



XXXVII. Országos Tudományos Diákköri Konferencia

Biológia szekció



Kisemlősök közösségi szintű változása magassásos élőhelyen

Szerző:

Pisch Henriett

Negyedéves Biológia BSc hallgató

Témavezetők:

Dr. Horváth Győző

egyetemi docens

és

Szűcs Boldizsár

PhD hallgató

Pécsi Tudományegyetem

Természettudományi Kar

Biológia intézet

Ökológia Tanszék

Szeged, 2024. április 15-17.

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés és irodalmi áttekintés	3
2. Kérdések és célkitűzések.....	5
3. Anyag és módszer	6
3.1 Vizsgált, monitorozott terület	6
3.2 Csapdázási metodika	8
3.3 Vizsgált, monitorozott fajok	9
3.4 Az adatfeldolgozás módszerei	9
4. Eredmények.....	11
4.1 A két évben végzett kisémlős felmérés ökofaunisztikai értékelése.....	11
4.2 Kiemelt kisémlős fajok tér-időbeli előfordulási valószínűségének modellezése	20
5. Diskusszió.....	22
Köszönetnyilvánítás	25
Irodalomjegyzék.....	25

1. Bevezetés és irodalmi áttekintés

A vizes élőhelyek kiemelkedő biológiai sokféleséggel rendelkeznek és ökológiai összetettségük szempontjából igen komplexek. Ezek a vizes területek fontos élőhelyet biztosítanak számos vadon élő állatfaj számára (Mitsch *et al.* 2000; Junk *et al.* 2006), de az antropogén beavatkozások, például az intenzív területhasználat és a művelésmód megváltozása (Kingsford *et al.* 2016), az élőhelyek súlyos degradációjához és a biológiai sokféleség csökkenéséhez vezetett (Gardner & Finlayson 2018), így ezek az élőhelyek a Föld legveszélyeztetettebb területei közé tartoznak (Halse *et al.* 1993). Hidrológiai és geomorfológiai jellemzőik változatossága különböző térbeli skálakon jelentkezik (Gopal 2009), ami nagyfokú környezeti heterogenitást eredményez, változatos növényzeti struktúrával és összetett növényközösségek kialakulásával (Lougheed *et al.* 2009). Ebből adódóan ezek az összetett ökoszisztémák rendkívül diverzek, ami nemcsak a fajgazdagságban, hanem a közösségek szerkezetében és összetettségében, valamint a funkcionális sokféleségben is tükröződik (Keddy *et al.* 2009; Pyke *et al.* 2018; Arruda *et al.* 2018). Mindez különösen érzékennyé teszi őket az antropogén beavatkozásokkal és zavarásokkal szemben (Dudgeon *et al.* 2006; Kingsford *et al.* 2016).

E negatív folyamatok vizsgálata komoly fokozott figyelmet igényel, mivel a vizes élőhelyek globális szinten veszélyeztetettek, annak ellenére, hogy számos ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtanak közvetlen vagy közvetett módon nem csak az élővilág, hanem az emberi lakosság számára is (Dudgeon *et al.* 2006; Reis *et al.* 2007). Világszinten Európa az egyik leginkább érintett régió a vizes élőhelyek elvesztése és degradációja tekintetében (Assessment, M.E 2005; Davidson 2014; Dixon *et al.* 2016). E folyamat fő mozgatórugói a fragmentáció, a mocsarak lecsapolása, a mederfeltöltődés, valamint a tájhasználat megváltozása (Assessment, M.E 2005; Asselen *et al.* 2013). A vizes élőhelyekhez kötődő fajok helyi populációi kis méretükből és elszigeteltségükből adódóan különösen sérülékenyek (Gibbs 1993; Gibbons 2003).

Jelen tanulmány a Kis-Balaton Vízvédelmi rendszer egy veszélyeztetett lápterületén élő kisemlősök emberi zavarásra adott válaszait vizsgálja. A vizsgált területet sűrű magassásos növénytársulás jellemzi, mely fontos élőhelyet biztosít számos kisemlősfajnak (Krištofik 2001; Scott *et al.* 2008; Michelat & Giraudoux 2006; Horváth *et al.* 2012; Marques *et al.* 2015; van der Merwe & Hellgren 2016; van der Merwe *et al.* 2016; Kalivodová *et al.* 2021), melyek rövid szaporodási ciklusuk és gyors válaszreakcióik miatt kiváló modellállatok a biológiai sokféleség és az antropogén behatások közötti összefüggések vizsgálatához. A kisemlős-együttesek jelentősége még inkább megnő, ha az adott életközösségben veszélyeztetett, élőhelyspecialista fajok fordulnak elő, mint például az északi pocok közép-európai (pannon) alfaja. A holarktikus

elterjedésű északi pocok (*Alexandromys oeconomus* - Pallas, 1776) jelenlegi rendszertani besorolása szerint az *Alexandromys* nemzetség és azon belül a Pallasinusz alnemzetség egyik faja (Pardiñas *et al.* 2017). Ezek a védett és földrajzilag elszigetelt populációk a jégkorszak és az azt követő posztglaciális időszakok reliktumait képviselik Hollandiában, Ausztriában, Szlovákiában és Magyarországon (Chaline 1987; Gubányi *et al.* 2009; Leijs *et al.* 1999). Ezen izolált populációk közül az Ausztriában, Szlovákiában és Magyarországon fennmaradt populációk képviselik a pannon alfajt (*Alexandromys oeconomus mehelyi* - Éhik, 1928). Ez a ritka, jégkorszaki reliktum kisemlős, Magyarországon fokozottan védett, és az élőhelyvédelmi irányelv II. és IV. mellékletében kiemelt közösségi jelentőségű fajként szerepel (Council Directive 1992).

A vizsgálati területen 1999 óta folyik hosszú távú kisemlős-monitoring program, amely a Magyar Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) önálló projektjeként indult (Kovács-Láng *et al.* 2000). A Kis-Balaton vízvédelmi rendszerhez kapcsolódó biodiverzitás-monitorozási programba a kisemlősök, mint a fokozottan veszélyeztetett élőhely természetvédelmi monitorozására alkalmas indikátorok kerültek be. Ezek a közösségek több védett cickány és rágsálófajból állnak, köztük a monitorozás középpontjában álló északi pocokkal (Horváth *et al.* 2011; Horváth *et al.* 2012). A veszélyeztetett alfaj elszigetelt populációkban él, és a Kis-Balaton jelöli elterjedési területének déli határát (Sládkovičová *et al.* 2022). Kutatócsoportunk korábbi vizsgálatai rávilágítottak, hogy az északi pocok, mint élőhelyspecialista faj gyorsan reagál a természetes és antropogén zavarásokra és azok együttes hatásaira (Horváth & Herczeg 2013). A vizsgálati területen az északi pocok a kisemlős közösségek domináns tagja, amely meghatározza az együttes szerkezetét, sőt a területen együtt élő kisemlősök aktivitását is (Gliwicz & Dąbrowski 2008; Thissen *et al.* 2015; Ambros *et al.* 2016; Jancewicz & Gliwicz 2017).

Az eddigi 26 éves monitoring során több időszak is volt, amikor az északi pocok nem került kimutatásra a mintavételi területen. A faj eddigi leghosszabb észlelt jelenléte az elmúlt hat évben (2018-2023) volt. Ezt követően 2023 októberének első felében váratlan emberi zavarásként az előző hatéves monitoring időszak célterületének közel 50%-át lekaszálták, ami komoly hatást gyakorolt a kisemlős közösségek összetételére. Az északi pocok eltűnt az eredeti vizsgálati területről (elsődleges habitat), azonban egy másik optimális élőhelyfoltban (másodlagos habitat), kimutatásra került néhány egyed. Jelen dolgozat ennek a változásnak a hatásait vizsgálja a monitorozott területeken formálódó kisemlős közösségek szempontjából.

2. Kérdések és célkitűzések

A fentiek alapján alapvető kérdésünk, hogy a kaszálás okozta zavarás és az északi pocok élőhelyváltása, valamint a szezonális különbségek mérhető hatással vannak-e a kisemlősök közösségeinek összetételére és szerkezetére?

Jelen kutatás célkitűzése az volt, hogy a Keleti berekben a 2023-ban és 2024-ben kimutatott kisemlős közösségeket összehasonlítsuk, illetve, hogy megvizsgáljuk a területen történt kaszálás hatását a kisemlős közösségek összetételére, fajgyakorisági viszonyaira.

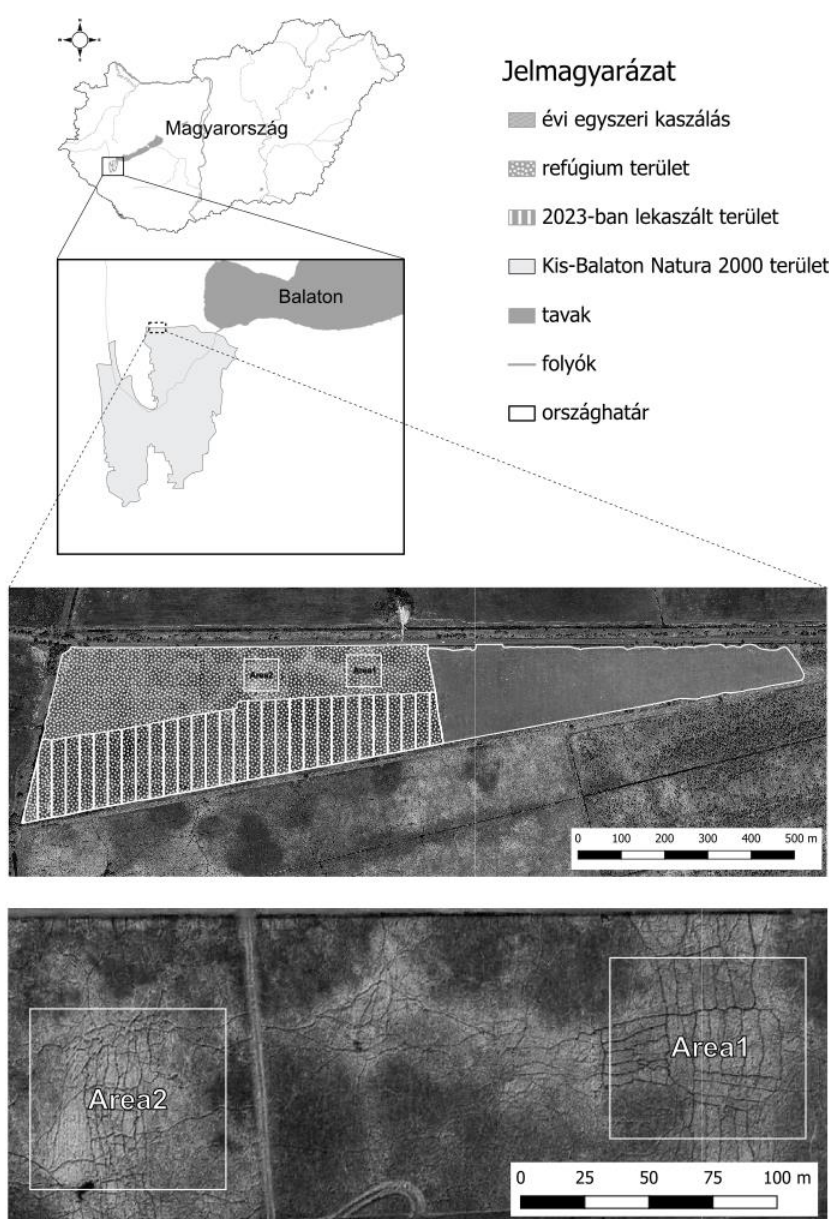
Ennek kapcsán további kérdések merültek fel:

- A kaszálást követő évben (2024) a regenerálódott növényzet alapján a kisemlős közösségek formálódása milyen mértékben tér el az előző évtől.
- A 2023-as lokális eltűnés után ki tudjuk-e mutatni az északi pocok jelenlétét?
- A két év összehasonlításában milyen különbségek tárhatók fel a kisemlős közösségek összetételében és a fajgyakorisági viszonyokban?

