



**XXXIV. Országos Felsőoktatási
Környezettudományi
Diákkonferencia**



Az északi pocok (*Microtus oeconomus*) 20 éves monitorozása a Keleti-berek (Kis-Balaton) területén

Szerzők:

Burka Petra és Kaló Orsolya

Pécsi Tudományegyetem,
Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék
Biológia BSc III. évfolyamos hallgatók

Témavezető:

Dr. Horváth Győző

Pécsi Tudományegyetem,
Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék

Pécs, 2019

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés, témafelvetés	3
2. Kérdések és célkitűzések.....	6
3. Anyag és módszer	7
3.1. Vizsgált, monitorozott terület: Keleti-berek.....	7
3.2. Csapdázási metodika	9
3.3. Adatelemzés.....	10
3.3.1. A faunisztikai és az abundancia adatok feldolgozása.....	10
3.3.2. Az északi pocok populációs paramétereinek értékelése	12
4. Eredmények.....	12
4.1. A vizsgált lápterületek kisemlős együtteseinek fajösszetétele	12
4.2. Faj-gyakorisági mintázatok	14
4.3. A magassásos élőhelyeken gyakori fajok standardizált egyedszám megoszlásának homogenitás-vizsgálata	18
4.4. Kisemlős fajok évenkénti faj gyakorisági mintázata az északi pocokhoz (<i>Microtus oeconomus</i>) viszonyítva	19
4.5. Az északi pocok (<i>Microtus oeconomus</i>) szubpopuláció értékelése.....	24
5. Diskusszió.....	28
6. Összefoglalás.....	30
7. Köszönetnyilvánítás	31
8. Irodalomjegyzék.....	31

1. Bevezetés, témafelvetés

A fajszintű természetvédelemben, a fajok természetvédelmi értékeinek elemzésekor az egyik legfontosabb probléma a ritkaság meghatározása, melyben a két alapszempont a földrajzi elterjedés és a lokális gyakoriság mértéke (Rabinowitz *et al.* 1986, Fiedler & Ahouse 1992). A legtöbb faj elterjedésére és lokális gyakoriságára nagy hatással vannak az utóbbi évtizedek emberi beavatkozási, amelyek következtében az eredeti nagyobb kiterjedésű élőhelyük feldarabolódik, a fragmentáció és izoláció hatására csökken a faj elterjedése. A növekvő elszigeteltség, a fokozódó beltenyészet miatt nő egy adott populáció, vagy szubpopuláció kihalásának veszélye (Soulé 1987).

A természetvédelemnél, vagyis az egyes élőlények, természetes életközösségek, valamint azok élőhelyeinek megőrzésénél mindig is nagy problémát jelentett a ritka fajok védelme, valamint az egyes területek fragmentációja, ami az ipari forradalom után jelentősen megemelkedett (Wilcox & Murphy 1985, Fahring & Merriam 1985, Wilcove *et al.* 1986, Báldi 1996). Mivel az összefüggő területek elengedhetetlenek a gyors rekolonizációhoz (Zhang & Usher 1991, Wolf 1999), és az egyes fajok metapopulációs szerkezetében történő fennmaradásához (Glorvigen *et al.* 2013), ha az egyes területek nem összefüggőek, akkor nagyban befolyásolhatják a fajok elterjedését. A megmaradt élőhely fragmentumok konnektivitásának hiánya az egy fajhoz tartozó populációk vagy szubpopulációk között gátolják a génáramlást, megváltoztathatnak a szaporodási szokások, nő a betegségekkel és ragadozókkal szembeni veszélyeztetettség. A habitatok (élőhelyek) feldarabolódása negatív hatás, az élőlények mozgása korlátozottá válik, ezért csökken a populáció mérete. Minél kisebb egy populáció, annál kevesebb esélye van a túlélésre.

A refugialis mocsaras, vizes területekre mind vízi, mind szárazföldi sajátosságok jellemzőek (Mitsch & Gosselink 1986, Frederickson & Laubhan 1994). Magas produktivitásuk van, valamint fajgazdagságuk miatt fontos az megóvásuk (Frederickson & Laubhan 1994, Báldi *et al.* 1999, Gibbons *et al.* 2003, Balcombe *et al.* 2005, Verboom *et al.* 2006, Scott *et al.* 2008). Fajkészletük jellegzetes (Bias & Morrison 2006, Scott *et al.* 2006, Michelat & Giraudoux 2006). Ezen területek esetén az emberi beavatkozások hatására, mint a vízkormányzás, égetés és kaszálások, felgyorsulhatnak a fragmentációs folyamatok. A „wetland” területek megőrzésének

érdekében fontos ismernünk az adott területen végbemenő populációs, közösségi folyamatokat (Stenseth 1980, Foster & Gaines 1991, Gaines *et al.* 1992).

Közép-Európa, és így Magyarország kisemlős faunáját tekintve a megmaradt refugialis vizes élőhelyek tekintetében az északi pocok, *Microtus oeconomus* (Pallas 1779) ritka, veszélyeztetett faj, különösen mivel a Magyarországon megtalálható maradvány populáció a faj elterjedésének déli határát jelentik (Horváth és Gubányi 2004, Gubányi *et al.* 2004, Gubányi 2007). Az északi pocok jégkorszak utáni elterjedése a mainál szélesebb volt, magába foglalta az Északi-tenger német partvidékét, Kelet-Közép-Svédországot, és Nagy-Britanniát (Tast 1982, Mitchell-Jones *et al.* 1999, Yalden 1999). A fajra vonatkozó molekuláris vizsgálatok a lokális északi pocok populációkat fehérje polimorfizmus (Lance & Cook, 1998; Nadler 1978), DNS-ujjlenyomat (Stacy *et al.* 1994), DNS-elemzés (Brunhoff *et al.* 2003, Galbreath & Cook 2004) és mikroszatellit DNS (Van de Zande *et al.* 2000) alapján vizsgálták. A genetikai vizsgálatok alapján a faj európai szétterjedését, illetve az alfajok elkülönülését, így jelenlegi elterjedési területét a klimatikus változások és főként az utolsó jégkorszak határozta meg (Brunhoff *et al.* 2003, 2006; Sládkovicová *et al.* 2018). Az északi pocok több alfaja izolálódott és maradt fent Közép-Európa refugialis mocsaras élőhelyein, melyek közül a *M. oeconomus mehelyi* a Pannon medencében (Gubányi *et al.* 2009, Thissen *et al.* 2015, Ambros *et al.* 2016, Sládkovicová *et al.* 2018), a *M. oeconomus arenicola* Hollandia területén fordul elő (Leijs *et al.* 1999), míg a *M. oeconomus stimmingi* Közép-Európa északi részén fordul elő és folyamatos előfordulási területtel rendelkezik (Abramson *et al.* 2005, Baláz & Fraňová 2013).

Az északi pocok alkalmas modellorganizmusnak bizonyult élőhely manipulációs terepi kísérletekben (Ims & Stenseth 1989, Ims *et al.* 1993, Wiens *et al.* 1993), melyek eredményei felhasználhatók a faj, illetve alfajai európai maradvány populációinak megőrzésében. Az élőhelyfragmentumok és az ezeket összekötő folyosók különböző szerkezeteinél vizsgálták a faj térhasználatát (Andreassen *et al.* 1998), valamint a feldarabolódott élőhelyfoltokon belül a sűrűség alakulását, a fragmentáció és konnektivitás hatását a populáció növekedési rátájára és az ivararányra (Ims & Andreassen 1999). Vannak eredmények arról is, hogy az egyedek mozgásához melyek a élőhelyfoltokat összekötő optimális folyosók, (Andreassen *et al.* 1996), amire vonatkozó eredmények az ökológiai folyosók vonatkozásában „*minél szélesebb folyosó, annál jobb*” paradigmát döntötte meg. Továbbá elemezték a fajpopuláció túlélését fragmentált és lerontott élőhelyeken is (Johannsen & Ims 1996).

Magyarországon a reliktum (maradvány) mocsaras területek közül a legtöbbet vizsgált és monitorozott terület a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóságának fennhatósága alá tartozó Kis-Balaton Tájvédelmi Körzet. A Kis-Balaton területe összesen 150 km², 1976 óta áll védelem

alatt, valamint a Ramsari Egyezményhez tartozik, 2004 óta az európai ökológiai hálózat, a Natura 2000 része. A Kis-Balaton területe vízvédelmi rendszerként működik (Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer) (Báldi *et al.* 1999; Tátrai *et al.* 2000, Aradi *et al.* 2009), célja az, hogy a Zala vizét minél nagyobb területen szűrje, amely több rekonstrukciós beavatkozási ütemen keresztül valósul, meg nagyobb területen fenntartva az eredeti mocsárvilághoz hasonló állapotot. A mocsárvilág védett, és fokozottan védett fajainak (például északi pocok) monitorozása a Biodiverzitás - monitorozó Rendszer (NBmR) a VI., „A Kis-Balaton II. ütem élővilága” projektjén belül több alprogram keretében indult be és jelenleg is zajlik.

Az NBmR program keretén belül a kisémlősök monitorozása 1999 őszén kezdődött a Kis-Balaton területén. Ez elsősorban a szigetszerűen fennmaradt, és fokozottan védett jégkorszaki reliktum északi pocok feltérképezésére, nyomon követésére, ezen kívül az egyes területeken előforduló kisémlős együttesek összehasonlítására koncentrált (Horváth 2001, 2004; Horváth és Gubányi 2004, 2006). A monitorozás a fogás- jelölés-visszafogás módszerén alapult. A program a mai napig folytatódik, jelenleg húsz évet felölelő adatokkal rendelkezünk a kisémlősök, többek között az északi pocok elterjedési, valamint mennyiségi viszonyairól. A kisémlős monitorozási alprogram mellett, a ragadozófajok felmérését célzó programhoz tartozó csapdázások a II.-es ütem területén mutattak ki fennmaradt északi pocok szubpopulációt (Lanszki és Magyarai 2014)

A természetes és emberi zavarások hatása jelentősen befolyásolta a kisémlős monitorozási program során kimutatott északi pocok állomány jelenlétét és hiányát. Amennyiben negatív hatások következményeként az északi pocok feltérképezett, ismert állománya összeomlott, majd eltűnt a kijelölt, standard területekről, két mintavételi stratégiát használtunk. Ha az északi pocok populáció egyedeit sikerült csapdázni a számára alkalmas élőhely foltokban, akkor kisebb területekre fókuszáló, populáció szintű monitorozást végeztünk. Ezzel ellentétben, ha valamilyen antropogén vagy természeti hatás következtében lecsökkent az adott faj egyedeinek a száma és el is tűnt a vizsgált területről, akkor az előbbi, populáció szintű felmérés helyett nagyobb csapdaráfordítású, több területet érintő faunisztikai feltérképezést végeztünk. A monitorozási program során eddig kapott adatok alapján vizsgálták a kisémlősök válaszreakcióját a különböző zavarásokra (Horváth *et al.* 2012), emellett még az északi pocok lokális eltűnését és rekolinizációját két kezelésben és területhasználatban eltérő lapterületen. (Horváth & Herczeg 2013).

Az északi pocok nyomon követésében a fentebb leírt két stratégia miatt a Kis-Balatonon elkülönülő több berek területén, több élőhelyfoltban történtek a csapdázásos mintavételek, melyek közül a Keleti-berek volt az az egyetlen élőhely, ahol a monitorozás kezdete óta

folyamatosan történt mintavétel, így a kisemlősök fajösszetétele és gyakorisági értéke alapján 20 éves adatokkal rendelkezünk.

Az alábbi dolgozatban a Keleti-berekre vonatkozó adatok alapján az északi pocok húszéves monitorozásának eredményeit foglaltuk össze, vizsgálva faj jelenléte/hiánya alapján elkülönített időszakok kisemlős összetételét, a kimutatott fajegyüttesek kimutatott diverzitását és a vizes élőhelyekre jellemző fajok abundanciájának hosszú távú változását. Tovább azon periódusok vonatkozásában, amikor az északi pocok jelen volt, kitértünk a kimutatott szubpopuláció demográfiai paramétereinek, mint az ivararány, koreloszlás, szaporodó nőstények aránya jellemzésére.

2. Kérdések és célkitűzések

A Keleti-berek vonatkozásában fontos általános ökológiai kérdés, hogy a területen jellemző vízkormányzás (mint legfontosabb emberi beavatkozás), valamint az időjárás okozta környezeti változás együttes hatásaként hogyan változik térben és időben az itt előforduló kisemlős együttesek fajösszetétele és az együtteseket alkotó fajok abundanciája. A terület legértékesebb, élőhely specialista fajainak az előfordulása, vagy hiánya indikálja az adott élőhely minőségét, így elsősorban a vizsgált élőhelyhez kötődő kisemlősfajokat vizsgáltuk elsősorban. Munkánk alapvető célja volt, hogy a Keleti-berek területén 1999-ben megkezdett kisemlős monitorozás 20 éves adatsora alapján értékeljük és összehasonlítsuk azokat az időszakokat, amikor az északi pocok jelen volt a területen, illetve hiányzott a kimutatott kisemlős közösségből. Ennek megfelelően a Keleti-berek területén végzett 20 éves monitorozás eredményeit alapvetően ökofaunisztikai megközelítésben értékeltük, arra keresve a választ, hogy az északi pocok jelenléte és hiánya, továbbá a terület jellemző időjárási viszonyai (száraz, csapadékos időszak) hogyan befolyásolták a kisemlős monitorozás eredményességét, illetve a célfaj kimutatásának sikerét. Továbbá vizsgáltuk az adott vizes élőhelyre jellemző fajösszetételt, faj-abundancia viszonyokat, illetve az elkülönített időszakok összehasonlításában a kisemlősök mennyiségi megoszlását.

