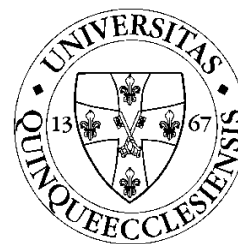




**XXXII. Országos Tudományos
Diákköri Konferencia**



**Erdőgazdálkodás során létrejött mesterséges lécek kisemlősök
populációdinamikájára gyakorolt fragmentáló hatásának
vizsgálata multi-state modellek alapján**

Szerző:

Polgári Botond

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

Témavezető:

Dr. Horváth Győző

Pécsi Tudományegyetem
Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék

Pécs

2015. 01.07.

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	3.
2. Témafelvetés és irodalmi áttekintés	5
3. Célkitűzés.....	9
4. Anyag és módszer	9
5. Eredmények	17
6. Diskusszió.....	30
7. Összefoglalás	33

1. Bevezetés

Az emberi tevékenység hatására a természetes és természetközeli területek fragmentálódnak és kisebb-nagyobb foltokból álló élőhelyek jönnek létre, amely élőhelyeket a kisemlős populációk is sajátos térbeli és időbeli dinamikával tudnak kihasználni (KOZAKIEWICZ 1995). Az élőhely-minőség heterogenitása, a foltok mérete és alakja közötti eltérés, valamint a foltok izolációs variabilitása a táj folytonosságának térbeli változását eredményezi (GUSTAFSON & GARDNER 1996). A populációk fennmaradása, illetve a metapopulációs dinamikán belül a szubpopulációk kapcsolata nagymértékben függ az izolált foltok közötti átjárhatóságtól, amit a különböző ökológiai folyosók biztosítanak.

Az ember által kezelt területeken az erdei fajok számára kisebb területű, különálló élőhely-fragmentumok állnak rendelkezésre, szemben a korábbi kiterjedt erdőterületekkel. Bár a biodiverzitás, azon belül is az erdei ökoszisztémák hosszú távú fenntartásában az egyik cél, hogy minél nagyobb kiterjedésű, összefüggő természetes vagy természetközeli területek maradjanak fenn, számos területen még a végvágás maradt a jellemző erdőművelési eljárás (KOHM & FRANKLIN 1997, HUNTER 1999, SULLIVAN *et al.* 2009). A végvágásos beavatkozások során azonban a nagyméretű fákat eltávolítják, míg a keletkező növénytörmelékeket, illetve az aljnövényzetet meghagyják (DESGRANGES & RONDEAU 1993, THOMPSON 1993), így az adott élőhely variabilitása nagymértékben lecsökken. Napjainkban csak az erdőrezervátum által elkülönített területeken vizsgálhatók spontán és természetes folyamatok, melyek eredeti állapotukban megmaradt természetes erdőségek. Az erdőrezervátumok mind természetvédelmi, mind talajvédelmi szempontból alkalmasak a képviselt élőhelytípusnak megfelelő erdei életközösségek hosszú távú fenntartására (CZAJLIK 1994). Az erdőrezervátumok alapvető és elsődleges célja a természetes vagy természetközeli állapotú erdei életközösség, az erdei ökológiai rendszer természetes folyamatainak megóvása, az erdők természetes fejlődésének és a természetes folyamatok által létrehozott szerkezeteinek kutatása, további célja mindennek biztosításával a megismerést célzó monitorozás és kutatás (BARTHA *et al.* 2001, 2003; MOLNÁR *et al.* 2008). Az erdőrezervátumok védőzónájában lehetőség nyílik a hagyományos vágásos üzemmód mellett a napjainkban egyre nagyobb teret nyerő átalakító üzemmód ökológiai hatásainak kísérletes vizsgálatára is.

A 2009-es Erdőtörvény erdőállományaink egy részében folyamatos erdőborítás melletti gazdálkodásra kötelez. Így aktuális kérdéssé vált a hajdani, természetes, folyamatos erdőtakaró, mint célállapot minél pontosabb definíciója, jellemzése (ORTMANN-NÉ AJKAI *et al.* 2012). Az erdőrezervátumok alapvető és elsődleges célja a természetes vagy

természetközeli állapotú erdei életközösség, az erdei ökológiai rendszer természetes folyamatainak megóvása, az erdők természetes fejlődésének és a természetes folyamatok által létrehozott szerkezeteinek kutatása, további célja mindennek biztosításával a megismerést célzó monitorozás és kutatás (BARTHA *et al.* 2001, 2003; MOLNÁR *et al.* 2008). Az erdőrezervátumok védőzónájában lehetőség nyílik a hagyományos vágásos üzemmód mellett a napjainkban egyre nagyobb teret nyerő átalakító üzemmód ökológiai hatásainak kísérletes vizsgálatára is. A hagyományos végvágás és a szálaló üzemmódú vágás mellett az utóbbi két évtizedben elterjedt a lékvágásos erdőgazdálkodás, amely során a végvágásnál szokásos területnél jóval kisebb erdőfoltok (módszertani kísérletekkel meghatározott optimális lékméret) letermelése történik. A lékek, a hozzájuk kapcsolódó változatos faállomány összetételű és korú erdőállományok és a környező területek nagyfokú mozaikossága (erdő, gyepek, mezőgazdasági területek, változó vízállású területek) megváltoztatja a korábbi homogén erdőképet, amely mint új élőhelyi környezet a Bükkhát Erdőrezervátum területén hatással van az állatfajok, így a terasztris kisemlősök közösségi összetételére és a közösséget alkotó populációk tér-időbeli viszonyaira.

A Nyugat-Magyarországi Egyetem által koordinált „Silva Naturalis” program komplex, multidiszciplináris megközelítésen alapuló alap- és célzott alapkutatásokat végez a folyamatos erdőborítás és az ezt megvalósító természetközeli erdőgazdálkodási módszerek területén. A Baranya megyében, a Drávamenti-síkság területén található Bükkhát Erdőrezervátum mag és puffertérületein a projekt tematikájának megfelelően számos mintaterületet jelöltek ki, amelyek egy része a lékvágásos erdőgazdálkodás hatását elemzi, elsősorban a lékek növényzetének szukcessziós dinamikájára fókuszálva. Ebbe a programba kapcsolódtunk be, vizsgálva a lékekben és a környező zavartalan erdőfoltokban megtalálható kisemlős együtteseket, illetve az ezeken belüli fajok élőhely használatát és térbeli szegregációját. A tervezett kisemlős kutatási program alapvető célja, hogy a felújítógátásokkal keletkezett lékekben jellemző kisemlősök mennyiségi és minőségi viszonyait összehasonlítsuk a zavartalan puffertérületi erdőállományok, mint kontrollterületek kisemlős adataival.

Jelen dolgozatban a vizsgált erdőrezervátum puffertérületén folyó lékvágásos erdőgazdálkodás kisemlős együttesek és populációk tér-időbeli mintázataira gyakorolt hatását kutatva két karakter Apodemus faj populációdinamikáját metapopulációs megközelítésben, multi-state modelleket felhasználva vizsgáltuk.

2. Témafelvetés és irodalmi áttekintés

Ahhoz, hogy megértsük az élőhely fragmentáció közvetlen vagy közvetett hatásait, többféle élőhely vonatkozásában fontos ismernünk egy adott faj fragmentációra adott demográfiai válaszát, valamint, hogy ezek a válaszok hogyan változtatják meg a fajok közötti interakciókat (TALLMON *et al.* 2003). A populációkon belüli és azok közötti demográfiai folyamatok leírásának nehézsége limitálja a legtöbb tanulmányt abban, hogy különböző populációs indexeket vagy becsült demográfiai paramétereket adjon meg az egyes élőhelyek vagy populációk vonatkozásában (NICHOLS 1996). A demográfiai paraméterek közül még nehezebb információt gyűjteni a populációk vagy szubpopulációk közötti mozgási valószínűségekről, melyekre korábban legfeljebb indirekt mérésekből következtek, mint például a gerinceseknél (pl. LINDBERG *et al.* 1998, MILLS *et al.* 2003).

A fogás-jelölés-visszafogás (CMR) modellek statisztikai alapot biztosítanak a fogási valószínűség más fontos biológiai fontos paraméterektől (abundancia, mortalitás és szétterjedés) történő elválasztására. Ebben a kutatásban a CMR módszer egy alcsoportjával foglalkoztunk, az úgy nevezett multi-state vagy multi-strata modellekkel, ami elméleti keretet biztosít a földrajzi „states” közötti átmeneti valószínűségek becslésére (IMS & YOCOZ 1997, NICHOLS & COFFMAN 1999, HANSKI *et al.* 2000). A multi-state modellek a Cormack-Jolly-Seber modellek kiterjesztései, melyeket évtizedeken át használtak nyílt populációk (nem vehető figyelmen kívül a születés, a halálozás, az emigráció és az immigráció) abundanciájának és túlélésének becslésére.

A multi-strata modellek alkalmasak arra, hogy a populációkra jellemző különböző állapotok (korosztály, reprodukciós állapotok) közötti átmenet becslésére is használják. A reprodukciós állapotokra vonatkozó vizsgálatokban két állapotot elkülönítve, illetve definiálva, mint a szaporodó és nem szaporodó időszak, feltételezve azt, hogy az egyes időszakban a szaporodó és nem szaporodó egyedek nem azonos mértékben figyelhetők vagy foghatók meg (NICHOLS *et al.* 1994, CAM *et al.* 1998). A multi-state modelleknek ez a fajta megközelítése arra is lehetőséget ad, hogy több multi-state összefüggésben is tudunk vizsgálatokat folytatni, amikor együttesen veszünk figyelembe reprodukciós állapotot és szaporodási helyeket (LEBRETON *et al.* 2003). A demográfiai modellek és a populáció életképességi analízisek (PVA) hasznos eszközök a természetvédelmi biológia (BROOK *et al.* 2000; REED *et al.* 2002; NORRIS AND MCCULLOCH 2003), a természetvédelem kezelések (BOONE & WIEGERT 1994), és életmenet stratégiák elméleteinek tesztelésében (TULJAPURKAR

1990; OLI & DOBSON 2003). A legrealisztikusabb demográfiai modellek a konzervációbiológiában sztochasztikusak, időbeli változást engedve a létfontosságú paramétereknek, mint pl. a túlélés, gyarapodás stb. (BOYCE 1992). Ezek a modellek lehetővé teszik a populációnövekedési rátára gyakorolt kényszerek vizsgálatát és modellezését annak érdekében, hogy megbecsüljék a természetvédelmi beavatkozásokat igénylő veszélyeztetett vagy sebezhető fajok populációinak életképességét és így megfelelő kezelési döntéseket készítsenek elő (DE LEO *et al.* 2004; FREDERIKSEN *et al.* 2004). A demográfiai modellek hasznossága a bevitt adatok minőségétől és a modell struktúra pontosságától függ (REED *et al.* 2002), azonban gyakran fontosak a modell struktúraegyszerűsítő feltételezései (BOYCE 1992; KAYE AND PYKE 2003). Legkézenfekvőbb feltételezés a sztochasztikus demográfiai modellekben, hogy a létfontosságú ráták (pl. túlélés) csoportok között függetlenül és időben változnak (FIEBERG & ELLNER 2001).

Az élőhely minőségében (FRETWELL 1972) és vonzerejében (BOULINIER & DANCHIN 1997) megjelenő heterogenitás különbözőségeket hoz létre habitatok között, ami mind a sűrűség mértékére, mind a demográfiai folyamatok változására hatással van. Végeredményben a gyarapodás és szétterjedés sokféle organizmus a populáció szabályozás meghatározó tényezői, mint pl. madarak (CHABRZYK & COULSON 1976, COULSON *et al.* 1982), tengeri gerinctelenek (SUTHERLAND 1990), kisemlősök (KREBS *et al.* 1973, HESTBECK 1986), és növények esetén (HATFIELD & CHESSON 1989). Egyre több empirikus bizonyíték van arra, hogy adott heterogén vagy mozaikos tájban az élőhely foltok minőségének jelentős szerepe van a fajok eloszlási mintázatának meghatározásában és a térbeli dinamikájuk szabályozásában (THOMAS *et al.* 2001). A habitat és/vagy folt minőségnek jelentős szerepe van a különböző mértékben egy adott mátrixban izolált foltok elfoglalási mintázatának meghatározásában, mint ahogy ezt több élőlénycsoport esetén bizonyították, pl. kétéltűek (MARSH & TRENHAM 2001), madarak (VERBOOM *et al.* 1991, Lloyd 2008), valamint a kisemlősök esetén is (HOLLAND & BENNETT 2007). A habitat vagy folt minőség jelentőségét és fontosságát a metapopulációs modellekben is beépítették (MOILANEN & HANSKI 1998, DEWOODY *et al.* 2005). A klasszikus PULLIAM (1998) féle 'source-sink', vagy más néven core-satellite' metapopulációs modellben a habitat minőség megkülönböztetése adja meg a modell alapját és írja le a forrás-nyelő ('source-sink') dinamikát, amelyben a forrás ('source') élőhelyen (jobb minőségű habitat) a születés meghaladja a halálozást és az elvándorlás (emigráció) meghaladja a bevándorlást (immigráció). Tehát a forrás populációkban a demográfia változást tekintetében nettó növekedés van ($r > 0$), míg a nyelő populációkban demográfiai veszteség van ($r < 0$) (PULLIAM 1998).