3. Anyag és módszer

3.1 Vizsgált, monitorozott terület

A vizsgálati terület a Balaton-felvidéki Nemzeti Park igazgatóság területén belül található Kis-Balaton (14745 ha), a Ramsari egyezmény és egyben Magyarország egyik legnagyobb természetközeli vizes élőhelye. A területen 1985 óta számos rekonstrukciós és helyreállítási intézkedés valósult meg. Ezek alapján a jelenlegi Kis-Balatoni Vízvédelmi Rendszer (KBWPS) különböző funkciókat lát el, mint például a Zala folyó tápanyagainak szűrése a Balaton vízminőségének fenntartása érdekében, ugyanakkor a helyreállított vizes élőhelyen a vadvilág számára változatos élőhelyeket biztosít (Honti *et al.* 2020).

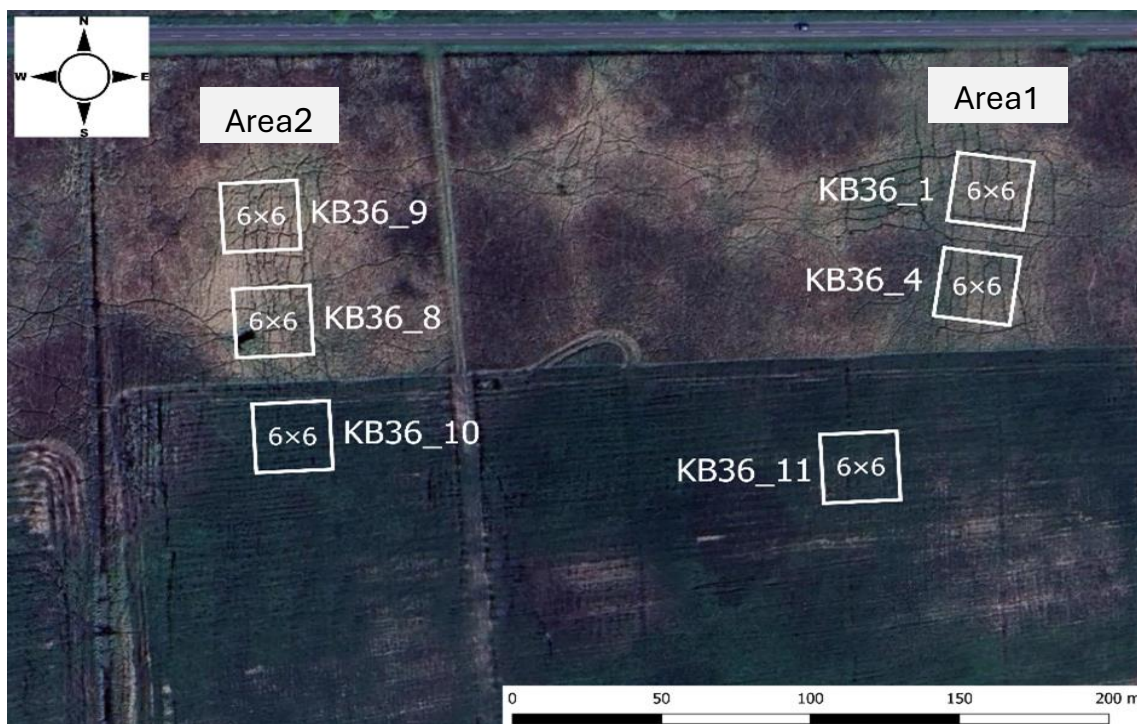


1. ábra: A kismérsők monitorozására kijelölt területek elhelyezkedése a Keleti berekben (Kis-Balaton)

A kisemlősök monitorozására kijelölt mintavételi területek a Kis-Balaton északnyugati részén, Sármelléktől keletre, a 76-os úttól (46°42'25,2" é. sz., 17°11'5,8" K) délre fekvő, magassásos és nádas állományok mozaikos területén helyezkednek el. Ezen a területen az északi pocok fajmegőrzési terve (Horváth 2019) alapján lehatároltak egy 40,64 ha-os, összefüggő, főként magassásos dominanciával rendelkező területet, amely növényzete alapján potenciális élőhelye lehet a fokozottan védett reliktum faj számára. A Keleti berek kisemlős monitorozásának 26 éves múltja alapján a monitoring kezdete óta a kedvezőtlen időjárási viszonyok és a gazdálkodási tevékenységek miatt számos természeti és antropogén zavarás (például elárasztás, égetés, aszályos időszakok) érintette a területet, amelyek kedvezőtlen hatást jelentettek az északi pocok populációra és az egész kisemlős közösségre (Horváth *et al.* 2011, 2012; Horváth & Herczeg 2013; Herczeg & Horváth 2015). A 40,64 ha-os összefüggő vizes területből 12,45 ha (a terület keleti része) évi egyszeri kaszálással rendszeres kezelés valósul meg, mivel ezt a területet magasabb térbeli szint jellemzi, ezért kevésbé alkalmas élőhely az északi pocok számára (**1. ábra**). A fenti tényezők figyelembevételével az északi pocok megőrzésére a Keleti berekben nyugati irányban kiterjedt, mélyebb fekvésű és így megfelelő vízellátottsággal rendelkező menedékterületet (28,19 ha) jelöltünk ki (**1. ábra**). A fajmegőrzési terv alapján ezen a területen csak nagyon indokolt esetben, kis területet érintve, foltokban történő kaszálás javasolt, amely biztosítja a fokozottan védett célfaj és más kisemlősök számára rendelkezésre álló menekülő területeket.

A Keleti berekben kettő, egymáshoz igen hasonló sásos területen (Area1 és Area2) végeztük a kisemlősök felmérését, amelyet egy nagyobb nádfolt választott el egymástól. Az első terület (Area1) nádfoltokkal tarkított magassásos élőhely (domináns faj: *Carex acutiformis*), amely területen már 1999 óta folyik a kisemlősök monitorozása. Jelen dolgozatban felhasznált 2023-as mintavételezés tekintetében októberben, a lehatárolt refugialis élőhely 15,44 ha-os részét szárazúzással teljesen lekaszálták, amely terület részben átfedett az Area1-es mintaterülettel. A kaszálás a védett menekülőterület több mint felét, 54,77%-át érintette, így ez a beavatkozás súlyos zavarásnak bizonyult a felmért élőhely vonatkozásában. A fokozottan védett északi pocok 2023 októberében lokálisan eltűnt az Area1-es területről. annak érdekében, hogy részletesebb információt kapjunk az északi pocok jelenlétéről, október végén választottuk ki a második mintaterületet (Area2), majd két hét csúszással itt is megvalósítottuk a négyéjszakás csapdázási periódust. az Area2-es területen először 2023 októberében kezdtük el a csapdázást, miután a berekben végzett nagy kiterjedésű kaszálás következtében az északi pocok eltűnt a területről. A második mintaterület 250 méterre nyugatra, hasonló magassásos élőhelyen helyezkedett el, ahol az október végi mintavétel során

regisztráltuk az északi pocok jelenlétét (1. és 2. ábra). A 2023 október végi eredmények alapján 2024-ben mind az Area1, mind az Area2 területen párhuzamos, négyéjszakás mintavételi periódusokat valósítottunk meg.



2. ábra: Az Area1 és Area2 területeken belüli mintakvadrátok elhelyezkedése (Google térképen az úttól távolabbi, a kinagyított terület déli részén sötétebb színnel látható a 2023 októberébe lekaszált regenerálódott terület, míg a terület északi részén a műúttal párhuzamosan, kaszálassal nem érintett területrész látható)

3.2 Csapdázási metodika

A kisemlősök monitorozását az NBmR (Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer) programban megfogalmazott protokoll alapján végeztük. A fogás-jelölés-visszafogás (capture-mark-recapture = CMR) módszert alkalmaztuk, amelyhez élvefogó dobozcsapdákat használtunk. A csapdákat minden esetben 6×6-os hálós elrendezésben helyeztük le, így a kvadrátok területe egységesen $\frac{1}{4}$ hektár volt. Mindkét mintaterületen 3-3 kvadráttal dolgoztunk, amelyek közül egy, a tavaly lekaszált, majd 2024-ben regenerálódott magassásos területen helyezkedett el. Az Area1-es területen mindkét évben júliustól októberig négy különböző, 4 éjszakás csapdázási periódust valósítottunk meg, míg 2023-ban az Area2-es területet csak október végén egy alkalommal csapdáztuk. Az Area2-es területet tekintve az Area1-es területtel párhuzamosan, ugyanúgy négy hónapon keresztül (július-október) négyéjszakás mintavételekkel végeztük a kisemlősök felmérését. Ez alapján az Area1-es területen 2023-ban 1728, míg az Area2-es területen végzett október végi felmérés 576 csapdaéjszakát jelentett. Mivel 2024-ben mindkét területet három mintakvadrát működtetésével párhuzamosan

monitoroztuk, a két területen együttesen 3456 csapdaéjszaka jelentette a mintavételi ráfordítást. Ennek megfelelően a két terület és a két év összességében 5760 csapdaéjszaka adatát használtuk fel a dolgozathoz.

3.3 Vizsgált, monitorozott fajok

A Kis-Balaton egész területén jellemző a magas biodiverzitás, nem kivétel ez alól a Keleti berek magassásos területe sem. Az évek óta tartó kutatás a célfaj keresése és vizsgálata mellett gazdag kisemlős faunát tárt fel a területen, amelyek közül 8 védett és 1 fokozottan védett faj jelenlétét regisztráltuk. Az előző két év alatt (2023-2024) a Keleti berekben detektált fajok listája a következő:

- pirók erdeieger (*Apodemus agrarius*)
- sárganyakú erdeieger (*Apodemus flavicolis*)
- közönséges erdeieger (*Apodemus sylvaticus*)
- törpeeger (*Micromys minutus*)
- mezei cickány (*Crocidura leucodon*)
- keleti cickány (*Crocidura suaveolens*)
- Miller-vízicickány (*Neomys anomalus*)
- közönséges vízicickány (*Neomys fodiens*)
- erdei cickány (*Sorex araneus*)
- törpecickány (*Sorex minutus*)
- csaltjáró pocok (*Microtus agrestis*)
- északi pocok (*Alexandromys oeconomus*)
- vöröshátú erdeipocok (*Clethrionomys glareolus*)

3.4 Az adatfeldolgozás módszerei

Az eredmények statisztikai elemzését alapvetően két részre bontottuk, mint ökofaunisztikai értékelés, valamint a kiemelt fajok előfordulási valószínűségét becslő modellezés. Az ökofaunisztikai értékelés tekintetében az adatfeldolgozás első lépésében a két vizsgált területen (Area1 és Area2) kapott fogási adatok alapján éves bontásban adtuk meg a detektált fajok jelenlét/hiány adatát, ami alapján a csapdázási siker faunisztikai értékelését végeztük el. Második lépésben ritkasági görbék előállításával az úgynevezett Hill számok (qD)

becslésével vizsgáltuk a kimutatott kisemlős együtteseken belüli diverzitási viszonyokat, amely becslésnél $q = 0$ a fajgazdagságot, $q = 1$ a Shannon diverzitást, míg $q = 2$ a Simpson diverzitást jelenti. Az intra- és extrapolációs szakasszal rendelkező ritkasági görbéket iNEXT csomag (version 2.0.12) (Hsieh *et al.* 2016) használatával állítottuk elő R környezetben. A Hill számok becslése során a területeken belüli szezonális különbség (nyár vs ősz), a területek közötti időbeli különbség (2023 vs 2024), valamint a területek közötti különbség (Area1 vs Area2) alapján rendeztük a mintákat. Az adatfeldolgozás ezen fejezetében az egyes területeken illetve a különböző szezonokban kimutatott kisemlős együttesek fajkészletének relatív gyakorisági sorrendjét hisztogramok alapján értékeltük. Végül a kisemlős együttesek szerveződésének terület és időfüggő különbségét Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló permutációs varianciaanalízissel (PERMANOVA) vizsgáltuk, amihez a 'vegan' csomag (v. 2.6.2, Oksanen *et al.* 2022) `adonis2()` függvényét alkalmaztuk, a statisztikai teszteléshez 9999 permutációt futtatunk le. Az egyes minták jelentőségét a minták páronkénti összehasonlításában, a PERMANOVA post-hoc tesztjével vizsgáltuk. E módszer eredményét Bray-Curtis hasonlósági index számításával főkoordináta-analízis (PCoA) szórásdiagramjával jelenítettük meg. A pontok szóródásának csoportok közötti különbségeit a 'vegan' csomag `betadisper()` és a `permutest()` függvényeivel teszteltük.

