* 1998). E folyamatok közül néhány függ az erdőrészlet határától számított távolságtól, amely „szegélyhatás”-ként (edge effect) ismert és vizsgált hatás a fragmentált élőhelyi környezetben az egyik legfontosabb ökológiai kényszer (RIES *et al.* 2004). Az erdők élőhelyi minőségének romlását az okozza, hogy az erdő belső részére (interior habitat) hatással van a külső élőhelyek klimatikus és biológiai viszonyai, amelyekben az erdőfoltok izolátumként helyezkednek el (JANZEN 1986). Az élőlények válasza a szegélyhatásra faj-specifikusnak tűnik, szoros összefüggésben van biológiai jellemzőikkel (MURCIA 1995). Azokat a fajokat, amelyek nem élőhely specialisták, kihasználják mind az erdőket, mind a külső élőhelyeket és amelyek képesek mozogni az erdőfoltok között, ún. „lágy-szegélyű” fajoknak tekinthetők (STAMPS *et al.* 1987). E fajok pozitív választ adnak a szegélyhatásra, elterjedtségüket növeli az erdő feldarabolódása. Ezen ún. „ecoton” fajok elterjedése az erdő-fragmentumok határainál a leginkább jellemző, ahol magas abundancia értékkel fordulnak elő. A tipikusan erdei fajok nem képesek kihasználni a külső (exterior habitat) területeket és gyakran nem hajlandók átvándorolni ezeken a területeken, hogy egy közeli erdőfoltba eljussanak („kemény-szegélyű”

fajok). Ennek következtében ez utóbbi fajokat negatívan befolyásolja az erdő feldarabolódása, mivel mind az megmaradt erdőfolt mérete, mind az erdő szélétől való távolság csökken (MURCIA 1995, HESKE 1995, SEKGOROANE & DILWORTH 1995). Fontos megemlíteni, hogy a faktorok hatása nagyobb mértékben érvényesül a populációs trendekben, mint a klíma megváltozásán egyre nagyobb ütemű változása, ennek következtében a fajoknak újabb, az életfeltételeiknek megfelelő területek felé kell terjedniük vagy a meglévő mozgáskörzeten belül kell alkalmazkodniuk a változó környezeti viszonyokhoz (DAVIS & SHAW 2001, WALTHER *et al.* 2002). A fajok élőhely fragmentációra adott válasza függ a fragmentáció mértékétől, valamint hogy ez milyen mértékben fedd át a mozgáskörzettel vagy a fajok mozgási mintázatával. Az egyes egyedek mozgására az élőhely feldarabolódása két különböző módon hatat (HAAPAKOSKI & YLÖNEN 2010), például az egyed kénytelen a mozgás körzetét kiterjeszteni, hogy a forráshasznosítását maximalizálja (IMS *et al.* 1993). Ugyanakkor egy fragmentált tájban megnövekedik a predáció kockázata, miközben két eltérő habitat folt között mozog az egyed (YLÖNEN *et al.* 2002).

A Nyugat-Magyarországi Egyetem által irányított „Silva Naturalis” program komplex, multidiszciplináris megközelítésű célzott alapkutatásokat alap- és alkalmazott kutatásokat végez a folyamatos erdőborítás és az ezt megvalósító természetközeli erdőgazdálkodási módszerek területén. A Baranya megyében, a Drávamenti-síkság területén található Bükkhát Erdőrezervátum mag és pufferterületein a projekt tematikájának megfelelően számos mintaterületet jelöltek ki, amelyek egy része a lékvágásos erdőgazdálkodás hatását elemzi. A programba bekapcsolódva 2013-ban kezdtük vizsgálni a lékekben és a környező zavartalan erdőfoltok kisemlős együtteseit, illetve a karakter fajok élőhely használatát és térbeli szegregációját. A kisemlős kutatási program alapvető célja, hogy a felújítógátásokkal keletkezett lékekben jellemző kisemlősök mennyiségi és minőségi viszonyait összehasonlítsuk a zavartalan pufferterületi erdőállományok, mint kontrollterületek kisemlős adataival. Kutatásaink eredményei és célkitűzései az alapkutatás mellett az erdőgazdálkodás és a természetvédelem szempontból is jelentős, hiszen napjainkban nagyobb léptékben zajló habitat-fragmentáció nagymértékben befolyásolja az ott élő populációk dinamikáját, szerkezetét és végső soron az adott populációk fennmaradását (STENSETH 1980, FOSTER J. & GAINES 1991, GAINES *et al.* 1992).

A jelen dolgozat témájához a Bükkhát Erdőrezervátum területén élő kisemlős fajok közül vizsgálatainkhoz azon négy rágcsáló faj fogás-visszafogás adatait használtuk fel, melyek mindkét csapdázási évben megfelelően nagy gyakorisággal előfordultak az erdőrezervátum vizsgálatba bevont részén, ezen kiemelt fajok a sárganyakú erdei egér,

Apodemus flavicollis (Melchior, 1834), pirók erdeiegeér, *A. agrarius* (Pallas, 1771), vöröshátú erdeipocok, *Myodes glareolus* (Schreber, 1780), valamint a mezei pocok, *Microtus arvalis* (Pallas, 1778). A lékvágásos erdőgazdálkodással fragmentált élőhelyen e négy koegzisztens kisemlős térbeli eloszlás mintázatát, valamint a fajok közötti asszociáltság tér-időbeli változását vizsgálatuk két eltérő sűrűségű év (2013 és 2014) tükrében.

2. Témafelvetés és irodalmi áttekintés

A teresztris kisemlősök megfelelő objektumok a CMR módszer alkalmazásához, a populáción belüli egyedeket aránylag könnyű megjelölni és visszafogni, így az adott környezetben követhetőek a mozgásaik, illetve ennek eredményeként jó alanyok a niche szélesség és az élőhely-használat variabilitásának vizsgálatához (POINDEXTER *et al.* 2012). A kisemlős populációk gyakorisági értékében mind mennyiségi, mind szerkezeti vonatkozásban drámai szezonális és évenkénti fluktuációk tapasztalhatóak. Populációik idő- és térbeli eloszlását rengeteg tényező befolyásolja, mint az evolúciós történetük (milyen régóta él a faj, illetve az adott populáció az élőhelyen), specializáltságuk foka (generalista vagy specialista), és a populációk közötti interakciók (territorialitás, predációs nyomás, fajok közötti kompetíció) (WOLFF 1999). Demográfiai plaszticitásuk, gyors kicserélődési rátájuk (turnover) és alkalmazkodó képességük alapján (PROMISLOW & HARVEY 1990) a kisemlősök mind elméleti, mind tapasztalati megközelítésből alkalmas alanyai a demográfiai és populácódinamikai kutatásoknak (STENSETH 1985, MONTGOMERY 1989).

A kisemlősök ökológiai vizsgálata nagyban segít megérteni a populációk tér-időbeli dinamikai változásait, mivel populációs folyamataik nagy változatosságot mutatnak mind időben (több éves ciklusok vs. szezonális ingadozások), mind térben (vándorlási hullámok, szétterjedési mintázatok (diszperzál), térbeli szinkronizáció) (YOCCOZ & ŐMS 2004). A Moran effektus (BJØRNSTAD *et al.* 1999) azt a szituációt írja le, mikor a környezeti zajból eredő korrelációival várhatóan azonos összefüggések figyelhetők meg a populációs dinamikákban.

A különféle kisemlős fajoknál már számos tanulmány készült a térbeli eloszlás mintázatának megállapítására (pl. PUSENIUS & VIITALA 1993, BUJALSKA 1994). Ezek a vizsgálatok általában két csoportba sorolhatók: 1. egy adott fajnál az egyedek populáción belüli eloszlásának mintázatát tanulmányozzák; 2. két egymással versengő faj térbeli elkülönülését vizsgálják (DANIELSON & GAINES 1987). A legtöbb faj térbeli elhelyezkedését a szükséges források lelőhelyei határozzák meg, bár ez nemcsak a táplálékra, hanem a búvóhelyekre is vonatkozik (MAZURKIEWICZ 1984, 1994). Az egyedek populáción belüli

eloszlásánál a táplálékforrás, mint legfontosabb niche-dimenzió és a búvóhelyek elérhetősége mellett további limitáló tényező a szaporodó képes egyedek, vagyis a felnőtt hímek és nőstények térbeli viszonya, eloszlása, a párzási rendszerek tér-időbeli rendeződése. A populációk vizsgálatakor így tehát felmerül a kérdés, hogy milyen a populáció egyedeinek térbeli elrendeződése, az egyedek helyfoglalása egymástól függetlenül történik, azaz a populáció egyedei véletlenszerű (random) mintázatot mutatnak, vagy az egyik egyed jelenléte befolyásolja-e a másikat, mint azt a források eloszlásából, illetve e források (legyen ez táplálék, búvóhely, vagy párzásra alkalmas partner) kiaknázásnak stratégiájában feltételezhetjük. Ebből pedig következik a további kérdés, hogy az egyedek kölcsönös térbeli viszonyában az egymás befolyása taszításban nyilvánul-e meg, vagyis az egyedek eloszlása egyenletessé válik, vagy az egyedek vonzzák egymást és így a populáción belüli mintázat aggregálódást mutat. A populáció diszperziójának, az állatok térbeli eloszlási, vagy elhelyezkedési mintázatok leírásának így igen nagy szünbiológiai jelentősége van.

A populációknak térbeli eloszlás mintázatára, denzitási értékeikre egyéb tényezők mellett nagy hatással vannak a fajok közötti interakciók is. A térbeli viselkedés tehát tükrözheti a populáció dinamikát (WIENS *et al.* 1993), így az együtt élő kisemlős populációk vonatkozásában már régóta fontos kutatási terület az egymáshoz viszonyított területhasználat, a térbeli asszociáltság kérdése, amely a különböző rágcsálófajok környezeti igényeinek és ebből következő intra- és interspecifikus kapcsolatainak megértéséhez járul hozzá. A térbeli asszociáltság, a fajok térbeli átrendeződésének vizsgálata gyakorlatilag is jelentős, mindamelllett komplex ökológiai rendszerek részeként való értelmezésük sem elhanyagolható fontosságú. Mivel egy adott populáció egyedei élőhelyük paramétereire a saját tűréshatárunknak megfelelően reagálnak, egy terület tér- és időbeli skáláját érdemes minél részletesebben kutatni (KOZAKIEWICZ 1995).

Az általunk is vizsgált pirók erdeiegér egy tipikus élőhely generalista rágcsáló, amely változatos élőhelyeket használ (mezőgazdasági területek, rétek, legelők, bokros élőhelyek, erdők) (ZEJDA 1967). A pirók erdeiegér populációkon belüli mozgásmintázatokra irányuló vizsgálatok kimutatták, hogy az egyedek lényegesen nagyobb távolságú mozgásokat tesznek meg, mint a tényleges mozgáskörzeten belüli távolságok. Ezek felderítő mozgásoknak tekinthetők, melyek az új optimálisabb létfeltételeket kínáló élőhelyek felkutatására irányulnak. Amennyiben a felderítő utak nem járnak sikerrel, az egyedek visszatérnek az eredeti mozgáskörzeten belülre (LIRO & SZACKI 1987). Már az egyik legkorábbi vizsgálat (ANDRZEJEWSKÓ & WROCLAWEK 1961) a pirók erdeiegér magas denzitását mutatta ki a Kampinos nemzeti park területén. Andrzejewski és munkatársai bizonytalanok voltak az

eredmények kiértékelésekor, hogy vajon az *A. agrarius* magas létszáma tartotta alacsony szinten a másik két ott előforduló karakterfaj (*M. glareolus*, *A. flavicollis*) egyedszámát, vagy pedig az alacsony denzitás eredményezte a kiugrást az *A. agrarius* egyedszámában. Jelen kutatásunk során is hasonló kérdések merültek fel a Bükkhát Erdőrezervátum területén eudomináns sárganyakú erdeiegér magas abundancia értékeit látva. Az erdei pocok és a sárganyakú erdeiegér környezeti és táplálék igénye nagyon hasonló. Azokon a területeken ahol a sárganyakú erdeiegér és az erdei pocok együtt él, a pocokfaj azonban gyakran kiszorul az élőhely kedvezőtlenebb perem területeire.

3. Célkitűzések

Vizsgálataink során három szünbiológiai szempontból foglalmaztuk meg a kérdéseinket. Egyrészt demográfiai megközelítésben a két eltérő denzitású év alapján értékeltük a vizsgált populációk abundancia viszonyait, másrészt a térbeli mintázatokat tekintve intraspecifikus megközelítésben foglalkozunk az egyedek populáción belüli eloszlásával, illetve az egyedek közötti kölcsönhatások vizsgálatával, a térbeli átfedéssel. Továbbá interspecifikus megközelítésben a fajok közötti koegzisztenciális paraméterek alapján vizsgáljuk a fajok közötti térbeli asszociáltságot, illetve a szegregációt. A fenti három szünbiológiai megközelítés alapján tettük fel kérdéseinket, illetve foglalmaztuk meg hipotéziseinket és a perdikciókat.

1. Demográfiai megközelítés, abundancia viszonyok:

Kérdések:

1. Az eudomináns sárganyakú erdeiegér, illetve a három szubdomináns faj abundancia értékei mennyiben különböznek a két eltérő sűrűségű év, az éveken belüli szezonális különbségek, illetve a két eltérő habitat (erdő, lék) függvényében?

Nullhipotézis (H_0): A fajok szezonális abundancia értékeiben nincs különbség a két különböző sűrűségű év összehasonlításában és a két habitat függvényében.

Alternatív hipotézis (H_A): Az éven belüli demográfiai mintázat eltér a két különböző évben, a szezonális abundancia értékek különböznek az eltérő sűrűségű évek és a két vizsgált élőhely függvényében.

2. Intraspecifikus megközelítés, populáción belüli térbeli mintázat:

Kérdések:

1. A populáción belüli egyedek eloszlása mennyiben tér el a véletlen eloszlástól, az eltérés milyen mértékű a fajok összehasonlításában?

