



36. OTDK
Biológia Szekció



36. ORSZÁGOS
TUDOMÁNYOS DIÁKKÖRI
KONFERENCIA 2023

**Kisemlősök rövidtávú közösségi szintű változása mozaikos
magassásos élőhelyen a Kis-Balaton területén**

Kalocsai Nóra

Biológia BSc hallgató

Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar

Ökológiai Tanszék

Témavezető:

Dr. Horváth Győző egyetemi docens

Kelemen Krisztina PhD hallgató

PTE TTK Ökológiai Tanszék

Pécs

2023. január 25.

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés, irodalmi áttekintés	3
2. Célkitűzés	5
3. Anyag és módszer	6
3.1 Vizsgált területek, periódusok.....	6
3.2 Az adatfeldolgozás módszerei.....	7
4. Eredmények	9
5. Diskusszió	19
6. Irodalomjegyzék	21

1. Bevezetés, irodalmi áttekintés

Számos tanulmány rámutatott arra, hogy globális szinten a vizes élőhelyek ökoszisztémái jelentős mértékben degradálódtak (Davidson 2014, Kingsford *et al.* 2016, Hu *et al.* 2017), holott ezek a nagy kiterjedésű vizes élőhelyek olyan összetett rendszerek (Junk *et al.* 2006), amiket folyamatosan vagy időszakosan vízzel borított és szárazföldi élőhelyek alkotnak és különböző típusú élőhelyekkel szolgálnak a különféle fajok számára (Gopal 2009, Keddy *et al.* 2009). Fajgazdagságuk és komplexitásuk révén ezek az ökológiai rendszerek így olyan ökoszisztéma szolgáltatásokat jelentenek a különböző fajok, szerveződési szintek és az ember számára is, amelyek fennmaradása a degradáció következtében egyre veszélyeztetettebb. A wetland területek tehát az általuk nyújtott sokféle ökoszisztéma szolgáltatás ellenére a világ legtöbb vidékén veszélyeztetettek (Whigham 2009, Reis *et al.* 2017). Ilyen ökoszisztéma szolgáltatás például a tiszta víz biztosítása, part menti vizes élőhelyek vegetáció borítása árvíz és viharos hullámok elleni védekezés szempontjából kiemelő, továbbá fontos szerepük van a csapadékvizek tárolásában, a vizek természetes szűrésében (Mitsch *et al.* 2001, Millennium Ecosystem Assessment 2005, Kirwan & Megonigal 2013). A wetland területekre jellemző, hogy sokféle élőhelytípus jelenik meg ezekben az ökoszisztémákban, például a lápon belüli zsombékok, semlyékek (Gopal 2009), magassásos élőhelyek és nádasok mozaikos megjelenése. A hidrológiai és morfológiai viszonyok és ezek alapján megjelenő diverz vegetációstruktúra nagyfokú környezeti heterogenitást biztosít (Keough *et al.* 1999, Rey Benayas *et al.* 1999, Brose 2001, Loughheed *et al.* 2008). Bár a vizes élőhelyek fajgazdagsága nagyon változatos és eltérő lehet a környező területek biodiverzitásához képest a vizes élőhelyek fajgazdagsága taxon és az ökoszisztémán belül megjelenő funkcionális biodiverzitás általában magasabb, így számos tanulmány ezen vizes élőhelyi rendszereket biodiverzitási forráspontként ('hot spots') említi (Keddy *et al.* 2009, Mitsch & Gosselink 2000, Desta *et al.* 2012).

A vizes élőhelyek biológiai sokféleségét különféle emberi tevékenységek fenyegetik, mint például a talajátalakítás és -degradáció (Kingsford *et al.* 2016), amelyek hatásai a múltban a biológiai sokféleség súlyos csökkenéséhez vezettek (Gardner & Finlayson 2018). Számos becslés alapján a vizes élőhelyek elvesztése és degradációja egyik legnagyobb mértékben Európában detektált (Millennium Ecosystem Assessment 2005, Davidson 2014, Dixon *et al.* 2016). Ezt a degradációt leginkább a tájmódosítás, vízelvezetés, különböző vízforgalmi rendszerek változtatása és a feltöltődési folyamatok eredményezték (Millennium Ecosystem Assessment 2005, van Asselen *et al.* 2013), amelyek továbbra is befolyásolják és

megváltoztatják a természetes vizes élőhelyeket (Davidson 2014). Ezek a hatások, amelyek a környezetet nagy mértékben módosítják jelentősen befolyásolják a vizes élőhelyek biotáját, ami mérhető a különböző biológiai szerveződési szinteken. Az egyedi tulajdonságok viselkedés mintázat (Jeffrey *et al.* 2015, Sasidhran *et al.* 2016), populációs paraméterek (Hamer *et al.* 2016), közösségi összetétel és struktúra (Morissette *et al.* 2019), valamint a metaközösségek szerkezete és dinamikája jelentősen változhat a módosult környezetben.

Az emlős fajok és a vizes ökoszisztémák kapcsolatát már több évtizede kutatják, mivel egyrészt kevés emlős faj alkalmazkodott a vizes környezethez, de a vizes élőhelyek diverz élőhely és táplálék forráskínálata révén számos emlős faj volt képes különböző ökológiai niche-k betöltésére és így források hasznosítására, amik jellemzően más élőhely típusokhoz kapcsolódnak (Fritzell 1988). A vizes élőhelyeket érő nagyfokú zavarások következtében szükségesek restaurációs beavatkozások, amelyek megpróbálják a negatív hatásokat fékezni, megállítani és a vizes területek ökoszisztémáját természet közeli egyensúlyba hozni. Noe és mtsai. (2022) kiemelték, hogy a restaurációs folyamatok, illetve a beavatkozások során létrehozott változások tanulmányozásához fontos indikátor szervezetek a kisemlősök, mivel a rágcsálók és cickányok alapvető szerepet töltenek be az ökoszisztémában. A rágcsálók fontos magterjesztők, befolyásolják a növények biomasszáját, jelentős a növényzet befolyásoló szerepük, így bioindikátorai lehetnek egy adott restaurációs helyreállítás sikerének vagy kudarcának. A kisemlősök számos alapvető szerepet töltenek be az ökológiai hálózatokban, amelyek fontos szerepet játszanak az ökoszisztémák egészségében nem csak a szárazföldi, hanem a vizes környezetben is (pl. Hambäck *et al.* 2004, Gedan *et al.* 2009). A vizes élőhelyeken végzett vizsgálatokban ezért a kisemlősöket sokszor választják indikátorként, bár ritkábban, mint a madarakat (Scott *et al.* 2008, Romañach *et al.* 2021).

Magyarország legnagyobb mocsaras területe a Kis-Balaton, Közép-Európa vizes élőhelyeinek egyik legjelentősebb területe. A PTE TTK Ökológiai Tanszék Kisemlős Kutatócsoportja a terület kisemlőseinek hosszú távú monitorozását végzi, amely a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozási Rendszer (NBmR) külön projektjeként indult 1999-ben. A Kis-Balatonon vizsgált területek kisemlős közösségei számos védett cickányból és rágcsálóból állnak, így pl. a monitorozás középpontjában álló északi pocok, mint fokozottan védett faj, melynek legdélebbi elterjedésű pannon alfaja, *Alexandromys oeconomicus mehelyi* Éhik, 1928. fordul elő a területen. Ez a ritka, jégkorszaki reliktum kisemlős Magyarországon védelem alatt áll, és az élőhelyvédelmi irányelv (1992. évi tanácsi irányelv) II. és IV. mellékletében a közösségek kiemelt fajaként szerepel. A veszélyeztetett alfaj töredezett populációkban létezik, a Kis-Balaton pedig elterjedési tartományának déli határát jelöli (Sládkovičová *et al.* 2022,

Kelemen *et al.* 2021). Az északi pocok élőhelyspecialistaként gyorsan reagál a természeti és antropogén zavarokra és azok additív hatásaira (Horváth & Herczeg 2013). Ez a pocok tipikusan a kisémlősközösség domináns tagja, amely meghatározza az együttes felépítését, sőt az együttélő kisémlősök tevékenységét is zavartalan élőhelyeken (Gliwicz & Dąbrowski 2008, Ambros *et al.* 2016, Jancewicz & Gliwicz 2017). A Kis-Balaton folyamatos kisémlős-monitorozása lehetővé tette az egyes területeken formálódó kisémlős közösségek összetételét, szerkezetét az egyes fajok jellemző indikátor értékét, a karakterfajok jelentőségét (Horváth *et al.* 2011, 2012). Továbbá kiemelten foglalkoztak az északi pocok állomány természetes és antropogén zavarásokra adott válaszával, fókuszálva a fokozottan védett alfaj természetvédelmi problémáira, összefoglalva az alkalmazható természetvédelmi menedzsment különböző lépéseit (Horváth & Herczeg 2013). Társszerzőségben írt korábbi TDK munkám azon mintaterület kisémlős közösségi szintű értékelését foglalta össze, ahol az északi pocok előkerülését korábbi adatok bizonyították, de a zavarások és különböző emberi beavatkozások hatására a célfaj kimutatásának hiánya volt jellemző. A korábbi közösségi ökológiai elemzéseket végző TDK munka a Kis-Balatonon 2013-2014-ben végzett legutóbbi nagyléptékű rekonstrukció időszakában jellemző kisémlős közösségi mintázatokat vetett össze a rekonstrukciót megelőző és azt követő időszakokban. Ezen elemzés legfontosabb következtetése az volt, hogy mind a közösségi szintű válaszok, mind az északi pocok habitat minőségével szembeni érzékenységeinek detektálása) azt mutatta, hogy természetvédelmi szempontból a fokozottan védett célfaj és a wetland területekre jellemző diverzebb kisémlős közösség akkor tartható fenn hosszú távon, ha a természetvédelmi kezelések kompenzálni tudják a különböző zavarások negatív hatását (Kalocsai & Bognár 2021).