Az adatfeldolgozás második felében általánosított additív modellek (GAM) alkalmazásával becsültük a nagyobb frekvenciával befogott kisemlős fajok előfordulási valószínűségét. A GAM regressziós függvényeket a függő változó (a célfajok jelenléte/hiánya) binomiális eloszlásával (logit kapcsolati függvénnyel) rendelkező büntetett regressziós illesztések segítségével származtattuk, amelyeket R nyelvben az 'mgcv' csomaggal hajtottuk végre. (Fa, 2006). Ezek alapján minden faj esetén 6 GAM modellt építettünk fel, amelyek az alkalmazott két nominális vagy karakter prediktor, nevezetesen a terület (Area1 vs Area2) és havi különbségek (hónapok), valamint a mintavételi napok, mint folytonos változó jelentette az időtényezőt, továbbá a prediktor és folytonos változó interakcióját vettük figyelembe, melyek különböző variációja jelentette az elkülönített 6 modellt. A legalacsonyabb elfogulatlan kockázatbecslő (UBRE) legkisebb értéke alapján választottuk ki a jelölt modellek közül a legjobban illeszkedő modelleket. A prediktorok önálló fő- és interakcióban megjelenő hatásának tesztelésére a deviancia táblázat (Type III Wald χ^2 teszt) elemzését használtuk (Dobson & Barnett 2018). A kiválasztott legjobban simított GAM modell által megjósolt hatás grafikus ábrázolása a 'ggplot2' csomagban lévő `plot()` függvény segítségével készült (Wickham *et al.* 2016). Továbbá a legjobb jelölt GAM modell illesztett értékeit a `plogis()` függvény segítségével visszatranszformáltuk valószínűséggé és ezeket a prediktív függvényeket a

'ggplot2' csomag használatával jelenítettük meg. A ritkasági görbék generálását, a PERMANOVA és a GAM elemzéseket R statisztikai környezetben (R Development Core Team 2023) valósítottuk meg. A statisztikai tesztek minden elemzésben $P \leq 0,05$ szinten tekintettük szignifikánsnak (Sokal & Rohlf 1997).

4. Eredmények

4.1 A két évben végzett kisemlős felmérés ökofaunisztikai értékelése

A Keleti berek területén 2023 és 2024 nyarán és őszén végzett kisemlős csapdázások során összesen 13 kisemlős fajt regisztráltunk. A Magyarországon általánosan előforduló 6 cickányfajt kimutattuk a területen, míg a rágcsálók közül 7 faj előfordulását regisztráltuk. A négyéjszakás csapdázási periódusok alatt a két vizsgált területen (Area1 és Area2) összesen 716 egyedet azonosítottuk. A két terület megoszlásában eltérő eredményt kaptunk, az Area1 területén 480, míg az Area2 esetén 236 egyedet regisztráltunk.

1. táblázat: a két mintaterületen kimutatott fajok jelenlét/hiány adatai a vizsgálati évek bontásában, illetve a két időszak összesítésében

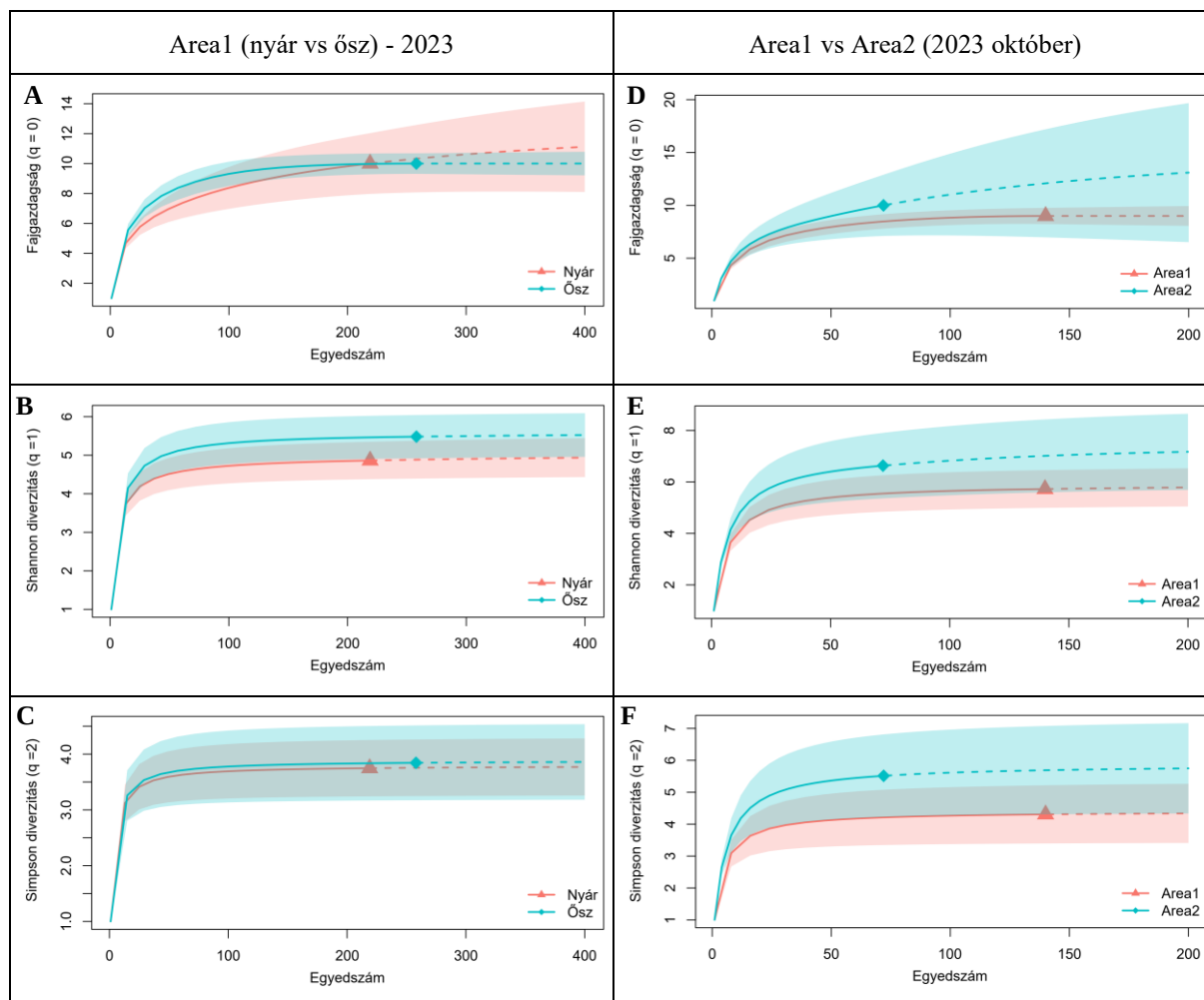
Faj	Area1			Area2		
	2023	2024	Teljes	2023	2024	Teljes
<i>A. agrarius</i>	+	+	+	+	+	+
<i>A. flavicollis</i>	-	+	+	-	+	+
<i>A. oeconomus</i>	+	-	+	+	-	+
<i>A. sylvaticus</i>	+	+	+	+	+	+
<i>C. glareolus</i>	+	-	+	-	-	-
<i>C. leucodon</i>	+	+	+	-	+	+
<i>C. suaveolens</i>	+	+	+	+	+	+
<i>M. agrestis</i>	+	+	+	+	+	+
<i>M. minutus</i>	+	+	+	+	+	+
<i>N. anomalus</i>	+	+	+	+	+	+
<i>N. foedius</i>	+	+	+	+	+	+
<i>S. araneus</i>	+	+	+	+	+	+
<i>S. minutus</i>	+	+	+	+	+	+
Fajszám	12	11	13	10	11	12

A két év alatt összesen 13 kisemlős fajt detektáltunk, amelyek közül 9 faj 2023-ban és 2024-ben is mindkét területen jelen volt. A pírók erdeieger és a törpeeger álladó jelenléte nem meglepő, hiszen a pírók erdeieger generalista lévén könnyen alkalmazkodik bármilyen környezethez, a törpeeger számára pedig ez a nádfoltos-sásos terület megfelelő élőhelyet nyújt.

Fontos kiemelnünk, hogy a 13 fajból az északi pocok fokozottan védett, és további 8 faj védett természetvédelmi státuszú volt. Ez utóbbiak közül kiemeljük, hogy a vizsgált területeken a Magyarországon általánosan előforduló vörös fogú, víztűrő két *Sorex* és a két *Neomys* fajt is detektáltuk, továbbá mindkét szárazságtűrő, fehér fogú *Crocidura* faj is megjelent a területeken. A cickányok közül a két *Sorex* és a két *Neomys* faj mindkét területen, mindkét évben előfordult, ehhez hasonló előfordulási mintázatot találtunk a keleti cickány (*C. suaveolens*) esetén, míg a nagyobb termetű mezei cickány (*C. leucodon*) az Area2-es területen 2023-ban hiányzott. Továbbá két védett rágcsáló faj, nevezetesen ugyancsak reliktum csaltjáró pocok és a törpeegér is jellemző volt a két területen és mindkét évben folyamatosan jelen voltak. Visszatérve az északi pocok előfordulására, 2023-ban az Area1-es területen szeptemberig jelen volt, de októberben erről a területről lokálisan eltűnt, és ebben az évben az Area2-es területen detektáltuk újra a fajt. Az északi pocok jelenlétét 2024-ben egyik mintavételi területen sem tudtuk kimutatni. Pocokfélék közül színező elemként 2023-ban megjelent a vöröshátú erdeipocok, de csak egy mintavételi ponton került elő. A kisemlős együtteseken belül 3 *Apodemus* faj jelent meg, melyek közül az élőhely generalista pirók erdeieger higrofil, azaz víztűrő képessége miatt karakter faja a vizsgált magassásos területeknek, míg a közönséges és a sárganyakú erdeieger, szintén színező elemként, csak néhány példánnyal jelenik meg a kimutatott kisemlős közösségekben (**1. táblázat**).