Nullhipotézis (H_0): Az egyedek eloszlása a populáción belül nem tér el a véletlen eloszlástól.

Alternatív hipotézis (H_A): Az egyedek populáción belüli eloszlása nem random.

Predikciók:

- Az egyedek a populáción belüli eloszlása különbözik a két eltérő aspektusú évszakban.
- A létszám, illetve az intraspecifikus kompetíció függvényében (pl.: territorialitás) függvényében az egyedek eloszlása eltér a random mintázattól, inkább aggregáltságot vagy szegregációt fog mutatni.
- A sárganyakú erdeieger egyedeinek térbeli mintázata az eudominancia miatt mindkét évben eltér a szubdomináns fajok egyedeinek térbeli eloszlásától.

2. A négy vizsgált faj esetén az intraspecifikus térbeli mintázat mennyiben mutat különbséget az idő és a vizsgált habitatok függvényében?

Nullhipotézis (H_0): A mintázatot leíró paraméterek állandóak.

Alternatív hipotézis (H_A): A paraméterek a sűrűséghatás miatt idő és területfüggőek.

Predikciók:

- A két vizsgált évben jellemző sűrűség markáns eltérése a populáción belüli egyedek térbeli mintázatát is meghatározza.
- Az évek közötti abundancia különbség, valamint az éven belüli demográfiai változásokból adódó sűrűségfüggés befolyásolja a térbeli mintázatot, ami mind az eudomináns, mind a szubdomináns fajok esetében is mérhető.

3. Interspecifikus megközelítés:

Kérdés:

- Interspecifikus kapcsolatokat vizsgáló paraméterek alapján mely fajpároknál tudunk kimutatni pozitív asszociáltságot vagy kompetíciós helyzetet mérséklő szegregációt?
- Az erdős vegetáció homogenitását megszakító lécek mennyiben befolyásolják a kisemlősök területhasználatát és a fajok közötti térbeli szegregációt?

Nullhipotézis (H_{01}): A fajok közötti nem mutatható ki interspecifikus interakció, kapcsolatuk semleges.

Alternatív hipotézis (H_{A1}): A fajok között egymásra hatás (pozitív vagy negatív kapcsolat) mutatható ki a vizsgált paraméterek alapján.

Nullhipotézis (H_{02}): A lécek elősegítik az erdőben élő koegzisztens fajok térbeli szegregációját.

Alternatív hipotézis (H_{A2}): A lécek megjelenése nincs hatással a fajok térbeli szegregációjára.

Predikciók:

- A pirok erdeiegér szegélypreferenciája az erdőgazdálkodás által létrehozott mesterséges lécek szegélyei mentén markánsan megnyilvánul, így ez a faj inkább a szegélyeket és léceket preferálja, magasabb sűrűsége esetén sem jelenik meg erős versenytársként a zárt erdőben.
- A mesterséges lécek elősegítik a pirok erdeiegér és a lék területeket preferáló mezei pocok térbeli szegregációját, ami mérsékli a domináns erdei fajokkal (sárganyakú erdeiegér, erdei pocok) szembeni kompetíciót.
- A lécek megjelenése várhatóan a legnagyobb gyakoriságú sárganyakú erdeiegér és a szubdomináns erdei pocok területhasználatát is megváltoztatja, elősegítve a két faj térbeli elkülönülését.
- A becsült területfoglalási dinamika az egyes fajok összehasonlításában a lécek okozta térbeli heterogenitás miatt markánsan különbözik.
- A felújító lékvágás okozta fragmentáció befolyásolja a fajok között mérhető térbeli asszociáltságot vagy szegregációt.

4. Anyag és módszer

4.1 Mintavételi területek

Vizsgálataink helyszíne a Bükkhát Erdőrezervátum védőzónája volt, amely Dél-Dunántúlon a Dráva-síkon található, a Duna-Dráva Nemzeti Park Ögazgatóságán belül a Mecseki Erdészeti Zrt. kezelése alá tartozik, a Dráva-mente egyik legnagyobb összefüggő erdőtömbjének része. Az erdőrezervátum 452 ha összterületéből a magterület nagysága 52 ha, a védőzóna 400 ha. Állományait síkvidéki gyertyános-kocsányos tölgyesek (*Fraxino pannonicae-Carpinetum*), a mélyebb részeken tölgy-kőris-szil ligeterdők (*Scillo vindobonensis-Ulmetum*) alkotják, mely két társulás a finom mikrodomborzat és a különböző előtörténet, használat következtében folyamatos átmenetet képez. A legértékesebb 110 év feletti állományok, az erdészeti kezelés által több mint 16 éve nem érintett déli magterületen találhatók. A védőzónát alkotó állományok kora rendszerint meghaladja a 70 évet. A Mecseki Erdészeti Zrt. a 2000-es évek elejétől lékes felújító vágásokat végez a védőzónához tartozó erdőrészletekben. A lékes felújító vágások során különböző méretű (0,1 ha-0,5 ha) és formájú lékeket vágnak az állományba, majd ezeket kocsányos tölgygel beültetik (makkvetés, csemetézés). Jelen kutatásba bevont lékek és zárt erdőterületek a védőzóna területén és a hozzá kapcsolódó erdőrészletekben, síkvidéki gyertyános-kocsányos tölgyes állományokban találhatók.

A kisemlős felméréshez a vizsgálati területen 2013-ban 3 fiatalkorú lékben (L1- L3), illetve 3 zárt erdőtagban (E1-E3) jelöltük ki a mintavételi kvadrátokat. Majd 2014-ben az előző évi 6 mintavételi terület mellett egy negyedek mesterséges lékben (L4) is működtettünk egy kvadrátot. Az L1 léktől nyugati irányban található szomszédos erdőtagban tükör szimmetrikusan mértük ki a mintavételi területet, illetve helyeztük el csapdahálót (E1). Az L2 és L3 lék közötti erdőtagban a két lék közötti távolság felénél jelöltük ki a másik vizsgált erdőfoltot (E2). E kettő, lékekhez közeli erdőrészt kontrolljaként a korábbi, 1994 és 2003 között mintázott erdőtagban jelöltük ki a zárt erdőt reprezentáló harmadik mintavételi területet. A 2014-ben felállított L4 léket az L1 léktől északra mintegy 141 méterre jelöltük ki.

4.2 Csapdázási metodika

Mindkét évben minden erdőfoltban, illetve mesterséges fiatalkorú lékben 7×7-es csapdahálót alkalmaztunk. A lékek teljes lefedettsége és a szegélyhatás vizsgálata érdekében a csapdatávolságot 12 m-re szabtuk meg, amely mintavételi ismétlés tekintetében optimálisnak

tekinthető. Ennek megfelelően 2013-ban a hat mintavételi kvadrátban összesen 294 darab, 2014-ben immár hét mintavételi területen 343 darab elevenfogó kisemlős dobozcsapdát helyeztünk ki. Az elevenfogó csapdák alkalmazásával a fogás-jelölés-visszafogás (capture-mark-recapture=CMR) módszert alkalmaztuk. Minden mintavételi hónapban 5 éjszakai periódusokban csapdázunk. A mintavételezésnél a csapdák folyamatosan működtek és napi egyszer, a reggeli órákban ellenőriztük őket. A csapdázhatóság azonos feltételeit biztosítva, amely az összehasonlíthatóság szempontjából fontos, a csalizás módszere minden csapdázási periódusban megegyezett. Csalétekként minden alkalommal szalonnát, ánizskivonattal és növényi olajjal megkevert kukorica és gabona magvakat használtunk. A csapdázások során feljegyeztük a befogott állat nemét (nőstényeknél gravitást, laktálást is feltüntetve), korát, a hímek és a nőstények ivarzó állapotát, tömegét, csapdaszámot és az egyéni kódját. Az állatok egyedi jelöléséhez az ujjpercek tetoválását alkalmaztuk. Ez a módszer egyedi jelölést biztosít és az állat a fogástörténete során mindig azonosítható, valamint a csonkítással szemben természet- és állatvédelmi, valamint etikai szempontból is elfogadott. A csapdaellenőrzések adatait terepi naplóba rögzítettük, melynek adatmezői mindig azonosak, ami mind az adatbevitelt, mind a visszafogások könnyebb visszakeresését biztosítja.

4.3 Adatfeldolgozási módszerek

A terepi monitorozás adatai Acces adatbázisban tároljuk, amelyben egy rekord egy mintavételi ellenőrzés során az elevenfogó csapdával megfogott kisemlős egyed adatait tartalmazza (faj, csapdaszám, kor, ivar, tömeg, egyedi kód, fogáskód). A statisztikai vizsgálatokat azon négy kisemlős faj vonatkozásában végeztük el, melyek között várható koegzisztenciát feltételeztünk, illetve mind az alacsonyabb, mind a magasabb denzitású év során jelen voltak a vizsgált területeken: sárganyakú erdeiégér (*Apodemus flavicollis*), pirók erdeiégér (*Apodemus agrarius*), vöröshátú erdei pocok (*Myodes glareolus*), mezei pocok (*Microtus arvalis*). A négy faj esetében először a közösségen belüli relatív gyakorisági értéket adtuk meg az egyes mintavételi hónapok adataiból, majd a két különböző denzitású év egyedszám adatait vetettük össze, amihez Mann-Whitney U-tesztet használtunk. Az abundancia viszonyok vizsgálatát az egyes kvadrátokban kimutatott egyedszám értékek alapján a két vizsgálati év összehasonlításában, valamint mindkét éven belül szezonális bontásban is elvégeztük.

A 2013-ban tapasztalt alacsony csapdánkénti denzitási értékek miatt a négy rágcsáló faj csapdapontokra vetített átlagos sűrűségét csak a 2014-es év tekintetében tudtuk érdemben

vizsgálni. Az átlagos denzitás fajok közötti különbségét Wilcoxon páros teszt felhasználásával vizsgáltuk.

A populációkon belüli intraspecifikus versengés mértékét Lloyd-féle foltosság index (LLOYD 1967), illetve az intraspecifikus átfedés kiszámolásával és értékelésével vizsgáltuk meg. A Lloyd-féle foltosság értékek számítását a tanszéken fejlesztett program segítségével, mind a négy kiemelt faj esetében, mindkét évre vonatkozóan elvégeztük. Ennek megfelelően az átlagos csoportosulás és az átlagos denzitás hányadosaként adtuk meg a Lloyd-féle „foltosság” (patchiness) értékét:

$$\frac{*}{m} = \frac{\sum_{j=1}^Q x_j (x_j - 1)}{\sum_{j=1}^Q x_j} \times \left(\frac{\sum_{j=1}^Q x_j}{Q} \right)^{-1}$$

Azonban csak a 2014-es év vonatkozásában tudtuk értékelni a kapott eredményeket, az azt megelőző év alacsony denzitása miatt. A kapott Lloyd indexek értékeit szezonális aspektusban összehasonlítottuk a két egérfaj, illetve a két pocokfaj között. A fajpárok indexeinek különbözőségeit egy szezonon belül Mann-Whitney U-teszt alkalmazásával vizsgáltuk (ZAR 2010).

Az egyes mintaterületekre vonatkoztatott szubpopulációin belül megjelenő egyedek csapdahasználata alapján a fajon belüli, intraspecifikus átfedés %-os értékét (Ov %) a következő számítás alapján adtuk meg:

$$Ov\% = \frac{Ns}{T} \times 100$$

ahol N_s azon csapdaállomások (csapdák) száma, ahol kettő vagy több egyedet fogtunk meg, T a csapdák teljes száma (LÖFGREN 1995). Az intraspecifikus átfedés a korábban említett okok miatt szintén a 2014-es, második vizsgálati év tükrében értékeltük. Az Ov% paramétereket a sárganyakú erdeieger, a pirók erdeieger, a vöröshátú erdeipocok és a mezei pocok esetében is havi bontásban vettük fel. Ezután Wilcoxon páros tesztet alkalmazva megnéztük, hogy egész évre nézve mely kisémlősfaj párok Ov% értékei között mutatható ki szignifikáns különbség. Külön box-plot ábrán a *A. flavicollis* – *A. agraius* és a *M. glareolus* – *M. arvalis* fajpárok intraspecifikus átfedés paramétereinek alakulását a hónapok változásának függvényében hasonlítottuk össze.

Az interspecifikus kapcsolatok elemzését egyrészt az egyes fajpárok közötti koegzisztencia indexek számolásával elemeztük. A koegzisztencia értékeket mindkét év

adataiból, mind a hat fajpár vonatkozásában megadtuk. Az indexeket a fajpárok között az alábbi képlettel számoltuk ki:

$$CI_{ij} = \sum_{\alpha=1}^N x_{\alpha i} - x_{\alpha j}$$

ahol a CI_{ij} a koegzisztencia index (az asszociáció mértéke) i és j vizsgált faj között, $x_{\alpha i}$ az i faj relatív gyakorisági értékét jelöli α mintában, $x_{\alpha j}$ a j faj relatív gyakorisága α mintán belül, N pedig a minta teljes elemszáma (SCHMERA *et al.* 2007). Az eredményeket évek és élőhelyfoltok alapján táblázatokba rendeztük.

A fajpárok közötti szegregáció vagy asszociáltság vizsgálatára, illetve az egyedek térbeli mintázatának alakulásának ábrázolására Biotas 1.03 programot használtunk. A programmal két kiemelt mintaterületet vizsgáltunk (L3, E3), ahol a négy faj vonatkozásában a legtöbb adattal rendelkezünk a térbeli jellemzéshez. A Biotas program felhasználásával a két kvadrát 7×7 -es hálóján belül elhelyezkedő csapdák koordinátáira vetítve grafikusán ábrázoltuk a fajok térbeli használatát, amely alapján értékelni tudtuk az asszociáltságot vagy a szegregációt. A fajpárok megjelenített területhasználatát alapján a fajok közötti térbeli asszociáltságot Yates korrekciós χ^2 -teszttel vizsgáltuk.

