

**XXXVII. Országos
Tudományos Diákköri
Konferencia**



**37. ORSZÁGOS
TUDOMÁNYOS DIÁKKÖRI
KONFERENCIA 2025**

**Gabona parcellákban szerveződő kisemlős közösségek
összehasonlítása**

Szerző:

Flibert Réka Hajnalka

Biológia BSc harmadéves hallgató

Témavezetők:

Dr. Horváth Győző

egyetemi docens

és

Takács-Soós Anna

PhD hallgató

Pécsi Tudományegyetem

Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék

Szeged

2025. április 15-17.

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés, irodalmi áttekintés	3
2. Kérdések, célkitűzések	5
3. Anyag és módszer.....	6
3.1 Vizsgált területek, mintavételi lokalitás.....	6
3.2 Csapdázási protokoll	7
3.3 Adatfeldolgozás, statisztikai módszerek.....	8
4. Eredmények.....	10
5. Diskusszió.....	16
6. Összefoglalás.....	Hiba! A könyvjelző nem létezik.
Köszönetnyilvánítás	21
Irodalmi hivatkozások	21

1. Bevezetés, irodalmi áttekintés

Az intenzív művelésű mezőgazdaság az elmúlt évtizedekben jelentős változásokon ment keresztül. Európában az előzetes becslések alapján körülbelül az előforduló fajok 50%-a függ a mezőgazdasági élőhelyektől. Az itt megjelenő veszélyeztetett, endemikus fajok, illetve a fokozott elterjedéssel rendelkező kártevő fajok jelenléte miatt fontos, hogy kellő ismeretekkel rendelkezünk a mezőgazdasági művelések és a kártevők ellen való védekezés szempontjából. Másfelől fontos újabb információkat gyűjtenünk a mezőgazdasági tájhasználat biodiverzitásra gyakorolt hatásáról (Stoate *et al.* 2009, Singleton *et al.* 2010), illetve az ott előforduló állatközössége összetételére (Heroldová *et al.* 2007, Fischer *et al.* 2011). Európában több különböző földrajzi régióban a legjelentősebb gerinces mezőgazdasági kártevők az ott előforduló rágcsálófajok, mint például a mezei pocok (*Microtus arvalis*) (Singleton & Petch 1994, Singleton *et al.* 2010). A jelentős kártétel annak köszönhető, hogy állományuk megfelelő környezeti körülmények között gyorsan képes reagálni a környezeti változásokra és populációik nagy növekedésre képesek (Jablonowski 1913, Leirs 2003, Singleton *et al.* 2010).

A különböző mezőgazdasági művelések, mint a többszöri kaszálás, betakarítás és szántás ideiglenesen megváltoztatják az élőhelyek alkalmasságát, minőségét és elérhetőségét a rágcsálófajok számára, csökkentették a biodiverzitást, mivel növelték az élőhelyek széttöredezettségét, továbbá a talaj és a vízkészlet degradációját idézték elő (Pimm & Raven 2000), illetve nagymértékben megváltoztatták a területek térbeli heterogenitását (Fahrig *et al.* 2011). A talajszerkezet megváltozása szintén befolyásolja a rágcsálópopulációkat és kisemlős közösségek összetételét. Ez a negatív hatás a növekvő mortalitáson, az élelemforrások csökkenésén és a közösségek összetételének változásán keresztül nyilvánul meg (Brügger *et al.* 2010, Jacob & Hempel 2003, Jacob 2003, Bonnet *et al.* 2013).

Ahogy már korábban említettük jelentős változások mentek végbe a mezőgazdaságban, (Fischer *et al.* 2011, Coda *et al.* 2015, Gomez *et al.* 2017). A hagyományos gazdálkodási rendszerekkel szemben az intenzív művelési területeket kevesebb terménytípus jellemzi (Sirami *et al.* 2007, Fahrig *et al.* 2011), ami befolyásolja mezőgazdasági területeket kolonizáló a kisemlős közösségek fajkompozícióját, illetve a közösségen belüli faj-gyakorisági viszonyokat. A különböző terménytípusokban kialakuló közösségek összetételét jelentősen befolyásolhatja a rágcsálók alkalmazkodóképessége. A gabona (őszi búza, árpa) parcellákban a mezei pocok mellett a generalista erdei egér fajok (*Apodemus sp.*) jelentős szerepet játszanak a

kisemlős közösségek kialakításában. A táj komplexitása meghatározó tényező a hagyományosan művelt európai földeken, ami növeli az ott előforduló kisemlős fajok gazdagságát és abundanciáját, ezzel jelezve, hogy az intenzívebb mezőgazdasági tevékenység mellett a területek heterogenitása illetve komplexitása meghatározó tényező a kisemlősök számára (Fischer *et al.* 2011). Mindezek ellenére azonban a tágtúrású rágcsáló fajok jelentős alkalmazkodásra képesek (New 1997, Vickery *et al.* 2002, Hoffmann *et al.* 2003, Jeanneret *et al.* 2003, Marshall *et al.* 2006, Dormann *et al.* 2007).

Az intenzív művelés hatásának következtében jelentkező változásokkal (fajkompozíció, relatív gyakorisági értékek) számos tanulmány foglalkozott (Millán de la Pena *et al.* 2003, Butet *et al.* 2006, Gentili *et al.* 2014). Megállapították, hogy a mezőgazdaság intenzívvé válása nem befolyásolja a kisemlős fajgazdagságot, azonban a fajgyakorisági viszonyokra és diverzitásra jelentős hatással van. A ritka és élőhely specialista fajokra negatív hatással van, míg a generalista fajok esetében pozitív hatást mutattak ki.

Minden alkalmas terményben (lucerna, árpa, őszi búza) a mezei pocok populációk érték el nagyobb sűrűséget a gyors kolonizációs képességüknek köszönhetően, az erdei egerek közül a közönséges erdei egér is stabil jelenlétet mutat minden termény esetében. Az új termények fontos részét képezik a mezőgazdaságnak, emiatt csak ideiglenes élőhelyként szolgálnak a kisemlősök számára (Janova *et al.* 2011). A hagyományos terménytípusok közül, a lucerna, az őszi búza és árpa fontos élőhelyeként szolgálnak a kisemlősök számára az átteleléshez és a szaporodáshoz (Zejda & Nesvadbova 2000, Heroldova *et al.* 2005, Aschwanden *et al.* 2007). Mindhárom terménytípus gyors növekedésének köszönhetően a kaszálás, illetve aratás után hamar kialakul a kisemlősök számára a megfelelő borítási magasság, ami elengedhetetlen a ragadozók elől való elrejtőzés szempontjából. A lucernaparcellákkal ellentétben, melyeken csak kaszálásokat végeznek, így egész évben marad minimális borítás a földterületeken, a gabonaparcellák csak tavasztól nyárig, az aratásig nyújtanak megfelelő búvó- és táplálkozóhelyet a kisemlősök számára.

A gabonaparcellák kisemlős közösségeinek összetételét jelentősen befolyásolja a mezei pocok 3-5 éves periódusidejű demográfiai fázisa (Tkadlec & Stenseth 2001, Lambin *et al.* 2006, Luque-Larena *et al.* 2013), mely során a növekedési illetve gradációs időszakban jelentős kártételre képes, így akár a teljes parcellában eudomináns fajként jelenhet meg. A széleskörű elterjedése és gyors kolonizációs képessége, valamint magas szaporodási rátája alapján a legjelentősebb gerinces mezőgazdasági kártevő (Jablonowski 1913, Jacob & Tkadlec 2010, Jacob *et al.* 2014). A területeken a nagy arányú előfordulása komoly károkat képes okozni a

lucerna, illetve gabonaparcellákban, melynek következtében a lucernaparcellák borítási magassága jelentősen csökken, valamint a gabonaparcellák is idő előtt kiszáradhatnak.

A PTE TTK Ökológiai Tanszéke már 2015 óta nyomon követi a Bóly Zrt. intenzív művelésű területeinek kisméltöss összetételét és gyakorisági viszonyait. Jelen kutatás a gabonaparcellákban előforduló kisméltöss közösségek összetételét, fajkompozícióját és fajgyakorisági viszonyait vizsgáltuk a 2023-as és 2024-es évben. A növekvő demográfiai fázisban lévő mezei pocok mellett a Magyarországon előforduló mind a négy erdeiégér fajt, nevezetesen a pirók erdeiégérét (*Apodemus agrarius*), a sárganyakú erdeiégérét (*Apodemus flavicollis*), a közönséges erdeiégérét (*Apodemus sylvaticus*) és a kislábú erdeiégérét (*Apodemus uralensis*) sikerült kimutatnunk a területen. Az erdeiégérek parcellákban való megjelenésében szerepet játszott, hogy a mezőgazdasági parcellák között különböző fás vegetációjú ökológiai zöldfolyósók maradtak fent. Ennek köszönhetően a gabonaparcellák aratását követően a kisméltössök ezekre a területekre húzódnak vissza és itt telelnek át, hogy következő évben, amikor a parcella gabonaborítása lehetővé teszi számukra, hogy újrakolonizálják ezen területeket.

2. Kérdések, célkitűzések

A dolgozat fő célkitűzése, hogy a gabonákban (árpa, őszi búza) formálódó kisméltöss együttesek kimutatott fajkészletét és faj-gyakorisági megoszlásokat éven belül és az évek között összehasonlítsam. A gabonákat ezért fontos vizsgálni, mert a parcellákban előforduló kisméltössök számára táplálékot biztosítanak és a gyors növekedés miatt az aratás után is hamar megfelelő méretű borítás alakul ki a területeken, amit búvóhelyként is tudnak használni.