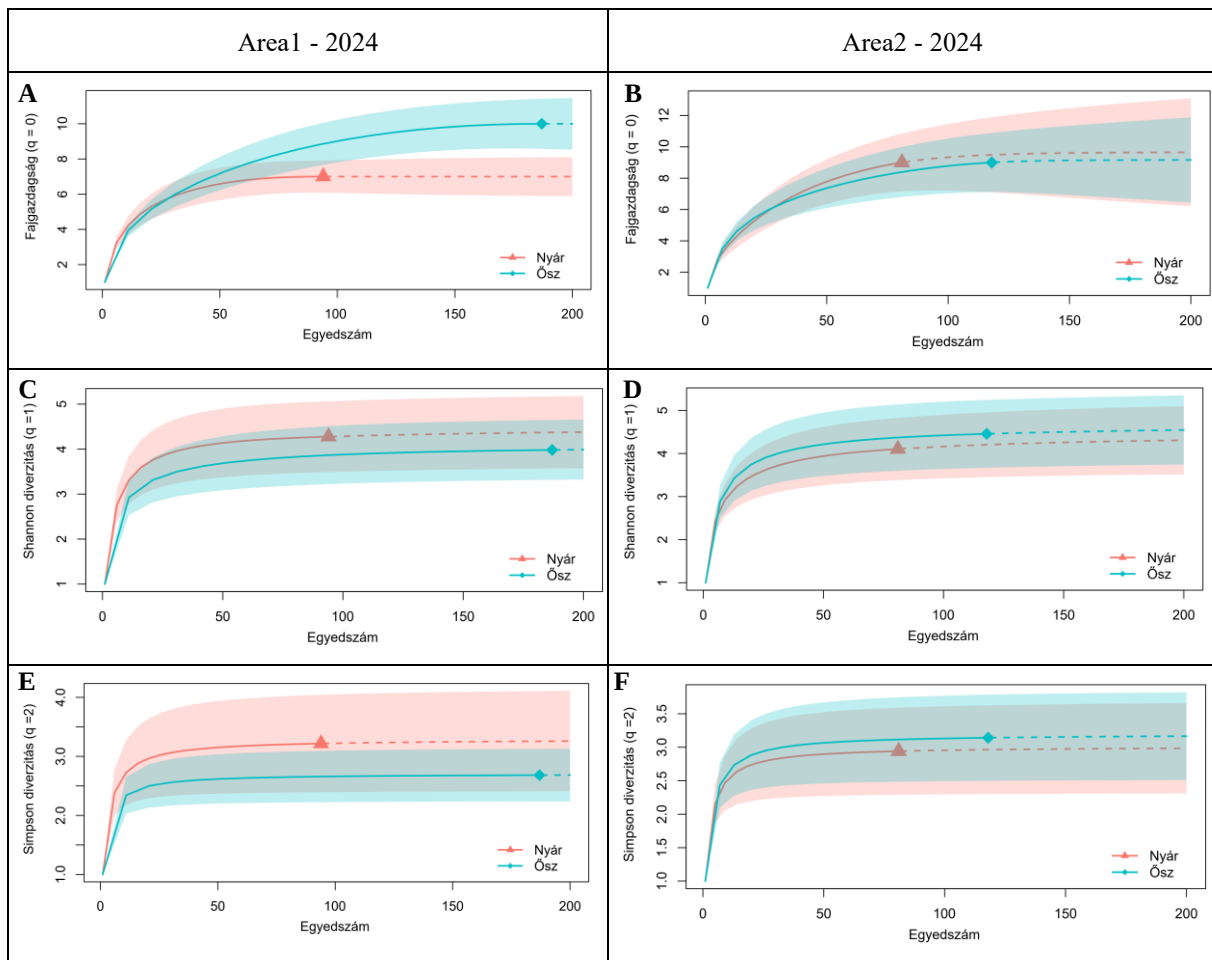
A következő lépésben ritkasági görbék generálásával becsültük a fajgazdagság, a Shannon és a Simpson diverzitás értékét. 2023-as mintavételi adatok alapján, mivel októberig csak az Area1 területén végeztük a felmérést, ezért első lépésben a területen kapott adatok alapján a nyári és az őszi időszak közötti diverzitásbeli eltérést teszteltük. A két időszak adataiból generált ritkasági görbék sem a fajgazdagság, sem a Shannon és a Simpson diverzitás becslése eredményeként nem válnak el szignifikánsan egymástól. Fajgazdagság és Simpson diverzitás esetén a két görbe lefutása teljesen szoros, a konfidencia sávok teljesen átfednek. A Shannon diverzitás becslése azt mutatja, hogy az őszi időszak kisemlős közössége diverzebb, mint a nyári, de a két görbe konfidencia intervalluma sem az intra-, sem az extrapolációs szakaszban nem válik el (**3/A-C ábra**).

A 2023-ban októberben gyűjtött adatok alapján volt lehetőségünk a két különböző terület (Area1 vs Area2) kisemlős közösségének összehasonlítására. A ritkasági görbék alapján mindhárom becsült paraméter esetén, az Area2-es terület közössége mutat magasabb értékeket, de mindhárom esetben a becslés konfidencia intervalluma átfed, így sem a fajgazdagság, sem a két diverzitás index becsült értékének különbsége nem tekinthető szignifikánsnak (**3/D-F ábra**).



3. ábra: A Hill számok alapján generált ritkasági görbék a 2023-as minták alapján

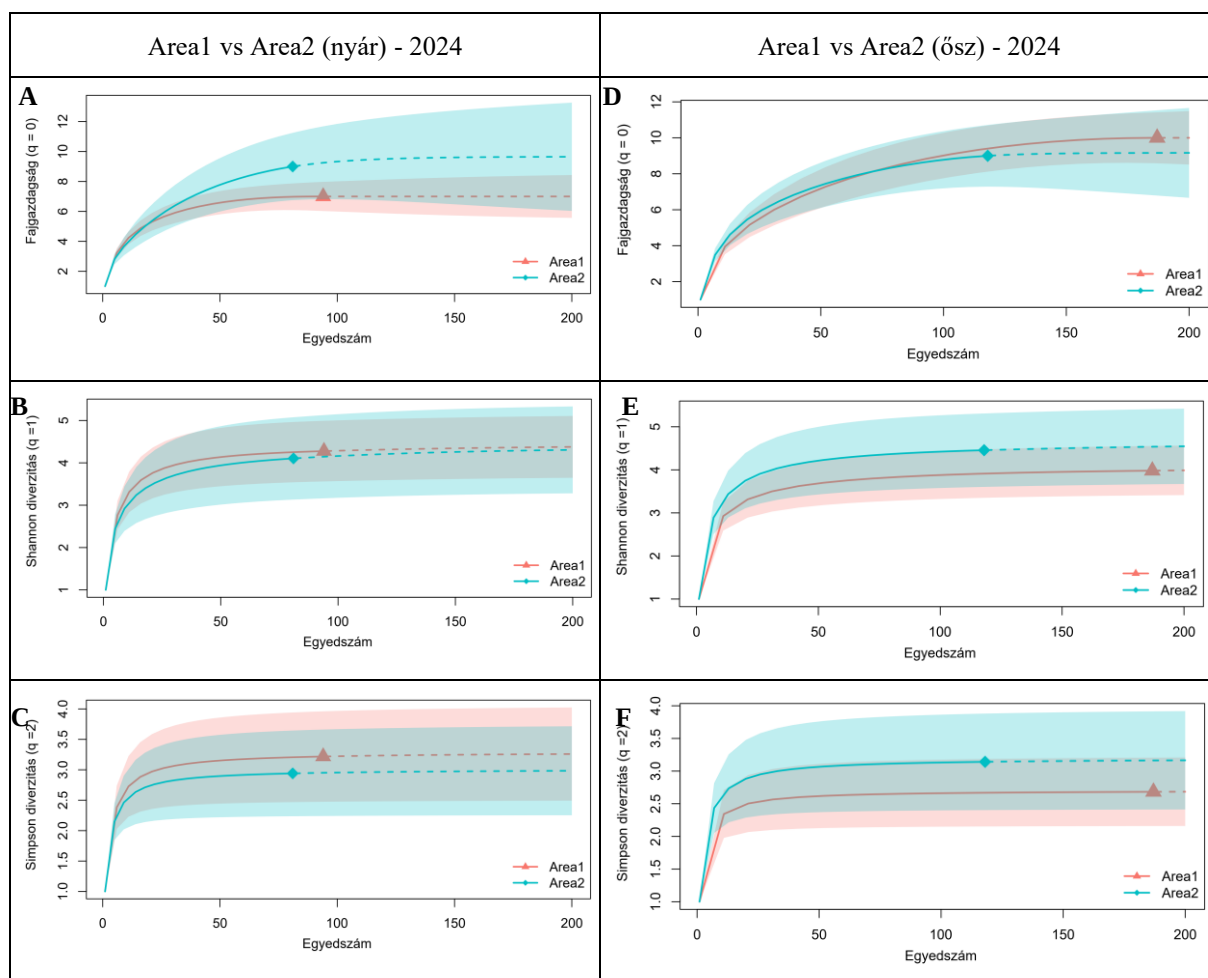
A 2024-es mintavételek eredményei alapján elsőként az Area1 és Area2 területen kimutatott kisméltos együttes adataiból a nyári és őszi időszak összehasonlításában végeztük el az elemzést. A fajgazdagság tekintetében az Area1-es területen az őszi időszakban nagyobb fajszámértéknél telítődik a ritkasági görbe és az interpolációs szakasza is túlnyúlik a nyári időszak adataiból kapott görbéhez képest. Az őszi időszak ritkasági görbéjének a konfidencia sávja 100 egyedszám felett elkülönül a nyári időszak extrapolációs szakaszától, ami jelzi az őszi időszak magasabb diverzitását (4/A ábra). Az Area2-es területen a fajgazdagság becslése teljesen más eredményt mutat, a két görbe szorosan illeszkedik egymáshoz, a konfidencia intervallumok is teljesen átfednek, így a két időszakban ezen a területen nincs szignifikáns különbség a két terület között (4/B ábra). A Shannon és a Simpson diverzitás tekintetében nem különültek el szignifikánsan a ritkasági görbék, amely eredmény mindkét terület esetén hasonló volt (4/C-F ábra).



4. ábra: A Hill számok alapján generált ritkasági görbék a 2024-es minták alapján