Jelen dolgozatban az alábbi kérdéseket fogalmaztuk meg:

- Hogyan változott a fajok relatív gyakorisága az egyes években, illetve időszakokban?
- Hogyan változott a fajösszetétel az északi pocok jelenlétének függvényében?
- Az északi pocok szubpopuláció paraméterei (ivararány, koreloszlás, szaporodó nőstények aránya, hogyan változtak az egyes periódusokban?

A fenti kérdések alapján célunk volt:

- Közösségi ökológiai paraméterek (fajgazdagság, diverzitás indexek, egyenletesség) számítása és különböző magyarázó változók, mint az antropogén (kaszálás, vízkormányzás) és időjárási tényezők hatásainak rögzítése, ezek közti kapcsolatok feltárása.
- A 20 év alatt gyűjtött adatok alapján, a Keleti-berek teljes vizsgált területére vonatkozóan az északi pocok szubpopuláció jelenlétének függvényében értékeljük a kisemlős közösségek faj-gyakorisági viszonyainak változását.
- Az északi pocok szubpopuláció paramétereinek (koreloszlás, ivararány változás, vemhes és laktáló nőstény egyedek megoszlása) vizsgálata, azon periódusokban, mikor a faj egyedeit sikeresen csapdáztuk.

3. Anyag és módszer

3.1. Vizsgált, monitorozott terület (Keleti-berek)

A kisemlős csapdázás a Kis-Balaton Sármelléktől keletre található eredetileg összefüggő lapterületen történt, amit ma a 76-os út választ ketté. Az északi, Hévíz irányába elterülő területet (Balatoni-berek) magángazdálkodó kezeli, míg a déli terület (Keleti-berek) a Balaton-felvidéki Nemzeti Park kezelése alatt áll, emellett Natura 2000 terület. Ez utóbbi területen (Keleti-berek) kijelölt mintaviteli területek adatait értékeltük (**1. ábra**), amely területen 1999 óta folyamatosan folyik a kisemlősök monitorozása, azonban 2003-ban, amely a 20 év viszonyában a legszárazabb típusú, a terület többszöri kaszálása miatt nem megvalósult meg a mintavételezés.

A területen a növénytakasulások domináns faja a mocsári sás (*Carex acutiformis*) (**2. ábra**), a mélyebb fekvésű területeken a nád (*Phragmites australis*) is megjelenik, emellett a területen aranyvessző (*Solidago gigantea*) elterjedése is megfigyelhető volt. A Natura 2000 területek lehatárolásával 2004-től a nemzeti park munkatársaival közösen meghatároztuk azokat a területeket, ahol a magasabb térszint és az aranyvessző (*S. gigantea*) elterjedését fékező folyamatos területalapú kezelések történjenek, illetve ezekkel szemben lehatároltuk azokat a mélyebb térfekvésű területeket, ahol a homogén sásos élőhelyfoltokban nem végeznek beavatkozásokat, biztosítva ezzel a kisemlősök, kiemelten a veszélyeztetett északi pocok megmaradt állományának visszatelepédési lehetőségét.

A vizsgált magassásos terület élőhelyi minőségét elsősorban a csapadékviszonyok és a vízforgalmi beavatkozások határozzák meg. Amennyiben a Zala vizét a főzsilip elzárásával nem engedik a Balatonba, a II. ütem területének, vízszintje növekszik, így az általunk vizsgált területen visszaduzzad a víz, amit csak mesterséges szivattyúzással lehet csökkenteni.

Az évek során mintavételi területek számát és térbeli elhelyezkedését befolyásolták a vízkormányzás hatásai. Olyan területeket választottunk ki mintavételi helyszínül, amelyek sekély vízűek, vagy csak időszakosan vízzel borított területek. A vízkormányzás mellett egyéb külső tényezők is (égetés és a kaszálás) befolyásolták a mintavételi területeinket, ezek az alábbiak időrendben:

- 2001-2003 közötti kaszálások, égetések
- 2010-es rekord magas vízállás
- 2014-ben és 2015-ben nagy mennyiségű csapadék és 2014-ben végzett rekonstrukció okozta vízszintváltozás kumulatív hatása

Azokban az években, amelyekben északi pocok egyedeket nem sikerült csapdázni, külső tényezőktől függetlenül is változtattuk a mintavételi területeinket, annak érdekében, hogy az északi pocok feltételezett térbeli átrendeződését követve növeljük kimutatásának esélyét. A 20 év során különböző méretű és csapdászámú kvadrátok, valamint vonaltranszektek összesen 26 mintavételi ponton csapdáztunk.



1-2. ábra: Vizsgálat helyszíne a Kis-Balaton Keleti-berek területén (baloldal) és tipikus magassásosélőhely a Keleti-berekben (2017) (jobb oldal)

3.2 Csapdázási metodika

A kisemlős monitorozás a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) keretén belül 1999 őszén kezdődött meg a Kis-Balatonon a kisemlősök monitorozása. A kisemlősök mintavételezéshez elevenfogó dobozcsapdákat és a fogás- jelölés-visszafogás (CMR) módszerét alkalmaztuk.

A vizsgált területek egy részén kvadrát módszerrel dolgoztunk, 6×6-os (n=36 csapda), és 11×11-es (n=121 csapda), csapdahálóval, melyekben a csapdák egymástól 5 m távolságban voltak elhelyezve. Mivel a vízviszonyok jelentős mértékben meghatározták az alkalmazható csapdakonfigurációt, több esetben a csapdaháló nem négyzet, hanem téglalap alakú volt. A kvadrátok mellett több esetben vonaltranszekteket is alkalmaztunk, ahol 18 db csapda került kihelyezésre, itt is egymástól 5 m-re egymástól.

A mintavétel egy évben késő tavasztól kora őszig történtek. Egy évben jellemzően 4 alkalommal csapdázunk, júniusban, júliusban, szeptemberben és októberben.

A csapdákat az adott mintavételi alkalom első napján reggel 7⁰⁰-tól helyeztük ki. Napközben, és éjszaka a csapdák működőképes, azaz élesre állított helyzetben voltak. Ellenőrzésük minden napreggel 7⁰⁰-tól, és este 19⁰⁰-tól történt, így egy 4 napos periódus alatt 7 csapdaellenőrzésünk volt.

Az elevenfogó kisemlős csapdázás során hagyományos egyajtós elevenfogó 185×95×75 mm külső méretekkel rendelkező dobozcsapdákat használtunk minden (3-4. ábra).



3-4. ábra: A mintavételezéshez alkalmazott elevenfogó dobozcsapdák

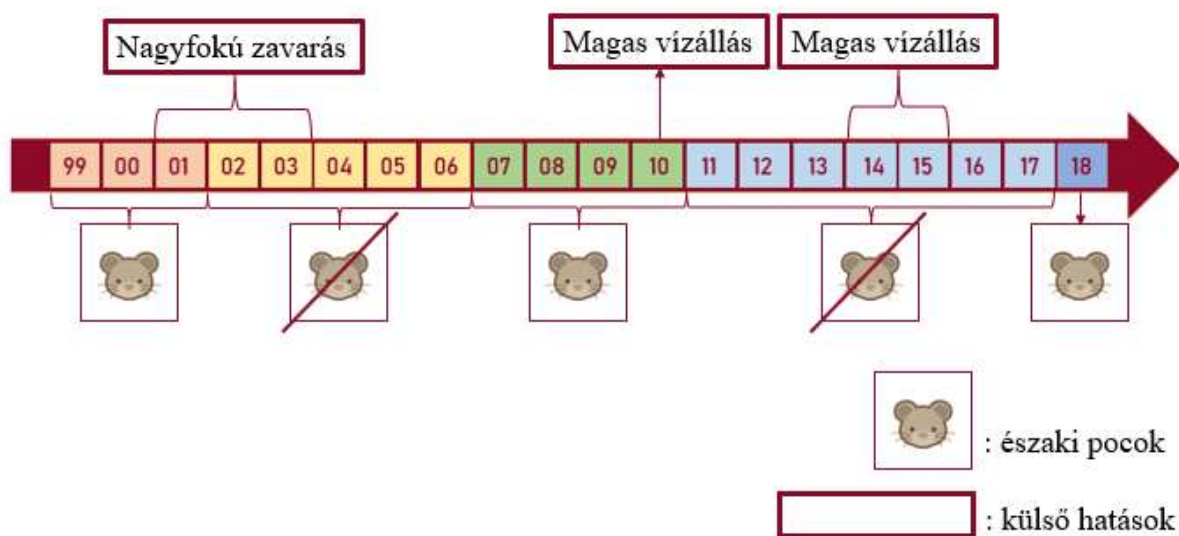
A csalizás módszere minden területen és minden mintavételezési időszakban megegyezett. Csalétekként szalonnát, ánizs-kivonattal és növényi olajjal megkevert gabona magvakat használtunk.

A csapdázások során feljegyeztük az állat fajtát, nemét (nőstényeknél graviditást, laktálást is feltüntetve), korát, tömegét, amennyiben szükséges volt a határozáshoz, fontos testméret paramétereket is mértünk (Horváth 2004). Ezeken kívül rögzítettük a csapdaszámát és az állat egyéni kódját (amennyiben első befogás történt, új kódot rendeltünk az egyedhez). Az állatok egyedi jelöléssel láttuk el.

3.3 Adatelemzés

3.3.1 A faunisztikai és az abundancia adatok feldolgozása

Mivel a Keleti-berek területén végzett kisemlős monitorozás fő célja az északi pocok állomány nyomon követése volt, a faj jelenléte és hiánya alapján elkülönítettünk különböző periódusokat (**5. ábra**). Adatainkat Microsoft Access adatbázisban tároltuk, a megfelelő lekérdezések alapján, az adatokat Microsoft Excelben készítettük elő a statisztikai értékeléseket.



5. ábra: Az északi pocok jelenlét/hiánya és a külső hatások kronológiai ábrája

Egy adott mintavételi év során több alkalommal változtattunk a mintavételi pontok elhelyezkedésén. Ennek megfelelően az egyes területeken a monitorozási idő és a csapdaráfordítás különböző, amely a végleges elemzésnél szükségessé teszi, hogy a fogási paramétereket 1000 csapdaéjszakára standardizáljuk. Mivel a különböző periódusok eltérő

hosszúságúak ezért a periódusok összehasonlíthatósága érdekében az adatokat 5 évre standardizáltuk.

A mintavételezések alapján megadtuk a kisemlős fajok jelenlét-hiány adatait és az összesített fajszámot. Évekre és periódusokra vonatkozóan kiszámítottuk a fajok kisemlős együttesen belüli relatív gyakoriságát. Adatainkat táblázatban, valamint oszlop- és kördiagramon szemléltettük.

Az elkülönített 5 periódus fajkészlete alapján a jellemző kisemlős közösségek diverzitását a Shannon-Wiener-formulával számoltuk:

$$H(S) = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

valamint Simpson-, vagy kvadratikus diverzitással adtuk meg:

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$$

Ahol p_i az i -edik faj egyedszámának aránya a mintában, S pedig a fajok száma (Pielou 1975). A Simpson-index különösen érzékeny a különböző fajok populációjának méretére és kevésbé arra, hogy mennyi a fajok száma az adott közösségben. Ezért adekvát diverzitási index a kisemlős közösségek jellemzésére, amelyekben a komponens fajok számának változása kismértékű, de jelentős különbségek vannak a populációk méretében (Adamczewska-Andrzejewska *et al.* 1979). A faj-gyakorisági viszonyokat értékelő paramétereket az éves adatok alapján adtuk meg.

A Shannon-diverzitás számításával párhuzamosan a faj-egyöntetűséget vagy röviden egyenletességet is számítottuk:

$$J = \frac{H}{\ln S}$$

ahol H -a minta diverzitása, S -pedig a fajszáma (PIELOU 1975). A diverzitás értékeket és az egyenletesség számításához a PAST statisztikai programot használtuk (Hammer *et al.* 2001).

Az 5 elkülönített periódus kisemlős együttesek fajgazdagságát és diverzitási viszonyait ritkasági görbék generálásával vizsgáltuk. A diverzitási indexek görbéit, illetve a fajtelítettségi görbét iNEXT csomag (version 2.0.12) (Hsieh *et al.* 2016) alkalmazásával rajzoltuk R környezetben (R Core Team 2016). Mindhárom görbetípus esetén 100 bootstrap ismétlést végeztünk, hogy becsülni tudjuk a 95%-os konfidencia intervallumokat. A görbék extrapolációját az egyedszámok kétszereséig végeztük (Colwell 2012).

A vizes élőhelyekre jellemző, nagyobb fogási frekvenciájú kisemlős fajok megoszlását az 5 periódus összehasonlításában homogenitás vizsgálattal (G-teszt) elemeztük. Továbbá az éves adatok alapján Spearman-féle rangkorreláció számításával vizsgáltuk a folyamatosan jelenlévő

fajok gyakorisági értékeinek éves változásában megjelenő monotonikus kapcsolatot vagy annak hiányát (Zar 2010).

3.3.2 Az északi pocok populációs paramétereinek értékelése

Azon periódusok összehasonlításában, amikor sikeresen kimutattuk az északi pocok jelenlétét, a regisztrált egyedek adatai alapján (kor, nem, nőtények esetén laktálás és gravidálás) vizsgáltuk a fajra jellemző populációs paraméterek megoszlását. A 20 év során, összesen 148 egyed adatait használtuk fel. Az ivararány, koreloszlás és a szaporodó nőtények mennyiségének megoszlását Pearson-féle χ^2 -teszttel elemeztük (Zar 2010), eredményeinket oszlopdiagramon és táblázatban foglaltuk össze.