Ha egy metapopulációs rendszerben élőhely foltokat, vagy szubpopulációkat vizsgálunk, akkor azt a kérdést tehetjük fel, hogy milyen az összetétele az adott szubpopulációnak $i + 1$ időben, amely tartalmazza ugyanannak a szubpopulációnak az i mintavételi periódusra vonatkozó túlélőit, valamint azoknak az egyedeknek az arányát, amelyek i időben a szubpopuláción kívül éltek, de i és $i + 1$ mintavételi periódus között bevándoroltak a szubpopulációba. Ez a kérdés fontos ahhoz, hogy azonosítani tudjuk a forrás (source) és nyelő (sink) területeket (PULLIAM 1988), valamint a metapopulációs dinamikával kapcsolatban általánosítsuk a kérdéseket. Ennek alternatívájaként osztályozhatjuk az állatokat korösszetétel alapján, amikor a kérdés az, hogy mi az aránya annak, hogy a fiatal egyedek felnőtté válnak és $i + 1$ időben gyarapítják a felnőtt korcsoport mennyiségét, amihez természetesen hozzájárul az i és $i + 1$ mintavételi periódus között túlélő felnőtt egyedek aránya (NICHOLS *et al.* 2000). Ez a megközelítés egyrészt a populáció gyarapodásának (recruitment) és a populáció növekedési ráta közvetlen becslésének fejlesztéséhez, másrészt a többállapotú („multistrate” vagy „multistate”) modellek kidolgozásához vezetett.

Az együttes ’túlélés-mozgás’ becslés sok mindenre nem ad választ. Ilyen eset az, ha nem fizikai mozgásként fogjuk fel a rétegekben történő átmeneteket, hanem például a költő és nem költő állapot változásként. Már számos publikáció született az egyedek mortalitási szelekciójáról, amelyet a szaporodási állapot függvényeként jellemeztek (pl. szaporodási ráfordítás). Egy tipikus szaporodási ráfordítás vizsgálatnál tudni akarjuk, hogy (1) a túlélés függ-e a szaporodási állapottól és (2) ha az adott egyed túlél, az i periódusban megállapított szaporodási állapot meghatározó tényezője-e az $i+1$ periódusban jegyzett szaporodási állapotnak. Így el tudjuk választani a túlélést a mozgástól. A túlélés és a mozgás elválasztásához különleges feltételeket kell megadni. Ha feltételezzük, hogy i periódusból $i+1$ periódusba a túlélés nem függ a stratumtól, amelyben az egyed az $i+1$ periódusban tartózkodik a képlet a következő:

$$\Phi_i^{rs} = S_i^r \Psi_i^{rs}$$

ahol ψ_i^{rs} a feltételes valószínűsége annak, hogy az állat i periódusban és r rétegben, $i+1$ periódusban s rétegben van, természetesen feltételezve, hogy életben van $i+1$ periódusban. A többállapotú modelleknél tehát itt alapvető lényeg, hogy elválasszuk a túlélést a mozgástól.

Vegyük azt az esetet, hogy az egyed A rétegben van. Túlél i -ből $i+1$ periódusba S^A valószínűséggel csak azért, mert az A rétegben volt. Azután közvetlenül $i+1$ előtt vagy átmegy egy másik rétegbe, vagy ott marad ψ^{Ax} valószínűséggel (ahol $x=A, B$, vagy C a fenti példánkból). Ha a függetlenségi feltétel érvényesül, akkor a sorrend (túlél és mozog, vagy mozog és túlél) önkényesen választható. A multistrata modelleket először az MS-SURVIV

program vitte a gyakorlatba, amely lehetőséget ad mindkét megközelítésre: a közös „mozgás és túlélés” valószínűség becslést (a csak mozgás - movement only model), és az elkülönített „túlél majd mozog” valószínűség becslést (a csak mozgás - movement only modell S-M (Survive-Move) paraméterezéssel) (HINES 1994). A későbbiek során ezeket a modelleket a MARK programba is beépítették, amely multistata modelljeiben fejlesztették ki a túlélési és a mozgási valószínűség szétválasztását, illetve elkülönítését (COOCH & WHITE 2007). Ezt a módszert széleskörűen használják mind genetikai, mind evolúciós ökológia terén (NICHOLS & KENDALL 1995).

A szubpopulációk genetikai struktúrája a populáció alcsoportjai közötti migráció arányától függ (WRIGHT 1951, CROW & KIMURA 1970, ROCKWELL & BARROWCLOUGH, 1987). A migrációs folyamat különböző modelljei alapján a populációgenetikusok predikciókat származtattak az átmeneti és egyensúlyi géngyakoriság eloszlásról. A multi-state modellekkel megkülönböztethetünk génáramlás modelleket és becsülhetünk migrációs arányokat (NICHOLS & KENDALL 1995).

Ahhoz, hogy elméleti megközelítéssel elemezzünk multi-state CMR adatokat (LEBRETON *et al.* 1992, BURNHAM & ANDERSON 2002), ki kell dolgoznunk egy jelölt modellt ami azonosítja a biológiailag valós változók forrásait (pl. kor, nem, év, populáció helye, stb.) a szükséges paraméterek alapján. Ezt a rendszer rajz alapján való ismeretével, korábbi tanulmányokkal és biológiai intuícióval érik el. Miután az adatok rendelkezésre állnak, egy információs kritérium, mint az Akaike információs kritérium (AIC) használatával szelektáljuk a modelleket, annak függvényében, hogy melyik van leginkább összhangban az adatokkal.

A modellszelekciós folyamat két fontos feladatot végez el. Először teszteli a biológiai hipotéziseket aszerint, hogy mely modellek tagjai közelítik meg leginkább az adatokat. Végül, meghatározva az adatok alapján legmegfelelőbb jelölt modelleket, információs elméleti megközelítésekkel biztosítja a paraméterbecslést a legkisebb elfogultsággal (megadva a legmegfelelőbb jelölt modelleket és az adatok minőségét) és pontosságuk becslésével (LEBRETON *et al.* 1992, BURNHAM *et al.* 1995, BURNHAM & ANDERSON 2002). Mivel a következtetések a jelölt modellhalmazok érvényessége által korlátozottak, egy korábbi biológiai rendszer ismerete és a természettudomány fontos az érvényes jelölt modellek realisztikus felépítésében (BURNHAM & ANDERSON 2002).

3. Célkitűzés, kérdések, hipotézisek

Jelen dolgozatban szünbiológiai és faunisztikai megközelítésben tettük fel kérdéseinket és hipotéziseinket.

Kérdések:

- A foltok között van-e különbség a multi-state modellekkel becsült paraméterek (túlélési, fogási és mozgási valószínűség) értékeiben?
- A becsült paraméterek mennyiben különböznek a két faj összehasonlításában?
- Modellezés során a két vizsgált fajnál kimutatható-e az élőhely minőség és a távolsághatás jelentősége?

Hipotézisek:

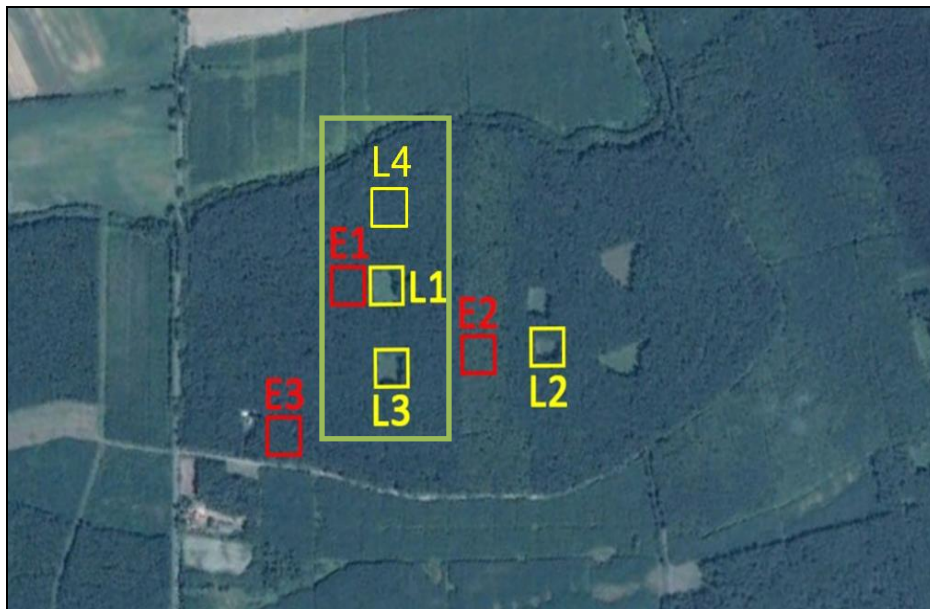
- H_0 : a két vizsgált faj becsült paraméterértékei nem különböznek a vizsgált foltok közötti dinamikát tekintve
- H_1 : a paraméterértékek különböznek
- H_{20} : a vizsgált multi-state rendszerekben az élőhely minőség és távolsághatás nem érvényes
- H_{2A} : a két hatás mindkét faj esetén mérhető.

4. Anyag és módszer

4.1 Mintavételi terület

Vizsgálataink helyszíne a Bükkhát Erdőrezervátum védőzónája volt, amely Dél-Dunántúlon a Dráva-síkon található, a Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóságán belül a Mecseki Erdészeti Zrt. kezelése alá tartozik, a Dráva-mente egyik legnagyobb összefüggő erdőtömbjének része. Az erdőrezervátum 452 ha, ahol a magterület nagysága 52 ha, a védőzóna 400 ha. Állományaiban síkvidéki gyertyános-kocsányos tölgyesek (*Fraxino pannonicae-Carpinetum*), a mélyebb részeken tölgy-kőris-szil ligeterdők (*Scillo vindobonensis-Ulmetum*) figyelhetők meg. A déli magterületen, 15 éve érintetlen, 110 év feletti állományok találhatók. A védőzónát alkotó állományok kora rendszerint meghaladja a 70 évet. A Mecseki Erdészeti Zrt. a 2000-es évek elejétől lékes felújítógátásokat végez a védőzónához tartozó erdőrészekben. Ennek eredményeképp különböző méretű (0,1 ha-0,5

ha) és formájú lékeket vágnak az állományba, majd ezeket kocsányos tölgyel beültetik (makkvetés, csemetézés). Jelen kutatásba bevont lécek és zárt erdőterületek a védőzóna területén és a hozzá kapcsolódó erdőrészekben, síkvidéki gyertyános-kocsányos tölgyes állományokban találhatók. A kisemlős felméréshez a vizsgálati területen három fiatalkorú (1-2 év) és kisméretű (0,1 – 0,3 ha) mesterséges lékben (L1, L3, L4), valamint 1 zárt erdőtagban helyeztük ki a mintavételi kvadrátokat (E1). Ezek közül a lécek a vizsgálat szempontjából kiemelt erdőbelső mintázó kvadráttól (E1) keletre, egy vonalban helyezkedtek el. A középső, a vizsgált erdőbelsővel szemben található L1 lékben kihelyezett csapdaháló sorai tükör szimmetrikusak voltak a zárt erdőben működő mintakvadráttal, míg ettől a két területtől északra és délre kb. 100 méter távolságban keletkezett lécekben jelöltük ki a további két mintaterületet (1. ábra).



1. ábra: A mintavételi csapdahálók és a vizsgált mintakvadrátok elhelyezkedése a mesterséges lécekben és a zárt erdőfoltokban a Bükkhát Erdőrezervátum puffterületén

A kvadrátokon belül a vegetáció részletes felmérése alapján mikro-léptékben további élőhely foltokat jelöltünk ki:

Mesterséges lécek:

- lék belső területe, illetve a lékbelső jellegű területek (LB)
- szegély magas cserjeszinttel (SZM)
- erdőjellegű szegély (SZE)
- szeder dominálta szegély (SZR)

Zárt erdőterületek:

- erdő magas cserjeszinttel (EM)
- erdő magas szederborítással (ER)

Lék belső területe, illetve a lékbelső jellegű területek (LB): A lék területén a lombkoronaszint és a cserjeszint teljes hiánya tapasztalható (leszámítva a helyenként megjelenő 0,5- 1 m magas tősarjakat). A kedvező besugárzási és tápanyagviszonyoknak köszönhetően a lékekben dús vegetáció alakult ki a 2011-es évben történt léknyitás óta. A gyepszint borítása a kerítést körülvevő szegélyzónát leszámítva közel 100%-os. A lékbelső jellemző fajai az egynyári és évelő lágyszárúak (csomós szittyó - *Juncus conglomeratus*, borzas sás - *Carex hirta*, erdei sás - *Carex sylvatica*, kerek repkény - *Glechoma hederacea*, erdei tisztesfű - *Stachys sylvatica*, békaszittyó - *Juncus effusus*, hamvas szeder - *Rubus caesius*), melyek 40-50 cm magas aljnövényzetet képeznek. Több gyom (egynyári seprence - *Stenactis annua*, betyárkóró - *Conyza canadensis*, nagy csalán - *Urtica dioica*) és invazív faj (magas aranyvessző - *Solidago gigantea*) is megjelenik a lékek belső területén. A lékben megjelennek a nedvességkedvelő fajok (csomós szittyó - *Juncus conglomeratus*, borsos keserűfű - *Polygonum hydropiper*), melyek utalnak az erdő letermelése utáni elvizesedésre.