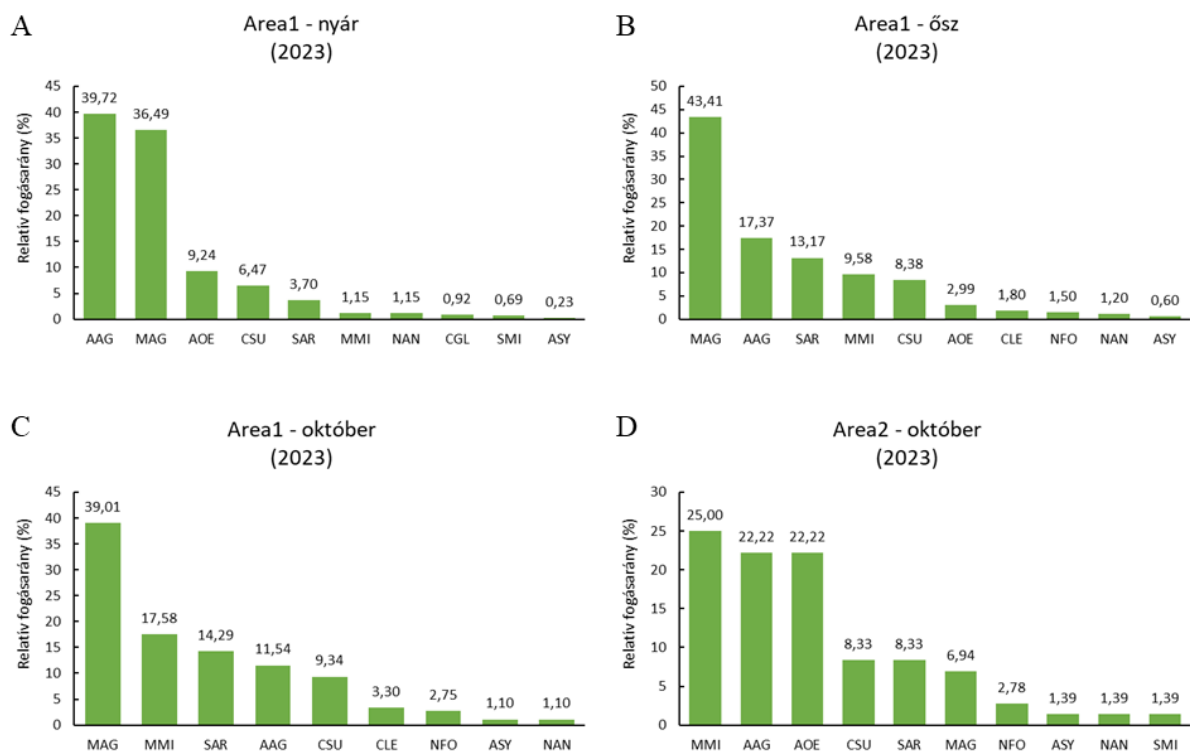
A 2024-es adatok alapján a következő lépésben a két terület összehasonlításában értékeltük a kisemlős közösségeket, amely során a ritkasági görbék generálását a nyári és őszi időszakra külön végeztük el. A nyári időszakban az Area2 terület fajgazdagsága mutatott nagyobb értéket, de csak az extrapolációs szakasz telítődött. Az Area1-es terület vonatkozásában becsült görbe telítődése jobb volt, de kisebb fajgazdagsági értéknél állt be a telítődés. Mivel a két görbe konfidencia intervalluma jelentős mértékben átfedett, a becsült fajgazdagság különbséget nem tekintjük szignifikánsnak (**5/A ábra**). Az őszi időszakban a becsült fajgazdagsági értékek nem különböznek egymástól, a két ritkasági görbelefutása teljesen szoros, az átfedő konfidencia sávok miatt a fajgazdagság az őszi időszakban sem különbözött szignifikánsan a két terület összehasonlításában (**5/B ábra**). a Shannon diverzitás becslése a nyári időszakban teljesen szoros lefutású ritkasági görbéket eredményezett, ami igazolja a diverzitásbeli különbség hiányát. Az őszi időszakban az Area2-es területen magasabb diverzitási értéket becsült az eljárás, mindkét görbe telítődött, de a konfidencia sávok átfedése miatt a Shannon diverzitás az őszi időszakban sem különbözött a két terület kisemlős

együttesének összehasonlításában (5/C-D ábra). A Simpson diverzitásnál szemléletesebben látható a becslés ellentétes eredménye, mivel a nyári időszakban az Area1-es terület becsült diverzitása magasabb, míg ősszel ennek ellenkezőjét adta a becslés, vagyis az Area2-es területen kimutatott Simpson diverzitás volt magasabb, de a konfidencia átfedések miatt ennél a paraméternél sem tekintjük szignifikánsnak a közösségek becsült diverzitásának eltérést (5/E-F ábra).



5. ábra: A Hill számok alapján generált ritkasági görbék a két terület összehasonlításában 2024-ben

A következő lépésben a két terület összehasonlításában végeztük el a ritkasági görbék generálását. Ez az elemzés azonban mind a fajgazdagság, mind a két diverzitás index becsült paraméterek esetén a két terület összehasonlításában nem adott szignifikáns különbséget (5/A-F ábra).



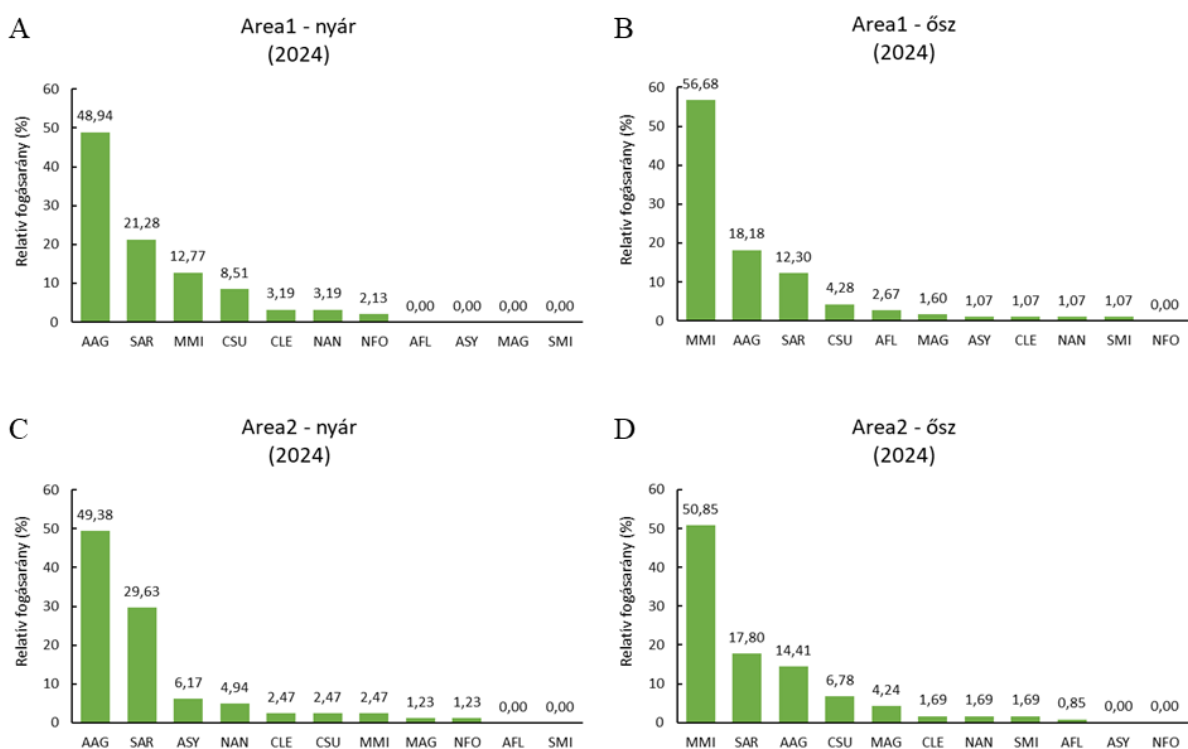
6. ábra: Faj-gyakorisági hisztogramok a 2023-as mintavételi időszakokban az Area1 és októberben az Area2 területen

Az ökofaunisztikai értékelés harmadik részében az egyes területeken és mintavételi időszakokban kimutatott kisemlős közösségeken belüli gyakorisági megoszlásokat faj-gyakorisági hisztogramok alapján értékeltük. A 2023-as időszakban elsőként az Area1-es területen két mintázott évszak (nyár vs ősz) összehasonlításában elemeztük a fajgyakorisági sorrendeket. Ezen a területen nyáron két domináns fajt emeltünk ki, nevezetesen a pírók erdei egér és a csalitjáró pocok 36-40% közötti gyakorisági értékkel jelent meg a kisemlős együttesen belül. A két faj együttes tömegessége a teljes kisemlős együttes több mint 75%-át jelentette. A rangsor ezt követő fajainak gyakorisága már 10% alatti volt. Ezek közül kiemeljük az északi pocok 9%-ot meghaladó relatív tömegességét, amely alapján ez a faj a 3. leggyakoribb kisemlős volt a nyári időszakban (**6. ábra**).

Az Area1-es területen az őszi időszakban a faj-gyakorisági rangsor teljesen más képet mutat, 40%-ot meghaladó értékkel a védett csalitjáró pocok volt a rangsor első faja. A generalista pírók erdei egér a rangsor második helyére került, relatív tömegessége a nyári időszakhoz képest közel felére csökkent. Jelentős változásként detektáltuk, hogy ebben az őszi időszakban a rangsor 3. faja az erdei cickány volt, melynek tömegessége a nyári időszakhoz képest növekedett. A rangsor ezt követő fajainak relatív tömegessége 10% alatti tartományban változott. Ebből kiemeljük az északi pocokra vonatkozó adatot, mivel a fajt az őszi időszakban

csak szeptemberben detektáltuk, így relatív aránya közel 3%-os értékre jelentősen visszaesett, így a faj 6. volt a dominancia rangsorban (6. ábra).

Az utolsó összehasonlítás a 2023-as októberi mintavételen alapul, amikor kijelöltük az Area2-es mintaterületet és így lehetővé vált a két terület október végi fajkészletének összehasonlítása. Az Area1 terület vonatkozásában az október végi adatok alapján is érvényesült, hogy közel 40%-os gyakorisággal a csalitjáró pocok volt a rangsor első faja. Erre az időszakra jellemző volt a törpeegér egyedszámának növekedése, amely így a rangsor második helyére került, míg 10% feletti gyakorisági értékkel az erdei cickán és a pirók erdeieger került a rangsor 3. illetve 4. helyére. Az ezt követő fajok relatív tömegessége már 10% alatti tartományban változott, ezen fajok közül a közönséges erdeieger kivételével 4 védett cickány jelent meg a közösségben, mindkét *Crocidura* és mindkét *Neomys* faj együttesen fordult elő (6. ábra). Végül az Area2 területen október végén kimutatott közösség tekintetében 3, hasonlóan 21% feletti gyakorisági értékkel jellemzett domináns fak jelent meg a kisemlős közösségben, melyek közül a törpeegér volt a rangsor első faja, míg teljesen azonos relatív tömegességgel a pirók erdeieger és ezen új területen regisztrált északi pocok volt a rangsor 2. és 3. faja (6. ábra).



7. ábra: Faj-gyakorisági hisztogramok a 2024-es mintavételi időszakokban az Area1 és Area2 területen

A 2024-es mintavételek során az Area1-es területen a nyári időszakban 7 kisemlősfajt detektáltunk, melyek közül a pirók erdeieger közel 50%-os relatív gyakorisági értékkel a dominancia rangsor első helyén szerepelt. A második leggyakoribb fajként 20%-ot meghaladó

relatív tömegességgel az erdei cickány, míg a 3. helyen 12%-ot meghaladó értékkel a törpeegér jelent meg a kisemlős közösségen belül. Az Area1-es területen az őszi időszakban ugyanez a 3 faj volt a dominancia rangsor első 3 kisemlőse, azonban a sorrend másként alakult. A törpeegér több, mint 55%-os gyakorisággal az első helyen szerepelt, majd ezt követte közel 20%-os gyakorisági értékkel a pirók erdeieger. Az őszi időszakban rangsor harmadik helyén az erdei cickány szerepelt. A többi kisemlős faj gyakorisági értéke 5% alatti tartományban változott. Az Area1 terület vonatkozásában kiemeljük, hogy a védett csaltjárom pocok a nyári időszakban egyáltalán nem volt detektálható, és az őszi időszakban is csak alacsony, 2% alatti gyakorisággal jelent meg a közösségben. Továbbá az Area1 területen a fokozottan védett északi pocok mindkét időszakban hiányzott a kisemlős együttesből (7. ábra).

Az Area2-es terület 2024-es adatai szerint 9 kisemlősfajt regisztráltunk, a pirók erdei egér és az erdei cickány volt a két leggyakoribb faj, melyek közül a pirók erdeieger közel 50%-os értékkel jelent meg a faj-gyakorisági rangsor első helyén, míg az erdei cickány a második legnagyobb tömegességgel detektált kisemlős volt. A két faj a teljes fajkészlet közel 80%-át tette ki. Kiemeljük, hogy nem várt eredményként a rangsor 4. faja a közönséges erdeieger volt, 6%-ot meghaladó faj-gyakorisági értékkel. A többi kisemlős relatív tömegessége 5% alatti tartományban változott. Az őszi időszakban ezen a területen is a törpeegér volt a leggyakoribb, eudomináns faj, míg a dominancia rangsor 2. faja az erdei cickány, illetve 3. faja a pirók erdeieger. Kiemeljük, hogy a rangsor 4. fajaként ebben az időszakban a szárazságtűrő keleti cickány szerepel, amely közel 7%-os gyakorisági értéket ért el a kisemlős együttesen belül. Fontos megemlítenünk a védett csaltjárom pocok gyakoriságának változását, a nyári időszakban még 2% alatti, de ősszel már 4% feletti tömegességgel jelent meg a kisemlős együttesben. Az északi pocok vonatkozásában ennél a területnél is csapdázás sikertelenségének tényét kell megállapítani, az Area2-es területen sem tudtuk detektálni a faj jelenlétét (7. ábra).