Jelen dolgozatban alapvető célunk az volt, hogy azon Sármellék melletti területen, ahol az északi pocok jelenlétét a monitoring kezdetén (1999-2000) kimutattuk és folyamatosan nyomon követtük ennek az állománynak a helyzetét, az utóbbi 6 év monitorozási eredményeit közösségi ökológiai megközelítésben értékeljük. A tanulmány során arra fókuszáltunk, hogy a korábbi évek során hiányzó északi pocok ismételt detektálása, az utóbbi években jellemző időjárási viszonyok függvényében milyen rövidtávú közösségi szintű változások mérhetők.

2. Célkitűzés

A kutatásunk célja volt a kisémlős közösségek változásának értékelése az évek, az északi pocok denzitása és a csapadékmennyiség függvényében 6 év monitorozási eredményei alapján. Ennek alapján célkitűzéseink a következők voltak:

- a Kis-Balatonon felmért kisemlős közösségekben a fajkompozíció és az abundancia viszonyok változásának értékelése
- a közösségi mintázatok elemzése többváltozós varianciaanalízissel, klaszteranalízissel, a fajok együttes előfordulásának, asszociáltságának vizsgálatával az évek, valamint az északi pocok abundancia és a csapadékmennyiség függvényében
- a különböző évek közösségeinek páronkénti összehasonlításában a fajcsere, a hasonlóság és a fajszám-különbség relatív fontosságának elemzése

3. Anyag és módszer

3.1 Vizsgált területek, periódusok

A közösségi ökológiai elemzéshez a 2017-től 2022-ig terjedő időszak monitorozási eredményeit használtuk fel. Az NBmR keretén belül végzett monitorozás elevenfogó dobozcsapdák felhasználásával, fogás-jelölés-visszafogás módszerrel, napi kétszeri csapdaellenőrzéssel (CMR) valósult meg nyári és őszi hónapokban. A felmérések a Kis-Balaton több területén folytak, jelen munkánk során a Keleti berekben gyűjtött terepi adatokkal dolgoztunk.

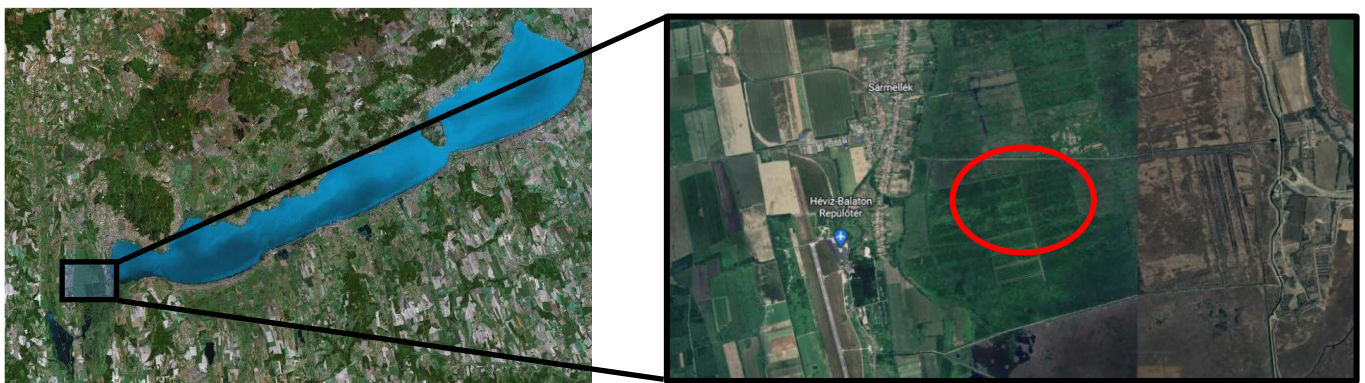
A Keleti berek Sármellék és Balatonszentgyörgy településeket összekötő 76-os műúttól délre elterülő berek, amely a Balaton-felvidéki Nemzeti Park területén található és a Natura 2000 hálózat része. A berek vegetációborítását összefüggő sásos jellemzi, mellyel helyenként kisebb-nagyobb nádasok alkotnak mozaikot. A terület jellemző karakterfaja, az északi pocok egyben az itt végzett kisemlős monitorozás kijelölt célfaja is. A 2010-es csapadékos időjárás, majd a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer II. ütem átalakítása során 2012 és 2014 között mesterségesen alacsonyan tartott és a későbbi próbaüzem idején, majd azt követően 2015-2016-ban a nagy mennyiségű csapadék következtében újra megemelkedett vízszint a faj élőhelyeinek kedvezőtlen rövidtávú változását idézte elő, melynek eredményeként a monitorozott területeken a célfajt évekig nem detektáltuk. Az északi pocok jelenlétét a vizsgált területen legközelebb 2018-ban igazoltuk és a rendszeres csapadázások során ezt követően minden évben megerősítettük a faj jelenlétét. A Keleti berekben 2021 tavaszán tűz pusztított, amely monitorozott területek egy részét is érintette, ennek ellenére a nyári csapadázások idejére a sásos nagyrészt regenerálódott. A következő évben, 2022 tavaszán a berekben ismét tűz keletkezett, amely a korábbinál jóval nagyobb területen égett. A tűz azonban elkerülte a folyamatosan

monitorozott élőhelyeket, de a közeli erdő és rét növényzetének nagy része elpusztult. Mivel jelen kutatásban a célunk a kisemlős közösség változásainak vizsgálata volt, elemzéseinkhez az északi pocok 2018-as megjelenését megelőző 2017-es évvel kezdődő és 2022-ig tartó periódust vettük kutatásunk alapjául. A fogási adatok gyűjtése ebben az időszakban a 2022-es év kivételével minden évben 18 kihelyezett csapdából álló vonaltranszekt módszerrel zajlott, melyek száma az évek során változó volt. A 2022-es őszi mintavételezéssel a Keleti berekben kimutatott északi pocok állomány részletesebb felmérése volt a monitorozás célja, ezért a transzekt módszert kisebb kvadrátok alkalmazásával egészítettük ki. Mivel a terepi adatok gyűjtése az évek során változó mintavételi ráfordítással történt, a statisztikai elemzések előtt minden év fogási adatait 500 csapdaéjszakára standardizáltuk.

3.2 Az adatfeldolgozás módszerei

A közösségi ökológiai elemzésekhez a havi fogásadatokat vettük figyelembe, számításainkat R környezetben (3.5.1 verzió) végeztük (R Core Team 2018). Elsőként a kimutatott fajok abundancia-eloszlásának megjelenítéséhez rang-abundancia görbéket generáltunk a BiodiversityR (v. 2.14.2.1, Kindt & Coe 2005) csomagban. A közösségek szerkezetének és összetételének változását a továbbiakban több megközelítésben vizsgáltuk. Az éves bontás mellett egyrészt elkülönítettük a kiemelkedően csapadékos és száraz, valamint az időjárás szempontjából szélsőségesnek nem tekinthető hónapokat, míg a harmadik megközelítésben az északi pocok hiányával, valamint alacsony és magas denzitásával jellemezhető hónapokat. A közösségek szerkezetének és összetételének különbségeit mindhárom megközelítésben Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló többváltozós permutációs varianciaanalízissel teszteltük az *adonis2* függvénnyel, ahol 9999 permutációt futtattunk a *vegan* csomagban (v. 2.6.2, Oksanen *et al.* 2022). A statisztikai különbség kimutatása után az éveket páronként is összehasonlítottuk, melynek során a *p*-értékeket Benjamini-Hochberg módszerrel korrigáltuk. Ezt követően főkoordináta-analízissel (PCoA) szórási diagramot készítettünk (a *vegan* csomagban), amely a közösségek Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló eltéréseit ábrázolja. A különböző éveket reprezentáló pontok szóródásának különbségeit a "betadisper" és "permutest" függvényekkel teszteltük. A közösségek hasonlóságának/különbségeinek további értékeléséhez klaszteres hőtérképet készítettünk a "heatmap.2" függvénnyel *gplots* csomagban (v. 3.1.3, Warnes *et al.* 2022). A klaszteranalízist a standardizált adatokból létrehozott euklideszi távolságmátrix alapján végeztük. Ezt követően a 'cooccur' programcsomagban (v. 1.3, Griffith *et al.* 2016) együtt-előfordulási vizsgálatot végeztünk, ami a fajok koegzisztenciális mintázatairól ad információt.

A módszer a fajok jelenlét-hiány adatait alapul véve, azokat randomizálva azt teszteli, hogy a fajok együttes előfordulásának megfigyelt gyakorisága a véletlenszerű előfordulás alapján várt gyakoriságtól szignifikánsan eltér-e. A fajpárok együttes előfordulásának megfigyelt gyakoriságát a várt gyakoriság függvényében ábrázolva a grafikon területét egy egyenes osztja két részre, így láthatóvá válik, mely fajpárok esetén detektáltunk pozitív vagy negatív asszociáltságot. Végül Podani és Schmera által fejlesztett SDRSimplex programmal (Podani & Schmera 2011) megvizsgáltuk, hogy a mintavételi időszakban a közösség teljes diverzitása mennyiben tulajdonítható a fajcsere, a hasonlóság és a fajszám-különbség komponenseknek. Az elemzéshez éves jelenlét-hiány adatokat használtunk, az éveket a fajkészlet alapján hasonlítottuk össze. Az eredményeket egy SDR Simplex diagramon jelenítettük meg a SYN-TAX 2000 programcsomag segítségével, ahol minden pont egy évpárt jelöl. A pontok elhelyezkedése, amelyet a hasonlóság (S), a fajszám-különbség (D) és a fajcsere (R) pontszámai határoznak meg, jelzi a három összetevő relatív fontosságát a különböző évek (kisemlős közösségei) közötti különbségek kialakításában.