A kutatás során feltett kérdések:

- A gabonaparcellák kisméltöss közösségiben van-e különbség az évek összehasonlításában?
- A növényzeti parcellák mennyiben befolyásolják a szerveződő kisméltöss közösségek összetételét és szerkezetét?

3. Anyag és módszer

3.1 Vizsgált területek, mintavételi lokalitás

A mintavételi területek Kislippó és Beremend települések mellett helyezkedtek el, a Bóly Zrt. területén. Csípőtelek tehenészeti telep térségében (É. sz. $45^{\circ}81'74.32''$ és K.h. $18^{\circ}46'58.87''$) 2023-ban a B9-es (a Bóly Zrt. vetéstervében alkalmazott kódolás) parcellában mértük fel az árpa kisemlős közösségét (**1. ábra**), míg 2024-ben a B10-es területkódú árpa parcellában dolgoztunk (**2. ábra**).



1. ábra: Az kijelölt mintavételi területek elhelyezkedése Csípőtelek térségében a B9-es árpaparcellában 2023-ban



2. ábra: Az elevenfőgő csapdázáshoz kijelölt kvadrátok elhelyezkedése Csípőtelek térségében a B10-es árpaparcellában 2024-ben

Az őszi búzában kialakuló kisemlős közösségeket Kislippó település mellett (É. sz. $45^{\circ}83'08.35''$ és K.h. $18^{\circ}53'99.46''$) 2023-ban a K12-es mezőgazdasági jelölésű (**3. ábra**), majd 2024-ben a K18-as területkódú parcellában vizsgálatuk (**4. ábra**).



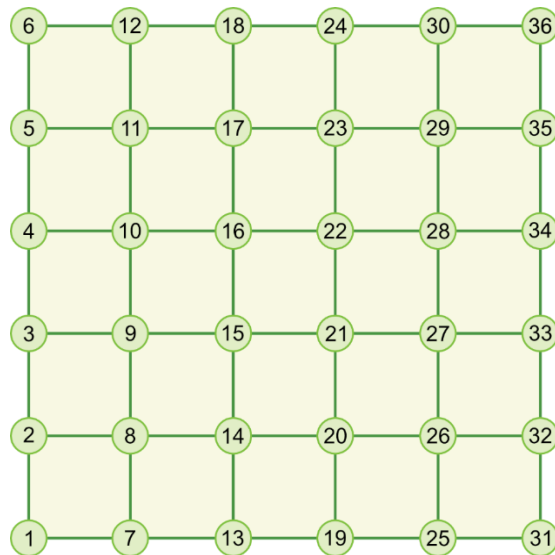
3. ábra: A Kislippó térségében vizsgált őszi búza (K12) 2023-ban



4. ábra: A Kislippó térségében vizsgált K18-as őszi búza parcella 2024-ben

3.2 Csapdázási protokoll

A kisemlősök mintavételezést elevenfogó dobozcsapdák alkalmazásával végeztük. A csapdákbba növényi magvak kerülnek csalétekként. Az őszi búza és árpa parcellákban 2-2 db 6×6-os csapdaháló szerint helyeztük ki a csapdákat, ahol a csapdák 10 m-es távolságban helyezkedtek el egymástól (**5. ábra**), így mindegyik kvadrátban 36 csapda működött. A csapdázást 5 éjszakás periódusokban végeztük, a csapdákat reggelente ellenőriztük. A vizsgálatokat 2023-ban és az aratás előtti időszakban 4 alkalommal (április, május és júniusban két periódusban) valósítottuk meg. Azonban 2024-ben a vizsgálatokat 3 alkalommal (április, május és június) végeztük el, de júniusban az árpát már learatták. A három hónapban végzett 5 éjszakás csapdázás és a használt csapdamennyiség alapján 1080 csapdaéjszaka adatait használtuk fel a dolgozatban.



5. ábra: Az elevenfogó csapdázásnál felhasznált 6×6-os mintavételi kvadrát csapdapontjai

A csapdázások során fogás-jelölés-visszafogás módszert (capture-mark-recapture=CMR) alkalmaztunk. A CMR segítségével a kvantitatív adatok és a jelenléthiány adatok is feldolgozhatók. Miután egy állatot befogtunk, rögzítettük a csapdaszámot, az állat nemét, korát, tömegét, egyéni kódját, ivarzó állapotát és nőtények esetén a graviditást és/vagy laktálást is. Az állatok egyedi jelöléséhez az ujjpercek tetoválását alkalmaztuk. Ez a módszer egyedi jelölést biztosít és az állat a fogástörténete során mindig azonosítható, valamint a csonkítással szemben természet- és állatvédelmi, valamint etikai szempontból is elfogadott. Ezeket az adatokat terepi naplóba jegyeztük fel, melynek mezői mindig azonosak és kompatibilis a MS Acces-ben fejlesztett adatbázissal, melyben a kisemlősök fogási adatait tároljuk.

3.3 Adatfeldolgozás, statisztikai módszerek

Az adatfeldolgozás első lépésében a faunisztikai értékeléshez mindkét évben a két gabona parcella bontásában táblázatba foglaltuk a detektált kisemlős fajok jelenlét/hiány adatait és az adott kisemlős együttes fajgazdagság (S) értékét. A további statisztikai értékelésekhez a CMR módszerből származó egyedszám adatokat használtuk fel, de az egyenlőtlen mintavételi ráfordítás miatt az egyedszámok $\log(x+1)$ transzformációval standardizált értékeivel számoltunk. A következő lépésben a faj-gyakorisági viszonyok értékeléséhez elsőként a Hill számok (qD) (fajgazdagság: $q = 0$; Shannon diverzitás: $q = 1$; Simpson diverzitás: $q = 2$) alapján ritkasági görbék generálásával becsültük a kisemlős együttesek fajgazdagságát és a két diverzitás index értékét (Chao *et al.* 2014, Hsieh *et al.* 2016). A ritkasági görbék előállításához

az iNEXT csomagot (version 2.0.12) (Hsieh *et al.* 2016) használtuk. A kisemlős együtteseken belüli faj-gyakorisági megoszlások vizsgálatában a következő lépésben rang-abundancia görbék összehasonlítását végeztük el. A rang-abundancia görbéket logaritmikus skálát alkalmazva a 'goeveg' csomag (Goral & Schellenberg 2018) használatával állítottuk elő, majd a görbék páronkénti összehasonlításában a görbék közötti különbségeket a 'codyn' csomag alkalmazásával (v. 2.0.5, Hallett *et al.* 2020) a RAC-difference() függvénnyel értékeltük. A RAC-difference() függvény által számított paraméterek (Avolio *et al.* 2019), mind a fajgazdagság különbség (S.D.), az egyenletesség különbség (E.D.) és a rangkülönbség (R.D.) részletes leírása Szabó és Poór (2025) OTDK dolgozatában található.

Az adatértékelés negyedik lépésében a kisemlős közösségek évek és gabonaparcellák szerinti (négy csoport) rendeződését Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló egyutas permutációs varianciaanalízissel (PERMANOVA) vizsgáltuk. A számításokhoz a 'vegan' csomagban (v. 2.6.2, Oksanen *et al.* 2022) az „adonis2” függvényt alkalmaztuk, amely alapján a statisztikai teszteléshez 9999 permutációt futtattunk le. Szignifikáns PERMANOVA teszt esetén, a csoportok közötti különbséget páronkénti post hoc tesztel, az FDR *P*-értékek (Benjamini & Hochberg 1995) megadásával ellenőriztük. A PERMANOVA elemzések eredményeit Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló főkoordináta-analízissel (PCoA) szórásdiagramon jelenítettük meg grafikusan. A vegan csomag "betadisper" és "permutest" függvényeivel néztük meg, hogy a csoportok között a pontok szóródása mutatott-e szignifikáns különbséget, ezen függvények *F* próbastatisztika értéke igazolja az adott csoportok elkülönülését.

A következő lépésben a gabonaparcellák faj-összetétel és a fajok kvantitatív adatai alapján a parcellákban kimutatott kisemlős együttesek rendeződését, gplots() függvény alkalmazásával (Warnes *et al.* 2016) klaszteres hő térkép alapján vizsgáltuk. Ez a módszer a fajok és a területek rendeződését egy ábrán, együttesen vizualizálja, amely lehetővé teszi, hogy a két rendezőelv jelentőségét egyszerre értékeljük.

Végül az adatelemzés utolsó lépésében mind az egyedszám, mind a relatív abundancia időbeli változásának vizsgálatában elsőként grafikusan ábrázoltuk a mezei pocok és a pírók erdeiegér egyedszámának és relatív gyakoriságának időbeli változását. Továbbá mindkét monokultúra esetén egyrészt a felmért parcellában (2023: árpa (B9), őszi búza (K12); 2024: árpa (B10), őszi búza (K18)) kapott egyedszám, és relatív gyakorisági adatok közötti Spearman rangkorreláció számításával vizsgáltuk a két nagyobb gyakoriságú kiemelt faj tömegességi mutatóinak pozitív vagy negatív monotonikus kapcsolatát (Zar 2010), ami megmutatja, hogy az abundancia változása szinkron vagy aszinkron volt. A tömegességi paraméterek

rangkorrelációs értékelését az adott faj esetén a két vizsgált monokultúra összehasonlításában is elvégeztük.