4. Eredmények

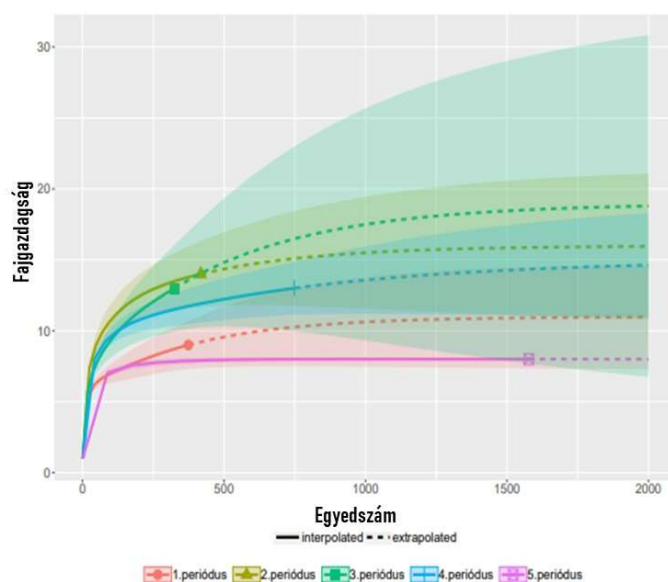
4.1 A vizsgált lápterületek kisemlős együtteseinek fajösszetétele

A monitorozás 20 éve alatt a vizsgált területen összesen 16 kisemlősfaj jelenlétét mutattuk ki (**1. táblázat**). A teljes fajkészletből mindössze két faj, az erdei cickány (*Sorex araneus*) és a pírók erdeieger (*Apodemus agrarius*) volt jelen az összes csapdázási évben. A fajok megjelenési gyakoriságának tekintetében ezeket a fajokat követi a védett csaltitjáró pocok (*Microtus agrestis*) és a törpeegér (*Micromys minutus*), melyeket mindössze két évben nem sikerült kimutatni a területre jellemző kisemlős együttesben. Fontos még megemlíteni további 2 fajt, nevezetesen a közönséges kószapocok (*Apodemus amphibius*) és az északi pocok (*Microtus oeconomus*) előfordulását, melyeknél periodicitás figyelhető meg. Az északi pocok jelenlétét 8 évben, a mintavételi évek 42,1%-ban mutattuk ki. A faj egyedeinek legutóbbi sikeres befogásait 7 év után, 2018-ban regisztráltuk (**1. táblázat**).

Egy éven belül csapdázott fajok száma 5 és 11 között változott, átlagosan 8 fajt mutattunk ki évente. A vizsgált területen a 20 év alatt regisztrált teljes fajkészletből a fajok kimutatási sikere évente 30-75% között változott. A fajgazdagság 2001-ben és 2002-ben volt a legalacsonyabb ($S = 5$). Az évek közül 2008-ban volt jellemző, hogy a kimutatott fajok száma nem haladta meg a fajszám éves átlagértékét. A további évek során a fajgazdagság növekedett és stabilizálódott, azonban 2018-ban, az északi pocok újabb sikeres befogása ellenére a kimutatott fajszám ismét az átlagos érték alatt volt (**1. táblázat**).

1. táblázat: A Kis-Balaton, Keleti berek területén 20 év alatt kimutatott kisemlős fajok jelenléte/hiánya

Fajok/év	1999	2000	2001	2002	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
erdei cickány (<i>S. araneus</i>)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
törpecickány (<i>S. minutus</i>)	+	+	-	-	-	+	+	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+
miller vízcickány (<i>N. anomalus</i>)	+	-	-	-	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
közönséges vízcickány (<i>N. fodiens</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	-	+
keleti cickány (<i>C. suaveolens</i>)	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	+	+	+	+	-
mezei cickány (<i>C. leucodon</i>)	-	-	-	+	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
vöröshátú erdeipocok (<i>M. glareolus</i>)	-	+	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	+	-	+	-	-	-
csalitjáró pocok (<i>M. agrestis</i>)	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+
északi pocok (<i>M. oeconomus</i>)	+	+	+	-	-	-	-	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	+
mezei pocok (<i>M. arvalis</i>)	-	-	+	-	+	+	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
közönséges kószapocok (<i>A. amphibius</i>)	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-
pirók erdeieger (<i>A. agrarius</i>)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
sárganyakú erdeieger (<i>A. flavicollis</i>)	-	-	-	-	+	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	-	-	+	-
közönséges erdeieger (<i>A. sylvaticus</i>)	-	-	-	+	-	+	+	+	+	+	+	-	-	+	-	+	+	-	-
törpeeger (<i>M. minutus</i>)	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+
güzüeger (<i>M. spicilegus</i>)	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	+	-	+	-	-	-
Fajok száma/év	7	7	5	5	8	11	10	10	7	10	10	8	8	11	9	11	9	8	8



6. ábra: Az 5. periódus során a kisemlős közösségek fajgazdagsága

A ritkasági görbék generálása alapján az 5. periódus adataiból kapott görbe mutatja a leggyorsabb telítődést, de egyben a legalacsonyabb fajgazdagság értéket (**6. ábra**). A periódusok kisemlős közösségeit jellemző ritkasági görbék konfidenciasáv értékei a fajgazdagság esetén átfedést mutatnak, ami a görbék extrapolációs szakaszában még inkább jellemző. Ennek

megfelelően a ritkasági görbék elemzésével nem kaptunk szignifikáns különbséget az egyes elkülönített periódusok kisemlős együttesének fajgazdagsága között (**6. ábra**).

4.2 Faj-gyakorisági mintázatok

A faj-gyakorisági mintázata periódusok szerinti változásának elemzésében az egyes időszakokra vonatkoztatott összesített egyedszám és relatív gyakoriság értékeit adtuk meg (**2. táblázat**). Mivel az elemzéseinket változó ráfordítású csapdaszámmal és csapdázási nappal végeztük, illetve a periódusok sem voltak azonos hosszúságúak, elsőként az eredményeinket 1000 csapdaéjszakára, másodszor 5 éves periódushosszra standardizáltuk. A lápterületekre jellemző karakter fajok egyes periódusokban kapott egyedszám, standardizált, 5 évre standardizált, és abundancia értékeinek adataival végeztük a periódusok közötti megoszlásuk statisztikai összehasonlítását. A lápterületekre jellemző kisemlős közösségben a két legdominánsabb faj a pirók erdeiegér (*A. agrarius*) és az erdei cickány (*S. araneus*) volt, azonban a két faj gyakorisági értékének változása eltérő volt. A pirók erdeiegér abundanciája 24 és 45% között változott. A legkisebb érték az 1. periódusban volt jellemző, amikor a Keleti-berek területén új előfordulás adatként, első alkalommal mutattunk ki stabil északi pocok állományt. Annak ellenére, hogy 2018-ban ismét megjelent a fokozottan védett pocokfaj, a pirók erdeiegér relatív abundanciája ebben az időszakban volt a legmagasabb. Az északi pocok vonatkozásában a 3 periódus közül az 1. időszakban volt a legmagasabb a gyakorisági értéke, ami meghaladta a 22%-ot. A csaltjáró pocok gyakorisági értéke az 1. periódusban alig haladta meg a 4%-os értéket, ami azt jelenti, hogy a vele kompetitív északi pocok nagyarányú jelenléte mellett a csaltjáró pocok gyakorisági értéke alacsony volt. Ezzel ellentétben a 3. periódusban, amikor az élőhely regenerálódása után az északi pocok ismét megjelent, a csaltjáró pocok relatív gyakorisága ebben a periódusban volt a legmagasabb. Fontos megemlíteni, hogy a törpeegér (*M. minutus*) abundancia értéke is nagyobb intervallumban (2-19%) változott, és a 4. periódusban volt jellemző a legmagasabb, közel 20%-os relatív érték, ami feltehetőleg utal a faj erre az időszakra eső nagyobb egyedszámára, amely a többéves demográfiai ciklusában jellemző fluktuációban egy megjelenő csúcsidőszakot tükröz (**2. táblázat**).

A közösségi ökológiai megközelítésű értékelést az északi pocok jelenléte és hiánya alapján elkülönített öt időszakra összesített standardizált adatok alapján végeztük el, számítva az időszakokra vonatkoztatott kisemlős közösség diverzitási paramétereit, illetve a diverzitás statisztikai különbségeit. A közösségi ökológiai paraméterek közül megadtuk a Shannon-, a Simpson-index, a Margalef-féle fajgazdagság és az egyenletesség értékét (**3. táblázat**).

2. táblázat: A kisemlős fajok 5 évre standardizált egyedszám és relatív gyakorisági értéke a Keleti-berek területén

Fajok/periódus	1. periódus (1999-2001)		2. periódus (2002-2006)		3. periódus (2007-2010)		4. periódus (2011-2017)		5. periódus (2018)	
	5 évre stand	n%	5 évre stand	n%	5 évre stand	n%	5 évre stand	n%	5 évre stand	n%
erdei cickány (<i>S. araneus</i>)	126,11	33,68	76,52	18,36	104,17	32,01	66,67	8,92	469,26	29,7
törpecickány (<i>S. minutus</i>)	23,42	6,25	3,56	0,86	4,07	1,25	0,23	0,03	8,09	0,51
Miller vízcickány (<i>N. anomalus</i>)	1,38	0,37	8,39	2,01	1,02	0,31	51,53	6,89	64,72	4,10
közönséges vízcickány (<i>N. fodiens</i>)	-	-	-	-	0,79	0,24	15,85	2,12	32,36	2,05
keleti cickány (<i>C. suaveolens</i>)	-	-	0,61	0,15	-	-	9,41	1,26	-	-
mezei cickány (<i>C. leucodon</i>)	-	-	17,56	4,21	0,28	0,09	-	-	-	-
vöröshátú erdeipocok (<i>M. glareolus</i>)	1,53	0,41	0,61	0,15	0,28	0,09	1,78	0,24	-	-
csalítjáró pocok (<i>M. agrestis</i>)	15,61	4,17	44,49	10,67	64,06	19,69	41,54	5,56	145,63	9,23
északi pocok (<i>M. oeconomus</i>)	83,49	22,30	-	-	14,39	4,42	-	-	113,27	7,18
mezei pocok (<i>M. arvalis</i>)	1,15	0,31	32,02	7,68	0,63	0,19	0,70	0,09	0,00	-
közönséges kőszapocok (<i>A. amphibius</i>)	-	-	20,03	4,80	17,48	5,37	115,02	15,39	0,00	-
pirók erdeiegér (<i>A. agrarius</i>)	93,13	24,87	152,58	36,60	82,59	25,38	278,01	37,19	711,97	45,1
sárganyakú erdeiegér (<i>A. flavicollis</i>)	-	-	5,17	1,24	3,11	0,95	17,39	2,33	-	-
közönséges erdeiegér (<i>A. sylvaticus</i>)	-	-	2,98	0,71	3,32	1,02	5,78	0,77	-	-
törpeegér (<i>M. minutus</i>)	28,62	7,64	50,48	12,11	28,34	8,71	142,44	19,06	32,36	2,05
güzüegér (<i>M. spicilegus</i>)	-	-	1,86	0,45	0,87	0,27	1,16	0,15	-	-
Σ	374,43	100	416,86	100	325,40	100	747,50	100	1577,67	100

A fajdiverzitást egyrészt a ritka fajokra érzékeny Shannon-index ($H(S)$), másrészt a gyakori fajokra érzékeny Simpson index (D) számításával adtuk meg, amely utóbbi α -diverzitás index különösen alkalmas a kisemlős közösségek leírására, mivel a kisemlősökre jellemző a nagymértékű abundancia különbség. A vizsgált öt időszak közül a 2. periódus diverzitási értékei voltak a legmagasabbak, míg a második legdiverzebb időszak a 4. periódus volt. Hasonló alfa-diverzitási értékeket számítottunk a 3. periódus vonatkozásában, így ez volt a harmadik legdiverzebb időszak. Alacsonyabb diverzitás értékeket számítottunk az 1. és az 5. periódus vonatkozásában, melyek közül az utóbbi esetében volt kisebb a diverzitás (**3. táblázat**). Az egyenletesség számítása a legdiverzebb periódus esetén a vártnak megfelelő magas értéket adott, azonban a legmagasabb egyenletességet az 1. periódus esetén kaptuk. Ezt több faj, nevezetesen az erdei cickány, az északi pocok és a pirók erdeiegér magasabb gyakorisági értéke okozta. Kiemeljük, hogy ebben a periódusban a két utóbbi faj összehasonlításában az északi pocok gyakorisága mindössze 2%-kal volt kevesebb, mint a pirók erdeiegér aránya. A többi időszak vonatkozásában az egyenletesség értékek alacsonyabbak voltak. Az egyenletesség a 3. periódusban volt a legkisebb, amely időszakban a több faj jelent meg alacsonyabb gyakorisági értékkel. Azonban az ekkor kimutatott kisemlős együttesen belül az erdei cickány és a pirók erdeiegér magasabb gyakorisági értéke mellett a védett csalítjáró pocok is magasabb, közel 20%-os abundancia értékekkel fordult elő. Így ez a faj ebben a periódusban jelent meg legnagyobb gyakorisági értékkel. Érdemes még kiemelni a 2018-as időszak adatainak a megoszlását. Az északi pocok újra megjelenése mellett ismét az erdei cickány és a pirók erdeiegér volt a két

leggyakoribb faj. A területre jellemző két *Microtus* megoszlása homogénnek tekinthető, a csalitjáró pocok mindössze 2%-kal nagyobb relatív abundanciával fordult elő, mint az északi pocok. Így ebben a periódusban a Keleti-berekben ismét kimutattuk a két faj korábbi időszakokban is jellemző koegzisztenciáját (**3. táblázat**).