4. Eredmények

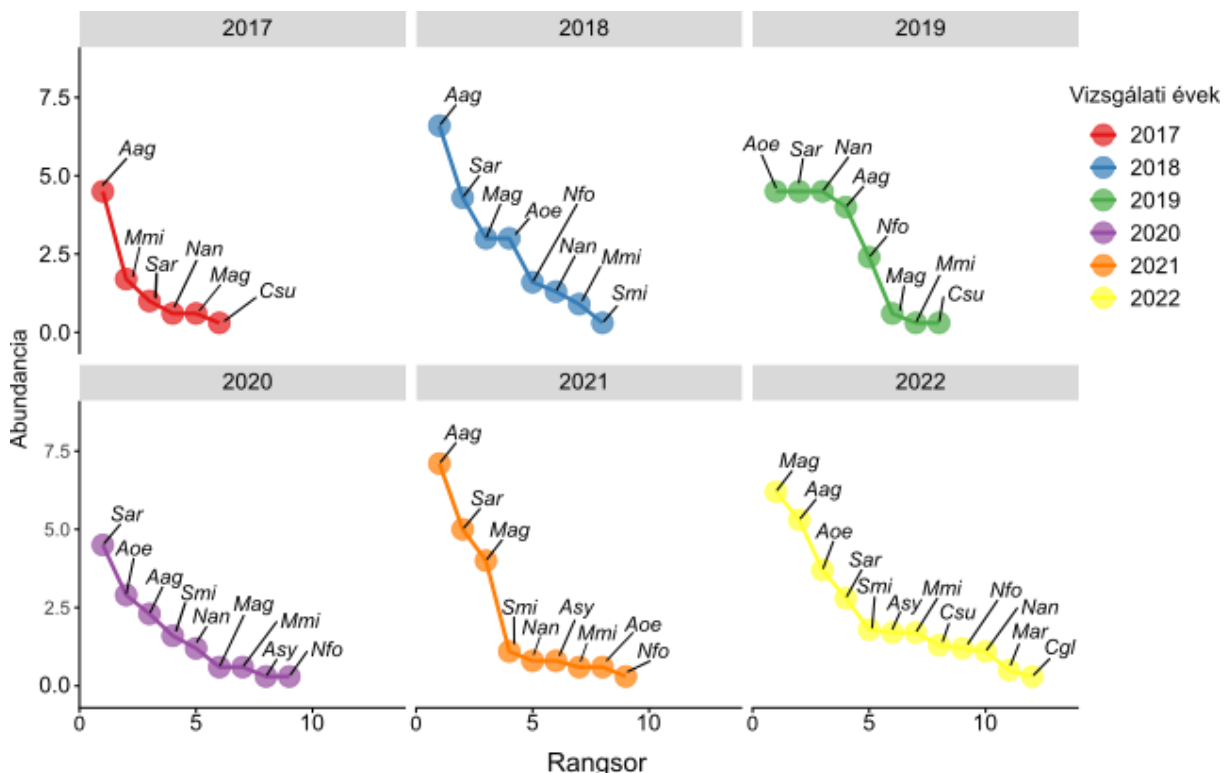
A vizsgált területen összesen 12 faj jelenlétét mutattunk ki a 6 év alatt, ezek közül 5 cickány faj volt, míg 7 rágcsáló, utóbbiból három az egérfélék (Murinae) és négy a pocokfélék (Arvicolinae) alcsaládjába tartozik (**1. táblázat**).

1. táblázat: a felmérések során regisztrált fajok jelenlét/hiány adatai a négy vizsgált időszakban.

Fajok	Évek					
	2017	2018	2019	2020	2021	2022
<i>Alexandromys oeconomus</i> (Aoe) - Északi pocok	-	+	+	+	+	+
<i>Apodemus agrarius</i> (Aag) - Pirók erdeieger	+	+	+	+	+	+
<i>Apodemus sylvaticus</i> (Asy) - Erdei egér	-	-	-	+	+	+
<i>Clethrionomys glareolus</i> (Cgl) - Vöröshátú erdeipocok	-	-	-	-	-	+
<i>Crocidura suaveolens</i> (Csu) - Keleti cickány	+	-	+	-	-	+
<i>Microtus agrestis</i> (Mag) - Csalitjáró pocok	+	+	+	+	+	+
<i>Microtus arvalis</i> (Mar) - Mezei pocok	-	-	-	-	-	+
<i>Micromys minutus</i> (Mmi) - Törpeegér	+	+	+	+	+	+
<i>Neomys anomalus</i> (Nan) - Miller-vízicickány	+	+	+	+	+	+
<i>Neomys fodiens</i> (Nfo) - Közönséges vízicickány	-	+	+	+	+	+
<i>Sorex araneus</i> (Sar) - Erdei cickány	+	+	+	+	+	+
<i>Sorex minutus</i> (Smi) - Törpecickány	-	+	-	+	+	+

A fajszám 2022-ben volt a legmagasabb, a teljes hatéves periódus során detektált fajok mindegyike megjelent a fajkészletben. A 2015-2016-os időszakban a próbaüzem és a nagy mennyiségű csapadék megemelték a monitorozott területek vízszintjét, így 2017 előtt a természetes és mesterséges zavarás kumulatív hatása érvényesült. Ennek eredménye lehet, hogy a kimutatott fajok száma a 2017-ben volt a legalacsonyabb a vizsgált időszakban, majd ezt követően folyamatosan emelkedett. A korábbi évhez képest 2018-ban a keleti cickány eltűnését és három faj, nevezetesen a törpecickány, a közönséges vízicickány és az északi pocok megjelenését regisztráltuk, 2019-ben ehhez képest ismét detektáltuk a keleti cickány jelenlétét, míg a törpecickány ebben az évben nem került elő. A következő évben (2020) új fajként jelent meg a közönséges erdeieger és ismét kimutattuk a törpecickány jelenlétét, de a keleti cickány ismét hiányzott a közösségből. Ehhez képest 2021-ben a fajkészlet változatlan volt, majd 2022-ben két faj, a vöröshátú erdeipocok (*Clethrionomys glareolus*) és a mezei pocok (*Microtus arvalis*) nem várt jelenlétét igazoltuk. A kimutatott fajok közül 5 faj – pirók erdeieger (*Apodemus agrarius*), csalitjáró pocok (*Microtus agrestis*), törpeegér (*Micromys minutus*), miller vízicickány (*Neomys anomalus*), erdei cickány (*Sorex araneus*) – jelenléte minden évben

kimutatható volt (**1. táblázat**). A monitorozás szempontjából kiemelendő, hogy az északi pocok a zavarások ellenére is 2017 után minden évben befogásra került.



2. ábra: A 6 év során kimutatott kisemlős közösségek rang-abundancia görbéi

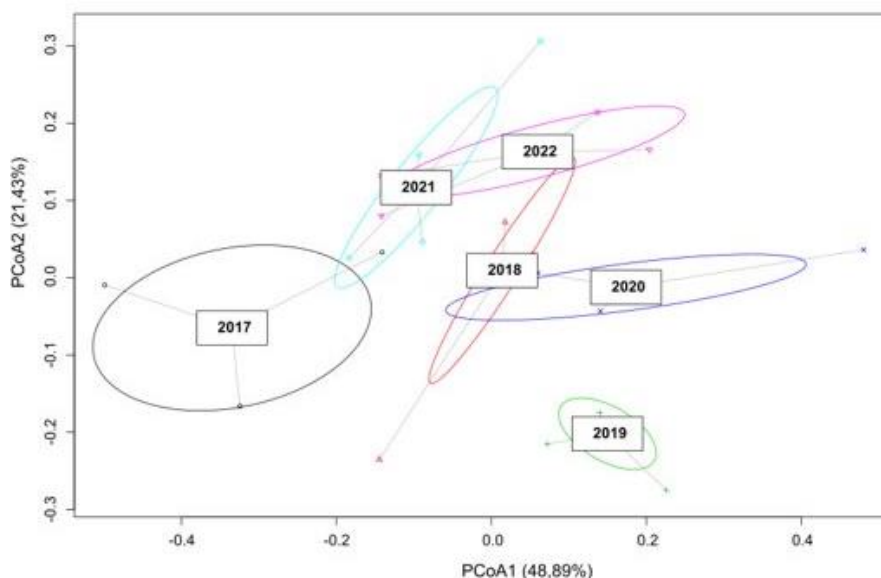
A kisemlős fajok dominancia sorrendjét rang-abundancia görbéken tüntettük fel a 6 évre vonatkoztatva (X. ábra). A 2017-es évben a pirók erdei egér tömegessége kiemelkedő volt a többi fajéhoz képest. A rangsor második faj a törpeegér volt, a többi faj tömegessége ebben az évben hasonlóan alacsonynak bizonyult. 2018-ban az élőhely generalista pirók erdeieger kiugróan magas abundanciáját regisztráltuk, a gyakorisági sorrend második helyét jóval alacsonyabb abundanciával az erdeicickány foglalta el. A harmadik és negyedik helyen a vizes élőhelyekhez kötődő védett csaltjáró pocok és fokozottan védett északi pocok jelent meg, mutatva, hogy az élőhelyek a korábbi zavarások után e fajok számára kedvező irányban változtak. A következő évben, 2019-ben az északi pocok került a dominancia sorrend első helyére, ezzel párhuzamosan a csaltjáró pocok abundanciája viszont csökkent. Az északi pocok mellett hasonló gyakorisági értékkel az erdei cickány volt a rangsor második faja és kiemelendő eredmény, hogy a Miller-vízicickány abundanciája szinte megegyezett az előbbi két gyakoribb fajéval, meghaladva a pirók erdeieger tömegességét. A 2020-ban kimutatott fajok a rangsorban kis különbséggel követték egymást, a dominancia sorrend ekkor volt a legkiegyenlítettebb. A kisemlősök abundanciája az erdeicickány, mint ebben az évben leggyakoribb faj kivételével az

előző évhez képest csökkent. A következő 2021-es évben 2018-hoz hasonlóan ismét a pirók erdeiegér kifejezett dominanciája jellemezte a közösséget, emellett a csalitjaro pocok abundanciája is jelentősen emelkedett. Bár az északi pocok jelen volt a vizsgált területen, a korábbi évekhez viszonyítva kisebb gyakorisággal került befogásra. Ezzel szemben az északi pocok abundanciája 2022-ben jelentősen megnőtt, a faj így a rangsor harmadik helyére került. Az első helyet a csalitjaro pocok foglalta el, mind az erdeicickány, mind a pirók erdeiegér tömegessége csökkent. A további kimutatott fajok abundancia értékei között nem volt jelentős különbség.