5. Eredmények

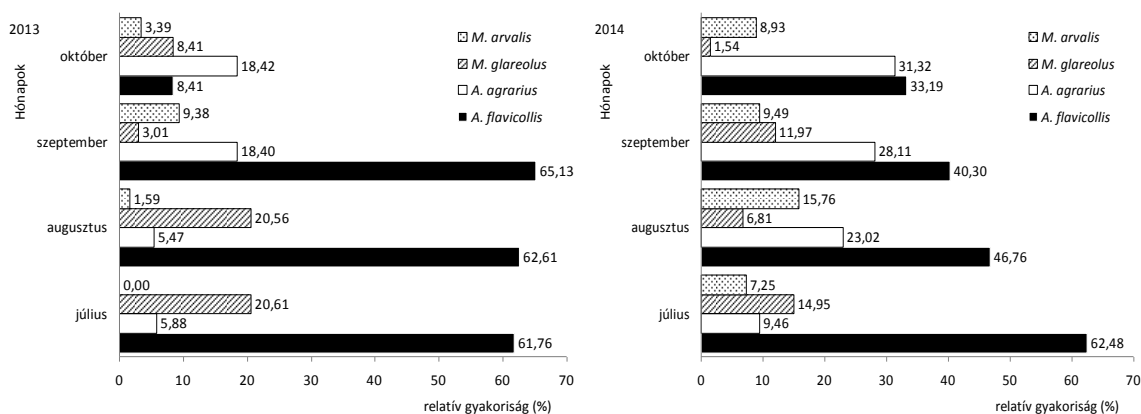
5.1 A vizsgálatba bevont fajok abundancia viszonyainak elemzése

Demográfiai megközelítésben a négy vizsgált faj abundancia adatait a két eltérő denzitású év összehasonlításában vizsgáltuk meg.

A csapdázási munkákat 2013-ban kezdtük meg, mely év során a kisemlős fajok alacsony denzitást mutattak, ennek oka a populációk alacsony kezdő létszáma volt. Az alacsony kezdeti létszám a márciusi, két hetes téli időjárás miatt lecsökkenő egyedszám következménye volt. Az első vizsgálati év alatt 9 fajt mutattunk ki összesen a hat mintavételi területen, mely fajok a sárganyakú erdeieger, *Apodemus flavicollis*, pirók erdeieger, *Apodemus agrarius*, közönséges erdeieger, *Apodemus sylvaticus*, vöröshátú erdei pocok *Myodes glareolus*, mezei pocok, *Microtus arvalis*, a mezei cickány, *Crociodura leucodon* (Hermann, 1780), a keleti cickány, *C. suaveolens* (Pallas, 1811), a törpeeger, *Micromys minutus* (Pallas, 1771) és a gűzüeger, *Mus spicilegus* (Petényi, 1882) voltak.

Az alacsony denzitású év során a mezei pockot csak igen alacsony egyedszámban került elő a fiatalok területén, az erdőfoltokban elhelyezett kvadrátokban nem fordult

elő a faj. A teljes fajlistát tekintve 2013-ban tekintve a mezei pocok abundancia százaléka az erdőrezervátum vizsgálatba bevont területeinek adatai alapján végig 10 % alatt maradt. A sárganyakú erdeieger 2013-ban a nyári hónapokban és szeptemberben egyenletes, valamint a másik három vizsgált fajhoz képest kiugróan magasabb gyakorisággal volt jelen, ami a vizsgált területeket tekintve jól mutatta a faj eudomináns jellegét. Azonban októberre a sárganyakú erdeieger abundanciája jelentősen visszaesett (8.4 %). A pírók erdeieger abundanciájában 2013-ban lassú emelkedést tapasztaltunk, mely érték az utolsó csapdázási hónapban, októberben 18.42 %, magasabb, mint a többi vizsgált faj abundanciája. Az eredmény alátámasztotta a faj populációdinamikájáról korábban publikált ismereteket, melyek szerint a kezdeti tavaszi alacsony sűrűségű időszak után augusztustól gyors létszámnövekedésre képes, ami magas őszi demográfiai csúcsban teljesedik ki. A vöröshátú erdei pocok relatív abundancia százaléka a nyári hónapok során hasonló értékeket mutatott, majd ősz elejére a pocok faj gyakorisága visszaesett 3 %-ra, de októberben kissé növekedett a relatív abundanciája, de a pírók erdeiegerhez viszonyítva továbbra is alacsony maradt (1. ábra).

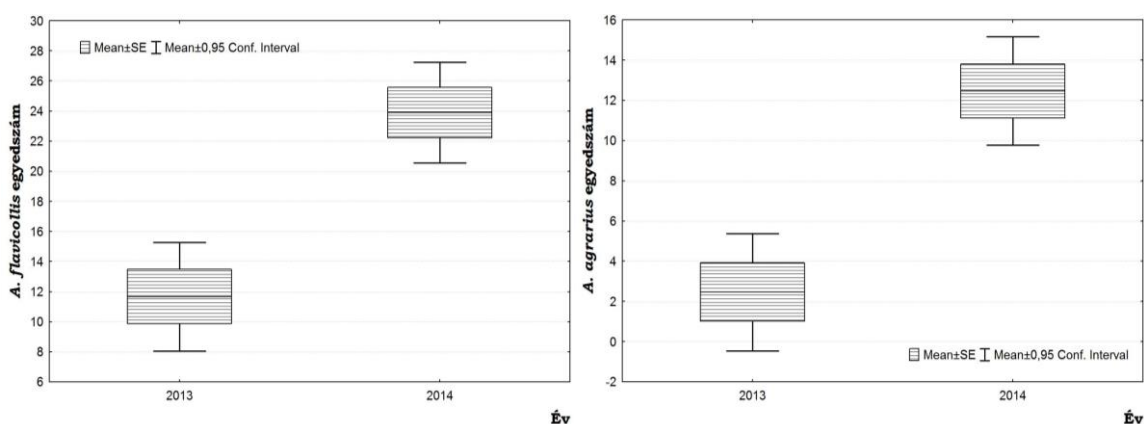


1. ábra: A négy vizsgált faj esetében közösségen belüli relatív gyakorisági értékei a két évben (2013-2014)

A következő csapdázási évben (2014) a kijelölt 7 mintavételi területen összesen 12 fajt regisztráltunk. Ebben az évben a 2013-ban detektált 9 fajon kívül az alábbi fajok jelentek meg: a csalitjáró pocok, *Microtus agrestis* (Linnaeus, 1761), a Miller-vízicickány, *Neomys anomalus* (Cabrera 1907), erdei cickány, *Sorex araneus* (Linnaeus 1758) törpecickány, *Sorex minutus* (Linnaeus, 1766) jelenlétét. A kiemelt négy faj relatív abundanciáját a 2014-es adatok alapján is a kimutatott összes egyedszámhoz viszonyítva adtuk havi bontásban meg. Az egész évet tekintve legmagasabb gyakorisággal a sárganyakú erdeieger volt jelen, azonban abundanciájának százalékos értékei a hónapok során egyenletesen csökkentek a

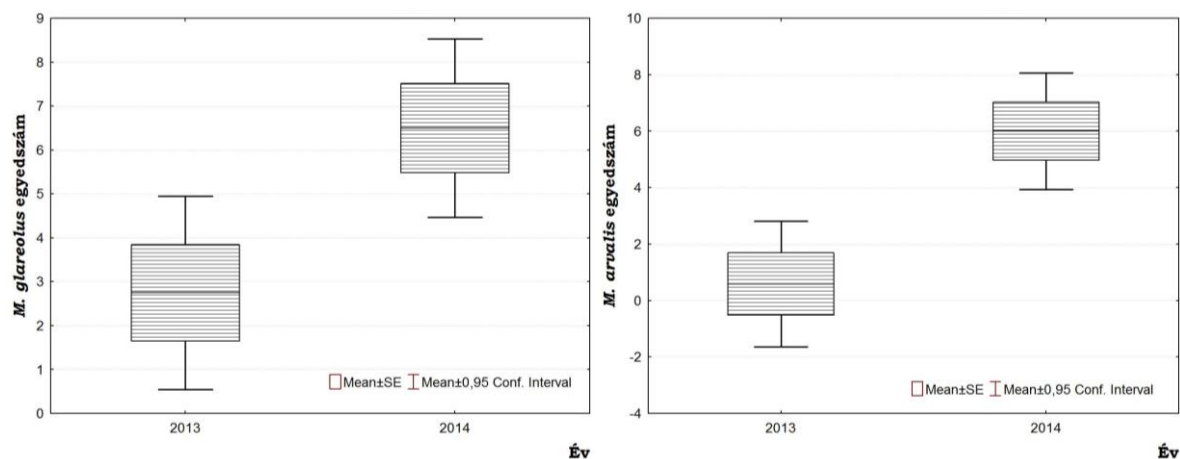
szubdomináns pírók erdeiegeérrel szemben, melynek gyakorisága az utolsó vizsgálati hónapban már megközelíti a korábban eudomináns fajét. A vöröshátú erdeipocok gyakoriság az előző évhez képest visszaszorult, de az utolsó csapdázási hónaptól eltekintve viszonylag stabil értékeket mutatott. A mezei pocok az első vizsgálati évvel ellentétben 2014-ben már minden hónapban jelentős abundancia értékekkel volt jelen a területen, sőt augusztusban és októberben magasabb gyakorisági értékkel fordult elő, mint a tipikusan erdei élőhelyeket preferáló a erdei pocok. Összeségében a vizsgált fajok tekintetében a kedvezőbb 2014-es évben a szubdomináns fajok a relatív gyakorisági értéke is magasabb és kiegyenlítettebb, amely mutatja a 2013-as évvel szemben ez az év a kisemlősök demográfiai értékeit tekintve magasabb sűrűségű időszaknak tekinthető (1. ábra).

Továbbiakban a kiemelt fajok egyedszám változását először a kért eltérő denzitású év (2013, 2014) összehasonlításában vizsgáltuk meg. Az adott évre vonatkoztatott átlagos egyedszám értékek is szemléltetik a kisemlős fajok egyedszámának 2014-es jelentős növekedését. Mindkét Apodemus faj átlagos egyedszáma szignifikánsan magasabb volt 2014-ben, mint 2013-ban (*A. flavicollis*: $z = 4.31$, $P < 0.001$; *A. agrarius*: $z = 4.77$, $P < 0.001$) (2. ábra).



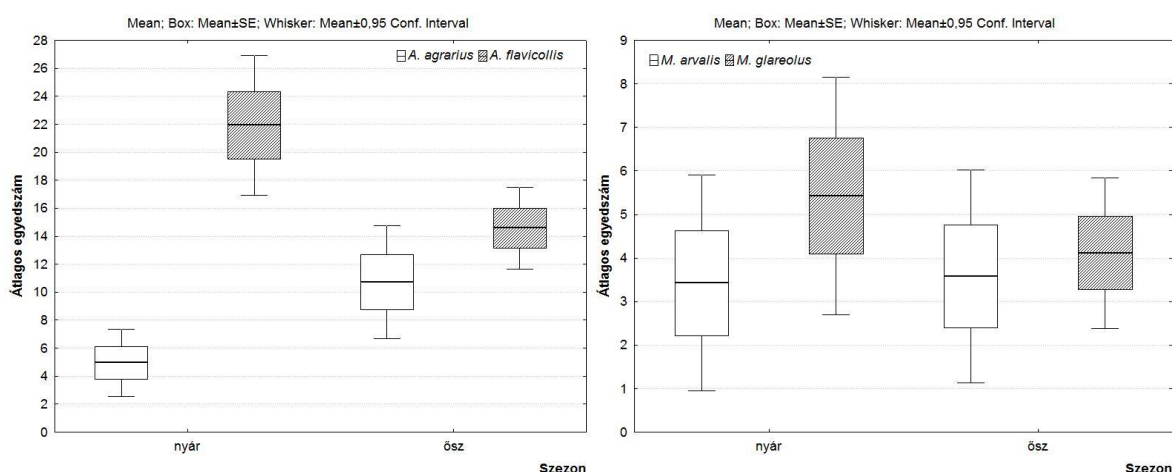
2. ábra: A sárganyakú (*A. flavicollis*) és a pírók erdeiegeér (*A. agrarius*) átlagos egyedszáma a két vizsgálati évben

A két koegzisztens pocok fajnál a két erdeiegeér fajhoz hasonló eredményt kaptunk, egyedszámuk 2014-ben szignifikánsan magasabb volt, mint az alacsony denzitású 2013-as évben (*M. glareolus*: $z = 2.87$, $P < 0.01$; *M. arvalis*: $z = 3.61$, $P < 0.001$) (3. ábra).