3. táblázat: Az öt elkülönített periódusra standardizált adatokból számított közösségi paraméterek értékei

Periódusok	1. periódus	2. periódus	3. periódus	4. periódus	5. periódus
Egyedszám (n_i)	371	410	320	741	1574
Shannon-index ($H(S)$)	1,610	1,902	1,759	1,828	1,446
Simpson-index (D)	0,763	0,796	0,782	0,785	0,692
Margalef-fajgazdagság (M)	1,352	2,161	2,427	1,967	0,951
Egyenletesség (J)	0,733	0,721	0,650	0,693	0,696

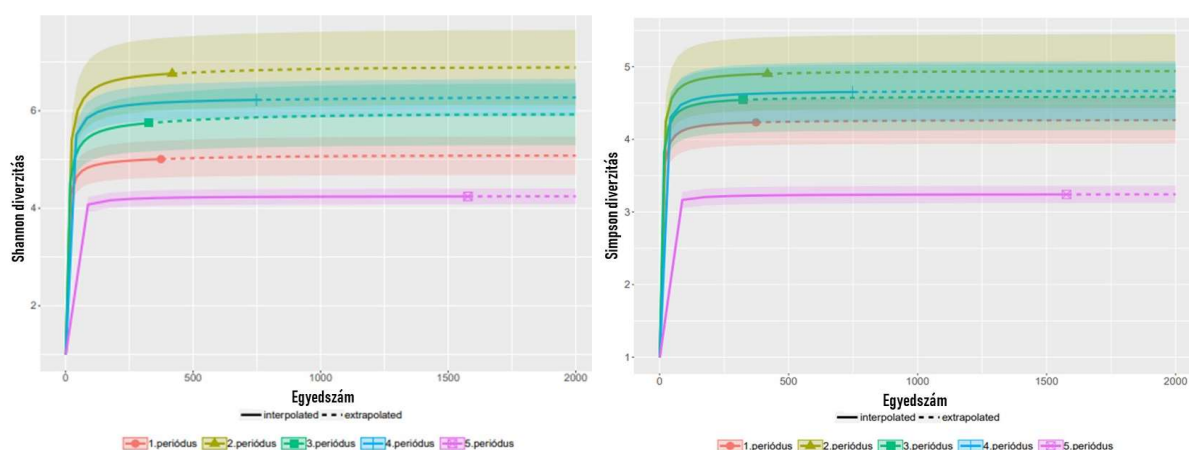
4. táblázat: A Shannon-diverzitás értékek t - tesztje a periódusok összehasonlításában

Periódusok	1. periódus	2. periódus	3. periódus	4. periódus	5. periódus
1. periódus					
2. periódus	4,83**				
3. periódus	2,32*	2,06*			
4. periódus	4,25**	1,29	1,16		
5. periódus	3,68**	6,89**	5,56**	9,30**	

* $P < 0,05$; ** $P < 0,001$

Az egyes periódusokra összesített kisemlős közösség diverzitásbeli különbségének értékeléséhez a Shannon-diverzitás értékek közötti t -statisztikát végeztük el (**4. táblázat**). A statisztikai eredmények szerint az időszakok összehasonlításában a t -teszt 8 párosításban adott szignifikáns különbséget a Shannon-értékek között, azonban a magasabb diverzitási értékekkel jellemzett 2. vs 4. periódus, valamint 3. vs 4. periódus összehasonlításában a t -teszt nem adott szignifikáns különbséget (**4. táblázat**).

A diverzitás viszonyok ritkasági görbék generálásának eredménye visszatükrözte az alfa-diverzitás indexek számításának elemzését, mivel mind a Shannon, mind a Simpson értékek becslésénél az 5. periódus kisemlős együttese bizonyult szignifikánsan alacsonyabb diverzitásúnak, mint a többi periódusban becsült érték. Ezt az időszakot reprezentáló ritkasági görbe telítődése mindkét paraméternél alacsonyabb értéknél alakult ki, és a görbék inter- és extrapolációs szakaszában a konfidencia sáv markánsan elkülönült a többi görbétől. A Shannon diverzitás t -tesztje alapján a periódusok közösségek között számított további szignifikáns különbségeket a ritkasági görbék elkülönülése a konfidencia sávok nagy átfedések miatt nem erősítette meg (7-8. ábra).



7-8. ábra: Az 5 periódus során a kisemlős közösségek Shannon-indexe (jobb oldal) Simpson- (baloldal) és

4.3 A magassásos élőhelyeken gyakori fajok standardizált egyedszám megoszlásának homogenitás-vizsgálata

Az északi pocok jelenléte és hiánya alapján elkülönített öt időszakra összesített standardizált adatok alapján 6 vizsgált kisemlősfaj abundanciáját az egyes periódusok összehasonlításában homogenitás-vizsgálattal (G-teszt) értékeltük. A víztűrő vörösfogú cickányokhoz tartozó erdei cickány (*Sorex araneus*) tekintetében több párosításban is inhomogén eloszlást kaptunk a kimutatott standardizált értékek összehasonlításában (5. táblázat).

5. táblázat: Az erdei cickány (*S. araneus*) homogenitás tesztje G-teszt alapján

Periódusok	1. periódus	2. periódus	3. periódus	4. periódus	5. periódus
1. periódus					
2. periódus	4,58*				
3. periódus	0,04	3,75			
4. periódus	15,34***	3,33	13,83***		
5. periódus	0,24	2,72	0,08	11,83***	

* $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$

A védett csaltjáró pocok (*Microtus agrestis*) egyes periódusokra számított gyakorisági értékei között szintén több párosításban volt jelentős különbség, a statisztikai számítások alapján a faj standard egyedszámának megoszlása inhomogén volt az 1. vs 3. periódus, 3. vs 4. periódus, valamint a 3. vs 5. periódus között (6. táblázat).

6. táblázat: A csaltjáró pocok (*M. agrestis*) homogenitás tesztje G-teszt alapján

Periódusok	1. periódus	2. periódus	3. periódus	4. periódus	5. periódus
1. periódus					
2. periódus	2,95				
3. periódus	10,96***	0,00			
4. periódus	0,20	1,64	8,38**		
5. periódus	1,96	0,10	3,87*	0,92	

* $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$

Az északi pocok standardizált mennyiségi értékeinek periódusok közötti összehasonlításában e faj abundanciája csupán két párosításban nem tért el szignifikánsan a feltételezett egyenlő eloszláshoz viszonyítva, a 2. vs 4. periódus és a 3. vs 5. periódus között az északi pocok megoszlása homogén volt (**7. táblázat**).

7. táblázat: Az északi pocok (*M. oeconomus*) homogenitás tesztje G-teszt alapján

Periódusok	1. periódus	2. periódus	3. periódus	4. periódus	5. periódus
1. periódus					
2. periódus	30,91***				
3. periódus	13,07***	6,13*			
4. periódus	30,91***	0,00	6,13*		
5. periódus	8,14**	9,95**	0,66	9,95**	

* $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$

A vizes élőhelyek jellegzetes faja, a kósza vagy közönséges vízipocok (*Arvicola amphibius*) relatív gyakorisági értékei között a periódusok összehasonlításában a legtöbb párosításban inhomogén eloszlást kaptunk, ennél a fajnál is mindössze 2-2 időszak párosításában volt a standardizált abundancia értékek megoszlása homogén (**8. táblázat**).

8. táblázat: A közönséges kőzapocok (*A. amphibius*) homogenitás tesztje G-teszt alapján

Periódusok	1. periódus	2. periódus	3. periódus	4. periódus	5. periódus
1. periódus					
2. periódus	6,66**				
3. periódus	7,45**	0,03			
4. periódus	21,33***	5,83*	5,04*		
5. periódus	0,00	6,66**	7,45**	21,33***	

* $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$

A pírók erdeieger (*Apodemus agrarius*) generalista, így többféle élőhelytípusban is megjelenik. E faj gyakorisági megoszlása a legtöbb esetben homogénnek bizonyult, az 1. vs 5.

és a 3. vs 5. periódus vonatkozásában volt szignifikáns eltérés a feltételezett egyenlő megoszláshoz képest (**9. táblázat**).

9. táblázat: A pirók erdeiegér (*A. agrarius*) homogenitás tesztje G-teszt alapján

Periódusok	1. periódus	2. periódus	3. periódus	4. periódus	5. periódus
1. periódus					
2. periódus	2,25				
3. periódus	0,01	2,04			
4. periódus	2,46	0,00	2,24		
5. periódus	5,04*	0,89	5,61*	0,77	

* $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$

Végül a törpeegér (*Micromys minutus*) gyakorisági értékeinek megoszlását elemeztük. A törpeegér abundanciájának egyes periódusok közötti homogenitás tesztje azt mutatta, hogy öt időszak összehasonlításában volt inhomogén a standardizált gyakorisági értékek megoszlása (**10. táblázat**).

10. táblázat: A törpeegér (*M. minutus*) homogenitás tesztje G-teszt alapján

Periódusok	1. periódus	2. periódus	3. periódus	4. periódus	5. periódus
1. periódus					
2. periódus	1,02				
3. periódus	0,07	0,56			
4. periódus	5,04*	1,56	3,95*		
5. periódus	3,43	7,91**	4,43*	15,80***	

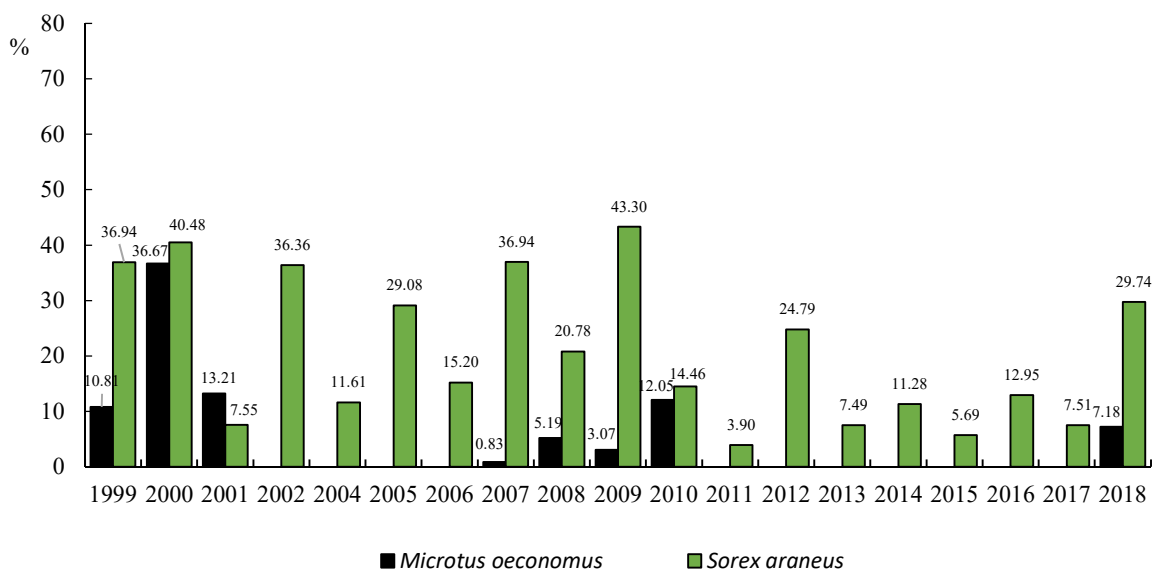
* $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$

4.4 A kiemelt kisméltós fajok 20 éves gyakorisági változás az északi pocokhoz (*Microtus oeconomus*) viszonyítva

A homogenitás-vizsgálatok során kiemelt 5 faj relatív gyakoriságának éves változását értékeltük az északi pocok adataihoz viszonyítva, egymásra vetítve a fokozottan védett északi pocok és az adott másik faj abundancia értékét.

Az első vizsgált faj az erdei cickány (*S. araneus*), amely minden évben jelen volt a vizsgált területen és az évek többségében magasabb, 20-30%-ot meghaladó gyakorisági értékkel fordult elő. A faj 2000-ben és 2009-ben jelent meg legnagyobb frekvenciával, mindkét évben

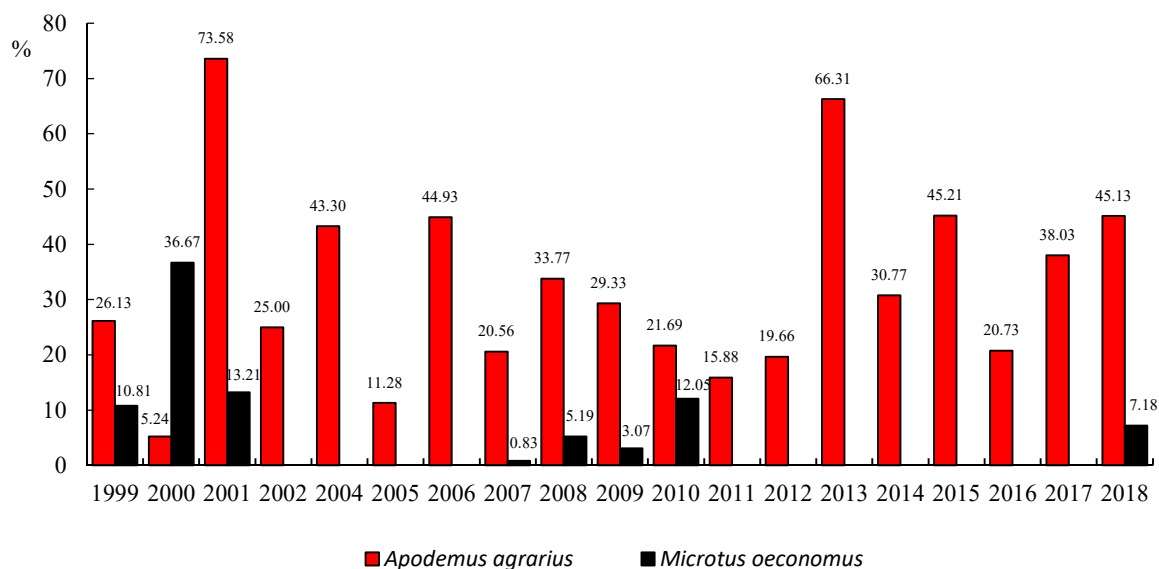
40%-ot meghaladó gyakorisági értékkel volt jellemző. Azokban az években, amikor az északi pocok szubpopuláció egyedeit nem sikerült megfogni, ennek a fajnak is visszaesett a %-os gyakorisága, de mégsem olyan mértékben, mint a fokozottan védett északi pocok esetén (8. ábra). Az erdei cickány gyakoriságának változása mindenképpen az élőhely minőségének indikátora volt, a 20 év során váltakozó szárazabb és csapadékosabb periódusok közül az utóbbi időszakot tekintve gyorsan visszakolonizálódott a vizsgált magassásos élőhelyre.