A kisemlős közösségek szerveződésében megjelenő különbséget először az évek összehasonlításában teszteltük. A PERMANOVA eredménye megerősítette, hogy a közösségi mintázat változását szignifikánsan befolyásolta az évek különbsége ($R^2 = 0,596$, $F = 4,713$, $P < 0,05$), tehát az évek, mint magyarázó változó a teljes variancia 59,6%-át magyarázta. A mintapárok közötti különbségek Pillai–Bartlett statisztika alapján elvégzett tesztelése eredményeként az évek 10 párosításában szignifikáns különbséget tapasztaltunk, míg öt év pár esetén nem volt szignifikáns az eltérés (2. táblázat)

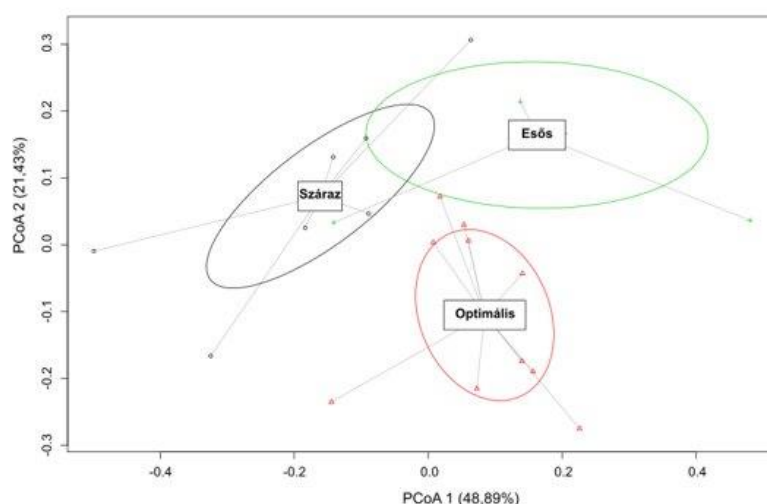
2. táblázat: A PERMANOVA Pillai-Bartlett post-hoc tesztje az évek párosításában

Évek	2017	2018	2019	2020	2021
2018	0,117	-	-	-	-
2019	<0,05	<0,05	-	-	-
2020	0,125	<0,05	<0,05	-	-
2021	<0,05	0,162	<0,05	<0,05	-
2022	<0,05	0,175	<0,05	<0,05	0,175



3. ábra: Az adott években kimutatott kisemlős közösségek adatainak PCoA módszerrel kapott szórásdiagramja. Az ellipszisek a csoportmediánok körüli szórást mutatják

A PERMANOVA eredményét ugyancsak Bray-Curtis távolság érték számításával elvégzett főkoordináta analízissel (PCoA) jelenítettük meg. Az első két PCoA tengely a teljes adatsor variáciájának 70,32%-át magyarázta. A szórásvázlapon az adott évben megjelenő kisemlős közösségek nem különültek el teljes mértékben, csak a 2019-es adatok elkülönülését látjuk a szórásvázlapon. Az ANOVA teszt nem erősítette meg az évek elkülönülését ($F = 0.919$, *n.s.*), valamint a minták páronkénti Tukey tesztje is megerősítette ezt ($P = 0,384 - 0,999$) (3. ábra).

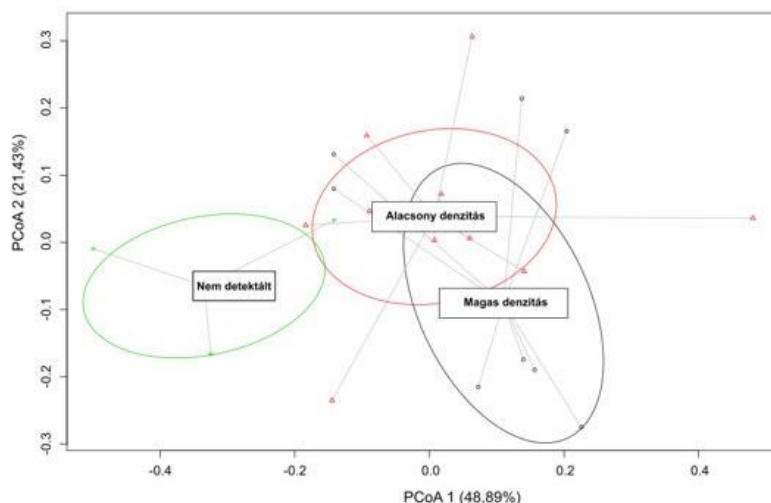


4. ábra: A csapadékmennyiség alapján elkülönített időszakokra jellemző kisemlős közösségek adatainak PCoA módszerrel kapott szórásvázlaja. Az ellipszisek a csoportmediánok körüli szórást mutatják.

A következő lépésben a csapadékmennyiség alapján elkülönített időszakokra vetített kisemlős közösségek rendeződését teszteltük, amely során a PERMANOVA adonis2 függvénye alapján a környezeti csoportváltozónak szignifikáns hatása volt ($R^2 = 0,328$, $F = 4,636$, $P < 0,001$). A csapadék alapján elkülönített környezeti változó hatása gyengébb volt, mint az éveké, a teljes variancia mindössze 32,8%-át magyarázta. A csapadék mennyiség eltérése alapján elkülönített három csoport kisemlős közösségeinek páronkénti összehasonlításában mindhárom esetben szignifikáns különbség volt (Pillai–Bartlett teszt: optimális vs. száraz: $P < 0,001$; optimális vs. esős: $P < 0,01$; száraz vs. esős: $P < 0,01$). A PERMANOVA eredményét megjelenítő főkoordináta-analízis szórásvázlaján viszonylag jó elkülönül a három csoport, azonban a szórásvázlapon ANOVA tesztje alapján a három csoport elkülönülése nem volt szignifikáns ($F = 0.993$, *n.s.*), amit a páronkénti Tukey teszt is megerősített ($P = 0.359 - 0.883$) (4. ábra).

A mintrák harmadik csoportosítását az északi pocok abundancia értéke alapján elkülönített kisemlős közösségek jelentették, melynek tesztelése alapján PERMANOVA az

északi pocok mennyiségének hatását szignifikánsnak találta ($R^2 = 0,289$, $F = 3,861$, $P < 0,001$), azonban ez a hatás még kisebbnek bizonyult, mint a környezeti változó, mivel a teljes variancia mindössze 28,9%-át magyarázta. Ennek eredményét megjelenítő PCoA szórásdiagramja is azt mutatta, hogy a csoportok nem különültek el szignifikánsan, még az a csoport sem különült el, amikor az északi pocok hiányzott a közösségből (ANOVA: $F = 0,993$, *n.s.*). Ezt az eredményt a csoportok Tukey tesztje is alátámasztotta, mivel egyik párosításban sem mutatott szignifikáns különbséget ($P = 0,801 - 0,976$) (5. ábra).

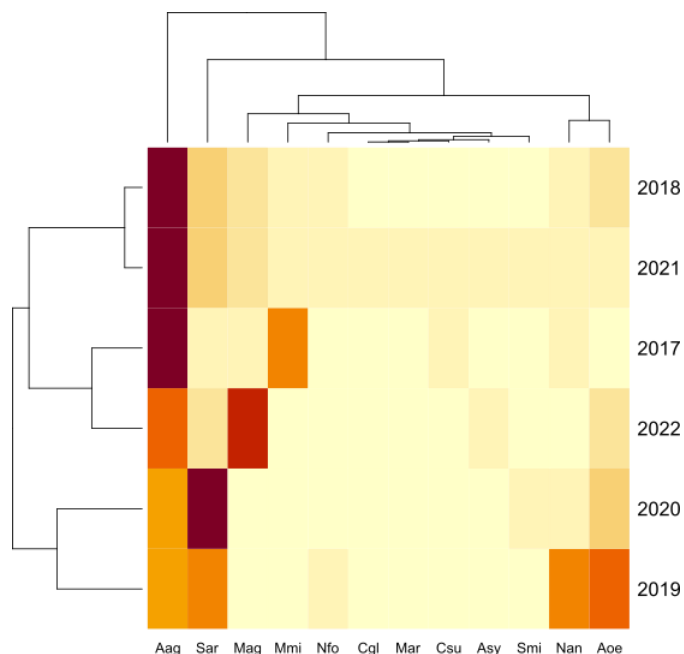


5. ábra: Az északi pocok abundancia mennyisége alapján elkülönített időszakokra jellemző kisemlős közösségek adatainak PCoA módszerrel kapott szórásdiagramja. Az ellipszisek a csoportmediánok körüli szórást mutatják.