A kimutatott kisemlős együttesek időbeli és térbeli elrendeződésének vizsgálatában a PERMANOVA elemzés a hónapok csoportosításában szignifikáns eredményt adott. Ez a csoportosítás az összvariancia 43,38%-át magyarázta az R^2 alapján. A PERMANOVA elemzés post-hoc tesztje a hónapok párosításában is megerősítette a nyári és az őszi hónapok elkülönülését, vagyis a szeptemberi és az októberi időszak kisemlős együttese szignifikánsan elkülönült a júliusi és augusztusi időszakban kimutatott kisemlősöktől, de a szezonon belüli két hónap között a minták jelentős átfedését tapasztaltuk (8. ábra).

PERMANOVA_{hónapok}:

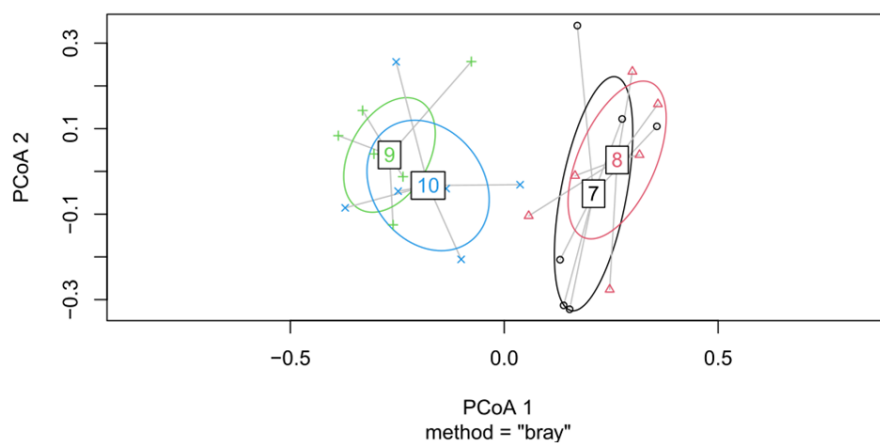
$$R^2 = 0.43377$$

$$F = 5.1072$$

$$P < 0,001$$

Post hoc teszt:

	10	7	8
7	0,0036	-	-
8	0,0036	0,5170	-
9	0,0383	0,0036	0,0036



8. ábra: A PERMANOVA elemzés és a főkoordináta analízis (PCoA) vizualizáció eredménye a mintavételi hónapok összehasonlításában

PERMANOVA_{területek}:

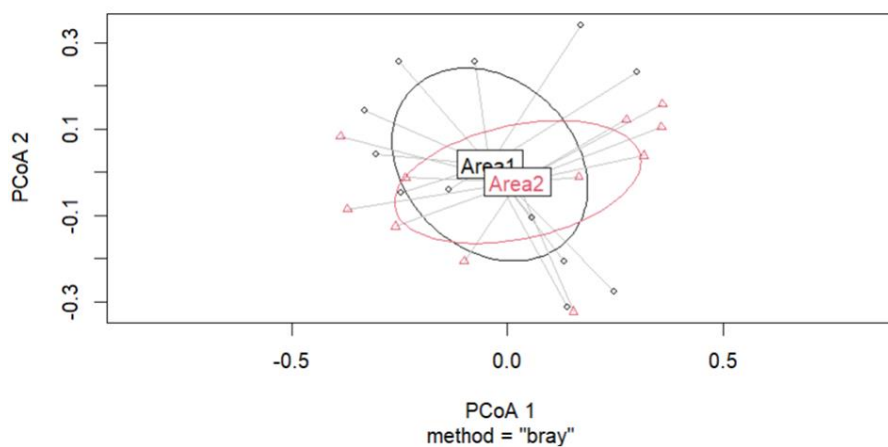
$$R^2 = 0.01218$$

$$F = 0.2713$$

$$P = 0.9188$$

Post hoc teszt:

Area1 vs Area2: 0,92



9. ábra: A PERMANOVA elemzés és a főkoordináta analízis (PCoA) vizualizáció eredménye a két vizsgált terület (Area1 vs Area2) összehasonlításában

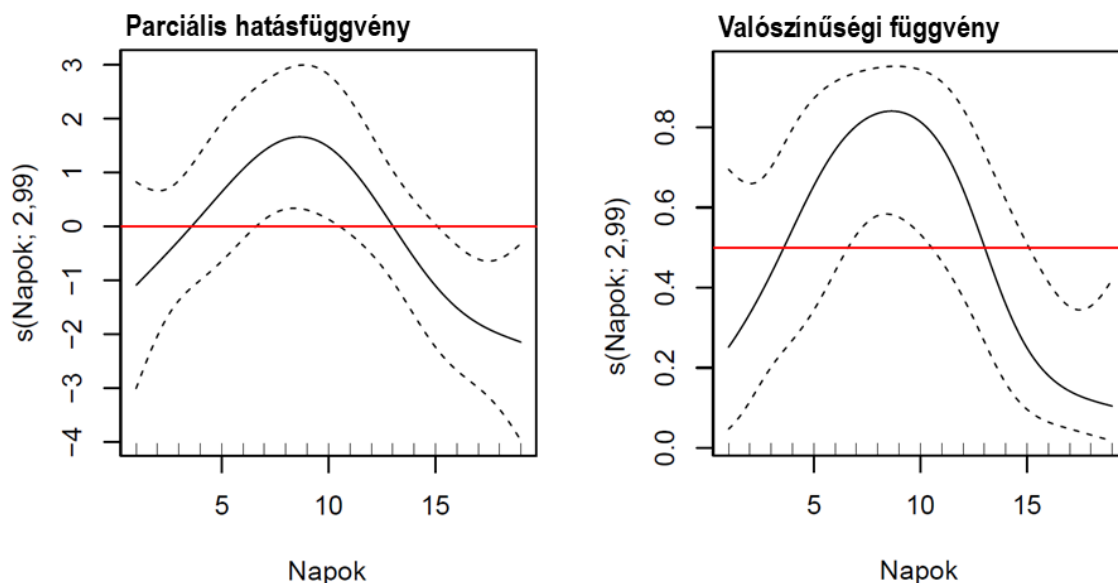
Következő lépésben a két területre vonatkozó kisemlős együttes összehasonlításában végeztük el a PERMANOVA elemzést, azonban a területek szerint nem különültek el a kisemlős együttesek, a két területnek ne volt szignifikáns hatása a közösségek rendeződésében (9. ábra).

4.2 Kiemelt kisemlős fajok tér-időbeli előfordulási valószínűségének modellezése

A GAM modellezéshez három nagyobb frekvenciával befogott rágcsáló fajt emeltünk ki, melyek közül elsőként a generalista pirók erdeieger előfordulási valószínűségét modelleztük, majd két védett faj, nevezetesen a törpeeger és a csaltijáró pocok esetén is elvégeztük a modellezést.

A pirók erdeieger jelenlét/hiány adatai alapján a modellszelekció során kiválasztott legjobb GAM modell eredményeit értékeltük. Az M1-es modellben önálló hatásként szerepelt a figyelembe vett folytonos idő tényező, vagyis a csapdázási napok időbeli hatása ($UBRE = -0,4001$), amely szignifikánsnak bizonyult ($edf = 2,988$; $Chi^2 = 9,407$; $P = 0,037$). Elsőként a GAM illesztés hatásábráját készítettük el, amely alapján az idő tényező hatása nem lineáris, a szignifikáns pozitív hatása a 7-10. nap közötti intervallumba érvényesül, amikor a nemlineáris függvény alsó konfidencia határa szignifikánsan eltért a zero hatást jelölő piros vonaltól (**10. ábra**).

Pirók erdeieger – M1 modell: $A_{ag} \sim s(Days, k=5)$



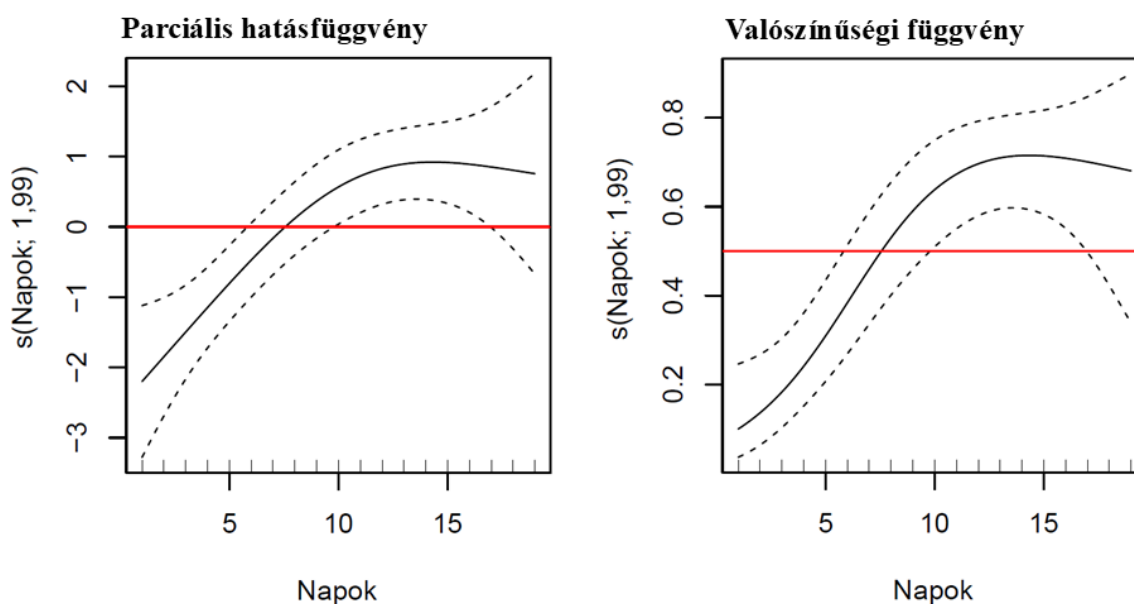
10. ábra: A pirók erdeieger időbeli előfordulását befolyásoló időtényező GAM függvénye (bal oldal) és a visszatranszformált valószínűség függvény (jobb oldal) a kiválasztott M1-es modell alapján

A visszatranszformált valószínűségi függvény is hasonló lefutást mutat, vagyis a 7-10. nap közötti intervallumban alakul ki a valószínűségi függvény maximuma, így ebben az intervallumban szignifikánsnak tekintjük az 50%-os értékhez viszonyított eltérést, így ebben az intervallumban a pirók erdeieger előfordulási valószínűsége elérte a 80%-ot a csapdázások során. Továbbá kiemeljük, hogy a 15. nap után a faj előfordulási valószínűsége jelentős

mértékben csökken, ami azt mutatja, hogy ebben az intervallumban a faj előfordulási valószínűsége 40% alá csökkent (**10. ábra**).