Szegély magas cserjeszinttel (SZM): A léket körülvevő erdőállományok esetében a léknyitás hatására megváltoztak a besugárzási viszonyok. A többletfény hatására bizonyos cserjefajok számára ideális körülmények alakultak ki. A cserjeszintet a léket körülvevő szegélyben jellemzően 2,5 méternél magasabb cserjék (veresgyűrű som - *Cornus sanguinea*, egy és kétbibés galagonya - *Crataegus monogyna* és *C. laevigata*, fagyal - *Ligustrum vulgare*), és az állományalkotó fajok újulata (gyertyán - *Carpinus betulus*, mezei juhar - *Acer campestre*, magyar kőris - *Fraxinus angustifolia*, mezei szil - *Ulmus minor*) alkotja. A cserjés foltok területén a gyepszint borítása változó, a magas cserjeszint által beengedett fénynek köszönhetően, helyenként 60 % feletti borítású is lehet.

Erdőjellegű szegély (SZE): A lékeket körülvevő erdőállományokban, a lék déli szegélye mentén (a lékektől távolabb), jellemzően a kisméretű (0,12 ha) L2 lék mellett található folttípus. A lombkoronaszint záródásának mértéke a foltok területén magas (75 % feletti). A lombkorona kétszintes a felső szintet a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) és a magyar kőris (*Fraxinus angustifolia*) alkotja (D130: 30-35 cm), az alsó szintben gyertyán (*Carpinus betulus*), magyar kőris (*Fraxinus angustifolia*), mezei juhar (*Acer campestre*) és mezei szil (*Ulmus minor*) található (D130: 10-15 cm). A foltokban cserjeszint borítása alacsony (40 % alatti). A cserjeszint jellemző fajai a mezei juhar (*Acer campestre*),

veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*), gyertyán (*Carpinus betulus*) és az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*). A gyepszint foltban változatos borítású, domináns fajai a társulásra jellemző erdei fajok (eredi szálkaperje - *Brachypodium sylvaticum*, szagos müge - *Galium odoratum*, erdei sás - *Carex sylvatica*, borostyán - *Hedera helix*).

Szeder dominálta szegély (SZR): A léket körülvevő erdőállományok esetében a léknyitás nagy bolygatással jár, és hatására megváltoztak a besugárzási viszonyok. Ez a két tényező jelentős mértékben hozzájárult a szederfajok számára kedvező körülmények létrejöttéhez. A vadszeder és (*Rubus fruticosus*) a hamvas szeder (*Rubus caesius*) a léket körülvevő foltokban egységes, zárt állományt képez, borítása meghaladja a 80 %-ot, magassága 40-60 cm. A szeder dominálta szegélyben a lombkoronaszint zártsága alacsony, cserjeszint az erdészeti beavatkozásoknak köszönhetően a legtöbb foltban hiányzik, a gyepszintben a két szederfaj dominál.

Erdő alacsony cserjeszinttel (EA): cserjeszintjének borítása változó, magassága 0,5 m-1,3 m-ig terjed. A cserjeszintet ezekben a foltokban cserjék (veresgyűrű som - *Cornus sanguinea*, egy és kétbibés galagonya - *Crataegus monogyna* és *C. laevigata*, fagyal - *Ligustrum vulgare*, fekete bodza - *Sambucus nigra*), és a lombkoronaszintet alkotó egyes fajok újulata (gyertyán - *Carpinus betulus*, mezei juhar - *Acer campestre*), magyar kőris - *Fraxinus angustifolia*, mezei szil - *Ulmus minor*) alkotja.

Erdő magas szederborítással (ER): A lombkoronaszint záródásihiányának köszönhetően, az alsóbb szintekre jutó többletfény hatására kedvező feltételek alakulnak ki a szederfajok számára. A vadszeder (*Rubus fruticosus*) és a hamvas szeder (*Rubus caesius*) az E1-el jelölt kvadrát foltjaiban egységes, zárt állományt képez, borítása meghaladja a 80 %-ot, magassága 40-60 cm. A foltban a cserjeszint borítása alacsony, magassága jellemzően 2,5 méter feletti, domináns faja a veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*).

4.2 Csapdázási metodika

A három lékben és a zárt erdőfoltban egyenként 7×7-es csapdahálót alkalmaztunk. A lékek teljes lefedettsége és a szegélyhatás vizsgálata érdekében a csapdatávolságot 12 m-re növeltük. Ennek megfelelően a 4 különböző mintakvadrát alapján összesen 196 elevenfogó kisemlős dobozcsapdával végeztük a felmérést. Az elevenfogó csapdák alkalmazásával a fogás-jelölés-visszafogás (capture-mark-recapture=CMR) módszert alkalmaztuk. 2014-ben júliustól-októberig, 4 hónapon keresztül 5 éjszakai napi periódusokban csapdázunk. A mintavételezésnél a csapdák folyamatosan működtek és napi egyszer, a reggeli órákban (7⁰⁰

órai kezdettel) ellenőriztük őket. Az öt napos csapdázási periódus alatt így 9 alkalommal ellenőriztük a csapdákat.

A csalizás módszere a csapdázási periódusokban megegyezett, így biztosítva a csapdázhatóság azonos feltételeit, amely fontos az összehasonlíthatóság szempontjából. Csalétekként minden alkalommal szalonnát, ánizskivonattal és növényi olajjal megkevert kukorica és gabonamagvakat használtunk. A csapdázások során feljegyeztük a befogott állat nemét (nőstényeknél graviditást, 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 teszi lehetővé.

4.3 Adatfeldolgozási módszerek

4.3.1 Fogási adatok, élőhely használat

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, egyedi kód, fogáskód). A statisztikai elemzéseket két karakterfaj vonatkozásában végeztük el, melyek mind a zárt erdőfoltokban, mind a mesterséges lécekben is előfordultak: sárganyakú erdeieger (*Apodemus flavicollis*), pirók erdeieger (*Apodemus agrarius*). A két faj esetében először összevetettük a két különböző élőhelytípusban jellemző abundancia értékeket a teljes négyhavi mintavétel adatai alapján, amihez Mann-Whitney U-tesztet használtunk. A két karakter rágeszálófaj terület-használatának értékeléséhez a relatív abundancia index (RAI) (VANDERWEL *et al.* 2007) számítását alkalmaztuk, amit észak-amerikai kisemlősök esetében ZWOLAK (2009), európai erdők vizsgálatában BOGDZIEWICZ & ZWOLAK (2013) alkalmazott. Mindkét tanulmányában a kisemlősök végvágásra adott válaszána kutatásait a meta-analízis módszerével szintetizálták, összehasonlítva a végvágás utáni területhasználatot az erdőgazdálkodástól mentes, érintetlen erdőfoltokkal szemben. A relatív abundancia index számítása a következő:

$$RAI = \frac{N_{l\acute{e}k} - N_{erd\acute{o}}}{N_{l\acute{e}k} + N_{erd\acute{o}}}$$

ahol $N_{l\acute{e}k}$ és $N_{erd\acute{o}}$ a lékekben és az erdőfoltokban kapott abundancia adatok. Ha szükséges volt, az abundanciákat a csapdázási ráfordítás különbségével standardizáltam. A RAI értéke +1-től (amikor a faj csak a lékek területén fordult elő) -1-ig tarthat (a faj csak a zárt erdőfoltokban található meg). A RAI index értékét mindkét faj esetén először a teljes mintavételi ráfordítás összesített adatai alapján határoztuk meg. A továbbiakban a relatív abundancia index értékét minden mintavételi hónap adatai alapján is kiszámoltuk, majd az elméleti semleges területhasználathoz viszonyítva egymintás *t*-teszttel vizsgáltuk a fajok eltérő területhasználatát (ZAR 2010).

4.3.2 Multi-state modellek felépítése

Multi-state modellek felhasználásával a fenti mintaterület elrendezés alapján két megközelítésben vizsgáltuk a területen eudomináns, sárganyakú erdeiegér (*A. flavicollis*) és inkább a lékekben domináns pirók erdeiegér (*A. agrarius*) demográfiai paramétereit. Mindkét esetben három-három foltot vettünk figyelembe a modellezésnél (K1-L1-L3, K1-L1-L4). A multi-state modellek lehetővé teszik a demográfiai folyamatok metapopulációs szemléletű vizsgálatát, ahol a különböző minőségű és méretű foltokban feltételezhető az eltérő túlélési (ϕ) és fogási (p) valószínűség, valamint a különböző távolságban lévő foltok közötti eltérő mozgási (ψ) valószínűség. A modellek létrehozására a MARK Version 6.1 (WHITE & BURNHAM 1999) programcsomagot használtuk.

A vizsgálatnál feltételeztük, hogy mindkét konstrukció esetén a populációk egyedei mindhárom foltot elfoglalhatják, használhatják. Mindhárom élőhely izolátumban fogás-visszafogás módszerrel jelöltük az egyedeket, amely során feljegyeztük, hogy a jelölt egyedeket melyik foltban fogtuk be. Az első megközelítésben azt kell megvizsgálnunk, hogy mely tényezők határozzák meg a fogási valószínűséget. A tipikus fogás-visszafogás módszer esetében egyetlen mintaterülettel az egyed megfogásának valószínűségét az állat túlélési és a mintaterületen maradási valószínűségével (ϕ), valamint a megfogási valószínűségével (p) határozzuk meg, feltételezve, hogy az egyed él és a területen van. Egy jelölt egyedet megfoghatunk az adott élőhely foltban akkor, ha túlélte a következő periódusban, illetve nem ment át másik élőhely izolátumba. Így a multi-state modellek figyelembe veszik az úgynevezett átmeneti valószínűséget is (ψ).

1. táblázat: A MARK által létrehozható 'multi-state' modellek csoportosítása

Modell	A modellek tartalmi leírása
$\phi_{(t)} p_{(t)} \psi_{(t)}$	általános modell – mindhárom paraméter időfüggő
$\phi_{(.)} p_{(t)} \psi_{(t)}$	állandó túlélés
$\phi_{(t)} p_{(.)} \psi_{(t)}$	állandó visszafogás
$\phi_{(t)} p_{(t)} \psi_{(.)}$	állandó mozgás (szigetek között egyenlő)
$\phi_{(t)} p_{(t)} \psi_{(t)} \psi_{(., \text{egy irány})}$	állandó egyirányú mozgás
$\phi_{(t)} p_{(.)} \psi_{(., \text{egy irány})}$	állandó túlélés, és mozgás mely irányú
$\phi_{(., \text{minőség})} p_{(.)} \psi_{(., \text{egy irány})}$	állandó túlélés élőhely minőség szerint és mozgás mely irányú
$\phi_{(.)} p_{(.)} \psi_{(.)}$	mindhárom paraméter konstans

ϕ : túlélési valószínűség

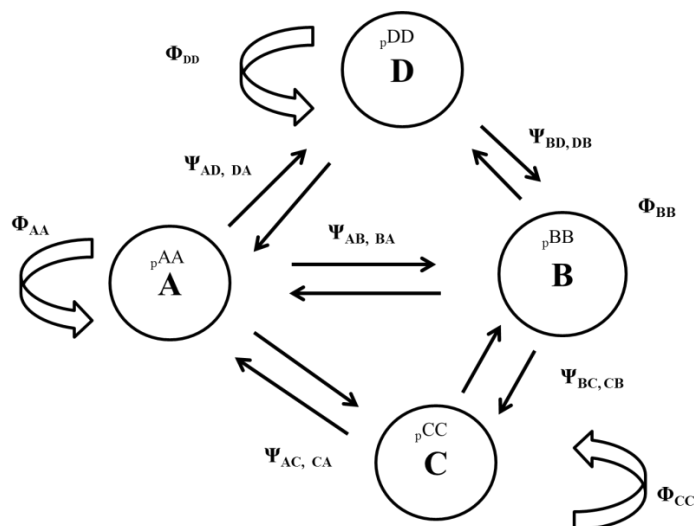
p : visszafogási valószínűség

ψ : mozgási valószínűség

t : a becsült paraméterek időben változnak

(.): nincs időfüggés

A fogástörténetben a multi-state modelleknél a folt betűjelét adjuk meg, a '0' azt jelöli, hogy az adott egyed az adott periódusban nem fogtuk be. Az BBA0CA fogástörténeti példa a következőt jelenti: az adott egyed az 1. periódusban B területen fogtuk meg és megjelöltük, majd a 2.-ban B területen, 3.-ban A területen fogtuk vissza, a 4. mintavétel során nem került elő az egyed, míg az 5.-ben C területen, a 6.-ban ismét az A területen fogtuk meg. Ezek a fogástörténetek adják az alapot a paraméterbecsléshez, azaz a valószínűség számításához.