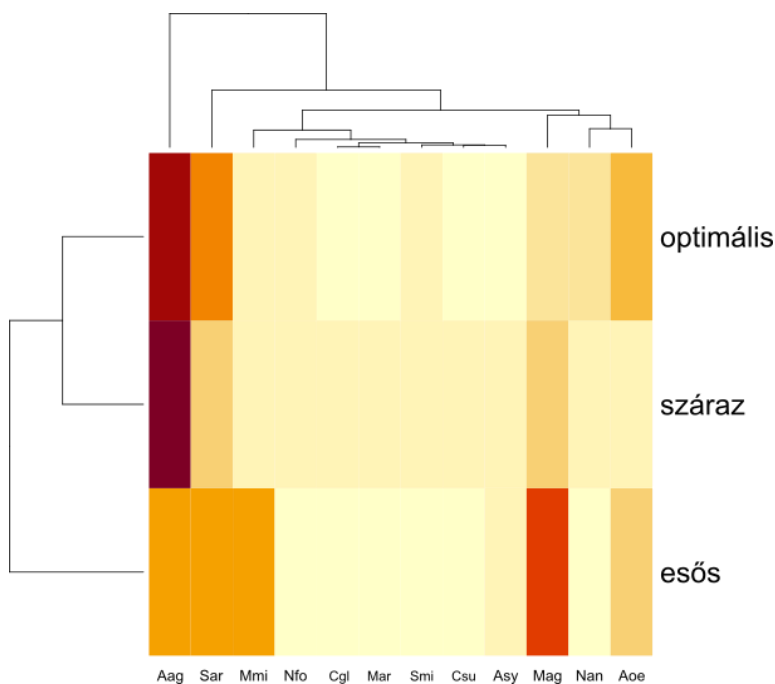
A közösségi elemzés következő lépésében végzett klaszteres hőtérkép elemzés az évek összehasonlításában szemléltette a kisemlős közösségek változatosságát (6. ábra). A 2019-es és 2020-as év közösségei külön csoportot alkotnak, amikor a pírók erdeieger abundancia alacsonyabb volt és az erdei cickány kiemelkedő gyakorisága volt jellemző. Ezek mellett az északi pocok abundanciája is ebben a két évben volt a legmagasabb. A további négy évet tartalmazó nagyobb klaszterben két-két évpár különült el, melyek közül a 2018-2021 közössége volt hasonlóbb, mindkét időszakban a fajkészlet eltérése mellett a pírók erdeieger dominancia volt jellemző. Továbbá az erdeicickány és a csalitjáró pocok hasonló előfordulása határozta meg e két év kisemlős közösségének hasonlóságát. A nagyobb klaszter másik két elkülönülő közössége a 2017-es és 2022-es év adatai alapján kapcsolódott össze. A két közösség hasonlóságát a pírók erdeieger nagyobb gyakorisága és az erdeicickány alacsonyabb abundanciája határozta meg (6. ábra).

Az időjárás szerinti csoportosításban a csapadékos évek váltak el a legnagyobb távolságértékkel, amit a csalitjáró pocok és a törpeeger magasabb, valamint a pírók erdeieger és az erdeicickány alacsonyabb gyakorisága eredményezett. Csapadékos időjárás alatt a

kisemlős közösségekben belül magasabb volt a csalitjáró pocok abundanciája, és a törpeegér is nagyobb frekvenciával került elő a csapdázások során, mint a másik két időszakban. Az erdeicickányon kívül a több cickány alacsony gyakoriságban volt jelen a csapadékosabb időszakban, de fokozottan védett északi pocok számára ez az időszak kedvezőbb volt, mint a száraz periódus (7. ábra).

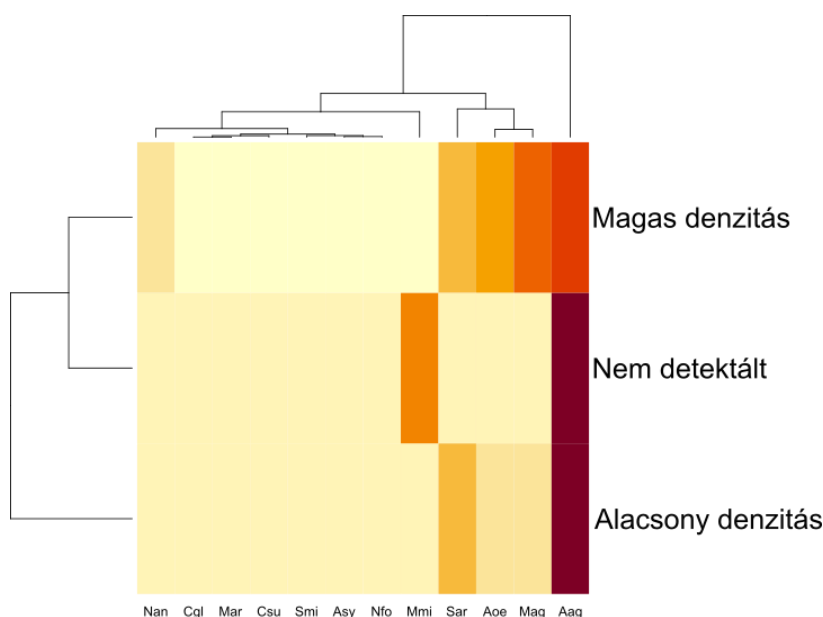


6. ábra: A kisemlős közösségek évek és fajok szerinti klaszteres hőtérképe

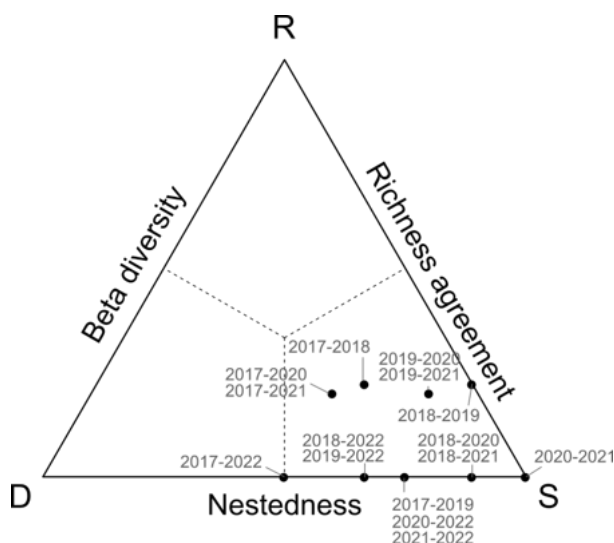


7. ábra: A kisemlős közösségek csapadékeloszlás és fajok szerinti klaszteres hőtérképe

Az északi pocok abundancia megoszlását, illetve hiányát figyelembe vevő csoportosítás esetén a klaszteres hőtérképen a várttal ellentétben az alacsony denzitású időszakokra vetített közösség különült el a másik két időszaktól. Ezt az eredményt feltehetően az okozta, hogy az északi pocok alacsony tömegességű jelenléte mellett ebben az időszakban 8 volt azon fajok száma, amelyek nagyon alacsony gyakorisággal fordultak elő, míg a közösség szerveződését csak 3 gyakoribb faj határozta meg, ezek az erdeicickány, a csalitjáró pocok és az eudomináns pirók erdeieger volt. Ezek a fajok a magas denzitású időszakban nagyobb gyakorisággal fordultak elő, amihez az északi pocok is társult, így a fokozottan védett faj nagyobb tömegessége mellett a pirók erdeieger már veszített a másik két időszakban jellemző magasabb dominancia értékéből (8. ábra).



8. ábra: A kisméretű közösségek északi pocok abundancia és fajok szerinti klaszteres hőtérképe



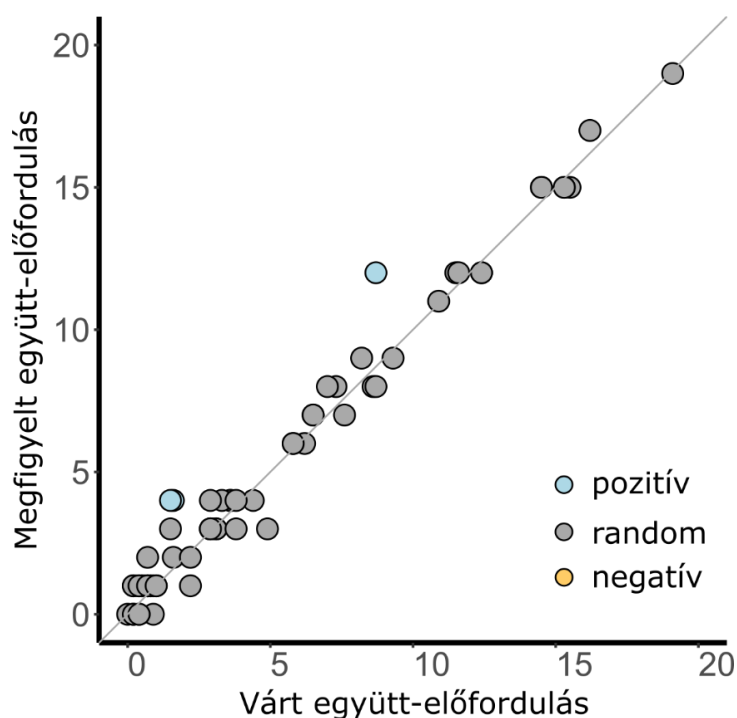
9. ábra: A hasonlóság (S), a fajszám különbség (D) és a fajkicserélődés (R) relatív jelentőségét szemléltető simplex ábra, szemléltetve a különböző években mintavételezett kismélységi közösségek közötti eltéréseket. Minden adatpont egy évpárt jelent.