A törpeegér vonatkozásában is hasonló eredményt kaptunk, az M1-es GAM modell bizonyult a legmegbízhatóbbnak (UMBRE = 0,0162), amely a napok, mint időtényező önálló hatását tartalmazta. A törpeegér jelenlét/hiány adatai alapján is nemlineáris GAM hatásfüggvényt eredményezett a modellezés, amely alapján az időtényező hatása szignifikánsnak bizonyult (edf = 1,988; $\chi^2 = 20,05$; $P < 0,001$). A nemlineáris hatásfüggvény értéke az eltelt idő függvényében folyamatosan növekedett és a pozitív hatás a 10-16. nap közötti intervallumban tekinthető szignifikánsnak, mivel a függvény hibasáv értéke ebben az intervallumban különül el szignifikánsan a zero hatás vonalától. A hatásfüggvényből visszatranszformált valószínűségi függvény is hasonló nemlineáris lefutást mutat. A 10-16. nap közötti intervallumban az 50% feletti valószínűségi érték szignifikáns eltérést mutat a véletlen eloszláshoz képest, vagyis ebben az időintervallumban a törpeegér előfordulási valószínűsége meghaladta a 60%-ot (**11. ábra**).

Törpeegér – M1 modell: $M_{mi} \sim s(\text{Napok}, k=5)$

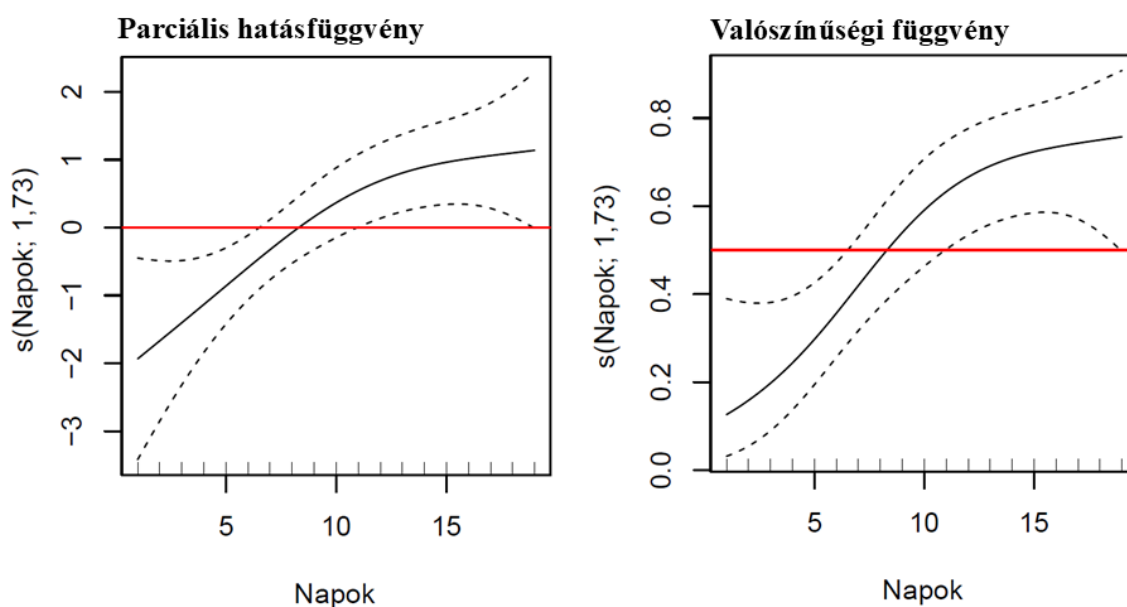


11. ábra: A törpeegér időbeli előfordulását befolyásoló időtényező GAM függvénye (bal oldal) és a visszatranszformált valószínűség függvény (jobb oldal) a kiválasztott M1-es modell alapján

Végül a csaltjáró pocok adatainak modellezése során az első két legjobb GAM modell eredményét mutatjuk be. Az első legjobb modell ugyanúgy, mint az előző két fajnál az időtényező önálló hatását tartalmazó M1-es GAM modell volt. A GAM hatásfüggvény grafikus

ábrázolása nem lineárisan növekedő függvényt mutat az idő előrehaladtával, ami az időtényező szignifikáns hatását bizonyította ($\text{edf} = 1,734$; $\text{Chi}^2 = 10,45$; $P < 0,01$). A GAM hatásfüggvény 11-18. nap közötti intervallumban mutat szignifikáns pozitív hatást, mivel a függvény alsó konfidencia határa ebben az intervallumba hagyja el a zero hatás vonalát (**12. ábra**). Az M1-es modell GAM hatásfüggvényének visszatranszformálásával generált valószínűségi függvény is hasonló nem lineáris lefutást mutat. A véletlentől eltérő nagyobb valószínűségi érték a 11-18. nap közötti intervallumban tér el szignifikánsan, ami azt jelenti, hogy ebben az intervallumban a csaltijáró pocok 60-80% közötti valószínűségi értékkel fordult elő a vizsgált területen (**12. ábra**).

Csáltijáró pocok – M1 modell: $\text{Mag} \sim s(\text{Napok}, k=5)$



12. ábra: A csaltijáró pocok időbeli előfordulását befolyásoló időtényező GAM függvénye (bal oldal) és a visszatranszformált valószínűség függvény (jobb oldal) a kiválasztott M1-es modell alapján

5. Diszkusszió

Jelen diákköri dolgozatban a kisémlős közösségek fajösszetételében és szerkezetében mutató változásokat vizsgáltuk egy antropogén beavatkozás hatására, egy 26 éve folyamatosan monitorozás alatt álló élőhelyen, ahol a vizsgálatunk tárgyát képező posztglaciális reliktum északi pocok eltűnt az előző hat évben kimutatott állandó jelenléte után. A vizsgálat során két térben elkülönülő élőhelyet hasonlítottunk össze. Az északi pocok Közép-Európában veszélyeztetett faj, amely különböző típusú vizes élőhelyeken fordul elő (Sokal *et*

al. 1995, Mitchell-Jones et al. 1999). Európai tanulmányok szerint élőhelyspecialista (Tast 1966) és a magassásos élőhelyek kisémlős közösségeinek meghatározó és domináns tagja (Horváth & Herczeg 2013, Gliwicz & Dąbrowski 2008, Zub et al. 2012). Korábbi vizsgálatunkban a kisémlős közösségek összetételében a természetes és emberi zavarások okozta jelentős különbségeket találtunk, és a közösség szerkezetében bekövetkezett változás legfontosabb összetevője az északi pocok helyi eltűnése és újbóli megjelenése volt (Horváth & Herczeg 2013).

A fajgazdagságot tekintve a jelen tanulmány azt mutatta, hogy a vizsgált terület kisémlős-közössége 2023-ban 12, míg 2024-ben 11 fajból állt. Ez az eredmény összhangban volt a korábbi és más európai kisémlősökkel kapcsolatos vizsgálataink eredményeivel. Egy korábbi, a Kis-Balatonon végzett egyéves vizsgálatban 12 kisémlősfajt mutattak ki minden egyes mintavételi parcellában, ahol a vizsgált közösségből 16 fajt regisztráltak a kisémlősök megfigyelésének első 12 éve alatt (Herczeg & Horvath 2015). Emellett a szlovákiai nádasok kisémlőseit vizsgáló felmérés szerint 16 faj alkotta a jellemző kisémlős-együttest (Krištofik 2001). A más európai országokban végzett vizsgálatok többsége azonban kevesebb fajt regisztrált (Kozakiewicz 1985; Kozakiewicz 1987; Scott et al. 2008). Egy litvániai esettanulmány, amely a kisémlősöket közösségi szempontból elemezte, 13 fajt regisztrált 13 különböző élőhelytípusban; a fajgazdagság értéke hasonló volt a vizsgálatunkban kimutatott fajok számához (Alejūnas et al. 2010). Egy szlovákiai vizsgálat, amelyet szintén őszi mintavételi időszakban végeztek, hasonló, 11 fajból álló kisémlős együttest talált egy dunai árterületen, mint az északi pocok kis-balatoni refúgiumában. Ez az alfaj azonban alacsony gyakorisági aránnyal szubdomináns összetevője volt a közösségnek, míg eudomináns fajként a pirok erdeigér, a vöröshátú erdeipocok és a törpeegér fordult elő (Miklós et al. 2013).

Jelen vizsgálatunk eredményei szerint a fajkészlet nagyfokú hasonlóságot mutatott az első 12 év megfigyelésének eredményeivel (Herczeg & Horvath 2015), különösen a második élőhelyen (2. terület), ahol a faj-gyakorisági hisztogramok eredményei egyértelműen azt mutatják, hogy a fajkészlet nagyobb fokú egyenletességet mutatott. Az eredmények azt mutatják, hogy a rendelkezésre álló élőhelyfoltok többségének degradációjához vezető antropogén beavatkozás következményeként az északi pocok gyorsan reagált a kaszálásból adódó negatív behatásra, és eltűnt egy a számára optimális élőhelyfoltból, ezzel kedvezett más kisémlősfajok nagyobb abundanciájú jelenlétének, ami elsősorban nem a fajkompozíciót, hanem a kisémlős együtteseken belüli fajgyakorisági viszonyokat befolyásolta. Az északi pocok zavarást követő eltűnését és visszatérését egy korábbi tanulmányban már dokumentálták, de a zavarás közösségi szintű hatását nem vizsgálták (Horváth & Herczeg 2013).

A kisemlős egyedek sikeres észlelése, különösen egy ritka, élőhelyspecialista faj esetében, jelentősen függ a többéves populációdinamikától (Boonstra *et al* 1998; Flowerdew *et al* 2004). Egy lengyel tanulmány a kisemlősfajok oszcillációját vizsgálta egy olyan kisemlős közösségben, ahol az északi pocok volt a domináns faj. Ez a tanulmány kimutatta a periodikus oszcilláció jelenlétét a kisemlős-populációkban, és arról számolt be, hogy a két leggyakoribb faj, az északi pocok és az erdei cickány szinkron periodikus változásokat mutatott, míg a pírók erdeiegér nem mutatott ciklikus ingadozást (Krištofik 2001). Rövid távú vizsgálatunk eredményei nem relevánsak a kisemlősök többéves populációingadozásának kérdésében, de rámutatnak egy sűrűségfüggő észlelési problémára, amely befolyásolja az észlelt közösségek összetételét és szerkezetét. Ezt támasztják alá a kisemlősök közösségeinek rangsor-megoszlási mintázatai, amelyek figyelemre méltó szezonális és térbeli változásokat mutatnak, ami a fajok rangsorának eltolódását jelzi a gyakorisági eltérések alapján.

Eredményeink hangsúlyozzák a szezonális és az élőhely minősége közötti eltérések jelentős szerepét az olyan érzékeny élőhelyspecialista fajokra, mint az északi pocok, emellett az olyan antropogén behatásoknak is kiemelt jelentősége van, mint a jelen esetben bemutatott kaszálásnak. Korábbi felméréseink azt mutatták, hogy a részleges kaszálásnak csak csekély hatása volt, mivel a megmaradt szigetszerű sásos élőhelyfoltok menedékként szolgáltak a hidegtűrő, posztglaciális reliktum faj számára (Horváth & Herczeg 2013). Az északi pocok védelme szempontjából, korábbi vizsgálataink és a jelen tanulmány eredményei is megerősítik, hogy szükség van az optimális élőhelyfoltok fenntartására, amelyek menekülési lehetőséget biztosítanak a faj egyedeinek (Brown & Kodric-Brown 2004), csökkentve a helyi kihalás valószínűségét (Hanski 1985; Hanski 1991).

Eredményeink számos további kérdést vetnek fel a jövőbeni kutatások számára, melyek mind természetvédelmi biológiai, mind gazdasági megközelítésből fontosak lehetnek. Annak érdekében, hogy az északi pocok mozgásmintázatát, élőhelyhasználatát, és a populációk zavarásokkal szembeni toleranciáját, valamint az antropogén hatások kisemlős közösségekre gyakorolt hatását alaposabban megismerjük, elengedhetetlen a monitoring program folytatása. Az így kapott ismeretek felhasználásával olyan gazdálkodási gyakorlatokat lehet tervezni a jövőre vonatkozóan, melyek a fenntartható hasznosítás mellett menedékhelyeket biztosítanak a fokozottan védett északi pocok és a változatos kisemlős közösségek számára a folyamatosan változó lápi környezetben.