2. ábra: Az élőhely foltokon és közöttük jellemző együttes túlélési, átmeneti és fogási valószínűség

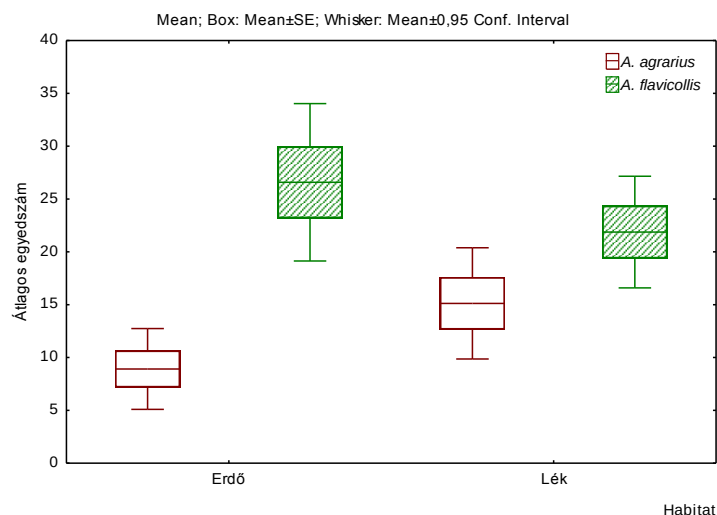
Az 2. ábrán a foltok közötti nyilakkal jelöltük a mozgási valószínűséget, a habitatból induló és visszakanyarodó nyilakkal a túlélési valószínűséget, míg a foltokban a fogási valószínűséget tüntettük fel. Ahhoz, hogy meg tudjuk vizsgálni, hogy a populációk becsült paramétereire hatással van-e a távolság, illetve az élőhely, minőség korlátozó (constrain)

faktorokat kell beépítenünk a modell Parameter Index Matrix megváltoztatásával. Ebben az esetben azonban ez a mátrix sokkal nagyobb és bonyolultabb, de ezt elsősorban nem a felépítés, hanem a több paraméter okozza. A metapopulációs megközelítésű többállapotú modellek létrehozása során feltételezhetjük, hogy a szigetek, izolátumok minősége befolyásolhatja a túlélést. Továbbá a szigetek közötti távolság és a szigetek mérete befolyásolhatja a mozgási arányokat. A modellépítést követően a modellszelekciós eljárást a CJS alapmodellekből indítottuk el, ahol a „multistate” modellek esetén a „rétegek, vagy helyek”, esetünkben a kijelölt mintavételi területeken becsült túlélés, fogási valószínűség, valamint a területek közötti mozgási valószínűség különbözik és időben is változik. Majd redukáltuk ezeket az alapmodelleket és az AIC_c -értékek és a modellsúly (ω) alapján végeztük a modellszelekciót, azaz választottuk ki a biológiai szempontból értelmezhető legtakarékosabb modellt (LEBRETON *et al.* 1992, ANDERSON *et al.* 1994). A további kérdések elemzéséhez, miszerint a különbségek korrelálnak-e az élőhelyfoltok elhelyezkedésével, méretével, vagy minőségével, a MARK fenti modellszelekciós eljárása alapján kiválasztott modellt vettük alapul és ezekbe építettük be a fenti korlátozó tényezőket. A kvadrátok közötti távolság meghatározásához Biotas 1.02 programot használtunk. A feltett ökológiai kérdéseknek megfelelően erre a modellre építve korlátozó tényezős modelleket hoztunk létre. Az elemzés során több modellt futattunk le, de a biológiailag értelmezhető legfontosabb és egyben egymásba ágyazott (nested) modelljeinek hierarchiáját adtuk meg. A modell hierarchia felépítésében minden esetben az egyszerűsítés, vagyis az általános, globális modellből származtatott egyszerűbb modelleket követtük, amely hierarchiában az egymásból átalakított modellek egyben beágyazottak (nested) is voltak.

5. Eredmények

5.1 Abundancia viszonyok vizsgálata

Vizsgálatainkat annak a két karakterfajnak a vonatkozásában végeztük el, melyek mind a zárt erdőfoltokban, mind a mesterséges lékekben előfordultak: pirók erdeieger, sárganyakú erdeieger. Először a két faj abundancia adatait vizsgáltuk a zárt erdőterületek és a mesterséges lékek megoszlásában (3. ábra).

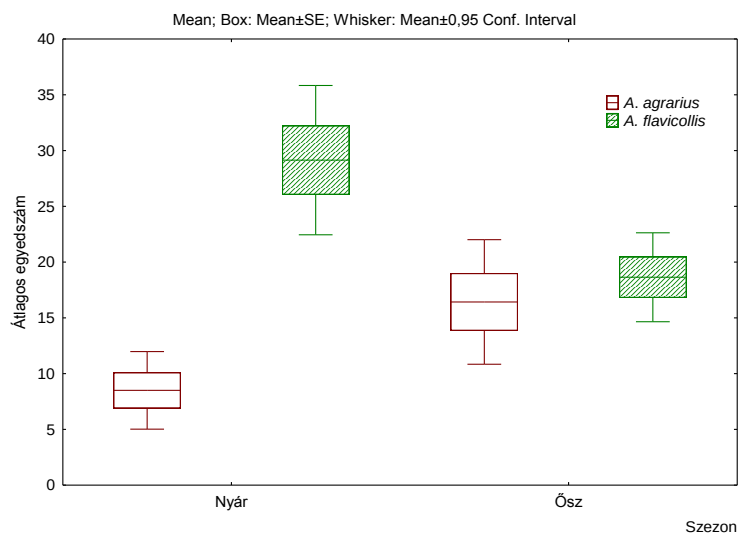


3. ábra A két vizsgált faj átlagos egyedszám értékei az erdőfoltok és a lékek összehasonlításában

A zárt erdőfoltban, illetve a mesterséges lékekben is a sárganyakú erdeieger érte el a legmagasabb átlagos egyedszámot, míg a másik faj alacsony átlagos abundanciával volt jelen a területeken. Az két különböző habitat között elvégzett statisztikai vizsgálat nem mutatott ki szignifikáns eredményt a fajok átlagos egyedszám különbségeinek tekintetében (Mann-Whitney U -teszt: *A. agrarius*: $z = 1.718$, $P = n.s.$, *A. flavicollis*: $z = 0.858$, $n.s.$), ezzel ellentétben a fajok között mind a zárt erdőben (Mann-Whitney U-teszt: *A. agrarius* vs *A. flavicollis*: $z = 3.72$, $P < 0.001$), mind a mesterséges lékekben (Mann-Whitney U-teszt: *A. agrarius* vs *A. flavicollis*: $z = 2.02$, $P < 0.05$) szignifikáns különbséget kaptunk.

A két kiválasztott faj átlagos abundancia értékének elemzését a havi adatok alapján az évszakok (nyár és ősz) összehasonlításában, a két habitatot együtt vizsgálva is elvégeztük (4. ábra). A zárt erdőfoltokban a sárganyakú erdeieger mindkét évszakban abszolút domináns faj volt, ugyanakkor ősze csökkent az átlagos egyedszáma, melyet az elvégzett Mann-Whitney U-teszt is alátámasztott, miszerint szignifikáns különbség volt a két évszak abundancia értékei között ($z = 2.619$, $P < 0.05$). A pirók erdeieger esetén jóval alacsonyabb átlagos egyedszámot

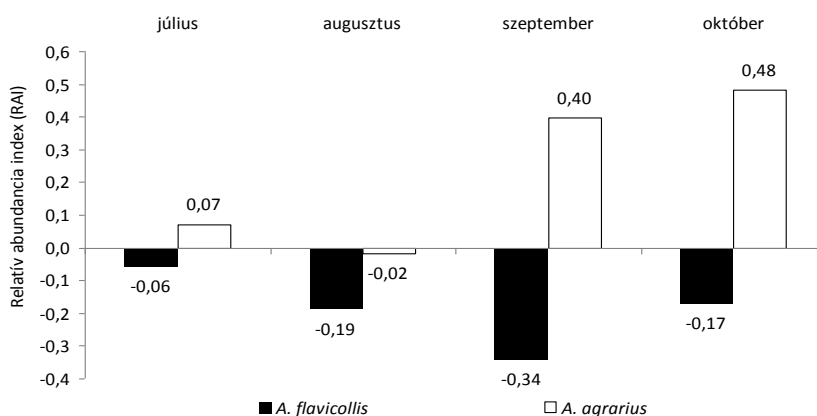
figyeltünk meg, azonban ennél a fajnál őszi az átlagérték megnőtt és a két évszak összehasonlításában szignifikáns különbséget kaptunk ($z = 2.343$, $P < 0.05$).



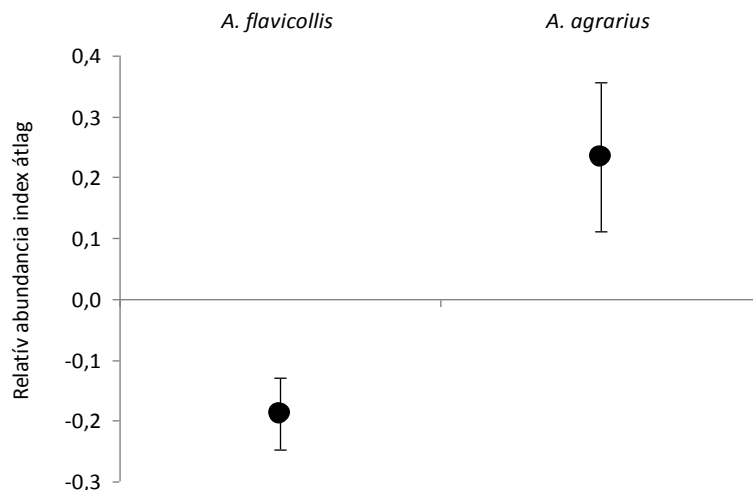
4. ábra: A két vizsgált faj átlagos egyedszám értékei a két évszak összehasonlításában

5.2 A területhasználat elemzése

A két vizsgált karakterfaj terület-használatát a relatív abundancia index (RAI) havi egyedszám adatokból történő számításával értékeltük (5. ábra). A pírók erdeieger esetében mind a három hónapban pozitív értékeket kaptunk, ami azt mutatja, hogy ez a faj a négy mintavételi periódusból három esetén a lékeket preferálta. Júliusban és augusztusban a faj egyedeire az erdőszegélyek használata is jellemző volt, de az egyedszám növekedésével a két őszi hónapban kizárólag a lékek használata volt jellemző. A sárganyakú erdeieger ezzel szemben a legtöbb hónapban nagyobb mértékben használta az erdős területeket, mint a lékeket, a számított relatív index értékei negatív tartományba estek (5. ábra).



5. ábra: A két vizsgált faj relatív abundancia index értékének (RAI) megoszlása a mintavételi hónapok adatai alapján



6. ábra: A négy vizsgált faj relatív abundancia index értékének átlaga ($\pm$ SE)

A havi értékek alapján mind a két faj esetében megadtuk a relatív abundancia index átlagát és szórását, amely alapján egymintás t-tesztel a semleges területhasználatot jelentő nulla elméleti átlaghoz viszonyítva vizsgáltuk a fajok terület-választását (6. ábra). A sárganyakú erdeieger nagyobb gyakorisága miatt mindkét területet intenzíven használta, azonban az erdős területfoltok használata a semleges használattól szignifikánsan eltért ($t = 3.24$, $P < 0.05$). A pirok erdeieger ezzel ellentétben a nagymértékű szórás következtében nem mutatott szignifikáns különbséget a két habitat használatának tekintetében ($t = 1.91$, $n.s.$).

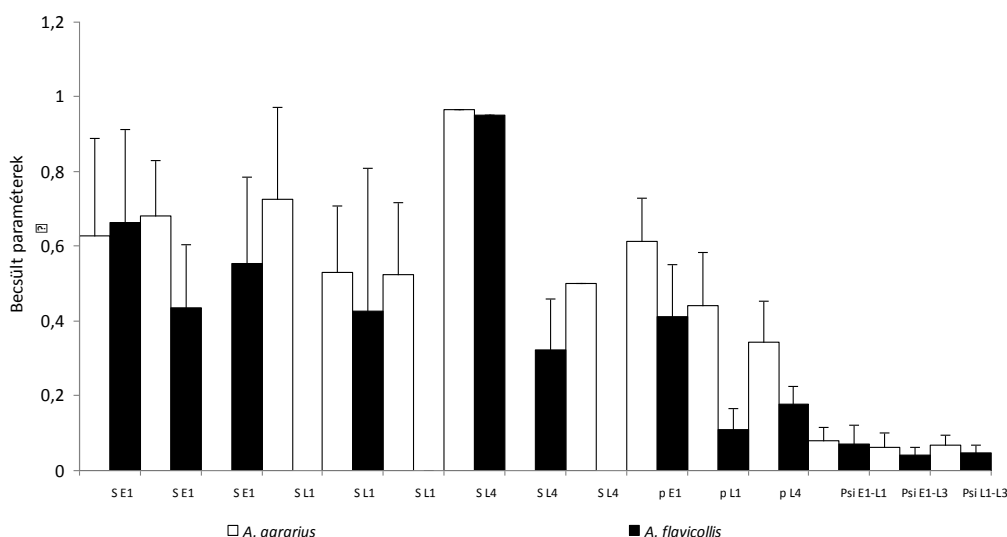
5.3 A multi-state modellezés eredményei

5.3.1 A K1-L1-L4 foltkombináció alapján értelmezett dinamika

A becslés és modellezés során felépített többállapotú modellekben a három kijelölt mintaterület jelentette a különböző helyeket, illetve állapotokat. A MARK többállapotú modelljeiben egyik legfontosabb tényező a három becslhető paraméter időfüggése. A becslés során először a MARK a globális alapmodellt futtatta le ($\phi(t) p(t) \Psi(t)$), amely a túlélési, fogási és mozgási valószínűség időbeli változását jelentette. A MARK programmal történő modellépítési folyamat során első lépésben a paraméterek számának csökkentésével a globális modellből levezetett redukált modelleket hoztunk létre. Majd ezt követően a modellszelekció alapján (legkisebb AIC_c -érték, illetve legnagyobb modellsúly) a legmegfelelőbb alapmodellből korlátozó tényezős modelleket állítottunk fel, ahol az élőhelyek minőségének túlélésre gyakorolt hatását, valamint a mozgási valószínűségben feltehetően szerepet játszó távolsághatást modelleztük. A mintakvadrát alapú megközelítésben a fogási valószínűség

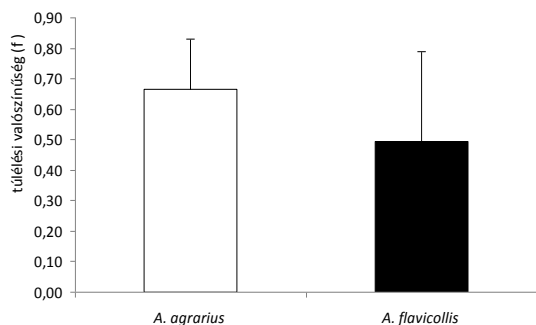
területnagyságtól való függését nem tudtuk modellezni, mivel a vizsgálat alapját képező csapdahálók azonos méretű területet fedtek le. A felállított hierarchiában a modellek egyszerűsítésének, vagyis a paraméterek csökkentésének logikáját követtük, ami nem feltétlen jelenti az AIC-érték csökkenését.