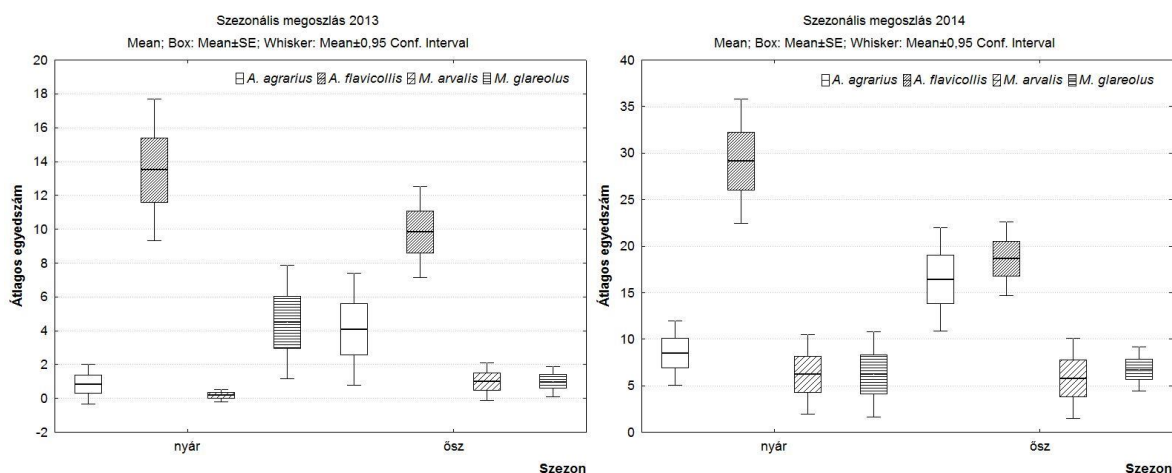


3. ábra: Az erdei pocok (*M. glareolus*) és a mezei pocok (*M. arvalis*) átlagos egyedszáma a két vizsgálati évben

Ezután a négy vizsgált rágcsáló faj két éves adatait felhasználva az átlagos egyedszámok változását a különböző évszakok függvényében vizsgáltuk meg. A sárganyakú és a pirók erdeieger esetében az évszakok közötti átlagos egyedszámok vonatkozásában szignifikáns különbséget mutatunk ki. A sárganyakú erdeieger egyedszám értéke ősszel csökkent, amit már fentebb a relatív gyakorisági értékeknél kiemeltünk (*A. flavicollis*: $z = 2.32$, $P < 0.05$), míg a pirók erdeieger átlagos egyedszáma ősszel szignifikánsan magasabb volt, mint nyáron (*A. agrarius*: $z = 2.17$, $P < 0.05$) (4. ábra). A pocokfajok esetén viszont a két év összesített adatai alapján a szezonok között nem volt szignifikáns különbség az egyedszám adatokban (*M. glareolus*: $z = 0.61$, *n.s.*; *M. arvalis*: $z = 0.63$, *n.s.*) (4. ábra).



4. ábra: A négy vizsgált faj átlagos egyedszáma a két évszak összehasonlításában (2013-2014)

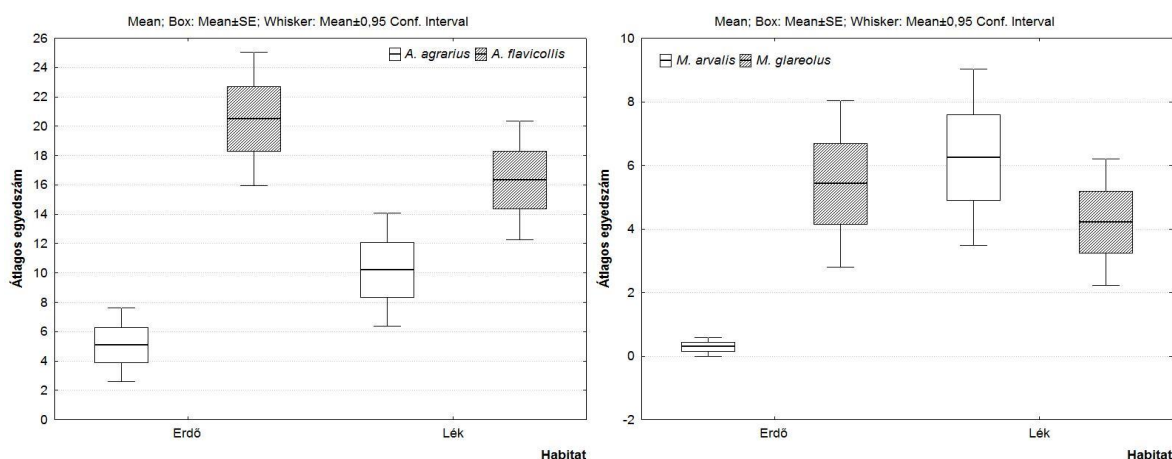


5. ábra: A négy vizsgált faj átlagos egyedszámának szezonális megoszlása 2013-ban (baloldal) és 2014-ben (jobb oldal)

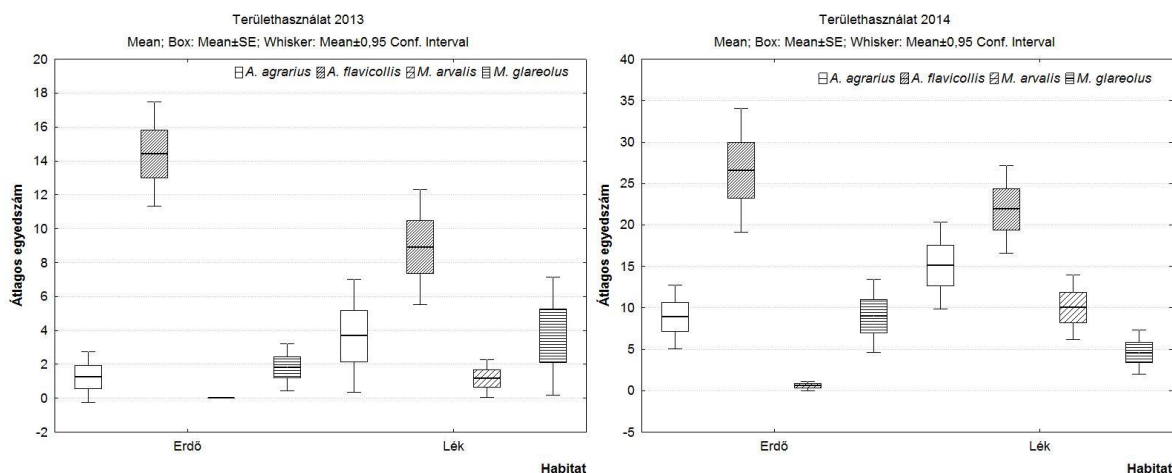
A egyedszám értékeinek szezonális különbségét mindkét év adataiból külön is megvizsgáltuk. Ebben az esetben a fentebb leírtaknak megfelelően az átlagos egyedszám adatok is megerősítették a sárganyakú erdeiegér őszi létszámcsökkenését, azonban ez a csökkenés a Mann-Whitney teszt alapján nem tekinthető szignifikánsnak ($z = 1.44$, $n.s.$). A pírók erdeiegér esetén ugyan nyárról őszi-re növekedett létszám, de az őszi átlag értékhez tartozó széles konfidencia intervallum miatt ez a növekedése nem tekinthető szignifikánsnak ($z = 1.7$, $n.s.$) (5. ábra). A két pocok faj esetében is ellentétes eredményt kaptunk, mivel a tipikus fás vegetációjú élőhelyeket kedvelő erdei pocok 2013-ban nyárról őszi-re szignifikánsan csökkent ($z = 2.48$, $P < 0.05$), azonban a mezei pocok 2013-ban őszi-re magasabb egyedszám értékkel volt jelen, de ez a létszámnövekedés az alacsony sűrűségű évben nem volt szignifikáns ($z = 1.06$, $n.s.$) (5. ábra). A magasabb sűrűségű 2014-es évben a sárganyakú erdeiegér nyárról őszi-re történő egyedszám csökkenése ($z = 2.62$, $P < 0.01$) és a pírók erdeiegér ellentétes irányú demográfiai változása, vagyis az őszi létszám növekedése ($z = 2.34$, $P < 0.05$) már szignifikáns volt (5. ábra). A két vizsgált pocok faj esetén kiegyenlített volt az egyedszámok szezonális alakulása, egyik faj esetén sem mutattunk ki szignifikáns különbséget a két évszak összehasonlításában (*M. glareolus*: $z = 1.24$, $n.s.$; *M. arvalis*: $z = 0.02$, $n.s.$).

Ezt követően a négy vizsgált kisméretű fajok egyedszám megoszlását vizsgáltuk a két eltérő élőhely összehasonlításában. A területhasználatot először mindkét csapdázási év adatait felhasználva vizsgáltuk meg. A sárganyakú erdeiegér egyedszáma az erdőfoltok területén magasabb volt, mint a lékekben, azonban a faj teljes területen jellemző dominanciája miatt ez a különbség nem bizonyult szignifikánsnak ($z = 1.4$, $n.s.$), ezzel szemben a pírók erdeiegér lék preferenciája az erdős élőhellyel szemben az egyedszámok vonatkozásában a két év adatai

alapján már szignifikáns volt ($z = 2.00$, $P < 0.05$) (6. ábra). A két pocok faj egyedszám megoszlását vizsgálva különbség mutattunk ki a mezei és az erdei pocok területhasználatában is. Az erdei pocok a fajra jellemzően nagyobb egyedszámmal volt jelen az erdős élőhelyeken, mint a lékekben, azonban a két élőhely közötti egyedszám különbség nem mutatott szignifikáns eltérést ($z = 0.92$, $n.s.$). A lékeket preferáló mezei pocok azonban szignifikánsan magasabb egyedszám értékekkel volt jelen a lékekben, mint a zárt erdőfoltokban ($z = 4.24$, $P < 0.001$) (6. ábra).



6. ábra: A négy vizsgált faj átlagos egyedszáma a két habitat összehasonlításában (2013-2014)



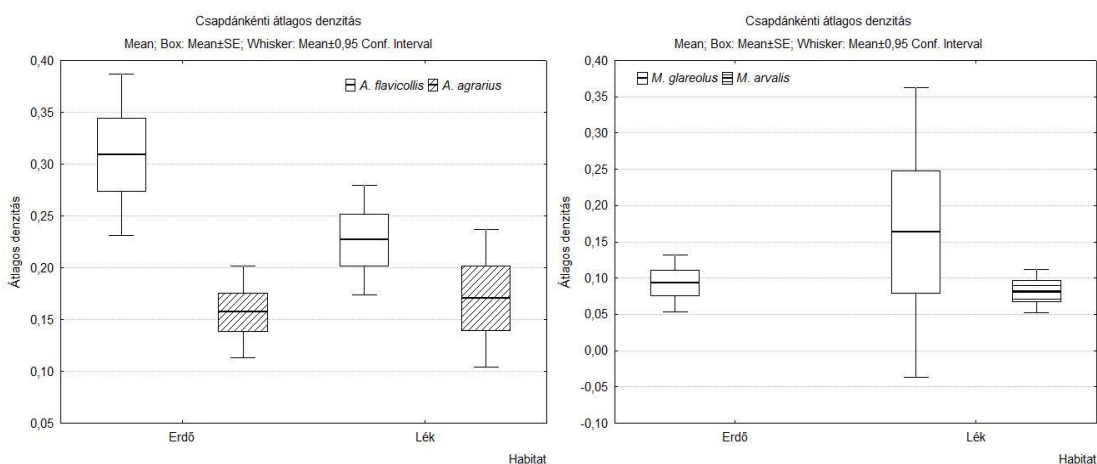
7. ábra: A négy vizsgált faj átlagos egyedszámának habitatok közötti megoszlása 2013-ban (baloldal) és 2014-ben (jobb oldal)

A eltérő két év adataiból külön-külön is megvizsgáltuk habitatok közötti egyedszám eloszlást. Az alacsony sűrűségű év (2013) tekintetében a sárganyakú erdei egér egyértelműen az erdős területeket részesítette előnyben, egyedszáma szignifikánsan magasabb volt a zárt erdőkben mint a lékekben ($z = 2.25$, $P < 0.05$). A pirók erdei egér fentebb már említett lék

preferenciáját az alacsony sűrűségű év (2013) adataiból nem tudtuk szignifikánsan bizonyítani ($z = 1.24$, $n.s.$) (7. ábra). A két pocok faj vonatkozásában 2013-ban nem volt szignifikáns különbség a két különböző habitatra vonatkoztatott egyedszámban, bár az átlag értékeket tekintve mindkét fajra inkább a lék használat volt a jellemző (*M. glareolus*: $z = 0.51$, $n.s.$; *M. arvalis*: $z = 1.73$, $n.s.$) (7. ábra). A magas sűrűségű 2014-es évben a két Apodemus faj esetén nem volt szignifikáns különbség a két habitatban kimutatott egyedszám értékekben (*A. flavicollis*: $z = 0.85$, $n.s.$; *A. agrarius*: $z = 1.71$, $n.s.$) (7. ábra). Az erdei pocok ebben az évben azonban már szignifikánsan nagyobb egyedszám értékekkel fordult elő a zárt erdő foltokban, mint a lékekben ($z = 2.18$, $P < 0.05$), míg a mezei pocok ezzel ellentétes területhasználatot mutatott szignifikánsan magasabb volt az egyedszáma lékekben mint az erdőfoltokban ($z = 4.45$, $P < 0.001$) (7. ábra).

5.2 Intraspecifikus paraméterek elemzése

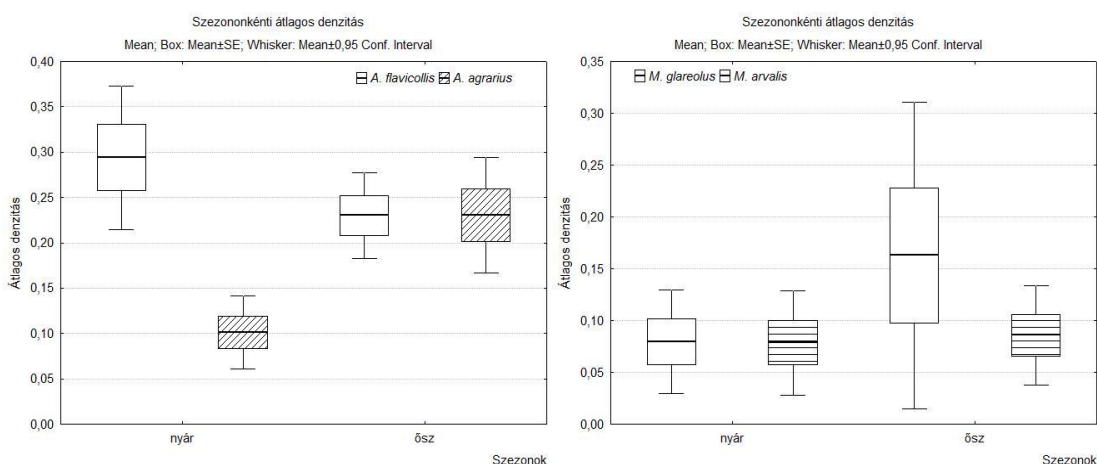
Intraspecifikus megközelítésben a négy vizsgált faj 2014-es fogási adatait felhasználva először a fajok átlagos csapdánkenti denzitásának megoszlását vizsgáltuk meg az eltérő élőhelyek, illetve a nyári és őszi hónapok között. Ez a paraméter fontos részadata az egyedek fajon belüli eloszlását kifejező Lloyd-féle foltosság indexnek. A sárganyakú erdeiegér átlagos denzitás értékei az erdős élőhelyeken magasabbak, azonban ez nem bizonyult szignifikáns különbségnek (*A. flavicollis*: $z = 1.85$, $n.s.$), amely eredmény annak következménye, hogy a faj mindkét habitat típusban magas gyakorisággal fordult elő.