A közösségi elemzés következő lépésében SDRSimplex módszerrel vizsgáltuk a közösség szerveződésében szerepet játszó fajkicserélődés, fajszám különbség és hasonlóság meghatározó szerepét. Eredményeink alapján a simplex diagramon lévő pontok messze helyezkednek el a béta diverzitást képviselő oldaltól, és az S csúcshoz közel csoportosulnak. Ez azt jelzi, hogy a közösségek béta diverzitása minimális a jelenlét-hiányadatok alapján. Az évek közötti fajcsere csak kismértékű, és a közösségek nagyrészt hasonló fajkészlettel rendelkeznek. A pontok szóródása azonban némi különbséget jelez az évek között. Az ábra alapján sok évpárt jelölő pont található a háromszög egymásba-ágyazottságot reprezentáló élén, ami arra utal, hogy az évek összehasonlításában a fajszám növekedés nagyobb mértékű volt, mint a fajok elvesztése, azaz nem volt jellemző a fajkicserélődés folyamata, ami így az évek szerint egymást követő közösségek egymásba-ágyazottsági mintázatát eredményezte (**9. ábra**).

Az elemzés utolsó részében a fajok együttes előfordulását tesztelő null-modellt futtattuk le, amit elsőként a teljes adatsor (6 év) összevont adatai alapján értékeltünk. Az elemzés 66 fajpár előfordulását tesztelte, melyből 63 esetben nem igazoltunk szignifikáns eltérést a random előforduláshoz képest, és három fajpárnál bizonyítottuk a pozitív asszociáltságot, vagyis a fajpárok véletlentől eltérő együttes előfordulását. Ez az eredmény az összes fajpár számát tekintve 4,5%-os pozitív eredményt jelent (**10. ábra**). A pozitív eredményt mutató fajpárok közül a törpecickány és a közönséges erdei egér együttes előfordulása 7,4%-os volt, amely szignifikánsan eltért a véletlen előfordulások alapján várttól ($P = 0,017$). A törpeegér – közönséges erdei egér fajpár esetén 6,6% volt az együttes előfordulás valószínűsége, a várt előfordulásokhoz viszonyítva a fajpár pozitív asszociáltsága erősebb szignifikanciaszinten igazolódott ($P = 0,0096$). Végül a harmadik fajpár, nevezetesen a víztűrő közönséges vízicickány és az ugyancsak a wetland területekhez kötődő fokozottan védett északi pocok párosítása esetén az együttes előfordulást lényegesen magasabb valószínűség értékkel (39,7%) igazolta a modell, ami a véletlen előforduláshoz képest szignifikáns volt ($P = 0,0028$) (**11. ábra**).

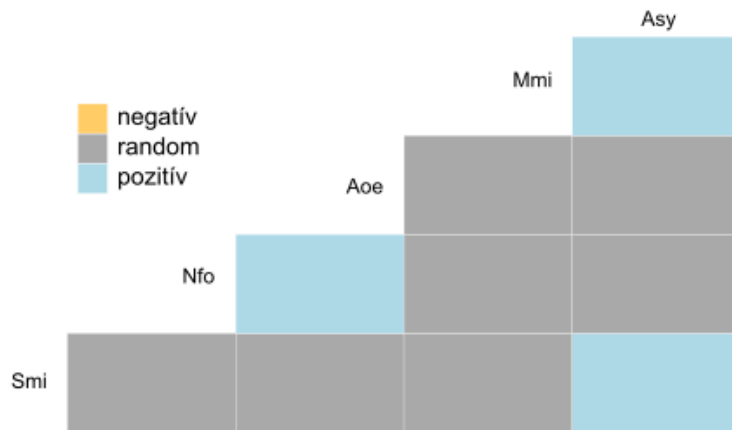
Az együttes előfordulás tesztelését a csapadékban eltérő időszakok közösségei esetén is elvégeztük. A száraz időszak közösségét tekintve a modell 45 fajpárt analizált, melyek közül mindössze egy fajpár esetén mutatott ki szignifikáns pozitív előfordulást, míg 43 fajpárra randomtól nem eltérő előfordulás volt jellemző (**12. ábra**). A kiemelt pozitív eredmény ebben

az időszakban is a közönséges vízicickány és az északi pocok párosításában igazolódott, az együttes előfordulás valószínűsége 14,1% volt, amely alapján a pozitív asszociáltság, vagyis a véletlentől eltérő együttes előfordulás szignifikáns volt ($P = 0,018$). Az esős időszakban 55 fajpárt analizált a modell, ebből 48 fajpár esetén igazolt random előfordulást, és 7 fajpárnál nem tudta elvégezni a számításokat. Tehát az esős időszakban nem mutattunk ki a véletlen együttes előfordulástól szignifikánsan eltérő eredményt. Az optimális időszakban sem kaptunk szignifikáns eredményt, az elemzett 36 fajpárból 35 esetén igazolódott random előfordulás, míg a modell egy fajpár elemzését nem tudta elvégezni. Végül az északi pocok hiányának és abundanciájának függvényében elkülönített időszakokra vetített közösségek esetén is értékeltük az együttes előfordulás mintázatát. Amikor az északi pocok abundanciája magas volt, a modell 66 fajpár adatait elemezte, melyből 59 fajpár esetén mutatott ki random eloszlást, míg 7 fajpár elemzése nem valósult meg. Ebben az esetben sem bizonyítottunk szignifikáns pozitív vagy negatív asszociáltságot az együttes előfordulásban. Hasonló eredményt kaptunk az alacsony denzitásnál is, 36 fajpárból 31 volt random és 5 fajpár volt értékelhetetlen. Az északi pocok hiányakor is hasonló eredményt kaptunk, ennél a közösségnél volt a legkevesebb fajpár (10), melyből 9 volt random és egy értékelhetetlen.

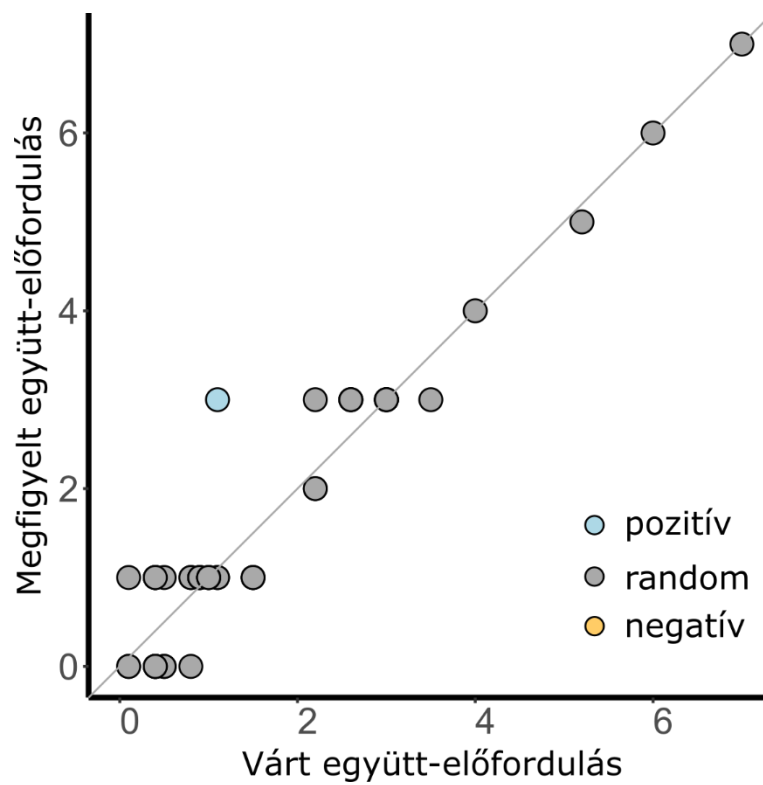


10. ábra: A 2017-2022-es időszakra vonatkozó együtt-előfordulási mintázat

Vizsgált fajok együttes előfordulási mátrixa



11. ábra:



12. ábra: A száraz időszakra vonatkozó együtt-előfordulási mintázat

5. Diskusszió

A Kis-Balatonhoz hasonló vizes élőhelyek olyan komplex ökológiai rendszerek, melyek fajgazdagságuk és komplexitásuk révén nem csak komoly természetvédelmi értéket képviselnek, de fontos ökoszisztéma szolgáltatásokat nyújtanak az emberiség számára is, ám ezek a világ legtöbb vidékén veszélyeztetettek, elsősorban az antropogén hatások miatt (Whigham 2009, Davidson 2014, Kingsford *et al.* 2016, Hu *et al.* 2017, Reis *et al.* 2017). Az emlős fajok és a vizes ökoszisztémák kapcsolatát már több évtizede kutatják, mivel egyrészt kevés emlős faj alkalmazkodott a vizes környezethez (Fritzell 1988), másrészt az emlősök között a kisemlősök rövid szaporodási periódusidejük miatt gyorsan reagálnak a környezeti hatásokra, nagy számban vannak jelen, illetve életmenetük szorosan összefügg az őket érintő természetes és antropogén faktorokkal (Abdt & Bock 1998, Michel *et al.* 2006, Paillat 2000), így vizsgálatunk szempontjából kiváló modellállatnak tekinthetők.

Jelen vizsgálatban 6 év monitorozási eredményei alapján értékeltük a kisemlős közösségek változásait az évek, a csapadékmennyiség és az északi pocok denzitásának változása függvényében. A 6 év alatt összesen 12 faj, ezen belül 5 cickány, 4 pocok és 3 egér faj került kimutatásra. A kimutatott fajszám az utolsó, 2022-es évben volt a legmagasabb, míg 2017-ben volt a legalacsonyabb, ami a korábbi két év magas vízállásának volt betudható. Ezt követően azonban a fajszám folyamatosan emelkedett és 2018-tól kezdődően a fokozottan védett északi pockot is sikeresen regisztráltuk a monitorozási program keretein belül.