Első lépésben az *A. flavicollis* értékei alapján állítottuk fel a modelleket. A fent leírtak alapján a globális modellből redukált modelleket, majd korlátozós tényezők beépítésével 7 modellt állítottunk fel (2. táblázat/Függelék). A modellszelekció eredményeként a legkisebb AIC_c értékű (AIC_c = 332.18) és legnagyobb modellsúllyal ($\omega_i = 0.70082$) jellemzett modellben a túlélés időfüggése mellett meghatározó jelentősége volt a terület minőségének, míg a fogási és a mozgási valószínűség időben konstans volt. Emellett a mozgási valószínűség becslésében azonos értékűnek tekintettük az élőhelyek közötti oda-vissza irányt ($\phi(t, \text{minőség}), p(\cdot), \Psi(\cdot, \cdot, \text{egy irány, távolság})$). A sárganyakú erdeigér populációdinamikáját ennek a modellnek a becsült értékeivel jellemeztük. A pirók erdeigér esetén szintén 7 modellt hoztunk létre. Az előzőekben ismertetett módszer alapján a globális modellből redukált modelleket, majd korlátozós tényezőkkel korrigált modelleket futtattunk le (3. táblázat/Függelék). A legkisebb AIC_c értékű (AIC_c = 303.04) és legnagyobb modellsúlyú ($\omega_i = 0.3682$) modellben a túlélés esetén az időfüggés és a terület minősége is fontos volt, ellenben a fogási és a mozgási valószínűség időben állandónak bizonyult. Az élőhelyek közötti mozgási valószínűség becslésében itt is azonos értékűnek vettük az oda-vissza irányt.

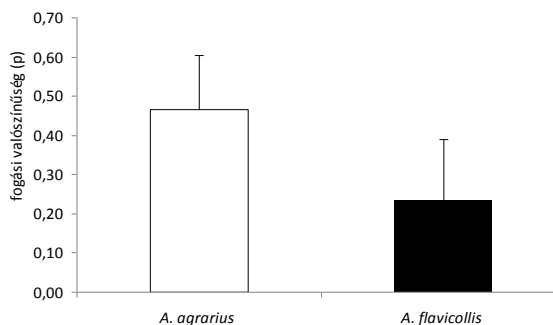


7. ábra: A pirók erdeigér és a sárganyakú erdeigér legnagyobb modellsúly értékű multi-state modellel becsült paramétereinek megoszlása az egyes makro-élőhelyeknek (zárt erdő és lék) megfelelően (a becsült értékekhez megadtuk a becsléshez tartozó standard hibát ($\pm SE$))

Mindkét fajnál a modellszelekcióval kiválasztott legalkalmasabb modellel becsült paraméterek értékeit egy grafikonra vetítve ábrázoltuk (7. ábra). Az egyes mintaterületek és becsült értékek alapján a grafikon szemlélteti a becslések eredményének két faj közötti eltérését. A túlélés valószínűség értéke mindkét faj esetében jelentős különbséget mutatott az egyes élőhelyek vonatkozásában. Külön ábrázoltuk a becsült értékek két vizsgált fajra jellemző átlagát (8. ábra).

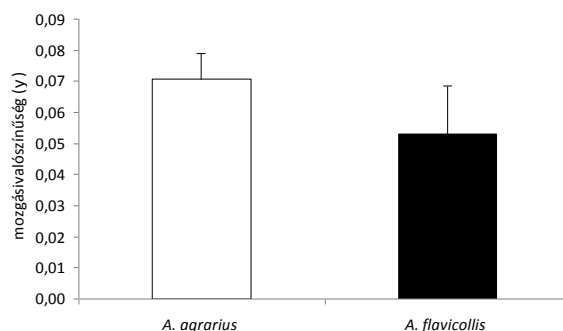


8. ábra: A két vizsgált faj túlélési értékeinek átlaga ($\pm$ SE)



9. ábra: A két vizsgált faj fogási valószínűség értékeinek átlaga ($\pm$ SE)

Annak ellenére, hogy a fentebb a RAI index számításával kimutattuk a sárganyakú erdeiegér szignifikáns erdőhasználatát, mégis a 7. ábrán azt látjuk, hogy mind az erdőfoltok, mind a lékek vonatkozásában a fajnak a pirók erdeiegérhez viszonyítva alacsonyabb a becsült túlélési valószínűsége. Azonban a két faj túlélési értékeinek t-tesztje a magasabb pirók erdeiegér átlag mellett sem mutatott szignifikáns különbséget a két faj összehasonlításában ($t = 1.69$, $n.s.$). A fogási valószínűség tekintetében is hasonló eredményt kaptunk, a várttal szemben ennél a paraméternél is a pirók erdeiegér populációnál kaptuk a becslésekből számított magasabb átlagértéket (9. ábra). A K1-L1-L4 konfigurációjú multi-state modellezésnél mindhárom élőhelyfolt esetében a pirók erdeiegérnél kaptuk a magasabb becsült fogási valószínűség értéket. Ennek eredményeként a két faj közötti statisztikai teszt szignifikánsan bizonyította a pirók erdeiegér eredményesebb visszafogási sikerét ($t = 4.62$, $P < 0.05$), ami magyarázza azt, hogy ennél a fajnál pontosabb és megbízhatóbb volt a túlélés becslése, mint a kisebb visszafogási sikerű sárganyakú erdeiegér populációnál. Ebben az élőhelykonfigurációba bevont területek között az átmozgások valószínűségét tekintve is magasabb értékeket kaptunk a pirók erdeiegérnél, így ennek a paraméternek a két fajra számított átlagértéke is szemlélteti (10. ábra).



10. ábra: A két vizsgált faj mozgási valószínűség értékeinek átlaga ($\pm$ SE)

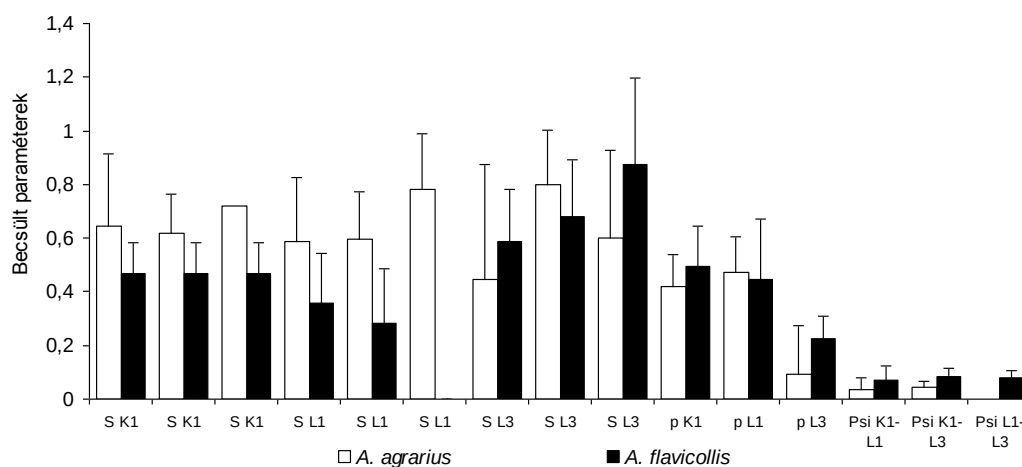
A becsült mozgási valószínűség értékek közötti különbséget tekintve a t-próbastatisztika értéke az 5%-os szignifikanciaszint határán, de az elfogadási tartományban van ($t = 4.15$, $P = 0.053$), így a teszt alapján a paraméter értékeinek két faj közötti különbségét nem tekinthetjük szignifikánsnak. Ez az eredmény is azt mutatta, hogy a jobb visszafogási sikerű pirók erdeiegénél a vizsgált élőhelyfoltok közötti átmozgási valószínűségének becslése is eredményesebb és megbízhatóbb volt, mint a sárganyakú erdeiegénél, amely esetében az átlaghoz tartozó jóval magasabb szórás is magyarázza a populációnál becsülhető mozgások valószínűségének nagyobb varianciáját.

5.3.2 A K1-L1-L3 foltkombináció alapján értelmezett dinamika

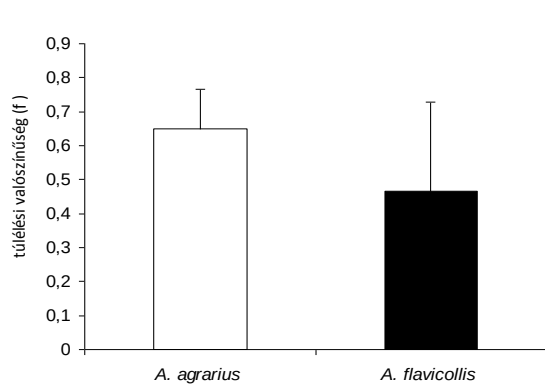
Ebben a foltkombinációban is megtartottuk a K1-L1 területet, melyeket egymáshoz közel fekvő tükörszimmetrikus helyezkedésű csapdaháló reprezentált és ehhez a területhez, ebben az esetben ettől délre helyezkedő L3-as léket vettük be a multi-state elemzésbe. A sárganyakú erdeiegérre vonatkozó fogástörténeti mátrix alapján ebben a konfigurációban is 7 modellt futattunk le a MARK programban. A globális, teljes paraméterszámú paraméterhez viszonyítva minden időben redukált és korlátozó faktorokat is tartalmazó modell is kisebb AIC értékűnek bizonyult. 4 olyan modell volt, amely vagy a terület minőségét, vagy a távolsághatást, vagy egyszerre mindkét hatást tartalmazta (4. táblázat/Függelék). A modellszelekció eredményeként a legkisebb AIC értékű ($AIC = 371.66$) és legnagyobb modellsúllyal ($\omega_i = 0.57$) jellemzett modellben a túlélés időben konstans volt azonban meghatározó jelentősége volt a terület minőségének, míg a fogási és a mozgási valószínűség időfüggését nem vettük figyelembe. Tovább ebben a konfigurációban is a további elemzésekhez választott legkisebb AIC értékű modell a mozgási valószínűség becslésében az oda-vissza irány különbségét nem vette figyelembe (ϕ (minőség), $p(\cdot)$, Ψ ($\cdot, \cdot$ egy irány, távolság)). A

sárganyakú erdeiegér populációdinamikáját ebben az élőhely konfigurációban ennek a modellnek a becsült értékeivel jellemeztük. A pírók erdeiegér esetén ennél az élőhelyi struktúránál is 7 modellt hoztunk létre. A globális modell mellett, az időbeli tényező elhagyása alapján további 3 redukált modell értékeit adtuk meg, majd 4 különböző korlátozósfaktorral korrigált modellt futtattunk le (5. táblázat/Függelék). A sárganyakú erdeiegérrel szemben ennél a fajnál a legkisebb AIC értékű ($AIC = 335.58$) és legnagyobb modellsúlyú ($\omega_i = 0.91$) modellben a túlélés esetén az időfüggése is fontosnak bizonyult a terület minősége mellett, valamint a fogási és a mozgási valószínűség időben állandónak bizonyult. Az élőhelyek közötti mozgási valószínűség becslésében itt is azonos értékűnek vettük az oda-vissza irányt.