8. ábra: A négy vizsgált faj (balra: *A. flavicollis* és *A. agrarius*) (jobbra: *M. glareolus* és *M. arvalis*) átlagos denzitás értékeinek habitatok közötti megoszlása 2014-ben.

A denzitás értékek megoszlása alapján a pirók erdeiegér lék preferenciája sem bizonyult szignifikánsnak 2014-ben (*A. agrarius*: $z = 0.06$, $n.s.$), mivel 2013-hoz viszonyítva 2014-ben

magasabb sűrűséggel jelent meg és mindkét területet nagyobb intenzitással használta, mint az előző, alacsony sűrűségű évben (8. ábra). A két élőhely összehasonlításában a két vizsgált pocok faj esetében sem mutattunk ki szignifikáns különbséget a csapdánkénti denzitási értékekben (*M. glareolus*: $z = 0.5$, *n.s.*; *M. arvalis*: $z = 0.00$, *n.s.*). Ennél a paraméternél a mezei pocok esetében 2014-ben sem kaptunk értékelhető eredményt, bár ebben az évben már egy-két példányát már befogtuk a vizsgált erdőfoltok szegélyében, míg 2013-ban a zárt erdőket reprezentáló kvadrátok egyik csapdájában sem mutattuk ki a mezei pocok jelenlétét (8. ábra).



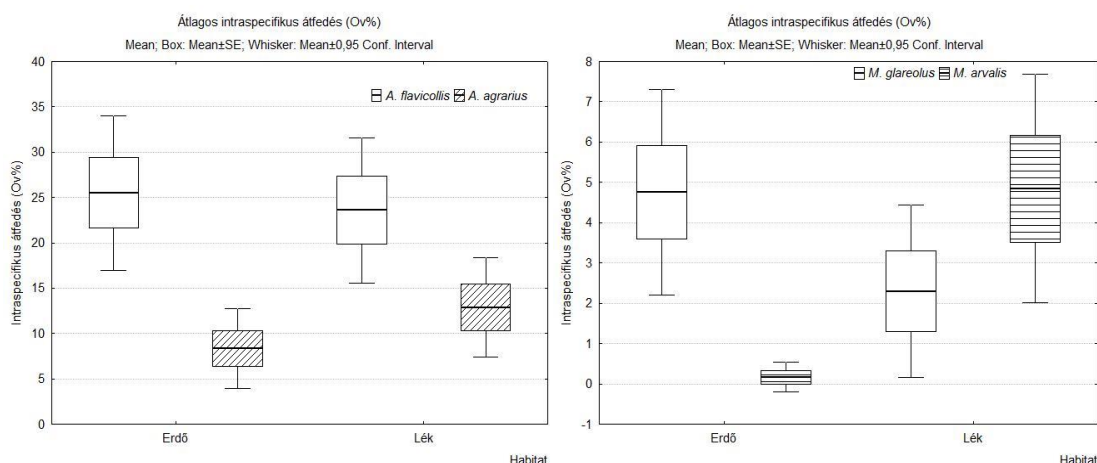
9. ábra: A négy vizsgált faj (balra: *A. flavicollis* és *A. agrarius*) (jobbra: *M. glareolus* és *M. arvalis*) átlagos denzitás értékeinek szezonok közötti megoszlása 2014-ben.

Ezután a négy rágcsáló faj átlagos denzitás megoszlását a két csapdázási szezon összehasonlításában elemeztük. Az egész évben magas egyedszámmal előforduló sárganyakú erdeieger esetében nem kaptunk szignifikáns eltérést a két évszak között ($z = 1.28$, *n.s.*), bár a fentebb vizsgált fogási paraméterek csökkenéséből adódóan a faj csapdánkénti denzitása is csökkent az őszi hónapok során. A területen szubdomináns pirók erdeieger denzitása azonban szignifikánsan magasabb volt ősszel, mint a nyáron ($z = 3.29$, $P < 0.001$). A mezei és az erdei pocok esetében az évszakok közötti vizsgálat sem adott szignifikáns eltérést a csapdánkénti denzitási értékében (*M. glareolus*: $z = 1.88$, *n.s.*; *M. arvalis*: $z = 0.63$, *n.s.*) (9. ábra).

A számított csapdánkénti denzitás értékeket a vizsgált fajok párosításában is teszteltük. A sárganyakú erdeieger denzitás értéke szignifikánsan nagyobb volt, mint a két pocok fajnál számított érték (Wilcoxon páros teszt - *A. flavicollis* vs *M. glareolus*: $z = 3.17$, $P < 0.01$; *A. flavicollis* vs *M. arvalis*: $z = 3.29$, $P < 0.001$). Mivel a pirók erdeiegernek jelentősen megnőtt a létszáma, csapdánkénti denzitás értéke a mezei pocoknál számított értéknél szignifikánsan magasabb volt (Wilcoxon páros teszt - *A. agrarius* vs *M. arvalis*: $z = 2.17$, $P < 0.05$). A többi

fajpárosításban nem kaptunk szignifikáns különbséget a csapdapontokra számított sűrűség értékekben (Wilcoxon páros teszt: $z = 1.49 - 1.91$, *n.s.*)

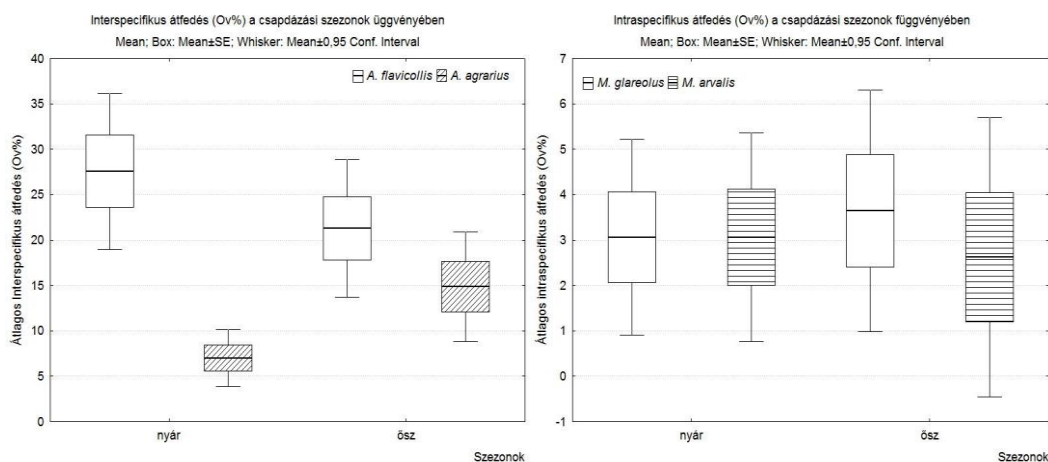
Következő lépésként a vizsgált fajok intraspecifikus átfedését a habitatok és a szezonok függvényében a magasabb sűrűségű év (2014) adatai alapján értékeltük. Először a habitatok függvényében vizsgáltuk a fajok Ov % paramétereit. A sárganyakú erdeiegeér szubpopulációkon belüli egyedeinek terület használatának átfedése hasonló értéket vett fel a két eltérő struktúrával rendelkező élőhelyen felállított mintavételi kvadrátokban, tehát nem kaptunk szignifikáns eltérést a fajokon belüli átfedésben (*A. flavicollis*: $z = 0.39$, *n.s.*). A pirók erdeiegeér esetében a populáción belüli egyedek átfedése magasabb volt a faj által jobban preferált lékek területén, azonban ez a különbség nem volt szignifikáns (*A. agrarius*: $z = 1.11$, *n.s.*) A mezei pocok egyedek intraspecifikus átfedése szignifikánsan magasabb volt a lékek területén ($z = 2.87$, $P < 0.05$), amely jól alátámasztja a *Microtus* faj lék preferenciáját. Az előző fajjal ellentétben az erdei pocok egyedek populáción belüli átfedése magasabb volt az erdőfoltokban, mint a lékek területén, bár a különbség nem adott szignifikáns eredményt ($z = 1.81$, *n.s.*) (10. ábra).



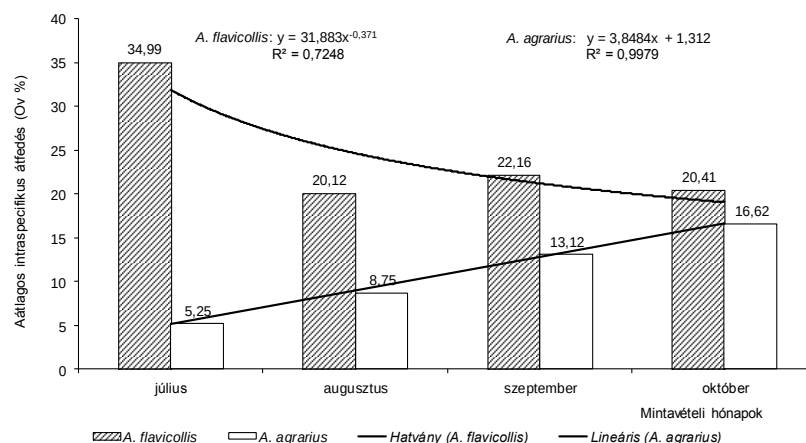
10. ábra: A négy vizsgált faj (balra: *A. flavicollis* és *A. agrarius*) (jobbra: *M. glareolus* és *M. arvalis*) átlagos intraspecifikus átfedése (Ov%) a két habitat típusban (2014).

A két szezon összehasonlításában a sárganyakú erdeiegeér esetében az intraspecifikus átfedés értéke magasabb volt nyáron, mint ősszel, bár ez az eredmény nem volt szignifikáns (*A. agrarius*: $z = 1.07$, *n.s.*). Az őszi alacsonyabb érték a sárganyakú alacsonyabb fogási számából következik. A másik vizsgált erdeiegeér egyedeinek fajokon belüli átfedése a második csapdázási szezonban (ősz) szignifikánsan magasabb volt, mint nyáron ($z = 2.25$, $P < 0.05$). A kiemelt pocok fajok esetében az intraspecifikus átfedés vizsgálata nem adott szignifikáns különbséget a két szezon között (*M. glareolus*: $z = 0.11$, *n.s.*; *M. arvalis*: $z = 0.64$, *n.s.*) (11. ábra). Az intraspecifikus átfedés értékeit eltérésért a fajok között is teszteltük. A két vizsgált pocokfaj

kivételével (Wilcoxon páros teszt - *M. glareolus* vs *M. arvalis*: $z = 0.48$, *n.s.*) a további öt fajpárosításban az átfedési értékek szignifikánsan különböztek (Wilcoxon páros teszt: $z = 3.32 - 4.46$, $P < 0.001$).



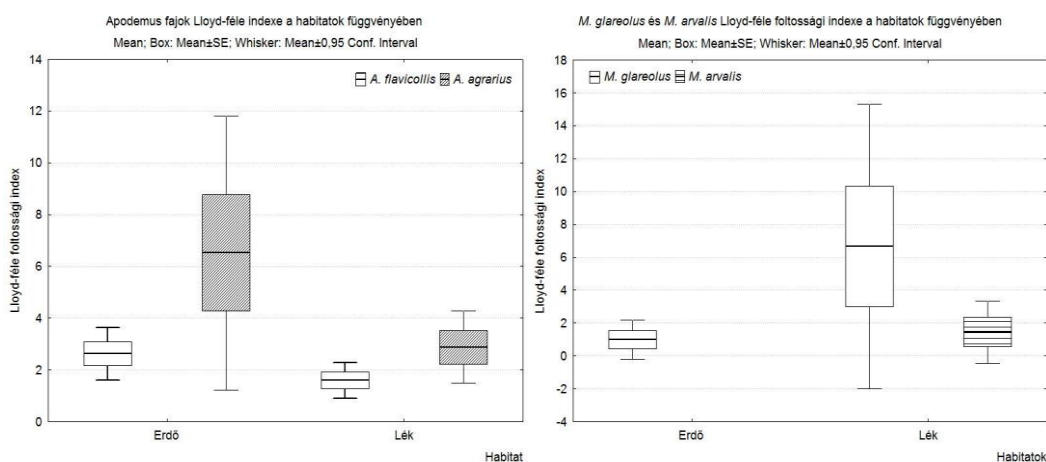
11. ábra: A négy vizsgált faj (balra: *A. flavicollis* és *A. agrarius*) (jobbra: *M. glareolus* és *M. arvalis*) átlagos intraspecifikus átfedése (Ov%) a csapdázási szezonok között (2014).