8. ábra: A *S. araneus* és a *M. oeconomus* fajok egymásra vetített relatív gyakoriságának 20 éves változása a Keleti berek (Sármellék) területén

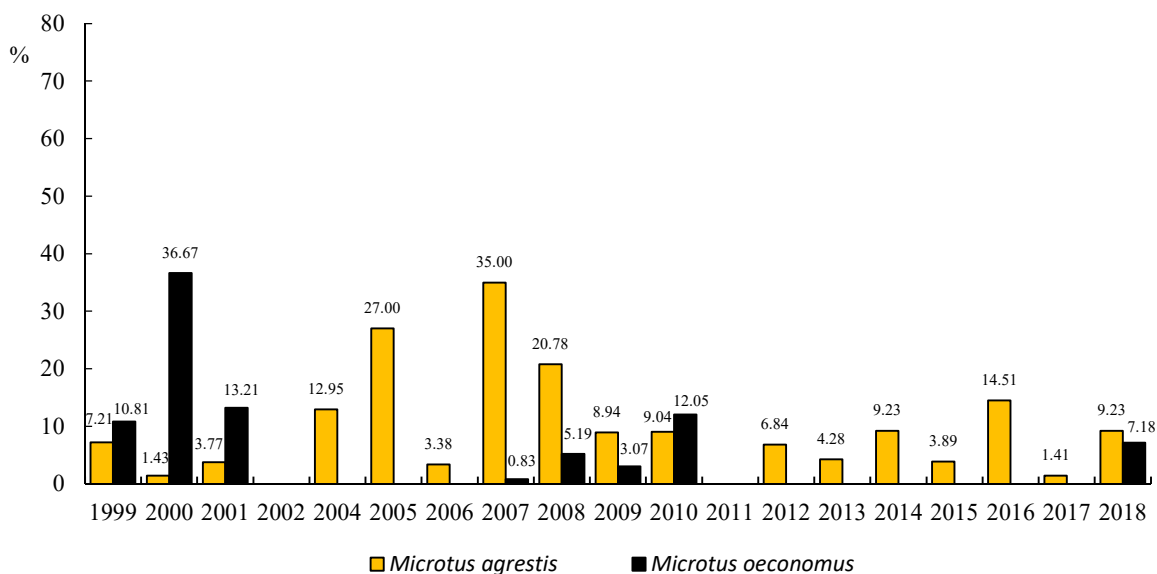
A pirók erdeieger generalista, tágtűrűsű fajként folyamatosan jelen volt a vizsgált területen, sőt hidrofíl fajként akkor is jelen volt a magassásos területen, ha a csapadékos időjárás vagy a vízkormányzás során történő vízvisszaduzzasztás következtében magasabb volt a vízszint. Erre a fajra kevésbé hatottak a negatív zavarások, mint az égetés, a kaszálás vagy a magas vízállás, mint az északi pocokra. A pirók erdeieger 2001-ben és 2003-ban jelent meg kiugró gyakorisági értékkel, az 1. periódusban ez meghaladta a 70%-ot, míg a 3. periódusban a relatív abundancia 66% volt. Több évben hasonló, 40-50% értékkel fordult elő, viszont 2000-ben és 2005-ben mutattuk ki legkisebb gyakorisági értékét. E két adat közül kiemeljük a 2000-es értéket, amely évben regisztráltuk a 20 éves periódus alatt az északi pocok legnagyobb relatív abundanciáját (9. ábra). A csapdázási eredmények, főként az északi pocokra vonatkozó csapdázási siker szempontjából ki kell emelnünk a pirók erdeieger magassásos élőhelyeken jellemző nagyfokú szétterjedési képességét. Aktivitása hamarabb kezdődik más egérfajoknál, így a csapdázásnál gondot jelent, hogy nagy denzitásuk miatt hamarabb elfoglalhatják a kitett csapdákat, mint más fajok, jelen esetben az északi pocok, mint a természetvédelmi monitoring fő célfaja. Ebből

adódóan csak egy állatot befogó csapdák esetén a pirók erdeiegeér aktivitásának növekvése csökkentti az északi pocok befogásának esélyét.

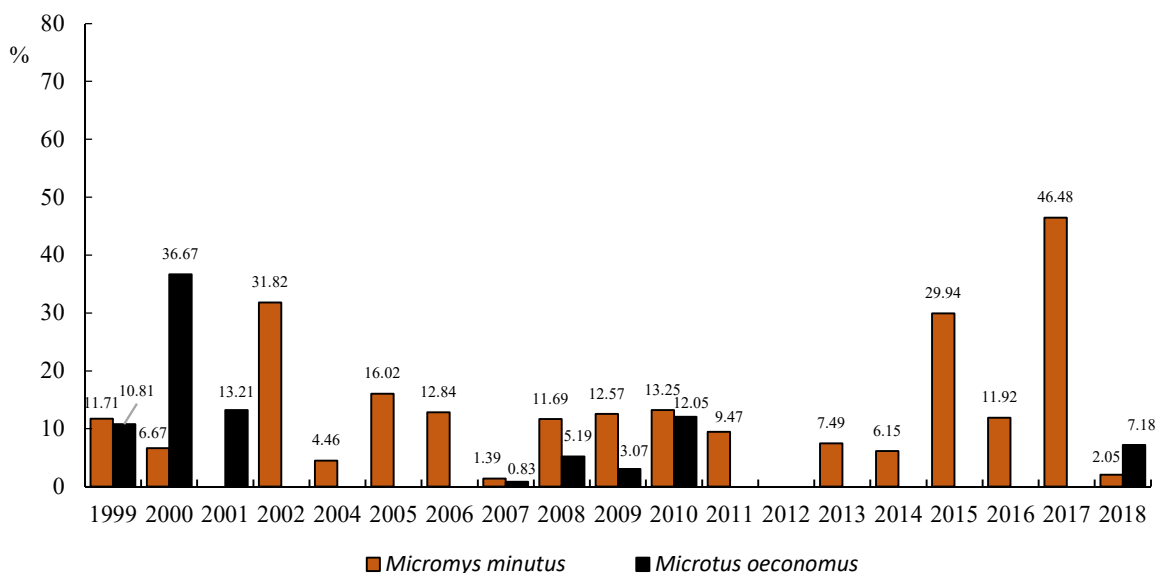


9. ábra: Az *A. agrarius* és a *M. oeconomus* fajok egymásra vetített relatív gyakoriságának 20 éves változása a Keleti berek (Sármellék) területén

Az északi pocok a versengést tekintve erősebb kompetitor, mint az ugyancsak jégkorszaki relikturnak tekinthető csaltijáró pocok. Ha egy alkalmas élőhelyen jelen van, a csaltijáró pocok egyedszáma megfogyatkozik. Azonban, ha megváltozik az élőhely minősége, jelen esetben az antropogén hatásoknak (pl. kaszálás) vagy a magas vízállásnak köszönhetően, akkor az élőhely specialista északi pocok eltűnik, vagy drasztikusan lecsökken a száma. Ha ez bekövetkezik, a faj helyét más fajok veszik át (pl. csaltijáró pocok), és így a kisemlős közösség átalakul. Azonban a 2018-as évben ismét sikerült csapdázni északi pocok egyedeket, de a csaltijáró pocok továbbra is megjelent a területen, így a két faj koegzisztenciáját mutattuk ki az utolsó periódusban. Fontos kiemelnünk, hogy a 2002-2003-ban jellemző száraz periódus után, a vizsgált magassásos terület regenerálódása következtében a két *Microtus* faj közül a csaltijáró pocok válaszolt gyorsabban, és 2004-ben újrakolonizálódott a területen. Ezt követően 2007-ben érte el legnagyobb gyakorisági értékét, de az ekkor jellemző élőhelyi minőség már az északi pocoknak is kedvezett, és ebben az évben a fokozottan védett faj megjelenését is regisztráltuk. A 2010-ben jellemző nagyon magas vízállást követően a csaltijáró pocok relatív gyakorisági értéke ingadozott, de messze alulmaradt, mint a 2007-ben kimutatott maximum érték (**10. ábra**).



10. ábra: A *M. agrestis* és a *M. oeconomus* fajok egymásra vetített relatív gyakoriságának 20 éves változása a Keleti berek (Sármellék) területén

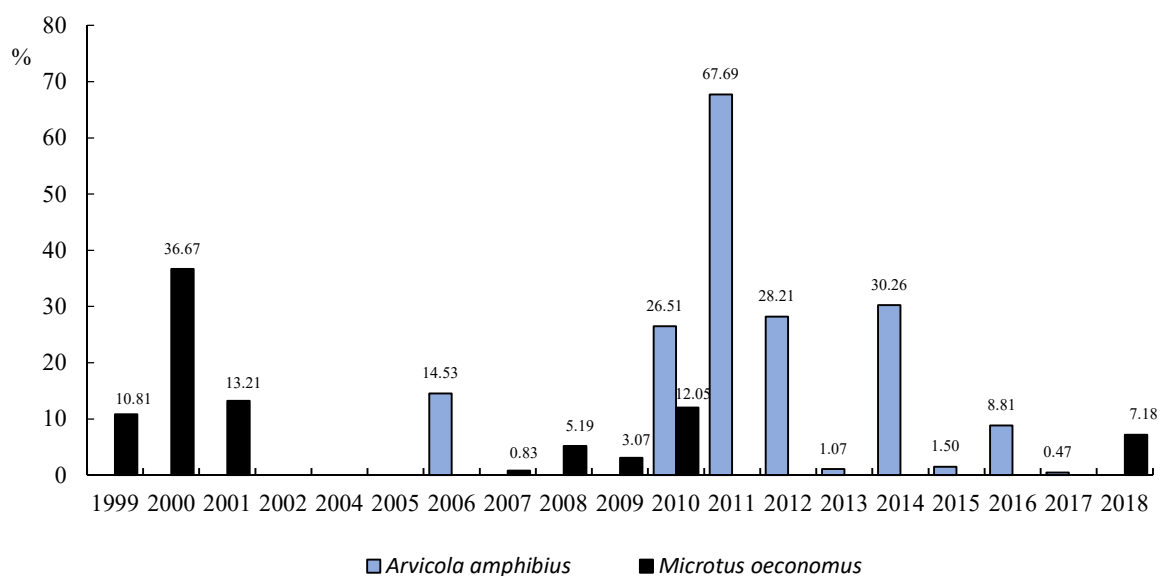


11. ábra: A *M. minutus* és a *M. oeconomus* fajok egymásra vetített relatív gyakoriságának 20 éves változása a Keleti berek (Sármellék) területén

A monitorozás 20 éves ideje alatt mindössze két évben (2002, 2011) volt jellemző a törpeegér hiánya. Relatív gyakorisága széles intervallumban változott az évek során, legmagasabb értékét 2007-ben érte el, amikor a relatív abundancia a faj esetén elérte a 35%-ot. Az északi pocok kimutatásának 2. periódusában, még 2008-ban is jellemző a törpeegér magasabb gyakorisági értéke, majd az ezt követő években a relatív abundancia hasonló volt az északi pocok arányainak összehasonlításában. A 2010 júniusában jellemző nagy csapadékmennyiség következtében kialakult vízborítás hatására a törpeegér gyakorisága csökkent, így ebben az évben a két faj viszonyában az északi pocok esetén regisztráltuk a nagyobb abundancia értéket. A tartós magas

vízborítás azonban egyik faj számára sem ideális, amit eredményeink is mutatnak, mivel a 2010-ben kialakuló és hosszú ideig tartó magas vízállás hatására 2011-ben az északi pocok, majd 2012-ben a törpeegér is eltűnt (**11. ábra**).

Annak ellenére, hogy a közönséges kószapocok (*A. amphibius*) jelenléte nem volt folyamatosan jellemző a 20 éves monitorozási periódus során, mégis kiemeljük gyakorisági értékeit, mivel ez a faj egyértelműen a 2010-ben megjelenő 50-60 cm magas, tartós vízállás következtében kialakuló megváltozott élőhely minőséget indikálta. E hatás következtében a faj gyorsan szétterjedt a területen, ami feltehetően a Kis-Balatonon ekkor jellemző túlszaporodásnak, gradációnak köszönhető. Így a kószapocok a magas vízborítás következtében a vizsgált Keleti-berek területén kiugró relatív gyakorisági értéket ért el, 2011-ben megközelítőleg 70%-os relatív abundancia alapján az ekkor kimutatott kisemlős közösségben eudomináns fajként jelent meg. Az északi pocok 2018-as ismételt megjelenése során azonban nem fogtunk kószapocok egyedeket, utalva arra, hogy a Keleti-berekben jellemző magassásos élőhelyfoltok vízellátása a faj szétterjedésének szempontjából már nem elegendő (**12. ábra**). Az északi pocok jelenléte 2018-ban azonban e reliktum faj fennmaradásához szükséges megfelelő élőhelyi minőségű környezetet indikált, ami a többéves hiánya után ismét megerősítette, hogy a Keleti-berek a Kis-Balatonon megmaradt északi pocok állomány fennmaradását tekintve fontos élőhely, ahol csökkenteni kell a faj számára kedvezőtlen emberi beavatkozásokat és zavarásokat.



