



A Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar

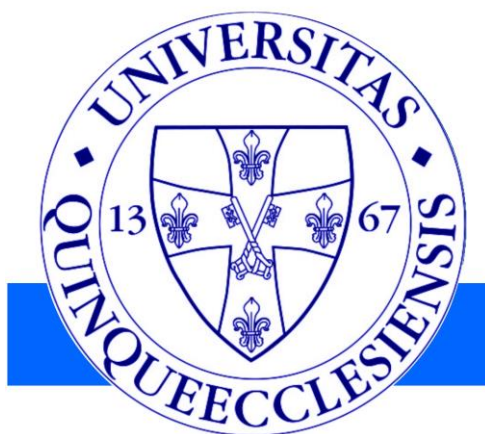
TDK műhelyek támogatása

„A kutatástervezéstől a gyakorlati alkalmazásig - TDK hallgatók szakmai kompetenciáinak fejlesztése”

című tehetséggondozási program

SZAKMAI BESZÁMOLÓ

A pályázat kódja: **NTP-HHTDK-16-0013**



- Pécs, 2017 -



Tartalomjegyzék

1. A pályázati tevékenység megvalósításának összefoglalása a tehetséggondozó program munkaterve alapján.....	3
2. A pályázati programban elkülönített 7 terepi program szakmai összefoglalása.....	10
Bükkhát Erdőrezervátum kisméltős együtteseinek vizsgálata.....	10
<i>Domináns kisméltősök térbeli szegregációs válasza lékes felújítógágás hatására kialakuló fragmentációra.....</i>	11
<i>Kisméltősök intra- és interspecifikus megközelítésű élőhely választása fragmentált erdőterületen.....</i>	2
<i>Lékes felújító vágás kisméltős közösségekre gyakorolt hatása erdőrezervátumi puffterületen.....</i>	37
Közszegi-forrás Erdőrezervátum kisméltősökének csapdázása.....	49
<i>Idős állományú Natura 2000-es és újraerdősített területek kisméltős együttese a Mecsek és Bükkhát (Drávamenti-síkság) összehasonlításában.....</i>	50
A Felső-Dráva szakasz mentén található Lankóci erdő (Somogy megye) kisméltősök ökofaunisztikai felmérése	61
<i>Fajgazdagság, dominancia viszonyok: kisméltős monitorozási adatok közösségi szintű értékelése különböző korú erdőállományokban.....</i>	62
A Kis-Balatonon végzett populáció és közösségi szintű monitorozás	78
<i>Ragadozó emlősök táplálkozásvizsgálata az északi pocok (Microtus oeconomus) potenciális kis-balatoni élőhelyén</i>	79
Intenzív művelésű mezőgazdasági területen végzett kisméltős felmérés	90
<i>A mezzei pocok (Microtus arvalis) állomány aktív járatszámoláson alapuló monitorozása intenzív művelésű mezőgazdasági területen.....</i>	91
<i>Zöldfolyosók szerepe a kisméltősök abundancia viszonyainak megoszlásában agrárterületen.....</i>	104
Bagolyköpetek gyűjtésén és feldolgozásán alapuló monitorozás.....	122
<i>Telelő erdei fülesbaglyok (Asio otus) táplálék-összetételének vizsgálata Magyarország különböző földrajzi régióiban.....</i>	123
<i>A gyöngybagoly (Tyto alba) táplálék-összetételének vizsgálata intenzív művelésű mezőgazdasági területen.....</i>	139
Városökológiai program.....	152
<i>A nyest (Martes foina) és a vörös róka (Vulpes vulpes) táplálék-összetétele és predációjuk kísérletes vizsgálata egy pécsi szőlészetben</i>	152
3. A PTE TTK helyi TDK fordulóinak dokumentumai.....	164
4. A zoológiai diákköri műhely hallgatóinak XXXIII. OTDK konferencia dokumentumai.....	204
5. A meghirdetett két 20 órás tehetséggondozási kurzus dokumentációja	231
6. A TDK műhely hallgatóinak egyéb konferencia szereplései.....	261
7. Terepi kiszállások jelenléti ívei.....	345

1. A pályázati tevékenység megvalósításának összefoglalása a tehetséggondozó program munkaterve alapján

A „*A kutatástervezéstől a gyakorlati alkalmazásig - TDK hallgatók szakmai kompetenciáinak fejlesztése*” című tehetséggondozó programban zoológia, ökológia iránt érdeklődő hallgatók TDK munkáját elméleti/gyakorlati kompetenciák fejlesztésével, az eredmények közzétételével, intézeti TDK konferenciák szervezésével segítette. A program jelentős részét egyéni és kollektív kutatások alapján a terepi mintavétel, illetve a gyűjtött adatok statisztikai feldolgozása és értékelése jelentette. A pályázati időszakban a mintavételezés 6 terepi program (5 kisemlős csapdázásos helyszínen, a városökológiai program), illetve a regionális szintű bagolyköpet vizsgálatok 2016 nyarán és őszén, valamint 2017-ben februártól júniusig valósult meg. A két korábbi erdőrezervátumi program (Bükkhát Erdőrezervátum – Drávamenti-síkság, Kőszegi-forrás Erdőrezervátum – Mecsek-hegység), valamint a Kis-Balatonon végzett felmérések mellett munkánkat kiterjesztettük a Dráva felsőszakasza menti Lankóci erdő területére, valamint intenzív művelés alatt álló mezőgazdasági területek (Beremend, Püspökbóly térsége) kisemlős ökológiai felmérésére is. Továbbá folytattuk a város ökológiai programot is, mely alapján a tehetséggondozási programban 7 különböző kutatási területet érintve az eredményekből egyéni és társszerzős formában, összesen 8 hallgató munkájának eredményeként 8 OTDK dolgozat készült, melyek a helyi intézeti és az országos fordulón kerültek bemutatásra. Továbbá 2017 elejétől 6 új BSc hallgatót vontunk be a kutatásokba, készülve a 2018-as Országos Felsőoktatási Környezettudományi Diákkonferenciára.

A tehetséggondozási program elméleti és gyakorlati kompetenciák fejlesztése révén természetvédelemi, mező- és erdőgazdálkodási kérdéseket érintő alkalmazott diákköri kutatásokkal, 5 témavezető, 5 PhD és 15 TDK hallgató bevonásával egyéni és kollektív elméleti, illetve gyakorlati felkészítéssel, továbbá két, a diákköri hallgatók szakmai kompetenciájának fejlesztését szolgáló kurzussal valósult meg. Ezek közül az egyik szeminárium a 2016/2017-es tanév őszi szemeszterében *Zoológiai természetvédelmi szeminárium II.* címmel meghirdetett 20 órás felkészítő kurzus volt, amely nagy sikert és látogatottságot ért el *Zoológiai természetvédelmi szeminárium*-ok folytatásaként valósult meg, amit 40 hallgató vett fel a Neptun rendszerben. A másik felkészítő képzés *Kutatástervezés és módszertan a zoológiában* címmel a 2016/2017-es tanév tavaszi szemeszterében, 56 hallgató részvételével valósult meg. Mindkét kurzus a Neptun rendszerben meghirdetett, 3 kredit értékű választható tárgyként szerepelt a PTE TTK biológia képzésében.

A hallgatók egyéb szakmai fórumokon (XIII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia - Kolozsvár 2017, VII. Magyar Tájökológiai Konferencia - Szeged 2017, Magyar Biológiai Társaság szakülései) is bemutatták eredményeiket.

A program elvárásai alapján a TDK hallgatók a következőket teljesítették:

- A hallgatók a terep- és labormunkák során megismerték a terepi mintavételezési módszereket, adatgyűjtési technikákat és statisztikai feldolgozási módszereket, bekapcsolódtak a kutatási és a monitorozási programokba. Ezek egy része regionális, másik része országos program (pl. védett, fokozottan védett fajok elterjedésének monitorozása, a hazai erdőrezervátum program, kisemlősök országos elterjedésének vizsgálata gyöngybagoly köpetek elemzésével, köpetminták adatainak tájökológiai szempontú vizsgálata). Kisemlős ökológiai kutatásokat különböző interdiszciplináris megközelítésben végezve, összesen 5 terepi helyszínen végeztünk a projektidőszakban többszöri mintavételezést. A város ökológiai vizsgálatok során predációs felméréseket folytattunk, valamint a bagolyköpetek gyűjtése alapján a kisemlősök elterjedéséhez kapcsolódó korábbi monitorozási tevékenységet folytattuk, amelyen belül a gyöngybagoly minták mellett telelő erdei fülesbaglyok táplálék-összetételét is vizsgáltuk. A bevont témavezetőkkel és PhD hallgatókkal az állatökológiai mintavételezés adatait más tudományterületek megközelítésében is értékeltük, mint a részletes botanikai háttér adatok (vegetáció struktúra elemzés), térinformatikai értékelés, valamint a mezőgazdasági területet érintve a mezei pocok, mint mezőgazdasági kártevő állományának

monitorozásával, a kártételének megakadályozására történő mezőgazdasági beavatkozások hatását vizsgálva alkalmazott ökológiai megközelítésben is értékeltük eredményeinket.

- A programban résztvevő hallgatók szakirodalmi ismereteket szereztek a vizsgálatok elméleti és gyakorlati ökológiai vonatkozásában bővítették tudásukat, előadóképességeiket, amit a program ideje alatt már felhasználtak diákköri dolgozatok, BSc szakdolgozat, illetve MSc diplomamunkák készítéséhez és egyéb más szakmai konferenciákra történő felkészüléshez.
- A projektben 2 kötelező és 3 kötelezően választott program szerepelt, amelyek közül a legnagyobb hangsúlyt az egyéni/kollektív tudományos kutatás, felkészítés mellett (15 hallgató) nagy szerepet kapott a hallgatók TDK-munkáját elősegítő, az előírt tananyagot túlmutató 20 órás felkészítő, valamint a tudományos, szakmai attitűdök kibontakozását segítő, a kutatástervezéssel és annak megvalósításával foglalkozó kompetencia növelő képzés, amelyek a PTE TTK kurzuskínálatában nem szerepeltek.
- Jelentős ráfordítással valósítottuk meg a diákköri műhely hallgatóinak egyéni/kollektív felkészítését, tudományos diákköri dolgozatuk és prezentációjuk megvalósulásához szükséges tehetséggondozási tevékenységet. A diákköri és PhD hallgatók, valamint a témavezetők munkája a projektidőszakban elsősorban a korábbi évek és a projekt időszakban gyűjtött adatok feldolgozásával és a XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferenciára történő felkészüléssel zajlott. Ennek eredményeként a tehetséggondozási program hallgatói közül 8 fő vett részt a XXXIII. OTDK helyi kari konferenciáján és a Szegedi Tudományegyetemen megrendezésre került országos fordulón, ami összesen 8 pályamunkát jelentett. A Biológia 3 különböző tagozatában (Állatökológia, Szünzoológia I.; Állatökológia, Szünzoológia II.; Természetvédelem biológia) szereplő 8 pályamunkából egy II. helyezést, egy prezentáció III. helyezést ért el, míg három pályamunka Különdíjat kapott. A projekt során az egyéni felkészítésekben további 6 BSc hallgatót vontunk be, akik munkájukkal a 2018-as OFKD-ra kezdtek el felkészülni. A projekt során, a terepi helyszíneken végzett mintavételezések alapján újabb adatokat gyűjtöttünk, melyek kiindulási alapot adnak meglévő kutatási témáink folytatásához, a projekt fő célkitűzéseiként interdiszciplináris megközelítésű elemzésekhez, illetve további tehetséggondozási tevékenység kiindulási alapját szolgálják.
- Az egyéni/kollektív felkészítés mellett, az elméleti továbbképzés másik szintjét egyrészt különböző intézetek (PTE TTK, Duna-Dráva NPI, Kaposvári Egyetem) kooperációjában kibővített zoológus és természetvédelmi szakembergárdával meghirdetett 20 órás *Zoológiai természetvédelmi szeminárium II.* megvalósítása, másrészt országos szinten még szélesebb szakember gárdát bevonva (ELTE, Magyar Természettudományi Múzeum Állattár, Szent István Egyetem, MTA Ökológiai Kutatóközpont) megvalósított „*Kutatástervezés és módszertan a zoológiában*” című szeminárium megvalósítása jelentette. Mindkét szakmai kompetencia növelő képzés tömbösített kurzusokban valósult meg, melyeken több szakember egymást is meghallgatva vett részt, így az előadásokon túl a hallgatók kötetlen beszélgetésekben folytatták az adott szakmai téma diskusszív jellegű megbeszélését. A két 20 órás kurzusra összesen 96 hallgatói Neptun jelentkezés volt a biológia képzésben.
- A programban kiemelt szerepet kapott a helyi szakterületi diákköri konferenciák megszervezése és lebonyolítása. Ebben a vállalásban a projektidőszak alatt a XXXIII. OTDK-t megelőző kari szintű őszi házi fordulók megszervezése és megvalósítása volt a fő tevékenység, amely során a PTE TTK 5 intézetében, 5 különböző OTDK szekció helyi szakterületi konferencia őszi fordulóját valósítottuk meg. Kari szinten összesen 76 hallgató 72 diákköri munkával vett részt az intézeti fordulón, melyekből 60 fő, 56 nevezett dolgozattal 6 különböző szekciót (Biológia, Fizika, Földtudományok és Matematika, Kémiai és Vegyipari, Informatika, Műszaki Tudományok, Testnevelés és Sporttudományi) érintve vett részt a XXXIII. OTDK országos fordulóján.

- A program célja volt, hogy a diákköri kutatási témák nyújtsanak alapot a későbbi PhD programokban résztvevő hallgatóknak, a műhely programja segítse a BSc-MSc-PhD kutatói pályáiv folyamatának megvalósítását, ehhez nagyon fontos, hogy a hallgatók a TDK és más diákköri konferenciákon kívül hazai és/vagy külföldi konferencián is bemutassák eredményeiket, illetve minél sikeresebben vonjuk be őket a publikálás folyamatába. A program során új témákat, lehetőségeket adtunk a diákköri munka kibővítéséhez, egyéni vagy társszerzővel végzett diákköri dolgozatok készítésére, eredményeik házi, országos OFKD és egyéb szakmai konferencia reprezentációkra. Ebben segített a programban szereplő 5 PhD hallgató, akik kutatásaikkal, a programban vállalt feladataikkal további inspirációt adtak a BSc, illetve az MSc képzésben résztvevő diákköri hallgatóinknak. Ennek eredményeként a programban 6 BSc és 2 MSc szakos hallgató vett részt az XXXIII. OTDK házi és országos fordulóján.
- A pályázati programban a szakmai ismereteket növelő kurzuson túl további két kiegészítő tevékenységet valósítottunk meg. Konferencia és egyéb szakmai fórumokon történő szerepléseit tekintve a 2016-os projekt időszakban a Magyar Biológiai Társaság Pécsi Csoportjának 2016. II. féléves előadás sorozatában 2 alkalommal, 2-2 előadáson mutatták be TDK eredményeiket a tehetséggondozási pályázati programban részt vett hallgatók. A 2017-es I. féléves szakülés sorozaton 4 alkalommal, 6 TDK munka eredményeit mutatták be a hallgatók. A programba bevont diákkörösök további két szakmai fórumon vettek részt. 2017 évre eső projekt időszakban 8 TDK, 4 PhD hallgató és 1 témavezető részvételével két előadás és 4 poszter bemutatásával szerepeltünk Romániában, a Kolozsváron megrendezésre került XIII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencián. Ezt követően májusban a Szegedi Tudományegyetemen megrendezésre került VII. Magyar Tájökológiai Konferencián 2 előadással és 1 poszter prezentációval vettünk részt. A diákköri eredmények hazai és nemzetközi szaklapokban történő angol nyelvű publikálása folyamatban van.

A program alapján az egyéni/kollektív tudományos kutatás, felkészítés során több területen, különböző ökológiai kérdések alapján végeztünk diákköri kutatásokat. Az 5 kisemlős kutatások terepi helyszínein, Pécs város területén, illetve a regionális bagolyköpet vizsgálatok alapján több alprojektben ökológiai (vegetációs szerkezet állatpopulációk kapcsolata, a tájmintázat hatása, a mezőgazdasági területek ökológiája, erdőgazdálkodás hatásának vizsgálata, predációs hatások vizsgálata) és természetvédelmi kérdéseket vizsgáltunk, amely nagy technikai, időbeli és személyi ráfordítást igényelt, így a feladatok nagy része team munkában valósult meg. Továbbá a veszélyeztetett fajok konzerváció biológiájának kutatásába vonja be a hallgatókat. A Kis-Balatonon végzett monitorozás, illetve az itt kutatott jégkorszaki reliktum északi pocok kapcsán a diákköri tevékenység konzerváció biológiai megközelítésű témákat is érintett. A program során 7 jól elkülöníthető területet érintett a tehetséggondozási program, melyek alapvetően 5 terepi program mintavételezésén alapultak. Továbbá ehhez járult hozzá a bagolyköpetek gyűjtésén és határozásán alapuló kisemlős monitorozás, illetve ennek során kapott adatok feldolgozása és értékelése. A témák és a terepi programok alapján több hallgatói team különült el, ahol a projektbe bevont hallgatók egy része koordinátor szerepet töltött be az adott team munkáinak összefogásában, illetve ezt segítették a programba bevont PhD hallgatók is.

A programba bevont kutatási területek a következők:

Bükkhát Erdőrezervátum kisemlős együtteseinek vizsgálata

A pályázati projekttel támogatott TDK kutatási programok, illetve helyszínek közül az egyik fő projekt, amelyben a botanikai és zoológiai kooperáción alapulva a kisemlős fajok

mennyiségi és a vegetáció strukturális viszonyainak kapcsolatát, valamint a vizsgált területen jelenlévő együttélő fajok populációs és közösségi szintű válaszát vizsgáltuk a lékfelújító erdőművelés hatását tesztelve. Ebben a témában Csicsek Gábor PhD hallgató koordinálásával a zoológiai adatok és a botanikai háttérváltozók közötti összefüggések feltárása zajlott. A botanikai és a zoológiai kooperációból készült egy OTDK dolgozat (Kelemen Krisztina). A területen gyűjtött adatok alapján továbbá Nagyfenyvesi Zoltán írt dolgozatot a domináns fajok élőhely választásának és a habitat szelekció populáció dinamikában betöltött szerepében vizsgálatáról. Továbbá Jánosa Gergely biológus MSc szakos hallgató értékelte a lékvágás hatására kialakult élőhely heterogenitás közösségi mintázatokra kifejtett szerepét. E terepi helyszínen több BSc és MSc szakos diákköri hallgató is részt vett a terepi mintavételezésekben. E kutatási téma eredményei több szakmai konferencián is bemutatásra kerültek.

Téma 1. *Domináns kisemlősök térbeli szegregációs válasza lékes felújítógátás hatására kialakuló fragmentációra*

Téma 2. *Kisemlősök intra- és interspecifikus megközelítésű élőhely választása fragmentált erdőterületen*

Téma 3. *Lékes felújító vágás kisemlős közösségekre gyakorolt hatása erdőrezervátumi puffertérszínen*

Köszegi-forrás Erdőrezervátum kisemlőseinek csapdázása

A TDK kutatási programunk másik erdőrezervátumi mintavételi területe. Az itt végzett kutatásban is alapvető szerepe van a botanikai és zoológiai kooperációnak, mivel ezen a területen alapvetően az erdőrezervátumi mag és puffer területek vegetáció strukturájának, valamint a kisemlősök abundancia viszonyainak összefüggéseit vizsgáltuk. Emellett a két erdőrezervátum hasonló metódussal történő mintavételezése lehetőséget adott arra, hogy a vizsgált síkvidéki (Bükkhát) és Mecsek-hegységben található erdőrezervátum (Köszegi-forrás) adatai alapján a két terület összehasonlító elemzését folytassuk. Ebben a témában Tóth Dániel és Csicsek Gábor PhD hallgató koordinálásával a zoológiai adatok és a botanikai háttérváltozók ismeretében a Mecsek és a Bükkhát Erdőrezervátum területén felmért Natura 2000-es erdők kisemlősegyüttesének összehasonlító elemzését végeztük el. A diákköri műhelyen belül ebből a témából BSc szakdolgozat készül, melynek folytatását, illetve egyéb szakmai konferenciákon történő bemutatását következő félévre tervezzük.

Téma 1. *Idős állományú Natura 2000-es és újraerdősített területek kisemlős együtteseinek a Mecsek és Bükkhát (Drávamenti-síkság) összehasonlításában*

A Felső-Dráva szakasz mentén található Lankóci erdő (Somogy megye) kisemlőseinek ökofaunisztikai felmérése

A TDK kutatási programunk újabb erdei ökoszisztémát érintő vizsgálata a Felső-Dráva szakasz mentén, a Lankóci erdőben indult el a projekt időszakban. A területen 3 különböző erdőállományban végeztünk felméréseket, amely lehetővé tette a különböző korú és szukcessziós stádiumú erdőállományok kisemlősegyütteseinek összehasonlító vizsgálatát. Ebben a témában Harmat Máté biológia BSc szakos hallgató írt dolgozatot és prezentálta eredményeit a XXXIII. OTDK-n.

Téma 1. *Fajgazdagság, dominancia viszonyok: kismélys monitorozási adatok közösségi szintű értékelése különböző korú erdőállományokban*

A Kis-Balatonon végzett populáció és közösségi szintű monitorozás

A Kis-Balatonon végzett felmérések fő célja a lápterületek kismélys fajösszetételének vizsgálata, kiemelten a fokozottan védett északi pocok megmaradt állományainak felkutatása és monitorozása. Ezt a programot a projekt időszakban összekötöttük a terület ragadozó fajainak felméréssel, vizsgálva a kismélys táplálék-kínálat és a különböző ragadozó fajok fogyasztásának viszonyát. A pályázati programunk során több mintavételi periódust valósítottunk meg ezen a területen. Az itt kapott eredményekből a ragadozó fajok táplálék-összetételének vizsgálatáról, illetve ennek a módszernek a kismélysök monitorozásában betöltött szerepéről Lanszki Zsófia írt OTDK dolgozatot, melynek eredményeit jelen szakmai beszámolóban összefoglaljuk.

Téma 1: *Ragadozó emlősök táplálkozásvizsgálata az északi pocok (*Microtus oeconomus*) potenciális kis-balatoni élőhelyén*

Intenzív művelésű mezőgazdasági területen végzett kismélys felmérés

A pályázati program során diákköri kutatási tevékenységet kiterjesztettük intenzív művelés alatt álló mezőgazdasági területek kismélyseinek vizsgálatára. A program alapvető célja, a mezei pocok, mint legfőbb mezőgazdasági kártevő rágcsáló állományváltozásának felmérése, kiemelten fókuszálva a több évig hasznosított lucerna parcellák vizsgálatára. Emellett foglalkoztunk a mezőgazdasági ültetvények között húzódó sövények, mint ökológiai zöldfolyosók kismélysfajok elterjedésében és a mennyiségi viszonyok alakulásában betöltött szerepére. A pályázati programunk során több mintavételi periódust valósítottunk meg ezen a területen. Az itt kapott eredményekből Szünstein Máté és Kusz Petra szerzőpáros készített OTDK dolgozatot, a mezei pocok aktív járatszámoláson alapuló monitorozásáról, továbbá Szűcs Boldizsár kutatási témája a sövények kismélyseinek kvalitatív és kvantitatív elemzése volt. E két TDK munka eredményeit jelen szakmai beszámolóban összefoglaljuk.

Téma 1: *A mezei pocok (*Microtus arvalis*) állomány aktív járatszámoláson alapuló monitorozása intenzív művelésű mezőgazdasági területen*

Téma 2: *Zöldfolyosók szerepe a kismélysök abundancia viszonyainak megoszlásában agrárterületen*

Bagolyköpetek gyűjtésén és feldolgozásán alapuló monitorozás

Ez a kutatási és monitorozási program főként a gyöngybagoly regionális köpetgyűjtésén és elemzésén alapul, melyben Horváth Adrienn és Szép Dávid PhD hallgatók vállaltak koordinátori feladatokat. Ezen a területen Dr. Purger Jenő témavezető bagolyköpet elemzésekben meglévő tapasztalata hozzájárult az ide tartozó két kutatási téma eredményes megvalósításához. A kutatási témák, valamint az ehhez kapcsolódó hallgatói „team” munkája hozzájárul a bagolyköpet adatok tájökológiai megközelítésű elemzéséhez, melyen belül kiemelten foglalkoztunk mezőgazdasági művelésben domináns területeken vadászó gyöngybagolyok táplálék-összetételével. Ennek során több új BSc hallgatót is bevontunk az adatfeldolgozásba és értékelésbe, amely alapján az újabb generáció tagjai közül kezdtük felkészíteni a következő évben megrendezésre kerülő Országos Felsőoktatási

Környezettudományi Diákkonferenciára. A kutatási és monitorozási programot a pályázati időszakban kiegészítettük teelő erdei fülesbaglyok köpeteinek feldolgozásával is, amelynek során Magyarország 4 különböző tájegységéről származó minták összehasonlító elemzését végeztük el, amely szakmai konferencián került bemutatásra. Ebből az alprogramból tehát 2 különböző megközelítésű munkát mutatunk be a szakmai beszámolóban:

Téma 1: *A gyöngybagoly (Tyto alba) táplálék-összetételének vizsgálata intenzív művelésű mezőgazdasági területen*

Téma 2: *Teelő erdei fülesbaglyok (Asio otus) táplálék-összetételének vizsgálata Magyarország különböző földrajzi régióiban*

Városökológiai program

A városökológiai programban, a pályázati időszakban predációs vizsgálatokat végeztünk, melynek helyszíne a város peremén található egy pécsi szőlőszetben valósult meg. Ennek során a városi környezetben gyakori két ragadozó emlős a vörös róka és a nyest táplálék-összetételének szezonális változását, illetve kísérletesen, gyurma modellállatok felhasználásával a predációs hatás jelenlétét és ennek intenzitását vizsgáltuk. Ebben a munkában több BSc, MSc szakos hallgató vett részt, amely Dr. Purger Jenő témavezető, valamint Bocz Renáta PhD hallgató koordinációs munkájának segítségével valósult meg. A témából Lanszki Zsófia írt TDK dolgozatot, melynek tartalmi összefoglalóját megadjuk a szakmai jelentésben.

Téma 1: *A nyest (Martes foina) és a vörös róka (Vulpes vulpes) táplálék-összetétele és predációjuk kísérletes vizsgálata egy pécsi szőlőszetben*

2. A pályázat programban elkülönített 7 terepi program szakmai összefoglalása

Bükkhát-Erdőrezervátum kisemlőseinek csapdázása

Téma 1: *Domináns kisemlősök térbeli szegregációs válasza lékes felújítógás hatására kialakuló fragmentációra*

Téma 2: *Kisemlősök intra- és interspecifikus megközelítésű élőhely választása fragmentált erdőterületen*

Téma 3: *Lékes felújítógás kisemlős közösségekre gyakorolt hatása erdőrezervátumi pufferterületen*

Domináns kisemlősök térbeli szegregációs válasza lékes felújítóvágás hatására kialakuló fragmentációra

Bevezetés

A fennmaradt természetes és természetközeli erdők fajgazdagsága egyedülálló a világon, melynek köszönhetően ezen élőhelyek szerepe a fajok megőrzésében kiemelkedő fontosságú mind a gerinces és gerinctelen állatok, mind a növények szempontjából. Európa természetes vegetációját jobbra az erdők adják. A történelem során az emberi tevékenységek nagymértékben befolyásolták az európai élőhelyek diverzitását és a tájkompozíciót, melynek hatására az erdőállományok jelentős része mára eltűnt. Közép-Európa lombhullató erdeinek kevesebb, mint egy százaléká tekinthető természetes állapotúnak, az erdők jelentős része az emberi tevékenységek következtében átalakult.

Az ember okozta fragmentáció, zavarás és az erdők degradációja a biodiverzitásra és a fajok, ökoszisztémák fennmaradására gyakorolt számos negatív hatásukkal a világ legalapvetőbb ökológiai problémái közé tartoznak. Az erdei élőhelyek összetételét, szerkezetét és így az erdők biodiverzitását az emberi beavatkozások, például a fakitermelés, a különböző erdészeti kezelések, vagy az erdők mezőgazdasági területté történő átalakítása jelentősen megváltoztatják. A fajok előfordulását és az állatközösségek szerkezetét tekintve az erdőszerkezet fontos meghatározó tényező, amely az antropogén beavatkozások következtében, mint a végvágás, szálaló vágás, lékes felújítóvágás, illetve ezek következményeként erősödő szegélyhatás, valamint a különböző regenerációs folyamatok miatt drasztikusan változik. A zavarások által indukált fragmentáció, a keletkező foltok mérete, alakja és ezek izolációjának mértéke közvetlen és mérhető hatást gyakorol az állatpopulációk tér- és időbeli dinamikájára. A fragmentációs folyamatok először is csökkentik a fajok számára megfelelő erdei élőhelyeket, valamint a növekvő szegélyhatásnak köszönhetően bizonyos fajok számára ezek minőségét. Mindazonáltal az erdei élőhelyek szerkezetének és összetételének változása új élőhelyek kialakulásához vezet, melyek néhány faj számára kedvezőek lehetnek.

A kisemlősök a trofikus kapcsolatok meghatározó láncszemeiként jelentős szerepet töltenek be az erdei ökoszisztémákban. A gomba spórák, ektomikorhizák, növényi magvak és propagulumok terjesztése mellett kulcsfontosságú szerepük van a táplálékhálózatokban is. A magvak fogyasztásával és facsemeték rágásával jelentős hatást gyakorolnak az újulatra. A kisemlősök emellett számos védett ragadozó madár és emlős számára táplálékként is szolgálnak. Élőhely választásuk minél szélesebb körű ismerete fontos alapkutatói adatokat szolgáltat az egyes fajok ökológiai igényeinek megismeréséhez, ami hozzájárul az értékes erdei ökoszisztémák megfelelő erdőgazdálkodási és természetvédelmi kezeléseinek kidolgozásához.

A különböző erdészeti üzemmódok (pl. a vágásos és az átalakító üzemmód) kisemlősökre gyakorolt hatását a nemzetközi irodalomban számos tanulmány dolgozta fel. A különböző erdőművelési technikák megszakítják a lombkoronaszint folytonosságát és lehetővé teszik az aljnövényzet gyorsabb fejlődését, átalakulását, de hatásukra eltűnnek az idősebb erdőkre jellemző farönkök és csökken a holtfa mennyisége. Ezekben a lékekben a talajfelszíni borítást a facsemetéken kívül a sűrű lágyszárú növényzet biztosítja. Az aljnövényzet és a holtfa

az élőhely jellemzőinek kulcsszerepű tényezői lehetnek a kisemlősök szempontjából. Napjainkban már széles körben elfogadott, hogy az erdő nemcsak gazdasági célokat szolgál, hanem a biodiverzitás megőrzésében is nélkülözhetetlen, így olyan erdőgazdálkodási módszerek alkalmazására van szükség, amelyek kidolgozásánál, kivitelezésénél természetvédelmi szempontokat is figyelembe vesznek. Magyarország erdőgazdálkodásában a legutóbbi időkig a vágásos üzemmód egyeduralkodó volt. A természetközeli erdőgazdálkodási módszerek magyarországi üzemszintű alkalmazására korábban több kísérlet történt, ebben valódi előrelépést a 2009-es erdőtörvény jelentett. Ennek értelmében a magyarországi erdőterületek egy részében természetközeli erdőgazdálkodást kell folytatni. A Bükkhát Erdőrezervátum területén a lékes felújítógátást az átalakító üzemmód keretében alkalmazzák, mely megfelel a törvényi előírásoknak. Az átalakító üzemmódban használt erdőművelési technikák, valamint azok diverzitásra gyakorolt hatása a fent említett okokból kifolyólag Magyarországon a legutóbbi időkig kevésbé volt kutatott. Leginkább florisztikai, botanikai témájú tanulmányok ismertek, faunisztikai témában főleg a vadállomány újulatra gyakorolt hatásával kapcsolatos kutatások folynak. Jelen dolgozat témáját képző kisemlősök és erdőgazdálkodás közti kapcsolat Magyarország területén kevésbé kutatott. Ezen vizsgálatok fontosságát Szodfridt István is hangsúlyozta az Erdészeti Lapokban közölt írásában.

Jelen dolgozatban két évben (2015 és 2016) megjelenő gyakoribb fajoknál vizsgáltuk az erdőgazdálkodás okozta heterogenitást, a két érintett év és évszak élőhely-használatban megnyilvánuló hatását, illetve a fajok vegetációstruktúra alapján mérhető mikroélőhely-használatát. A dolgozat témája elsősorban több alkalmazott ökológiai megközelítésben releváns: a fajok erdőgazdálkodás okozta fragmentációra adott válaszána kutatása, az erdők, mint komplex biotópok természetvédelmi megőrzése, az erdőgazdálkodási kezeléseknél hatásának vizsgálata, kártevő fajok megjelenésének prognosztizálása szempontjából. Mindemellett természetesen a vizsgált fajok és közösségek ökológiájára (habitat használat, szegregáció, kompetíciós viszonyok, létszámváltozás) vonatkozó újabb információkkal is szolgál az alap kutatás vonatkozásában is.