12. ábra: A két vizsgált Apodemus faj átlagos intraspecifikus átfedés (Ov%) értékének időbeli változása

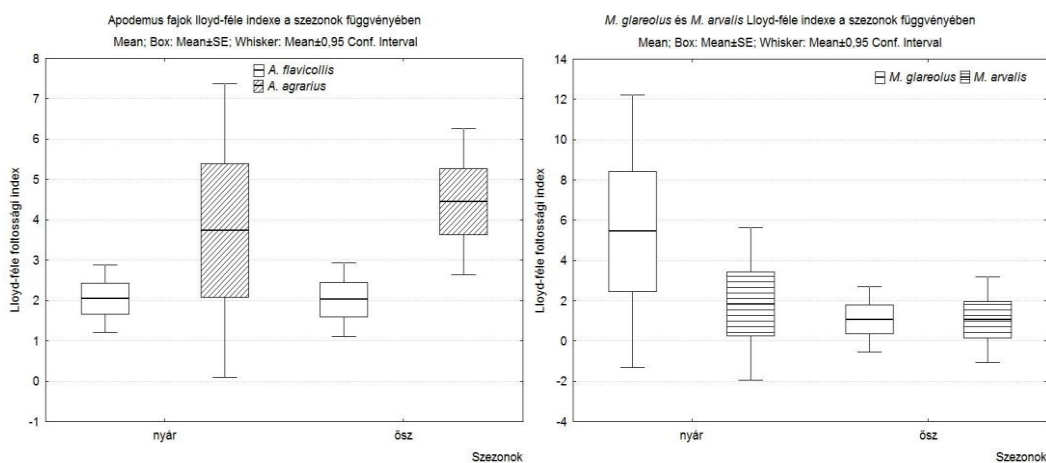
A teljes vizsgálati területre vonatkozóan az intraspecifikus átfedés számításában kaptuk a legtöbb értékelhető adatot a két erdei egér faj esetében. Ennek megfelelően a két fajon belül az egyedek térbeli átfedés értékeinek időbeli változását is vizsgáltuk. A kapott eredmény visszatükrözte az abundancia értékek szezonális változásában kapott eredményeket. A sárganyakú erdei egér átfedés értéke júliusban volt kiugróan magas, míg a pirók erdei egéré ekkor volt a legkisebb. Az utóbbi faj átfedés értéke júliustól októberig lineáris trend szerint növekedett, amely egy matematikai függvény szerinti növekedés szignifikáns volt ($r = 0.9989$, $P < 0.05$). A sárganyakú erdei egér egyedeinek térbeli átfedése viszont jelentősen csökkent augusztusra és az őszi időszakra, amely hatvány függvény szerinti csökkenés nem bizonyult szignifikánsnak ($r = 0.8513$, *n.s.*) (12. ábra).

Végül az intraspecifikus megközelítésben a Lloyd-féle foltossági index számításának eredményeit értékeltük. Az egyedek populáción belüli eloszlását kifejező index számításához a magasabb sűrűségű év (2014) tudtuk felhasználni, hasonlóan a fajon belüli térbeli átfedéshez a foltossági értékeket is különböző élőhely típusok és évszakok függvényében vizsgáltuk. Az eltérő növényzeti borítottságú habitatok között a sárganyakú erdeiegegnél nem kaptunk szignifikáns eltérést a Lloyd-féle foltosságot vizsgálva, bár ennél a tipikusan erdőlakó *Apodemus* fajnál nagyobb aggregáltságra számítottunk a zárt erdőfoltokban felállított kvadrátokban, a lékek területén a faj egyedeinek eloszlása a véletlenhez közelített. A várttal ellentétben a pirók erdeiegeger Lloyd-féle foltossága magasabb értéket adott az erdős élőhelyeken, melynek oka, hogy a faj 2014-ben magasabb fogási eredményekkel jelent meg az erdőfoltokban is, mint 2013-ban, azonban jellemzően szegélypreferáló fajként a zárt erdős kvadrátokon belül inkább az erdőszélekhez közeli területeken fogtuk meg. Azonban a foltosság tekintetében két habitat közötti különbség nem bizonyult szignifikánsnak (*A. agrarius*: $z = 1.56$, *n.s.*). A mezei pocok erdős területeken tapasztalt alacsony fogási eredménye miatt a Lloyd-féle foltosság értékében nem kaptunk szignifikáns különbséget a habitatok összehasonlításában ($z = 0.00$, *n.s.*). A lékek területén a mezei pocok populáció egyedeinek eloszlása a egyenletes volt. A vöröshátú erdei pocok esetén a foltosság a faj számára kevésbé preferált léket reprezentáló kvadrátok területén adott magasabb értékeket, ami faj egyedeinek e területen jellemző aggregáltságára utal, de a két területre vonatkozó foltossági értékekben nem volt szignifikáns különbség ($z = 1.23$, *n.s.*). A lékek területén tapasztalt kifejezettebb aggregáltság oka, hogy az erdei pocok egyedeket a lék-erdő szegély területeket részesítette előnyben (13. ábra).



13. ábra: A négy vizsgált faj (balra: *A. flavicollis* és *A. agrarius*) (jobbra: *M. glareolus* és *M. arvalis*) Lloyd-féle foltosság indexe a két habitat típusban (2014).

A területen eudomináns sárganyakú erdeiegegnél a két évszak között nem tapasztaltunk szignifikáns eltérést a Lloyd-féle index értékét tekintve ($z = 0.25$, $n.s.$). A pirók erdeiegegnél őszi aggregáltsága kissé magasabb értéket adott, mint az nyári érték, amely a faj magasabb fogási paramétereiből adódik, azonban ez nem volt szignifikánsan kimutatható ($z = 1.29$, $n.s.$). A két eltérő élőhely preferenciával jellemezhető pocokfaj Lloyd-féle foltosság értékében sem kaptunk szignifikáns eltérést a két évszak között, habár az erdei pocok ezen paraméterre nyáron magasabb értéket adott, mint ősszel (*M. glareolus*: $z = 1.96$, $n.s.$; *M. arvalis*: $z = 0.84$, $n.s.$). A két utóbbi faj esetén, a nyáron kimutatott aggregáltság őszi már nem volt jellemző, mind két faj egyedei inkább véletlen eloszlást mutattak a területek adatai alapján, ami az őszi létszámnövekedéssel magyarázható (13. ábra).



14. ábra: A négy vizsgált faj (balra: *A. flavicollis* és *A. agrarius*) (jobbra: *M. glareolus* és *M. arvalis*) Lloyd-féle foltosság indexe a csapdázási szezonok között (2014).

5.3 Az interspecifikus megközelítés értékelése

Továbbiakban a tanulmány keretein belül kiemelt négy rágcsálófaj közötti interspecifikus kapcsolatait vizsgáltuk, illetve ezen kapcsolatok irányát és mértékét. A koegzisztencia értékeket az összesen hat fajpár esetében külön értékeltük a két különböző denzitású év és eltérő habitat típusok között. A 2013-as télies kora tavaszi időjárás következtében és így az áttelelő kezdő populáció lecsökkenése miatt a fajok denzitása alacsony maradt. Ezzel magyarázható, hogy sok fajpár koegzisztenciájának vizsgálata során az egyik vagy mindkét faj alacsony fogási paraméterei miatt nem kaptunk értékelhető eredményt. A zárt erdőfoltok területén felállított kvadrátokban a mezei pocok jelenlétét az alacsonyabb sűrűségű év során nem detektáltuk, így ezen faj esetében nem voltak értékelhetőek az interspecifikus paraméterek. Ebben az évben a pirók erdeiegegnél állománya is visszaszorult a faj által preferáltabb lécek területére, így a más fajokkal fennálló interakciója

az erdős kvadrátokban kevésbé volt értékelhető. A jellemzően erdőlakó sárganyakú erdeiegér és vöröshátú erdei pocok kapcsolata két eltérő fekvésű erdőfoltban más jelleget mutatott. Az E1 jelzésű kvadrát területén szignifikánsan pozitív asszociáltság állt fenn a két erdei kisemlős között, míg az E3 területén a két faj kompetícióját tükrözték az adatok. Ezek a különbségek valószínűleg az élőhely minőségére utalhatnak. Azokban az erdőfoltokban, ahol a pirók erdeiegér megfelelő létszámmal fordult elő, ott a másik *Apodemus* fajjal negatív kölcsönhatásban állt, bár ez kompetíciós viszony nem volt szignifikáns, míg az erdei pocokkal az E3 területén asszociáltan jelent meg (1. táblázat).

1. táblázat: A vizsgált fajok közötti koegzisztencia értékek táblázata a zárt erdőfoltok területén 2013-ban.

Fajpárok	Erdő 1			Erdő 2			Erdő 3		
	CI	P_{comp}	P_{ass}	CI	P_{comp}	P_{ass}	CI	P_{comp}	P_{ass}
<i>A. flavicollis</i> vs. <i>A. agrarius</i>	0.22	0	1	–	–	–	0.21	0	1
<i>A. flavicollis</i> vs. <i>M. glareolus</i>	0.25	0.98	0.023	–	–	–	0.24	0.031	0.97
<i>A. agrarius</i> vs. <i>M. glareolus</i>	0.09	0	1	–	–	–	0.28	0.91	0.10
<i>A. flavicollis</i> vs. <i>M. arvalis</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>A. agrarius</i> vs. <i>M. arvalis</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>M. glareolus</i> vs. <i>M. arvalis</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	–

CI: koegzisztencia érték, P_{comp} : kompetíció szignifikancia szintje, P_{ass} : asszociáció szignifikancia szintje

Az eredmények alapján a lékek területén 2013-ban és 2014-ben is több fajt mutatunk ki, ami az abundancia viszonyok megváltozása miatt hatással volt a fajok közötti kölcsönhatásra. Az első csapdázási év során azonban a mezei pocok fogási eredménye lékekben is alacsony volt. A szintén lékpreferáló pirók erdeiegér asszociált kapcsolatot mutatott mezei pocokkal, a másik vizsgált pocokfajjal szemben inkább kompetítorként jelent meg a lékek területén. A két *Apodemus* faj kapcsolatára a L3 lékben is versengés volt jellemző, mely kapcsolat statisztikailag szignifikáns volt. A sárganyakú erdeiegér és az ekkor még kisebb gyakorisággal megfogott mezei pocok kapcsolata semleges volt, míg az erdős területeket hasonlóan használó erdei pocokkal térben asszociáltan jelent meg (2. táblázat).

2. táblázat: A vizsgált fajok közötti koegzisztencia értékek táblázata a lékek területén 2013-ban.

Fajpárok	Lék 1			Lék 2			Lék 3		
	CI	P_{comp}	P_{ass}	CI	P_{comp}	P_{ass}	CI	P_{comp}	P_{ass}
<i>A. flavicollis</i> vs. <i>A. agrarius</i>	0.19	0	1	–	–	–	0.21	0.001	0.999
<i>A. flavicollis</i> vs. <i>M. glareolus</i>	0.27	1	0	0.18	0	1	0.35	1	0
<i>A. agrarius</i> vs. <i>M. glareolus</i>	0.22	0	1	0.16	0	1	0.00	0	1
<i>A. flavicollis</i> vs. <i>M. arvalis</i>	0.24	0.46	0.56	0.36	1	0	0.20	0	1
<i>A. agrarius</i> vs. <i>M. arvalis</i>	0.30	0.997	0.004	–	–	–	0.29	1	0
<i>M. glareolus</i> vs. <i>M. arvalis</i>	0.17	0.042	0.971	–	–	–	0.00	0	1

CI: koegzisztencia érték, P_{comp} : kompetíció szignifikancia szintje, P_{ass} : asszociáció szignifikancia szintje

A következő magasabb sűrűségű év (2014) során a zárt erdőben felállított kvadrátok területén az E2 kivételével, ahol a mezei pocok továbbra is alacsony egyedszámmal fordult elő, mind a négy vizsgált kisémlősfaj közötti koegzisztenciát értékelni tudtuk. A két *Apodemus* faj kapcsolatára az előző évhez hasonlóan negatív irányú asszociáltság volt jellemző, melynek értéke megközelítette a szignifikanciaszint határát. A szubdomináns erdős élőhelyeket preferáló erdei pocok és az egész területen domináns sárganyakú erdeieger egymással kompetitív viszonyban álltak az E2 területén, mely kompetíció értéke szignifikáns volt. Ezzel szemben az eredmények alapján az E1 területén a két faj között semleges kapcsolatot állapítottunk meg. Negatív asszociáció állt fenn a mezei pocok és a sárganyakú erdeieger között is, melynek értéke az E3 területén szignifikánsnak bizonyult, az E1 kvadrátban az asszociáltság értéke megközelítette a szignifikancia szintet. A pirók erdeieger az E1 és E3 mintavételi területeken a hozzá hasonlóan inkább a nyíltabb habitatokat kedvelő mezei pocokkal szignifikáns asszociáltságot mutatott, míg ezen egérfaj a vöröshátú erdei pocokkal a mikrohabitat minőségétől függően negatív vagy pozitív asszociáltságot mutatott. Az E1 területén szignifikáns kompetíciót mutattunk ki az erdei pocok és a pirók erdeieger között, de ezzel ellentétben az E2 jelzésű kvadrátban már asszociált területhasználatot mutatunk ki ennél a fajpárnál. A tanulmányban vizsgált két pocok között az E1 területén versengés állt fenn, addig az E3 kvadrátban asszociációt mutattunk ki, melynek oka a habitat mikorléptékű különbségeiből adódhat (3. táblázat).

3. táblázat: A vizsgált fajok közötti koegzisztencia értékek táblázata a zárt erdőfoltok területén 2014-ben.