12. ábra: Az *A. amphibius* és a *M. oeconomus* fajok egymásra vetített relatív gyakoriságának 20 éves változása a Keleti berek (Sármellék) területén

A vizsgált 20 éves mintavételi időszakban (1999-2018) 6 kisemlős fajt tekintve elemeztük, hogy gyakorisági értékeik negatívan vagy pozitívan korrelálnak-e egymással,

melyhez Spearman rangkorrelációt alkalmaztunk. Az elemzés során kapott szignifikáns negatív korreláció arra utal, hogy míg az egyik faj nagyobb mennyiségben jelent meg a területen, addig a másik faj abundanciája alacsony volt a 20 éves időszakban. Az általunk vizsgált 6 taxonból mindössze 3 párosítás vonatkozásában volt szignifikáns a rangkorreláció (*A. amphibius* vs *M. oeconomus*, *A. amphibius* vs *S. araneus*, *M. agrestis* vs *S. araneus*), melyek közül a csalitjáró pocok és az erdei cickány gyakorisága között pozitív rangkorrelációt, tehát monotonikus kapcsolatot tapasztaltunk, míg a másik két esetben negatív összefüggés volt (**11. táblázat**).

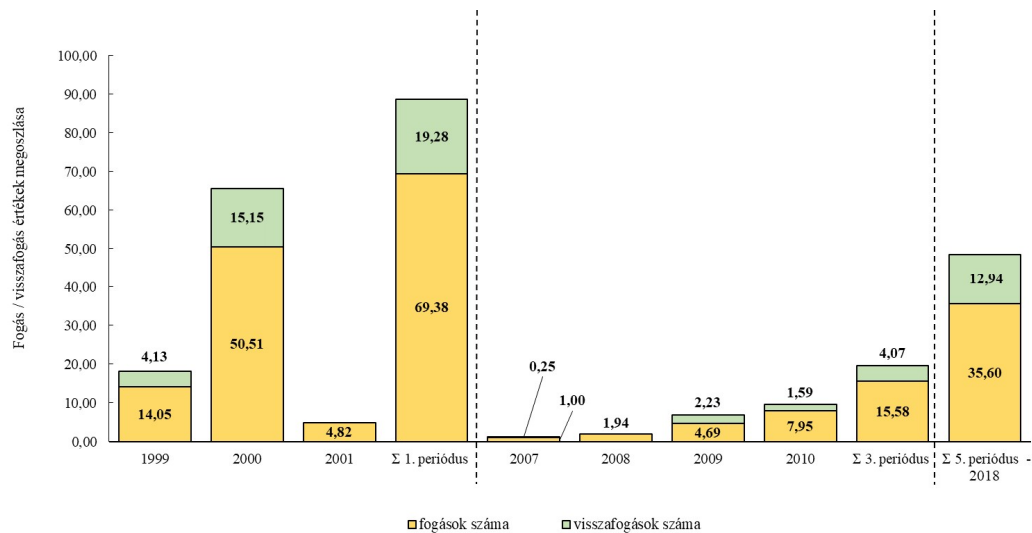
11. táblázat: A 6 vizsgált kisemlős faj Spearman rangkorrelációja a 20 éves időszakban (1999-2018) végzett elevenfogó csapdázások alapján

Kisemlős fajok	<i>A. agrarius</i>	<i>A. amphibius</i>	<i>M. agrestis</i>	<i>M. minutus</i>	<i>M. oeconomus</i>	<i>S. araneus</i>
<i>A. agrarius</i>						
<i>A. amphibius</i>	-0,019					
<i>M. agrestis</i>	0,267	-0,321				
<i>M. minutus</i>	0,341	-0,040	0,002			
<i>M. oeconomus</i>	0,062	-0,523*	0,197	0,006		
<i>S. araneus</i>	0,039	-0,496*	0,544*	0,350	0,420	

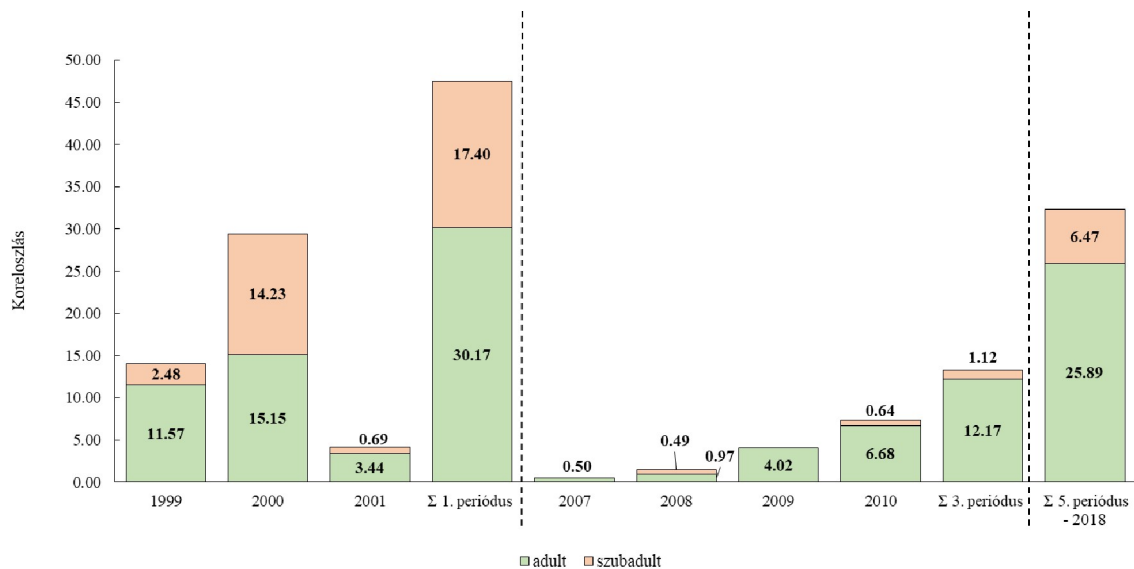
* $P < 0,05$

4.5 Az északi pocok (*Microtus oeconomus*) szubpopuláció értékelése

Összesen 3 periódus volt az 5-ből, ahol sikerült csapdázni északi pocok egyedeket (**13. ábra**). Az 1. periódusban 2000-ben kaptuk a legnagyobb fogás-visszafogási arányt. Ez a két érték alátámasztja, hogy ebben az időszakban a faj szempontjából a Keleti-berek területén stabil északi pocok állományt mutattunk ki, ami indikálta a területre jellemző élőhelyi minőséget a magassásos élőhelyfoltok északi pocok számára alkalmas állapotát. A 3. periódusban a 2009-es és 2010-es évben nagyjából megegyezett ez az arány, és a 2010-ben kialakuló vízállás ellenére a fogásadatok magasabb standardizált értéke arra utal, hogy a faj 2007 utáni visszatelepedése a Keleti-berek területén sikeres volt. Az 5. periódusban nem kaptunk a két korábbi időszakhoz hasonló fogásértékeket. A 2018-ban újra kimutatott állomány esetén alacsony egyedszámokat mutattunk ki, azonban a visszafogási arányunk magasabb volt, mutatva, hogy a vizsgált területen az ismert egyedeket többször fogtuk meg. Mivel 2018-ban (5. periódus) sikerült ismét kimutatni az északi pocok állomány egyedeit, feltételezhetjük, hogy a területen jellemző élőhelyi állapot az északi pocok számára továbbra is fennmarad, és negatív hatású beavatkozások, zavarások hiányában a következő években stabilizálódik az újra kimutatott északi pocok állomány, ami a fogási adatok, különösen az egyedszámok növekedésében mérhető (**13. ábra**).



13. ábra: A *M. oeconomus* faj egyedek fogásainak száma az adott évek és periódusos esetén



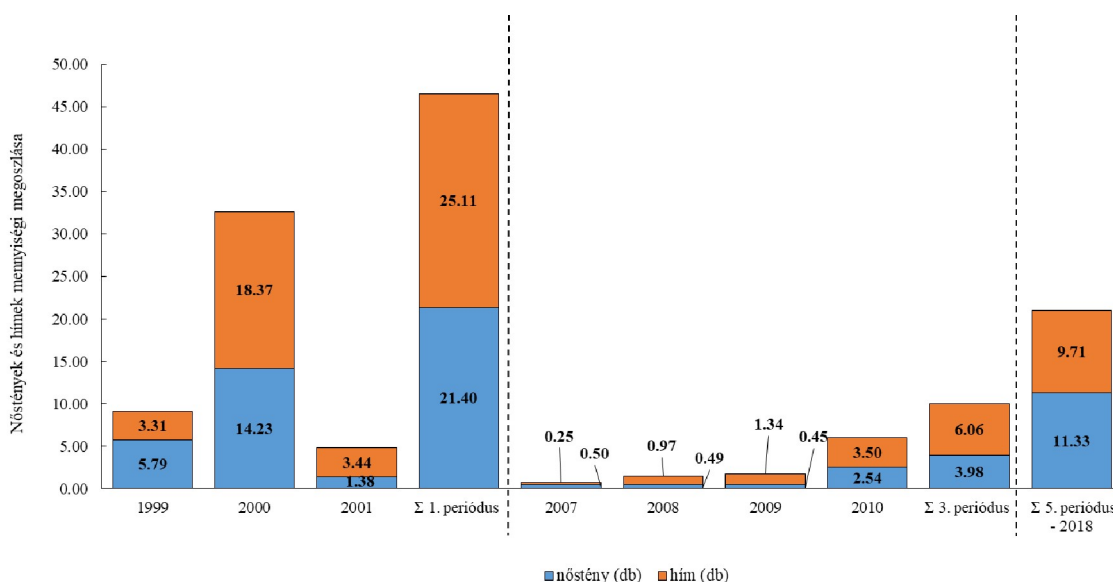
14. ábra: *M. oeconomus* faj egyedeinek koreloszlása az adott évek és periódusos esetén

Az északi pocok jelenléte esetén az adott periódusokban vizsgáltuk a koreloszlást is (**14. ábra**). A legtöbb subadult egyed az első periódusban, 2000-ben sikerült kimutatni a Keleti-berek területén. A korosztály kimutatott egyedeinek mennyisége a 3. és 5. periódusban lecsökkent. Összegezve a vizsgált periódusok adatait, az első periódusban az 1999-es adatok kivételével a két korosztály homogén megoszlású volt. Ez a 3. periódusban, 2007-ben és 2008-ban is jellemző volt. Az ezt követő időszakban a felnőtt egyedek voltak többségben a subadult egyedekkel szemben, amit a két korosztályra vonatkozó standardizált egyedszámok homogenitás-vizsgálata is alátámasztott. A 2018-as évet érintő 5. periódus eredménye az 1.

perióduséhoz hasonlít jobban. Pozitív eredménynek tekintjük, hogy 2018-ban az adult korosztály mellett magas volt a subadult egyedek standardizált egyedszám értéke is (**12. táblázat**).

12. táblázat: Az északi pocok koreloszlásának homogenitás-vizsgálata az egyes évek és periódusokra összesített adatok alapján

Periódus	adult	szubadult	χ^2 -érték	df	P
1999	11,57	2,48	5,88	1	<0.05
2000	15,15	14,23	0,03	1	n.s.
2001	3,44	0,69	1,84	1	n.s.
Σ 1. periódus	30,17	17,40	3,43	1	n.s.
2007	0,50	0,00	0,75	1	n.s.
2008	0,97	0,49	0,16	1	n.s.
2009	4,02	0,00	6,03	1	<0.05
2010	6,68	0,64	4,99	1	<0.05
Σ 3. periódus	12,17	1,12	9,18	1	<0.01
Σ 5. periódus - 2018	25,89	6,47	11,65	1	<0.001



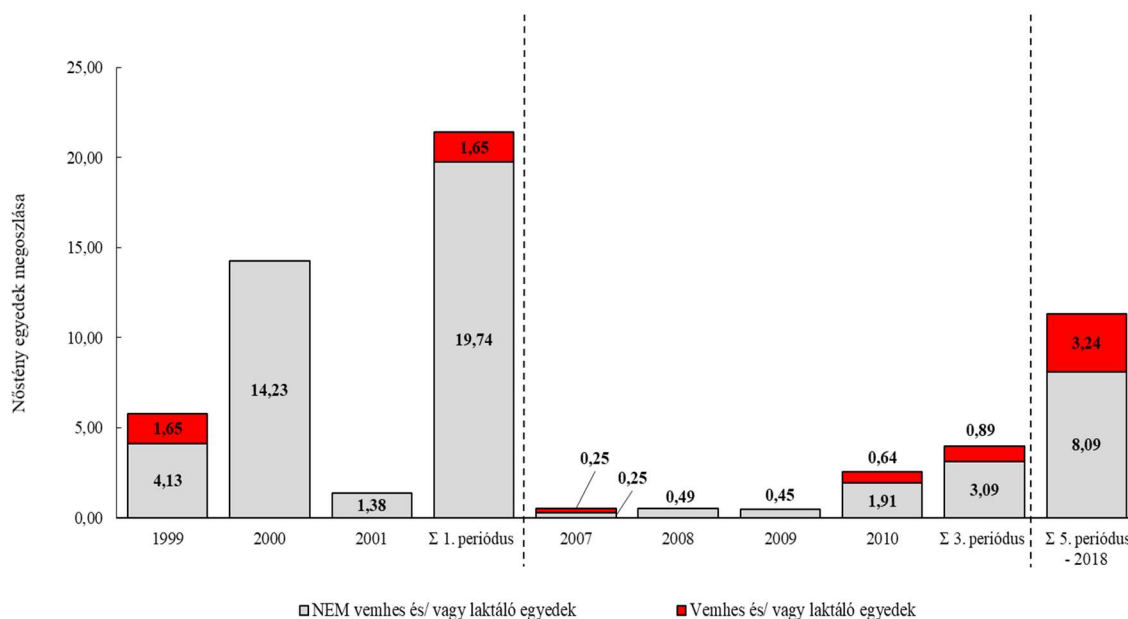
15. ábra: A *M. oeconomus* nőstény és hím egyedeinek megoszlása az adott évek és periódusos esetén

A nemek megoszlása alapján (**15. ábra**) az első periódusban az 1999-es évtől eltekintve a hím egyedek voltak többségben, 2002-ben inkább kiegyenlített volt a két nem megoszlása. A 2007-től 2010-ig tartó 3. periódusban is a hímek kerültek túlsúlyba, azonban itt sem tolódtak el az eredmények egyik nem irányába sem. Ennek megfelelően mind az évek, mind a periódusokra összesített adatok alapján a hímek és a nőstények megoszlása homogénnek tekinthető. Ez a homogén ivareloszlás az 5. periódusban, a 2018-as évben jellemző volt, ami a nemek arányának

szempontjából pozitív eredmény, szaporodó képes újrakolonizálódott szubpopuláció jelenlétére utal (13. ábra).