Célkitűzések

A Bükkhát Erdőrezervátum védőzónájában alkalmazott gazdálkodási módszer, a lékes felújítógátás az erdei élőhelyek fragmentációját okozza, melynek következtében megnő ezen élőhelyek heterogenitása. A kisemlősök közösségei hatékonyan képesek indikálni a környezetükben bekövetkező változásokat, mivel egyedszámuk a különböző környezeti hatások függvényében rendkívül gyorsan változik, gyors demográfiai változás, rövid turnover jellemzi őket. A fragmentáció hatására bekövetkező heterogenitás-növekedés eredménye lehet a kisemlősök megváltozó élőhely-használat, illetve -asszociációja. Ennek megfelelően a következő kérdéseket tettük fel:

- A habitat típus, a szezonális, vagy a vizsgálati év meghatározó prediktornak bizonyulnak-e a fajok mennyiségi viszonyainak alakításában?
- A mért növényzeti változók hogyan befolyásolják a fajok mikro-élőhely asszociációját, térbeli szegregációját?

A kérdéseknek megfelelően a következő célkitűzéseket fogalmaztuk meg:

- Általánosított lineáris kevert modellek (GLMM) alkalmazásával vizsgáljuk az erdőgazdálkodás okozta heterogenitást, a különböző évek és szezonok hatását az adott faj abundanciájára.
- A fajok mikrohabitat asszociáltságát a csapdapontok körüli, 12×12 méteres botanikai kvadrátban felmért 14 változó alapján értékeljük.
- A mikrohabitat léptékű elemzést két statisztikai módszer alapján, egyrészt ordinációs eljárás, másrészt általánosított lineáris kevert modellek alkalmazásával vizsgáljuk, összehasonlítva a két módszerrel kapott eredményeket.

Anyag és módszer

A mintavételi területek elhelyezkedése és jellemzése

Vizsgálataink helyszíne a Dél-Dunántúlon, a Dráva-menti síkságon elterülő Bükkhát Erdőrezervátum puffterülete (védőzónája). Az összesen 452 ha területű erdőrezervátum magterülete 58 ha nagyságú (1. ábra). Az erdőrezervátum állományait folyamatos átmenetet képezve síkvidéki gyertyános-kocsányos tölgyesek (*Fraxino pannonicae – Carpinetum*), a mélyebb részeken tölgy-köris-szil ligeterdők (*Scillo vindobonensis-Ulmetum*) alkotják. A magterületeket legalább 2002 óta nem érte mesterséges bolygatás, így ezekben az állományokban megindulhatott a természetes előregedés, holtfa- és lékképződés. A védőzónában idősebb állományok találhatóak. A Mecsekerdő Zrt. 2002-től kezdve lékes felújítógátásokat végez a védőzónához tartozó erdőrészekben, melynek során különböző alakú és méretű lékeket vágnak az állományba, majd ezeket kocsányos tölgyel beültetik.

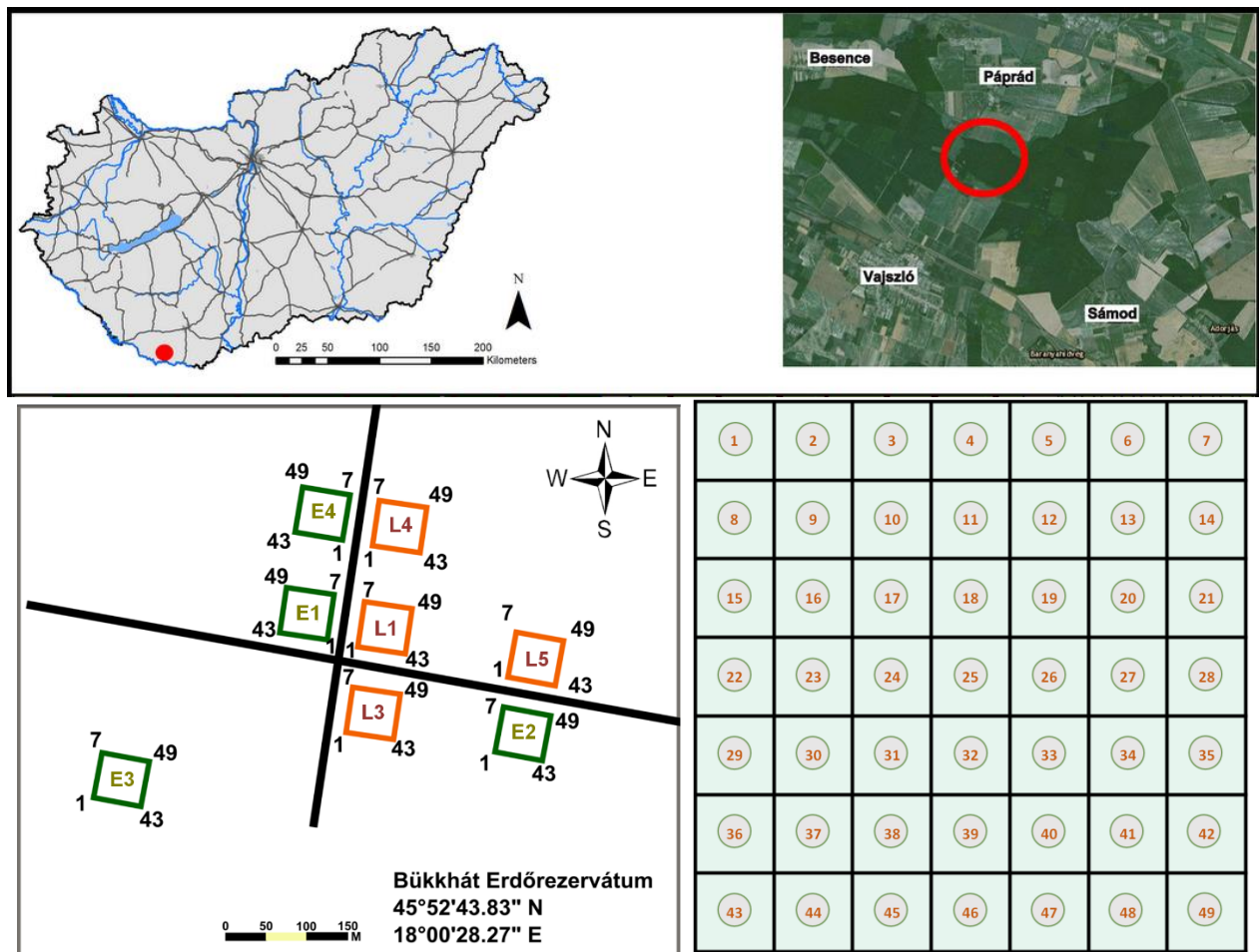
A kisémlősök felméréséhez az erdőrezervátum védőzónájában nyolc mintaterületet jelöltünk ki (1. ábra). A kutatás során az elemzésekhez az L1, L3, L5, valamint az E1, E2, E3 kvadrátok adatait használtuk fel. Jelen kutatásba bevont lékek és erdőfoltok a védőzóna területén és a hozzá kapcsolódó erdőrészekben, síkvidéki gyertyános-kocsányos tölgyes állományokban találhatóak.

Csapdázási metodika

A Bükkhát Erdőrezervátum védőzónájában 2015-2016-ban folytattuk kutatásunkat. Mindkét évben négy hónapon keresztül, júliustól októberig havonta gyűjtöttük az adatokat, 5 éjszakai periódusokban. Elevenfogó dobozcsapdáinkat (méretük: 75×95×180 mm) 7×7 -es csapdahálóban, különböző vegetációstruktúrájú élőhelyfoltokban (erdőben vagy lékben) helyeztük el és reggelente ellenőriztük. A csapdapontok közti távolság mindenhol 12 m volt.

A csapdázások során a fogás-jelölés-visszafogás (CMR) módszert alkalmaztuk. Csalétekként növényi olajjal kevert gabona magvakat és szalonnát használtunk. Az állatok egyedi jelöléséhez az ujjpercek tetoválását alkalmaztuk. A csapdázások során feljegyeztük az

állat nemét (nőstényeknél gravitást, laktálást is feltüntetve), korát, tömegét, egyéni kódját és csapdaszámát.



1. ábra: Balra fent: a Bükkhát Erdőrezervátum elhelyezkedése. Jobbra fent: a mintavétel helyszíne a pufferterületen. Balra lent: a mintavételi csapdahálók és a vizsgált mintakvadrátok elhelyezkedése a mesterséges lékekben és a zárt erdőfoltokban a Bükkhát Erdőrezervátum védőzónájában Jobbra lent: a botanikai felmérések mintakvadrátjainak elhelyezkedése a csapdaháló mintavételi pontjaihoz viszonyítva

Botanikai mintavételezés

A kutatás során a botanikai változók felméréséhez minden mintavételi helyen egy négyzet alakú 7×7 -es elrendezésű rácsháló került kijelölésre. A rácshálót alkotó 49 botanikai kvadrátot úgy jelöltük ki, hogy ezek közepén helyezkedtek el a csapdapontok. Az így kapott 12 × 12 m-es mintanegyzetekben végezték a botanikusok a felvételezést. Az 1. ábrán (jobbra lent) a karikákban látható számok (1-től 49-ig sorban számozva) a kisemlős mintavételi pontokat jelölik.

A botanikai változók részletes leírása:

a) Lombkoronaszint

- Lombkoronaszint borítása a vizsgált 12 × 12 m-es négyzetre vonatkoztatva (%-ban)

- Fafajok tőszáma (db)
 - Egyes egyedek átmérője a következő kategóriákba sorolva (40 cm-nél vastagabb, 20-40 cm közötti, 10-20 cm közötti, 5-10 cm közötti), ebből átlagos átmérő számítása
- b) Cserjeszint
- Cserjeszint borítása a vizsgált 12 × 12 m-es négyzetre vonatkoztatva (%-ban)
 - A kvadrát területén 5 % feletti borítási értékkel rendelkező fás szárú fajok átlagos magasságából és borítás értékeiből súlyozással számított átlagos cserjeszint magasság
- c) Gyepszint
- Gyepszint borítása a vizsgált 12 × 12 m-es négyzetre vonatkoztatva (%-ban)
 - A kvadrát területén 5 % feletti borítási értékkel rendelkező lágú és fás szárú fajok átlagos magasságából és borítás értékeiből súlyozással számított átlagos gyepszint magasság
- d) Holtfa és egyéb fontos háttér változók
- Talaj borítottságára vonatkozó paraméterek: avarszint borítással rendelkező talajfelszínnek %-os aránya a vizsgált 12×12 m-es négyzetre vonatkoztatva
 - Holtfa borítására és milyenségére vonatkozó információk:
 - Fekvő holtfa borítása a vizsgált 12×12 m-es négyzetre vonatkoztatva %-ban
 - Fekvő holtfa hosszúsága 3 átmérő kategóriában (1: 5-10 cm, 2: 10-40 cm, 3: 40 cm-nél vastagabb) m-ben megadva
 - Farakások és vágott tuskók mennyisége a vizsgált 12×12 m-es négyzetre vonatkoztatva db-ban megadva

A botanikai változók továbbiakban:

LombB: Lombkoronaszint borítás (%)

FatD: Átlagos fatörzs átmérő (cm)

Fapeld: Fapéldányszám (db)

CserB: Cserjeszint borítás (%)

CserM: Cserjeszint átlagos magassága (cm)

GyepB: Gyepszint borítás (%)

GyepM: Gyepszint átlagos magassága (cm)

Avar: Avarborítás (%)

FekvHfB: Fekvő holtfa borítás (%)

HfD1: Holtfák hosszúsága (m) az 1. átmérő kategóriában (1-10 cm)

HfD2: Holtfák hosszúsága (m) az 2. átmérő kategóriában (10-40 cm)

HfD3: Holtfák hosszúsága (m) az 3. átmérő kategóriában (>40 cm)

Farakas: Farakások száma (db)

Vtusko: Vágott tuskók száma (db)

Az adatfeldolgozás módszerei

Az erdőgazdálkodás következtében kialakuló heterogenitás, a két vizsgált év és szezon kisemlősök élőhelyhasználatában megnyilvánuló hatásának vizsgálatához a három zárt erdőfolt mellett (E1, E2, E3) három lék adatait vettük figyelembe (L1, L3, L5). Az elemzéshez nem vettük figyelembe azokat a csapdákat, amelyek a vizsgált lékek és zárt erdőfoltok szegélyén helyezkedtek el, majd az így maradt egyenlőtlen számú csapdamennyiségből rétegzett random mintavétellel egységesen 25-25 csapdát választottunk ki az adatelemzéshez. A vizsgálatokhoz három faj - a sárganyakú erdeieger, *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834), a pirók erdeieger, *Apodemus agrarius* (Pallas, 1771), valamint a vöröshátú erdeipocok, *Myodes glareolus* (Schreber, 1780) - abundancia értékeit használtuk fel. A modellezést általánosított lineáris kevert modellekkel (Generalized Linear Mixed Models – „GLMM”), Poisson eloszlást és log link függvényt alkalmazva R környezetben (3.3.2. verzió) végeztük, melyhez az lme4 programcsomagot használtuk. A modellépítés során a három vizsgált faj abundancia értékei jelentették a függő változókat, míg a két habitat típus (lék és erdő), valamint a két érintett év (2015 és 2016) és szezon (nyár és ősz) különbségeit tekintettük fix magyarázó változóknak. Ennél a modellezésnél a különböző mintavételi kvadrátok jelentették a random hatást. A modelleket fajokként külön teszteltük az Akaike's Information Criterion (AIC) kis mintaszámra korrigált értékei (AIC_c) alapján. A legjobb modell ΔAIC_c értéke nullával egyenlő. Azon modellek, melyek ΔAIC_c értéke kisebb, mint 2, nagy jelentőségűek. A 4 és 7 közötti ΔAIC_c értékű modellek kevésbé, míg a 10-nél nagyobb ΔAIC_c értékű modellek nem jelentősek. A modellek AIC_c, ΔAIC_c értékeit, valamint a modellsúlyokat (AIC_cWt) táblázatba foglaltuk.

A fajok és a növényzeti struktúra kapcsolatát továbbá ordinációs módszerrel is vizsgáltuk. A megfelelő ordinációs eljárás kiválasztása előtt detrendent kanonikus korrespondencia analízissel (DCCA) teszteltük az ordinációban megjelenő latens környezeti változó jellemző gradiens hosszának értékét, mely azt méri, hogy a fajok adatai az ordinációs tengely mentén mennyiben adnak lineáris vagy unimodális választ. Ha ez az érték nagyobb 4-nél, akkor unimodális modellen alapuló ordinációs módszer alkalmazható, mint pl. a kanonikus korrespondencia analízis (CCA), amely ma a legelfogadottabb a környezeti tényezők közösség-szervező hatásainak vizsgálatában. Ha a gradiens hossz értéke kisebb 3-nál, akkor lineáris modelleken alapuló ordináció alkalmazható (pl. főkomponens analízis - PCA, redundancia analízis - RDA). Adataink elemzése során a gradiens hossz értékei kisebbek voltak 3-nál, így lineáris modellen alapuló becslést, redundancia analízist (RDA) alkalmaztunk. Az ordinációs vizsgálatot a teljes mintaterületre vonatkoztatva, a zárt erdőfoltok és a nyílt lékek adatainak felhasználásával végeztük. Az elemzések során a fajok egyedszám és a környezeti változók (esetünkben a 14 botanikai változó) értékeivel végeztük el a számításokat. Az ordinációs elemzéshez a CANOCO 4.5 szoftvert használtuk. A 14 botanikai változó közül Monte Carlo permutációs teszttel, automatikus szelekciót alkalmazva választottuk ki az összvariancia érték legnagyobb százalékát lefedő és így a legalkalmasabb változókat. Az RDA lefutását követően végül globális permutációs teszttel vizsgáltuk meg az ordinációba bevitt változókat, ami a környezeti változók és a fajok közötti kapcsolat szignifikanciáját teszteli.

Eredmények

A két év alatt a három vizsgált fajt tekintve összesen 1783 fogást regisztráltunk a teljes mintázott területen. A pírók erdeiegér fogásszáma 784 volt, melyből a zárt erdőfoltokban szignifikánsan kevesebb fogásunk volt, mint a lékekben (erdő: 143, lék: 641, $\chi^2 = 316.332$, $P < 0.001$). A sárganyakú erdeiegér fogásainak száma 813 volt, melyből a zárt erdőben 534, míg a lékekben 279 befogást regisztráltunk ($\chi^2 = 79.982$, $P < 0.001$). A vöröshátú erdeipocok esetén 186 volt a teljes területre összesített fogásszám, ebből 148 fogást a zárt erdőben, 38 fogást a lékekben jegyeztünk fel ($\chi^2 = 65.054$, $P < 0.001$). A teljes területre vonatkoztatva összehasonlítottuk a fajok évenkénti fogási adatait. A pírók erdeiegér szignifikánsan nagyobb számban került befogásra 2015-ben, mint 2016-ban (2015: 429, 2016: 345, $\chi^2 = 9.116$, $P < 0.01$). A két év között a sárganyakú erdeiegér (2015: 397, 2016: 416, $\chi^2 = 0.444$, n.s.) és a vöröshátú erdeipocok (2015: 89, 2016: 97, $\chi^2 = 0.344$, n.s.) esetében nem mutatható ki szignifikáns különbség a fogásszámokban.

5.1 Az általánosított lineáris kevert modellek eredményei

A lékes felújítógázás hatását általánosított lineáris kevert modellek (GLMM) felhasználásával modelleztük. Mind a három kiválasztott faj esetén tíz modellt futtattunk le a prediktor változók egyenkénti és ezek különböző kombinációjában értelmezett együttes hatásának teszteléséhez. A modellszelekció során a 10-nél kisebb ΔAIC_c értékű modelleket fogadtuk el, így ezek eredményei alapján értékeltük a különböző változók abundanciára gyakorolt hatását.

A pírók erdeiegér esetén két modell rendelkezett 10-nél kisebb ΔAIC_c értékkel. Mindkét modell tartalmazta a habitat és szezon hatását, valamint a habitat-szezon hatások interakcióját, ami arra utal, hogy az élőhelyhasználat különbözött az évszakok között.

1. táblázat: A GLMM modellezés prediktor változói (év, szezon, habitat) és hatásuk tesztje a pírók erdeiegér (*A. agrarius*) abundancia értékeinek változásában a két legerősebb modell alapján

AIC _c = 590.185				AIC _c = 395.143 $\Delta AIC_c = 9.252$			
<i>A. agrarius</i> ~ Hab+Season+Year+Hab*Season				<i>A. agrarius</i> ~ Hab+Season+Hab*Season			
Változók	B	z	P	Változók	B	z	P
(Intercept)	0.693	2.109	<0.05	(Intercept)	0.580	1.773	n.s.
Lék	1.378	3.048	<0.01	Lék	1.378	3.048	<0.01
Nyár	-2.368	-7.884	<0.001	Nyár	-2.370	-7.892	<0.001
2016	-0.242	-3.363	<0.001	Lék * Nyár	1.587	5.084	<0.001
Lék * Nyár	1.584	5.076	<0.001				

Hab – habitat (erdő, lék); Year – év (2015, 2016); Season – évszak (nyár, őszi)

A legerősebb modell paraméterbecslése alapján a pírók erdeiegér tömegességét a két vizsgált habitat közül a nyílt lék szignifikánsan pozitívan befolyásolta ($B = 1.378$, $z = 3.048$, $P < 0.01$), ami megerősítette, hogy a faj a vizsgálat ideje alatt elsősorban a lékeket preferálta (1. táblázat). A modellezés eredménye jól tükrözte a fajra jellemző szezonális dinamikát: a nyári periódus negatív befolyása szignifikáns volt ($B = -2.368$, $z = -7.884$, $P < 0.001$), mivel a pírók erdeiegér éves demográfiai mintázatában a létszámnövekedés nyár végére, őszire tolódik el és ez évente megismétlődik. A nyílt lék pozitív

hatása a Lék*Nyár interakció alapján nyáron erősebb volt ($B = 1.584$, $z = 5.076$, $P < 0.001$), mivel az interakció révén a kumulált pozitív meredekség nagyobb volt ($B_{\text{kum}} = 2.962$ $t = 5.392$, $P < 0.001$), mint a lék egyedüli hatása esetén. A második modell is bizonyította a lék pozitív és a nyári periódus negatív hatását a pirok erdeiegér tömegességére (1. táblázat).

A sárganyakú erdeiegér esetén a két legerősebb modell 2-nél kisebb ΔAIC_c értékkel rendelkezett. Mindkettő tartalmazta a habitat és szezon hatását, valamint a habitat-szezon hatások interakcióját, ami arra utal, hogy a különböző habitatok használata az évszakok között ennél a fajnál is eltérő volt. A további modellek ΔAIC_c értéke 10-nél nagyobb, így magyarázó erejük elhanyagolható az első két modelléhez képest.

2. táblázat: A GLMM modellezés prediktor változói (év, szezon, habitat) és hatásuk tesztje a sárganyakú erdeiegér (*A. flavicollis*) abundancia értékeinek változásában a két legerősebb modell alapján

AIC _c = 993.667				AIC _c = 995.495 ΔAIC _c = 1.829			
<i>A. flavicollis</i> ~ Hab+Season+Hab*Season				<i>A. flavicollis</i> ~ Hab+Season+Year+Hab*Season			
Változók	B	z	P	Változók	B	z	P
(Intercept)	1.645	20.621	<0.001	(Intercept)	1.627	18.621	<0.001
Lék	-1.192	-8.415	<0.001	Lék	-1.192	-8.418	<0.001
Nyár	-0.322	-3.673	<0.001	Nyár	-0.323	-3.677	<0.001
Lék * Nyár	0.983	6.395	<0.001	2016	0.037	0.525	n.s.
				Lék * Nyár	0.984	6.398	<0.001

Hab – habitat (erdő, lék); Year – év (2015, 2016); Season – évszak (nyár, őszi)

A paraméterbecslés alapján (2. táblázat) a sárganyakú erdeiegér fogásszáma a két élőhelytípus közül a nyílt lékekben szignifikánsan kisebb volt, mint a zárt erdőfoltokban ($B = -1.192$, $z = -8.415$, $P < 0.001$). A faj tömegességét a nyár szignifikánsan negatívan befolyásolta ($B = -0.322$, $z = -3.673$, $P < 0.001$). A Lék*Nyár interakció esetén kapott szignifikáns meredekség ($B = 0.983$, $z = 6.395$, $P < 0.001$) alapján a regressziós koefficiens kumulált értéke szerint a nyílt lékek negatív hatása nyáron az őszi periódushoz viszonyítva gyengébbnek bizonyult ($B_{\text{kum}} = -0.209$). A nyári periódusban a nyílt lékek negatív hatása nem volt szignifikáns ($t = 0.997$, n.s.). A második modell eredményei is alátámasztják a legerősebb modell eredményeit. Annak ellenére, hogy 2016-ban több egyed fogtunk, mint 2015-ben, az évek közötti különbségek hatását a második modell paraméterbecslése (2. táblázat) a nem szignifikáns becsült regressziós koefficiens ($B = 0.037$, $z = 0.525$, n.s.) alapján nem támasztotta alá.

A vöröshátú erdeipocok esetén a két legerősebb modell 2-nél kisebb ΔAIC_c értékkel rendelkezett. Mindkettő tartalmazta a habitat és szezon hatását, valamint a habitat-szezon hatások interakcióját. A további modellek ΔAIC_c értéke 10-nél nagyobb, így magyarázó erejük elhanyagolható az első két modelléhez képest. A becsült paraméterek alapján (3. táblázat) a vöröshátú erdeipocok tömegességét a nyár pozitívan befolyásolta ($B = 0.258$, $z = 1.564$, n.s.). Az élőhelyi heterogenitásra adott válasz tekintetében a vöröshátú erdeipocok abundanciáját a nyílt lékek negatívan befolyásolták ($B = -0.969$, $z = -1.710$, n.s.), ez a hatás azonban nem volt szignifikáns. A Lék*Nyár interakció paraméterbecslése alapján ($B = -2.398$, $z = -4.375$, $P < 0.001$) a nyílt lék negatív hatása nyáron erősebb volt, mivel az interakció értelmezésében a kumulált pozitív meredekség nagyobb volt ($B_{\text{kum}} = -3.367$), mint a lék egyedüli hatása esetén. A nyári periódusban a nyílt lékek negatív hatása szignifikánsnak bizonyult ($t = 4.272$, $P <$

0.001). A második modell paraméterbecslése alapján az évek eltérő hatását ennél a fajnál sem bizonyította a becsült meredekség ($B = 0.074$, $z = 0.507$, n.s.) (3. táblázat), bár az erdei pocok tekintetében is több egyedet fogtunk 2016-ban, mint 2015-ben.

3. táblázat: A GLMM modellezés prediktor változói (év, szezon, habitat) és hatásuk tesztje a vöröshátú erdeipocok (*M. glareolus*) abundancia értékeinek változásában a két legerősebb modell alapján

AIC _c = 520.201				AIC _c = 522.051 ΔAIC _c = 1.850			
<i>M. glareolus</i> ~ Hab+Season+Hab*Season				<i>M. glareolus</i> ~ Hab+Season+Year+Hab*Season			
Változók	B	z	P	Változók	B	z	P
(Intercept)	0.059	0.157	n.s.	(Intercept)	0.021	0.055	n.s.
Lék	-0.969	-1.710	n.s.	Lék	-0.969	-1.710	n.s.
Nyár	0.258	1.564	n.s.	Nyár	0.257	1.561	n.s.
Lék * Nyár	-2.398	-4.375	<0.001	2016	0.074	0.507	n.s.
				Lék * Nyár	-2.397	-4.375	<0.001

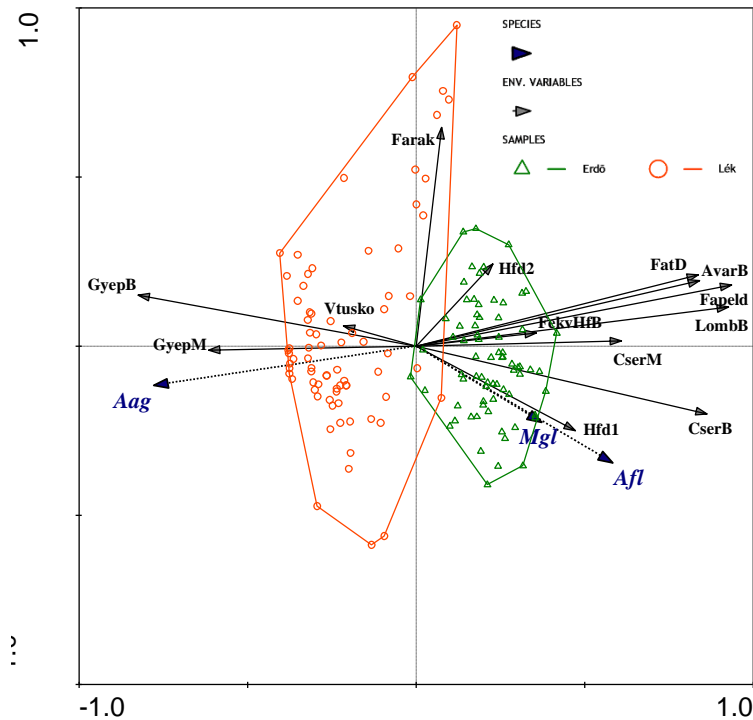
Hab – habitat (erdő, lék); Year – év (2015, 2016); Season – évszak (nyár, ősz)

A mikroélőhely asszociáltság vizsgálatának eredményei

A továbbiakban ordinációs eljárással vizsgáltuk meg a botanikai változók és a fajok térbeli eloszlása közötti összefüggést. Az RDA elemzés eredményét biplot diagramon ábrázoltuk (3. ábra).

A teljes modell esetén (mind a szignifikáns, mind a nem szignifikáns változók figyelembe vételével) az erdők mintapontjainak ordinációjában az RDA az összvariancia 100%-át magyarázta. Az első két tengely összesen 99.1 %-ot mutatott a fajok és a környezeti változók közötti kapcsolatból. A Monte Carlo permutációs teszt eredménye szerint a négy faj a teljes modell alapján szignifikánsan elkülönült egymástól, amelyben az első tengelynek volt a legnagyobb szerepe (első tengely: $F = 133.786$, $P < 0.01$; a négy tengely együtt: $F = 12.541$, $P < 0.01$). A forward selection szerint a következő magyarázó változók voltak szignifikáns hatásúak a fajok elkülönülésére: fapédányszám ($F = 114.73$, $P < 0.01$), cserjeszint borítás ($F = 9.42$, $P < 0.01$), gyepszint borítás ($F = 3.80$, $P < 0.05$), vágott tuskók száma ($F = 4.57$, $P < 0.05$), cserjeszint magasság ($F = 2.95$, $P < 0.05$), avarszint borítás ($F = 2.81$, $P < 0.05$).

Az RDA eredményeként kapott diagramon lehatároltuk a zárt erdőfoltokban található (zölddel jelölt) és a nyílt lékekben elhelyezett (narancssal jelölt) csapdapontokat (3. ábra). A triplot diagram szemléletesen mutatja, hogy a két élőhelytípus markánsan különbözik a mért növényzeti változók alapján. A lékekben a sűrű, magas gyepszint a meghatározó, míg a zárt erdőfoltokban az 1. kategóriájú holtfa nagy mennyisége és a fák nagy száma, nagy törzsátmérője mellett magas és sűrű cserjeszint, magas fekvő holtfa, lombkoronaszint és avarszint borítás jellemző. A botanikai változók alapján a diagramon jól látszik a pirók erdeiegér, valamint a sárganyakú erdeiegér és vöröshátú erdeipocok térbeli szegregációja. A sárganyakú erdeiegér tömegessége az 1. kategóriájú (legvékonyabb) holtfával és a cserjeszint borítással mutatott szoros pozitív korrelációt. A faj elkerülte a sűrű, magas gyepszintű lékeket. A vöröshátú erdeipocoknál látható eredmények hasonlóak, mint a sárganyakú erdeiegérnél. A pirók erdeiegér szorosan kötődött a magas, sűrű gyepszinthez és elkerülte a magas lombkoronaszint és avarszint borítással, sok vastag törzsű fával jellemezhető zárt erdőfoltokat, ahol a cserjeszint borítása is magas volt.



3. ábra: A fajok térbeli szegregációja az RDA eredményei alapján

Összefoglalás

A Bükkhát Erdőrezervátum területén 2015-ben és 2016-ban elevenfogó csapdázással vizsgáltuk a kisemlősök mikroélőhely szintű asszociáltságát és az itt alkalmazott lékes felújítógáz hatását. A pufferzónában júliustól októberig, négy hónapon keresztül gyűjtött abundancia-adatokkal dolgoztunk. Az analízishez három rágcsálófaj – sárganyakú erdeieger (*Apodemus flavicollis*), pirók erdeieger (*Apodemus agrarius*), valamint vöröshátú erdeipocok (*Myodes glareolus*) – fogási adatait használtuk fel. A lékes felújítógáz hatását általánosított lineáris kevert modellek (GLMM) alkalmazásával modelleztük. Alapvetően a két markánsan különböző élőhelytípus, a zárt erdő és a létrehozott nyílt lékek, a két érintett év és évszak (nyár és ősz) fix hatását értelmeztük, míg a különböző mintavételi kvadrátok jelentették a random hatást.

A modellek a pirók erdeieger esetén markánsan kiemelték a lékek pozitív hatását, mutatva, hogy a faj a zárt erdőterületekkel szemben eltérő választ mutat a mesterségesen létrehozott lékek megjelenésére. Mindhárom faj válasza különbözött a két érintett évszak között. A habitat és az évszak hatását együtt értelmezve azt az eredményt kaptuk, hogy a sárganyakú erdeieger ősszel, a vöröshátú erdeipocok nyáron preferálta a zárt erdőfoltokat. A fajok mikrohabitat asszociáltságát a csapdapontok körül felmért 14 botanikai változó alapján többváltozós statisztikai módszerekkel (redundancia analízis, GLMM) vizsgáltuk, melyek a vegetáció fiziognómiai struktúrájának több mért változója esetén bizonyították a fajok mikroélőhely-szintű asszociáltságában feltételezett jelentőségét. A botanikai változók és a fajok abundancia értékei közötti összefüggést redundancia analízissel (RDA) vizsgálva azt az eredményt kaptuk, hogy a pirók erdeieger mennyiségi eloszlását leginkább a gyepszint magassága és borítása, a fapeldányszám és a lombkorona-, valamint az avarszint borítása

határozta meg, míg a másik két faj egyértelműen a vékony holtfa nagyobb mennyiségéhez és a sűrű cserjeszinthez kötődött. A fajok mikroélőhely asszociáltságának általánosított lineáris kevert modellekkel végzett vizsgálata a pirók erdeiegér esetében a fapéldányszám negatív hatását emelte ki, míg a sárganyakú erdeiegér és a vöröshátú erdeipocok a magas cserjeszint borításhoz kötődött.