4. Eredmények

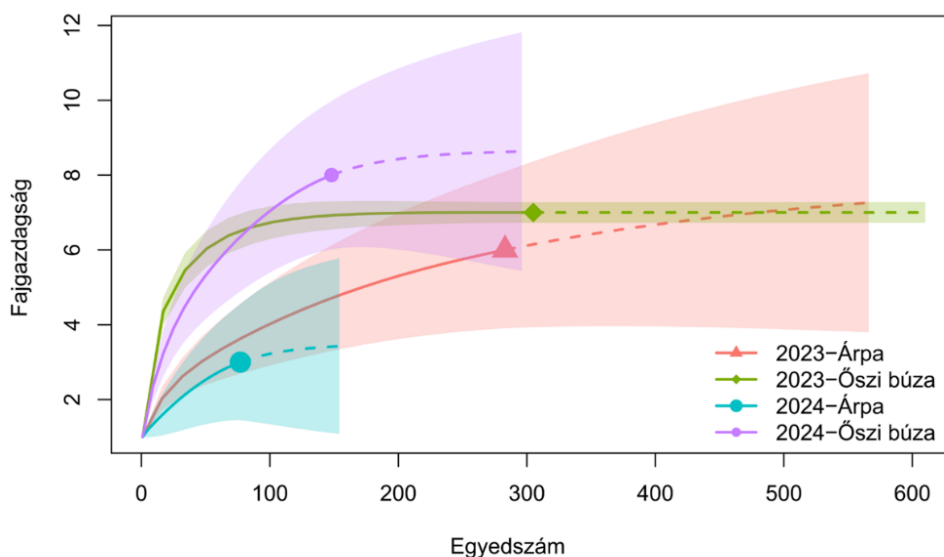
A vizsgált időszak alatt 4 Apodemus fajt mutattunk ki, vagyis a Magyarországon élő összes Apodemus faj előfordult a vizsgált mezőgazdasági tájban. A kislábú erdeieger csak az őszbúzában jelent meg, árpában egyáltalán nem. A szárazságtűrő Crocidura fajok, vagyis a mezei és a keleti cickány és a mezei pocok azok mindkét gabonában és mindkét évben mindenhol előfordulnak. A gűzüegér csak az utolsó évben az őszi búzában jelent meg. Ez volt az a vizsgálati időszak, amikor a teljes fajkészlet megjelent. Az árpa 2024-ben gyorsan száradt és nagy volt a pocokterhelés, ennek hatására a 2024-es fajkészlet fele a 2023-ban kimutatott összes fajszámnak (**1. táblázat**).

1. táblázat: Az adott gabonátáblában és évben kimutatott kisemlős együttesek jelenlét/hiány adatai

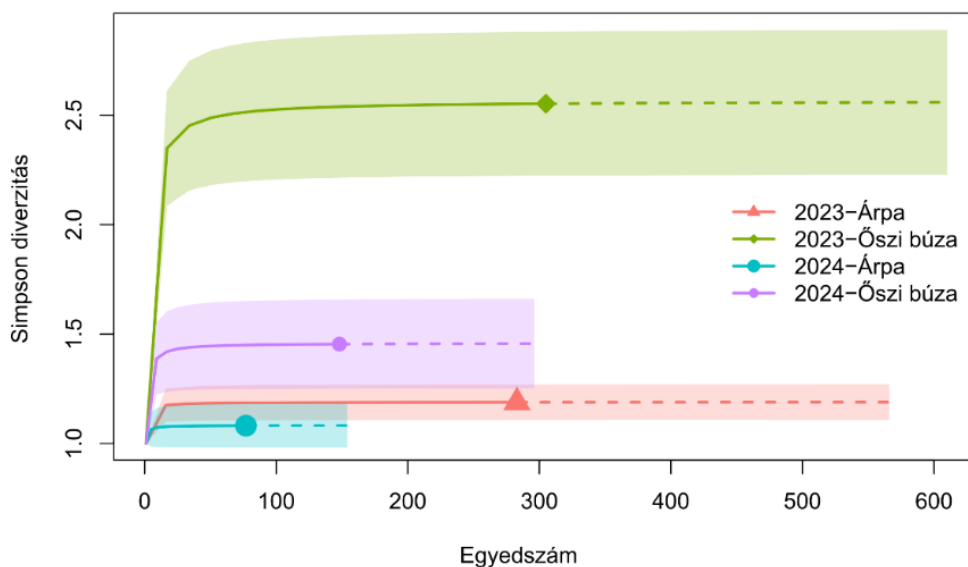
Faj/gabona	2023 árpa	2023 őszi búza	2024 árpa	2024 őszi búza
<i>Apodemus agrarius</i> (Aag) pirók erdeieger	+	+	-	+
<i>Apodemus flavicollis</i> (Afl) sárganyakú erdeieger	+	+	-	+
<i>Apodemus sylvaticus</i> (Asy) közönséges erdeieger	+	+	-	+
<i>Apodemus uralensis</i> (Aur) kislábú erdeieger	-	+	-	+
<i>Crocidura leucodon</i> (Cle) mezei cickány	+	+	+	+
<i>Crocidura suaveolens</i> (Csu) keleti cickány	+	+	+	+
<i>Microtus arvalis</i> (Mar) mezei pocok	+	+	+	+
<i>Mus spicilegus</i> (Msp) gűzüeger	-	-	-	+
Fajszám (S)	6	7	3	8

A fajgazdagságot ritkasági görbék generálásával becsültük meg. Bár a hibasávok átfednek, látszik, hogy 2024-es őszi búza adta a legnagyobb fajgazdagság becslést és telítődési görbét mutat. Azonban a 2023-as őszi búza esetén még kifejezettebb a telítődési görbe, már az intrapolációs szakaszban telítődik, vagyis itt volt a legeredményesebb a fajkészlet kimutatása. A regisztrált egyedszám elegendő volt a fajkészlet kimutatásához. A 2023-as őszi búza ritkasági

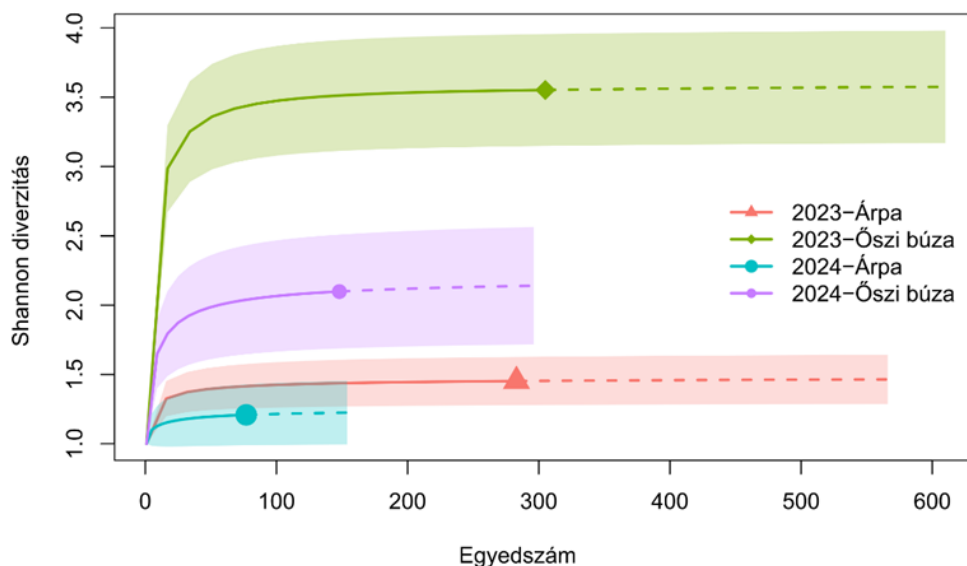
görbéjéhez tartozó konfidencia sáv a legszűkebb, ez mutatja a becslés jobb megbízhatóságát. A 2024-es évben mind az árpa, mind az őszi búza területek esetén alacsonyabb egyedszámot mutattunk ki. A kevesebb adat miatt a görbék csak az extrapolációs szakaszban mutatnak telítődést, a konfidencia sávok kiszélesednek, a ritkasági görbék becslése nem mutat egyértelmű fajgazdagságbeli különbséget a területek között (6. ábra).



6. ábra: A két vizsgálati év árpa és őszi búza parcella fajgazdagságának vizsgálata az egyedszám függvényében



7. ábra: A területek vizsgálati évek során kimutatott Simpson-diverzitási értékeinek ábrázolása az egyedszám függvényében