13. táblázat: Az északi pocok hím és nőstény egyedeinek megoszlását értékelő homogenitás-vizsgálata az egyes évek és periódusokra összesített adatok alapján

Periódus	nőstény	hím	χ^2 -érték	df	P
1999	5,79	3,31	0,68	1	n.s.
2000	14,23	18,37	0,52	1	n.s.
2001	1,38	3,44	0,89	1	n.s.
Σ 1. periódus	21,40	25,11	0,30	1	n.s.
2007	0,50	0,25	0,08	1	n.s.
2008	0,49	0,97	0,16	1	n.s.
2009	0,45	1,34	0,45	1	n.s.
2010	2,54	3,50	0,15	1	n.s.
Σ 3. periódus	3,98	6,06	0,43	1	n.s.
Σ 5. periódus - 2018	11,33	9,71	0,12	1	n.s.



16. ábra: A *M. oeconomus* faj nőstény egyedeinek vemhes és laktáló egyedeinek százalékos aránya, a 3 olyan periódus esetén, ahol csapdázás történt

A vemhes és laktáló nőstény egyedek száma (16. ábra) az 1. periódusban volt a legalacsonyabb, mindössze 5%. Az 1999-es évet leszámítva nem sikerült befogni laktáló vagy vemhes egyedeket. A 3. periódusban megnövekedett a számuk, annak ellenére, hogy csak 2007-es és 2010-es adatokkal rendelkezünk. Az 5. periódusban, az újra kimutatott állomány esetén azonban pozitív eredményt kaptunk, mivel nagyobb arányban mutattuk ki szaporodó

nőstényeket. Ez még inkább megerősíti azt a feltételezést, hogy a 2018-ban ismét megtalált állomány szaporodó képes szubpopuláció, ami az élőhelyi feltételek stabilizálódásával a további években is vizsgálható lesz.

14. táblázat: Az északi pocok szaporodóképes nőstény egyedeinek homogenitás-vizsgálata az egyes évek és periódusokra összesített adatok alapján

Periódus	Vemhes és/ vagy laktáló egyedek	NEM vemhes és/ vagy laktáló egyedek	χ^2 -érték	df	P
1999	1,65	4,13	1,06	1	n.s.
2000	0,00	14,23	21,35	1	<0.001
2001	0,00	1,38	2,07	1	n.s.
Σ 1. periódus	1,65	19,74	15,29	1	<0.001
2007	0,25	0,25	0,00	1	n.s.
2008	0,00	0,49	0,73	1	n.s.
2009	0,00	0,45	0,67	1	n.s.
2010	0,64	1,91	0,64	1	n.s.
Σ 3. periódus	0,89	3,09	1,22	1	n.s.
Σ 5. periódus - 2018	3,24	8,09	2,08	1	n.s.

A szaporodó nőstények vonatkozásában a homogenitás-vizsgálat mindössze két esetben, 2000-ben és az 1. periódus összesítésében adott szignifikáns inhomogenitást, mivel ekkor magas volt a nem szaporodó nőstények aránya. A többi év és periódus összehasonlításában az adatok megoszlása homogénnek bizonyult (**14. táblázat**).

5. Diszkusszió

Jelen dolgozatban az NBmR keretében a Kis-Balatonon végzett 20 éves kisemlős monitorozás eredményeit értékeltük, fókuszálva a Keleti-berek területén végzett felmérésre. A program során a Keleti-berek volt az a terület, ahol a fokozottan védett északi pocok állományát mutatták ki, ezért a területen végzett monitorozás folyamatosan zajlott, eddigi 20 éve alatt.

A teljes monitorozási idő alatt összesen 16 fajt csapdáztunk, valamint az évi átlagos fajszám 8 volt. Európában az északi pocok előfordulási területén, számos vizes élőhelyen vizsgálták a kisemlős együttesek összetételét, illetve a fajgyakorisági viszonyokat. Scott és mtsai. (2008) Észtországbán végzett felmérése során 7 kisemlős fajt mutatott ki, közösségen belül a nádasok területein a pirók erdeieger, a csalitjáró pocok és az erdei cickány volt a leggyakoribb faj. A Duna mentén Szlovákiában a kisemlősök közösségi felmérése 9 faj jelenlétét mutattak, ami általunk számított évi átlagos fajszámhoz hasonló fajgazdagság érték (Miklós *et al.* 2015). Ugyancsak a Duna mentén Krištofik (2001) 16 kisemlős fajt regisztrált, a leírt fajegyüttesen belül

6 cickányfaj fordult elő. Ez a tanulmány kiemelte az erdei cickány dominanciáját, ami Keleti-berek területén is fennállt, több évben ez a faj volt a kisémlős közösség leggyakoribb faja. Az erdei cickány vizes élőhelyeken jellemző előfordulását, az adott kisémlős közösségen belül betöltött domináns szerepét más tanulmányok is közölték (Dudich & Štollmann 1983, Krištofik 2001, Wijnhoven *et al.* 2006). A vizes élőhelyek kisémlős felmérése több földrajzi régióban rámutatott a pirok erdeiegér nagyarányú előfordulására, és így a faj hidrofil jellegét, hasonlóan a Keleti-berekben végzett felmérésünk eredményeihez, több tanulmányt kiemelte (Scott *et al.* 2008, Horváth *et al.* 2012, Zhang *et al.* 2014, Miklós *et al.* 2015, Dai *et al.* 2018).

Lengyel vizsgálatok megerősítették, hogy Közép-Európa refúgiális területein az északi pocok kisémlős közösségekben jellemző gyakorisága nagyban függ a faj többéves populációdinamikájától (Zub *et al.* 2012), így ez az élőhely specialista faj a nagyobb sűrűségű demográfiai fázisaiban eudomináns vagy domináns fajként jelenik meg a kisémlős közösségeken belül. Keleti-berekben monitorozott kisémlős együttesek vonatkozásában ez az északi pocok eudominancia csak a vizsgált első periódusban, az akkor kimutatott stabil északi pocok állomány jelenléte alatt volt jellemző. Ugyanakkor, ha Lanszki és Magyarai (2014) tanulmányát vesszük figyelembe, akkor 2013 őszén Kis-Balaton II-es ütemen végzett csapdázások során sikerült igazolni az északi pocok eudominanciáját, mivel az itt kimutatott kisémlős együttesen belül az északi pocok gyakorisági értéke meghaladta a 25%-ot, ami mindössze 2%-al maradt el a felmérés során kimutatott pirok erdeiegér gyakorisági értékétől. Az NBmR keretében a Fertő-Hanság területén folyó, az északi pocok elterjedésére fókuszáló monitorozás a faj újabb előfordulási adatait bizonyították, kiemelve, hogy békabuzogányos dominanciájú élőhelyen is megtalálták a fajt, amely területekről korábban nem került elő (Riezing és Kalmár 2014). A Fertő-Hanság területre vonatkozó, kisémlős monitorozás eredményeit szintetizálva Kalmár és Riezing (2017) tanulmánya értékeli a vizsgált lokalitásokban jellemző északi pocok dominanciát, amely alapján az adott mintaterületekre vonatkozó maximális dominancia 4-75% közötti intervallumban változott. Ez a tanulmány is mutatja, hogy az északi pocok kimutatása szempontjából fontos tényező a faj éves demográfiai ciklikussága, amely szerint akkor várható nagyobb sikerben a faj kimutatása, amikor a természetben az adott élőhelyen fennmaradt populáció növekvő vagy csúcs fázisban van. Visszatérve Miklós és mtsai. (2015) tanulmányára, az északi pocok négy lokalitásból került elő, a relatív abundanciát tekintve 40%-nál magasabb értéket mutattak ki. Továbbá kiemeljük Ambros és mtsai. (2016) tanulmányát, amely 146 mintavételi pont kisémlőscsapdázási adatait szintetizálja, fókuszálva az északi pocok elterjedésére. 6 éves vizsgálatuk során 39 ponton mutatták ki a faj elterjedését, így a mintahelyek 27%-ában mutatták ki az északi pocok előfordulását.

A monitorozás 20 éve során összesen 3 periódus volt az 5-ből, ahol sikerült csapdázni északi pocok egyedeket. A koreloszlást tekintve az első időszakban az adult és subadult egyedek aránya homogén volt, míg a másik két periódusban szignifikáns eltérés volt a két korosztály között. Az ivararány vonatkozásában a hím és nőstény egyedek homogén megoszlása volt jellemző mindegyik periódusban. Szaporodó nőstényekből az utolsó, 5. periódus kivételével keveset mutattunk ki a mintavételi időszak során.

6. Összefoglalás

A monitorozás 20 éve alatt a vizsgált területen összesen 16 kisemlősfaj jelenlétét mutattuk ki. A teljes fajkészletből mindössze két faj, az erdei cickány és a pirók erdeieger volt jelen az összes csapdázási évben. Az északi pocok jelenlétét 8 mintavételi évben regisztráltuk. A csapdázás során évente átlagosan 8 fajt mutattunk ki. A fajgazdagság 2001-ben és 2002-ben volt a legalacsonyabb, a további évek során a fajgazdagság növekedett és stabilizálódott. A lápterületekre jellemző kisemlős közösségben a két legdominánsabb faj a pirók erdeieger és az erdei cickány volt.

A közösségi ökológiai megközelítésű értékelést az északi pocok jelenléte és hiánya alapján elkülönített öt időszakra összesített standardizált adatok alapján végeztük el. A vizsgált öt időszak közül a 2. periódus diverzitási értékei voltak a legmagasabbak, míg a legalacsonyabb diverzitást az 5. periódus vonatkozásában mutattuk ki. A diverzitás viszonyok ritkasági görbék generálásának eredménye visszatükrözte az alfa-diverzitás indexek számításának elemzését, mivel mind a Shannon, mind a Simpson értékek becslésénél az 5. periódus kisemlős együttese bizonyult szignifikánsan alacsonyabb diverzitásúnak, mint a többi periódusban a becsült érték.

Az északi pocok jelenléte és hiánya alapján elkülönített öt időszakra összesített standardizált adatok alapján 6 kisemlősfaj abundanciáját az egyes periódusok összehasonlításában homogenitás-vizsgálattal értékeltük. Mindegyik kisemlős faj tekintetében több párosításban is inhomogén eloszlást kaptunk a kimutatott standardizált értékek összehasonlításában.

A vizsgált mintavételi időszakban a 6 kisemlős fajt tekintve elemeztük a gyakorisági értékeik közötti pozitív vagy negatív korrelációt. Az általunk vizsgált 6 taxonból mindössze 3 párosítás vonatkozásában volt szignifikáns a rangkorreláció, melyek közül a csalitjáró pocok és az erdei cickány gyakorisága között pozitív rangkorrelációt, míg a másik két esetben (kőszapocok vs északi pocok, kőszapocok vs erdei cickány) negatív összefüggést mutattunk ki.

A monitorozás 20 éve során összesen 3 periódus volt az 5-ből, ahol sikerült csapdázni északi pocok egyedeket. A koreloszlást tekintve az első időszakban az adult és subadult egyedek aránya homogén volt, míg a másik két periódusban szignifikáns eltérés volt a két korosztály között. Az ivararány vonatkozásában a hím és nőstény egyedek homogén megoszlása volt jellemző mindegyik periódusban. Szaporodó nőstényekből az utolsó, 5. periódus kivételével keveset mutattunk ki a mintavételi időszak során.

Azt a feltételezést, hogy a 2018-ban ismét megtalált állomány szaporodó képes szubpopuláció, megerősíti a nőstények és a hímek homogén megoszlása és a szaporodó nőstények magasabb aránya. Eredményeink így arra utalnak, hogy az élőhelyi feltételek stabilizálódásával az ismét kimutatott állomány a további években is vizsgálható lesz.

7. Köszönetnyilvánítás

Elsősorban köszönettel tartozunk Dr. Horváth Győző témavezetőnknek, valamint a diákköri csoportban dolgozó minden hallgatótársunknak, akik részt vettek a felmérésben és segítették felkészülésünket. A monitorozás a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság támogatásával valósult meg.

8. Irodalomjegyzék

- Abramson, N. I., & Tikhonova, E. P. 2005: Reevaluation of taxonomic structure of the root vole (*Microtus oeconomus* Pallas, 1776, Rodentia, Arvicolidae) from the territory of the former USSR based on evidence from craniometric and molecular data. *Russian Journal of Theriology* 4(1): 63-73.
- Ambros, M., Baláž, I., Klimant, P., Tulis, F., Dudich, A., Stollmann, A., Somogyi, B. & Horváth, G. 2016: The occurrence of Pannonian root vole (*Microtus oeconomus mehelyi*) in small mammals' communities in Danubian Plain. *Folia Oecologica* 43(1): 83.
- Andreassen, H. P., Hertzberg, K. & Ims, R. A. 1998: Space-use responses to habitat fragmentation and connectivity in the root vole *Microtus oeconomus*. *Ecology* 79(4): 1223-1235.
- Andreassen, H. P., Ims, R. A. & Steinseth, O. K. 1996: Discontinuous habitat corridors: effects on male root vole movements. *Journal of Applied Ecology* 33(3): 555-560.