Eredményeink szerint az erdőgazdálkodás hatására kialakuló élőhelyi heterogenitás makrohabitat szinten is elősegítette a fajok közötti térbeli szegregációs mechanizmus kialakulását, ami biztosítja a fajok koegzisztenciáját. A többváltozós statisztika segítségével kimutattuk a vegetáció struktúra több változójának jelentőségét a fajok mikroélőhely asszociáltságában. Jelen tanulmányunk megerősíti, hogy a mikrohabitat szintű asszociációk vizsgálata mellett a makrohabitat szintű válaszok leírása is fontos a fajok élőhely használata és választása, valamint térbeli szegregációja szempontjából, különös tekintettel akkor, ha az erdőgazdálkodási módszer nagyobb térléptékben alakítja át, fragmentálja az erdő szerkezetét. Ezek az eredmények nemcsak a vizsgált fajok populációdinamikai és térbeli eloszlása tekintetében adnak új információt a fajok eddigi ökológiai ismeretéhez, hanem az erdőgazdálkodás számára is felhasználható alkalmazott ökológiai megközelítésben is értelmezhetők.



1-2: kép: A Bükkhát Erdőrezervátum területén vizsgált

Kisemlősök intra- és interspecifikus megközelítésű élőhely választása fragmentált erdőterületen

Bevezetés

Az elsődleges homogén környezet fragmentációja, valamint az élőhely foltok diverzitásának és mozaikos karakterének növekedése azt okozta, hogy számos faj elvesztette folytonos eloszlását. Az élőhely (habitat) feldarabolódás folyamata alapvetően két elkülöníthető változást von maga után, mint egyrészt egy adott élőhely típus redukciója, másrészt bizonyos területek elvesztését is. Egy nagy populációval szemben a kisebb szubpopulációk elterjedését az alkalmas élőhely foltok megléte, illetve hiánya szabályozza. A kisemlős populációk és közösségek tanulmányozásánál fontos kérdés, hogy a szimpatikus rokon fajok hogyan választják meg élőhelyüket, van-e közöttük élőhely, illetve finomabb léptékben mikro-élőhely átfedés, valamint hogyan hasznosítják a rendelkezésükre álló forrásokat. Ennek megfelelően a habitat választás mind az intraspecifikus, fajon belüli denzitásfüggő folyamatokat, mind a fajok közötti interspecifikus kölcsönhatásokat is befolyásolja. Közösségi szempontból mindez azért jelentős, mert a populációk közötti mechanizmusok meghatározzák a közösségek szerkezetét és diverzitását. A sűrűségfüggő interspecifikus kölcsönhatások tovább módosítják a habitat választást.

A természetes és emberi zavarások, beavatkozások a vegetációstruktúra változását okozzák, melyek hatására jelentősen módosul az adott táj szerkezete és funkciója. Ezek a hatások különösen veszélyeztető tényezőként jelennek meg a megmaradt természetes és természet közeli erdőállományok esetén, így szinte minden éghajlati öv erdei ökoszisztémájában a zavarások okozta fragmentáció hatásának vizsgálata kiemelt kutatási terület. Különösen az emberi aktivitás növekedésével megjelenő végvágás és a különböző fakitermelési módszerek hatására a fennmaradt erdőterületek az egész világon jelentősen és gyorsan változtak.

A populációszabályozás, a habitatválasztás és a közösségek szerveződésének mintázatait sűrűségfüggő folyamatok határozzák meg (MORRIS 1988, 1999a). A sűrűségfüggő élőhely választás elmélet feltételezi, hogy az egyed olyan habitatot választ melyben maximalizálhatja fitneszét, illetve a választott habitatban a „fitnesz előny” mértéke csökken a populáció sűrűségének növekedésével, ami az egyedek egy részét alacsonyabb értékű, alternatív élőhelyek használatára kényszeríti. Egy adott populáció fitnesze és sűrűsége közötti összefüggés az egyedek elfoglalt élőhelyek közötti szétterjedésében és abundanciájában tükröződik. A habitatválasztás mechanizmusára vonatkozóan számos elméleti munka és esettanulmány született.

A sűrűségfüggő élőhelyválasztás megértésében és modellezésében új szemléletet hozott a Morris-féle izodárelmélet. Az izodárok használhatók a habitatok közti különbségek hatásának vizsgálatára és segítségünkre lehet a populáció szabályzás folyamatainak megértéséhez. A habitat izodár egy adott faj esetén azon pontok összessége a faj két élőhelyen jellemző sűrűségének állapotterében, amely mentén a fitnesz egyenlő a két élőhely összehasonlításában. A modell feltételezi a sűrűségfüggő habitatválasztást, ha a sűrűségértékek a két élőhelyen szignifikánsan és pozitívan korrelálnak, tehát a sűrűség függő habitat-szelekció a regresszió által meghatározott szignifikáns meredekséggel határozható meg. A modell szerint a habitatok kvalitatívan és kvantitatívan is különbözhetnek. A kvantitatív különbség csak az élőhelyek eltérő produktívitasában mutatkozik meg, tehát az eltérő habitatokban élő egyedek egyforma hatékonysággal hasznosítják a forrásokat, de a maximális fitnesz, eltartó képesség és a maximális növekedési ráta különbözni fog. A kvantitatív különbségek az izodár metszéspontjában tükröződnek, ami az élőlény által preferált habitatban lévő sűrűséget

reprezentálja, mikor az alternatív élőhely elkezd betelepülni. Az izodár meredeksége, vagyis ha a meredekség 1-nél szignifikánsan nagyobb vagy kisebb az élőhelyek közti minőségbeli különbségeket mutatja és az egyedek forráshasznosító és szaporodási képességének mértékét tükrözi a két eltérő habitatban.

Összefoglalva, ha a regressziós meredekség szignifikánsan különbözik 1-től és a tengelymetszet szignifikánsan eltér nullától, akkor a kapott izodár egyenes a fitnessz, a denzitás és a habitat közötti összefüggést jelzi, vagyis a fitnessz és a sűrűség viszonya a függ az élőhelytől. Az izodár egyenletek koefficienseiből levezethető minőségi és mennyiségi élőhely különbség kombinációi alapján következtetéseket tudunk levonni az élőhely-függő populációszabályozásra vonatkozóan.

A fenit elméleti megközelítés alapján a Bükkhát Erdőrezervátum pufferterületén a kisemlősök elevenfogó csapdázásával ennek hatásnak a vizsgálatát végeztük 2015-2016-ban, amely két évben gyűjtött adatok felhasználásával a területen kimutatott két leggyakoribb rágsáló, a sárganyakú erdeiegér, *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834) és a pirók erdeiegér, *A. agrarius* (Pallas, 1771) denzitásfüggő élőhely-választását vizsgáltuk. A dolgozat témája mint alap (a fajok erdőfragmentációra adott válaszána, sűrűségfüggő élőhely-választásának vizsgálata), mint több alkalmazott ökológiai megközelítésben (erdőgazdálkodási kezelések hatásának vizsgálata, az erdei biotópok természetvédelmi megőrzése, a szegregációs mechanizmusok okozta populáció transzlokációk által megjelenő kártevő fajok szétterjedése) is releváns.

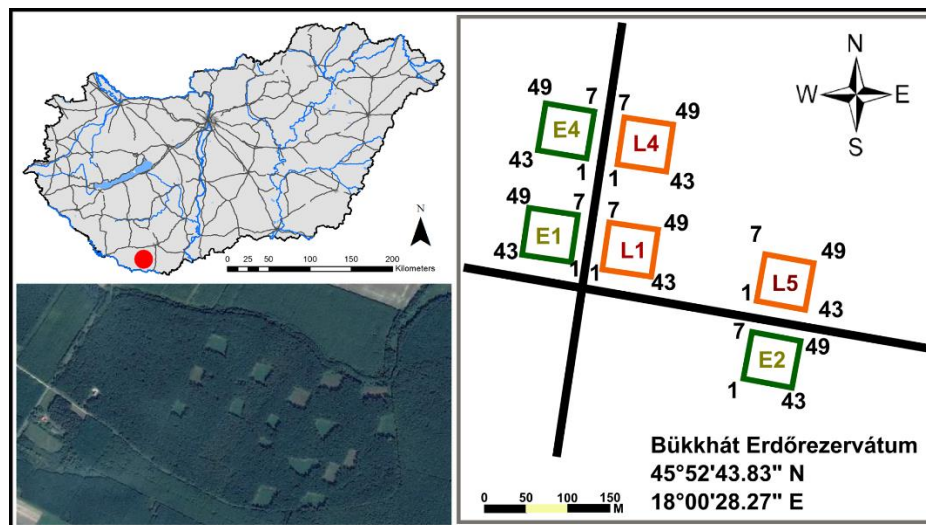
Kérdések és célkitűzések

A Bükkhát Erdőrezervátum védőzónájában alkalmazott alternatív erdőgazdálkodási módszer, nevezetesen a lékes felújítógázás a pufferterület nagy részén a korábban összefüggő erdőtagok fragmentációját okozza. Ennek következtében releváns kérdés, hogy a kisemlősök a kialakuló élőhelyi heterogenitásra milyen populációdinamikai választ adnak. A fragmentumokban megmaradt zár erdőfoltok mellett megjelenő mesterséges lékek mennyiben segítik a forráshasznosításban jelentősen átfedő fajok térbeli szegregációját, koegzisztenciáját. Ennek megfelelően a vizsgált pufferterület két különböző élőhelyén (zárt erdő, mesterséges lék) nagy frekvenciával, eudomináns fajként kimutatott sárganyakú és pirók erdeiegér élőhely-használatának vizsgálatában a következő kérdésekre kerestük a választ:

- A fogási adatok alapján a két fajnál mérhető-e preferencia valamelyik habitat típus irányába?
- Az izodár módszer alapján bizonyítható-e valamelyik, vagy mindkét faj esetén is a sűrűségfüggő élőhely-választás?
- A habitat-használat, illetve -választás befolyásolja-e a két faj populációjának szabályozását?
- Interspecifikus megközelítésben az élőhely-használat kölcsönösen hatással van-e fajok sűrűségére?
- Intraspecifikus megközelítésben a sűrűségfüggésnek vagy a populációk közötti feltételezett kompetitív interakciónak van-e nagyobb hatása a két vizsgált faj élőhely-használatára?

A kérdéseknek megfelelően a következő célkitűzéseket fogalmaztuk meg:

- A két faj fogási adataink vizsgálata, a mesterséges lécek és a zárt erdőfoltok irányba feltételezett preferencia tesztelése.
- A sűrűségfüggő élőhely-választás vizsgálata a Morris (1988) által leírt izodár módszer alapján.
- A sűrűségfüggő élőhely-választás vizsgálata interspecifikus megközelítésben, a feltételezett kompetíciós viszony értékelése többszörös regressziós modellekkel.



1. ábra: A mintavételi területek elhelyezkedése az erdőrezervátum puffert területén 2015-2016-ban

Anyag és módszer

Mintavételi területek

Vizsgálataink helyszíne a 2002-ben erdőrezervátummá nyilvánított Bükkhát területe. A 33. számú Bükkhát Erdőrezervátum a Drávamenti-síkságon, közelebről a Fekete-víz síkján, Vajszló és Páprád települések között, ármentesített területen található. Az erdőrezervátum 452 ha összterületéből a magterület nagysága 52 ha, a védőzóna 400 ha. A Dráva-mente egyik legnagyobb összefüggő erdőtömbjének része, állományait síkvidéki gyertyános-kocsányos tölgyesek (*Fraxino pannonicae-Carpinetum*), a mélyebb részeken tölgy-kőris-szil ligeterdők (*Scillo vindobonensis-Ulmetum*) alkotják. A magterületeket 2002 óta semmiféle bolygatás nem érte, így ezeken megindult a természetes előregedés, holtfa- és lécképződés. A védőzóna hasonló korú állományokban 2002-től kezdve különböző méretű, alakú és intenzitású lécek felújító vágásokkal kísérleteznek.

A kisméretű felméréshez a vizsgálati területen 2015-ben két fiatalkorú (1-2 év) és kisméretű (0,1 – 0,3 ha) mesterséges léck (L1, L5), valamint két zárt erdőtagban (E1, E2) helyeztük ki a mintavételi kvadrátot. Míg 2016-ban a mintavételre befogott lécek és erdőterületek számát is eggyel növeltük (1. ábra).

Csapdázási metodika

Mindkét vizsgálati évben a felmért lécekben és a zárt erdőfoltokban egyenként 7×7-es csapdahálót használtunk, amit a lécek teljes lefedettsége és a szegélyhatás figyelembevételével 12 m-es csapdatávolsággal helyeztünk ki. Ennek megfelelően 2015-ben a 4 működő kvadrát alapján 196, míg 2016-ban a 6 különböző mintakvadrát alapján összesen 294 elevenfogó kisemlős dobozcsapdával (75×95×180 mm) végeztük a felmérést. Csalétekként növényi olajjal kevert kukoricát, illetve szalonnát használtunk. Minden csapdaháló rácspontjait az első mintavételi periódus előtt pontosan kimértük és számozott vízálló műanyag kartonlapokkal ellátott 100 cm-es karókkal jelöltük.

Az elevenfogó csapdák alkalmazásával a fogás-jelölés-visszafogás (capture-mark-recapture=CMR) módszert alkalmaztunk. Mindkét évben júliustól augusztusig négy hónapon keresztül, havonként 5 éjszakai napi periódusokban csapdázunk. A mintavételezésnél éjszaka és nappal is működnek a csapdák, melyeket napi egyszer, reggel 7⁰⁰ órától ellenőrizzük. Az öt napos csapdázási periódus alatt így 5 alkalommal kellett ellenőrizni a csapdákat. Ennek megfelelően 2015-ben 3920, míg 2016-ban 5880 csapdaéjszaka volt, így mindkét évet tekintve összesen 9800 csapdaéjszaka adatait használtuk fel az elemzéshez.

A csapdázások során feljegyeztük a befogott állat nemét (nőstényeknél gravitást, laktálást is feltüntetve), a hímek és a nőstények ivarzó állapotát, korát, tömegét, csapdaszámot és az egyéni kódját. Az állatok egyedi jelöléséhez az ujjpercek tetoválását alkalmaztuk. Ez a módszer egyedi jelölést biztosít és az állat a fogástörténete során mindig azonosítható, valamint a csonkítással szemben természet- és állatvédelmi, valamint etikai szempontból is elfogadott. A csapdaellenőrzések adatait terepi naplóba rögzítettük, amelynek adatmezői mindig azonosak, ami mind az adatbevitelt, mind a visszafogások könnyebb visszakeresését biztosította.

Botanikai mintavételezés

A kutatás során a botanikai változók felméréséhez minden mintavételi helyen egy négyzet alakú, 7×7-es elrendezésű rácsháló került kijelölésre. A rácshálót alkotó 49 botanikai kvadrátot úgy jelöltük ki, hogy ezek közepén helyezkedtek el a csapdapontok. A botanikusok az így kapott 12×12 m-es mintanegyzetekben, minden csapdapont környezetében elvégezték a felvételezést (2. ábra). Az ábrán a négyzetek a 12×12 m-es botanikai kvadrátokat, a karikákban látható számok a kisemlős mintavételi pontokat jelölik (1-től 49-ig sorban számozva).

A botanikai változók részletes leírása:

e) Lombkoronaszint

- Lombkoronaszint borítása a vizsgált 12 × 12 m-es négyzetre vonatkoztatva (%-ban)
- Fafajok tőszáma (db)
- Egyes egyedek átmérője a következő kategóriákba sorolva (40 cm-nél vastagabb, 20-40 cm közötti, 10-20 cm közötti, 5-10 cm közötti), ebből átlagos átmérő számítása

f) Cserjeszint

- Cserjeszint borítása a vizsgált 12 × 12 m-es négyzetre vonatkoztatva (%-ban)
- A kvadrát területén 5 % feletti borítási értékkel rendelkező fás szárú fajok átlagos magasságából és borítás értékeiből súlyozással számított átlagos cserjeszint magasság

g) Gyepszint

- Gyepszint borítása a vizsgált 12 × 12 m-es négyzetre vonatkoztatva (%-ban)
- A kvadrát területén 5 % feletti borítási értékkel rendelkező lágymű és fűszárú fajok átlagos magasságából és borítás értékeiből súlyozással számított átlagos gyepszint magasság

h) Talaj borítottságára vonatkozó háttér változók

- Talaj borítottságára vonatkozó paraméterek: avar és a borítás nélküli nyílt talajfelszínek %-os aránya a vizsgált 12×12 m-es négyzetre vonatkoztatva

A botanikai változók továbbiakban:

LombB: Lombkoronaszint borítás (%)

TörzsD: Átlagos fatörzs átmérő (cm)

Fapeld: Fapéldányszám (db)

CserB: Cserjeszint borítás (%)

CserM: Cserjeszint átlagos magassága (cm)

GyepB: Gyepszint borítás (%)

GyepM: Gyepszint átlagos magassága (cm)

Avar: Avarborítás (%)

1	2	3	4	5	6	7
8	9	10	11	12	13	14
15	16	17	18	19	20	21
22	23	24	25	26	27	28
29	30	31	32	33	34	35
36	37	38	39	40	41	42
43	44	45	46	47	48	49

2. ábra: A botanikai felmérések mintakvadrátjainak elhelyezkedése a csapdaháló mintavételi pontjaihoz viszonyítva

Fogási adatok feldolgozása

Az elevenfogó csapdázás alapján végzett kisemlős monitorozás adatait Access adatbázisban tároljuk, amelyben egy rekord egy mintavételi ellenőrzés során megfogott kisemlős egyed adatait tartalmazza (faj, csapdaszám, kor, ivar, tömeg, egyedi kód, fogáskód). Jelen dolgozatban kisemlősök abundanciájának értékeléséhez a mesterséges léket és a zárt erdőt mintázó, egymással szomszédos kvadrátok adatait használtuk fel. A szimmetrikus csapdatorokkal működő kvadrátpárok száma eltért a két évben, 2015-ben kettő (L1 vs. E1, L5 vs. E2), míg 2016-ban 3 területpár (L1 vs. E1, L5 vs. E2, L4 vs. E4) adataiból végeztük a számításokat. A statisztikai vizsgálatok során elsőként megadtuk mintaterületeken jellemző kisemlős együttesek fajösszetételét és a fajok egyedszámát a két vizsgálati időszak tekintetében. A két különböző élőhelyen (zárt erdő vs. mesterséges lék), illetve a két évben kimutatott fajok dominancia sorrendjét gyakorisági hisztogramok alapján értékeltük. A fajok relatív gyakoriságát, vagy dominanciáját az alábbi képlettel számítottuk:

$$D = \frac{n_i}{N} \times 100$$

ahol n_i az i -edik faj egyedszáma és N az összegyedszám. Eudomináns fajok esetén ennek értéke $D > 10\%$, dominánsoknál $D = 5-10\%$, szubdominánsoknál $D = 2,1-5\%$, recedenseknél $D = 1-2\%$, szubrecedenseknél pedig $D < 1$ (SUCHOMEL *et al.* 2012). A fenti kategorizálás alapján értékeltük a két különböző erdőterület és a két markánsan különböző erdőrésszel fajösszetételének dominancia sorrendjét.

A mindkét évben és minden területen eudomináns pirók és a sárganyakú erdeiegér élőhely-választását elsőként relatív abundancia index számításával vizsgáltuk:

$$RAI = \frac{N_{lék} - N_{erdő}}{N_{lék} + N_{erdő}}$$

ahol $N_{lék}$ és $N_{erdő}$ a lékekben és az erdőfoltokban kapott abundancia adatokat jelöli. Ha szükséges volt, az abundanciákat a csapdázási ráfordítás különbségével standardizáltam. A RAI értéke +1-től (amikor az adott faj csak a lékek területén fordult elő) -1-ig tarthat (a faj csak a zárt erdőfoltokban található meg). A RAI index értékét mindkét faj esetén először a két évet külön-külön tekintve a mintavételi ráfordítás összesített adatai alapján határoztuk meg. A továbbiakban a RAI értéket minden mintavételi hónap adatai alapján is kiszámoltuk, majd az elméleti semleges területhasználathoz viszonyítva egymintás t -teszttel vizsgáltuk a fajok eltérő területhasználatát (ZAR 2010). A fenti számításokat a két év összesített adatai alapján is elvégeztük.

A Morris-féle izodár elmélet teszteléséhez első lépésben 8 mért botanikai változó (1. táblázat) alapján a két terület (mesterséges lék, zárt erdő) fiziognómia szerkezetének különbségét főkomponens analízissel (PCA) vizsgáltuk, amihez R környezetet (R CORE TEAM 2016) használtuk.

Munkánk során két megközelítésben alkalmaztuk az izodár technikát. Elsőként intraspecifikus megközelítésben a domináns fajok esetén külön-külön vizsgáltuk az izodárok által leírható élőhely-választási különbséget, illetve ennek populációszabályozásban betöltött szerepét. Az élőhely izodárja egy adott faj esetén azon pontok összessége a faj két élőhelyen jellemző sűrűségének állapotterében, amely mentén a fitness egyenlő a két élőhely összehasonlításában. A habitatok közötti kvantitatív különbséget az izodár tengelymetszete (a regressziós egyenes és az 'y' tengely metszéspontja) tükrözi, míg a habitatok közötti kvalitatív különbséget az izodár meredeksége magyarázza. Ennek megfelelően a regressziós koeficiens, vagyis a meredekség értékének eltérését $b_1 = 1$ értékhez kell tesztelni, míg a tengelymetszet, vagyis az intercept $y = 0$ értékhez viszonyított eltéréseinek szignifikanciáját kell meghatározni. Az izodár egyenleteket a lineáris regresszió Modell II módszerével becsültük, amely során minden analizált változó esetén összehasonlítható random hibát becsülünk, mivel az analízis során csökkenti a multikollinearitás hatását, valamint független a változók közötti mérési hibáktól. Az izodár koeficiens szignifikanciájának tesztelését a Modell II-ben elérhető bootstrap analízisre alapoztuk, amely alapján 1000 ismétléssel megbecsüljük az izodár koeficiens (meredekség, intercept) konfidencia intervallumát (CI). Amennyiben a tengelymetszet vagy intercept esetén a konfidencia intervallum értékei nullán illetve a meredekség esetén 1-en kívül esik, mindkét koeficiens értéke szignifikánsan eltér a nullhipotézisben megadott értéktől. Ennek további bizonyításához a konfidencia intervallum illetve a kritikus t -érték felhasználásával kiszámítottuk az izodár koeficiens standard hibáját ($\pm SE$), majd ennek felhasználásával az intercept esetén 0-hoz, míg az izodár meredeksége esetén 1-hez viszonyítva t teszttel vizsgáltuk a koeficiens szignifikanciáját.

A másik, többfajos megközelítésben a populációk között feltételezett kompetitív viszonyt értékeltük, így ebben az esetben többszörös regressziós modellekkel vizsgáltuk az esetünkben fennálló kétfajos interspecifikus viszonyban a koegzisztens kompetitor faj sűrűségének hatását. A többszörös regressziós modellt mindkét Apodemus faj esetében úgy építettük fel, hogy az izodár egyenesek alapján az adott élőhelytípusban jellemző sűrűségük, mint függő változók ebben az esetben is megmaradtak függő változónak (*A. agrarius* lékekben jellemző sűrűsége, *A. flavicollis* zárt erdőfoltokban mért sűrűsége) és mindkét faj esetén három prediktor változó hatását vizsgáltuk. Ezek közül az első volt a vizsgált faj másik élőhelyen kimutatott abundanciája, míg a másik két prediktor változó a kompetitor faj mindkét élőhelyen jellemző abundanciája volt. Ennek megfelelően a két lefuttatott többszörös regressziós alapmodell a következő volt: $Aag_{Lék} \sim Aag_{Erdő} + Afl_{Lék} + Afl_{Erdő}$; $Afl_{Erdő} \sim Afl_{Lék} + Aag_{Erdő} +$

A_gLék. Mindkét esetben többszörös regresszióanal modellszelekcióhoz forward stepwise módszert alkalmaztunk. Az izodár egyenesek becslését a többszörös regressziós vizsgálatot R környezetben végeztük (R CORE TEAM 2016).

Eredmények

A mintavételi területek faunisztikai összehasonlítása

A Bükkhát Erdőrezervátum területén végzett csapdázások során 2015-ben a vizsgálatba bevont 4 mintavételi területen 406, míg 2016-ban a 6 mintakvadrátban 619 kisemlős példányt fogtunk meg. Az első mintavételi évben 9, míg 2016-ban 13 kisemlős fajt mutattunk ki a vizsgált élőhelyeken. Kimutatott fajok közül 2015-ben a cickányok (Soricidae) 3 faja, a pocokfélék (Arvicolinae) 2 faja, illetve az egérformák (Murinae) esetében 4 faj fordult elő a monitorozott habitatokban (1. táblázat). A mintaterületeken 2016-ban mindegyik taxon esetén a fajok számának növekedését tapasztaltuk, 5 cickány, 3 pocok, illetve 5 egér fajt mutattunk ki (2. táblázat).

A rágsálók közül 2015-ben két faj, a pirók erdeieger, *Apodemus agrarius* (Pallas, 1771) és a sárganyakú erdeieger, *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834) fordult elő mind a négy mintakvadrátban, e két faj egyaránt megjelent a zárt erdőfoltokban és a mesterséges lékekben is. A közönséges erdeieger, *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758) és a vöröshátú erdeipocok, *Myodes glareolus* (Schreber, 1780) egy kivételével az összes területről megkerült. Ezen fajokkal szemben, melyek mind a zárt erdőben, mind a nyílt élőhelyeken előfordultak, a keleti cickány, *Crocidura suaveolens* (Pallas, 1811) és a mezei pocok, *Microtus arvalis* (Pallas, 1778) egyedeit kizárólag a mesterséges lékekben fogtuk meg. A mezei cickány, *Crocidura leucodon* (Hermann, 1780), a törpeeger, *Micromys minutus* (Pallas, 1771) és az erdei cickány, *Sorex araneus* (Linnaeus, 1758) csak 1-1 mintavételi kvadrátban fordult elő (1. táblázat).

1. táblázat: A kimutatott kisemlős fajok egyedszám adatai 2015-ben

Faj	Mintaterület	E1	E2	L1	L5
<i>A. agrarius</i>		24	4	67	68
<i>A. flavicollis</i>		35	48	40	58
<i>A. sylvaticus</i>		6	0	2	1
<i>C. leucodon</i>		0	1	0	0
<i>C. suaveolens</i>		0	0	2	4
<i>M. arvalis</i>		0	0	3	6
<i>M. glareolus</i>		10	15	5	0
<i>M. minutus</i>		0	0	0	5
<i>S. araneus</i>		0	0	0	2
Összesen:		75	68	119	144

A pirók erdeieger, a sárganyakú erdeieger és a vöröshátú erdeipocok egyedeit 2016-ban minden mintavételi kvadrátunkban kimutattuk, illetve a közönséges erdeieger egy mesterséges lék kivételével (L5) szintén minden vizsgált erdőrészen megjelent. A mezőgazdasági területeken előforduló, kártevő fajnak számító mezei pocok, továbbá a keleti cickány egyedeit csak a mesterséges lékekben tudtuk kimutatni. A mezei pocokhoz hasonlóan szintén mezőgazdasági területekhez kötődő gűzüeger, *Mus spicilegus* (Petényi, 1882) két egyedét

mutattuk ki 2016-ban. A 2015-ös évhez viszonyítva új fajként jelent meg a védett csalitjáró pocok, *Microtus agrestis* (Linnaeus, 1761), illetve a védett *Neomys* genus 2 faja, a közönséges vízicickány, *Neomys fodiens* (Pennant, 1771) és a Miller-vízicickány, *Neomys anomalus* (Cabrera, 1907) (2. táblázat). Az eredmények közül kiemelkedő a vizsgálati területeken 2015-ben megjelent 4, illetve 2016-ban megjelent 7 védett faj, melyek a nyílt és száraz területeket kedvelő *Crocidura* genus két cickány faja, a *Sorex* nemzetség egy faja, a *Neomys* genus két faja, valamint a csalitjáró pocok, illetve a törpeegér.

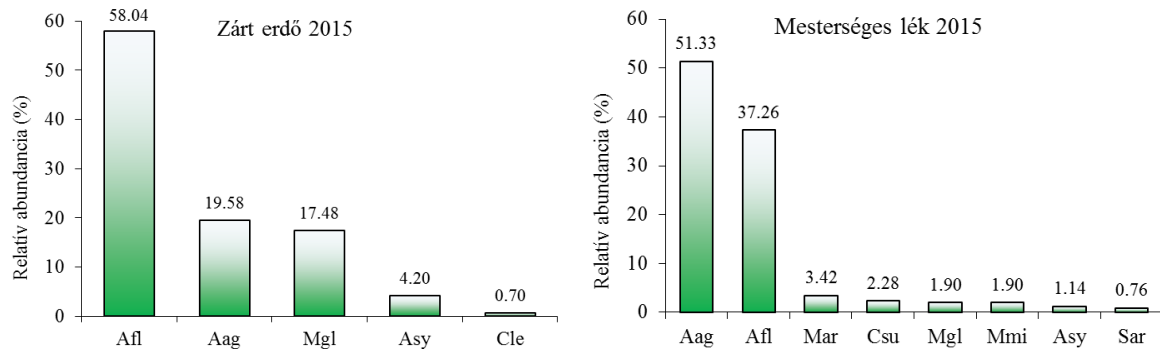
A kisemlősök dominancia sorrendjét mind a két vizsgált évben külön-külön a zárt erdőfoltok és a nyílt mesterséges lécek területére összevontan értékeltük. Elsőként 2015-ben, a zárt erdőben kimutatott 5 fajt ábrázoltuk faj-gyakorisági hisztogramon (2. ábra). Ebben a fajkészletben eudomináns ($D > 10\%$) faj volt a sárganyakú erdeieger, a pirók erdeieger és a vöröshátú erdeipocok, melyek a dominancia sorrend első három helyén szerepeltek. A rangsorban a közönséges erdeieger szubdomináns fajként következett ($D = 2.1-5\%$), míg a rangsor utolsó helyére került mezei cickány szubrecedens ($D < 1\%$) volt (. ábra).

2. táblázat: A kimutatott kisemlős fajok egyedszám adatai 2016-ban

Faj	Mintaterület	E1	E2	E4	L1	L4	L5
<i>A. agrarius</i>		25	11	12	55	24	79
<i>A. flavicollis</i>		40	64	60	14	24	23
<i>A. sylvaticus</i>		3	4	6	2	2	0
<i>C. leucodon</i>		0	0	0	0	1	0
<i>C. suaveolens</i>		0	0	0	2	6	3
<i>M. agrestis</i>		0	0	0	1	0	0
<i>M. arvalis</i>		0	0	0	10	32	12
<i>M. glareolus</i>		31	23	12	2	1	2
<i>M. minutus</i>		0	1	0	6	7	8
<i>M. spicilegus</i>		0	0	1	0	1	0
<i>N. anomalus</i>		0	1	0	1	1	3
<i>N. fodiens</i>		0	0	0	1	0	1
<i>S. araneus</i>		0	0	0	0	1	0
Összesen:		99	104	91	94	100	131

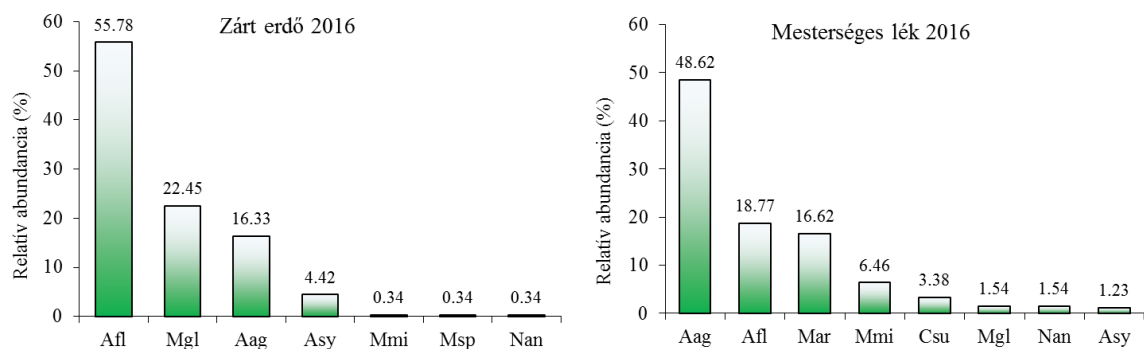
A mesterséges léceknél a kimutatott 8 kisemlősfaj gyakorisági értékeit ábrázoltuk, ami alapján két eudomináns faj volt ebben a élőhelytípusban, a pirók és a sárganyakú erdeieger. A mezei pocok és a keleti cickány szubdomináns fajként, míg a vöröshátú erdeipocok, a törpeegér és a közönséges erdeieger recedens ($D = 1-2\%$) fajként volt jelen. A területen szubrecedens fajként még megtalálható volt az erdei cickány is (3. ábra). A zárt erdőben és a léceken található vizsgálati területek 2015-ös adatait tekintve tehát a sárganyakú és a pirók erdeieger mindkét élőhelytípusban a legmagasabb gyakoriságú eudomináns fajként jelent meg.

A zárt erdők területén 2016-ban 7 kisemlősfajt tudtunk kimutatni, melyek gyakorisági hisztogramját ábrázoltuk (4. ábra). A dominancia sorrend első három helyén eudomináns ($D > 10\%$) fajként szerepelt a sárganyakú erdeieger, a vöröshátú erdeipocok és a pirók erdeieger. Nagyobb jelentőségű, szubdomináns fajként jelent meg a közönséges erdeieger, majd a rangsorban megegyező relatív abundancia értékekkel követte a törpeegér, a güzüeger és a Miller-vízicickány, mint szubrecedens fajok (4. ábra).