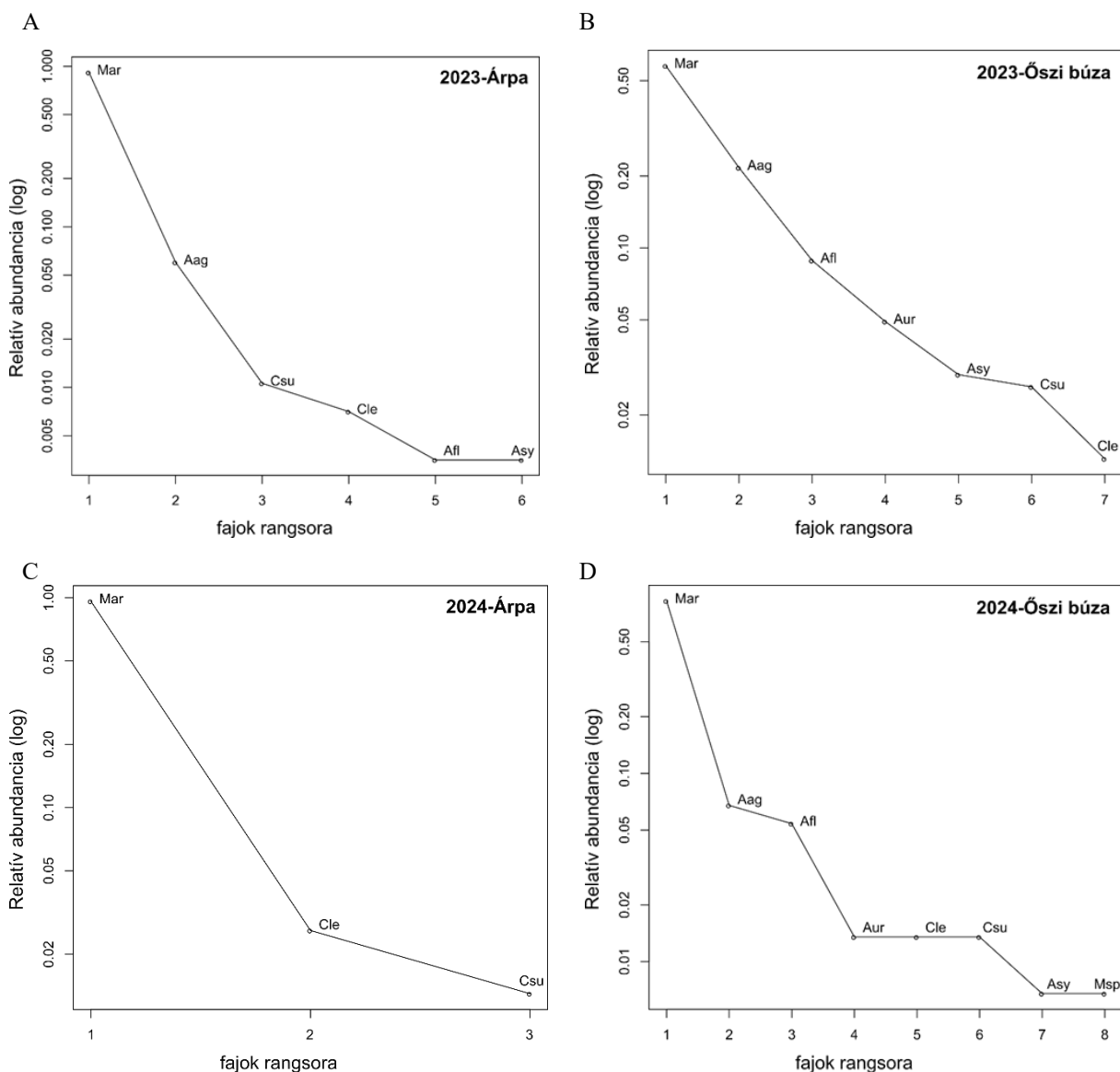


8. ábra: A területek vizsgálati évek során kimutatott Shannon-diverzitási értékeinek ábrázolása az egyedszám függvényében

A diverzitási index értékeit vizsgálva a gyakori kisemlős fajokra érzékeny Simpson-diverzitás alapján a 2023-as őszi búza diverzitása a legnagyobb. A másik három minta diverzitása jelentősen alacsonyabb ehhez a területhez képest (7. ábra). A Shannon-diverzitás ábráján már jobban elkülönülnek a területek diverzitási profiljai. A 2024-es őszi búza már elkülönül a 2 árpa adatsortól, mivel a Shannon diverzitás érzékenyebb a ritka fajokra (8. ábra).

A rang-abundancia görbék elemzése során elsőként a 2023-as évben elkülönített minták adataiból megállapítható, hogy az árpa parcellában előforduló kisemlősök közül a mezei pocok rendelkezik a legnagyobb relatív tömegességgel. A faj-rangsor második eleme a generalista pirók erdeiegér, míg ezen kisemlőfaj után a két szárazságtűrő *Crocidura* faj, valamint a sárganyakú és a közönséges erdeiegér jelent meg a rangsorban (9/A. ábra). A 2023-as őszi búza relatív abundancia adatai nagyobb egyenletességet mutatnak, a gyakorisági értékek egyenletesen csökkennek és a görbe lefutása az egyeneshez közelít. A legnagyobb tömegességgel előforduló kisemlős ezen a területen is a mezei pocok. A rangsor további négy eleme a négy kimutatott erdeiegér faj volt (9/B. ábra). A 2024-es árpa parcellában csak három kisemlős fajt tudtunk kimutatni. A mezei pocok nagyarányú előfordulása miatt a területen csak a két cickány, a szárazságtűrő mezei és a keleti cickány került kimutatásra. Azonban a relatív abundancia értékeik jelentősen alacsonyabbak, mint a mezei pocok relatív abundancia értéke (9/C. ábra). A 2024-es őszi búza esetén többlépcsős esése van a rang-abundancia görbének, a mezei pocok után sokkal alacsonyabb az abundancia értéke a pirók erdeiegérnek és a sárganyakú erdeiegérnek. Ezután még egy nagy csökkenést tapasztaltunk az abundancia értékben, itt a kislábú erdeiegér és a cickányfajok (mezei cickány, keleti cickány) következnek. Végül pedig

a közönséges erdeiegér és kizárólag ezen a területen kimutatott gűzüegér rendelkezett a legalacsonyabb abundancia értékkel (9/D. ábra).



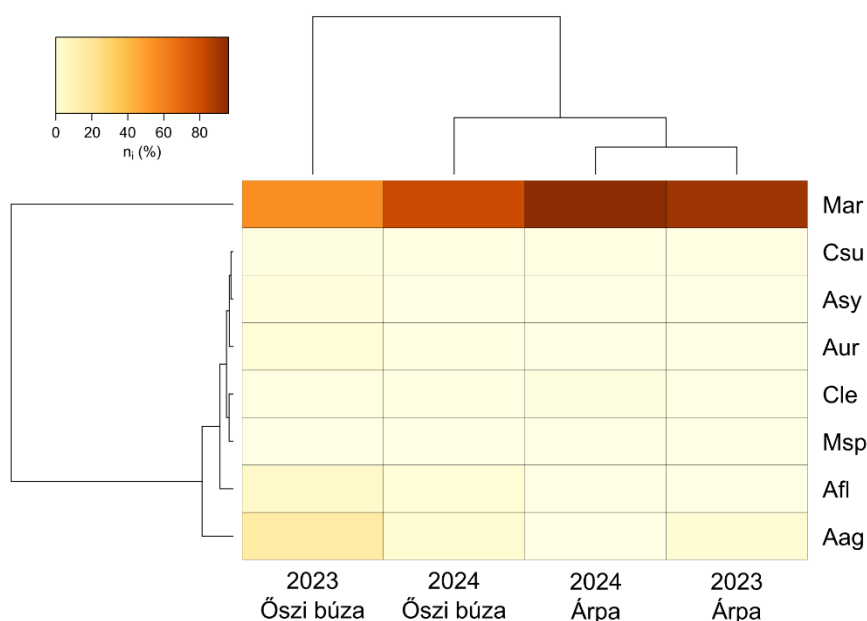
9. ábra: A területeken kimutatott fajok rangsora a kisemlősök relatív abundancia adatai alapján (A: 2023 árpa, B: 2023 őszi búza, C: 2024 árpa, D: 2024 őszi búza)

Az évek és területek összehasonlításában a rang-görbék közötti különbséget a Codyn csomag segítségével számszerűsítettük RAC-difference() függvénnyel. Először 2023-as és 2024-es év területei kerültek összehasonlításra (árpa vs őszi búza). 2023-ban a fajgazdagság különbség alacsony értékű volt, míg 2024-ben az árpa esetén csak 3 faj volt kimutatható, így a nagyobb fajgazdagság különbséget kaptunk eredményül. Az egyenletesség különbség értéke mindkét esetben alacsony volt. A rang differencia értéke a 2023 adatok összehasonlításában megközelített az 50%-ot, míg 2024-ben a két gabona összehasonlításában a rangkülönbség

elérte az 50%-ot. A két vizsgálati év között az árpák összehasonlítása esetén a fajgazdagság és egyenletesség különbség is negatív, mivel a 2024-es évben kicsi volt a diverzitás. Továbbá a rang differencia értéke is kisebb. Az őszi búzák évek közötti összehasonlítása esetén a fajgazdagság különbség értéke pozitív, mert a 2024-es évben volt több faj, de az egyenletesség különbség negatív, mert a 2023-as évet jellemezte nagyobb egyenletesség. A rang differencia ebben az esetben a legkisebb (**2. táblázat**).