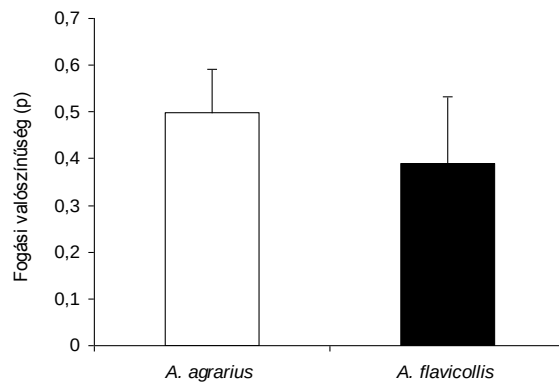
Mindkét esetben a kiválasztott fajnál becsült paraméterek értékeit elsőként egy ábrában ábrázoltuk (11. ábra). A túlélés vonatkozásában, ebben az élőhelykonfigurációban is azt eredményt kaptunk, hogy a pírók erdeiegér becsült paraméter értékei magasabbak, mint a másik populációnál kapott értékek, azonban e fajnál az élőhelyek közötti különbség nem jelentős. A sárganyakú erdeiegérnél viszont azt látjuk, hogy az erdőfoltban (K1) magasabb túlélési értékei voltak mint a lékben (L1), viszont az ezektől a területektől délebbre található mesterséges lékben (L3) az előző két területen kapott túlélési valószínűségnél is magasabb becsült valószínűségi értékeket becsültünk. A visszafogási valószínűség becsült értéke a két faj összehasonlításában kiegyenlítettebb volt, míg a mozgási valószínűségeknek ebben a konfigurációban azonban már a vártak megfelelően a sárganyakú erdeiegérnél kaptunk magasabb becsült valószínűségeket (11. ábra).



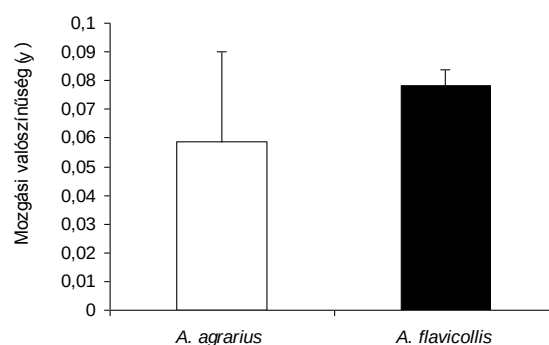
11. ábra: A pírók erdeiegér és a sárganyakú erdeiegér legnagyobb modellsúly értékű multi-state modellel becsült paramétereinek megoszlása az egyes makro-élőhelyeknek (zárt erdő és lék) megfelelően (a becsült értékekhez megadtuk a becsléshez tartozó standard hibát ($\pm SE$))



12. ábra: A két vizsgált faj túlélési értékeinek átlaga ($\pm$ SE)



13. ábra: A két vizsgált faj fogási valószínűség értékeinek átlaga ($\pm$ SE)



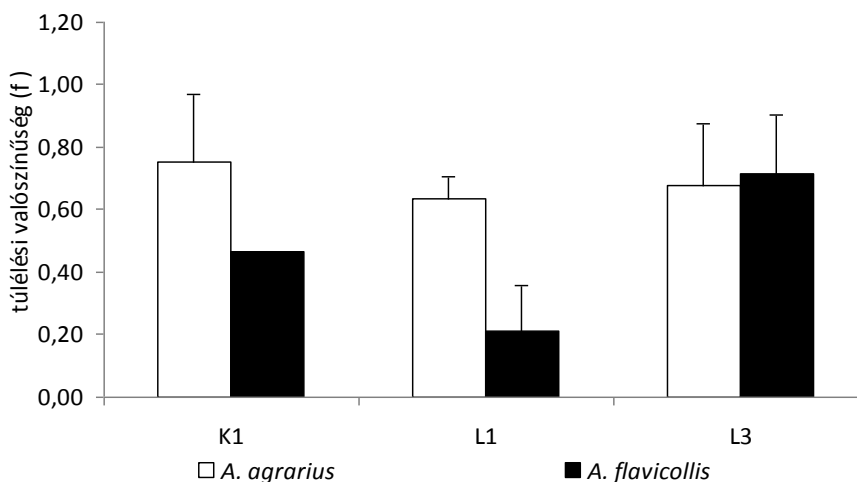
14. ábra: A két vizsgált faj mozgási valószínűség értékeinek átlaga ($\pm$ SE)

Amennyiben a mindhárom területre vonatkozóan becsült túlélési értékeket felhasználtuk a statisztikai elemzéshez, a két faj között nem kaptunk szignifikáns különbséget a túlélési valószínűségben ($t = 2.04$, $n.s.$). Ennél a modellnél azonban minden terület esetén a túlélés időfüggése miatt több értéket kaptunk így a két faj túlélése közötti különbséget 3 vizsgálatba bevont területre vonatkozóan egyenként is megvizsgáltuk.

A 15. ábra alapján látható, hogy az L3-as lékben a két faj átlagos túlélése kiegyenlített, az alkalmazott próbastatisztika nem adott szignifikáns különbséget a két faj összehasonlításában ($t = 0.29$, $n.s.$). A másik két terület vonatkozásában, melyek egymás szomszédságában helyezkedtek el, mindkét esetben a pírók erdei egérnél kaptuk a magasabb átlagos túlélést. A statisztikai teszt azonban a K1 esetén nem ($t = 2.37$, $n.s.$), míg az L1-es lék esetén szignifikánsan bizonyította a pírók erdei egér magasabb túlélési értékeit ($t = 4.74$, $P < 0.05$).

A visszafogási valószínűség vonatkozásában ennél az élőhely konfigurációnál is a pírók erdei egérnél kaptuk a magasabb átlagértéket (13. ábra), azonban a t-próba statisztika nem bizonyította ezt a különbséget ($t = 1.37$, $n.s.$). A területek közötti mozgási valószínűsége becsülésénél az előző multi-state elrendezésnél ellentétes eredményt kaptunk, ugyanis ebben a

konfigurációban a várt eredménynek megfelelően a sárganyakú erdeiegegnél kaptuk a becsült mozgási paraméter magasabb átlagértékét (14. ábra).



15. ábra: A két vizsgált faj túlélési értékeinek átlaga ($\pm$ SE) a 3 mintavételi területre vetítve

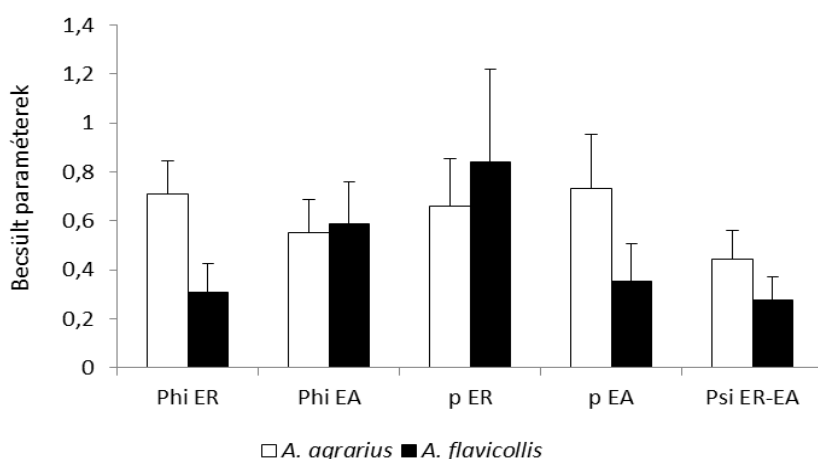
Mivel a pirók erdeiegegnél az átlaghoz tartozó standard hiba rendkívül magas, az alkalmazott statisztikai teszt alapján nem tudtuk bizonyítani a két faj mozgási valószínűségében látott különbséget ($t = 0.93$, *n.s.*). Ez az eredmény arra utal, hogy a sárganyakú erdeiegeger egyedei a K1-L1 használatával összefüggésben nagyobb valószínűséggel fordultak elő az L3-as lékben, mint az L4-ben ami mind a mozgási valószínűségek és különös tekintettel a túlélési valószínűségek eredményében nyilvánul meg, ami utóbbi paraméter esetén a két faj értékei teljesen kiegyenlítették voltak. Ezzel szemben az előző konfigurációban (K1-L1-L4) mind a túlélés mind a mozgási valószínűség a pirók erdeiegegnél volt magasabb.

5.3.3 Az élőhelyeken belüli mikrohabitat léptékű foltkombináció alapján értelmezett dinamika

A mintakvadrátokon belül mikrohabitat léptékben is vizsgáltuk a két faj foltok közötti dinamikát. Ehhez először az erdőfoltban (K1), majd a mesterséges lékekben (L1, L3, L4) jellemző mikrohabitatok közötti fogás-visszafogás alapján építettük fel a multi-state modelleket.

Első lépésben a pirók erdeiegeger értékei alapján modellezés eredményeit foglaljuk össze. A K1 erdőterületen belüli mikroélőhelyek használatát tekintve a globális modellből

redukált modelleket, majd az élőhely minőségét és területét beépítve 7 modellt állítottunk fel (6. táblázat/Függelék). A modellszelekció eredményeként a legkisebb AIC_c értékű ($AIC_c = 121.912$) és legnagyobb modellsúllyal ($\omega_i = 0.4639$) jellemzett modellben a túlélés nem volt időfüggő, ellenben a terület minőségének nagy jelentősége volt, míg a fogási és a mozgási valószínűséget időben konstansként értelmeztünk. Emellett a mozgási valószínűség becslésében azonos értékűnek tekintettük az élőhelyek közötti oda-vissza irányt (Modell: $\phi_{(., minőség), P(., \Psi(., egy irány))$). A pirok erdeiegér populációdinamikáját ennek a modellnek a becsült értékeivel jellemeztük. A sárganyakú erdeiegér esetén szintén 7 modellt hoztunk létre. Az előzőekben ismertetett módszer alapján a globális modellből redukált modelleket, majd korlátozós tényezőkkel korrigált modelleket futtattunk le (7. táblázat/Függelék). A legkisebb AIC_c ($AIC_c = 144.831$) és legnagyobb modellsúlyú ($\omega_i = 0.3398$) modellben szereplő paraméterek megegyeztek a pirok erdeiegérnél használtakkal.

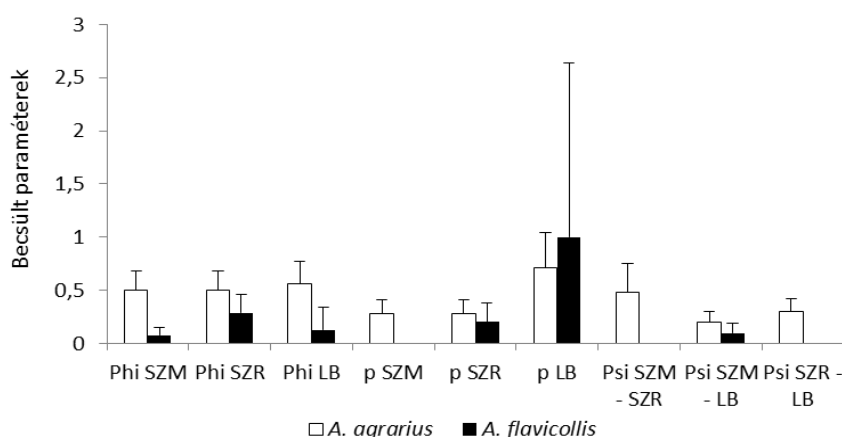


16. ábra: A pirok erdeiegér és a sárganyakú erdeiegér legnagyobb modellsúly értékű multi-state modellel becsült paramétereinek megoszlása a K1 zárt erdőn belüli mikrohabitatokban

A mikrohabitat léptékű vizsgálatok során kapott értékek ábrázolása esetén is a két faj paramétereit egy ábrán tüntettük fel. Az értékeket százalékban adtuk meg, és χ^2 - próbával teszteltük. A zárt erdő (K1) vizsgálata során (16. ábra) azt az eredményt kaptuk, hogy a pirok erdeiegér túlélési valószínűsége a magas cserjeszinttel (EM) jellemzett mikrohabitatban szignifikánsan magasabb volt (χ^2 - érték: 15.69, $P < 0.001$), ezzel szemben az alacsony cserjeszint borítású foltban (EA) a sárganyakú erdeiegér túlélési valószínűsége ugyan magasabb volt, de nem volt szignifikáns különbség a két faj becsült túlélése között. A visszafogási valószínűségben fordított eredményt kaptunk, ellenben ebben az esetben is a pirok erdeiegér értéke volt szignifikánsan magasabb (χ^2 - érték: 13.24, $P < 0.001$). A mozgási

valószínűségben szintén szignifikáns különbséget kaptunk a két faj összehasonlításában (χ^2 - érték: 3.95, $P < 0.05$).

Második lépésben a pírók erdeiegér L1-ben kapott fogástörténeti mátrix értékeit 7 modell felépítésével modelleztük (8. táblázat/Függelék). A modellszelekció eredményeként kapott legkisebb AIC_c értékű (AIC_c = 150.446) és legnagyobb modellsúlyú (ω_i = 0.6565) modellt választottuk, ahol a túlélés a területminőségtől függött és konstans volt, a fogási és mozgási valószínűség szintén konstans volt, viszont az előbbinél fontos szerepe volt az élőhely területnagyságának (Modell: $\phi_{(., \text{minőség})}$, $P_{(., \text{terület})}$, $\Psi_{(., \text{egy irány})}$). A sárganyakú erdeiegér esetén is 7 modellt hoztunk létre. A redukált modellek, majd a korlátozós tényezőkkel korrigált modellek lefuttatása után (9. táblázat/Függelék) a legkisebb AIC értékű (AIC_c = 44.304) és legnagyobb modellsúlyú (ω_i = 0.9981) modellt használtuk fel a további elemzéshez, ahol a túlélés időfüggése és élőhely minőség függése, valamint a fogási valószínűség időben történő változása volt jellemző. A mozgási valószínűség konstans volt (Modell: $\phi_{(t, \text{minőség})}$, $P_{(t)}$, $\Psi_{(., \text{egy irány})}$).