3. ábra: Zárt erdők és mesterséges lékek faj-gyakorisági hisztogramjai 2015-ben

A mesterséges lékek esetén 8 fajt ábrázoltunk a gyakorisági hisztogramon, azonban ezen fajokon kívül további 5 kisemlős előfordulását mutattuk ki, melyek mind szubrecedens fajként jelentek meg a fajkészletben. A lékek 2016-os összesített adatai alapján három eudomináns faj volt; a pirók és a sárganyakú erdeiegér, valamint a mezei pocok. A törpeegér és a keleti cickány szubdomináns ($D=2.1-5\%$), míg a vörshátú erdeipocok, a Miller-vízicickány és a közönséges erdeiegér recedens ($D=1-2\%$) fajként volt jelen a területeken.



4. ábra: A zárt erdők és mesterséges lékek faj-gyakorisági hisztogramjai 2016-ban

A mintavételi területeken kimutatott kisemlősök egyedszám, illetve relatív abundancia értékei alapján a zárt erdőfoltokban mindkét évben a sárganyakú, a pirók erdeiegér és az erdeipocok volt a leggyakoribb faj. A mesterséges lékek területén a pirók és a sárganyakú erdeiegér mellett a mezei pocok jelent meg magasabb gyakorisági értékekkel. A két év és a két eltérő vegetációjú élőhely összesítésében a pirók és a sárganyakú erdeiegér volt a két leggyakoribb faj, így az élőhelyhasználatra, illetve az intra- és interspecifikus habitatválasztásra vonatkozó vizsgálatainkat e két faj abundancia adatai alapján végezzük el.

A két élőhelytípus vegetáció struktúrájának elemzése

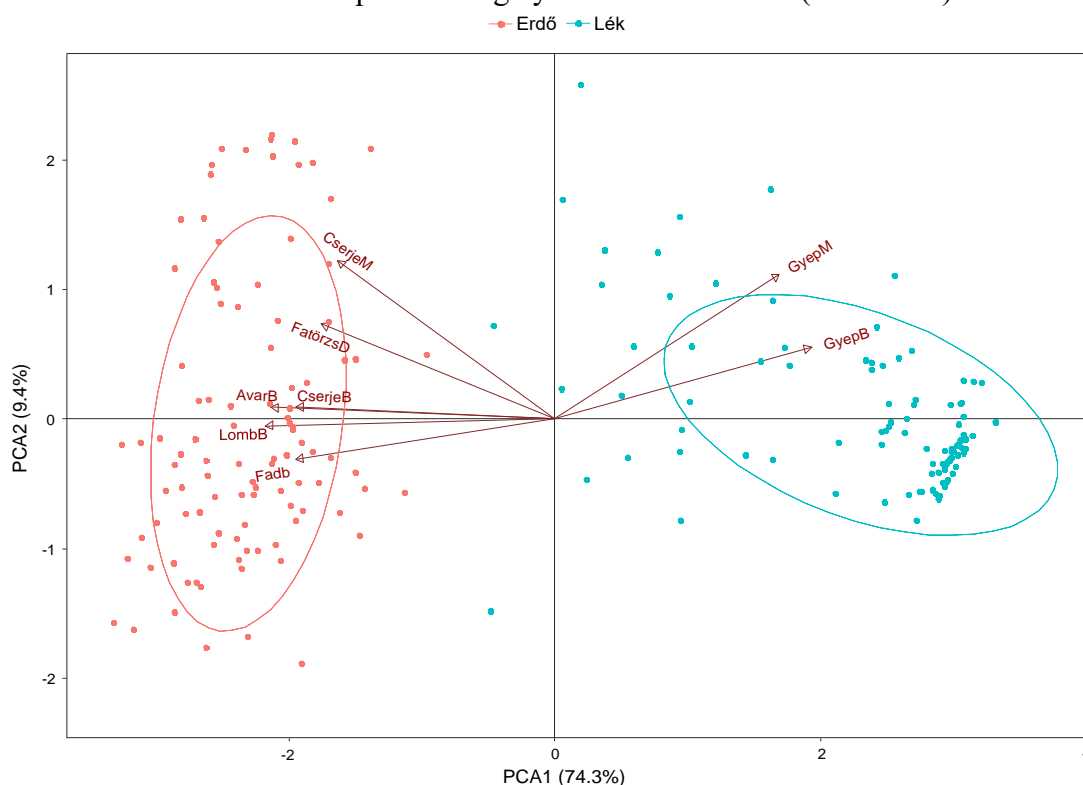
A zárt erdőfoltok és a mesterséges lékek területén, a csapdapontok környezetében felmért 8 botanikai változó alapján végeztük el a főkomponens elemzését, amely többváltozós ordinációs eljárás alkalmas arra, hogy a bevitt változók dimenzióját csökkentse és megmutassa, hogy melyek azok a változók, amelyek legnagyobb hatással vannak a minták elrendezésében. Az elemzés során fontos eredmény, hogy a bevitt változók alapján az összvariancia hány százalékát magyarázzák az egyes főkomponens tengelyek.

3. táblázat: A mért botanikai változók főkomponens értékei a két PCA tengely alapján

Paraméter	Axis 1	Axis 2
LombB (%)	-0.403	-0.026
Fapeld (db)	-0.36	-0.161
CserjeB (%)	-0.36	0.049
TörzsD (cm)	-0.325	0.381
CserjeM (cm)	-0.302	0.636
GyepB (%)	0.357	0.288
GyepM (cm)	0.313	0.58
Avar (%)	-0.395	0.048

Az általunk vizsgált esetben az első főkomponens tengely (PCA 1) a variancia 74.3%-át, míg a második tengely (PCA 2) a variancia 9.4%-át, így az első két tengely a teljes variancia 83.7%-át magyarázta. Ez a főkomponens analízis tekintetében megfelelő eredmény, mivel a bevitt változók hatását statisztikailag elfogadható módon leeredukálta két dimenzióra. A botanikai változók főkomponens értékei fejezik ki a bevitt

változók és a két releváns főkomponens tengely közötti korrelációt (3. táblázat).

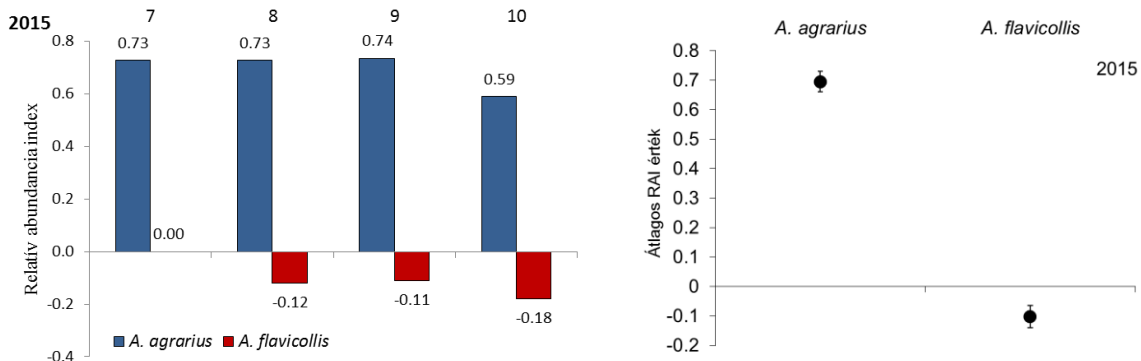


5. ábra: A zárt erdőfoltok és mesterséges lékek csapdapontjainak szórás diagramja a vegetáció strukturális változói alapján, melyek hatásának irányát és mértékét a biplot ábrán vektorok jelölnék

Élőhelyhasználat vizsgálata relatív abundancia index alkalmazásával

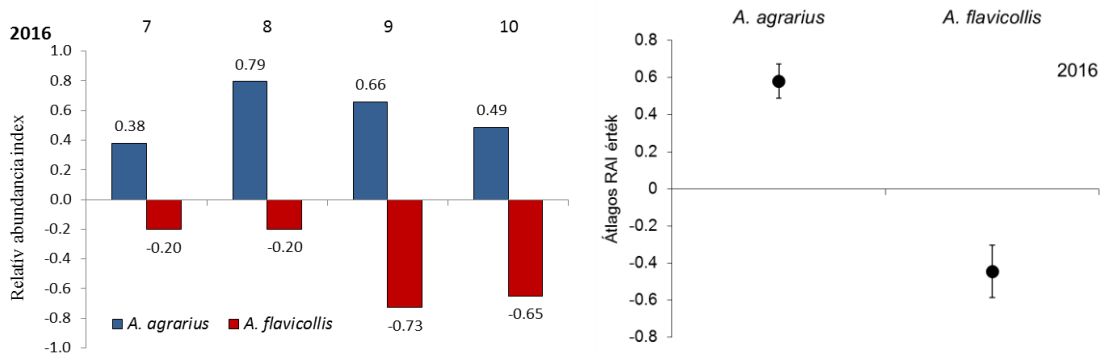
Az eudomináns fajok közül a két legnagyobb számban előforduló faj (pirók erdeiegér és sárganyakú erdeiegér) két jelentősen eltérő élőhely között megjelenő terület-használatát elsőként a relatív abundancia index (RAI) havi egyedszám adatokból történő számításával értékeltük (6-7. ábra). A pirók erdeiegér esetén 2015-ben minden hónapban pozitív értékeket kaptunk, ami azt mutatja, hogy ez a faj a mintavételi periódus során minden esetben a lékeket preferálta nagyobb mértékben. A sárganyakú erdeiegér júliusi RAI értéke 0, ami semleges élőhely-használatra utal, tehát a faj egyedei egyik élőhelyet sem preferálták jobban (6. ábra). Ezzel szemben a többi hónapban az élőhely-használat fokozatosan az erdős területek irányába tolódott, a számított relatív index értékei negatív tartományba estek, azonban a zárt erdők felé mutatott preferenciája alacsonyabb volt, mint a pirók erdeiegér lékek felé mutatott

preferenciája. A havi adatok összesítésével az átlagos relatív abundancia index 0-tól való eltérését egymintás t-tesztel vizsgáltuk. Ez alapján a pirók erdeiegér 2015-ös átlagos RAI értéke szignifikánsan különbözött 0-tól ($t = 19.77$, $P < 0.001$), míg a sárganyakú erdeiegér élőhelyhasználata nem tért el szignifikánsan a semleges értéktől ($t = 2.74$, n.s.).

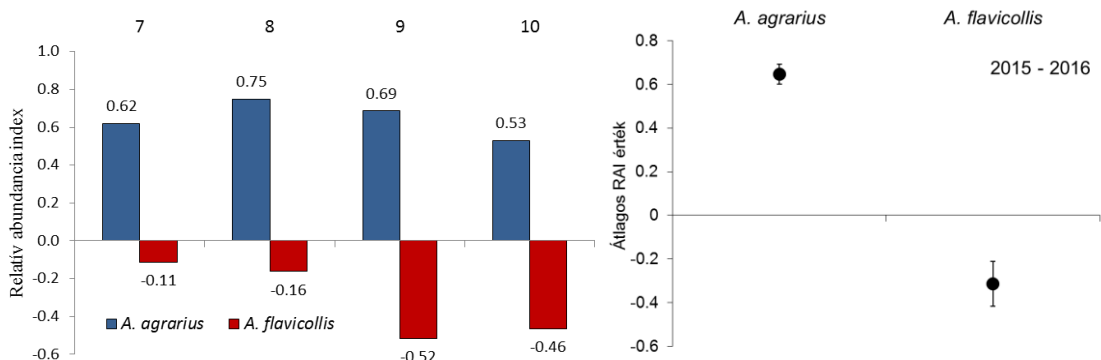


6. ábra: A két vizsgált faj relatív abundancia index (RAI) havi és átlag értékei 2015-ben

A pirók erdeiegér az előző évhez hasonlóan 2016-ban is nagyobb számban fordult elő a lékekben, azonban a mesterséges lékek felé mutatott átlagos preferenciája alacsonyabb volt 2015-höz viszonyítva. A sárganyakú erdeiegérnél ebben az évben már minden hónapban negatív értéket kaptunk az indexre. A RAI értékekben szeptember-októberben jelentős elmozdulás történt negatív irányba, ami azt mutatja, hogy a faj ősze nagyobb mértékben kezdte használni az erdős területeket, mint a lékeket (7. ábra). A havi adatok összesítésével az átlagos relatív abundancia index 0-tól való eltérése a pirók erdeiegér esetén szignifikánsan különbözött 0-tól ($t = 6.31$, $P < 0.01$), míg a sárganyakú erdeiegér élőhelyhasználata 2015-ös eredményhez hasonlóan nem tért el szignifikánsan a semleges értéktől ($t = 3.15$, n.s.).



7. ábra: A két vizsgált faj relatív abundancia index (RAI) havi és átlag értékei 2016-ban



8. ábra: A két vizsgált faj relatív abundancia index (RAI) havi és átlag értékei a két évben összesítve

Ezt követően a két faj terület-használatát a két évre együttesen is megvizsgáltuk (8. ábra). A pirók erdeiegér esetében jól látszik, hogy mindegyik mintavételi hónapban a mesterséges lékeket használta nagyobb mértékben. A sárganyakú erdeiegér esetén a két év átlagos RAI értékekre minden mintavételi periódusban negatív értéket kaptunk. A nyári hónapokban azonban a faj közel azonos mértékben használta a két élőhely-típust, míg az ősze megnövekedett a zárt erdei habitatok irányába mutatott preferenciája (8. ábra).

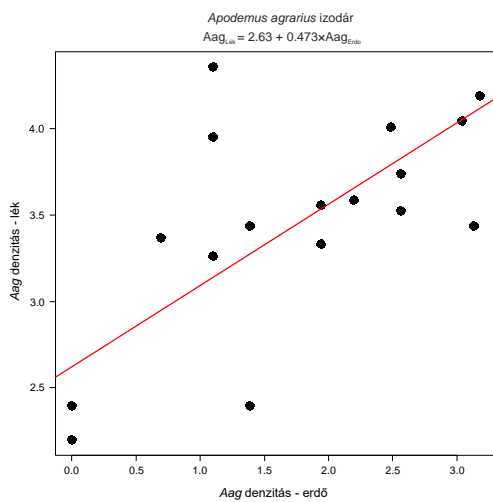
A két évre összesített havi értékek alapján mind a két faj esetében megadtuk a relatív abundancia indexátlagát és szórását, amely alapján egymintás *t*-teszttel a semleges területhasználatot jelentő nulla elméleti átlaghoz viszonyítva vizsgáltuk a fajok terület választását. A pirók erdeiegér esetén a *t*-teszt bizonyította a semleges terület-használatához viszonyított szignifikáns eltérést, a faj szignifikánsan nagyobb mértékben használta a lékeket, mint az erdőfoltokat ($t = 13.90$, $P < 0.001$). A sárganyakú erdeiegér sem az erdőfoltokat, sem a lékeket nem használta szignifikánsan nagyobb mértékben ($t = 3.06$, n.s.).

Izodár technika intra- és interspecifikus megközelítésű használata

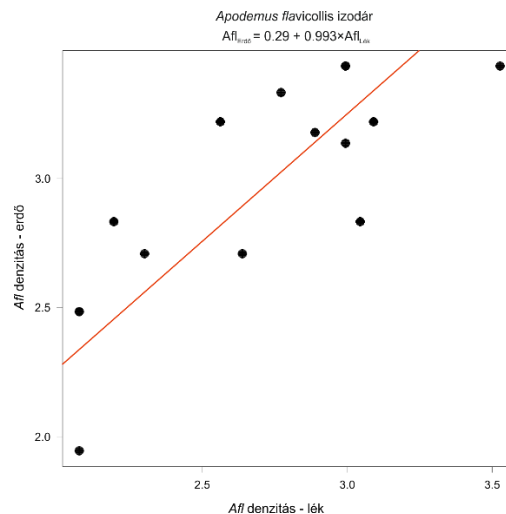
Intraspecifikus megközelítésben a két vizsgált *Apodemus* faj izodár egyenesét becsültük meg, amelyhez a lineáris regresszió Modell II módszert alkalmaztuk. A pirók erdeiegér esetén az élőhely preferenciára kapott előzetes eredmények (relatív abundancia index számítás) azt mutatták, hogy a pirók erdeiegér a szignifikánsan a mesterséges lékek területét preferálta. Ennek megfelelően az izodár becslésénél függő változónak a mesterséges lékekben kimutatott abundanciáját, míg prediktor változónak a zárt erdőfoltokban jellemző tömegességét tekintettük. A faj esetében a kapott izodár egyenes szignifikáns volt ($r = 0.618$, $P < 0.01$). A szignifikáns regressziót a determinációs együttható *F* statisztikája is bizonyította ($R^2 = 0.382$; $F = 9.27$ $P < 0.01$). A tengelymetszet nullához viszonyított szignifikáns különbsége ($b_0 = 2.627$, $\pm CI = 1.93-3.16$; $t = 9.12$, $P < 0.001$) a két vizsgált élőhely kvantitatív különbségét jelzi, a pirók erdeiegér azon mennyiségét reprezentálja a preferált lékekben, amikor a faj egyedei az alternatív élőhelyeket, vagyis az erdőfoltokat is elkezdik benépesíteni. A meredekség, mint regressziós koefficiens értékének különbségét 1-hez teszteltük, amely esetben a meredekség konfidencia intervalluma és a számított *t*-érték alapján a pirók erdeiegér izodár egyenesének meredeksége ($b_1 = 0.473$, $\pm CI = 0.169-0.869$; $t = 3.21$, $P < 0.01$) szignifikánsan kisebb volt, mint 1 (9. ábra). A meredekség szignifikanciája az élőhelyek minőségi különbségére utal, vagyis az egyedek forrás hasznosító és szaporodási képességét tükrözi a két eltérő élőhelyen. A szignifikáns izodár egyenes, illetve a két kitüntetett koefficiens (tengelymetszet, meredekség) 0-tól, illetve 1-től való szignifikáns eltérése alátámasztja azt a hipotézist, hogy a pirók erdeiegér a mesterséges lékek irányába denzitásfüggő élőhely-választó, vagyis a faj esetén van összefüggés a sűrűség, a fitnessz és a választható habitatok között, másképpen a fitnessz és a sűrűség viszonya függ az élőhelytől. Mivel a regressziós koefficiens kisebb mint 1, és az intercept szignifikánsan nagyobb mint 0, a kapott izodár vagy konvergens vagy crossover populáció szabályozásra utal. Ahhoz, hogy esetünkben eldöntsük, hogy a két szabályozási folyamat közül a pirók erdeiegér populációnál az izodár egyenes pontjai alapján megvizsgáltuk, hogy mely abundancia értéknél egyenlő a függő és a becsült független változó értéke. A kapott izodár egyenlete alapján a két érték az abundancia skála 5-ös értékénél lesz egyenlő, ami azt mutatja, hogy ez az érték minden megfigyelt abundancia értéknél magasabb, így a pirók erdeiegér esetében konvergens populációszabályozásra utal.

A sárganyakú erdeiegér esetén az élőhely preferenciára vonatkozóan a relatív abundancia index számításával kapott előzetes eredmények azt mutatták, hogy a faj a zárt erdők területét preferálta, azonban az erdő irányába mutatott preferenciája egyik évben sem volt szignifikáns. Mivel a faj az erdei habitatokban jelent meg magasabb abundanciával, ezért az

izodár becslésénél függő változónak a zárt erdőfoltokban kimutatott abundanciáját, míg prediktor változónak a mesterséges lékekben jellemző tömegességét vettük figyelembe.



9. ábra: A pírók erdeiegér lékben és erdőben jellemző denzitása alapján



10. ábra: A sárganyakú erdeiegér erdőben és lékben jellemző denzitása

A sárganyakú erdeiegér esetében a kapott izodár egyenes szignifikáns volt ($r = 0.782$, $P < 0.001$). A szignifikáns regressziót a determinációs együttható F statisztikája is megerősítette ($R^2 = 0.612$; $F = 18.91$ $P < 0.001$). Az izodár egyenes becslt koeficiens értékei alapján ennél a fajnál is először a tengelymetszet 0 értékhez viszonyított eltérését vizsgáltuk. A becslt intercept konfidencia intervalluma magába foglalta a 0 értéket ($b_0 = 0.286$, $\pm CI = -1.59-1.40$; $t = 0.42$, n.s.), így a becslt tengelymetszet nem különbözött szignifikánsan 0-tól. Ez az eredmény azt mutatja, hogy a faj szempontjából nincs kvantitatív különbség a két terület között, vagyis a sárganyakú erdeiegér eszerint egyformán hasznosítja a forrásokat a zárt erdőfoltok és a mesterséges lékek területén. A meredekség, vagyis a regressziós koeficiens konfidencia intervalluma tartalmazza az 1-es értéket, így a kapott izodár meredeksége nem tért el szignifikánsan 1-től ($b_1 = 0.992$, $\pm CI = 0.584-1.684$; $t = 0.03$, n.s.) (10. ábra). Ennek megfelelően a sárganyakú erdeiegér abundanciájának két terület közötti megoszlását tekintve nincs jelentősége a sűrűségfüggő élőhely-választásnál feltételezett élőhelyek közötti kvalitatív különbségnek. Mivel a regressziós koeficiens nem tért el szignifikánsan 1-től, és az az izodár egyenes alapján a tengelymetszet becslt értéke sem különbözött szignifikánsan 0-tól, a sárganyakú erdeiegér sűrűségének alakulása szempontjából a habitatok közötti kvantitatív és kvalitatív különbség sem releváns. Ennek megfelelően a kapott izodár a két eltérő erdei élőhely azonos mértékű preferenciáját mutatta. Az izodár becslés alátámasztotta a relatív abundancia indexek alapján végzett preferencia számítás eredményeit, ahol a sárganyakú erdeiegérnél ez a számítás sem a zárt erdőfoltok, sem a mesterséges lékek irányába nem mutatott a semleges területhasználattól szignifikánsan eltérő preferenciát.

Többfajos megközelítésben a kismélységi populációk között feltételezett kompetitív interakciókat többszörös regressziós modellekkel vizsgáltuk. A többszörös regressziós modelleket a két vizsgált erdeiegér faj esetében úgy építettük fel, hogy az izodár technikánál megadott függő változók ez esetben is megmaradtak függő változónak (pírók erdeiegér lékekben jellemző sűrűsége, sárganyakú erdeiegér zárt erdőfoltokban mért sűrűsége), továbbá mindkét faj esetén három prediktor változó hatását vizsgáltuk. Ezek közül az első volt a vizsgált faj másik élőhelyen kimutatott abundanciája, míg a másik két prediktor változó a másik (kompetitor) faj két elkülönülő élőhelyen jellemző abundanciája volt.

A pirók erdeiegér esetén felállított modell ($Aag_{Lék} \sim Aag_{Erdő} + Afl_{Lék} + Afl_{Erdő}$) futtatása során forward-stepwise modellszelekció mindhárom prediktor változó hatását meghagyta a modellben ($AIC = -31.94$), így a végleges modell vonatkozásában a többszörös regresszió szignifikáns volt ($R^2 = 0.86$, $F = 20.93$, $P < 0.001$). A prediktor változók hatásának mértékét ANOVA alapján adtuk meg, a pirók erdeiegér lékekben megjelenő abundanciáját legnagyobb hatással a faj zárt erdőterületeken jellemző tömegessége határozta meg leginkább (4. táblázat). Hasonló mértékű hatásként jelentkezett a kompetitor faj, vagyis a sárganyakú erdeiegér erdőfoltokban jellemző mennyisége, holott azt várnánk, hogy a kompetitor faj negatív kölcsönhatása a lékekben erősebb az itt található pirók erdeiegér sűrűsége vonatkozásán. Ezzel szemben a sárganyakú erdeiegér lékekben kimutatott abundanciája a legkisebb, de szignifikáns hatásként érvényesül az ANOVA teszt alapján (4. táblázat). A többszörös regressziós vizsgálat alapján a pirók erdeiegérre lefuttatott modellben mind az intercept ($b_0 = 4.949$, $\pm CI = 3.68-6.22$; $t = 8.69$, $P < 0.001$), mind a 3 prediktor változó esetén kapott regressziós koefficiens szignifikánsan eltért 0-tól. A pirók erdeiegér lékben megjelenő mennyiségét a faj erdőben jellemző sűrűsége szignifikánsan pozitívan befolyásolta ($b_{Aagerdő} = 0.437$, $\pm CI = 0.272-0.603$; $t = 5.88$, $P < 0.001$). A vizsgált függő változóra, vagyis a pirók erdeiegér lékekben jellemző sűrűségére hasonlóan pozitív hatást gyakorolt a kompetitor faj lékekben kimutatott mennyisége ($b_{Afllek} = 1.061$, $\pm CI = 0.408-1.714$; $t = 3.62$, $P < 0.01$). Ezzel szemben a sárganyakú erdeiegér erdőben megjelenő mennyisége és a vizsgált függő változó között szignifikáns negatív összefüggést mutattunk ki ($b_{Aflerdő} = -1.718$, $\pm CI = -2.377 - -1.606$; $t = 5.81$, $P < 0.001$), vagyis a kompetitor faj létszámának erdőben történő növekedése csökkentette a lékeket preferáló pirók erdeiegér lékekben jellemző mennyiségét.

A sárganyakú erdeiegér esetén felállított alapmodell ($Afl_{Erdő} \sim Afl_{Lék} + Aag_{Erdő} + Aag_{Lék}$) futtatása során a forward-stepwise szelekció a modellben hagyta mindhárom prediktor változó hatását ($AIC = -50.74$), a végleges modellre vonatkozóan a többszörös regresszió szignifikáns volt ($R^2 = 0.96$, $F = 34.96$, $P < 0.001$). A prediktor változók hatásának mértékét ANOVA alapján adtuk meg, a sárganyakú erdeiegér zárt erdőterületeken megjelenő sűrűségére a faj mesterséges lékekben jellemző tömegessége volt legnagyobb hatással. A pirók erdeiegér, mint kompetitor faj lékben és zárt erdőben jellemző abundanciája hasonlóan alacsony, de szignifikáns hatással érvényesült a számított ANOVA alapján (4. táblázat). A sárganyakú erdeiegérre lefuttatott modellben a többszörös regressziós vizsgálat alapján az interceptre ($b_0 = 2.409$, $\pm CI = 1.562-3.255$; $t = 6.34$, $P < 0.001$) és a 3 prediktor változóra kapott regressziós koefficiens szignifikánsan eltért 0-tól. A sárganyakú erdeiegér zárt erdei habitatokban megjelenő mennyiségét a faj mesterséges lékekben jellemző denzitása szignifikánsan pozitívan befolyásolta ($b_{Afllek} = 0.654$, $\pm CI = 0.442-0.866$; $t = 6.87$, $P < 0.001$).

4. táblázat: A függő változókra ható prediktor változók hatástanesztje (ANOVA)

Függő változó	Prediktor változó	df	Sum Sq	F érték	P
$Aag_{lek} \sim$	$Aag_{erdő}$	1	2.153	26.667	< 0.001
	$Afl_{erdő}$	1	1.858	23.014	< 0.001
	Afl_{lek}	1	1.059	13.117	< 0.01
	Hibatag	10	0.807		
$Afl_{erdő} \sim$	Afl_{lek}	1	1.482	70.279	< 0.001
	Aag_{lek}	1	0.344	16.321	< 0.01
	$Aag_{erdő}$	1	0.386	18.287	< 0.01
	Hibatag	10	0.211		

A sárganyakú erdeieger erdőben kimutatott sűrűségére hasonlóan pozitív hatást gyakorolt a kompetitor faj erdőben kimutatott mennyisége ($b_{Aagerd\acute{o}} = 0.204, \pm CI = 0.098-1.310; t = 4.28, P < 0.01$). Ezzel szemben a pirók erdeieger lékekben megjelenő mennyisége, mint prediktor változó és a vizsgált függő változó között szignifikáns negatív összefüggést mutattunk ki ($b_{Aagl\acute{e}k} = -0.449, \pm CI = -0.621 - -0.277; t = 5.81, P < 0.001$), vagyis a kompetitor faj létszámának lékekben történő növekedése csökkentette a sárganyakú erdeieger zárt erdőterületekre jellemző mennyiségét.

Összefoglalás

A denzitásfüggő habitatválasztás elmélete központi szerepet tölt be a populációk dinamikájának, a térbeli szétterjedés és diszperzál, a fajok közötti interakciók, valamint metapopulációs megközelítésben az alkalmas foltok kolonizációs dinamikájának a megértésében. A kismélsők széles körben vizsgált objektumok a különböző emberi beavatkozások, erdőművelési módszerek hatásának vizsgálatában, és mind az erdőgazdálkodási kezelések szempontjából, mind természetvédelmi megközelítésben megfelelő indikátor fajoknak bizonyultak az erdei ökoszisztémák ökológiai értékének elemzésében.

A Bükkhát Erdőrezervátum puffertérületén a kismélsők elevenfogó csapdázását 2015-2016-ban júliustól októberig végeztük. A kismélsők felméréséhez a vizsgálati területen 2015-ben két fiatalkorú és kisméretű mesterséges lékben (L1, L5), valamint két zárt erdőtagban (E1, E2) helyeztünk ki a mintavételi kvadrátot, míg 2016-ban mindkét területtípuson 3-3-ra növeltük a mintavételi kvadrátok számát. Az első mintavételi évben 9, míg 2016-ban 13 kismélső fajt mutattunk ki a vizsgált élőhelyeken. A két év és a két eltérő vegetációjú élőhely összesítésében a pirók erdei eger (*Apodemus agrarius*) és a sárganyakú erdeieger (*A. flavicollis*) volt a két leggyakoribb faj, így az élőhelyhasználatra, illetve az intra- és interspecifikus habitatválasztásra vonatkozó vizsgálatainkat e két faj abundancia adatai alapján végeztük el.

Intraspecifikus megközelítésben becsült izodár egyenes mindkét fajnál szignifikáns volt. A pirók erdeieger esetén a szignifikáns izodár egyenes a két kitüntetett koefficiens (tengelymetszet, meredekség) 0-tól, illetve 1-től való szignifikáns eltérése alátámasztotta azt az előfeltevést, miszerint a pirók erdeieger a mesterséges lékek irányába denzitásfüggő élőhelyválasztó. A sárganyakú erdeieger izodár egyenesének koefficiens értékei nem voltak szignifikánsak, tehát a faj szempontjából sem kvantitatív, sem kvalitatív különbség sincs a két terület között, vagyis a sárganyakú erdeieger eredményeink szerint egyformán hasznosítja a forrásokat a zárt erdőfoltok és a mesterséges lékek területén. A sárganyakú erdeieger abundanciájának két terület közötti megoszlását tekintve nincs jelentősége a sűrűségfüggő élőhely-választásnál feltételezett élőhelyek közötti kvalitatív különbségnek, tehát a faj a két eltérő terület irányába azonos mértékű preferenciát mutatott.

Eredményeink szerint a pirók erdeieger szignifikáns habitatválasztó volt, vagyis az izodár módszer alapján a fajnál kimutatott konvergens populációszabályozás értelmében a denzitás és a fitness alakulása függ az eltérő habitat használatától. A sárganyakú erdeieger esetén azonban a szignifikáns denzitásfüggő élőhelyválasztást nem tudtuk kimutatni, így a két faj interakciós viszonyában értelmezett kompetíciót az élőhelyválasztás mindkét fajra érvényes stratégiája a sárganyakú erdeieger azonos élőhelyhasználatára következtében nem tudta csökkenteni, amit a többszörös regresszió analízissel végzett elemzés alátámasztott.

Lékes felújítóvágás kisémlős közösségekre gyakorolt hatása erdőrezervátumi pufferterületen

Bevezetés

Az egész világon és Magyarországon is egyre nagyobb problémát jelent a természetes és a természetközeli élőhelyek átalakulása, feldarabolódása és/vagy megszűnése. Ennek következtében a fragmentumok izolálódnak, habitat szigeteket képeznek, melyek között bizonyos fajok képesek átmozogni, míg más fajok nem, vagy csak kis mértékben. A fragmentáció során az így kialakult izolátumokat olyan mesterséges területek határolják, amelyek sajátosságai eltérnek a korábbiaktól, így a habitat feldarabolódása nagy veszélyt jelent a vadon élő populációk számára. Amint egy adott egybefüggő habitat feldarabolódik, közvetlen következményként az élőlények mozgása korlátozottá válik, ami csökkenti a populáció tényleges méretét, következésképpen a populáció életképességét, illetve megváltoznak a közösségi viszonyok. A refugiális vizes, mocsaras élőhelyek esetén ezek a folyamatok még inkább kiélezettek, hiszen az időjárás extrém változása és az antropogén hatások következtében ezek a folyamatok felgyorsulnak. Az emberi beavatkozás, mint zavarás, jelentős mértékben növeli a refugiális élőhelyek mozaikosságát és heterogenitását. A heterogenitás legfőbb oka a gyors élőhelyi változás, amely a vízellátottság, emberi beavatkozások és az időjárási tényezők következtében egyaránt kialakulhat. Ennek következtében az élőhelyek fragmentációja, degradációja megváltoztatja az ott élő közösségek összetételét.