2. táblázat: A RAC-difference() függvény alapján kiszámított közösségi paraméterek különbségei

Parcellák	Fajgazdagság különbség	Egyenletesség különbség	Rang differencia
2023 árpa vs 2023 őszi búza	0,143	0,221	0,245
2024 árpa vs 2024 őszi búza	0,625	0,128	0,250
2023 árpa vs 2024 árpa	-0,500	-0,020	0,194
2023 őszi búza vs 2024 őszi búza	0,125	-0,109	0,109

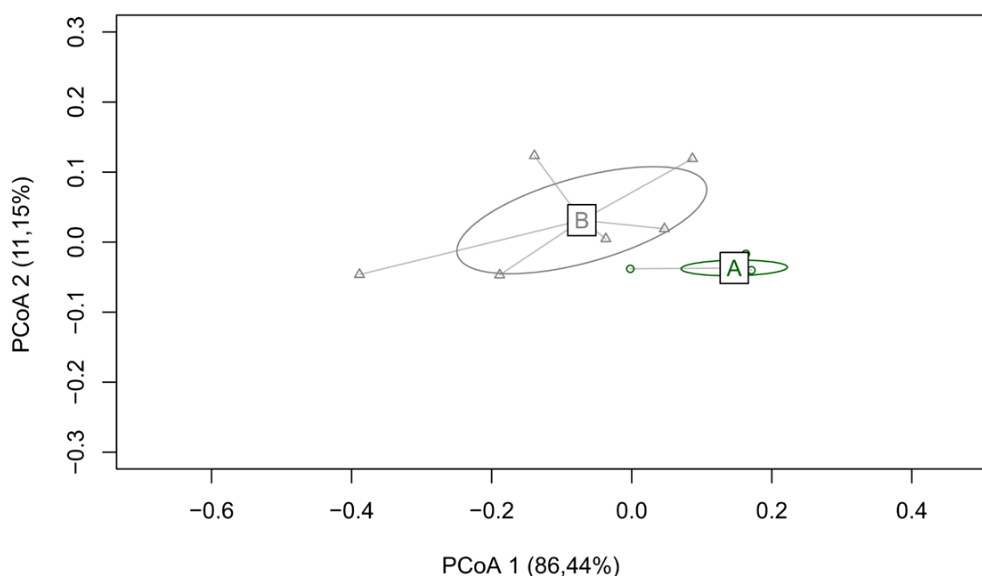


10. ábra: A vizsgálati területek és az ott előforduló kisemlős közösségek klaszteres hő térképe

A klaszteres hő térkép szemlélteti, hogy a mezei pocoknak nagy jelentősége van a szerveződő kisemlős közösségen belül, ami főként az árpa parcellák tekintetében kifejezett. A fajokat tartalmazó klaszterben, a legkorábban és a legnagyobb távolsággal válik el a többi kisemlős fajtól. A mezei pocok mellett a pirók, illetve a sárganyakú erdei egér rendelkezik még nagyobb előfordulási értékkel, a többi kisemlős csak színező fajként van jelen a közösségekben. A különböző területeket tartalmazó klaszterből megállapítható, hogy a 2023-as őszi búza a legdiverzebb élőhely, mivel ez a mintacsoport különül el legjobban a dendrogramon a többi

kisemlőstől. Míg az árpa parcellák esetén mindkét területen a mezei pocok volt a legjelentősebb közösségalkotó kisemlős, a két vizsgálati év során az árpában kimutatott kisemlős együttesek között volt a legnagyobb hasonlóság (**10. ábra**).

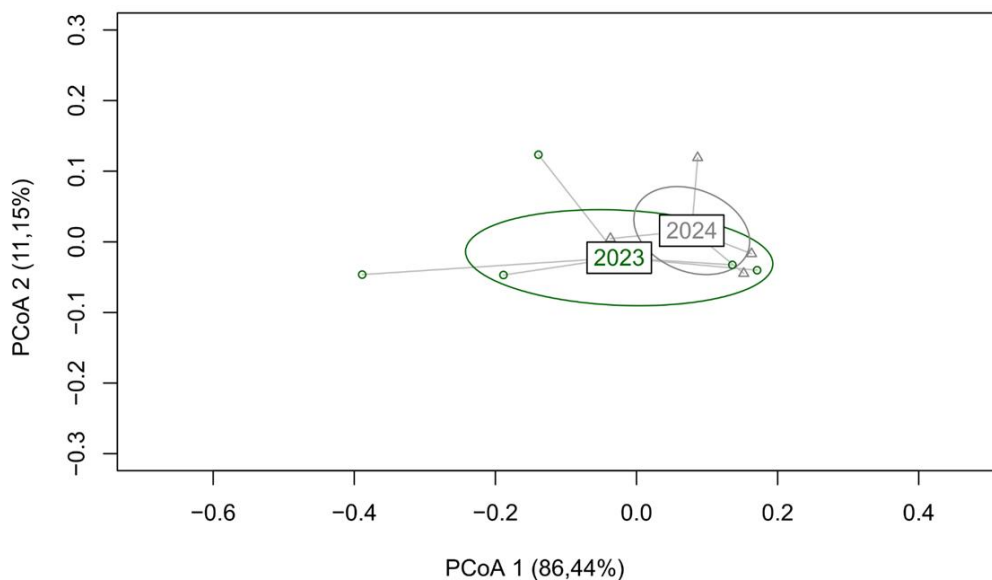
Az adatelemzés következő lépésében a PERMANOVA analízis során azt vizsgáltuk, hogy statisztikailag el lehet-e különíteni a gyakorisági viszonyok alapján a közösségeket. Először a gabona parcellák hatását vizsgáltuk, amely szignifikánsnak bizonyult, a parcellák különbsége, mint magyarázó változó az összvariancia 41,5%-át magyarázta ($R^2 = 0,415$; $F = 6,38$, $P = 0,018$). A PERMANOVA Post hoc teszt szignifikáns FDR értéke ($P = 0,018$) is alátámasztotta az eltérő parcellák közösségsszervező jelentőségét. A PERMANOVA eredményét PCoA analízis szórásdiagramjával vizualizáltuk. A PCoA analízis ábráján az árpa (A) és őszi búza (B) parcella a szórásdiagramon elkülönült, amit az ordinációs eljárás permutációs tesztje is megerősített ($F = 4,466$; $P = 0,042$). Ezzel szemben az ANOVA mintapáronként Tukey post-hoc teszt eredménye nem szignifikáns ($P = 0,064$). A PCoA1 tengely az összvarianciát 86,44%-át, míg a PCoA2 tengely 11,15%-át magyarázza, vagyis a két tengely több, mint 90%-ot magyaráz a területek egymástól való elkülönülése során (**11. ábra**).



11. ábra: Főkoordináta analízis szórásdiagramja az árpa (A) és őszi búza (B) parcellák kisemlős közösségei alapján

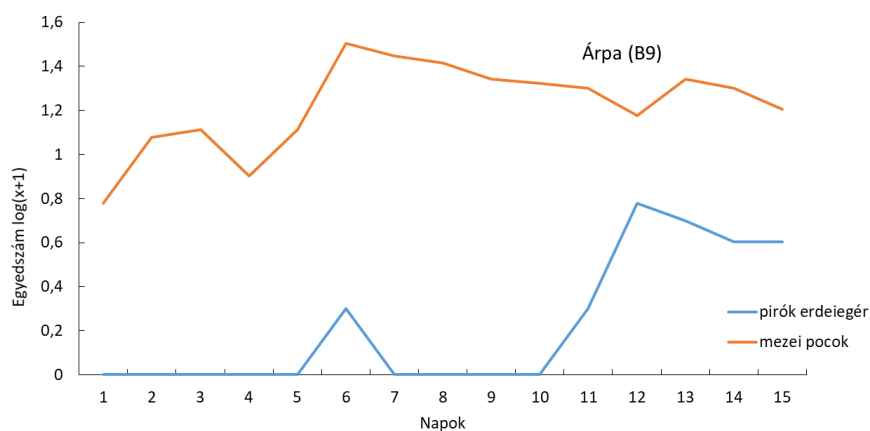
Ezután az évek közötti különbséget vizsgáltuk. Nagyon alacsony determinációs együttható értéket ($R^2 = 0,179$; $F = 1,956$; $P = 0,176$) kaptunk. Az FDR P érték 0,176, vagyis a PERMANOVA analízis eredménye az `adonis()` függvény alapján nem mutatott különbséget a

két év között, tehát évek között különbség nem volt jelentős faktor a kisemlős közösségek rendeződésében (**12. ábra**).



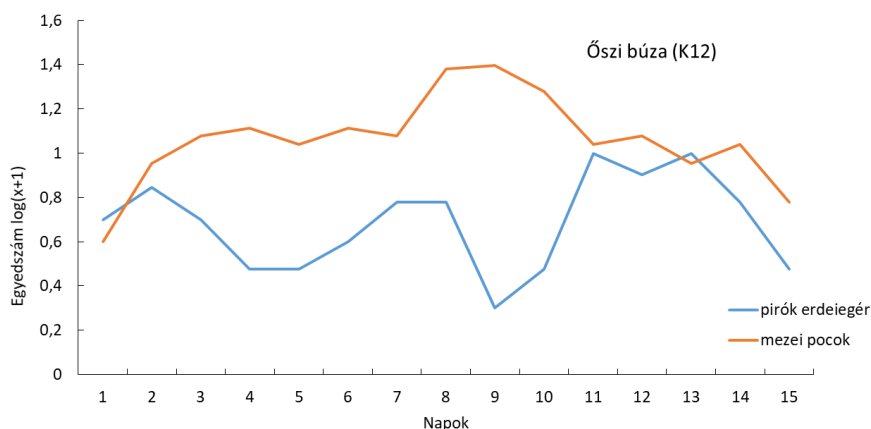
12. ábra: Főkoordináta analízis szórásdiagramja a vizsgálati évek kisemlős közösségei alapján

Az adatelemzés utolsó vizsgálata során a fajok egyedszámának időbeli változását vizsgáltuk a különböző parcellák éven belüli és évek közötti összehasonlításában. Elsőként a 2023-as árpa parcella pirók erdeiegér és mezei pocok szinkron vagy aszinkron egyedszám változását vizsgáltuk, mely során a kimutatott egyedszámok közötti rangkorreláció nem volt szignifikáns ($r_s = 0,198$; $t = 0,730$; $P = 0,478$), azaz nem támasztott alá monoton pozitív kapcsolatot, vagyis szinkron időbeli dinamikát (**13. ábra**).