Fajpárok	Erdő 1			Erdő 2			Erdő 3		
	CI	P_{comp}	P_{ass}	CI	P_{comp}	P_{ass}	CI	P_{comp}	P_{ass}
<i>A. flavicollis</i> vs. <i>A. agrarius</i>	0.24	0.054	0.946	0.24	0.05	0.95	0.22	0	1
<i>A. flavicollis</i> vs. <i>M. glareolus</i>	0.25	0.533	0.468	0.24	0.088	0.912	0.20	0	1
<i>A. agrarius</i> vs. <i>M. glareolus</i>	0.23	0.001	0.999	0.27	0.966	0.037	0.30	1	0
<i>A. flavicollis</i> vs. <i>M. arvalis</i>	0.21	0.084	0.918	–	–	–	0.21	0.014	0.986
<i>A. agrarius</i> vs. <i>M. arvalis</i>	0.34	0.999	0.001	–	–	–	0.29	0.983	0.018
<i>M. glareolus</i> vs. <i>M. arvalis</i>	0.2	0.009	0.992	–	–	–	0.34	0.955	0.005

CI: koegzisztencia érték, P_{comp} : kompetíció szignifikancia szintje, P_{ass} : asszociáció szignifikancia szintje

A magasabb sűrűségű év során az előző évben kijelölt három lékben elhelyezett kvadráton (L1, L2, L3) kívül, egy negyedik fiatalokú lékben (L4) is csapdáztunk. Ezen mintavételi területek mindegyikében mind a négy általunk vizsgált fajt kimutattuk. A két erdeieger faj között az előző évhez hasonlóan kompetíciós viszonyt állapítottunk meg, mely kapcsolat szignifikánsnak bizonyult az L1 kvadrát esetén, azonban L2 lékben a két faj kölcsönhatása

inkább semleges volt. A két koegzisztens pocokfaj kapcsolatát az L4 kivételével negatív irányú asszociáció jellemezte, az utóbbi lékben a két faj területhasználata át fedett. Az erdős élőhelyeket preferáló sárganyakú erdeieger és erdeipocok között az L1 és L2 kvadrátok területén pozitív irányú kapcsolatot állapítottunk meg, míg az L4 kvadrát adatai alapján e lékben egymásnak kompetítorai voltak.

4. táblázat: A vizsgált fajok közötti koegzisztencia értékek táblázata a lékek területén 2014-ben.

Fajpárok	Lék 1			Lék 2			Lék 3			Lék 4		
	CI	P_{comp}	P_{ass}	CI	P_{comp}	P_{ass}	CI	P_{comp}	P_{ass}	CI	P_{comp}	P_{ass}
<i>A. flavicollis</i> vs. <i>A. agrarius</i>	0.23	0.002	0.998	0.25	0.61	0.39	0.20	0	1	0.17	0	0
<i>A. flavicollis</i> vs. <i>M. glareolus</i>	0.26	0.98	0.013	0.25	0.93	0.07	0.19	0	1	0.18	0.018	0.982
<i>A. agrarius</i> vs. <i>M. glareolus</i>	0.24	0.312	0.692	0.19	0	1	0.35	1	0	0.32	0.992	0.008
<i>A. flavicollis</i> vs. <i>M. arvalis</i>	0.24	0.115	0.886	0.25	0.61	0.39	0.28	1	0	0.20	0	1
<i>A. agrarius</i> vs. <i>M. arvalis</i>	0.24	0.307	0.694	0.27	0.988	0.01	0.20	0	1	0.30	1	0
<i>M. glareolus</i> vs. <i>M. arvalis</i>	0.23	0.032	0.969	0.21	0	1	0.16	0	1	0.31	0.997	0.03

CI: koegzisztencia érték, P_{comp} : kompetíció szignifikancia szintje, P_{ass} : asszociáció szignifikancia szintje

Az L1 területén a sárganyakú erdeieger mezei pocokkal szembeni interakciója inkább negatív volt, azonban ennek szintje nem volt szignifikáns, ahogyan az L2 kvadrátban kimutatott pozitív egymásra hatás sem érte el a szignifikancia szintet. A lékek területén 2014-ben egyre magasabb gyakorisággal megjelenő pirok erdeieger az L4 területén az erdei pocokkal szignifikánsan pozitívan asszociált, míg az L2 területén egymás versengő partnerei voltak, továbbá a két faj között az L1 jelzésű lék területén az adatok alapján kisebb mértékű kompetíciós helyzetre következtettünk. A mezei pocok és a pirok erdeieger kapcsolata a különböző mikrohabitatú lékek területén nehezen értelmezhető. Míg az L1 jelű kvadrátban nem hatott jelentősen egymásra a két faj, addig az L2 kvadrátot vizsgálva pozitív irányú kapcsolatot mutattunk ki a mezei pocok és a pirok erdeieger között (4. táblázat).

A zárt erdőfoltokat és a mesterséges lékeket reprezentáló mintaterületek közül az interspecifikus mintázatok grafikus elemzéséhez azt a két mintavételi területet jelöltük, ahol a négy faj vonatkozásában mindkét évben nagyobb mennyiségű adat állt rendelkezésünkre a csapdapontokra vetített egyedszámok tekintetében. Ez a két terület az egymástól távolabb elhelyezkedő 3. erdőfolt (L3) és 3. mesterséges lék (L3) volt. A Biotas ábrák felhasználásával grafikusán jelenítettük meg az egyes fajpárok területhasználatát, illetve átfedését. A L3 területen mind a hat fajpár, mindkét évben jellemző területhasználatát vizsgáltuk. A két Apodemus faj vonatkozásában 2013-ban pozitív kapcsolatot mutatott a területhasználat, a jelentős térbeli átfedés miatt szignifikáns pozitív asszociáltság volt jellemző ($\chi^2 = 4.07$, $P < 0.05$). Ezzel szemben 2013-ban ezen a területen minden faj párosításában az asszociáltságra

vonatkozóan nem kaptunk szignifikáns eredményt ($\chi^2 = 0.005 - 3.00$, *n.s.*). Emellett azonban érdemes részletezni, hogy az egyes fajpárok esetén milyen irányúak voltak a kölcsönhatások. A két pocokfaj között negatív kapcsolat volt, azonban ez tért el legkevésbé a semleges hatáshoz viszonyítva. A pörök erdeiegér és a mezei pocok között kaptunk még negatív irányú kölcsönhatást, de a nullhipotézis, mint semleges hatáshoz viszonyítva számított eltérés ebben az esetben is az alacsony χ^2 érték alapján minimális volt. A fentebb említett szignifikáns pozitív kapcsolathoz hasonlóan az *A. flavicollis* vs *M. arvalis*, *A. flavicollis* vs *M. glareolus* valamint az *A. agrarius* vs *M. arvalis* fajpárok esetében kaptunk pozitív irányultságú kapcsolatot, azaz nagyobb arányú területátfedést. Az utóbbi fajpár esetén ennek mértéke megközelítette a szignifikanciaszint határát (15. ábra/Függelék). Ezen a területen 2014-ben az előző évvel szemben már több fajpár esetében kaptunk negatív irányú kölcsönhatást, melyek közül ugyancsak a sárganyakú erdei és a pörök erdeiegér közötti asszociáltság közelítette meg a szignifikanciaszint határát, de a Yates χ^2 teszt értéke nem volt szignifikáns. Ez az eredmény azt mutatta, hogy az előző évben tapasztalt pozitív asszociáltsághoz viszonyítva a denzitásfüggés következtében megfordult a kölcsönhatás iránya. Azonban a pörök erdeiegér és az erdei pocok között már szignifikáns volt a térbeli asszociáltság, ami ebben az esetben szignifikáns eredményként megerősítette az előző évi mintázatot (15. ábra/Függelék).

A kiemelt erdő (E3) területén 2013-ban mindössze három fajpárnál volt értékelhető eredményünk, mivel ekkor a mezei pocok még nem jelent meg az erdőfoltok területén. Az *A. flavicollis* vs *A. agrarius* és az *A. flavicollis* vs *M. glareolus* fajpárosításokban negatív irányú kölcsönhatást, azaz térbeli szegregációt, míg az *A. agrarius* vs *M. glareolus* fajpár esetén pozitív irányú kölcsönhatás, vagyis inkább térbeli átfedést mutatnak a Biotas ábrák, azonban a statisztikai teszt alapján ezek nem tekinthetők szignifikánsnak (16. ábra/Függelék).

A magasabb sűrűségű év során már mind a hat fajpárosítás esetén volt elegendő adatunk a területhasználat grafikus megjelenítéséhez és az asszociáltság teszteléséhez. Az *A. flavicollis* vs *A. agrarius*, *A. flavicollis* vs *M. glareolus*, *M. glareolus* vs *M. arvalis* és *A. flavicollis* vs *M. arvalis* fajpároknál pozitív irányú kapcsolatot mutatunk ki, azonban ez az asszociáltság statisztikailag nem bizonyult szignifikánsnak. A pörök erdeiegér kapcsolata mind a két vizsgált pocokfajjal negatív irányú volt, azaz térbeli szegregálódás volt jellemző a fajok között, de ez az elkülönülés sem volt szignifikánsan kimutatható (16. ábra/Függelék).

6. Diszkusszió

Tanulmányunk során a Dráva-síkon található Bükkhát Erdőrezervátum puffer területén vizsgáltuk kisemlősök abundancia viszonyait, valamint intra- és interspecifikus térbeli mintázat eloszlását a lékvágásos erdőgazdálkodással fragmentált erdőfoltokban, két eltérő sűrűségű év (2013 és 2014) folyamán. A mintavételi területeken detektált kisemlős fajok közül kiemeltünk négy koegzisztens fajt, melyeket mindkét különböző denzitású év során detektálni tudtunk.

A heterogén környezetben óriási szerepe van az elérhető források szempontjából a különböző minőségű élőhelyeknek, illetve élőhely fragmentumoknak, így a közöttük kialakuló migrációs mintázat befolyásolja a sűrűség szezonális változását, illetve a forrásokban különböző minőségű területek elfoglalását. Azonban ez fordítva is értelmezhető, miként egy adott foltban a denzitás növekedése valamilyen mértékben a populáció egyedeit más foltba, esetleg szuboptimális élőhelyre történő migrációra kényszeríti. A forrásokban gazdag élőhelyeken élő állatok egyedsűrűsége általában magasabb (PIMM & ROZENZWEIG 1981). Az elérhető táplálékforrások mennyiségének helyi növekedése bevándorlási hullámot okoz (ANDRZEJEWSKI 1963, 1975, HANSSON 1971, FLOWERDEW 1985). Egy heterogén tájon a helyi kihalás és rekolonizáció valószínűsége az egyes foltok izolációjának fokától függ (pl.: DEN BOER 1981, FAHRIG & MERRIAM 1985). A vizsgált fajok abundancia viszonyait a két év és a két eltérő minőségű habitat függvényében is összehasonlítottuk. A sárganyakú erdeiegér, mint jellemzően erdőlakó fajnak az abszolút dominanciája volt a jellemző a zárt erdős élőhelyeken, de mint azt korábbi tanulmányok is leírták (HOFFMEYER 1973), a lékek területén jellemző alacsonyabb lombkorona borítású növényzet is megfelelő élőhely a faj számára. Eudominanciája az alacsonyabb sűrűségű évben a többi faj alacsony egyedszáma miatt kifejezettebb volt a lékek és a zárt erdőfoltok területén is. Az élőhely generalista pírók erdeiegér mind 2013-ban, mind 2014-ben a lékek területén fordult elő magasabb abundancia értékekkel, amely eredményünk több hazai és külföldi tanulmányt is megerősít (SZACKI & LIRO 1991, HORVÁTH *et al.* 1996, HORVÁTH & TRÓCSÁNYI 1998, CHEŁKOWSKA *et al.* 1985). A magasabb denzitású év során azonban a zárt erdőfoltok területén is magas fogási értékekkel detektáltuk a fajt. A vöröshátú erdeipocok esetében a zárt erdős élőhelyek preferenciáját feltételeztük, melyet az alacsony denzitású évben nem sikerült alátámasztanunk, azonban a következő évben a faj egyedei már jóval magasabb abundanciával voltak jelen az erdős habitatokban, mint a mesterséges lékek területén. Az alacsony abundancia értékek miatt 2013-

ban a mezei pocok esetében sem sikerült kimutatni a fajra jellemzőbb lékpreferenciát. Ez utóbbi faj területhasználatában 2014-ben (magasabb sűrűségű év) azonban már szignifikáns különbséget mutattunk ki az alacsonyabb növényzettel borított lékek javára. A két év fogási adatait megvizsgálva elmondható, hogy a kedvezőbb 2014-es évben mind a négy kiemelt rágszáló faj átlagos egyedszám értékei a predikciónak megfelelően emelkedtek. A vizsgált fajok egyedszámainak megoszlását a két csapdázási szezon (nyár és ősz) között is megvizsgáltuk. A sárganyakú erdei egér létszáma mind két vizsgálati évben októberre jelentős csökkenést mutatott. Szegélyterületeket preferáló pörk erdei egér átlagos egyedszám a négy mintavételi hónap során fokozatosan nőtt, ami egy őszi demográfiai csúcsban tetőzött. Ez nagyban megerősítette a pörk erdei egér populációról szerzett korábbi ismereteinket (HORVÁTH *et al.* 1996b), miszerint a faj éves ciklusokat produkál, az őszi létszámmaximum utáni tavaszi összeomlás következik, majd ezután a populáció népessége egy újabb ciklus szerint változik, melynek csúcsa ismét az adott év őszére alakul ki. A két koegzisztens pocok faj egyedszám változása ellentétes irányú volt, míg a mezei pocok ősszel létszámnövekedést mutatott a nyári hónapokhoz viszonyítva, addig az erdei pocok átlagos egyedszáma ősszel visszaesett, azonban a két pocokfaj demográfiai adataiban nem voltak akkora különbségek, mint az *Apodemus* fajok esetében.

Az abundancia viszonyokra kapott eredmények alapján a demográfiai megközelítésben feltett nullhipotézisünket elvettjük, hiszen mind a négy kiemelt kisemlős faj egyedszám értékei jelentősen eltérnek a két év összehasonlításában. A két erdei egér faj egyedszámának szezonális megoszlását vizsgálva szintén az alternatív hipotézist (H_A) fogadjuk el. A két pocok faj esetében nem kaptunk szezonálisan az egyedszámok között szignifikáns különbséget, sem a két év összesített adataiból számolva, sem a két eltérő év adatait külön felhasználva, tehát itt fenntartjuk a nullhipotézist (H_0). Végül a demográfiai adatok alapján a fajok élőhely preferenciájában is eltérést tapasztaltunk, így itt is a predikcióinknak megfelelően az alternatív hipotézist igazolták eredményeink.