A közép-európai mérsékelt övi erdők tekintetében élőhely-degradáló, fragmentációt okozó antropogén hatás a természetes környezet erdőtlenítése, az intenzív erdőgazdálkodás megerősödése, a mezőgazdaság fejlődése és az urbanizáció. Ezek összességének eredményeképpen az elsődlegesen erdővel borított, majd mezőgazdasági területekkel tarkított erdős tájból mezőgazdasági, ipari, vagy urbanizált táj alakult ki. A megmaradt erdőkben jelentős hatása van az erdőgazdálkodásnak, amely a vegetáció átalakításával befolyásolja az ott élő közösségek összetételét, szerkezetét. A modern erdőgazdálkodás egyik fő célja a biológiai sokféleség és a gazdasági erdők együttes megőrzése. Ehhez az erdei ökoszisztémákra, megfelelő tudományos ismeretek segítségével kidolgozott kezelési gyakorlat szükséges. A nagy léptékű zavarások drámai hatással vannak a környezetre, míg ezzel szemben a természetes fadőlés által keletkezett lékek és egyéb kisléptékű zavarások kevésbé befolyásolják a fejlődő állományokat és a vegetációt. A végvágásos módszer helyett részleges vagy kis zavarással járó erdőművelési beavatkozásokat használnak, így az erdőgazdálkodásban a végvágásos módszerrel ellentétben, elterjedőben van a lékvágásos módszer is. Ennek során sajátos mikroklímájú és vegetációjú élőhelyfoltok keletkeznek, mely szigetszerű foltok a faállomány pusztulásával természetes módon is létrejönnek (természetes lékek). A lékvágásos erdőgazdálkodás módszerét használják az általunk vizsgált Bükkhát Erdőrezervátum pufferterületén. A lékek, a hozzájuk kapcsolódó változatos faállomány összetételű és korú erdőállományok és a környező területek nagyfokú mozaikossága (erdő, gyeperő, mezőgazdasági területek, változó vízállású területek) megváltoztatja a korábbi homogén erdőképet, amely mint új élőhelyi környezet a Bükkhát Erdőrezervátum területén hatással van az állatfajokra, így a teresztis kisémlősök közösségi összetételére és a közösséget alkotó populációk tér-időbeli viszonyaira.

A közösségi szerkezeti változások nyomon követésében a jelenlét-hiány adatokon alapuló mátrixok alapegységei a vizsgálatoknak. A közösségi ökológiai kutatásokban az egyik legfontosabb cél, hogy leírjuk és értékeljük a közösségi mintázatot, illetve tesztelhető nullhipotéziseket fogalmazzunk meg. A null modellek felhasználásával random módon állítunk elő

különböző mintázatokat, így megállapítható, hogy a megfigyelt mintázatunk eltér-e a véletlentől. Hat hipotetikus mintázat különíthető el a fajok eloszlásáról: beágyazottság (1), saktábla (2), Clements gradiens (3), Gleason gradiens (4), egyenletesen elosztott gradiens (5) és a véletlen mintázat (6). A hat mintázat mindegyike egy-egy idealizált képet feltételez, amelyek minimum egy, de leggyakrabban több potenciálisan fontos ökológiai és/vagy biogeográfiai folyamat eredménye. Jelenlét-hiány adatokat felhasználva kidolgozták a közösségi mintázatok egymásba ágyazottságának tesztelési és értékelési módszerét. Egymásba ágyazottnak nevezzük azt a mintázatot, amikor egy sziget fajkészlete tartalmazza egy kisebb sziget fajkészletét, ugyanakkor beletartozik a nagyobb kiterjedésű, több faj kolonizálására alkalmas sziget fajkészletébe. Több természetes rendszer esetén is szignifikáns beágyazottságot mutattak ki, azonban nem mindig az a kérdés, hogy egymásba ágyazott-e egy közösség, hanem hogy mely fajok és milyen mértékben, illetve mely szigeteken (izolátumokban) van a vártnál több, illetve kevesebb előfordulás. Ezeknek a deviáns fajoknak vagy szigeteknek az azonosítása (idioszinkratikus fajok, szigetek) lehetőséget ad az ok-okozati faktorok értékelésére is.

Célkitűzés, kérdések és hipotézisek

Jelen kutatási téma célja a keletkezett lékekben, illetve a zárt erdőben két mintavételi periódus során végzett kisemlős csapdázások eredményeinek összehasonlítása. Az első időszak (2013-2014) a mezei pocok növekvő fázisú demográfiai változását és gradációs csúcsát különítette el, míg a második időszak (2015-2016) a mezei pocok összeomlását és a következő demográfiai periódus kezdeti növekvő fázisát jelentette. A vizsgálati időszakok vonatkozásában elemezzük a mesterséges lékekben és a zárt erdőfoltokban kimutatott kisemlős együttesek fajkészletét és diverzitását, valamint a lékek, mint keletkezett nyílt élőhelyszigetek és a zárt erdők viszonyában tér- és időléptékben vizsgáljuk a fajok együttes előfordulási és a kisemlős közösségek egymásba ágyazottsági mintázatát.

Jelen tanulmányban megvizsgáltuk, hogy 4 év távlatában két monitorozási periódus alapján (I. periódus: 2013-2014 és II. periódus: 2015-2016) a Bükkhát Erdőrezervátum puffterületén bekövetkezett antropogén beavatkozások (lékes felújító vágás, mesterséges lékek) Jelen dolgozat célja a keletkezett lékekben, illetve a zárt erdőben két mintavételi periódus során végzett kisemlős csapdázások eredményeinek összehasonlítása. Az első időszak (2013-2014) a mezei pocok növekvő fázisú demográfiai változását és gradációs csúcsát különítette el, míg a második időszak (2015-2016) a mezei pocok összeomlását és a következő demográfiai periódus kezdeti növekvő fázisát jelentette. A vizsgálati időszakok vonatkozásában elemezzük a mesterséges lékekben és a zárt erdőfoltokban kimutatott kisemlős együttesek fajkészletét és diverzitását, valamint a lékek, mint keletkezett nyílt élőhelyszigetek és a zárt erdők viszonyában tér- és időléptékben vizsgáljuk a fajok együttes előfordulási és a kisemlős közösségek egymásba ágyazottsági mintázatát.

Tanulmányunkban a két periódus függvényében a területhasználatában különböző két mintavételi területen az alábbi célkitűzéseket tettük:

- meghatározzuk és értékeljük a közösségi ökológiai paramétereket (fajgazdagság, diverzitás),
- elemezzük a kisemlősök együtt előfordulási mintázatát,
- megvizsgáljuk a kisemlős együttesek egymásba ágyazottságát,
- értékeljük az idioszinkratikus fajokat, melyek csökkentik a rendezettséget.

Feltételezésünk szerint a mesterséges lékekben megjelenő nyílt területekre jellemző fajok növelik a rendezetlenséget, így a lékek és a zárt erdők egymásba ágyazottsági mintázata eltér. Továbbá, hogy a lékek területére kolonizálódó nyílt területek fajai lesznek azok az idioszinkratikus fajok, amelyek megjelenésükkel rendezetlenséget okoznak.

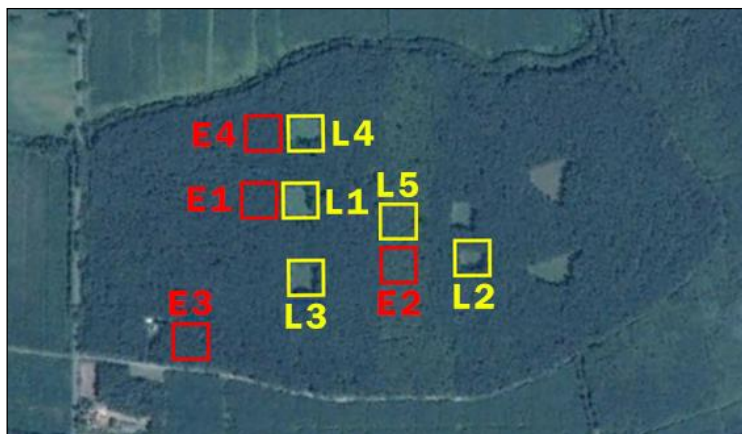
Hipotéziseink:

- H₁₀: Az együtt előfordulási mintázat véletlen.
- H_{1A}: Az együtt előfordulási mintázat a keletkezett mesterséges lékek okozta heterogenitás miatt eltér a véletlentől.
- H₂₀: A mesterséges lékek és a zárt erdők kisemlős közösségeinek egymásba ágyazottsági mintázata nem különbözik.
- H_{2A}: A mesterséges lékekben megjelenő nyílt területekre jellemző fajok növelik a rendezetlenséget, így a lékek és a zárt erdők kisemlős közösségeinek egymásba ágyazottsági mintázata eltér.

Anyag és módszer

Mintavételi terület

A tervezett vizsgálat helyszíne a 2002-ben erdőrezervátummá nyilvánított Bükkhát területe. A 33. sz. Bükkhát Erdőrezervátum a Drávamenti-síkságon, közelebbről a Fekete-víz síkján, Vajszló és Páprád települések között található (ármentesített területen). A magterületeket 2002 óta semmiféle bolygatás nem érte, így ezeken megindult a természetes előregedés, holtfa- és lékképződés. A védőzóna hasonló korú állományaiban 2002-től kezdve különböző méretű, alakú és intenzitású lékes felújító vágásokkal kísérleteznek.



1. ábra: A mintavételi területek elhelyezkedése az erdőrezervátum puffterületén 2013-2016-ban

A kisemlős felméréshez a vizsgálati területen 5 fiatalkorú (1-2 év) és kisméretű (0,1-0,3 ha) mesterséges lékben (L1-L5), valamint 4 zárt erdőtagban (E1-E4) helyeztünk ki a mintavételi kvadrátot (1. ábra). Az L1 és L4 léktől nyugati irányban található szomszédos erdőtagban tükröszimmetrikusan mértük ki a mintavételi területet, illetve helyeztük el csapdahálót (E1, E4). A L2 és L3 lék közötti erdőtagban a két lék közötti távolság felénél jelöltük ki a másik vizsgált erdőfoltot (E2), mellyel ellentétes oldalon helyeztük ki a lékben kijelölt kvadrátot. A lékekhez közeli erdőrésszel kontrolljaként a korábbi, 1994 és 2003 között mintázott erdőtagban jelöltük ki a zárt erdőt reprezentáló harmadik mintavételi területet (E3).

Csapdázási metodika

Mindkét vizsgálati évben három lékben és a három zárt erdőfoltban egyenként 7×7-es csapdahálót használtunk, amit lécek teljes lefedettsége és a szegélyhatás vizsgálata érdekében 12 m-es csapdatávolsággal helyeztünk ki, amely csapdasűrűség a feltett kérdések és mintavételi ismétlés tekintetében optimálisnak tekinthető. Ennek megfelelően a 8 különböző mintakvadrát alapján összesen 441 elevenfogó kisemlős dobozcsapdával (75×95×180 mm) végeztük a felmérést. A 8 csapdaháló rácspontjait az első mintavételi periódus előtt pontosan kimértük és számozott vízálló műanyag kartonlapokkal ellátott 100 cm-es karókkal jelöltük.

Az elevenfogó csapdák alkalmazásával a fogás-jelölés-visszafogás (capture - mark - recapture = CMR) módszert alkalmaztunk. Minden évben júliustól augusztusig négy hónapon keresztül végeztük a felmérést, minden mintavételi hónapban 5 éjszakai napi periódusokban csapdázunk. A mintavételezésnél éjszaka és nappal is működnek a csapdák, így reggeli ellenőrzés (7⁰⁰) szükséges. Az öt napos csapdázási periódus alatt így 5 alkalommal kell ellenőrizni a csapdákat. Ennek megfelelően 31360 csapdaéjszaka adatait használtuk fel az elemzéshez.

A csapdázások során feljegyezzük a befogott állat nemét (nőstényeknél graviditást, laktálást is feltüntetve), korát, a hímek és a nőstények ivarzó állapotát, tömegét, csapdaszámot és az egyéni kódját. Az állatok egyedi jelöléséhez az ujjpercek tetoválását alkalmaztuk. Ez a módszer egyedi jelölést biztosít és az állat a fogástörténete során mindig azonosítható, valamint a csonkítással szemben természet- és állatvédelmi, valamint etikai szempontból is elfogadott. A csapdaellenőrzések adatait terepi naplóba rögzítjük, amelynek adatmezői mindig azonosak, ami mind az adatbevitelt, mind a visszafogások könnyebb visszakeresését biztosítja. Csalétekként lenolajjal kevert kukoricát, illetve szalonnát használtunk.

Fogási adatok feldolgozása

Az elevenfogó csapdázás alapján végzett kisemlős monitorozás adatait Access adatbázisban tároljuk, amelyben egy rekord egy mintavételi ellenőrzés során megfogott kisemlős egyed adatait tartalmazza (faj, csapdaszám, kor, ivar, tömeg, egyedi kód, fogáskód). A statisztikai vizsgálatok során elsőként megadtuk a mintaterületeken jellemző kisemlős együttesek fajösszetételét és a fajok egyedszám alapján kapott gyakorisági megoszlását a két vizsgálati időszak tekintetében. A jelenlét-hiány adatok alapján mind a vizsgált erdőfoltok és a mesterséges lékterületek, mind pedig az adott mintavételi időszakok fajszámának különbségét az átlagos fajszám megadásával (box-plot diagram) szemléltettük és mivel az adatok normál eloszlásúak voltak, a fajszám különbségét kétmintás t-tesztel vizsgáltuk.

A faj-gyakorisági viszony méréséhez Shannon-diverzitást alkalmaztunk:

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

ahol a p_i az i -edik faj egyedszámának aránya a mintában, S pedig a fajok száma. A diverzitás mintavételi területekre számított különbségét diverzitás t-tesztel elemeztük, míg az időbeli különbséget külön a lécek és külön az erdőterületek adatai alapján is vizsgáltuk egyutas ANOVA felhasználásával (a feltételek ellenőrzése mellett).

A fajok együtt előfordulási mintázata a Bükkhát Erdőrezervátum puffertérületének nyolc különböző területén kimutatott fajok jelenlét-hiány adatain alapult. A mátrixban „1” a faj jelenlétet, míg a „0” a hiányt jelöli, a mátrixban az oszlopok a mintavételi helyeket, míg a sorok a fajokat reprezentálják. A prezencia-abszencia mátrixok alapján mind a lécek, mind az erdőfoltok vonatkozásában 10 000 random mátrixhoz viszonyítva teszteltük az EcoSim 7.72 programmal (GOTELLI & ENTSMINGER 2004) elemeztük.

A kisemlős együttesek egymásba ágyazottságának vizsgálatát a fent említett prezencia-abszencia mátrixok segítségével végeztük. A jelenlét/hiány adatokat tartalmazó mátrixok a közösségi ökológia és a biogeográfiai vizsgálatoknak fundamentális alapegységei (MCCOY & HECK 1987). Az egymásba ágyazottsági mintázat elemzésére használt mátrixok azonban az előző mátrixokkal ellentétesen a sorok a mintavételi helyek, míg az oszlopok a fajok jelenlét-hiány adatait tartalmazzák. Az egymásba ágyazottság vizsgálatára ATMAR és PATTERSON (1993, 1995) által fejlesztett Nestedness Temperature Calculator (NTC) programot használtuk. E közösségi mintázat elemzése során a mátrix sorainak és oszlopainak cserélgetésével a megfigyelt mátrix átrendeződik egy maximálisan egymásba ágyazott mátrixszá. Természetesen az egyes fajok előfordulásai nem változnak meg, csupán a prezenciák a bal felső, míg az abszenciák a jobb alsó sarokba kerülnek. A módszer a nem várt jelenlétek, illetve hiányok mérésén alapul, ezek alapján kvantifikálja a mátrixot. A váratlanság a Boltzmann-féle entrópiának, azaz a hőnek felel meg, innen ered a fenti programmal megvalósítható eljárás neve, vagyis az egymásba ágyazottság hőmérsékletnek mérése (T). Ez a T index 0-100-ig tartó skálán mozog, ahol a 0 (hideg) teljesen rendezett, míg a 100 (forró) a teljesen rendezetlen mátrixot, állapotot jelöli. Ez azonban csak abban az esetben igaz, ha a mátrix 50 %-os telítettséget mutat és négyzet alakú. Amennyiben ez nem áll fenn, úgy a program Monte-Carlo szimuláció segítségével random mátrixokat állít elő, amelyekhez már hasonlítható a valós mátrix hőmérséklete. A NTC program azonosítja az úgynevezett „idioszinkratikus” fajokat, illetve területeket, amellyel így lehetőségünk van a kialakult mintázatért felelős ok-okozati faktorok értékelésére is. Tanulmányunkban az NTC programmal időbeli skálán végeztük el az egymásba ágyazottság vizsgálatát, így a mátrixaink sorai nem térbeli skálán elkülönített területeket, illetve élőhelyeket, hanem a különböző időpontokban vett mintavételeket reprezentáltak. Monte-Carlo szimuláció segítségével a két monitorozott periódus függvényében mindkét mintavételi terület esetén random módon 1000 mátrixot állítottunk elő, és ezeknek a mátrixoknak az átlaghőmérsékletét hasonlítottuk össze a valós, megfigyelt mátrixunk hőmérsékletével.

Eredmények

Abundancia, fajgazdagság és diverzitási értékek vizsgálata

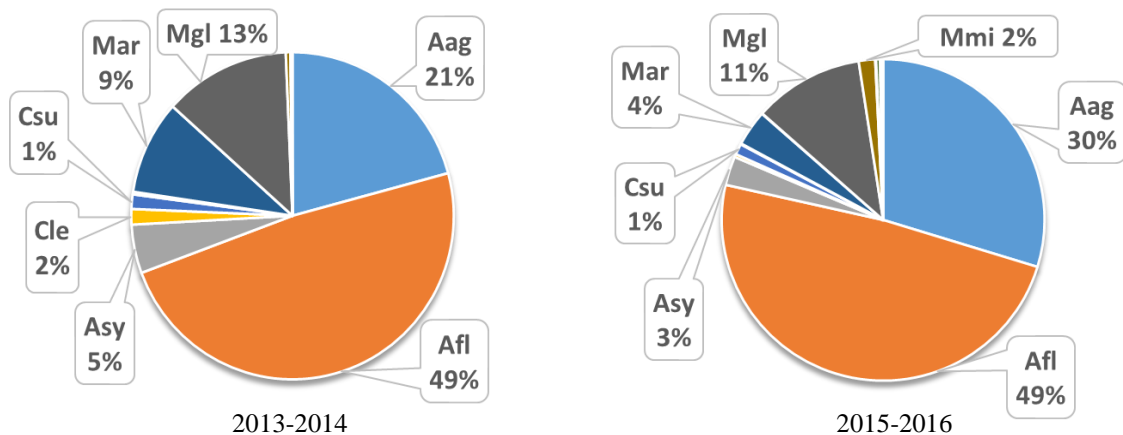
A Bükkhát Erdőrezervátum területén végzett csapdázások során a 8 mintavételi területen 2013-2014-ben 1956, míg 2015-2016-ban pedig 2308 kisemlős példányt fogtunk meg, az első mintavételi időszakban 13, a második mintavétel alkalmával 14 kisemlős fajt mutattunk ki. A cickányok (Soricidae) 6 faja, a pocokfélék (Arvicolinae) esetében 3, míg egérfélék (Murinae) közül 5 faj, továbbá a pelefélék (Gliridae) egy faja fordult elő a vizsgált pufferzónában (1. táblázat). Az első időszakban a zárt erdőfoltokban 9 fajt mutattunk ki, melyek közül három védett cickány faj, a mezőket, szántóföldeket preferáló mezei cickány, az erdőkben, cserjésekben, valamint az emberi településeken egyaránt megtalálható keleti cickány, illetve a nedvesebb talajú erdőket kedvelő erdei cickány jelent meg. A vizsgálatban megjelent három Apodemus faj, a sárganyakú és a közönséges erdeieger, valamint a pirók erdeieger együttes előfordulását bizonyítottuk. Ezen felül három Arvicolinae faj jelent meg a mintavételi területeken, melyek közül kiemelném a védett csaltitjáró pocok, valamint a mezőgazdasági területeken előforduló mezei pocok jelenlétét. A mesterséges lécek területén 12 kisemlős fajt fogtunk meg, melyből 8 azonos a zárt erdőtagokban kimutatott fajokkal. Ugyanakkor további két cickány faj jelent meg vizsgálatainkban, a vizes, mocsaras habitátokat preferáló Miller-vízicickány és az ugyancsak vizes élőhelyeken gyakori törpecickány (1. táblázat).

1. táblázat: A kimutatott kisemlős fajok jelenlét-hiány adatai a két vizsgált élőhely típusban

Fajok	2013-2014		2015-2016	
	Erdő	Lék	Erdő	Lék
<i>Crocidura leucodon</i> (Cle)	+	+	+	+
<i>Crocidura suaveolens</i> (Csu)	+	+	-	+
<i>Neomys anomalus</i> (Nan)	-	+	+	+
<i>Neomys fodiens</i> (Nfo)	-	-	-	+
<i>Sorex araneus</i> (Sar)	+	-	-	+
<i>Sorex minutus</i> (Smi)	-	+	-	-
<i>Apodemus agrarius</i> (Aag)	+	+	+	+
<i>Apodemus flavicollis</i> (Afl)	+	+	+	+
<i>Apodemus sylvaticus</i> (Asy)	+	+	+	+
<i>Microtus agrarius</i> (Mag)	+	+	+	+
<i>Microtus arvalis</i> (Mar)	+	+	-	+
<i>Myodes glareolus</i> (Mgl)	+	+	+	+
<i>Micromys minutus</i> (Mmi)	-	+	+	+
<i>Mus spicilegus</i> (Msp)	-	+	+	+
<i>Muscardinus avellanarius</i> (Mav)	-	-	+	-

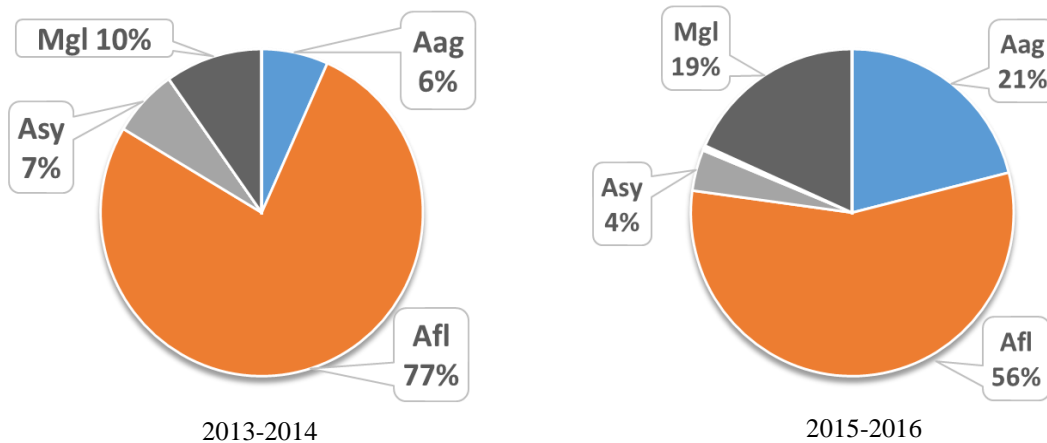
A 2015-2016-os mintavételi időszakban 10 kisemlős faj szerepelt vizsgálatunkban az zárt erdőkben. Új fajként jelent meg a védett közönséges vízicickány, a szintén védett törpeegér, a güzüegér, valamint a védett mogyorós pele. Ezzel szemben a mesterséges lékek területein 13 fajt regisztráltunk, melyből 11 azonos az előző mintavételi időszakban megjelent fajokkal, viszont új fajként szerepelt a közönséges vízicickány és az erdei cickány (1. táblázat).

A faunisztikai eredmények közül kiemelkedő a vizsgálati területeken megjelent 9 védett faj, melyek a nyílt és száraz területeket kedvelő *Crocidura* genus két faja, a *Sorex* nemzetség 2 faja, a *Neomys* genus 2 faja, a csalitjáró pocok, a mogyorós pele, illetve a 2010 óta védett törpeegér. Hat faj, a mezei cickány, a sárganyakú és a közönséges erdeieger, illetve a pirók erdeieger, valamint a csalitjáró pocok és a vöröshátú erdeipocok minden habitatban mindkét mintavételi időszakban előfordult. Ezzel szemben három fajt kizárólag egy időszakban és egy erdőfolt típusban mutattunk ki. A közönséges vízicickány a második időszakban a mesterséges lékekben, a törpecickány 2013-2014-ben a zárt erdőtagokban, míg a mogyorós pele mindössze a második vizsgálati periódusban jelent meg (1. táblázat).



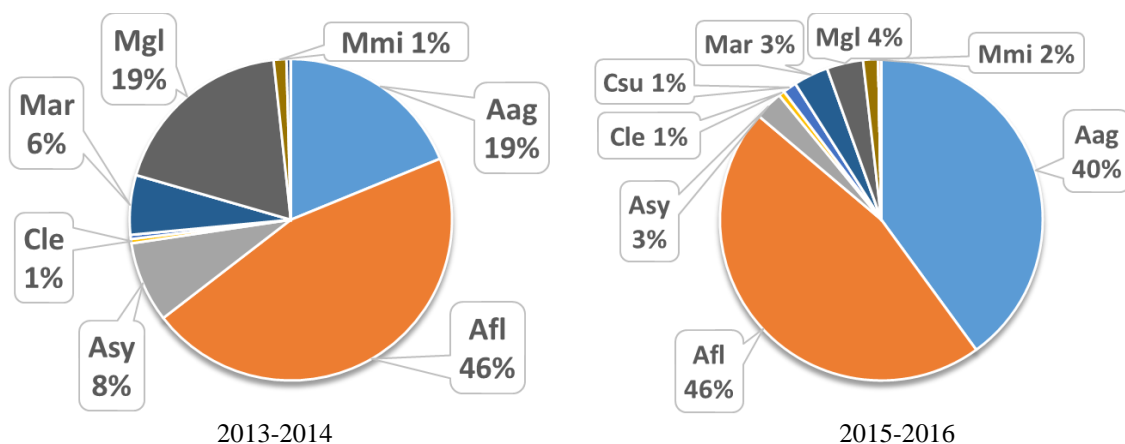
2. ábra: Fajok egyedszám értékeinek százalékos megoszlása a két mintavételi időszakban

A fajok közül a sárganyakú erdei egér mindkét mintavételi időszakban abszolút eudomináns fajként jelent meg, az összegyedszámhoz viszonyítva 49%-os gyakorisági értékkel fordult elő. Mindkét periódusban szintén eudomináns faj volt a pirók erdeieger, valamint a vöröshátú erdeipocok, viszont a pirók erdeieger egyedszámának növekedése, míg a vöröshátú erdeipocok abundanciájának csökkenése volt megfigyelhető. A mezőgazdasági kártevőként ismert, nyíl területeket kedvelő mezei pocok relatív százalékos egyedszámának csökkenését tapasztaltuk a két mintavételi időszak összehasonlításában (2. ábra).



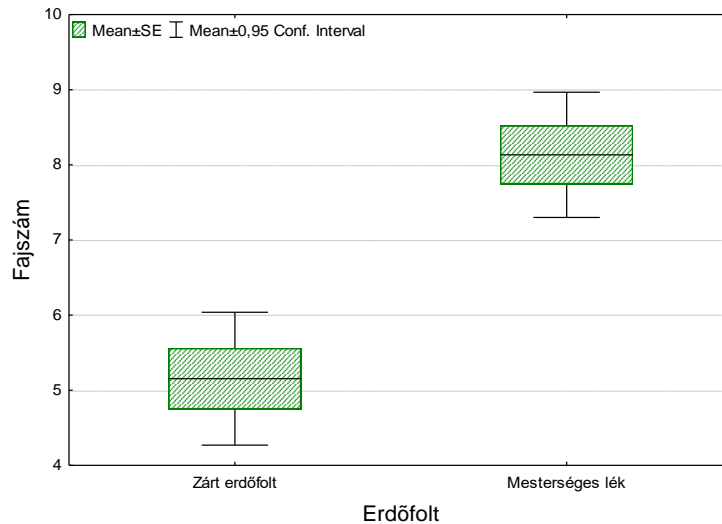
3. ábra: Fajok zárt erdőterületekre kapott egyedszám értékeinek százalékos megoszlása a két mintavételi időszakban

A két habitat típusra külön-külön elemezve a zárt erdőfoltokban 4 domináns faj figyelhető meg, melyek közül a sárganyakú erdeieger eudomináns fajként van jelen magasabb, mint 50%-os gyakorisággal. Az első mintavételi időszak a második fajként a vöröshátú erdeipocok jelent meg 10%-os relatív egyedszámmal, majd harmadik domináns fajként a pirók erdeieger volt megfigyelhető kevesebb, mint 10%-os abundancia értékkel. Ez a gyakorisági sorrend 2015-2016-ra módosult, vagyis a pirók erdeieger relatív gyakorisága volt magasabb, több mint 20%-os relatív egyedszámmal, míg harmadikként a vöröshátú erdeipocok jelent meg (3. ábra). A mesterséges lécek eudomináns faja szintén a sárganyakú erdeieger volt, ám a nyílt területeket kedvelő fajok megjelenése miatt a relatív százalékos egyedszáma 46%-ra csökkent. A 2013-2014-es időszakban a pirók erdeieger és az erdeipocok egyaránt 19%-os gyakorisági értékkel fordult elő, illetve a mezei pocok abundanciája 6%-os volt.



4. ábra: Fajok mesterséges lécekre kapott egyedszám értékeinek százalékos megoszlása a két mintavételi időszakban

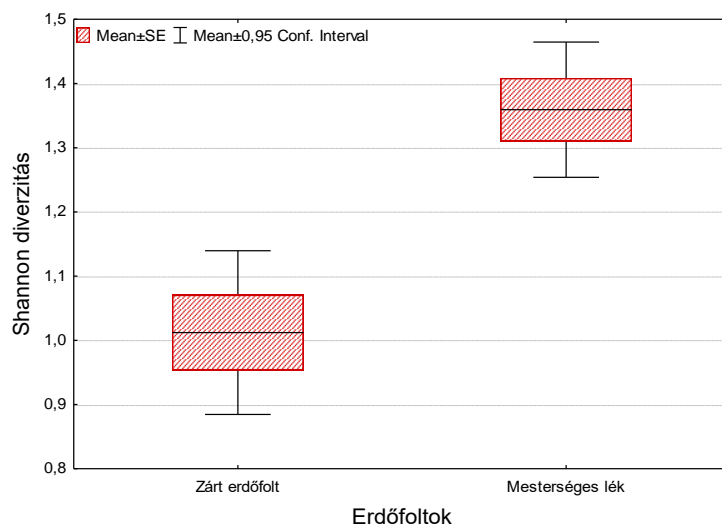
Ezzel szemben a második periódusban az erdei pocok egyedszáma jelentős mértékben csökkent, viszont a szedres területeket preferáló pirók erdeieger abundanciája a szukcesszió előrehaladtával nagymértékben megnövekedett. Az első mintavételi időszakban a lékekben kolonizálódó mezei pocok gradációjának következtében 6%-os gyakorisággal jelent meg, azonban a 2015-2016-os periódusra a mezei pocok populációjának összeomlásának eredményeképp abundanciája 3%-ra csökkent. A fentebb említett 9 védett fajt (6 cickány faj, csalitjáró pocok, mogyorós pele és a törpeegér) csak néhány alkalommal fogtuk meg, így relatív egyedszám értékünk 0-2% közé esett, így recedens, illetve szubrecedens fajként jelentek meg a közösségben (4. ábra).



5. ábra: A két különböző habitat átlagos fajszámának különbsége

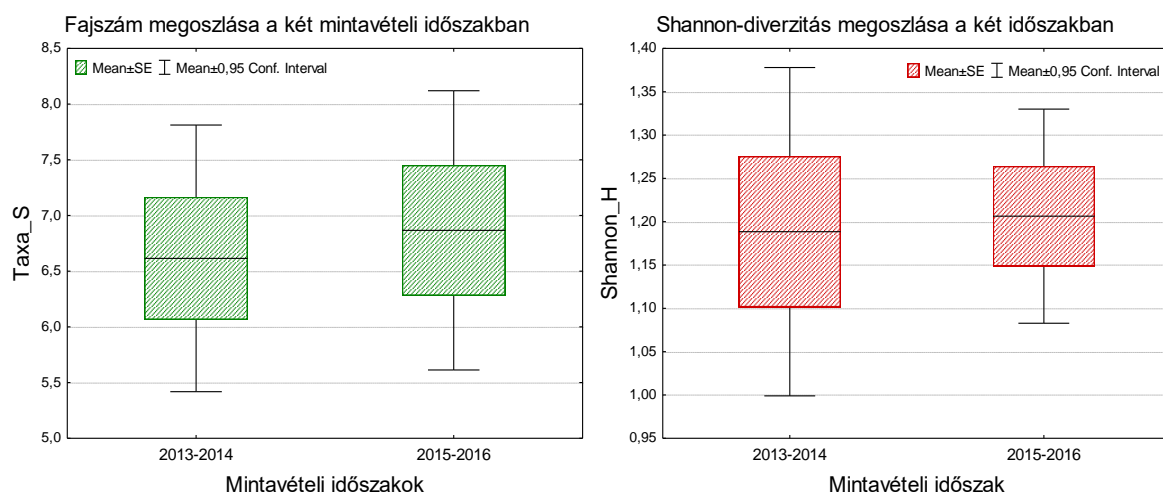
A habitatok fajszámának összehasonlításában szignifikáns különbséget mutattunk ki az erdőfolt típusok között (kétmintás t-próba: $t = 5.291$, $p < 0.001$) (5. ábra).