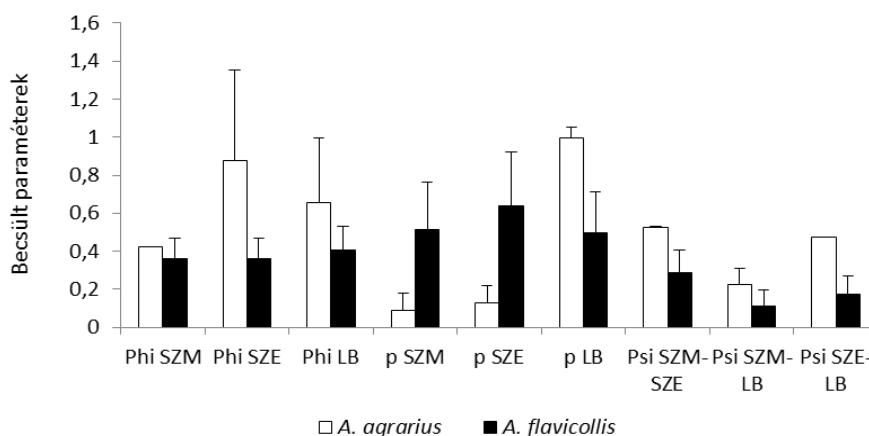


17. ábra: A pírók erdeiegér és a sárganyakú erdeiegér legnagyobb modellsúly értékű multi-state modellel becsült paramétereinek megoszlása az L1 mesterséges lékben

Az L1-es lék vizsgálatában is a két fajt egy diagramon ábrázoltuk (17. ábra). Ebben az esetben a pírók erdeiegér túlélési valószínűsége mind a magas cserjeszint borított szegélyben (SZM) (χ^2 - érték: 30.82, $P < 0.001$), mind a szeder dominált szegélyben (SZR) (χ^2 - érték: 5.74, $P < 0.05$), mind a belső lék területen (LB) szignifikánsan magasabb volt (χ^2 - érték: 27.50, $P < 0.001$). A visszafogási valószínűség esetén a két szegélyben a pírók erdeiegér értéke volt magasabb, ahol a magas cserjeszinttel borított szegélyben szignifikáns különbség volt a két faj között (χ^2 - érték: 27.53, $P < 0.001$). Azonban a lék belső területén a sárganyakú erdeiegér visszafogási valószínűsége volt magasabb (χ^2 - érték: 4.88, $P < 0.05$). Míg a szeder

dominálta szegélyben (SZR) a mozgási valószínűség kiegyensúlyozott volt, a magas cserjeszintű szegély és a szeder borította szegély között (χ^2 - érték: 48.08, $P < 0.001$), valamint a szeder borította szegély és a lékbelső (LB) közötti átmenet valószínűsége szignifikáns különbséget mutatott (χ^2 - érték: 30.12, $P < 0.001$).

Ezután az L3-ban kapott fogástörténeti mátrixot vizsgáltuk a pirók erdeiegér szempontjából. A modellek felépítése után (10. táblázat/Függelék) a modellszelekció alapján olyan modellt választottunk, ahol a túlélés időben konstans volt és függött az élőhely minőségétől, valamint a fogási és a mozgási valószínűség időben állandó volt (Modell: $\phi_{(., minőség)}, p_{(.,)}, \Psi_{(., egy irány)}$). Ebben az esetben is az AIC_c érték ($AIC_c = 94.734$) és a modellsúly ($\omega_i = 0.9192$) a legkisebb volt. A sárganyakú erdeiegér esetén is 7 modellt állítottunk fel mely tartalmazta a globális modellt, redukált modelleket és korrigált modelleket (11. táblázat/Függelék). A legkisebb AIC_c értékű ($AIC_c = 175.770$) és legnagyobb a modellsúlyú ($\omega_i = 0.4557$) modell paraméterei megegyeztek a pirók erdeiegérnél kapottakkal.

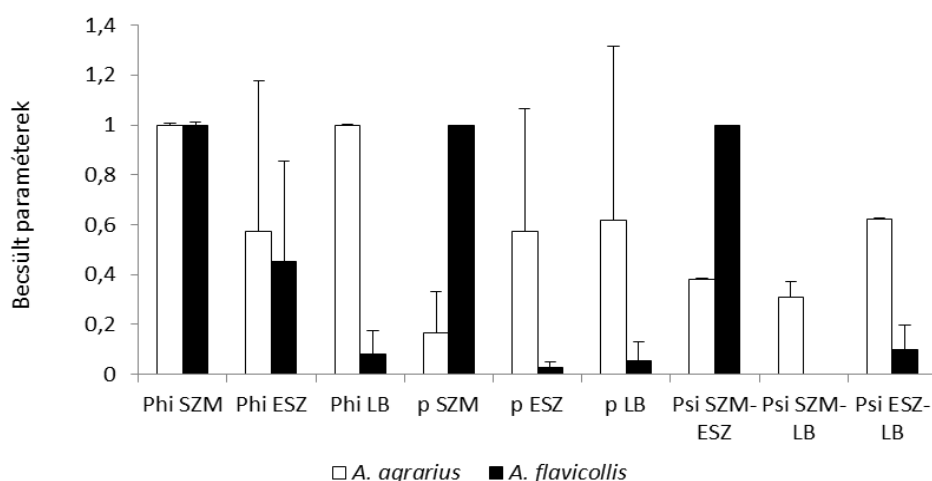


18. ábra: A pirók erdeiegér és a sárganyakú erdeiegér legnagyobb modellsúly értékű multi-state modellel becsült paramétereinek megoszlása az L3 mesterséges lékben

Az L3-as lék esetében is a két fajt egy diagramon tüntettük fel (18. ábra). A pirók erdeiegér túlélési valószínűsége mindhárom mikrohabitatban magasabb volt, de csak az erdőjellegű szegély (ESZ) (χ^2 - érték: 21.45, $P < 0.001$) és a lékbelső esetén volt szignifikáns különbség a két faj becsült értéke között (χ^2 - érték: 6.03, $P < 0.05$). Ennek ellenére a visszafogási valószínűség becslésében a magas cserjeszintű szegélyben (χ^2 - érték: 30.04, $P < 0.001$) és az erdőjellegű szegélyben (χ^2 - érték: 33.58, $P < 0.001$) a sárganyakú erdeiegér értékei voltak magasabbak, míg a lékbelső területen a pirók erdeiegér dominált (χ^2 - érték:

16.43, $P < 0.001$). A mozgási valószínűségek tekintetében a pirók erdeieger rendelkezett magasabb értékekkel, de csak a magas cserjeszintű és erdőjellegű szegély között (χ^2 - érték: 6.95, $P < 0.01$), valamint az erdőjellegű szegély és a lékbelső között kaptunk szignifikáns eredményt (χ^2 - érték: 13.61, $P < 0.001$).

Végül a Lék 4 mikrohabitatjaiban, az *A. agrarius*-ra kapott fogástörténeti mátrix szerint építettük fel a modelleket. Ebben az esetben 10 modellt állítottunk fel (12. táblázat/Függelék). Kiválasztottuk a legkisebb AIC_c értékű ($AIC_c = 57.9215$) és legnagyobb modellsúlyú ($\omega_i = 0.69121$) modellt. Ebben az esetben a túlélési valószínűség időbeli és élőhely minőségtől való függése volt jellemző, a fogási valószínűség esetén szintén időbeli függés valamint a mozgási valószínűség időbeli állandósága figyelhető meg (Modell: $\phi(t, \text{minőség})$, $p(t)$, $\Psi(\text{egy irány})$). Az *A. flavicollis* esetén is 10 modellt építettünk fel (13. táblázat/Függelék). A legkisebb AIC_c érték ($AIC_c = 146,035$) és legnagyobb modellsúly ($\omega_i = 0,9734$) a globális modell esetén volt megfigyelhető, ebben az esetben mind a túlélési, a fogási és a mozgási valószínűség időben függött (Modell: $\phi(t)$, $p(t)$, $\Psi(t)$).



19. ábra: A pirók erdeieger és a sárganyakú erdeieger legnagyobb modellsúly értékű multi-state modellel becsült paramétereinek megoszlása az L4 mesterséges lékban

Az L4-es mesterséges lék értékeinek ábrázolásában láthatjuk, hogy a sárganyakú erdeieger túlélési valószínűsége csak a magas cserjeszinttel borított szegélyben volt magasabb, viszont a lékbelső mikrohabitatáció esetén a pirók erdeieger szignifikánsan magasabb becsült paraméterrel rendelkezett (χ^2 - érték: 78.37, $P < 0.001$). A visszafogási valószínűséget vizsgálva mindhárom esetben szignifikáns értéket kaptunk. Látható, hogy míg magas cserjeszintű szegélyben a sárganyakú erdeieger értéke magasabb szignifikánsan (χ^2 - érték: 59.32, $P < 0.001$), az erdőjellegű szegélyben (χ^2 - érték: 50.11, $P < 0.001$) és a lékbelső

területen a pirok erdeiegér visszafogási valószínűségének értéke volt magasabb (χ^2 -érték: 47.12, $P < 0.001$). A mozgási valószínűség még kevésbé volt kiegyenlített a két faj között, a magas cserjeszinttel borított szegély és az erdőjellegű szegély közti átmenet esetén a sárganyakú erdeiegér értéke volt szignifikánsan magasabb (χ^2 -érték: 27.72, $P < 0.001$). Ezzel szemben a magas cserjeszintű szegély valamint a lékbelső közti átmenet esetén (χ^2 - érték: 30.73, $P < 0.001$), illetve az erdőjellegű szegély és lékbelső terület közötti mozgási valószínűség tekintetében (χ^2 - érték: 37.68, $P < 0.001$) a pirok erdeiegér rendelkezett magasabb becsült értékkel.

6. Diszkusszió

A habitatok elvesztése, fragmentációja és degradációja az egyik legveszélyeztetettebb tényező a fajok lokális vagy regionális kihalását tekintve, ami rendkívüli módon befolyásolja a különböző szerveződési szinteken mérhető biodiverzitást. Regionális vagy tájléptékű skálán ez a három fő folyamat vezet a táj (landscape) összetételének és szerkezetének a megváltozásához, ami jelentős hatást gyakorol az itt élő populációk és közösségek dinamikájára (FISCHER & LINDENMAYER 2007). A tájszintű változásokat okozó természetes vagy antropogén folyamatoknak a biodiverzitásra, populációs és/vagy közösségi ökológiai folyamatokra gyakorolt hatását számos tanulmány szintetizálta (pl. HARRISON & BRUNA 1999, FAHRIG 2003, FISCHER & LINDENMAYER 2007, LINDENMAYER & FISCHER 2007).

A fent említett három folyamatra (habitat vesztés, fragmentáció, degradáció) különösen érzékenyek a még megmaradt mérsékeltövi erdők, mivel ezek az ökoszisztémák fajgazdag közösségek, komplex táplálékhálózatok révén nemcsak magasabb taxonómiai diverzitást, hanem jelentős mértékű funkcionális, vagy ökológiai diverzitást reprezentálnak. A különböző erdőkben jellemző fragmentáció hatásának vizsgálatában fontos objektumoknak tekinthetők a kisemlősök (pl. KIRKLAND 1990, ROSENBLATT *et al.* 1999, KOZAKIEWICZ *et al.* 1999, PARDINI 2004, PARDINI *et al.* 2005). Azok a területek, melyek egykor összefüggő erdőt alkottak, antropogén beavatkozások következtében drámai változásokon mennek keresztül, különböző vegetációstruktúrájú élőhelyfoltok alakulnak ki, melyek alapvetően megváltoztatják a területen élő emlősök fajösszetételét, a koegzisztens populációk tér-időbeli mintázatát (YAHNER 1988, FONSECA & ROBINSON 1990). Az egyes habitat típusok fragmentálódása során kialakuló kisemlős közösségek információt nyújtanak a fragmentálódás fizikai és biológiai hatásairól (YAHNER 1988, BIERREGAARD *et al.* 1992).

Annak ellenére, hogy a biodiverzitás, valamint az erdei ökoszisztémák hosszú távú fenntartásában az a cél, hogy minél nagyobb kiterjedésű, összefüggő természetes vagy természetközeli területek maradjanak fenn, számos területen még a végvágás maradt a jellemző erdőművelési eljárás. A végvágásos beavatkozások során a nagyméretű fákat jellemzően eltávolítják, míg a keletkező növénytörmelékeket (pl. keresztbefekvő faágakat), illetve az aljnövényzetet meghagyják (DESGRANGES & RONDEAU 1993, THOMPSON 1993). Az erdőművelés néhány fajra negatív, másokra pozitív vagy semleges hatással van (pl. LAURANCE 1990, DEMAYNADIER & HUNTER 1995, DUGUAY *et al.* 2000, PAYER & HARRISON 2000, DE BELLEFEUILLE *et al.* 2001). A különböző erdőgazdálkodási módok erdei életközösségekre gyakorolt hatásának vizsgálatában mind a trópusi, mérsékelt övi és boreális erdők vonatkozásában a kisemlősök (cickányok, pockok, egerek) fontos indikátorszervezeteknek bizonyultak (pl. GLIWICZ & GLOWACKA 2000, MOSES & BOUTIN 2001, SUZUKI & HAYES 2003, PEARCE & VENIER 2005). Számos tanulmány foglalkozott a kisemlősök végvágásra vagy különböző szálaló vágásra adott válaszával, illetve a spontán és mesterségesen keletkező lékek és zárt erdőfoltok összehasonlításában a fajgazdagság és populációdinamikai folyamatok különbségével (GITZEN & WEST 2002, GITZEN *et al.* TALLMON *et al.* 2003, ZWOLAK R. 2009).