Köszönetnyilvánítás

Köszönet illeti Dr. Horváth Győző egyetemi docens és Szűcs Boldizsár PhD hallgató témavezetőket, akik szakmai tanácsaikkal segítették munkámat és a prezentáció létrejöttét. Köszönet minden hallgatónak, akik segédkeztek a mintavételezésben.

A kisemlős monitorozást a Balaton-felvidéki Nemzeti Park támogatta.

A Pécsi Tudományegyetem Kriszbacher Ildikó Tehetséggondozó Program 2024/2025. tanévi támogatásával készült.



PÉCSI TUDOMÁNYEGYETEM
UNIVERSITY OF PÉCS



Irodalomjegyzék

- Alejūnas, P. and V. Stirkė, (2010). Small mammals in northern Lithuania: species diversity and abundance. *Ekologija.*, 56(3-4), 110-115. [https://doi: 10.2478/v10055-010-0016-6](https://doi.org/10.2478/v10055-010-0016-6)
- Arruda Almeida, B.D., Green, A.J., Sebastian-Gonzalez, E., & Dos Anjos, L. (2018). Comparing species richness, functional diversity and functional composition of waterbird communities along environmental gradients in the neotropics. *PloS one*, 13(7) <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200959>
- Asselen, S.V., Verburg, P.H., Vermaat, J.E., & Janse, J.H. (2013). Drivers of wetland conversion: a global meta-analysis. *PloS one*, 8(11), e81292. <http://doi:10.1371/journal.pone.0081292>
- Assessment, M.E. (2005). Ecosystems and human well-being: wetlands and water. *World Resources Institute*.
- Boonstra, R., Krebs, C.J., & Stenseth, N.C. (1998). Population cycles in small mammals: the problem of explaining the low phase. *Ecol.*, 79(5), 1479-1488. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1998\)079\[1479:PCISMT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[1479:PCISMT]2.0.CO;2)
- Brown, J. H., & Kodric-Brown, A. (1977). Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecol.*, 58(2), 445-449.
- Chaline, J. (1987). Arvicolid data (Arvicolidae, Rodentia) and evolutionary concepts. *Evol. Biol.*, 21, 237-310.
- Davidson, N.C. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Mar. Freshw. Res.*, 65(10), 934-941. <http://dx.doi.org/10.1071/MF14173>

- Directive, H. (1992). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *OJEU.*, 206(7), 50.
- 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. *Biol. Conserv.*, 193, 27-35. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.10.023>
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., L  v  que, C., Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81(2), 163-182. <http://doi:10.1017/S1464793105006950>
- Flowerdew, J.R., Shore, R.F., Poulton, S.M., & Sparks, T.H. (2004). Live trapping to monitor small mammals in Britain. *Mammal review*, 34(1-2), 31-50. <https://doi.org/10.1046/j.0305-1838.2003.00025.x>
- Fuentes-Montemayor, E., Ferryman, M., Watts, K., Macgregor, N.A., Hambly, N., Brennan, S., Park, K.J. (2020). Small mammal responses to long-term large-scale woodland creation: the influence of local and landscape-level attributes. *Ecol. Appl.*, 30(2), e02028. <https://doi:10.1002/eap.2028>
- Gardner, R.C., & Finlayson, C. (2018). Global wetland outlook: state of the world's wetlands and their services to people. *Ramsar convention secretariat*, no. 2020-5.
- Gibbons, J.W. (2003). Terrestrial habitat: a vital component for herpetofauna of isolated wetlands. *Wetlands*, 23(3), 630-635.
- Gibbs, J.P. (1993). Importance of small wetlands for the persistence of local populations of wetland-associated animals. *Wetlands*, 13, 25-31.
- Gliwicz, J., & D  browski, M.J. (2008). Ecological factors affecting the diel activity of voles in a multi-species community. *Ann. Zool. Fenn.*, 45(4), 242-247.
- Gliwicz, J., & D  browski, M.J. (2008). Ecological factors affecting the diel activity of voles in a multi-species community. *Ann. Zool. Fenn.*, 45(4), 242-247. <https://doi.org/10.5735/086.045.0401>
- Gopal, B. (2009). Biodiversity in wetlands. *The wetlands handbook* New York: Wiley, 2nd ed., 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.

- Halse, S.A., Williams, M.R., Jaensch, R.P., and Lane, J.A.K. (1993). Wetland characteristics and waterbird use of wetlands in south-western Australia, *Wildl. Res.*, 20(1), 103-125. <https://doi.org/10.1071/WR9930103>
- Hanski, I. (1985). Single-species spatial dynamics may contribute to long-term rarity and commonness. *Ecol.*, 66(2), 335-343.
- Hanski, I. (1991). Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. *Biol. J. Linn. Soc.*, 42(1-2), 17-38.
- Herczeg, R., & Horvath, G. F. (2015). Species composition and nestedness of small mammal assemblages in two disturbed marshlands. *North-west. J. Zool.*, 11(2), 183-193.
- Honti, M., Gao, C., Istvánovics, V., & Clement, A. (2020). Lessons learnt from the long-term management of a large (re) constructed wetland, the Kis-Balaton protection system (Hungary). *Water*, 12(3), 659. <https://doi:10.3390/w12030659>
- 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. *Arch. Biol. Sci.*, 64(2), 613-628 <https://doi:10.2298/ABS1202613H>
- Horváth, G.F., & Herczeg, R. (2013). Site occupancy response to natural and anthropogenic disturbances of root vole: conservation problem of a vulnerable relict subspecies. *J. Nat. Conserv.*, 21(5), 350-358. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2013.03.004>
- Horváth, G.F., Herczeg, R., Tamási, K., & Sali, N. (2011). Nestedness of small mammal assemblages and role of indicator species in isolated marshland habitats. *Nat. Som.*, 19, 281-302. <https://doi:10.24394/NatSom.2011.19.281>
- Horváth, Gy. 2019. Fajmegőrzési tervek. Északi pocok – *Microtus oeconomus mehelyi* (*Alexandromys oeconomus*), Budapest: Agrárminisztérium, Természetmegőrzési Főosztály, 2021. <https://termeszetvedelem.hu/wp-content/uploads/2024/09/Fajmegorzesi-terv-Eszaki-pocok-2021.pdf> Accessed August 25, 2024
- Junk, W.J., Brown, M., Campbell, I.C., Finlayson, M., Gopal, B., Ramberg, L., and Warner, B. G. (2006). The comparative biodiversity of seven globally important wetlands: a synthesis. *Aquat. Sci.*, 68, 400-414. <https://doi.org/10.1007/s00027-006-0856-z>
- Kalivodová, M., Sládkovičová, V.H., Raniak, A., Kanka, R., & Žiak, D. (2021). Communities of Small Terrestrial Mammals of Western Slovakia Wetlands within the Danube Basin. *Acta Zool. Bulg.*, 73(4).
- 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. *BioSci.*, 59(1), 39-51. <http://doi:10.1525/bio.2009.59.1.8>

- Kingsford, R.T., Basset, A., & Jackson, L. (2016). Wetlands: conservation's poor cousins. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 26(5), 892-916. <https://doi.org/10.1002/aqc.2709>
- Kovács-Láng, E., Fekete, G., Horváth, G.F., Molnár, Z., Török, K., Tardy, J., & Demeter, A. (2000). Development and implementation of a national biodiversity monitoring programme in Hungary. *European Monitoring for Nature Conservation. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, 62, 59-68.
- Kozakiewicz, A. (1985). Lakeside communities of small mammals. *Acta Theriol.*, 30(9), 171-191.
- Kozakiewicz, A. (1987). Spatial distribution and interspecific interactions in small rodent community of a lake coastal zone. *Acta Theriol.*, 32(26), 433-447.
- Krištofik, J. (2001). Small mammal communities in reed stands. *Biol.* 56, 557-563
- 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*. *Biol. Conserv.*, 87(1), 39-48. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00048-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00048-2)
- 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. *Freshw. Biol.*, 53(12), 2402-2413. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02064.x>
- Marques, S.F., Rocha, R.G., Mendes, E.S., Fonseca, C., and Ferreira, J.P. (2015). Influence of landscape heterogeneity and meteorological features on small mammal abundance and richness in a coastal wetland system. *Eur. J. Wildl. Res.*, 61, 749-761. <https://doi.org/10.1007/s10344-015-0952-2>
- 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 Theriol.*, 51(2), 155-162.
- Miklós, P., Žiak, D., & Hulejová Sládkovičová, V. (2015). Community of small terrestrial mammals in danubian inundation area in autumn 2013, *F.F.S.*, 20(2).
- Mitchell-Jones, A.J., Mitchell, J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Spitzenberger, F., Krystufek, B., Stubbe, C.M. The atlas of European mammals (Vol. 3). London: T & AD Poyser, 1999.
- Mitsch, W.J., and Gosselink, J.G. (2000). The value of wetlands: importance of scale and landscape setting, *Ecol. Econ.* 35(1), 25-33. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00165-8](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00165-8)
- Pardiñas, U.F.J., Ruelas, D., Brito, J., Bradley, L.C., Bradley, R.D., Garza, N.O., & Salazar-Bravo, J. (2017). Cricetidae (true hamsters, voles, lemmings and new world rats and mice)-

- species accounts of Cricetidae. *Handbook of the mammals of the world. Rodents II* (DE Wilson, TE Lacher, Jr., and RA Mittermeier, eds.), 7, 280-535.
- Pyke, M.L., Toussaint, S., Close, P.G., Dobbs, R.J., Davey, I., George, K.J., Clifton, J. (2018). Wetlands need people. *Ecol. Soc.*, 23(3). <https://doi.org/10.5751/ES-10283-230343>
- Reis, V., Hermoso, V., Hamilton, S.K., Ward, D. (2017). Fluët-Chouinard, E., Lehner, B., & Linke, S., A global assessment of inland wetland conservation status. *BioSci.*, 67(6), 523-533. <http://doi:10.1093/biosci/bix045>
- Scott, D.M., C.B. Joyce and B.N.G. (2008). The influence of habitat and landscape on small mammals in Estonian coastal wetlands. *Estonian J. Ecol.*, 57(4), 279-295.
- Scott, J.T., McCarthy, M.J., Gardner, W.S., & Doyle, R.D. (2008). Denitrification, dissimilatory nitrate reduction to ammonium, and nitrogen fixation along a nitrate concentration gradient in a created freshwater wetland. *Biogeochemistry*, 87, 99-111. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9171-6>
- 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. *Mamm. Biol.*, 102(1), 87-98. <https://doi.org/10.1007/s42991-021-00199-y>
- Sokal R.R., Rohlf F.J. (1995). *Biometry: the Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. vol. 3. New York, USA: W. H. Freeman and Company
- Tast, J. (1966). The root vole, *Microtus oeconomus* (Pallas), as an inhabitant of seasonally flooded land. *Ann. Zool. Fenn.*, 3(3), 127-171.
- van der Merwe, J., & Hellgren, E.C. (2016). Spatial variation in trophic ecology of small mammals in wetlands: support for hydrological drivers. *Ecosphere*, 7(11), e01567. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1567>
- van der Merwe, J., Hellgren, E.C., & Schaubert, E.M. (2016). Variation in metapopulation dynamics of a wetland mammal: the effect of hydrology. *Ecosphere*, 7(3), e01275. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1275>
- 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 Theriol.*, 57, 205-216. <https://doi.org/10.1007/s13364-012-0072-2>