A két élőhely típusra összegzett adatokból számított átlagos Shannon-diverzitás értékek megoszlása alapján a mesterséges lékekben volt szignifikánsan magasabb a kisemlős együttesek diverzitása a zárt erdőfoltokhoz viszonyítva ($t = 12.786$, $p < 0.001$.) (6. ábra).



6. ábra: A két különböző habitat diverzitásának különbsége

Azonban sem a fajszám, sem a Shannon-diverzitás esetén nem tapasztaltunk szignifikáns különbséget a mintavételi időszakok függvényében ($t = 0.3102$, n.s.; $t = 0.1758$, n.s.) (7-8. ábra).



7-8. ábra: A fajszám és diverzitási értékek különbsége a mintavételi periódusok alapján

Az együtt előfordulási mintázatok elemzése

A kisemlősök együtt előfordulási mintázatának összehasonlításához 10.000 random mátrix eredményeit használtuk fel. A vizsgálathoz a szakirodalomban széles körben elfogadott fix sor és fix oszlop metodikát használtuk, illetve az elemzéshez a szintén nagymértékben elfogadott C-score értékeket használtuk fel, mivel ez kevésbé érzékeny a mintavétel során keletkezett zajra.

2. táblázat: A kimutatott kisemlős fajok együtt előfordulási mintázata

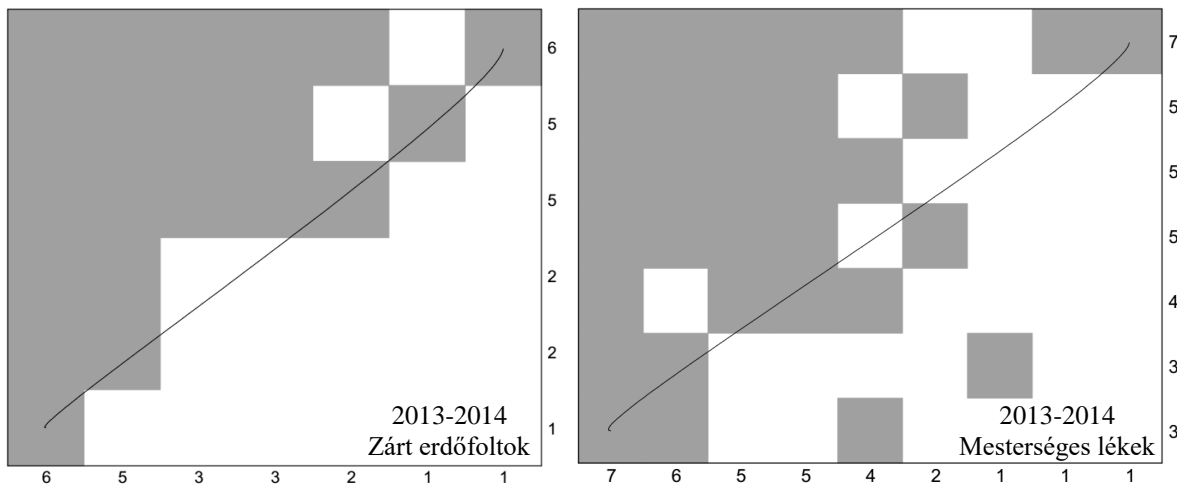
	Megfigyelt	Várható		p (obs <= exp)	p (obs >= exp)
		Átlag	Variancia		
Fix sorok – fix oszlopok					
C-score	7,200	6,7139	0,057	0,965	0,037
Checkerboard	19,00	15,168	6,0162	0,9552	0,094
Combination	22,00	23,8432	1,9292	0,1619	0,953

Az általunk létrehozott jelenlét-hiány mátrixban megfigyelt C-score szignifikánsan magasabb, mint a random mátrixok alapján várható érték, amely megmutatja, hogy az együtt előfordulás valószínűsége alacsony. Az általunk tapasztalt magasabb C-score érték kompetíciót feltételez a közösségekben belül (2. táblázat).

A kisemlős közösségek egymásba ágyazottsági mintázatának elemzése

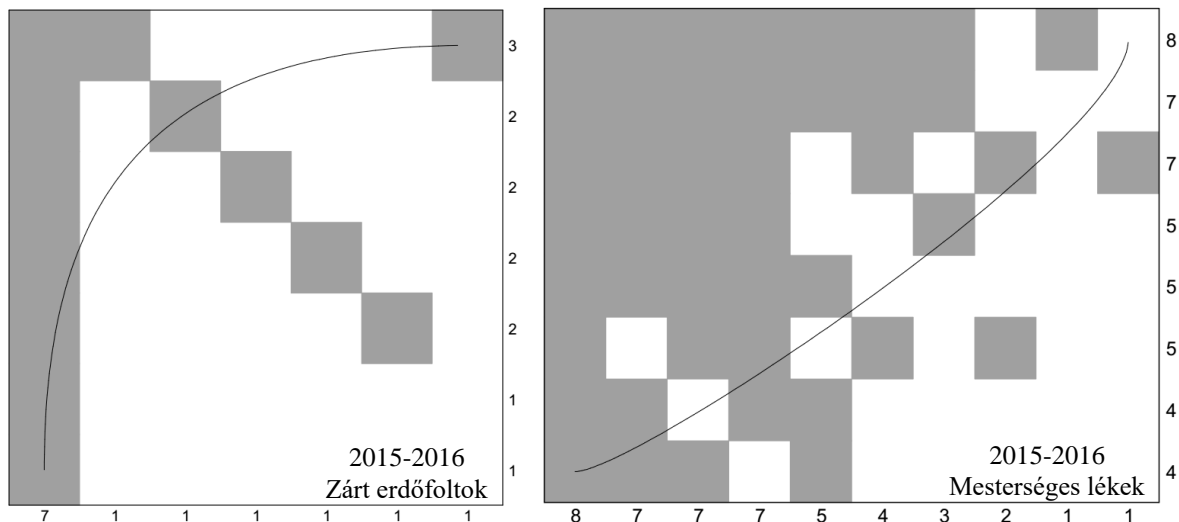
A következőkben a kisemlős közösségek egymásba ágyazottságának vizsgálati eredményeit láthatjuk. A 2013-2014-es vizsgálati időszakban a zárt erdőtagok esetén a megfigyelt és random prezencia-abszencia mátrix között szignifikáns különbséget kaptunk (2013-2014 zárt erdőfoltok: $T_{\text{megf.}} = 6.3^\circ$, $T_{\text{rand.}} = 34,71^\circ \pm 11,91^\circ$; $p < 0.01$), tehát annak a valószínűsége, hogy egy véletlen mátrix hőmérséklete kisebb legyen, mint a megfigyelté, nagyon alacsony, ennél fogva a zárt erdők kisemlős közössége egymásba ágyazott volt. Ezzel ellentétben a mesterséges lékek kisemlős együttesei nem mutattak egymásba ágyazottsági

mintázatot (2013-2014 mesterséges lécek: $T_{\text{megf.}} = 25.72^\circ$, $T_{\text{rand.}} = 39.91^\circ \pm 10.91^\circ$; n.s.) (9. ábra).



9. ábra: A zárt erdőfoltok és a mesterséges lécek jelenlét hiány adatain alapuló rendezett mátrixai az első mintavételi időszakban

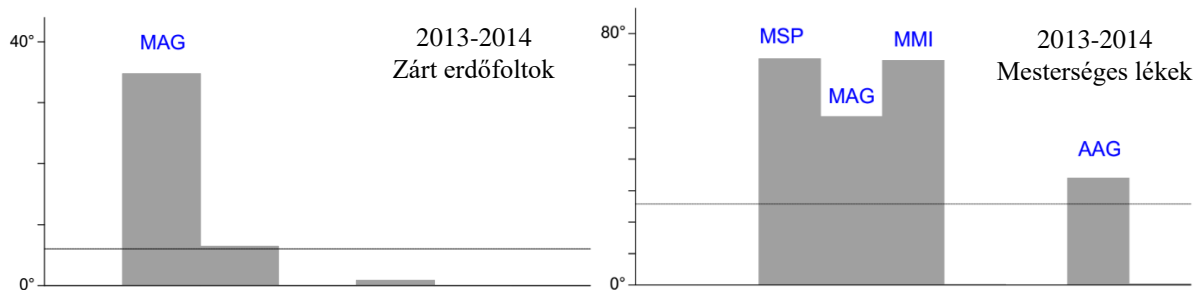
A második periódusban ezzel ellentétes eredményeket tapasztaltunk. A mesterséges lécek területére a megfigyelt és random mátrixok rendezettségi mutatója között statisztikailag igazolható különbséget kaptunk (2015-2016 mesterséges lécek: $T_{\text{megf.}} = 19.75^\circ$, $T_{\text{rand.}} = 42.23^\circ \pm 10.5^\circ$; $p < 0.05$), tehát a közösségek egymásba ágyazottnak tekinthetők. A zárt erdőfoltok kisemlős közösségei nem mutattak egymásba ágyazottsági mintázatot, a megfigyelt és random mátrixok hőmérsékletében nem volt szignifikáns különbség (2015-2016 zárt erdőfoltok: $T_{\text{megf.}} = 20.91^\circ$, $T_{\text{rand.}} = 26.89^\circ \pm 13.78^\circ$; n.s.) (10. ábra).



10. ábra: A zárt erdőfoltok és a mesterséges lécek jelenlét hiány adatain alapuló rendezett mátrixai a második periódusban

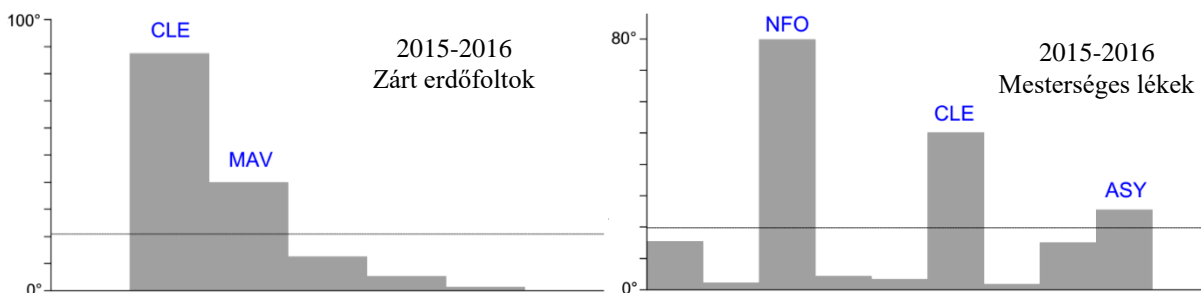
Az egymásba ágyazottsági vizsgálatok során fontos információt adhat az idioszinkratikus fajok jelenléte és azonosítása, így a természetvédelemi kezelések megtervezésénél a fajok különböző beavatkozásokra adott válaszait figyelembe tudjuk venni. Az első vizsgálati periódusban mindössze egyetlen faj jelent meg idioszinkratikusként. A

védett, leginkább nyílt területekre jellemző csalitjáró pocok a nem várt megjelenése miatt jelent meg idioszinkratikus fajként (11. ábra). A mesterséges lékekben a csalitjáró pocok, a pirók erdeiegér, a güzüegér és a védett törpeegér alacsony egyedszáma, nem várt hiánya miatt tekinthetők idioszinkratikus fajnak (12. ábra).



11-12. ábra: A mintavételi területeken kimutatott kisméltós közösségek idioszinkratikus fajai az első mintavételi időszakban

A 2015-2016-os mintavételi időszakban a program két idioszinkratikus fajt azonosított (13. ábra). Közülük a mezőgazdasági és nyílt területeken jellemző mezei cickány nem várt jelenléte, a mogyorós pele nem várt hiánya miatt magasabb rendezettségű mutatóval volt jellemezhető, mint a megfigyelt mátrix értéke.



13-14. ábra: A mintavételi területeken kimutatott kisméltós közösségek idioszinkratikus fajai az első mintavételi időszakban

A mesterséges lékekben 3 idioszinkratikus fajt mutattunk ki. A vizes élőhelyeket preferáló közönséges vízcickány nem várt jelenléte, a mezei cickány nem várt hiánya alapján vált idioszinkratikus fajjává. A közönséges erdeiegér feltehetőleg nem várt jelenléte következtében jelent meg e fajként, azonban újabb tanulmányok bizonyították nyílt területekre mutatott preferenciáját (TODD *et. al.* 2000) (14. ábra).

Összefoglalás

A természetvédelem egyik égető problémája a természetes élőhelyek feldarabolódása, fragmentációja. A kisméltósok, különös tekintettel az élőhely specialista fajokra és egyes csoportokra (pl. cickányok), alkalmasak arra, hogy az élőhelyekben bekövetkező változásokat, zavarásokat, antropogén beavatkozásokat (erdőgazdálkodás), valamint az ezek következtében kialakuló fragmentációs hatásokat indikálják.

A Bükkhát Erdőrezervátum területén végzett monitoring alapján a lékes felújító vágás során kialakuló mesterséges lécek kisemlős együtteseinek fajkészletét és diverzitását elemeztük, valamint a lécek, mint keletkezett nyílt élőhelyszigetek és a zárt erdők viszonyában tér- és időléptékben vizsgáltuk a fajok együttes előfordulási és a kisemlős közösségek egymásba ágyazottsági mintázatát. A kisemlős felméréshez a vizsgálati területen 5 fiatalkorú (1-2 év) és kisméretű (0,1 - 0,3 ha) mesterséges lék, valamint 4 zárt erdőtagban helyeztünk ki mintavételi kvadrátot. A munkálatok során fogás-jelölés-visszafogás metodikát használtunk (CMR), elevenfogó dobozcsapdákat felhasználva. A lécekben és az erdőfoltokban egyenként 7×7-es csapdahálót alkalmaztunk. A lécek teljes lefedettsége érdekében a csapdák közötti távolság 12 m volt.

A fajok együtt előfordulási mintázatát jelenlét-hiány (prezencia-abszencia) mátrixok alapján mind a lécek, mind az erdőfoltok vonatkozásában 10 000 random mátrixhoz viszonyítva EcoSim 7.72 programmal elemeztük. Az egymásba ágyazottságot a Nestedness Temperature Calculator program felhasználásával vizsgáltuk, amely alapján meghatározható az egymásba ágyazottság, illetve az ezt legjobban sértő fajok és területek. Ezek alapján következtetni lehet az egymásba ágyazottságot kialakító mechanizmusokra és a fajkészletek kialakulásáért felelős hatásokra. Az NTC-vel 1000 mátrixot állítottunk elő random módon, ha a random mátrixok átlag hőmérséklet értéke szignifikánsan magasabb a megfigyelt értéknél, akkor a beágyazottság nem a véletlen műve. A program a fajokra is megadja a T értékeket, ha ezek magasabbak, mint a megfigyelt mátrix értéke, akkor a fajok idioszinkratikusak (nem várt jelenlétükkel vagy hiányukkal csökkentik a mátrix rendezettségét). Ezeknek a fajoknak a meghatározásával következtettünk a beágyazottsági mintázatot kialakító tényezőkre. Az egymásba ágyazottságot sértő fajok és területek azonosítása speciális fajokra, illetve területekre irányíthatja a figyelmet. Hipotézisünk szerint a mesterséges lécekben megjelenő nyílt területekre jellemző fajok növelik a rendezetlenséget, így a lécek és a zárt erdők egymásba ágyazottsági mintázata eltér. Feltételeztük, hogy a lécek területére kolonizálódó nyílt területek fajai lesznek azok az idioszinkratikus fajok, amelyek megjelenésükkel rendezetlenséget okoznak.

A közösségi paraméterek értékeit tekintve, mind a fajgazdagság, mind a diverzitás indexek értéke szignifikánsan magasabb volt a lécek területén, mint a zárt erdőfoltokban. Ezzel igazoltuk, hogy az erdőgazdálkodás során kialakuló mesterséges lécek nagymértékben növelik a nyílt területekre jellemző fajok megjelenésének valószínűségét. Az egymásba ágyazottsági mintázatot eltérő időszakokban teszteltük, külön a lécekre és az erdőfoltokra. A két időszakot a mezei pocok (*Microtus arvalis*) gradációs időszakban a lécekben megjelenő jelentős kolonizációja alapján különítettük el. Az első időszak (2013-2014) a mezei pocok növekvő fázisú demográfiai változását és gradációs csúcsát különítette el, míg a második időszak (2015-2016) a mezei pocok populáció összeomlását és a következő demográfiai periódus kezdeti növekvő fázisát jelentette.

A fajok közösségen belüli együtt előfordulási mintázatában az alternatív hipotézist támasztották alá eredményeink, miszerint a kapott mintázat eltért a véletlentől, amely a közösségen belüli kompetíciós viszonyok relevanciájára utalt. A két időszak elkülönítésével az egymásba ágyazottsági mintázat 2013-2014-ben az erdőekben szignifikánsan eltért a random mintázattól, tehát a zárt erdőfoltok kisemlős együtteseinél egymásba ágyazottsági mintázatot kaptunk eredményül, míg a lékes területeken random mintázat volt jellemző. A második időszakban ezzel ellentétes eredményként az erdőfoltok kisemlős együtteseinél kaptunk random mintázatot, míg a mesterséges lécek mátrixainak tesztelése egymásba ágyazott mintázatot mutatott. Az egymásba ágyazottsági mintázat eredménye alapján az alternatív hipotézis fogadtuk el, melyben megfogalmazott várt eredményt a második időszakban elsősorban a mezei pocok összeomlása és a lécek területéről történő lokális eltűnése határozott meg.

Kőszegi-forrás Erdőrezervátum területén végzett csapdázás eredménye

Téma 1: *Idős állományú Natura 2000-es és újraerdősített területek kisémlős együttese a Mecsek és Bükkhát (Drávamenti-síkság) összehasonlításában*

Idős állományú Natura 2000-es és újraerdősített területek kisemlős együttese a Mecsek és Bükkhát (Drávamenti-síkság) összehasonlításában

Bevezetés

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) programjaiban több hazai élőhelyen folyik a kisemlősök csapdázásos felmérése. Élőhely választásuk minél szélesebb körű ismerete és az egyes élőhelyek faunisztikai leírása fontos alapkutatói adatokat szolgáltat az egyes fajok ökológiai igényeinek alaposabb megismeréséhez. Magyarország védett lombos erdői ökológiailag optimális, magas diverzitású területeknek ("hot spot") számítanak, amelyek nagy produktivitással, dús és változatos makrovegetációval jellemezhetők, biodiverzitásuk magas. A dús aljnövényzetű erdőkben sok kisemlős faj él együtt, ezért kiválóan alkalmasak ökológiai igényeik, habitat használatuk tanulmányozására, az interspecifikus kapcsolatok (pl. mikrohabitat-felosztás) vizsgálatára.

A kisemlősöket az erdészeti beavatkozások zavaró hatásaitól függetlenül is erősen változó populációdinamika jellemzi, így a zavarások hatásaira adott válaszuk és így a változások trendjének megállapításához hosszabb időintervallumra van szükség. A kisemlősök, pl. egerek, pockok potenciális indikátorai a természetvédelmi érdekeket is figyelembe vevő erdőművelésnek, vagy a műveléstől és eredészeti beavatkozástól, emberi zavarástól mentes erdőterületen zajló természetes folyamatok nyomán követésében. Fontos szerepük van az erdőkben, gazdasági, illetve az ökológiai egyensúly szempontjából fontosak a ragadozók zsákmányaiként, és jellegzetes módon válaszolnak a zavarásra. Ezért a kisemlősök habitat használatának és preferenciájának megértése fontos az effektív természetvédelem és kezelési stratégiák megvalósításához és fenntartható erdőgazdálkodás kivitelezéséhez. Élőhely használatuk átfogó ismeretével és az egyes élőhelyek faunisztikai leírásával hozzájárulhatunk az egyes fajok ökológiai igényeinek alaposabb megismeréséhez, ami az értékes erdei ökoszisztémák természetvédelmi kezelését is lehetővé teszi.

A közép-európai mérsékelt lombos erdőkben a sárganyakú erdei egér (*Apodemus flavicollis*) és a vöröshátú erdei pocok (*Myodes glareolus*) különböző korú és típusú erdőállományok többségében domináns fajokként fordul elő. E fajok ökológiája jól ismert, számos tanulmány fókuszált mikro-élőhely preferenciájukra, ami alapján értelmezhető a koegzisztenciát biztosító szegregációs mechanizmusaik. Azonban e két faj dominanciája eltérő lehet különböző vegetációjú és korú erdőállományok esetén, amely jelentősen meghatározhatja ezeken a területeken makrohabitat szinten lehatárolható kisemlős együttesek összetételét. A korai szukcessziós stádiumú nyílt erdőterületek számos nyílt élőhelyet kedvelő kisemlősnek jelentenek fontos refugiumot, ami megnöveli e területek kisemlős fajgazdagságát. A kisemlősök végvágásra adott válaszáért értékelő metaanalízis szerint a generalista fajok abundanciája általában megnő a végvágást követően vagy valamilyen más zavarást követően. Hazai és nemzetközi tanulmányok arra mutattak rá, hogy az erdészeti beavatkozások valamint ezek során létrejövő erdőfelújítások területein jelentős különbség lehet a fajkészletben, illetve a fajok abundancia viszonyaiban.

Jelen munkánkban is arra a kérdésre keressük a választ, hogy a Mecsek és a síkvidéki Bükkhát Erdőrezervátum idős Natura 2000 besorolású erdőállományok és a különböző erdőgazdálkodás területei összehasonlításában vizsgáljuk a kisemlős együttesek fajkészletét és a különböző fajok gyakorisági viszonyait.

Célkitűzések

Vizsgálataink során két különböző erdő terület (Mecsek, Bükkhát Erdőrezervátum Drávamenti-síkság) jellemző idős állományú, Natura 2000-es, valamint végvágás utáni (Mecsek) és mesterséges lékvágással felújított (Bükkhát) területek kisemlős együtteseinek kvalitatív és kvantitatív összehasonlítását végeztük el.

Alapvető kérdésünk volt, hogy a két terület összehasonlításában van-e különbség az idős erdőállományok és az újraerdősödő területek között, illetve ugyanazon régióban mi a különbség a zárt idős erdőfoltok és az újraerdősödő területek összehasonlításában?

Ennek megfelelően a célkitűzéseink a következők:

- Az egyes kisemlős együttesek faj-gyakoriság viszonyainak értékelése.
- A területeken domináns fajok abundancia viszonyainak összehasonlítása.
- A vizsgált területek fajgazdagságának, diverzitás viszonyainak jellemzése.

Anyag és módszer

A mintaterületek elhelyezkedése és jellemzése

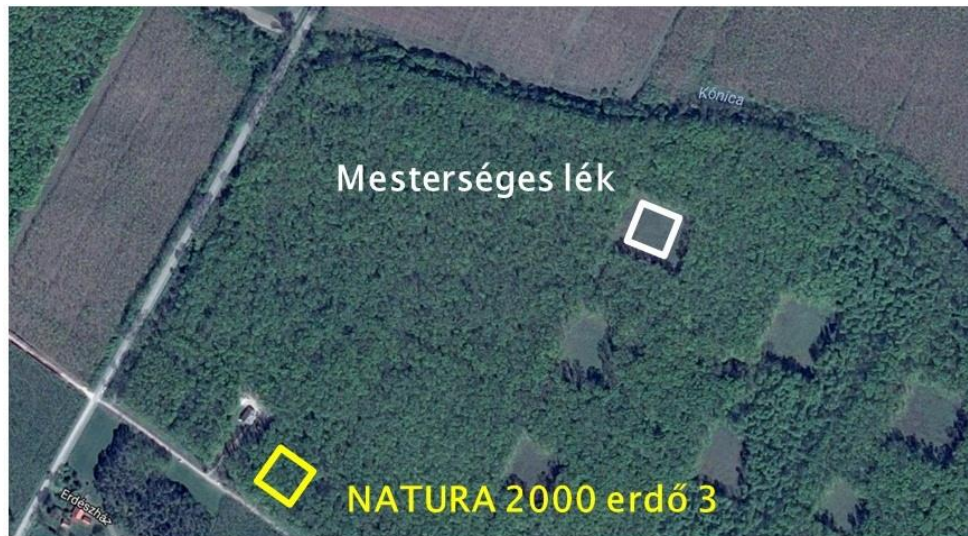
Vizsgálataink helyszíne egyrészt a Bükkhát Erdőrezervátum pufferterülete, amely Dél-Dunántúlon, a Dráva-menti síkságon terül el. Az összesen 452 ha területű erdőrezervátum a Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóságán belül, a Mecseki Erdészeti ZRt. kezelése alá tartozik. A magterület 52 ha, a védőzóna 400 ha nagyságú. A másik vizsgálati területünk Dél-Dunántúlon, a Mecsek hegységben, Árpádtetőn található.

A kisemlősök felméréséhez a Bükkhát Erdőrezervátum területén két négyzet alakú mintavételi területet (kvadrátot) jelöltünk ki: egy Natura 2000-es erdőt, illetve egy mesterséges léket (1. ábra), míg Árpádtetőn 4 kvadrátot vizsgáltunk: két Natura 2000-es erdőt és egy sikeres és sikertelen felújítású területet (2. ábra).

Mesterséges lék (Bükkhát): Az erdőrezervátum védőzónájában található lék és a hozzá kapcsolódó erdőszegély. A léket 2011-ben nyitották, területe 0,3 ha. Északi szélén és északkeleti sarkában magas cserjeszint borítású. Déli és keleti oldalán erdő jellegű szegély húzódik. Itt a lombkoronaszint kétszintes, záródása magas, 60 % feletti, a felső szintben a kocsányos tölgy dominál (D130: 35 cm), az alsó szintet gyertyán és mezei juhar alkotja (D130: 10 cm). Az avarborítás 80% feletti. A lékbelsőben és a lékbelső jellegű területen a lombkoronaszint és a cserjeszint teljes hiánya tapasztalható, ennek köszönhető a kis mennyiségű fekvő holtfa is. A gyepszint borítása a legtöbb területen közel 100%-os. A lékbelső jellemző fajai az egynyári és évelő lágyszárúak, melyek magas aljnövényzetet képeznek. Több gyom és invazív faj (magas aranyvessző - *Solidago gigantea*) is megjelenik a lék belső területén, továbbá egyes nedvességkedvelő fajok is (pl.: csomós szittyó - *Juncus conglomeratus*). A kvadrát nyugati szegélye mellett futó erdőszeti út miatt ez a terület lékbelső jellegűnek tekinthető.

Natura 2000 erdő 3 (Bükkhát): Az erdőrezervátum védőzónájának közelében található kontroll terület. A lombkoronaszint záródásának mértéke változó (50-70%). A lombkorona kétszintes, a felső szintet a kocsányos tölgy és magyar kőris alkotja (D130: 35 cm), melyben szálanként idősebb akácok (*Robinia pseudoacacia*) vegyülnek. Az alsó lombkoronaszintben gyertyán, mezei juhar, akác, mezei szil a jellemző (D130: 10 cm). A kvadrát teljes területén gazdag cserjeszint figyelhető meg, melynek borítása 30-50 % közötti, de előfordulnak 70% feletti borítású foltok is. A cserjeszint domináns fajai a veresgyűrű som

és a gyertyán, előfordul még az egybibés galagonya, a fekete bodza és a mezei juhar. A kvadrát gyepszintje gazdag, 70% feletti borítással rendelkezik. Jellemző fajai az erdei ebír, az erdei szálkaperje, az olocsán csillaghúr és a szeder fajok. Az avarborítás mindenhol meghaladja a 87%-ot. Az átlagos fekvő holtfa borítás 0,49 %.



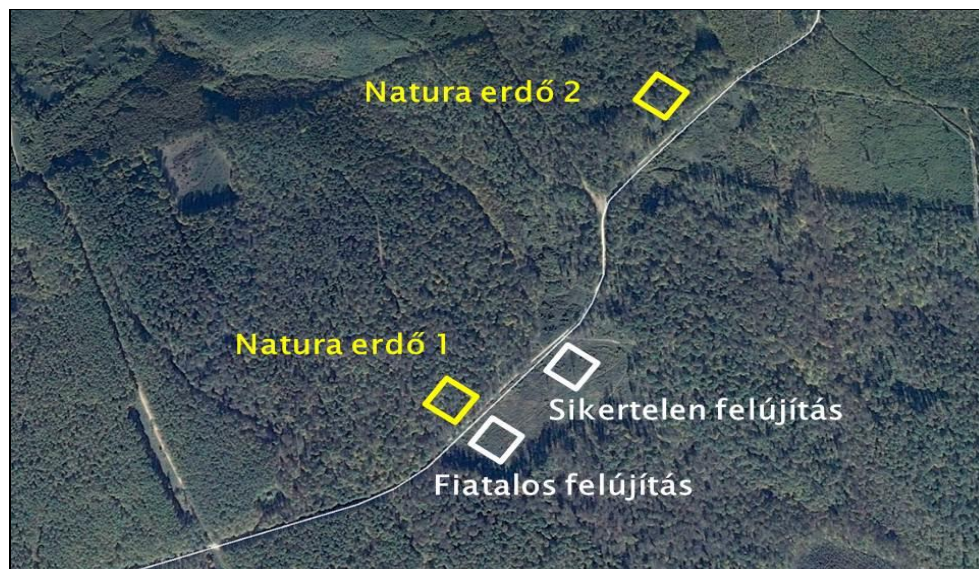
2. ábra: A mintavételi csapdahálók és a vizsgált mintakvadrátok elhelyezkedése a mesterséges lékben és a zárt erdőfoltban a Bükkhát Erdőrezervátum puffertérületén

Natura erdő 1 és 2 közös jellemzése (Mecsek): Idős (80 év feletti) bükk dominálta állomány (Natura 2000 név: 91K0 Illír bükkös (*Aremonio-Fagion*)), mely tetőhelyzete miatt gyertyános-tölgyessel érintkezik (Natura 2000 név: 91L0 Illír gyertyános-tölgyesek (*Erythronio-Carpinion*)). A lombkoronát a domináns bükk mellett, kocsánytalan és csertölgy, valamint gyertyán és ezüst hárs alkotják. Az elmúlt 10 évben alkalmazott átalakító üzemmód hatására az állomány lombkoronaszintje kisméretű (2-3 lombkoronányi) lékeket tartalmaz. A lombkoronaszint záródása tág határok között mozog (20-80%). A záródáshiány következtében, a beszűrődő többletfény hatására a cserje és a gyepszint dús, borítása helyenként meghaladja a 80%-ot is. A cserjeszintben a lombkoronaszintet alkotó fafajok cserjeszinti újulata dominál. A gyepszintet a bolygatás (léknyitás) hatására megjelenő szederfajok mellett, fű és sásfélék alkotják, a vertikális és horizontális irányban is magas borítással rendelkező gyepszint változatos élőhelyeket biztosít a kisemlősök számára. A számos irodalmi tanulmány által a kisemlősök szempontjából fontosnak ítélt holtfa, a vizsgált területen csak kis mennyiségben található meg, vékony ágak ($d < 10$) formájában.

Sikeresen felújított fiatalos jellemzése (Mecsek): Végvágás után csemetézéssel felújított terület, a fiatalos állomány kora 20 év alatti. Szerkezetében lombkoronaszint nem található, a cserje és gyepszint sűrű, mozaikos váltakozása jellemezi a területet. A mozaikos (borítás 10-60%) domináns faja az európai bükk, a kísérőfajok közül a gyertyán, a mezei juhar, a kocsánytalan tölgy és az ezüsthárs található meg a cserjeszintben. A sűrű (átlagborítás 70 % felett) és magas gyepszintben gyomfajok uralkodnak siskanádtippan, saspáfrány, vadszeder, nagy csalán. A területen holtfa nem, csak minimális mennyiségben vágott tuskó és néhány hátrahagyott farakás található.

Sikertelen felújítás jellemzése (Mecsek): Végvágás után sikertelenül felújított terület. A terület nedves, „teknő alakú”, tavasszal pangóvíz is előfordul (feltételezhetően a talajban található vízzáró réteg és a lefolyástalan helyzet miatt). A felújítás ilyen körülmények között sikertelen volt, ennek következtében a vágástéri gyomvegetáció (nedves elemekkel színezve) található a területen. A lombkoronaszint és cserjeszint teljes hiánya jellemző. A gyakorlatilag 100% borítású gyepszint

két domináns faj a gyepes sédbúza és a siskanádtippan. Ez utóbbi erős kompetítor, hosszabb távra képes a felújítást meggátolni. A területen holtfa, farakás nem, és vágott tuskóból is csak néhány darab található.