- Aradi Cs., Göri Sz. & Dévai Gy. 2009: A Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer felülvizsgálata – Természetvédelmi elemzés. *Acta Biologica Debrecina, Supplementum Oecologica Hungarica* 19: 79-103.
- Baláz, I., & Fraňová, S. 2013: Biometric values comparison of somatic and cranial features of two *Microtus oeconomus* subspecies. *Folia Faunistica Slovaca* 18(1): 59-66.
- Balcombe, S.R., Bunn, S.E., McKenzie-Smith, F.J. & Davies, P.E. 2005: Variability of fish diets between dry and flood periods in an arid zone flood plain river. *Journal of Fish Biology* 67: 1552-1567.
- Báldi, A. 1996: Élőhelyek fragmentálódásának hatása állatközösségekre. *Természetvédelmi Közlemények* 3-4: 103-112.
- Báldi, A., Moskát, C., Palkó, S. & Gáti, E. 1999: Effects of reconstruction works on the breeding birds of the Kis-Balaton. *Vogelwelt* 120: 273-276.
- Bias, M.A., & Morrison, M.L. 2006: Habitat selection of the saltmarsh harvest mouse and sympatric rodent species. *Journal of Wildlife Management* 70: 732-742.
- Brunhoff, C., Galbreath, K. E., Fedorov, V. B., Cook, J. A., & Jaarola, M. 2003: Holarctic phylogeography of the root vole (*Microtus oeconomus*): implications for late Quaternary biogeography of high latitudes. *Molecular Ecology* 12(4): 957-968.
- Brunhoff, C., Yoccoz, N. G., Ims, R. A., & Jaarola, M. 2006: Glacial survival or late glacial colonization? Phylogeography of the root vole (*Microtus oeconomus*) in north-west Norway. *Journal of Biogeography* 33(12): 2136-2144.
- Colwell, R.K., Chao, A., Gotelli, N.J., Lin, S.-Y., Mao, C.X., Chazdon, R.L. & Longino, J.T. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5: 3-21.
- Dai, N., Lu, P., Zhang, M., Zhang, G., Zhang, C., & Pan, Y. 2018: Small mammal communities on beaches and lakeside farmland in the Poyang Lake region after the Three-Gorges Project. *Mammalia* 82(5): 438-448.
- Dudich A & Štollmann A, 1983: Micromammal communities in the three species formations of the East Slovakian lowlands. *Ekológia (ČSSR)*, 2, 353–373.
- Fahrig, L. & Merriam, G. 1985: Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66: 1762-1768.
- Fiedler, P. L., & Ahouse, J. J. 1992: Hierarchies of cause: toward an understanding of rarity in vascular plant species. In: Fiedler P.L. and Jain S.K. (eds), *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Preservation and Management*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 23-47.

- Foster, J. & Gaines, M.S. 1991: The effects of a successional habitat mosaic on a small mammal community. *Ecology* 72: 1358-73.
- Frederikson, L.H. & Laubhan, M.K. 1994: Managing wetlands for wildlife. In: Bookhout, T.(ed.) Research and management techniques for wildlife and habitats. The Wildlife Society, Bethesda, Md. pp. 623-647.
- Gaines, M.S. Robinson, G.R., Diffendorfer, J.E., Holt, R.D. & Johnson, M.L. 1992. The effects of habitat fragmentation on small mammal populations In McCullough, D.R. and Barret, R.H., Wildlife 2001: Populations, Elsevier, Barking, pp. 875-885.
- Galbreath, K. E., & Cook, J. A. 2004: Genetic consequences of Pleistocene glaciations for the tundra vole (*Microtus oeconomus*) in Beringia. *Molecular Ecology* 13(1): 135-148.
- Gibbons, B.C., Wang, X. & Larkins, B.A. 2003: Altered starch structure is associated with endosperm modification in quality-protein maize. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 100: 15329-15334.
- Gubányi, A., Horváth Gy. és Mészáros F. 2004: Az északi pocok (*Microtus oeconomus*) populációk hazai kutatottsága. *Természetvédelmi Közlemények* 11: 179-195.
- Gubányi, A. 2007. Északi pocok *Microtus oeconomus* (Pallas, 1776). In: Z. Bihari, G. Csorba & M. Heltai (eds.). Magyarország emlőseinek atlasza: 164–165. Kossuth Kiadó, Budapest, Hungary
- Gubányi, A., Dudich, A., Stollmann, A., & Ambros, M. 2009: Distribution and conservation management of the root vole (*Microtus oeconomus*) populations along the Danube in Central Europe (Rodentia: Arvicolinae). *Lynx* (ns) 40: 29-42.
- Glorvigen, P., Andreassen, H.P. & IMS, R.A. 2013: Local and Regional Determinants of Colonisation-Extinction Dynamics of a Riparian Mainland-Island Root Vole Metapopulation. *Plos One* 8(2): e56462
- Horváth, Gy. 2001: Az északi pocok (*Microtus oeconomus*) újabb előfordulása, a Kis-Balaton területén végzett kisemlős ökológiai kutatások előzetes eredményei. *Természetvédelmi Közlemények* 9: 299-313
- Horváth, Gy. 2004: Az északi pocok (*Microtus oeconomus*) populáció monitorozása a Kis-Balaton területén. *Állattani Közlemények* 89(2): 5-16.
- Horváth, Gy. Herczeg, R. 2013: Site occupancy response to natural and anthropogenic disturbances of root vole: Conservation problem of a vulnerable relict subspecies. *Journal for Nature Conservation* 21: 350-358.

- Horváth, G.F., Horváth, B, Sali, N. & Herczeg, R. 2012: Community-level response to different human disturbances and land use of small mammals in two marshland habitat patches in Hungary. *Archives of Biological Sciences* 64(2): 613-628.
- Horváth, Gy. és Gubányi, A. 2004: Az északi pocok (*Microtus oeconomus*) populációk jövője: fennmaradásukat befolyásoló tényezők, természetvédelmi stratégiák. *Természetvédelmi Közlemények* 11: 587-594.
- Horváth Gy., Gubányi A. 2006: Északi pocok (*Microtus oeconomus* mehelyi). Fajmegőrzési tervek. KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest. pp. 20.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. 2016: iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 2.0. 12.
- Ims, R. A. & Andreassen, H. P. 1999: Effects of experimental habitat fragmentation and connectivity on root vole demography. *Journal of Animal Ecology* 68: 839-852.
- Ims, R. A. & Stenseth N. C. 1989: Divided the fruitflies fall. *Nature* 342: 21-22.
- Ims, R. A., Rolstad, J., & Wegge, P. 1993: Predicting space use responses to habitat fragmentation: can voles *Microtus oeconomus* serve as an experimental model system (EMS) for capercaillie grouse *Tetrao urogallus* in boreal forest? *Biological Conservation* 63(3): 261-268.
- Johannsen, E. & Ims, R. A. 1996: Modelling survival rates: habitat fragmentation and destruction in root vole experimental populations. *Ecology* 77(4): 1196-1209.
- Kalmár, S. és Riezing, N. 2017: Az északi pocok (*Microtus oeconomus mehelyi*) élőhelyválasztása és állományainak vizsgálata Győr-Moson-Sopron megyében. *Rence* 2: 77-97
- Krištofik, J. 2001: Small mammal communities in reed stands. *Biologia* 56: 557-563.
- Lance, E. W., & Cook, J. A. 1998: Biogeography of tundra voles (*Microtus oeconomus*) of Beringia and the southern coast of Alaska. *Journal of Mammalogy* 79(1): 53-65.
- Lanszki J., Magyari M., Bauer-Haáz É.A., Széles L.G. 2012: Ragadozó-zsákmány kapcsolatok vizsgálata a Kis-Balatonon. 9. Magyar Ökológus Kongresszus. Előadások és posztterek összefoglalói, p. 64.
- Lanszki J., Magyari M. 2014: Az északi pocok (*Microtus oeconomus*) új adata a Kis-Balaton II. ütemén. *Natura Somogyiensis* 24: 287-292.
- Leijds, R., van Apeldoorn, R. C., & Bijlsma, R. 1999: Low genetic differentiation in north-west European populations of the locally endangered root vole, *Microtus oeconomus*. *Biological Conservation* 87(1): 39-48.

- Michelat, D. & Giraudoux, P. 2006: Synchrony between small mammal population dynamics in marshes and adjacent grassland in a landscape of the Jura plateau, France: a ten year investigation. *Acta Theriologica* 51(2): 155-162.
- Miklós, P., Žiak, D., & Sládkovičová, V. H. 2015: Folia faunistica Slovaca 20 (2) 2015: 105–111 Community of small terrestrial mammals in Danubian inundation area in autumn 2013. *Folia faunistica Slovaca*, 20(2): 105-111.
- Mitchell-Jones, A. J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Kryštufek, B., Reijnders, P. J. H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J. B. M., Vohralík, V. & Zima, J. 1999: The Atlas of European Mammals. T & AD Poyser Ltd. & Academic Press, London.
- Mitsch, W.J. & Gosslenik, J.G. 1986: Wetlands. Van Nostrand Reinhold Company. Inc., New York, New York, USA.
- Nadler, C. F., Zhurkevich, N. M., Hoffmann, R. S., Kozlovskii, A. I., Deutsch, L., & Nadler Jr, C. F. 1978: Biochemical relationships of the Holarctic vole genera (*Clethrionomys*, *Microtus*, and *Arvicola* (Rodentia: Arvicolinae)). *Canadian Journal of Zoology* 56(7): 1564-1575.
- R Core Team 2016: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2015. URL <https://www.r-project.org/>
- Rabinowitz, D., Cairns, S. & Dillon, T. 1986: Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. In: Soulé, M. E. (ed) Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA, pp. 182–204.
- Riezing, N. és Kalmár, S. 2014: Északi pocok (*Microtus oeconomus mehelyi*) a Kisalföld keleti felében. *Természetvédelmi Közlemények* 20: 50-58.
- Scott, D.M., Joyce, C.B. & Burnside N.G. 2008: The influence of habitat and landscape on small mammals in Estonian coastal wetlands. *Estonian Journal of Ecology* 57(4): 279-295.
- Scott, R. J., & Spielman, M. 2006: Genomic imprinting in plants and mammals: how life history constrains convergence. *Cytogenetic and genome research* 113(1-4): 53-67.
- Sládkovičová, V. H., Dąbrowski, M. J., Žiak, D., Miklós, P., Gubányi, A., La Haye, M. J., Bekke, D., Thissen, J., Herzig-Straschil, B., Kocian, L. & Gliwicz, J. 2018: Genetic variability of the cold-tolerant *Microtus oeconomus* subspecies left behind retreating glaciers. *Mammalian Biology* 88: 85-93.
- Soulé, M. E. 1987: Viable populations for conservation. Cambridge University Press, Cambridge, England

- Stacy, J. E., Refseth, U. H., Thoresen, M., Ims, R. A., Stenseth, N. C., & Jakobsen, K. S. 1994: Genetic variability among root voles (*Microtus oeconomus*) from different geographic regions: populations can be distinguished by DNA fingerprinting. *Biological Journal of the Linnean Society* 52(3): 273-286.
- Stenseth, N.C. 1980: Spatial heterogeneity and population stability: Some evolutionary consequences. *Oikos* 35: 165-84.
- von Tast J 1982: *Microtus oeconomus* (Pallas, 1776) — Nordische Wühlmaus, Sumpffmaus. In: Niethammer J, Krapp F (Eds) *Handbuch der Säugetiere Europas*. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, pp. 374–396
- Tátrai, I., Kálmán, M., Korponai, J., Paulovits, G. & Pomogyi, P. 2000: The role of the Kis-Balaton water protection system in the control of water quality of Lake Balaton. *Ecological Engineering* 16(1): 73-78.
- Thissen, J. B., Bekker, D. L., Spreitzer, K., & Herzig-Straschil, B. 2015: The distribution of the Pannonic root vole (*Microtus oeconomus mehelyi* Éhik, 1928) in Austria. *Lutra* 58(1): 3-22.
- Van de Zande, L., Van Apeldoorn, R. C., Blijdenstein, A. F., De Jong, D., Van Delden, W., & Bijlsma, R. 2000: Microsatellite analysis of population structure and genetic differentiation within and between populations of the root vole, *Microtus oeconomus* in the Netherlands. *Molecular Ecology* 9(10): 1651-1656.
- Verboom, J., Alkemade, R., Klijn, J., Metzger, M.J. & Reijnen, R. 2006: Combining biodiversity modelling with political and economic development scenarios for 25 EU countries. *Ecological Economics* 62: 267-276.
- Wiens, J. A., Stenseth, N. C., Van Horne, B. & Ims, R. A. 1993: Ecological mechanism and landscape ecology. *Oikos* 66: 369-380.
- Wijnhoven S., van der Velde G., Leuven R.S.E.W. & Smits A.J.M. 2006: Modelling recolonisation of heterogeneous river floodplains by small mammals. *Hydrobiologia* 565 (1): 135–152.
- Wilcove D.S., Mclellan, C.H. & Dobson, A.P. 1986: Habitat fragmentation in the temperate zone. In: Soulé. M.E.(ed.) *Conservation biology. The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Ass.,Inc.. Sunderland. pp. 237-256.
- Wilcox BA, Murphy DD 1985: Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 125: 879-887.
- Wolf, J.O. 1999: Behavioral model systems. Springer Verlag, New York, pp. 11-40.
- Yalden, D. 1999: The history of British mammals. Poyser, Llundon

- Zar, J.H. 2010: Biostatistical Analysis. 5th Edition. Pearson Prentice-Hall, Upper Saddle River, NJ. 944 pp.
- Zhang, Z. & Usher, M.B. 1991: Dispersal of wood mice and bank voles in an agricultural landscape. *Acta Theriologica* 36: 239-245.
- Zhang, M.W., Y. Wang, B. Li, C. Guo, G.X. Huang, G. Shen and X.J. Zhou. 2014: Small mammal community succession on the beach of Dongting Lake, China, after the Three Gorges Project. *Integrative Zoology* 9: 294–308.
- Zub, K., Jędrzejewska, B., Jędrzejewski, W. & Bartoń, K. A. 2012: Cyclic voles and shrews and non-cyclic mice in a marginal grassland within European temperate forest. *Acta Theriologica* 57(3): 205-216.