A Pannon Régió más vizes élőhelyein végzett kisemlős felmérések hasonló fajösszetételt találtak ott, ahol az északi pocok közösségekben előfordult. A nyílt területekre és mezőgazdasági területekre jellemző fajok (pl. *Microtus arvalis* vagy *Crocidura* spp.), *Clethrionomys glareolus* Szlovákiában és Ausztriában is több lelőhelyen volt megfigyelhető (Miklós *et al.* 2015, Thissen *et al.* 2015, Ambros *et al.* 2016, Kalivodová *et al.* 2018, Baláz & Zigová 2020, Stefke & Landler 2020). A 6 év során detektált fajok száma a 2022-es évben volt a legmagasabb, amit magyarázhat a Keleti-berek területét érintő 2022-es tavaszi tűz, ami kapcsán az általunk vizsgált területek közelében sok nyílt és terület leégett, ami otthonul szolgált vöröshátú erdeipocok és mezei pocok kolóniák számára és ez eredményezhette ezen fajok megjelenését a vizsgált területeinken. Ezen fajok jelenlétét már korábban is igazolták a Kis-Balaton területén. (Herczeg & Horváth 2015, Lanszki *et al.* 2020).

A pirok erdeieger több évben is a leggyakoribb fajként jelent meg az abundancia görbéken, a legmagasabb abundancia értéket a 2021-es évben mutatta. Ezt azzal

magyarázhatjuk, hogy a pírók erdeiegér, mint élőhely generalista faj könnyebben idomul élőhelyének változásaihoz (Niethammer & Krapp 1978), terjedését korábban wetland területeken is kimutatták (Scott *et al.* 2008, Zhang *et al.* 2014).

A sásos és nádas foltok által alkotott nedves, üde élőhelymozaikokat kedvelő északi pocok abundanciája alacsony volt a 6 vizsgált év legnagyobb részében, azonban 2019-ben viszonylag magas tömegességet ért el. Ennek oka az lehet, hogy az északi pocok különösen érzékenyen reagál élőhelyének változásaira. A túl magas, valamint a túl alacsony vízszint isjelentős csökkenést eredményez a faj tömegességében az adott területen (Gubányi *et al.* 2009, Horváth & Herczeg 2014). Egy másik lehetséges magyarázat, hogy a faj populációjának természetes belső demográfiai ciklusa is alakítja a fogásszámokat. Ismert, hogy az északi pocok 4-éves populációciklusokat mutat Finnországban (Tast 1966), míg Borowski és Lesniewska (2011) 5-éves periódusokról számolt be.

Kiemelendő a csaltitjáró és az északi pocok között fennálló negatív asszociáltság, amit a rang-abundancia görbék értékelésével detektáltunk. Vizes élőhelyeken a két pocokfajra jellemző a niche-átfedés, ami interspecifikus kompetíciót eredményez (Ivanter *et al.* 2013). A csaltitjáró pocok tágabb tűrőképességének köszönhetően zavarások után korábban képes kolonizálni a élőhelyeket, míg az erősebb, természetesebb kompetitor északi pocok az előbbi fajt kiszorítja a faj számára ideális, üdőbb és táplálékban gazdagabb foltokból. A Kis-Balatonon folytatott korábbi vizsgálataink és más kutatások is alátámasztják a két faj kompetíciós kapcsolatát (Tast 1968, Henttonen *et al.* 1977).

Csapdázásaink során két *Neomys* faj (*N. anomalus* és *N. fodiens*) is befogásra került, amelyek eddig mezőgazdasági tájak kisebb vizes élőhelyein nem kerültek detektálásra (Kalivodová *et al.* 2018, Miklós *et al.* 2015). A Miller-vízicickányt korábban a Dunamenti-alföld és a Fertő-tó környékén más élőhelyeken is kimutatták (Thissen *et al.* 2015, Baláz & Zigová 2020), máshol a két *Neomys* faj egyidejűleg is előkerült (Ambros *et al.* 2016, Stefke & Landler 2020). Érdekes módon a mezei pocok és az északi pocok együttes előfordulása a Kis-Balatonon kívül csak Észak-Magyarországon volt kimutatható (Kalmár & Riezing 2017), másutt nem (Miklós *et al.* 2015, Thissen *et al.* 2015, Ambros *et al.* 2016, Kalivodová *et al.* 2018, Baláz & Zigová 2020, Stefke & Landler 2020), valamint az északi pocok, a mezei pocok és a két *Neomys* cickány együttes előfordulása ugyanabban az évben csak az általunk vizsgált területen volt megfigyelhető.

Az együtt-előfordulási mintázatok a Miller-vízicickány és az északi pocok hasonló élőhelyigényét tükrözték, bár érdekes eredmény, hogy az északi pocok és a csaltitjáró pocok

között fennálló ismert kompetíciós viszony nem jelent meg ezekben az eredményekben. Feltételezhető, hogy ez a csapdázási ráfordítás növelésével kimutatható lett volna.

A jelenlét hiány adatok alapján végzett SDRSimplex analízis azt mutatta, hogy az évek összehasonlításában a fajszám növekedés nagyobb mértékű volt, mint a fajok elvesztése, azaz nem volt jellemző a fajkicserélődés folyamata, ami így az évek szerint egymást követő közösségek egymásba-ágyazottsági mintázatát eredményezte. A jelenlét-hiány adatokhoz képest plusz információt hordozó abundancia adatok PERMANOVA analízise több esetben bizonyította a több szempontból elkülönített időszakokban felmért kisemlős közösségek eltérését, amit a klaszteres hőtérképek mellett a PCoA szórásdiagramokon elkülönülő csoportok is szemléltettek.

Eredményeinket összegzéseként megállapíthatjuk, hogy a monitorozott terület fajkészlete a vizsgált évek folyamán nőtt, csak kevés faj időszakos eltűnését figyeltük meg. Figyelembe véve a két érintett cickányfaj ritkaságát, könnyen lehet, hogy ezt nem lokális kihalás, hanem csak a detektálás hiánya okozta (Kéry & Schmidt 2008). Az abundancia változásokat tekintve azt tapasztaltuk, a közösségek szerkezete annak ellenére is dinamikusan változott, hogy a területet közvetlenül nem érintette drasztikus zavarás. Bár rövid távon a fajszám növekedését kivéve nem figyeltünk meg jelentősebb átalakulás a közösségben, az abundancia rangsor átrendeződései mégis kisebb változásokat jeleznek. Korábbi tanulmányok kimutatták, hogy ezen a területen a zavarások, mint pl. a vízszint változásai (Kalocsai & Bognár 2021) vagy egyéb hatások (Horváth *et al.* 2012) jelentősen átalakítják a kisemlős közösségeket. Eredményeink tekintetében azt a következtetést vonhatjuk le, hogy a diverz kisemlős közösség monitorozását mindenképp érdemes hosszabb távon folytatni, hogy információt nyerjünk egyrészt a monitorozás fokozottan védett célfaja, az északi pocok Kis-Balatonon fennmaradt szubpopulációinak, másrészt a kisemlős közösségek rezilienciájáról, ami a jövőben a természetvédelmi kezelések kidolgozását segítheti.

6. Irodalomjegyzék

Abt, K. F., & Bock, W. F. (1998). Seasonal variations of diet composition in farmland field mice *Apodemus* spp. and bank voles *Clethrionomys glareolus*. *Acta Theriologica*, 43(4), 379-389.

- Ambros M., Baláz I., Klimant P., Tulis F., Dudich A., Stollmann A. & Horváth G. (2016). The occurrence of Pannonian root vole (*Microtus oeconomus mehelyi*) in small mammals' communities in Danubian Plain. *Folia Oecologica* 43, 83-88.
- Baláz I. & Zsigová M. (2020). Flea communities on small mammals in lowland environment. *Ekológia* 39, 260-269.
- Borowski Z. & Lesniewska I. B. (2011). *The impact of predation on small rodent population dynamics as exemplified by the root vole (Microtus oeconomus)*. Papers of the Forest Research Institute, Dissertation & Monographs, 15, Lengyelország [lengyel nyelven].
- Brose, U. (2001). Relative importance of isolation, area and habitat heterogeneity for vascular plant species richness of temporary wetlands in east-German farmland. *Ecography*, 24, 722–730.
- Davidson, N. C. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65(10), 934-941.
- Desta H., Lemma B. & Fetene A. (2012). Aspects of climate change and its associated impacts on wetland ecosystem functions - A review. *Journal of American Science*, 8(10), 582-596.
- Dixon M. J. R., Loh J., Davidson N. C., Beltrame C., Freeman R. & Walpole M. (2016). Tracking global change in ecosystem area: The Wetland Extent Trends index. *Biological Conservation* 193, 27-35.
- Fritzell, E. K. (1988). Mammals and wetlands. *The Ecology and Management of Wetlands: Volume 1: Ecology of Wetlands*, 213-226.
- Gardner R. C. & Finlayson C. (2018). *Global wetland outlook: State of the World's wetlands and their services to people*. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.
- Gedan, K. B., Crain, C. M., & Bertness, M. D. (2009). Small-mammal herbivore control of secondary succession in New England tidal marshes. *Ecology*, 90(2), 430-440.
- Gliwicz J., Dąbrowski M.J. (2008). Ecological factors affecting the diel activity of voles in a multi-species community. *Annales zoologici fennici* 45, 242-247.
- Gopal, B. (2009). Biodiversity in wetlands. In: E. Maltby and T. Barker (Eds.): *The wetlands handbook*. Wiley-Blackwell, Oxford, pp. 65-95.
- 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*, 40, 29-42.
- Hambäck, P. A., Oksanen, L., Ekerholm, P., Lindgren, Å., Oksanen, T., & Schneider, M. (2004). Predators indirectly protect tundra plants by reducing herbivore abundance. *Oikos*, 106(1), 85-92.
- Hamer A. J., Harrison L. J. & Stokeld D. (2016). Road density and wetland context alter population structure of a freshwater turtle. *Austral Ecology* 41, 53-64.
- Henttonen, H., Kaikusalo, A., Tast, J., & Viitala, J. (1977). Interspecific competition between small rodents in subarctic and boreal ecosystems. *Oikos*, 581-590.
- Herczeg R. & Horváth G. F. (2015). Species composition and nestedness of small mammal assemblages in two disturbed marshlands. *North-Western Journal of Zoology* 11, 183-193.
- Horváth, G. F., & 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(5), 350-358.