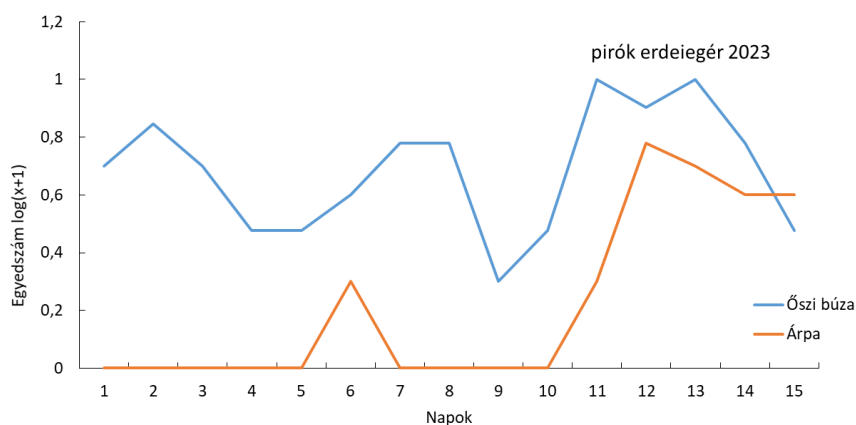
13. ábra: A vizsgált két kisemlős faj napi tömegességének változása az árpa parcellában a 2023-as mintavételi évben

Az őszi búza parcellában 2023-ban a két kisméltó egyedszám változása eltérő tendenciájú változást mutat, amely nem szignifikáns negatív rangkorrelációt eredményezett ($r_s = -0,367$; $t = -1,425$; $P = 0,178$), azonban a negatív monoton kapcsolatot és az aszinkron időbeli változást a statisztikai értékelés nem bizonyította (**14. ábra**).



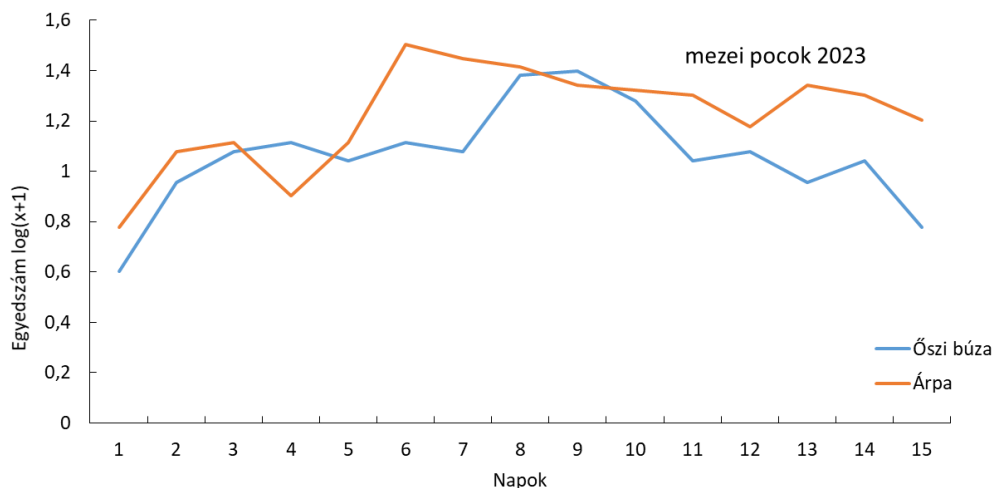
14. ábra: A vizsgált két kisméltó faj napi tömegességének változása az őszi búza parcellában a 2023-as mintavételi évben

A 2023-as évben vizsgáltuk területekre (őszi búza vs árpa) vonatkoztatva a pirók erdeiegér és a mezei pocok egyedszám változásának kapcsolatát is. A pirók erdeiegér rang korrelációja során az egyedszám szinkron változást mutat ($r_s = 0,469$; $t = 1,915$; $P = 0,078$), azonban a rangkorreláció nem szignifikáns, eredményünk nem bizonyítja a pozitív szignifikáns kapcsolatot (**15. ábra**).



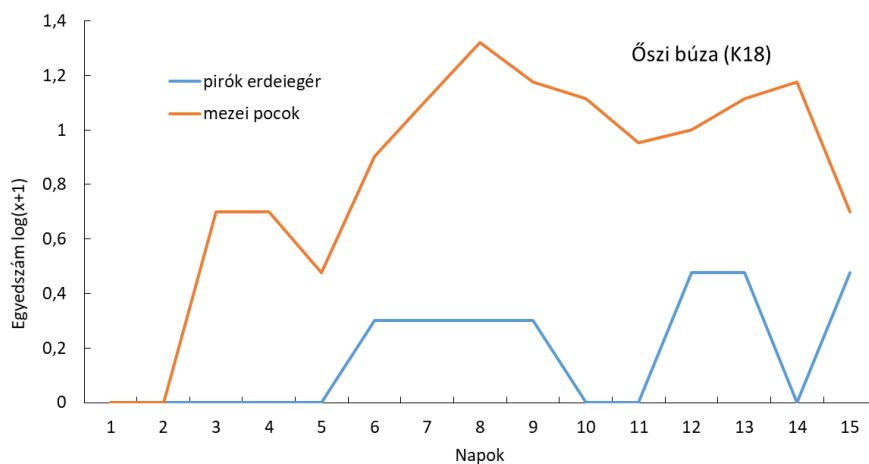
15. ábra: A pirók erdeiegér napi tömegességének változása az őszi búza (K12) és árpa (B9) parcellában a 2023-as mintavételi évben

A mezei pocok egyedszáma az árpához hasonlóan az őszi búza parcellában is folyamatos növekedést mutatott. A rangkorreláció során azonban nem kaptunk szignifikáns pozitív eredményt ($r_s = 0,489$; $t = 2,020$; $P = 0,065$), tehát nem mutattunk ki szinkron változásbeli kapcsolatot (**16. ábra**).



16. ábra: A mezei pocok napi tömegességének változása az őszi búza (K12) és árpa (B9) parcellában a 2023-as mintavételi évben

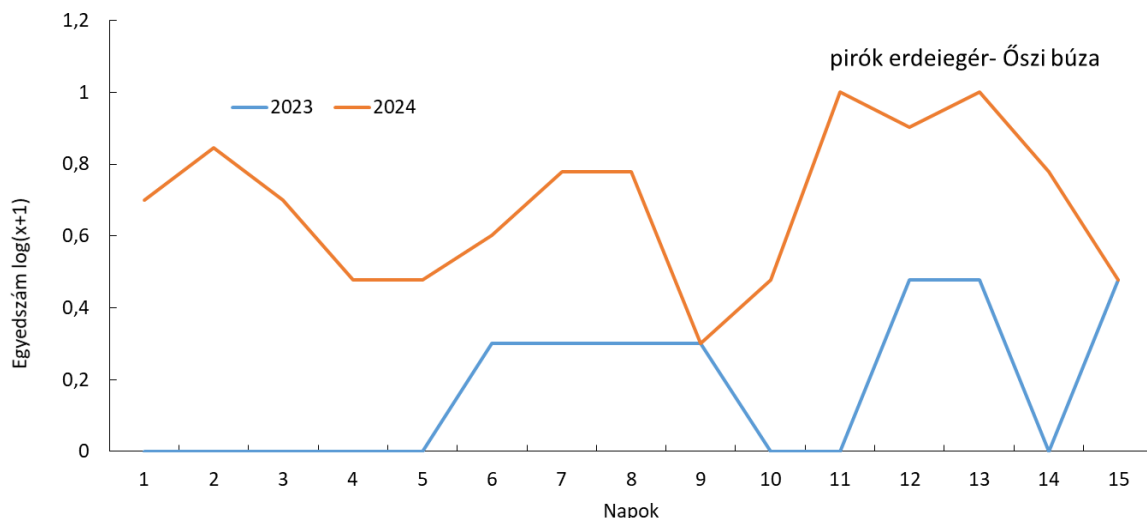
A 2024-es évben az árpa parcellában nem tudtunk kimutatni pirók erdeiegeret, ezért a vizsgálatunk során csak az őszi búzában előforduló pirók erdeieger és mezei pocok egyedszám változásainak kapcsolatait vizsgáltuk. Az egyedszám tekintetében a két faj napi adatainak időbeli változása eltérő mintázatot adott. A rangkorreláció számítás pozitív értéket adott, amely azonban nem támasztotta alá szignifikánsan a pozitív monoton kapcsolatot ($r_s = 0,383$; $t = 1,494$; $P = 0,159$) (17. ábra).



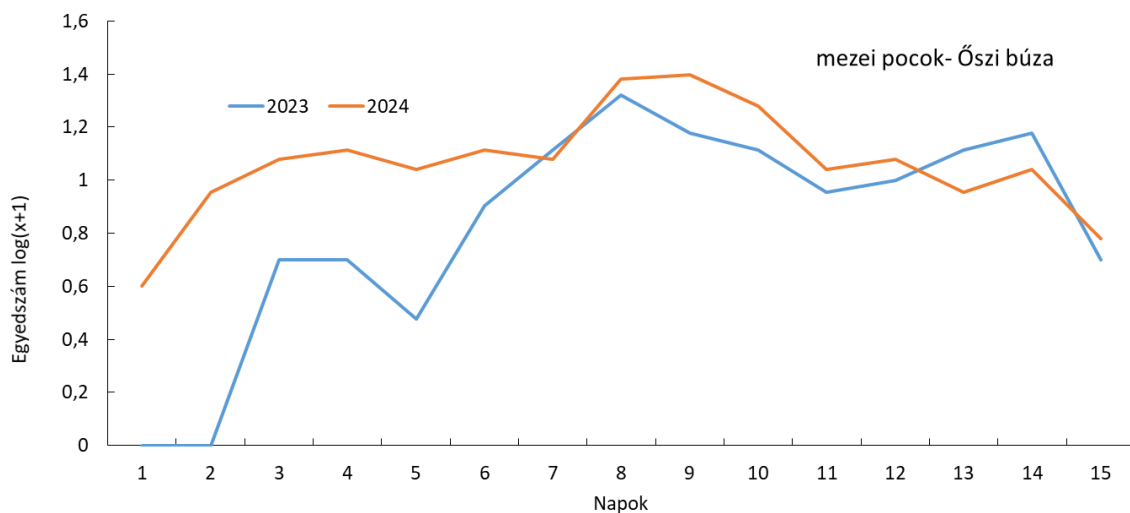
17. ábra: A vizsgált két kisméretű faj napi tömegességének változása az őszi búza parcellában a 2024-es mintavételi évben

Az őszi búza parcellák egyedszám változásait összehasonlítottuk a két mintavételi év során. A pirók erdeieger esetében nem kaptunk szignifikáns pozitív monotonikus kapcsolatot ($r_s = 0,146$; $t = 0,531$; $P = 0,605$) (18. ábra), míg a mezei pocok egyedszám változását vizsgálva a rangkorreláció eredménye alapján szignifikáns pozitív monoton változást kaptunk ($r_s = 0,585$; $t =$

2,598; $P = 0,022$). Tehát a mezei pocok egyedszáma szinkron változik mind a 2023-as mind a 2024-es őszi búza parcellában (19. ábra).