Az általunk vizsgált kisemlősök általában élőhely generalisták és többé-kevésbé a nekik megfelelő helyeken jelennek meg (HANSSON 1998). Ennek tükrében tanulmányunk során azt az eredményt kaptuk, hogy az általunk vizsgált fajok megjelentek az érintetlen erdős élőhelyeken és a fiatalkorú alacsony növényzetű lékek területén is, bár terület preferenciájuk függvényében eltérő mértékben. Ilyen eredménynek tekinthető a mezei pocok megjelenése a lékek területén 2013-ban, majd a következő évi gyors populáció növekedése. A szegélypreferáló pörk erdei egér populáció stabilizációja is hasonlóképpen értékelhető. Intraspecifikus megközelítésben a csapdánként denzitás értékek megerősítették az egyedszám

adatok alapján és az abundancia viszonyok kiértékelésekor a populáció dinamikára vonatkozó eredményeket. A sárganyakú erdeiegér őszi létszámcsökkenése egybeesik a vele koegzisztens pírók erdeiegér lineáris trend szerint növekvő demográfiai csúcsával. A két pocok egyedeinek átfedésében nem volt számottevő különbség a szezonok tekintetében. A két vizsgált pocokfaj kivételével a további öt fajpárosítást nézve az átfedési értékek szignifikánsan különböztek egymástól, mely a mezei pocok és az erdei pocok populációk hasonló állapotát tükrözheti. Ezen paraméterek alapján az erdeiegerek esetében az intraspecifikus megközelítésben feltett második kérdés alternatív hipotézisét tartjuk meg, míg a pocok fajok esetében a szezonok tekintetében megtartjuk a nullhipotézist (H_0), míg a habitatok között mért különbségek alapján az alternatív hipotézist (H_A) fogadjuk el.

A vizsgált Lloyd-féle foltosság értékek alapján az általunk kiemelt kisemlősök populációin belül az aggregáltság volt inkább jellemző. Az erdei pocok esetében, amely tipikus erdőlakó fajnak tekinthető HANSSON (2002) kiemeli, hogy a faj nem tesz különbséget az erdei és az alacsonyabb növényzetű habitat között, ha az utóbbi (végvágásos) élőhelyen elegendő búvóhelyet talál. Az általunk vizsgált lécek területén az erdei pocok ugyan megjelent, de leginkább azok peremterületén detektáltuk, míg az erdős területeket szignifikánsan gyakrabban használta és itt magasabb sűrűséggel fordult elő. Ez utóbbi eredmények alapján az első kérdés esetében felállított nullhipotézist elvetettük, az egyedek eloszlása a populáción belül eltért a random mintázattól. Az erdei pocok két szezon közötti foltosság értékét vizsgálva kimutattuk, hogy a faj egyedeinek nyári aggregációja ősze lecsökkent eloszlásuk miatt a randomhoz közelített, így itt az alternatív hipotézist tartjuk meg, azonban a mezei pocok 2014-ben mindkét szezonban a perdikciónkkal szemben véletlenszerű előfordulást mutatott a területen, tehát ez utóbbi esetben is fenntartjuk a H_0 hipotézist.

A szimpatikus kisemlős fajok populációméretének összehasonlításakor tapasztalt negatív korreláció alapján már korán felismerték, hogy az interspecifikus kompetíció hatással lehet a populáció méretére és az élőhely használatra (GRANT 1972, CONLEY 1976, REDFIELD *et al.* 1977, KINCAID & CAMERON 1982, GURNELL 1985). Számos populáció szintű tanulmány létezik, mely az interspecifikus kompetíció habitat választásra gyakorolt hatásait és az inverz populáció méretet vizsgálja a kisemlős populációkon. A központi kérdés minden esetben az interspecifikus kompetíció populáció méretre és habitat használatra gyakorolt hatásainak vizsgálata. Az általunk vizsgált négy rágcsálófaj között is lehetséges direkt, illetve indirekt versengési kölcsönhatás (ANDRZEJEWSKI & OLSZEWSKI 1963, WÓJCIK & WOLK 1985, GLIWICZ 1981), de a sárganyakú erdeiegér és az erdei pocok populáció dinamikájában nem figyelték meg a lehetséges kompetícióból eredő kvantitatív hatást (PUCEK *et al.* 1993). Ezért a

két faj demográfiai változásában megjelenő szezonális hatások vizsgálatában korábbi tanulmányokban egymástól független kezelték a populációkat (STENSETH et al. 2002). Ezzel ellentétesen éjszakai megfigyelések során kimutatták, hogy az erdei pocok kerüli az a sárganyakú erdeiegeret, amiről arra lehet következtetni, hogy a két faj között kompetíciós helyzet áll fenn (ANDRZEJEWSKI & OLSZEWSKI 1963). A vöröshátú erdei pocok erősen kötődik a territóriumához, illetve mozgáskörzetéhez, így populációjának stabilitása hatással van a többi generalista rágcsáló populáció denzitására is (MAZURKIEWICZ & RAJSKA-JURGIEL 1998). Erről a fenti három faj interakciójában fontos adatokat szolgáltatott GLIWICZ (1981) publikációja. Köztudott, hogy ha egy területen a sárganyakú erdeieger nagymértékű szétterjedése áll fenn, akkor az erdei pocok aktivitását átteszi a nappali órákra, így különülve el időbeli aktivitásban a versenytárs fajtól (WÓJCIK & WOLK 1985). Jelen tanulmányban a vizsgált asszociációs paraméterek alapján nem mutattunk ki a sárganyakú erdeieger és az erdei pocok közötti feltételezett versengést, melynek valószínűsíthető oka az erdeieger abszolút domináns jellege a vizsgált területen, ezáltal az erősebb kompetitor sárganyakú erdeieger barrierként hathat a pocokfaj számára (DOBROVOLSKI et al. 1993), így ennek következtében 2013-ban a kedvezőtlen tavaszi időjárás miatt hatása alapvetően alacsony kezdőlétszámról induló pocokfaj populációja még lassabban növekedett, mint lékeket preferáló mezei pocok, vagy élőhely generalista pirók erdeieger állománya. A sárganyakú erdeieger és pirók erdeieger között, azok hasonló életmenet jellege miatt a koegzisztencia teszt eredményei alapján általános jellegű kompetíciót tudtunk megállapítani. A két erdeieger faj egymásra hatása fokozódott a magasabb sűrűségű év során, elsősorban a pirók erdeieger nagyobb létszáma miatt, mely leginkább a lékek területén okozta a két faj negatív irányú kapcsolatát.

7. Összefoglalás

Vizsgálatunk helyszíne a Bükkhát Erdőrezervátum volt, ahol két évben (2013, 2014) négy hónapon keresztül (júliustól-októberig) elevenfogó csapdázással vizsgáltuk a kisemlősök lékvágásos erdőgazdálkodásra adott válaszát. A kisemlős felméréshez 2013-ban 3, 2014-ben 4 mesterséges lékben, valamint mindkét évben ugyanabban a 3 zárt erdőtagban helyeztünk ki mintavételi kvadrátot. Az alkalmazott 7×7-es kvadrátokon belül a csapdák 12 métere helyezkedtek el egymástól a háló rácspontjaiban. Munkánk során 4 koegzisztens kisemlősfaj (*Apodemus flavicollis*, *Apodemus agrarius*, *Myodes glareolus*, *Microtus arvalis*) demográfiai

paramétereit, intraspecifikus térbeli eloszlását és a fajok közötti térbeli asszociáltságot vizsgáltuk a két eltérő denzitású év és élőhely típus összehasonlításában.

Az intraspecifikus térbeli mintázat jellemzéséhez elsőként az adott erdőfoltok mintavételi adatai alapján elkülönített részpopulációk egyedeinek térbeli eloszlását a Lloyd-féle „foltosság” (patchiness) index számítása alapján értékeltük. Továbbá az egyedek csapdahasználatára alapján a fajon belüli, intraspecifikus átfedés %-os értékét (Ov %) is megadtuk. A fajok közötti interspecifikus mintázatot egyrészt a koegzisztencia indexek számításával elemeztük. Másrészt mivel mind a 4 fajt nagyobb gyakorisággal az E3 és L3 területén mutattuk ki, így csak ezen habitatokat kiemelve foglalkoztunk részletesen a területhasználattal, az átfedés, illetve a szegregáció grafikus értékelésével, amely eredményei alapján teszteltük a fajok közötti térbeli asszociáltságát (Yates-korrekciós χ^2).

A 2013-ban jellemzően alacsony sűrűséggel szemben, 2014-ben mind a négy vizsgált fajnál szignifikánsan megnőtt a fogások száma. Mindkét évben jellemző volt, hogy a mintavételi területeken a fajok különböző abundancia értékkel jelentek meg, amely mind a populáción belüli egyedek eloszlását, mind az interspecifikus térbeli asszociáltságot nagymértékben befolyásolta. A kedvezőbb 2014-es évben a szubdomináns fajok a relatív gyakorisági értéke és fogási paraméterei is magasabb és kiegyenlítettebb volt, amely mutatja a 2013-as évvel szemben ez az év a kisemlősök demográfiai értékeit figyelembe véve magasabb sűrűségű időszaknak tekinthető. Tehát demográfiai megközelítésben az évek, az éveken belüli szezonok és a két vizsgált habitat közötti különbségek alapján az alternatív hipotézist igazolták eredményeink.

A fajon belüli térbeli mintázatok megközelítésében előzetes perdikcióinknak megfelelően az egyedszám eloszlások, csapdánkénti denzitás és az intraspecifikus átfedés százalékos értékei is alátámasztották, hogy a vizsgált rágcsálófajok nem egyforma mértékben használták a két eltérő struktúrájú élőhelyet (nyílt lécek, zárt erdőfoltok). A tipikusan erdőlakó vöröshátú erdei pocok és sárganyakú erdei egér vizsgált paraméterei az erdő habitatok területén volt magasabb, míg a pirók erdei egér és mezei pocok egyedek előnyben részesítették a léceket és a szegélyterületeket a zárt erdővel szemben. A jelen tanulmány során az egyedek populáción belüli eloszlását kifejező foltosság értékek alapján elmondható, hogy vizsgált fajok egyedei az általuk kevésbé preferált élőhelyen kihelyezett kvadrátokban a két habitat közötti szegélyek mentén aggregálódtak. A domináns jellegű sárganyakú erdei egér az erdőfoltokban kimutatott magasabb gyakorisága miatt ezeken az élőhelyeken magasabb csoportosulást mutatott, míg a lécek területén egyedeinek eloszlása a véletlenhez közelített. Ez utóbbi esetben az intraspecifikus megközelítésben feltett első kérdésre felállított null-

hipotézisünket megtartjuk. A sárganyakú erdeiegér eloszlás mintázata a predikcióinknak megfelelően eltért a szubdomináns fajokétól, melyek populációi érzékenyebben reagálnak a denzitás függő hatásokra. A intraspecifikus paraméterekre kapott eredmény visszatükrözte az abundancia értékek szezonális változásában kapott eredményeket, amely alátámasztotta a denzitásfüggésre vonatkozó predikcióinkat. A sárganyakú erdeiegér egyenletesen magas állománya ősz közepére az eudominanciájához viszonyítva jelentősen visszaesett, míg a koegzisztens pirok erdeiegér populációja egyenletes növekedés után ősszel érte el a fajra jellemző demográfiai csúcsot. A két vizsgált pocok faj elemzett értékei a két szezon összehasonlításában nem mutatott szignifikáns eltérést. A fajok foltosság értékei alapján a két Apodemus faj mindkét csapdázási szezonban hasonló mértékű aggregációt mutatott, míg a két pocokfaj egyedeinek nyáron kimutatott aggregáltsága ősze csökkent, eloszlásuk a kvadrátok területén inkább random mintázatot mutatott.

Interspecifikus kapcsolatok kiértékelése során a koegzisztencia mértékét vizsgálva a két erdeiegnél mindkét év és a különböző élőhelyek adatai alapján is általános jellegű kompetíciót mutattunk ki, tehát elvetettük az interspecifikus megközelítésben feltett első kérdés nullhipotézisét. A másik öt fajpárosításnak koegzisztencia értékeit megvizsgálva arra a következtetésre jutottunk, hogy mind a két markánsan különböző habitat, valamint ezeket reprezentáló mintavételi területek közötti különbségeknek jelentős hatása van a fajok közötti kölcsönhatások irányára és mértékére. Az eredmények alapján azonban elmondható, hogy a lécek megjelenése segíti a szubdomináns fajok elkülönését és nagyobb mértékű populáció növekedését. A zárt erdőket megszakító lécek elősegíthetik a diverzitás növekedését az új az erdős területekre nem jellemző fajok megjelenése által. A térbeli mintázat grafikus elemzése alapján a vizsgált kisémlős fajpárok területi átfedés eltért a két eltérő denzitású évben, valamint a két eltérő növényzeti borítottsággal jellemezhető habitatban kijelölt kvadrátok területén is. A fajpárok közötti asszociáltság vizsgálat eredményei alapján a magasabb denzitású év során a fajok kapcsolata inkább kompetíciós jelleget, térbeli szegregációt mutatott, mely hatása a lécek területén kifejezettebb volt, ennek oka, hogy ezen élőhelyeken több fajt detektáltunk, valamint a szubdomináns fajok populációi a lécek megjelenése által eltudtak különülni térben a domináns sárganyakú erdeiegtől. A fajok megnövekedet abundancia viszonyaiból következik, hogy a populációk szegregáció révén igyekeznek csökkenteni a populáción belüli és a fajok közötti versengést. Ezek alapján elfogadtuk az interspecifikus megközelítésben feltett második kérdés nullhipotézisét, mely szerint a lécek elősegítik a fajok szegregációját és ez által mérséklük a fajok közötti versengést.