- Horváth G. F., Herczeg R., Tamási K. & Sali N. (2011). Nestedness of small mammal assemblages and role of indicator species in isolated marshland habitats. *Natura Somogyiensis* 19, 281-302.
- Horváth, G. F., & Herczeg, R. (2014). Site occupancy response to natural and anthropogenic disturbances of root vole: conservation problem of a vulnerable relict subspecies. *Journal for nature conservation*, 21(5), 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, 613-628.
- Hu, S., Niu, Z., Chen, Y., Li, L., & Zhang, H. (2017). Global wetlands: Potential distribution, wetland loss, and status. *Science of the Total Environment*, 586, 319-327.
- Ivanter, E. V., Kurkhinen, Y. P., & Sokolov, A. V. (2013). Ecology of the field vole (*Microtus agrestis* L.) in indigenous and anthropogenic landscapes of eastern Fennoscandia. *Russian Journal of Ecology*, 44(3), 213-220.
- Jancewicz E. & Gliwicz J. (2017). Niche dynamics and biodiversity: many rodent species on one marshy meadow. *Polish Journal of Ecology* 65, 371-379.
- Jeffrey J. D., Hasler C. T., Chapman J. M., Cooke S. J. & Suski C. D. (2015). Linking landscape-scale disturbances to stress and condition of fish: implications for restoration and conservation. *Integrative and Comparative Biology* 55, 618-630
- Junk, W. J., Brown, M., Campbell, I. C., Finlayson, M., Gopal, B., Ramberg, L., & Warner, B. G. (2006). The comparative biodiversity of seven globally important wetlands: a synthesis. *Aquatic Sciences*, 68(3), 400-414.
- Kalivodová M., Kanka R., Miklós P., Sládkovičová V. H. & Žiak D. (2018). Importance of wetland refugia in agricultural landscape provided based on the community characteristics of small terrestrial mammals. *Ekológia* 37, 358-368.
- Kalmár S. & Riezing N. (2017). Az északi pocok (*Microtus oeconomus mehelyi*) élőhelyválasztása és állományainak vizsgálata Győr-Moson-Sopron megyében. In: Takács G, Pellingner A, eds. *Rence (Monograph Series of Fertő-Hanság National Park Directorate): Vol. 2. Researches of Fertő-Hanság National Park I. Monograph*. Fertő-Hanság National Park Directorate, Sarród, Hungary, pp. 76-97.
- Kalocsai N. & Bognár L. (2021). Kisemlős közösségi mintázatok a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer II. ütem rekonstrukciója alapján elkülönített időszakok összehasonlításában. OTDK, Pécs, pp 37.
- Keddy, P. A., Fraser, L. H., Solomeshch, A. I., Junk, W. J., Campbell, D. R., Arroyo, M. T., & Alho, C. J. (2009). Wet and wonderful: the world's largest wetlands are conservation priorities. *BioScience*, 59(1), 39-51.
- Kelemen, K. A., Urzi, F., Buzan, E., Horváth, G. F., Tulis, F., & Baláz, I. (2021). Genetic variability and conservation of the endangered Pannonian root vole in fragmented habitats of an agricultural landscape. *Nature Conservation*, 43, 167–191.
- Keough, J. R., Thompson, T. A., Guntenspergen, G. R., & Wilcox, D. A. (1999). Hydrogeomorphic factors and ecosystem responses in coastal wetlands of the Great Lakes. *Wetlands*, 19(4), 821-834.
- Kéry, M., & Schmidt, B. (2008). Imperfect detection and its consequences for monitoring for conservation. *Community Ecology*, 9(2), 207-216.
- Kingsford, R. T., Basset, A., & Jackson, L. (2016). Wetlands: conservation's poor cousins. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(5), 892-916.

- Kirwan, M. & Megonigal, J. (2013). Tidal wetland stability in the face of human impacts and sea-level rise. *Nature*, 504, 53–60.
- Lanszki Z., Horváth G. F., Bende Z. & Lanszki J. (2020). Differences in the diet and trophic niche of three sympatric carnivores in a marshland. *Mammal Research* 65, 93-104.
- Lougheed, V. L., McIntosh, M. D., Parker, C. A. & Stevenson, R. J. (2008). Wetland degradation leads to homogenization of the biota at local and landscape scales. *Freshwater Biology*, 53(12), 2402-2413.
- Michel, N., Burel, F. & Butet, A. (2006). How does landscape use influence small mammal diversity, abundance and biomass in hedgerow networks of farming landscapes?. *Acta Oecologica*, 30(1), 11-20.
- Miklós P., Žiak D. & Hulejová Sládkovičová V. (2015). Community of small terrestrial mammals in danubian inundation area in autumn 2013. *Folia Faunistica Slovaca* 20, 105-111.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and human well-being: wetlands and water: synthesis*. World Resources Institute, Washington DC, USA.
- Mitsch W. J., Day J. W., Jr Gilliam J. W., Groffman P. M., Hey D. L., Randall G. W. & Wang N. (2001). Reducing nitrogen loading to the Gulf of Mexico from the Mississippi River Basin: Strategies to counter a persistent ecological problem. *BioScience* 51: 373-388.
- Mitsch, W. J., Gosselink, J. G. (2000). *Wetlands*. 3rd ed. New York: Wiley.
- Morissette J., Bayne E., Kardynal K. & Hobson K. (2019). Regional variation in responses of wetland-associated bird communities to conversion of boreal forest to agriculture. *Avian Conservation and Ecology* 14, 12.
- Niethammer J. & Krapp F. (1978). *Handbuch der Säugetiere Europas. Band 1. Rodentia I (Sciuridae, Castoridae, Gliridae, Muridae)*. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, Germany.
- Noe, K. L., Rota, C. T., Frantz, M. W., & Anderson, J. T. (2022). Restored and Natural Wetland Small Mammal Communities in West Virginia, USA. *Land*, 11(9), 1482.
- Paillat, G., Ouin, A., Butet, A., & Burel, F. (2000). Spatial dynamics of wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in an agricultural landscape under intensive use in the Mont Saint Michel Bay (France). *Agriculture, ecosystems & environment*, 78(2), 159-165.
- Podani J., Schmera D. (2011). A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence-absence data. *Oikos* 120, 1625-1638.
- Reis, V., Hermoso, V., Hamilton, S. K., Ward, D., Fluët-Chouinard, E., Lehner, B., & Linke, S. (2017). A global assessment of inland wetland conservation status. *Bioscience*, 67(6), 523-533.
- Rey Benayas, J. M., Colomer, M. G., & Levassor, C. (1999). Effects of area, environmental status and environmental variation on species richness per unit area in Mediterranean wetlands. *Journal of Vegetation Science*, 10(2), 275-280.
- Romañach, S. S., D’Acunto, L. E., Chapman, J. P., & Hanson, M. R. (2021). Small mammal responses to wetland restoration in the Greater Everglades ecosystem. *Restoration Ecology*, e13332.
- Sasidhran S., Adila N., Hamdan M. S., Samantha L. D., Aziz N., Kamarudin N., Puan C. L., Turner E. & Azhar B. (2016). Habitat occupancy patterns and activity rate of native mammals in tropical fragmented peat swamp reserves in Peninsular Malaysia. *Forest Ecology and Management* 363, 140-148.
- 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).

Sládkovičová V., Žiak D., Miklós P., Gubányi A. & Horváth G. (2022). The history of genetic diversity and effective population size of an isolated *Microtus oeconomus* population on Kis Balaton. *Mammalian Biology* 102, 87-98.

Stefke K. & Landler L. (2020). Long-term monitoring of rodent and shrew communities in a biodiversity hot-spot in Austria using barn owl (*Tyto alba*) pellets. *Acta Oecologica* 109, 103660.

Tast J. (1966). The root vole, *Microtus oeconomus* (Pallas), as an inhabitant of seasonally flooded land. *Annales Zoologici Fennici* 3, 127-171.

Tast J. (1968). Influence of the root vole, *Microtus oeconomus* (Pallas), upon the habitat selection of the field vole, *Microtus agrestis* (L.), in northern Finland. *Annales Academiae Scientiarum Fennicae Series A, IV. Biologica* 136, 2-23.

Thissen J. B., Bekker D. L., Spreitzer K. & Herzig-Straschil B. (2015). The distribution of the Pannonic root vole (*Microtus oeconomus mehelyi* Ehik, 1928) in Austria. *Lutra* 58, 3-22.

Borowski Z. & Lesniewska I. B. (2011). *The impact of predation on small rodent population dynamics as exemplified by the root vole (Microtus oeconomus)*. Papers of the Forest Research Institute, Dissertation & Monographs, 15, Lengyelország [lengyel nyelven].

Van Asselen, S., Verburg, P. H., Vermaat, J. E., & Janse, J. H. (2013). Drivers of wetland conversion: a global meta-analysis. *PloS one*, 8(11), e81292.

Whigham, F. D. (2009). Global Distribution, Diversity and Human Alterations of Wetland Resources. In: E. Maltby and T. Barker (Eds.): *The wetlands handbook*. Wiley-Blackwell, Oxford, pp. 43-64.

Zhang, M., Wang, Y., Li, B., Guo, C., Huang, G., Shen, G., & Zhou, X. (2014). Small mammal community succession on the beach of Dongting Lake, China after the Three Gorges Project. *Integrative zoology*, 9(3), 294-308.

J. Podani SYN-TAX 2000. Computer Programs for Data Analysis in Ecology and Systematics User's Manual, Scientia, Budapest (2001)