18. ábra: A pirók erdeiegeér napi egyedszámának változása az őszi búza parcellákban a két vizsgálati év során



19. ábra: A mezei pocok napi egyedszámának változása az őszi búza parcellákban a két vizsgálati év során

5. Diszkusszió

Az agro-ökoszisztémákhoz kötődő kisemlősfajok szerves részét képezik a mezőgazdasági területekhez kötődő életközösségeknek, (Fitzgibbon 1997, Ouin *et al.* 2000), mivel az összetett táplálékhálózatokban kiemelt szerepük van (Salamolard *et al.* 2000, Michel *et al.* 2006, Baraibar *et al.* 2009, Gomez *et al.* 2015), populációdinamikájuk változásával befolyásolják a magasabb táplálkozási szinteket (Giraudeau *et al.* 1997, Moore *et al.* 2003).

Néhány élőlénycsoport a mezőgazdaság számára egyaránt hasznos és káros ökoszisztéma szolgáltatásokat képes nyújtani, mint például a rágcsálók biológiai védelmet nyújthatnak a gyommagfogyasztás révén, de kártevőként is működhetnek, és károsíthatják a haszonnövényeket (Fischer *et al.* 2017, Flick & Danielson 2017). A mezőgazdasági tevékenységek során az élőhelyek minősége megváltozik, a talaj és a vízkészlet degradációja fokozódik (Pimm & Raven 2000), ezáltal a területek hamarabb száradásnak indulhatnak. A szántóföldeken végzett betakarítás, kaszálás vagy szántás az egyes fajok számára ideiglenesen megváltoztatja az élőhelyek alkalmasságát (Bonnet *et al.* 2013), valamint az agrártáj felépítése nagymértékben megváltozik (Fahrig *et al.* 2011).

Kutatásunkban a hagyományosnak tekinthető mezőgazdasági termények közül a gabonaparcellák kisemlős közösségeit vizsgálva azt az eredményt kaptuk, hogy a gabonákban is nagy mennyiségben fordulnak elő kisemlősök. Ez megfelel annak a korábbi megállapításnak, hogy az intenzív művelésű területeken az őszi búza és árpa parcellák fontos élőhelynek számítanak a kisemlősök számára (Zejda & Nesvadbova 2000, Heroldova *et al.* 2005, Aschwanden *et al.* 2007). A nagyobb egyedsűrűség azokban a parcellákban mutatható ki, ahol az élőhely stabil táplálékforrást biztosít, ugyanakkor az eredmények alátámasztják, hogy a közösségek összetételét a termény típusa befolyásolja (Janova & Heroldova 2016). Mindkét területen számos kisemlősfaj fordult elő, ami annak köszönhető, hogy vannak tágtúrású rágcsálófajok, melyek alkalmazkodni tudnak az intenzív mezőgazdaság által biztosított körülményekhez is. (New 1997, Vickery *et al.* 2002, Hoffmann *et al.* 2003, Jeanneret *et al.* 2003, Marshall *et al.* 2006, Dormann *et al.* 2007).

A mezei pocok mind az árpa, mind az őszi búza parcella esetén domináns faj, a legnagyobb tömegességgel rendelkezik. Ezt is alátámasztja, hogy jól alkalmazkodik a környezeti változásokhoz, populációi nagy növekedésre képesek (Jablonowski 1913, Leirs 2003, Singleton *et al.* 2010). A gyors kolonizációs képessége jelentős mezőgazdasági kártevővé teszi (Jacob *et al.* 2014), valamint a gabonák a mezőgazdasági területeken előforduló további kártevő fajok forrás élőhelyei (Tew & Macdonald 1993, Jacob 2003, Jug *et al.* 2008). Ehhez hozzájárul, hogy a gabonák gyors növekedésével a területek borítása hamar eléri a kisemlősök számára ideális magasságot. Az őszi búzában tapasztalt magasabb diverzitási értékek egybevágnak azzal a feltételezéssel, hogy tavasszal ezen élőhelyen nem csak a mezei pocok, hanem az erdei egerek is nagy arányban fordulnak elő (Heroldová *et al.* 2007). A közelben elhelyezkedő szegélyterületek a kisemlősök számára viszonylag zavartalan menedéket nyújtanak, a mérsékelt éghajlatú európai mezőgazdasági területeken, ahol a növényzet

növekedését nem korlátozza jelentősen a csapadék mennyisége (Bonnet *et al.* 2013 Jacob & Hempel 2003, Pastor *et al.* 2016).

A rang-abundancia görbékről leolvasható, hogy rágcsálófajok közül a mezei pocok mellett a pírók és a sárganyakú erdeieger jelent meg legnagyobb tömegességgel mind a búza, mind pedig az árpa parcellákban. Ez ellent mond Gentili és mtsai 2014-es munkájának, miszerint e két faj az antropogén zavarásnak kitett, művelt parcellákkal szemben a fás vegetációjú természetközeli élőhelyeket preferálja. Ennek feltételezhetően az az oka, hogy bár a szomszédos erdősáv magterületként szolgál e fajok számára, de a gabonátáblák kiváló táplálkozó területet jelentenek számukra.

Emellett az árpa táblában 2024-ben azt tapasztaltuk, hogy a mezei pocok mellett két szárazságtűrő cickányfaj, a mezei és a keleti cickány került kimutatásra. Az árpa gyors száradása szintén lehetővé tette, hogy ezeken a területeken a szárazságot jól tűrő kisemlős fajok maradjanak fent (Hurst *et al.* 2014).

Köszönetnyilvánítás

Köszönetet szeretnék mondani Dr. Horváth Győző és Takács-Soós Anna témavezetőimnek, hogy becsatlakozhattam a kutatási munkába. Emellett köszönöm a Fiatal Ökológusok Természetvédelmi Egyesület tagjainak, hogy segítséget nyújtottak a terepi munkában, továbbá a Bóly Zrt.-nek (Bonafarm Csoport), hogy helyet és lehetőséget biztosítottak a kutatáshoz.

Irodalomjegyzék

- Aschwenden, J., Holzgang, O. & Jenni, L. 2007: Importance of ecological compensation areas for small mammals in intensively farmed areas. *Wildlife Biology* 13: 150–158.
- Avolio, M.L., Carroll, I.T., Collins, S.L., Houseman, G.R., Hallett, L.M., Isbell, F., Koerner, S.E., Komatsu, K.J., Smith, M.D. & Wilcox, K.R. 2019: A comprehensive approach to analyzing community dynamics using rang abundance curves. *Ecosphere*, 10(10): pp. e02881.
- Baraibar B, Westerman PR, Carrión E, Recasens J 2009: Effects of tillage and irrigation in cereal fields on weed seed removal by seed predators. *Journal of Applied Ecology* 46:380–387.

- Benjamini, Y., & Hochberg, Y. 1995: Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B Statistical Methodology* 57(1): 289–300.
- Bonnet, T., Crespin, L., Pinot, A., Bruneteau, L., Bretagnolle, V. & Gauffre, B. 2013: How the common vole copes with modern farming: insights from a capture-mark-recapture experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 177: 21–27.
- Brügger, A., Nentwig, W. & Airoldi, J.P. 2010: The burrow system of the common vole (*M. arvalis*, Rodentia) in Switzerland. *Mammalia* 74: 311–315.
- Butet, A., Paillat, G. & Delettre, Y. 2006: Factors driving small rodent assemblages from field boundaries in agricultural landscapes of western France. *Landscape Ecology* 21: 449–461.
- Chao, A., Chiu, C. H., & Jost, L. 2014: Unifying species diversity, phylogenetic diversity, functional diversity, and related similarity and differentiation measures through Hill numbers. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45(1): 297–324.
- Coda, J., Gomez, D., Steinmann, A. R. & Priotto, J. 2015: Small mammals in farmlands of Argentina: responses to organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 211: 17–23.
- de la Peña, N. M., Butet, A., Delettre, Y., Paillat, G., Morant, P., Le Du, L., & Burel, F. 2003: Response of the small mammal community to changes in western French agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 18: 265–278.
- Dormann, C.F., Schweiger, O., Augenstein, I., Bailey, D., Billeter, R., De Blust, G., DeFilippi, R., Frenzel, M., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Liira, J., Maelfait, J.P., Schmidt, T., Speelmans, M., Van Wingerden, W.K.R.E. & Zobel, M. 2007: Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities. *Global Ecology Biogeography* 16: 774–787.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L.L., Burel, F.G., Crist, T.O., Fuller, R.J., Sirami, C., Siriwardena, G.M. & Martin, J.L. 2011: Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural. *Landscape Ecology* 14: 101–112.
- Fischer C., Gayer C., Kurucz K., Riesch F., Tcharntke T., Batáry P. 2017: Ecosystem services and disservices provided by small rodents in arable fields: Effects of local and landscape management. *Journal of Applied Ecology*. 55: 548–558.
- Fischer, C., Thies, C. & Tcharntke, T. 2011: Small mammals in agricultural landscapes: opposing responses to farming practices and landscape complexity. *Biological Conservation* 144: 1130–1136.