A felújító lékvágások által fragmentált erdőrezervátumi puffterületen multi-state modellekkel vizsgálhattuk, hogy a területen nagyobb gyakoriságú két koegzisztens erdeieger faj (sárganyakú és pirók erdeieger) milyen populációdinamikát mutat a markánsan különböző erdőbelső és lékek használata során. Ez a modellezés lehetőséget adott arra, hogy a túlélés és visszafogási mellett a foltok közötti mozgási valószínűséget is megbecsüljük. Ezt a módszert használták Észak-Amerikában TALLMON és munkatársai (2003), akik egy amerikaieger faj (*Peromyscus maniculatus*) túlélés és mozgás változását vizsgálták zárt, háborítatlan erdőben, fragmentált erdő belsőben, erdőszélen és lékekben. Azt az eredményt kapták, hogy az egérfaj túlélése a lékvágásos területen, valamint a fragmentált erdő belsejében volt a legmagasabb, míg a legalacsonyabb a háborítatlan kontroll erdőben volt. Vizsgálatunk szerint az előző esettanulmányhoz hasonló eredményt a pirók erdeieger szempontjából kaptuk, amelynél az eudomináns sárganyakú erdeiegerrel szemben nagyobb túlélési valószínűséget becsültünk az erdőszegélyben és a lékek területén. Hasonlóan a fentebb idézett *Peromyscus* fajhoz, a pirók erdeieger is pozitív választ adott az erdőművelés következtében kialakuló heterogenitás, illetve mozaikosság hatására, s ez a pozitív válasz egyben elősegítette a koegzisztens domináns sárganyakú erdeiegerrel szembeni térbeli szegregációját.

A korábbi esettanulmányok szerint a két *Apodemus* faj élőhely-generalista, a pirók erdeieger tágabb élőhely-spektrummal rendelkezik, kedveli a nyílt, de sűrű vegetációjú területeket, bár erdőkben is megjelenik (GLIWICZ 1981, SZACKI & LIRO 1991). Változatos élőhelyeket használ (mezőgazdasági területek, rétek, legelők, bokros területek, erdők) (ZEJDA 1967, KRISTUFEK 1999). A sárganyakú erdeieger szűkebb élőhely-spektrumú elsősorban erdei faj. Ezt a megállapítást megerősíti, hogy esetünkben is eudominánsként jelent meg a vizsgált területen, ahol mindkét habitattípust használta, de a relatív abundancia index alapján a zárt erdőhasználat szignifikánsan nagyobb volt a semleges használathoz képest. Azonban a fátlan, sűrű 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 új optimálisabb élőhelyek felkutatására irányulnak. Amennyiben a felderítő utak nem járnak sikerrel, az egyedek visszatérnek az eredeti mozgáskörzetükbe (LIRO & SZACKI 1987). A sárganyakú erdeieger mozgásban itt idézett jelentős mozgásintenzitást a multi-state modellezés alapján sem a makrohabitat, sem a mikrohabitat foltok viszonyában nem tudtuk igazolni, melynek oka feltehetően az új egyedek okozta populáció felhígulásából eredő kisebb hatásfokú visszafogás volt, amely mindkét térléptékben a túlélés és a visszafogási valószínűség mellett leginkább a becsülhető mozgási valószínűségek eredményét rontotta. Bár a két faj közötti mozgási különbség nem volt szignifikáns, így ebben az esetben a H_0 nullhipotézist fogadtuk el. Meg kell említenünk, hogy a populációdinamikai becslések hatékonyságát rontotta a sárganyakú erdeieger populációjának felhígulása az új egyedek bekerülése által, ugyanis ennek köszönhetően, mind az erdei, mind a lékes habitatban a pirók erdeieger esetében kaptunk magasabb visszafogási valószínűséget, hogy bár a pirók erdeieger expanzív szétterdeesű faj hogy mindkét térléptéket tekintve több esetben a két faj közül a pirók erdeiegernek volt magasabb az átmozgási valószínűsége. Mikrohabitat léptékben elmondható, hogy a pirók erdeieger nagyobb mértékben mozgott mind az erdőjellelű szegély és lékbelső között, a magas, alacsony cserjeszinttel jellemzett és szeder dominálta erdei területek között, kivéve az L4-es lék magas cserjeszintű szegély és erdőjellelű szegély között. BABINSKA-WERKA & GARBARCZYK (1981) tanulmányukban rámutattak, hogy az urbanizált területek előforduló populációk magas denzitásának oka a kompetitor fajok hiányán kívül a tanulmányozott populáció meglehetősen elszigeteltsége (temetőben folytatott kutatások) volt, mivel így kevesebb lehetőség nyílt az elvándorlásra. LIRO ÉS SZACKI (1987) és SZACKI ÉS LIRO (1991) a pirók erdeieger és egyéb fajok vándorlását vizsgálta rámutatott, hogy a kisemlősök mozgása nem az egyedi biotóptól, sokkal inkább a tágabb környezettől függ.

7. Összefoglalás

A Bükkhát Erdőrezervátum védőzónájában 2014-ben 3 zárt erdőfoltban és 4 különböző mesterséges lékben, egyenként 7×7-es csapdahálót alkalmazva, fogás-jelölés-visszafogás (capture-mark-recapture=CMR) módszer alapján végeztük a kisemlősök felmérését. Jelen tanulmányban a hét kijelölt mintaterületből négyet vettünk figyelembe, melyek különböző, egymással szomszédos erdőtagban helyezkedtek el. Ezek közül a lékek a vizsgálat szempontjából kiemelt erdőbelsőt mintázó kvadráttól keletre, egy vonalban helyezkedtek el. A középső, a vizsgált erdőbelsővel szemben található lékben kihelyezett csapdaháló sorai tükör szimmetrikusak voltak a zárt erdőben működő mintakvadrát soraival, míg ettől a két területtől északra és délre kb. 100 méter távolságban keletkezett lékekben jelöltük ki a további két mintaterületet.

Multi-state modellek felhasználásával a fenti mintaterület elrendezés alapján két megközelítésben vizsgáltuk a területen eudomináns, sárganyakú erdeiegér (*Apodemus flavicollis*) és inkább a lékekben megjelenő pirók erdeiegér (*Apodemus agrarius*) demográfiai paramétereit. A kiemelt zárt erdőfolt és a vele szomszédos lék mellett az egyik megközelítésben az északi lékben kihelyezett, míg a másik konfigurációban a déli lékben működő mintakvadrát adatait vettük figyelembe az elemzéshez, így mindkét esetben három-három terület fogási adatai alapján becsültük a populációdinamikai paramétereket. A multi-state modellek lehetővé teszik a demográfiai folyamatok metapopulációs szemléletű vizsgálatát, ahol a különböző minőségű és méretű foltokban feltételezhető az eltérő túlélési (ϕ) és fogási (p) valószínűség, valamint a különböző távolságban lévő foltok közötti eltérő mozgási (ψ) valószínűség.

A modellezés során a makrohabitat léptékű konfigurációk esetén 7-7 modellt, a mikrohabitat léptékű vizsgálatban az L4-es lék esetén 10-10 modellt hoztunk létre. Az alapfogási adatok alapján egyik egérfaj abundancia értékében sem volt szignifikáns különbség a mintaterületek összehasonlításában. A szezonális összehasonlítás tekintetében az eudomináns sárganyakú erdeiegér fogásátlag a nyárról ősze csökkent, míg a pirók erdeiegér ezzel szemben ősze szignifikánsan emelkedett. A két vizsgált faj relatív abundancia értékének vizsgálata kimutatta, hogy a sárganyakú erdeiegér szignifikánsan az erdős területeket használta, míg a pirók erdeiegér a lékek területén fordult elő nagyobb mértékben,

de ennél a fajnál a két terület viszonyában a semleges használathoz képest nem tudtunk szignifikáns eltérést kimutatni.

A populációdinamikai paraméterek multi-state megközelítésű becslésében felállított hipotéziseket két térbeli skála alapján vizsgáltuk meg, nagyobb térléptékben az erdőgazdálkodás során kialakuló két markánsan különböző élőhelyet (zárt erdő, mesterséges lék) vettük figyelembe, míg kisebb térléptékben ezeken az élőhelyeken belüli mikrohabitat foltok elkülönítése alapján végeztük a becsléseket és az értékelést. A modellezés során az AIC_c és a modellsúly (ω_i) értékek figyelembe vételével végeztük a modellszelekciót, amely szerint a sárganyakú erdeiegér L4 mikrohabitat léptékű vizsgálatán kívül, a korlátozó faktorokat tartalmazó modellek voltak a legalkalmasabbak a becsléshez. Mindkét faj esetén bebizonyosodott, hogy az élőhely minősége, a területek közötti távolság, valamint a foltok mérete fontos korlátozó tényező, melynek értelmében a H_{2A} hipotézist fogadtuk el.

Több esetben is a paraméterértékek különbözőségét tapasztaltuk, mely a H_0 nullhipotézis elvetését eredményezte. A K1-L1-L4 konfigurációjú multi-state modellezésnél, a sárganyakú erdeiegérhez képest a pirok erdeiegér szignifikánsan magasabb visszafogási valószínűségét mutattuk ki. Ugyanebben a makroélőhelyi konfigurációban az L1-es lék esetén a pirok erdeiegér szignifikánsan magasabb túlélését is bizonyítottuk, ami az élőhely használatra vonatkoztatott statisztikai eredményeinket is alátámasztotta, miszerint ez a faj inkább a lékeket preferálta nagyobb mértékben. A mikrohabitat léptékű modellezés eredménye is több esetben adott szignifikáns különbséget a becsült paraméterek között. Mind az erdő, mind a lékeken belüli foltokat tekintve a pirok erdeiegér túlélési valószínűsége mindegyik habitatban magasabb volt. Annak ellenére, hogy a sárganyakú erdeiegér szignifikánsan nagyobb mértékben használta az erdőfoltokat, mint a mesterséges lékeket, mégis a L1 lék belső területén (LB) a visszafogási valószínűségben szignifikánsan magasabb volt, mint a pirok erdeiegéré. Ez az eredmény a többi lék esetén nem volt jellemző mivel ez a faj mind a lékbelsőket, mind a lék erdőszegélyeket is nagymértékben használta, amit az is megerősített, hogy az L4 esetén a pirok erdeiegér visszafogási valószínűsége az erdőjellegű szegélyben (ESZ) volt szignifikánsan magasabb. A sárganyakú erdeiegér becsült túlélés és visszafogás eredményei vonatkozásában ki kell emelnünk, hogy ez a faj mind az erdőfoltokban, mind a mesterséges lékekben is eudominánsként jelent meg és minden mintavételi hónapban, még ősszel is folyamatosan nagyobb arányban regisztráltuk az ismeretlen, a mintázott populációba bekerülő új egyedeket. Ennek következtében az új egyedek folyamatosan felhígították a populáció létszámát, ami rontotta a visszafogási sikert és így a populációdinamikai becslések hatékonyságát. Bár jelen tanulmányban nem mértük, de

valószínűleg ennél a fajnál feltételeztük a legnagyobb kicserélődési rátát, ami nem csak a multi-state modellekkel becsülhető túlélés és visszafogás értékében tükröződött, hanem nagymértékben befolyásolta a makro-, illetve mikroélőhely léptékű foltok közötti átmozgási valószínűséget. Ezt, azaz eredményünk is alátámasztotta, hogy mindkét térléptéket tekintve több esetben a két faj közül a pirók erdeiegérnek volt magasabb az átmozgási valószínűsége. Azonban az L4-es lék esetén a sárganyakú erdeiegér átmozgási valószínűsége volt szignifikánsan magasabb, mint a pirók erdeiegérnél becsült érték, ami a magas cserjeszintű szegélyből az erdőjellegű szegély felé tartó átmenet esetén volt jellemző. A modellszelekció mindkét térléptékben bebizonyította, hogy az élőhely minőségének és a távolsághatásnak szignifikáns jelentősége van, így ebben a kérdésben a nullhipotézist (H_{20}) elvetettük.

A multi-state modellek felhasználásával végzett populációdinamikai elemzés azt mutatta, hogy a két koegzisztens erdeiegér térbeli szegregációját az erdőgazdálkodás során létrejött mesterséges lékek elősegítik. A pirók erdeiegér a becsült populációdinamikai (túlélés, visszafogási valószínűség) változók alapján pozitív választ adott a mesterséges lékek megjelenésére. A vizsgált mozaikos erdőterületen ez utóbbi faj kötődött a lék-erdő szegélyekhez, de használta a lékbelső területeket is. A nagyobb visszafogási valószínűsége és becsült túlélés értékei is arra utalnak, hogy ezeket a területeket sikeresen belakta a vele együtt élő eudomináns sárganyakú erdeiegér feltehetően erősebb kompetítor hatása mellett is, így pirók erdeiegér a becsült paraméterek (túlélés, visszafogási valószínűség) alapján pozitív választ adott a mesterséges lékek megjelenésére.