2. ábra: A mintavételi kvadrátok elhelyezkedése Árpádtető területén a Közép-Mecsekben

Csapdázási metodika

A csapdázási metodika a két területen megegyezett, a Bükkhát-Erdőrezervátum területén vizsgált mesterséges lékek mérete alapján választottuk meg a csapdaháló méretét, egységesen alkalmazva a zárt erdőfoltok és a lékek mintavételezéséhez. Ennek megfelelően 7×7-es csapdahálót alkalmaztunk, melyekben a csapdákat egymástól 12 m távolságban helyeztük el. A Mecsekben kijelölt mintaterületeken is ezt a csapdaháló méretet alkalmaztuk. A kisemlősök mintavételezéséhez elevenfogó műanyag dobozcsapdákat (75×95×180 mm) és a fogás-jelölés-visszafogás (CMR) módszert alkalmaztuk. Az elemzéshez a két erdő területén júliustól-októberig tartó 4 mintavételi terület 5 éjszakai csapdázási adatait használtuk fel. A csalizás módszere minden területen és minden mintavételezési időszakban megegyezett, csalétekként szalonnát, ávizskivonattal és növényi olajjal megkevert gabona magvakat használtunk. Az állatok egyedi jelöléséhez a lábujjak tetoválását alkalmaztuk. A csapdázások során feljegyeztük az állat nemét (nőstényeknél gravitást, laktálást is feltüntetve), korát, tömegét, csapdaszámát és egyéni kódját.

Az adatok statisztikai feldolgozása

A statisztikai vizsgálatok során először a mintavételi területek fajkészletét hasonlítottuk össze, illetve a relatív abundancia értékek különbségét vizsgáltuk a két eltérő terület (Mecsek vs Bükkhát) és a szukcesziós stádiumban markánsan különböző (Natura 2000 idős erdőállomány vs újraerdősített terület) összehasonlításában. Az általunk nagyobb gyakorisággal kimutatott fajok abundancia adatainak a két terület, illetve a két erdőállomány közötti különbségét a havi adatok alapján Mann-Whitney U teszttel vizsgáltuk (ZAR 2010).

A fajok relatív gyakoriságát, vagy dominanciáját az alábbi képlettel számítottuk:

$$D = \frac{n_i}{N} \times 100$$

ahol n_i az i -edik faj egyedszáma és N az összegyedszám. Eudomináns fajoknál ennek értéke $D > 10\%$, dominánsoknál $D = 5-10\%$, szubdominánsoknál $D = 2,1-5\%$, recedenseknél $D = 1-2\%$,

szubrecedenseknél pedig $D < 1$ (TISCHLER 1949, SUCHOMEL *et al.* 2012). A fenti kategorizálás alapján értékeltük a két különböző erdőterület (Mecsek, Bükkhát) és a két markánsan különböző erdőréssz (Natura 2000 idős állomány, erdőfelújítás) fajösszetételének dominancia sorrendjét.

A vizsgált területeken jellemző kisemlős közösség különbségének értékeléséhez több közösségi ökológiai paramétert számítottunk. A kimutatott kisemlős közösség diverzitását a Shannon-diverzitással:

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

illetve, a Simpson-, vagy kvadratikus diverzitással adtuk meg,

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

ahol, p_i az i -edik faj egyedszámának aránya a mintában, S pedig a fajok száma. A Simpson-diverzitás érzékenyebb az egyes fajok populációjának méretére, mint a Shannon-diverzitás, és kevésbé érzékeny arra, hogy mennyi a fajok száma egy adott közösségben. Emiatt fontos diverzitási index a kisemlős közösségek jellemzésekor, amelyekben a komponens fajok számának változása kismértékű, de jelentős különbségek vannak a populációk méretében.

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

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

ahol, H a minta diverzitása, S pedig a fajszáma (PIELOU 1975). A két erdőterület és a különböző erdőállomány közötti diverzitás viszonyokat Rényi-féle diverzitási rendezéssel vizsgáltuk. A fenti számításokhoz a PAST 3.00 programcsomagot használtuk.

Eredmények

A két vizsgált területen (Árpádtető Mecsek és Bükkhát Erdőrezervátum - Drávamenti-síkság) összesen 11 kisemlősfaj jelenlétét regisztráltuk (1. táblázat). A Mecsek mintavételi területein 6-6 fajt sikerült kimutatnunk, kivéve a fiatalos felújítás területét, ahol a fajszám 5 volt. A Bükkhát területén a Natura 2000 erdőfoltban ugyancsak 5 faj került elő, míg a mesterséges lék területén tapasztaltuk a legmagasabb fajszámot (7). A kimutatott fajok közül a pirók erdeieger, *Apodemus agrarius* (Pallas, 1771) és a sárganyakú erdeieger, *A. flavicollis* (Melchior, 1834) fordult elő mind a hat mintakvadrátunkban, e két faj egyaránt megjelent a zárt erdőfoltokban és a nyílt (mesterséges lék és végvágás után felújított területek) élőhelyfoltokban is. A közönséges erdeieger, *A. sylvaticus* (Linnaeus, 1758) és a mezei cickány, *Crocidura leucodon* (Hermann, 1780) egy kivételével az összes területről megkerült.

Ezen fajokkal szemben, melyek a területek nagy részén előfordultak, a keleti cickány, *C. suaveolens* (Pallas, 1811) és a mezei pocok, *Microtus arvalis* (Pallas, 1778) egyedeit kizárólag a nyílt élőhelyeken fogtuk meg, míg a vöröshátú erdeipocok, *Myodes glareolus* (Schreber, 1780) jelenlétét csak a zárt erdőfoltokban bizonyítottuk. A vizsgált területeken kimutatott fajok közül a nagy pele, *Glis glis* (Linnaeus, 1766), a mogyorós pele, *Muscardinus avellanarius* (Linnaeus, 1758), a törpeeger, *Micromys minutus* (Pallas, 1771) és az erdei cickány, *Sorex araneus* (Linnaeus, 1758) csak 1-1 mintavételi kvadrátban jelent meg (1. táblázat).

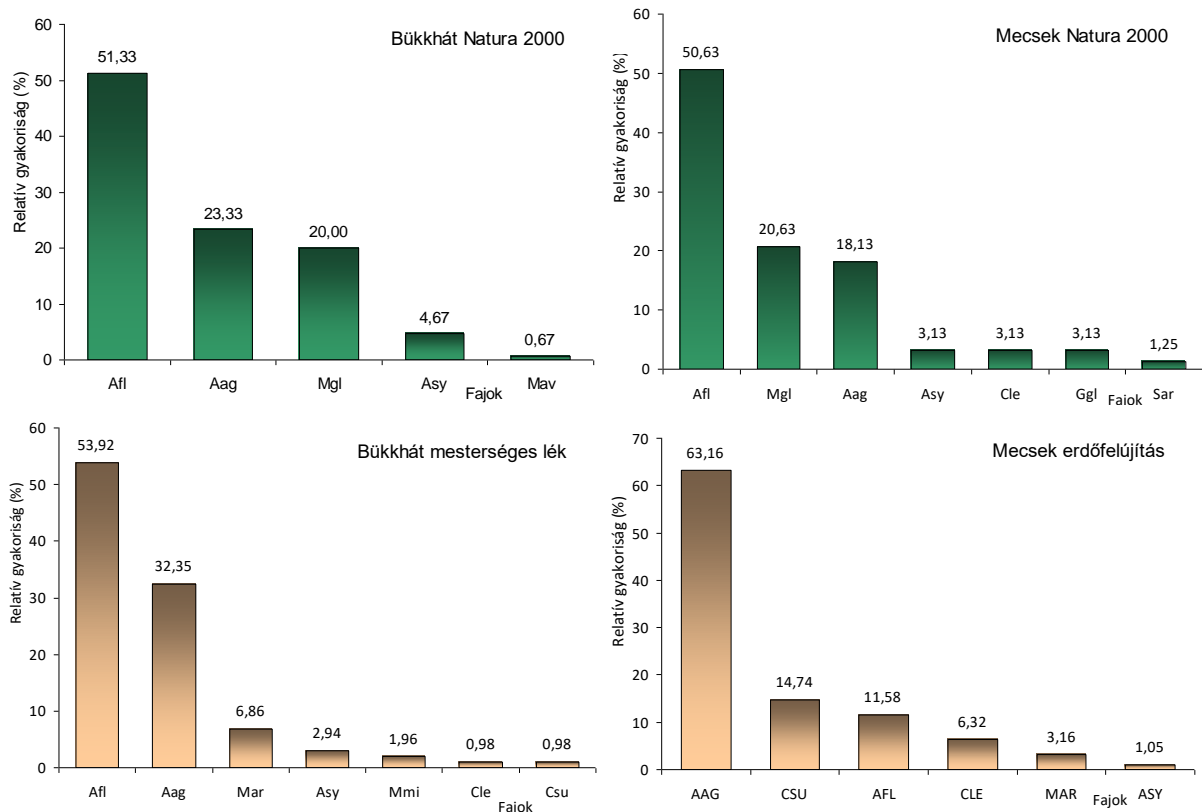
1. táblázat: A mintaterületeken kimutatott fajok jelenlét/hiány adata

Fajok	Mintakvadrát		Árpádtető		Bükkhát	
	Natura 2000 erdő 1	Natura 2000 erdő 2	Fiatalos felújítás	Sikertelen felújítás	Natura 2000 erdő 3	Mesterséges lék
<i>Apodemus agrarius</i>	+	+	+	+	+	+
<i>A. flavicollis</i>	+	+	+	+	+	+
<i>A. sylvaticus</i>	+	+	-	+	+	+
<i>Crocidura leucodon</i>	+	+	+	+	-	+
<i>C. suaveolens</i>	-	-	+	+	-	+
<i>Glis glis</i>	+	-	-	-	-	-
<i>Microtus arvalis</i>	-	-	+	+	-	+
<i>Muscardinus avellanarius</i>	-	-	-	-	+	-
<i>Myodes glareolus</i>	+	+	-	-	+	-
<i>Micromys minutus</i>	-	-	-	-	-	+
<i>Sorex araneus</i>	-	+	-	-	-	-

A jelenlét/hiány értékelése mellett táblázatba foglaltuk a fajok mintavételi területeken jellemző egyedszámát, illetve relatív gyakorisági értékeit. Az utóbbi származtatott adat alkalmas arra, hogy értékeljük a két vizsgált erdő eltérő szukcessziós stádiumában lévő élőhelyein kimutatott kisemlős együtteseinek faj-gyakorisági viszonyait (2. táblázat).

A fajok dominancia sorrendjét mind a két vizsgált tájegységben a Natura 2000-es erdőfoltok és a nyílt erdőfelújítás területére összevontan értékeltük. A Mecsek két Natura 2000-es erdőrészt tekintve 7 kimutatott faj relatív gyakoriságát ábrázoltuk csökkenő sorrendben. Ebben a fajkészletben eudomináns ($D > 10\%$) faj volt a sárganyakú erdeieger, az erdeipocok és a pirók erdeieger, melyek a dominancia sorrend első három helyén szerepeltek. A rangsor további három faja azonos gyakorisági értékkel szubdomináns fajként jelent meg ($D = 2.1-5\%$), míg a rangsor utolsó helyére került erdei cickány recedens ($D = 1-2\%$) fajaként jelent meg (3. ábra). A Bükkhát területén 5 kisemlősfaj gyakorisági sorrendjét értékeltük. Hasonlóan a Mecsek Natura 2000-es foltjaihoz, a Bükkhát idős erdőfoltjában is a sárganyakú és a pirók erdeieger, valamint az erdei pocok volt eudomináns faj. Azonban mindkét területen a sárganyakú erdeieger relatív gyakorisággal magasabb, kétszerese volt a másik koegzisztens faj relatív abundanciájánál. A Bükkhát területén a további két faj közül a közönséges erdeieger tekinthető szubdomináns, míg az alkalmi megjelenésű mogyorós pele szubrecedens ($D < 1\%$) fajként jelent meg (3. ábra).

A Mecsek területén vizsgált nyílt erdőfelújítás alatt álló területeken összesen 6 kisemlős fajt regisztráltunk, melyek közül a pirók erdeieger abszolút eudomináns fajként az összesített egyedszám több mint 60%-át tette ki. Ezen a területen lényegesen alacsonyabb relatív abundanciával, de ugyancsak eudomináns fajként tudjuk jellemezni a keleti cickányt és a sárganyakú erdeiegeret ($D > 10\%$). A faj-gyakorisági rangsor negyedik helyére a keleti cickány, mint domináns faj került. Továbbá a mezei pocok szubdomináns, míg a közönséges erdeieger recedens fajként gazdagította a Mecsekben vizsgált erdőfelújításos foltok kisemlős készletét (3. ábra).

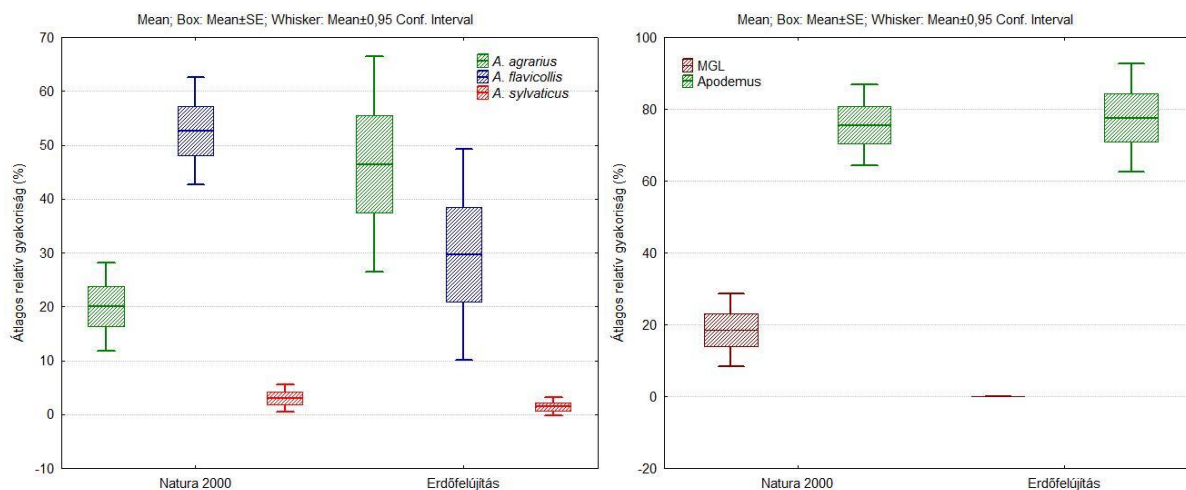


3. ábra: A Mecsek és s Bükkhát területén kimutatott kisemlős együttesek faj-gyakorisági sorrendje a Natura 2000 és az erdőfelújítás területére vonatkoztatva

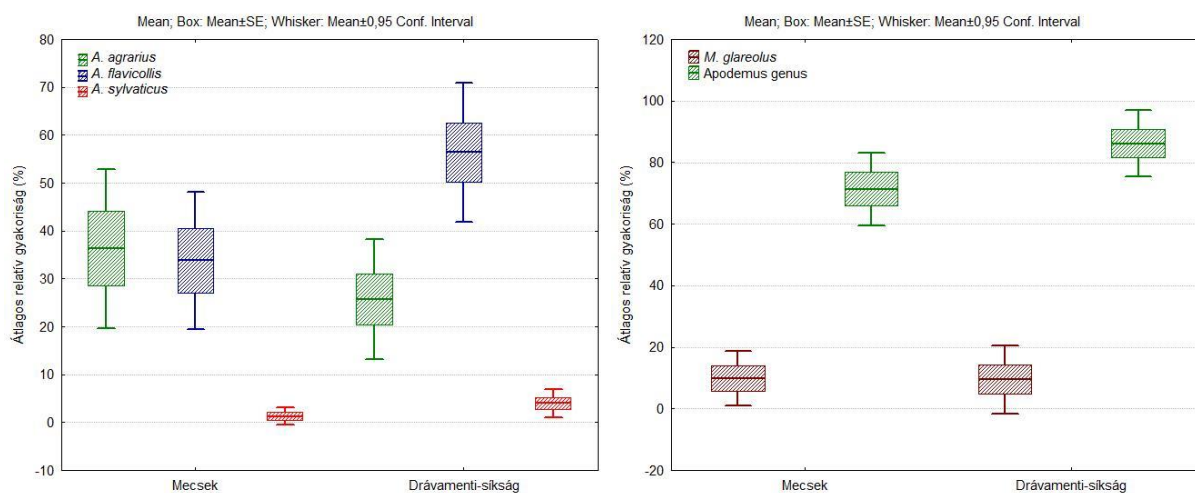
A Bükkhát területén az erdőgazdálkodás során keletkező mesterséges lékek reprezentálják a nyílt erdőfelújításos területeket, melyek közül az elemzésbe bevont lékben 7 kisemlős fajt regisztráltunk. Itt nagyobb gyakorisági értékkel egyrészt a sárganyakú és a pirók erdeieger képviselik az eudomináns fajokat, míg ezen a területen kolonizálódó mezei pocok meghaladta az 5%-os értéket, így domináns fajként tudjuk figyelembe venni. A rangsor negyedik helyén szereplő közönséges erdeieger szubdomináns, míg a lékben megjelenő törpeeger recedens fajként jelent meg. A rangsor két utolsó helyére került *Crocidura* faj 1% alatti gyakorisággal szubrecedens fajoknak tekinthetők ebben a faj-együttesben (3. ábra).

Továbbá az eudomináns sárganyakú és pirók erdeieger, a Natura 2000-es erdőfoltokban eudomináns erdei pocok, általában szubdomináns fajként megjelenő közönséges erdeieger, továbbá a teljes *Apodemus* és *Crocidura* genus relatív gyakoriságának megoszlását két megközelítésben teszteltük. Elsőként mindkét régió adatait felhasználva a Natura 2000-es idős erdőfoltokat hasonlítottuk össze a nyílt erdőfelújításos területek adataival. Másrészt a kiemelt taxonok relatív gyakorisági megoszlását a Mecsek és a Drávamenti-síkság összehasonlításában vizsgáltuk.

A Natura 2000-es és az erdőfelújítás területeinek összehasonlításában az *Apodemus* fajok közül a pirók erdeieger szignifikánsan nagyobb gyakorisággal fordult elő az erdőfelújítás, míg a sárganyakú erdeieger szignifikánsan nagyobb relatív abundanciával jelent meg az idős Natura 2000-es erdőállományokban. A szubdomináns közönséges erdeieger gyakorisági megoszlásában nem kaptunk szignifikáns különbséget a két erdőterület összehasonlításában (4. ábra, 2. táblázat).



4. ábra: A Mecsek és a Bükkhát területén kimutatott kisméltós együttesek faj-gyakorisági sorrendje a Natura 2000 és az erdőfelújítás területére vonatkoztatva



5. ábra: A Mecsek és a Bükkhát területén kimutatott kisméltós együttesek faj-gyakorisági sorrendje a Natura 2000 idős állományok és az erdőfelújítás területére vonatkoztatva

2. táblázat: A kiemelt taxonok relatív abundanciájának Mann-Whitney tesztje a Natura 2000 és az erdőfelújítás területeinek összehasonlításában

Taxon	Natura 2000 Rank Sum	Erdőfelújítás Rank Sum	U	Z	P
<i>Apodemus agrarius</i>	108	168	30	2.22	< 0.05
<i>A. flavicollis</i>	178	98	32	2.09	< 0.05
<i>A. sylvaticus</i>	157	119	53	0.8	n.s.
<i>Myodes glareolus</i>	210	66	0	4.06	< 0.001
Crocidura	155	121	55	0.67	n.s.
Apodemus	132.5	143.5	54.5	0.71	n.s.

3. táblázat: A kiemelt taxonok relatív abundanciájának Mann-Whitney tesztje a Mecsek és a Drávamenti-síkság összehasonlításában

Taxon	Mecsek Rank Sum	Drávamenti-síkság Rank Sum	U	Z	P
<i>Apodemus agrarius</i>	186	90	54	0.38	n.s.
<i>A. flavicollis</i>	148	128	28	2.06	< 0.05
<i>A. sylvaticus</i>	147.5	128.5	27.5	2.09	< 0.05
<i>Myodes glareolus</i>	180.5	95.5	59.5	0.03	n.s.
Crocidura	188	88	52	0.52	n.s.
Apodemus	155	121	35	1.61	n.s.

Az idős állományú Natura 2000-es erdőfoltokban az erdei pocok eudomináns faj volt, de nem jelent meg az erdőfelújítás alatt álló nyílt erdőterületeken, így gyakorisági értékei között szignifikáns különbség volt az erdőterületek összehasonlításában. Az *Apodemus* genus esetében, ami az *Apodemus* fajok összesített adatát jelenti, nem kaptunk szignifikáns különbséget a két vizsgált erdő összevetésénél, mivel az eudomináns pirok és sárganyakú erdeiegér eltérő mértékű terület használata homogenizálja a teljes genusra számított értékeket. Végül a *Crocidura* genus fajai is kizárólag a nyílt, erdőfelújítás területein fordultak elő, azonban alacsony gyakorisági adatai miatt a genus relatív abundancia összehasonlításában nem kaptunk szignifikáns különbséget (4. ábra, 3. táblázat).

A Mecsek és a Drávamenti-síkság összehasonlításában a pirok erdeiegér relatív abundanciája nem különbözött szignifikánsan, míg a sárganyakú és a közönséges erdeiegér relatív abundanciája a Drávamenti-síkság területén volt szignifikánsan magasabb. Az erdei pocok és a két vizsgált genus összehasonlításában azonban nem volt szignifikáns különbség a két terület között (5. ábra, 3. táblázat).

4. táblázat: A területeken kimutatott kisemlős együttesek fajsza és közösségi paraméterei

Index/habitat	Árpádtető				Bükkhát	
	Natura 2000 erdő 1	Natura 2000 erdő 2	Fiatalos felújítás	Sikertelen felújítás	Natura 2000 erdő 3	Mesterséges lék
Fajsza (S)	6	6	5	6	5	7
Simpson diverzitás (D)	0.671	0.573	0.458	0.693	0.640	0.598
Shannon diverzitás (H(S))	1.343	1.138	0.927	1.426	1.180	1.153
Egyenletesség (J)	0.750	0.635	0.576	0.796	0.733	0.593

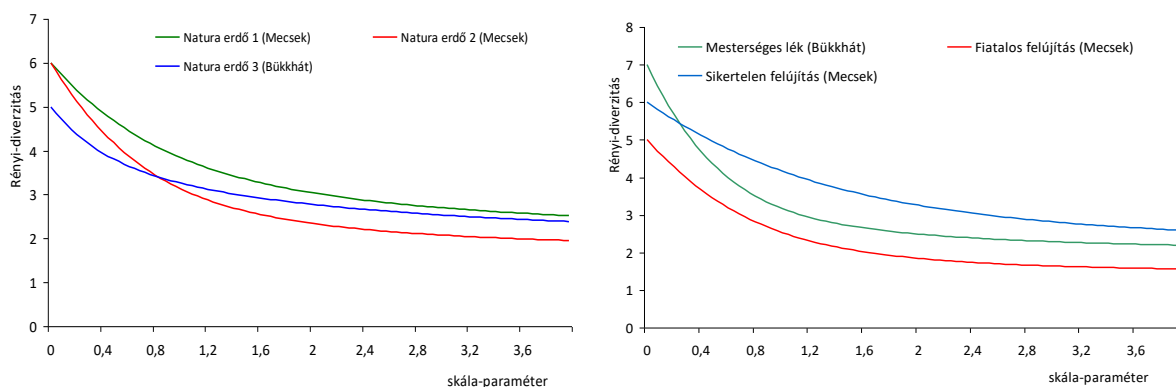
Az egyes mintavételi kvadrátokban kimutatott fajkészlet alapján számítottuk a közösségi ökológiai paramétereket (4. táblázat). A fajgazdagság kiegyenlített volt a területek összehasonlításában, három területen 6, két erdőfoltban 5, míg a Bükkhát területén vizsgált mesterséges lékben 7 kisemlős fajt mutattunk ki. A Shannon diverzitás értéke a Mecsek területén mintázott az 1-es Natura 2000 zárterdőterületen volt a legnagyobb, míg a fiatalos felújítás fajkészletéből számított Shannon diverzitás volt a legkisebb. A Simpson diverzitás, amely a gyakori fajokra érzékeny eltérő eredményt adott mivel a Mecsekben mintázott sikertelen felújítás területén volt a legmagasabb. Azonban abban megegyezett Shannon-index esetében kapott eredménnyel, hogy a kisemlős együttesek közül a fiatalos felújítás területének fajösszetétele volt a legalacsonyabb diverzitású. A Shannon diverzitás értékek területek közötti különbségét t-teszttel vizsgáltuk. Mindössze két mintapár esetén kaptunk szignifikáns különbséget. Egyrészt a Mecsek területén vizsgált Natura 2000 erdő 1 kisemlős együttese volt

szignifikánsan diverzebb, mint az ugyanitt mintázott fiatalos felújítás területének fajkészlete. Továbbá a t-teszt alapján, a Mecsek területén vizsgált két nyílt erdőréssz összehasonlításában mutattuk ki a kisemlősök diverzitásbeli különbségét.

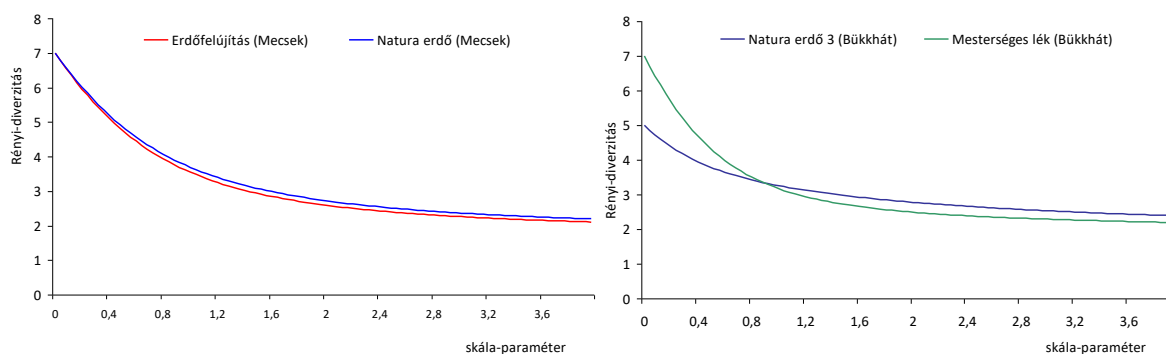
4. táblázat: Shannon-diverzitás t-tesztjeinek értéke a mintaterületek párosításában

Erdőterületek	Natura 2000 erdő 1	Natura 2000 erdő 2	Fiatalos felújítás	Sikertelen felújítás	Natura 2000 erdő 3	Mesterséges lék
Natura erdő 1	-					
Natura erdő 2	1.343	-				
Fiatalos felújítás	2.361*	1.179	-			
Sikertelen felújítás	0.488	1.661	2.603*	-		
Natura erdő 3	1.341	0.333	1.687	1.72	-	
Mesterséges lék	1.326	0.103	1.348	1.686	0.245	-

A minták további párosításában a Shannon diverzitás értékek összehasonlításában nem volt szignifikáns eltérés (4. táblázat).



6. ábra: A vizsgált 3 Natura 2000 idős állomány és az erdőfelújítás területein kimutatott kisemlős együttes diverzitási rendezése



7. ábra: A Natura 2000 idős állomány és az erdőfelújítás területein kimutatott kisemlős együttes diverzitási rendezése a két régióban (Mecsek és Bükkhát Erdőrezervátum)

A két különböző erdei élőhelyen kimutatott kisemlős együttesek diverzitási különbségeit Rényi-féle diverzitási rendezéssel is elemeztük. A Natura 2000 erdőterületek összehasonlításában a Mecsek 1 kódolású zárt erdőterületén kimutatott kisemlős együttes diverzitási profilja különül el a másik két területről, míg a Mecsek 2. erdőterülete és a Bükkhát területén vizsgált idős erdőállomány kisemlős együttese diverzitás szerint nem rendezhető, mivel diverzitási profiljai metszik egymást. Annak megállapítása, hogy a Natura erdő 1

(Mecsek) területén kimutatott kisemlős összetétel diverzebb a másik két idős állományú erdőhöz viszonyítva, nem egyértelmű, mivel a Mecsekben vizsgált két erdőterület diverzitási profilja alacsony skálaparamétereknél nem válik el egyértelműen, a Rényi-féle diverzitási görbék érintik egymást. Ez az eredmény megerősíti a Shannon diverzitás értékek közötti t-teszt eredményét, miszerint a Mecsekben vizsgált két idős erdőállomány kisemlős közösségének diverzitása nem különbözik szignifikánsan (6. ábra). A nyílt, erdőterületek közötti összehasonlításban a Mecsekben vizsgált fiatalos erdőfelújítás kisemlős együttesének diverzitási profilja alacsonyabb Rényi értéktartományban határozottan elkülönül a másik két terület görbájától, amely értelmében e területen kimutatott kisemlős összetétel diverzitása kisebb, mint a másik két terület közössége. A mesterséges lék (Bükkhát) és a sikertelen felújítású Mecsekben vizsgált erdőrészek diverzitási profilja metszi egymást, ami egyértelműen bizonyítja, hogy e két terület összehasonlításában a kimutatott kisemlős együttesek diverzitás szerint nem rendezhetők (6. ábra). Ezek után az adott területen az erdőfelújítás és a Natura 2000 idős állományok területein kimutatott diverzitási adatokat értékeltük. A Mecsek területén kapott adatok esetén a két különböző adatok a két erdőrészek diverzitási profilja szorosan illeszkedik, ami mutatja, hogy a két különböző élőhelyen élő kisemlős együttes diverzitása nem különbözik. A Bükkhát Erdőrezervátum területén vizsgált Natura 2000-es és a mesterséges lék területén kimutatott kisemlős együttesek összehasonlításában a diverzitás nem különbözik, amit egyértelműen alátámaszt az, hogy a Rényi-féle diverzitási görbék metszik egymást (7. ábra)

Összefoglalás

Munkánkban két különböző területen (Mecsek, illetve a Bükkhát Erdőrezervátum Drávamenti-síkság) jellemző idős, Natura 2000-es erdő, valamint végvágás utáni (Mecsek) és mesterséges lékvágással felújított (Bükkhát) élőhelyek kisemlős együtteseinek összehasonlítását végeztem el. Vizsgálataink során először a kisemlősök faj-gyakorisági viszonyait értékeltük. A Bükkhát területén található mesterséges lékben volt a legmagasabb a fajszám, ezzel szemben a sikertelenül felújított füves élőhelyen (Mecsek) volt a legalacsonyabb, ami valószínűleg a területen időszakosan jellemző pangóvíz, az egyszintű (gyepszint) és teljesen homogén vegetáció következménye volt. Faunisztikai szempontból fontos eredmény a nagy pele domináns fajként való megjelenése a Natura 2000 erdő 1 kvadrátban. A két zárt Natura 2000-es erdővel szemben a Mecsek területén vizsgált nyílt erdőfelújítások területén a korábbi vizsgálatoknak megfelelően a pirók erdeigér eudomináns faj volt, ezzel szemben a Bükkhát területén a mesterséges lékben is a sárganyakú erdeigér jelent meg eudomináns fajként. Mind faunisztikai, mind erdőgazdasági szempontból fontos eredmény, hogy a lék területén kimutattuk a mezei pocok kolonizációját, amely domináns fajként jelent meg az itt kimutatott kisemlős együttesben.

A következőkben a vizsgált területek fajgazdagságát, diverzitás viszonyait jellemeztük. A fajgazdagság kiegyenlített volt a területek összehasonlításában. A zárt erdőkben elhelyezkedő mintaterületeink között a diverzitások alapján nem volt szignifikáns eltérés. A nyílt területek közötti összehasonlításban a Mecsekben vizsgált fiatalos erdőfelújítás kisemlős együttesének diverzitási profilja határozottan elkülönül a másik két nyílt terület görbájától, amely értelmében e területen kimutatott kisemlős összetétel diverzitása kisebb, mint a másik két területé.

Eredményeink alapján jelentős különbség van a kisemlősök fajösszetételét és gyakorisági viszonyait tekintve a különböző szukcessziós stádiumú erdőállományok, illetve a különböző erdőgazdálkodási módszerek hatására kialakuló nyílt élőhelyek között. Ezek a kimutatott különbségek alátámasztják, hogy a kisemlősök makroélőhely szinten is reagálnak a különböző beavatkozások okozta élőhelyi fragmentációra.

A Felső-Dráva szakasz mentén található Lankóci erdő (Somogy megye) kisméltőseinek ökofaunisztikai felmérése

Téma 1: *Fajgazdagság, dominancia viszonyok: kisméltős monitorozási adatok
közösségi szintű értékelése különböző korú erdőállományokban*

Fajgazdagság, dominancia viszonyok: kisemlős monitorozási adatok közösségi szintű értékelése különböző korú erdőállományokban

Bevezetés

Európa természetes vegetációjának legnagyobb részét erdő alkotja, a Mediterrániumtól Nyugat-és Közép-Európa lombhullató erdőin át egészen Fennoskandinávia boreális erdőségéig. Ezen erdők jó része az emberi tevékenységnek köszönhetően rég eltűnt és mára Európa bizonyos erdei a világ legveszélyeztetettebb ökoszisztémáivá váltak. Becslések alapján Közép-Európa lombhullató erdeinek csupán 0,2%-a őrizte meg természetes állapotát. Az európai erdők mai arculatának kialakításában a hosszú távú emberi földhasználat meghatározó szerepet játszott. Az emberi beavatkozások, például a fakitermelés, a különböző erdészeti kezelések, vagy az erdők mezőgazdasági területté történő átalakítása jelentősen megváltoztatja az erdei élőhelyek összetételét, szerkezetét és így az erdők biodiverzitását, illetve a fragmentáció következtében megmaradt foltok méretét és ezek izolációjának mértékét, melynek közvetlen, mérhető hatása van az állatpopulációk tér- és időbeli dinamikájára. E zavarások okozta negatív folyamatok először is csökkentik a fajok számára megfelelő erdei élőhelyeket, másrészt ezek minőségét, főként azon fajok esetében, melyek érzékenyek a kialakuló szegélyhatásra. Az erdők veszélyeztetettsége nem csak Európában, hanem az egész Földön rohamosan növekedett, és a konzervációbiológia egyik legégetőbb problémájává vált.