- Fitzgibbon C.D., 1997: Small mammals in farm woodlands: the effects of habitat, isolation and surrounding land-use patterns. *Journal of Applied Ecology*. 34: 530–539.
- Flick T. and Danielson B. 2017: Effects of resource distribution on overwinter foraging by mice in agricultural fields and the implications for maize volunteer control. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 248: 82-87.
- Gentili, S., Sigura, M. & Bonesi, L. 2014: Decreased small mammals species diversity and increased population abundance along a gradient of agricultural intensification. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 25(1): 39–44.
- Giraudoux P., Delattre P., Habert M., Quéré J.P., Deblay S., Defaut R., Duhamel R., Moissenet M.F., Salvi D., Truchetet D., 1997: Population dynamics of fossorial water vole (*Arvicola terrestris scherman*): a land use and landscape perspective. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 66: 47–60.
- Gomez M. D., Coda J., Simone I., Martínez J. 2015: Agricultural land-use intensity and its effects on small mammals in the central region of Argentina. *Mammal Research Institute*. 60: 415-423.
- Gomez, M. D., Coda, J. A., Serafini, V. N., Steinmann, A. R., & Priotto, J. W. 2017: Small mammals in Agroecosystems: responses to land use intensity and farming management. *Mastozoología Neotropical* 24(2): 289-300.
- Goral, F. & Schellenberg, J. 2018: goeveg: Functions for Community Data and Ordinations. R package version 0.4.2. <https://CRAN.R-project.org/package=goveeg>,
- Hallett, L., Avolio, M.L., Carroll, I.T., Jones, S.K., MacDonald, A.A.M., Flynn, D.F.B., Slaughter, P., Ripplinger, J., Collins, S.L., Gries, C. and Jones, M.B., 2020: codyn: Community Dynamics Metrics. URL <https://github.com/NCEAS/codyn> <https://doi.org/10.5063/F1N877Z6>
- Heroldová, M., Bryja, J., Zejda, J. & Tkadlec, E. 2007: Structure and diversity of small mammal communities in agriculture landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120(2-4): 206–210.
- Heroldová, M., Bryja, J., Zejda, J., & Tkadlec, E. 2007: Structure and diversity of small mammal communities in agriculture landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 120(2-4):206–210.
- Heroldová, M., Janova, E., Bryja, J. & Tkadlec, E. 2005: Set-aside plots – source of small mammal pests? *Folia Zoologica* 54: 337–350.

- Hoffmann, J., Greef, J.M., Kiesel, J., Lutze, G. & Wenkel, K.O. 2003. Practical example of the mosaic indicators approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98: 395–405.
- Hsieh, T. C., Ma, K., & Chao, A., 2016: iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution.*, 7(12):1451-1456. doi: 10.1111/2041-210X.12613
- Hurst, Z. M., McCleery, R. A., Collier, B. A., Silvy, N. J., Taylor, P. J., & Monadjem, A. 2014: Linking changes in small mammal communities to ecosystem functions in an agricultural landscape. *Mammalian Biology*, 79(1):17–23.
- Jablonowski, J. 1913: A mezei pocok (egerek) ellen való védekezés tekintettel kötelező tavaszi irtásukra. pp. 5–17.
- Jacob, J. & Hempel, N., 2003. Effects of farming practices on spatial behaviour of common voles. *Journal of Ethology* 21: 45–50.
- Jacob, J. & Tkadlec, E. 2010: Rodent outbreaks in Europe: dynamics and damage. In: Singleton, G.R., Belmain, S., Brown, P.R., Hardy, B. (Eds.), *Rodent Outbreaks: Ecology and Impacts*. International Rice Research Institute, Los Baños, Philippines, pp. 207–223.
- Jacob, J., 2003. Short-term effects of farming practices on populations of common voles *Agriculture, Ecosystems & Environment* 95: 321–325.
- Jacob, J., Hempel, N., 2003: Effects of farming practices on spatial behaviour of common voles. *Journal of Ethology*. 21: 45–50.
- Jacob, J., Manson, P., Barfknecht, R. & Fredricks, T. 2014: Common vole (*Microtus arvalis*) ecology and management: implications for risk assessment of plant protection products. *Pest Management Science* 70: 869–878.
- Janova, E., & Heroldová, M. 2016. Response of small mammals to variable agricultural landscapes in central Europe. *Mammalian Biology* 81(5): 488–493.
- Janova, E., Heroldová, M., Konecny, A. & Bryja, J. 2011: Traditional and diversified crops in South Moravia (Czech Republic): Habitat preferences of common vole and mice species. *Mammalian Biology* 76(5): 570–576.
- Jeanneret, P., Schüpbach, B. & Luka H. 2003: Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98: 311–320.
- Jug, D., Brmez, M., Ivezic, M., Stipesevic, B. & Stosic, M. 2008. Effect of different tillage systems on populations of common voles (*Microtus arvalis* Pallas, 1778). *Cereal Research Communications* 36: 923–926.

- Lambin, X., Bretagnolle, V., & Yoccoz, N.G. 2006: Vole population cycles in northern and southern Europe: is there a need for different explanations for single pattern? *Journal of Animal Ecology* 75(2): 340–349.
- Leirs, H. 2003: Management of rodents in crops: the pied piper and his orchestra. *International Agricultural Research* pp. 180–190.
- Luque-Larena, J.J., Mougeot, F., Viñuela, J., Jareño, D., Arroyo, L., Lambin, X. & Arroyo, B. 2013: Recent large-scale range expansion and outbreaks of the common vole (*Microtus arvalis*) in NW Spain. *Basic and Applied Ecology* 14: 432–441.
- Macdonald, D.W., Tew, T.E., Todd, I.A., Garner, J.P. & Johnson, P.J. 2000. Arable habitat use by wood mice (*Apodemus sylvaticus*). 3. A farm-scale experiment on the effects of crop rotation. *Journal of Zoology* 250: 313–320.
- Marshall, E.J.P., West, T.M. & Kleijn, D. 2006: Impacts of an agri-environment field margin prescription on the flora and fauna of arable farmland in different landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 113: 36–44.
- Michel, N., Burel, F.G. & Butet, A. 2006. How does landscape use influence small mammal diversity, abundance and biomass in hedgerow networks of farming landscapes? *Acta Oecologica* 30: 11–20.
- Moore, N.P., Askew, N. & Bishop, J.D. 2003. Small mammals in new farm woodlands. *Mammal Review* 33: 101–104.
- New, T.R. 1997: Are Lepidoptera an effective “umbrella group” for biodiversity conservation? *Journal of Insect Conservation* 1: 5–12.
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R. & Weedon, J. 2022: Vegan: community ecology package, 2.6-2. Vienna (Austria): R Foundation for Statistical Computing.
- Ouin A., Paillat G., 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 and Environment*. 78: 159–165.
- Pastor R. R., Luque-Larena J. J., Lambin X., Mougeot F. 2016: “Living on the edge”: The role of field margins for common vole (*Microtus arvalis*) populations in recently colonised Mediterranean farmland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 231: 206–217
- Pimm, S.L. & Raven, P.H. 2000: Extinction by numbers. *Nature* 403: 843–845.
- Salamolard M, Butet A, Leroux A, Bretagnolle V (2000) Responses of an avian predator to variations in prey density at a temperate latitude. *Ecology* 81:2428–2441.

- Singleton, G., Belmain, S., Brown, P. & Hardy, B. 2010: Rodent Outbreaks: Ecology and Impacts. International Rice Research Institute, Manila, Philippines. 290 pp.
- Singleton, G.R. & Petch, D.A., 1994: A Review of the Biology and Management of Rodent Pests in Southeast Asia. ACIAR Technical Reports No. 30.
- Sirami, C., Brotons, L. & Martin, J.L. 2007: Vegetation and songbird response to land abandonment: from landscape to census plot. *Diversity and Distributions* 13: 42–52.
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzog, I., Van Doorn, A., de Snoo, G.R., Rakosy, L. & Ramwell, C. 2009: Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe—a review. *Journal of Environmental Management* 91(1): 22–46.
- Tew, T.E. & Macdonald, D.W. 1993. The effects of harvest on arable wood mice *Apodemus sylvaticus*. *Biological Conservation* 65: 279–283.
- Tkadle, E. & Stenseth, N.A. 2001: New geographical gradient in vole population dynamics. *Proceedings of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences* 268: 1547–1552.
- Vickery, J., Carter, N. & Fuller, R.J. 2002: The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 89: 41–52.
- Warnes, M. G. R., Bolker, B., Bonebakker, L., Gentleman, R., Huber, W., & Liaw, A. 2016: Package ‘gplots’. Various R programming tools for plotting data, 112–119.
- Zeida, J. & Nesvadbova, J. 2000: Abundance and reproduction of the common vole, *Microtus arvalis*, in crop rows and associated agricultural habitats. *Folia Zoologica* 49: 261–268.