A fennmaradt erdők megőrzésében jelentős szerepe van a különböző erdőművelési technikák (hagyományos végvágás vs alternatív fakitermelési módszerek) megszakítják a lombkoronaszint folytonosságát és lehetővé teszik az aljnövényzet fejlődését, de hatásukra eltűnik az idősebb erdőkre jellemző holtfa és a farönkök. A modern erdőgazdálkodás egyik fő célja a biológiai sokféleség és a gazdasági erdők együttes. Ehhez az erdei ökoszisztémákra, megfelelő tudományos ismeretek segítségével kidolgozott kezelési gyakorlat szükséges. A nagy léptékű zavarások drámai hatással vannak a környezetre, míg ezzel szemben a természetes fadőlés által keletkezett lékek és egyéb kisléptékű zavarások kevésbé befolyásolják a fejlődő állományokat és a vegetációt.

A kisemlősök jelentős szerepet töltenek be az erdei ökoszisztémákban, a trofikus kapcsolatok egyik meghatározó láncszemei, szerepet játszanak a gomba spórák, ektomikorhizák, növényi magvak diszperziójában, valamint számos védett ragadozó madár és emlős táplálékállatai. Élőhely választásuk minél szélesebb körű ismerete és az egyes élőhelyek faunisztikai leírása fontos alapkutatósi adatokat szolgáltat az egyes fajok ökológiai igényeinek alaposabb megismeréséhez, ami ezzel az értékes erdei ökoszisztémák természetvédelmi kezelését is lehetővé teszi. A kisemlősök minőségi és mennyiségi előfordulása szempontjából az erdők aljnövényzete és a holtfa jelenléte és mennyisége kulcsszerepű tényezők, amit számos kutatás alátámasztott. Tehát a vegetáció fiziognómiai szerkezetének különbségei befolyásolják a kisemlősök niche szegregációját, amely alapvetően meghatározza az adott területen kialakuló kisemlős közösségek diverzitását, valamint rajtuk keresztül mérhető a terület eltartó képessége.

A Dráva menti védett területek vontakozásában a megmaradt, különböző vegetáció struktúrájú erdei élőhelyek (puha- és keményfa ligeterdők) kisemlőseinek monitorozása a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) keretein belül 2000-2006 között folyt, amely a biomonitoring időszak után 9 évvel később továbbra is indokolt. A Dráva menti élőhelyeken egyrészt zavaró hatásként jelentkezik a vízszint (közvetlenül a folyómenti ártéri erdőkben), illetve folyótól távolabb a talajvíz ingadozása, amely hatással van a kisemlősök kolonizációs-rekolonizációs folyamataira, a térbeli mintázatokra. A másik legfontosabb zavaró

hatás a megmaradt erdők művelése, így fontos az egyes művelési módszerek biodiverzitásra gyakorolt hatásának vizsgálata, valamint a szukcessziós folyamatok során leírható változások detektálása. Fő célkitűzésünk a korábbi periódusban mintázott területek újbóli monitorozása, valamint a különböző erdészeti beavatkozások hatásának vizsgálatohoz további mintaterületek bevonása. Jelen tanulmány a 2007 valamint 2016 őszen, szeptemberben és októberben végzett terepi mintavételzések eredményeit foglalja össze.

Célkitűzések és hipotézisek

A Dráva menti területek biodiverzitásának monitorozása a közelmúltban ismét beindult, így 2016 ősztől lehetőségünk nyílt a kisemlős monitorozási program újraindítására. Ennek helyszíne a Lankóci erdő, amely területen egyrészt ugyanazokon a mintavételi pontokon, másrészt új erdőtag bevonásával kezdtük meg a kisemlősök felmérését.

Elsődleges célunk a területen 9 év alatt történt változások vizsgált területek fajkészletére, abundancia viszonyaira feltételezett hatásának kimutatása volt. Továbbá vizsgáltuk a különböző minőségű erdei habitatok közötti fajkészlet, diverzitás különbségeket. Két hipotézist állítottunk fel:

H1: A kisemlősök fajgazdagságában és diverzitásában 9 év elteltével ugyanazon erdőterületek összehasonlításában mérhető különbségek vannak.

H2: A fajgazdagság és a diverzitás különbségei sokkal nagyobbak a különböző szukcessziós stádiumú erdőterületek között, mint az ugyanazon területen 9 év alatt bekövetkezett változások okozta különbségek.

A fajkészlet és az egyedszámok felhasználásával becsléseket végeztünk a területek tényleges fajgazdagságára, diverzitására.

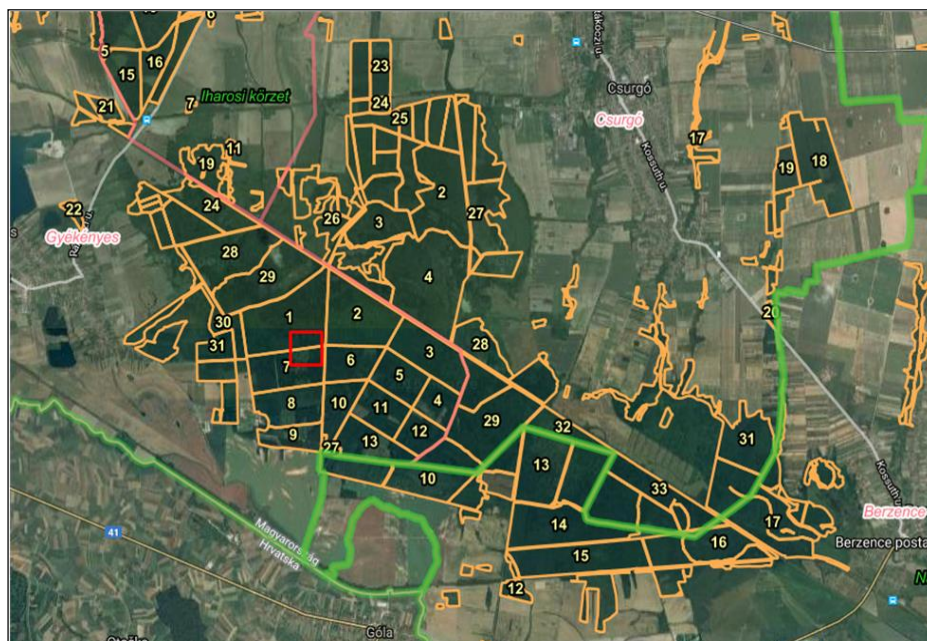
Anyag és módszer

Mintavételi területek

A vizsgálati terület Magyarországon, Somogy megyében, a Dráva felső szakasza mentén, Gyékényes település határában, a Lankóci-erdőben található. A Dráva-ártér a pannóniai flóratartomány (Pannonicum) alföldi flórávidékéhez (Eupannonicum) tartozik, ezen belül a vizsgált terület a Dráva-melléki (Dravense) flórajárás részét képezi. A terület növényzetére jellemzőek az alföldi gyertyános-tölgyesek (*Fraxino pannonicae-Carpinetum*), a tölgy-köris-szil ligetek (*Knautio drymeiae-Ulmetum*) és a síkvidéki égerligetek (*Paridi quadrifoliae-Alnetum*). Ezek a társulások a finom mikrodomborzat, a talajvíz és a különböző előtörténet, használat következtében folyamatos átmenetet képeznek. Alapkőzetüket fiatal öntéshomok képezi, amelynek felső rétege öntés erdőtalajjává fejlődött. A Dráva és a belé ömlő patakok talajvízszintje üde, párás és hűvös mikroklímát biztosít a területen. Az erdőket átszelő holt medrekben, valamint a víz elvezetésére szolgáló árkokban tavasszal gyakran áll a víz, míg a szárazabb időszakokban elváltelenednek. Állatföldrajzi szempontból a terület a Közép-dunai faunakerület, ezen belül az Illír (Illiricum) faunakörzet azon belül a Dráva-mente (Praeilliricum) faunajárásba tartozik.

A kiválasztott három mintavételi terület, eltérő makroélőhelyeket reprezentál. Melyek korban, fiziognómiában, mikroélőhelyekben, valamint a használat típusában jelentősen eltérnek egymástól, míg térben (a kisemlősök átlagos mozgáskörzetét tekintve) nem különülnek el. A területek jellemzéséhez szükséges terepbejárások 2016. szeptember és október hónapokban történtek. Az újraindított monitorozási program keretében a korábbi időszakban

(2000-2007) is vizsgált, a Lankóci erdő területén kijelölt két különböző erdőtagban, 1 hektáros területen folytattuk a kisemlősök monitorozását.



1. ábra: A Lankóci-erdő területén vizsgált erdőrészek lokalizációja, jelölve a teljes terület erdészeti térképén

A 2000-ben kijelölt első terület az 1-es számú védett, **idős erdőállomány (A)** területén volt, míg a második mintavételi kvadrátot ezzel szemben elhelyezkedő (7-es erdőtag, nem védett terület), 2000-ben végvágással letermelt, majd telepített, jelenleg vékonyrudas életfázisban lévő **újraerdősödött állomány (B)** területén jelöltük ki. A 2016 őszen megkezdett felmérést ezeken a területeken ugyanazon térbeli pozíciójú mintavételi kvadrátok felméréssel folytattuk. E két terület mellett ebben az évben újabb erdőtagot vontunk be a mintavételezésbe, amely az előbbi mintavételi területekhez közel, nyugati irányban elhelyezkedő **végvágás utáni telepítés (C)** (1. ábra).

1. táblázat: A vizsgálatba bevont három makroélelőhely jellemzői

MVT név	Erdőrészlet azon.	Védettség	Elsődleges rendeltetés	NATURA 2000	Kor	Faállomány életciklusa
A	Gyékényes 1/C és 1/J	Fokozottan védett	Védelmi	Igen	~ 65-70 év	szálas erdő
B	Gyékényes 7/G	Védett	Védelmi	Igen	~ 15-16 év	vékonyrudas
C	Gyékényes 7/K	Védett	Védelmi	Igen	~ 5-6 év	csemetés

A (B) mintaterület a Gyékényes 7/G erdőszakaszban található, védett, NATURA 2000 terület (1. táblázat, 2. ábra).

A mintaterületek növényzeti és erdőgazdasági jellemzése a következő:

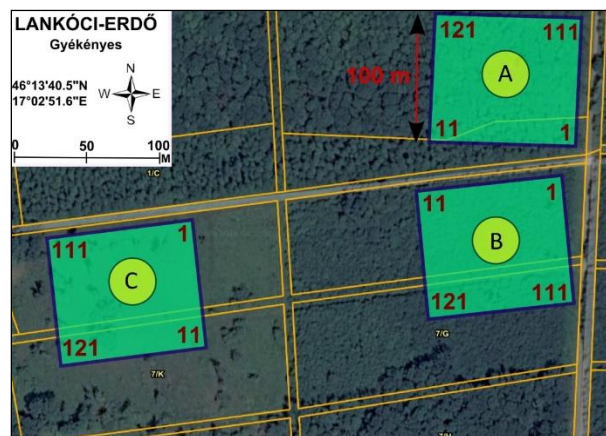
(A) mintaterület: fokozottan védett idős erdőállomány

Az (A) mintaterület a Gyékényes 1/C és 1/J erdőszakaszokban található, fokozottan védett, NATURA 2000 erdőterület. Az állomány 65-70 év körüli, u.n. szálas erdő. Társulását tekintve az állomány északi irányba haladva átmenetet képez a dél-dunántúli tölgy-kőris-szil

liget (*Knautio drymeiae-Ulmetum*) és a síkvidéki égerliget (*Paridi quadrifoliae-Alnetum*) között. Az átmeneti társulás kialakulásához, az erögazdálkodás mellett, jelentősen hozzájárulhatott az elmúlt évtized szárazabb időjárása, valamint a talajvízszint csökkenés hatása, mely az égerliget tölgy-kőris-szil ligetté való átalakulását elősegítheti. A mintaterület lombkoronaszintje jellemzően 25-30 méter magas, benne a magyar kőris (*Fraxinus angustifolia subsp. pannonica*) domináns, helyét az égerliget irányában az enyves éger (*Alnus glutinosa*) veszi át. Helyenként kocsányos tölgy (*Quercus robur*), valamint vénic szil (*Ulmus laevis*) is megtalálható a felső lombkoronaszintben. A második lombkoronaszintet jellemzően vénic szil (*Ulmus laevis*), mezei szil (*Ulmus minor*) valamint mezei juhar (*Acer campestre*) alkotja, helyenként megjelenik a gyertyán (*Carpinus betulus*) és a vadkörte (*Pyrus pyraster*) is. Cserjeszintje a sás dominálta (mintavételi terület északi részén lévő) részeket leszámítva fejlett. Jellemző fajai a veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*), egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), mogyoró (*Corylus avellana*) és a lombkoronaszintet alkotó fák cserjeszinti újulata. A gyepszint változó borítású, a posványsás (*Carex acutiformis*) dominálta helyeken, közel 100%-os. A posványsás (*Carex acutiformis*) mellett, jellemző a podagrafű (*Aegopodium podagraria*), és a borostyán (*Hedera helix*) tömeges megjelenése. A változatos gyeppel és cserjeszinttel együtt sok fekvő holtfát tartalmazó klimax állomány, a számos mikroélőhelyével, ideális és stabil élőhelyet biztosít a kisemlősök számára (1. táblázat, 2. ábra).

(B) mintaterület: védett vékonyrudas újraerdősödött terület

A területet a 2000-ben tarvágás alkalmazásával történt véghasználatot követően, mesterséges úton felújították. Ennek keretében sorokban, megfelelő sortávolságot alkalmazva magyar kőrist (*Fraxinus angustifolia subsp. pannonica*) valamint kocsányos tölgyet (*Quercus robur*) telepítettek. Az állomány jelenleg a vékonyrudas életfázisba sorolható, magassága 5-8 méter. Lombkoronaszintjében domináns a telepített magyar kőris (*Fraxinus angustifolia subsp. pannonica*), mellette kocsányos tölgy (*Quercus robur*), vénic szil (*Ulmus laevis*), gyertyán (*Carpinus betulus*), mezei juhar (*Acer campestre*) található. A cserjeszintben a fiatal fákon kívül, veresgyűrű somot (*Cornus sanguinea*), egybibés galagonyát (*Crataegus monogyna*), mogyorót (*Corylus avellana*) találunk. Gyepszintjében ligeterdei és általános lomberdei fajok jelennek meg: podagrafű (*Aegopodium podagraria*), erdei gombernyő (*Sanicula europaea*) szagos müge (*Galium odoraum*), borostyán (*Hedera helix*), erdei szálkaperje (*Brachypodium sylvaticum*), erdei sás (*Carex sylvatica*). Helyenként a vadszeder (*Rubus fruticosus* agg.) áthatolhatatlan szövevényt képez, melynek megszüntetése az állomány ebben a korban tisztítógáz keretében az erdészeti feladata. A mintaterületet színesíti területet kettészelő rendszeresen kaszált nyiladék, mely egy újabb mikroélőhelyet biztosít a kisemlősök számára.



2. ábra: A vizsgált mintaterületek és ezeken belül a csapdahálók elhelyezkedése

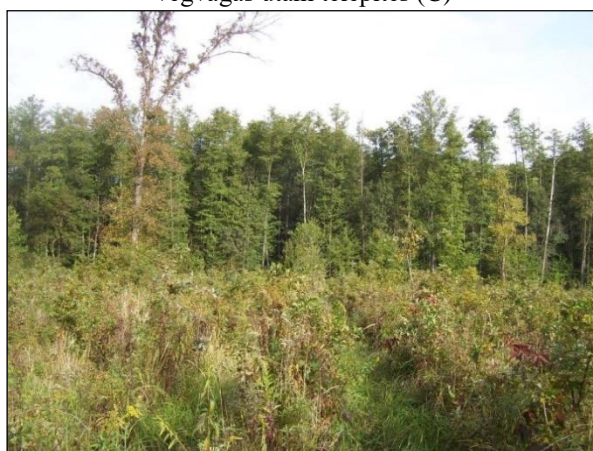
idős erdőállomány (A)



vékonyrudas állomány (B)



végvágás utáni telepítés (C)



1-3. kép: A három vizsgált erdőterület élőhelyképe

(C) mintaterület: végvágás utáni telepítés (csemetés)

A (C) mintaterület a Gyékényes 7/K erdőrezsletben található, védett, NATURA 2000 terület, mely a vad elől 2,5 m magas kerítéssel van védve (1. táblázat, 2. ábra). Az állomány véghasználatot követően, mesterséges úton felújított, 5-6 év körüli, csemetés életfázisban lévő. A sorokba telepített kocsányos tölgy (*Quercus robur*) jellemzően 1,5-2 m magas, mellette spontán módon megjelent fa és cserjefajok találhatók meg: mezei juhar (*Acer campestre*), gyertyán (*Carpinus betulus*), vadrózsa (*Rosa canina*), veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*), egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), enyves éger (*Alnus glutinosa*), vénic szil (*Ulmus laevis*). A sorok között és a mintaterületet átszelő nyiladékon a siska nádtippán (*Calamagrostis epigeios*) és a vadszeder (*Rubus fruticosus* agg.) domináns. A véghasználat során a területen több hagyásfát, és facsoportot hagytak meg. Ezeket jellemzően vénic szil (*Ulmus laevis*) és kocsányos tölgy (*Quercus robur*) alkotja. Az erdészlet a területen rendszeres (évente több alkalommal történő) ápolást végez a szeder és a siska nádtippán visszaszorítása és telepített fás szárú vegetáció fejlődésének elősegítése céljából, mely a kisemlősök számára is jelentős diszturbanciát okoz. A mintaterület változatos mikro-élőhelyeket biztosít a kisemlősök számára, a hagyásfák, valamint gyeperes és cserjés-újulatolt foltok váltakozása, a rendszeres zavarás számos faj számára teremt ideális feltételeket.

Csapdázási protokoll

Mindhárom erdei élőhelyfoltban standard 11×11-es csapdahálót alkalmaztunk, a műanyag elevenfogó dobozcsapdák (75×180×95) 10 m-es távolságban voltak egymástól, így a csapdahálók 1 ha-os területet fedtek le (2. ábra). A kisemlősök monitorozása 2016-ban ősszel két hónapon (szeptember, október) keresztül, párhuzamosan folyt a három különböző erdei habitatban. Minden hónapban a protokoll szerint egységesen 5 éjszakai mintavételi periódust valósítottunk meg. Az egyes mintavételi kvadrátokban működő csapdák, valamint a mintavételi éjszakák száma alapján a monitorozás mintavételi ráfordítása a csapdaéjszakák számával mérhető. Így a 2016-os két őszi mintavétel alapján a vizsgált erdei habitatok kisemlős együtteseit összesen 3630 csapdaéjszaka adatai alapján értékeltük.

A populáció és közösségi szintű monitorozáshoz a fogás-jelölés-visszafogás (CMR) módszert alkalmaztuk. A megfogott állatok jelölésére a lábujjak tetoválását alkalmaztuk, ami egyedi jelölést biztosít, és az állat a fogástörténete során mindig azonosítható. A csalizás módszere minden területen és minden mintavételezési időszakban megegyezett. Csalétekként szalonnát, ánizs-kivonattal és növényi olajjal megkevert gabona magvakat használtunk. Napközben a csapdák működőképese, azaz élesre állított helyzetben voltak, vagyis naponta kétféle ellenőrzést végeztünk, reggel 7⁰⁰-tól, és este 18⁰⁰-tól, így egy 5 napos periódus alatt 9 csapdaellenőrzésünk volt. A csapdázások során feljegyeztük az állat nemét (nőstényeknél gravitást, laktálást is feltüntetve), korát, tömegét, csapdaszámát és egyéni kódját, amennyiben szükséges volt a határozáshoz, fontos testméret paramétereket is mértünk. A kortesttömeg és küllemi bélyegek alapján különítettük el.

Adatfeldolgozási módszerek

Fogási adatainkat *Access* adatbázisban tároltuk és Manly-Parr-féle fogásnaplár módszer szerint dolgoztuk fel. Alapadatként két fogási paramétert (fogások teljes száma, egyedszám) adtuk meg. A fajok egyedszám értékei alapján számítottuk a különböző erdőterületek kisemlős közösségén belüli relatív gyakorisági értéket (relatív abundancia %). Ezt a származtatott adatot használtuk fel arra, hogy vizsgáljuk az egyes erdőfoltokban jellemző kisemlős együtteseken belüli dominancia viszonyokat, a domináns és a ritka fajok arányának élőhelyenkénti mintázatát, megadva a 3 vizsgált erdőterület faj-gyakorisági hisztogramját.

A területeken kimutatott kisemlős közösség diverzitását a Shannon-Wiener-formulával:

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

valamint a Simpson-, vagy kvadratikus diverzitással adtuk meg,

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

ahol p_i az i -edik faj egyedszámának aránya a mintában, S pedig a fajok száma. A Simpson-index különösen érzékeny a különböző fajok populációjának méretére és kevésbé arra, hogy mennyi a fajok száma az adott közösségben. Ezért adekvát diverzitási index a kisemlős közösségek jellemzésére, amelyekben a komponens fajok számának változása kismértékű, de jelentős különbségek vannak a populációk méretében. Megadtuk a Simpson-index reciprok értékét is ($1/D$), amely használata a diverzitás értékek növelését biztosítja, így szemléletesebb mérőszámot kapunk a különböző közösségek Simpson-diverzitással történő jellemzésére. A Shannon-diverzitás számításával párhuzamosan a faj-egyöntetűséget, vagy röviden egyenletességet is meghatároztuk (J) (PIELOU 1975). A vizsgálati időszakokra számított

Shannon és Simpson diverzitás értékek különbségét t -teszttel, valamint Rényi-féle diverzitási rendezéssel is vizsgáltuk. A csapdázott fajok, és egyedek számának felhasználásával EstimateS v 6.0 (Colwell 2000) programmal becsléseket végeztünk a területek tényleges diverzitására és fajgazdagsági viszonyaira. A fajgazdagság becslése ACE (Abundance-based Coverage Estimator) becslővel történt,

$$ACE = S_{abun} + \frac{S_{rare}}{C_{ACE}} + \frac{A_1}{C_{ACE}} \gamma^2_{ACE}; \quad \gamma_{ACE} = \max \left[\frac{S_{rare}}{C_{ACE}} \frac{\sum_{i=1}^{10} i(i-1)A_i}{(N_{rare})(N_{rare}-1)} - 1, 0 \right]$$

ahol az „S abun” a gyakori fajok száma ($n > 10$), „S rare” a ritka fajok száma ($10 \geq n$), „C ACE” a ritka, de a mintában egynél több egyeddel képviselt fajok egyedeinek aránya az összes ritka fajhoz tartozó egyedhez viszonyítva, nem értelmezhető, ha minden ritka faj csak egy-egy egyeddel szerepel a mintában (Gotelli & Colwell 2004).

A vizsgált erdőterületeken kimutatott kisméretű együttesek szerkezetét a fajok hierarchikus klasszifikációjával vizsgáltuk, melyhez Euklidészi-távolság index alkalmazásával végeztük el a klaszteranalízist. A diverzitás viszonyok értékeléséhez a PAST (HAMMER *et al.* 2001) és a klasszifikációs eljáráshoz a MVSP v. 3. 11.b (Kovach Computing Service 1999) statisztikai programot használtuk.

A három különböző élőhelyen (idős erdőállomány, vékonyrudas állomány, végvágás utáni telepítés) illetve a két évben kimutatott fajok dominancia sorrendjét gyakorisági hisztogramok alapján értékeltük. A fajok relatív gyakoriságát, vagy dominanciáját az alábbi képlettel számítottuk:

$$D = \frac{n_i}{N} \times 100$$

ahol n_i az i -edik faj egyedszáma és N az összegyedszám. Eudomináns fajok esetén ennek értéke $D > 10\%$, dominánsoknál $D = 5-10\%$, szubdominánsoknál $D = 2-5\%$, recedenseknél $D = 1-2\%$, szubrecedenseknél pedig $D < 1$ (TISCHLER 1949, SUCHOMEL *et al.* 2012). A fenti kategorizálás alapján értékeltük a három különböző habitat fajösszetételének dominancia sorrendjét.

Eredmények

Az élőhelytípusok ökofaunisztikai elemzése

A Lankóci erdő területén, a 2007 őszen mintázott 2 különböző erdőterület csapdázási adatai alapján összesen 8 kisméretű faj jelenlétét regisztráltuk. Ezzel szemben 2016-ban 3 mintavételi terület alapján 13 faj előfordulását mutattuk ki. Mindhárom területen mindkét év esetében regisztráltuk az erdei cickány, a vöröshátú erdeipocok, a pirók valamint a sárganyakú erdeieger egyedeit. A közönséges vízicickány, csak 2007-ben került befogásra. A közönséges erdeieger egyedeit csak 2016-ban, az idős erdőállományban sikerült regisztrálnunk. Ebben az évben a fajgazdagság a végvágás utáni újratelepítés területén volt a legnagyobb ($S = 11$), míg a másik két területen a fajszám alacsonyabb volt, de e két terület között minimális volt az eltérés. Az idősebb állományban jelenvolt a törpe cickány, ami hiányzott az újraerdősödött területen, míg a keleti cickány az újraerdősödött területen fordult elő, de nem mutattuk ki az idősödő erdőállományban (1. táblázat).

Faunisztikai szempontból kiemelkedő eredmény, hogy mindhárom területen megjelent a vízkedvelő Miller vízi cickány (*Neomys anomalus*), továbbá a végvágás utáni telepítésben a védett csalitjáró pocok (*Microtus agrestis*) is előfordult.

2. táblázat: A 3 vizsgált erdő terület regisztrált fajainak jelenlét/hiány adatai a két vizsgált évben

Év / Mintavételi terület	2007		2016		
	A	B	A	B	C
<i>S. araneus</i> (Sar)	+	+	+	+	+
<i>S. minutus</i> (Smi)	-	-	+	-	+
<i>N. anomalus</i> (Nan)	+	-	+	+	+
<i>N. fodiens</i> (Nfo)	+	+	-	-	-
<i>C. leucodon</i> (Cle)	-	+	-	+	+
<i>C. suaveolens</i> (Csu)	-	-	-	-	+
<i>M. glareolus</i> (Mgl)	+	+	+	+	+
<i>M. agrestis</i> (Mag)	-	-	-	-	+
<i>M. arvalis</i> (Mar)	-	-	-	-	+
<i>M. subterraneus</i> (Msu)	-	+	+	+	+
<i>A. agrarius</i> (Aag)	+	+	+	+	+
<i>A. flavicollis</i> (Afl)	+	+	+	+	+
<i>A. sylvaticus</i> (Asy)	-	-	-	+	-

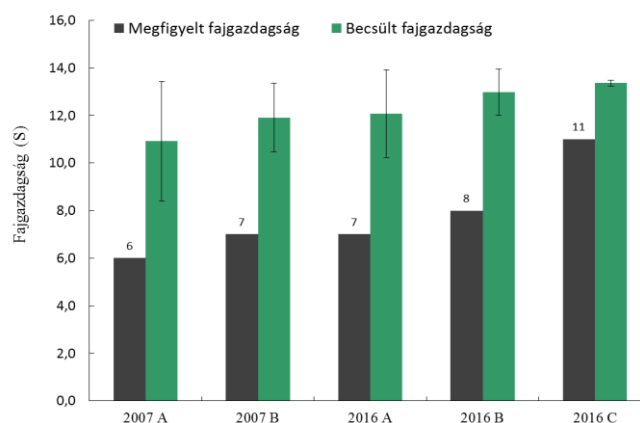
A: idős erdőállomány; B: vékonyrudas állomány ; C: végvágás utáni telepítés

Ez utóbbi terület fajgazdagságát 5 cickányfaj, valamint 3 *Microtus* faj együttes előfordulása eredményezte. A teljes fajkészletből az első évben 5 kisemlős (erdei cickány, közönséges vízi cickány, erdei pocok, sárganyakú és pirók erdeiegér) fordult elő mindkét, a második vizsgált évben 6 kisemlős (erdei cickány, Miller vízi cickány, erdei pocok, földi pocok, sárganyakú és pirók erdeiegér) fordult elő mindhárom területen (2. táblázat).

A becsült és számított közösségi paraméterek összehasonlítása

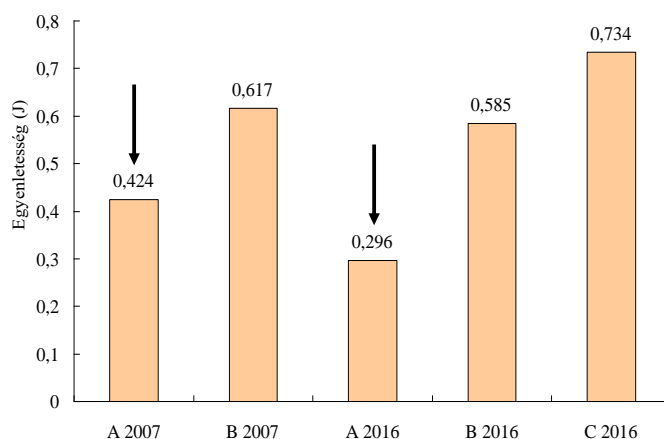
A megfigyelt faj- és egyedszámok felhasználásával EstimateS programban ACE (Abundance-based coverage estimator) fajgyakoriság becslő segítségével végeztünk becsléseket a területek fajgyakoriságára. A becsült értékek minden esetben szignifikánsan magasabbnak bizonyultak a megfigyeltéknél ($t = 8.52$, $P < 0.01$), legkisebb különbség a végvágás utáni telepítés értékei között volt (3. ábra)

A diverzitás indexek értékeinek statisztikáját tekintve elsőként a 2007-ben kapott eredményeket vetjük össze. Az akkori két vizsgált élőhely összehasonlításában mind a Shannon, mind a Simpson diverzitás értéke a vékonyrudas állományban volt szignifikánsan magasabb, mint a fokozottan védett idős erdőállományban.



3. ábra: A megfigyelt és a becsült fajgazdagsági értékek megoszlása az egyes területeken a 2 különböző évben

Mindkét 2007-ben vizsgált terület diverzitás értékét a vizsgálatba 2016-ban bevont végvágás utáni telepítés területén kimutatott kisemlős diverzitásához is viszonyítottuk. Az utóbbi területen kimutatott diverzitás mindkét index alapján szignifikánsan magasabb volt, mint a kilenc évvel ezelőtt vizsgált 2 területen kapott érték (3. táblázat). A 2016-os eredmények alapján a 3 vizsgált erdőterület kisemlős diverzitásának tekintetében a végvágás utáni telepítés esetén mind a Shannon, mind a Simpson index értéke a legnagyobb kisemlős diverzitást mutatta, ezzel szemben az idős erdőállomány területén kaptuk a legkisebb diverzitás értékeket. Ezt a mintázatot mutatta az egyenletesség megoszlása is, amely a védett idős erdőállomány esetén volt a legkisebb. Ezt az alacsony egyenletességet az erdei pocok ezen a területen jellemző kiemelkedő eudominanciája eredményezte, amely 2016-ra még kifejezettebbé vált (4. ábra).



4. ábra: A kisemlős közösségek egyenletesség (J) értékei az egyes területeken a 2 különböző évben

A számított diverzitás értékek közötti különbséget mindkét index esetén elsőként t-teszt alapján vizsgáltuk. A 2007-ben mintázott két erdőterület kisemlős közösségeinek összehasonlításában mind a Shannon, mind a Simpson értékek alapján a nem védett újraerdősödő területen kimutatott kisemlős együttes bizonyult szignifikánsan magasabb diverzitásúnak. Amennyiben a 9 évvel e két területen kapott korábbi adatokat a 2016-ban vizsgált végvágás utáni telepítés adataival vetettük össze, az utóbbi területen 2016-ban kimutatott kisemlős közösség diverzitása mindkét α -diverzitás index esetén szignifikánsan nagyobb volt a másik 2 erdőterülethez viszonyítva (3. táblázat).

3. táblázat: A számított Shannon és Simpson diverzitás értékeinek t -tesztje a két mintaterület összehasonlításában 2007-ben

Habitat (Diverzitás index)	idős erdőállomány (védett)		újraerdősödött terület (nem védett)	
	Shannon (H)	Simpson (D)	Shannon (H)	Simpson (D)
idős erdőállomány	-	-	12	12
újraerdősödött terület	3.754*	3.545*	-	-
végvágás utáni telepítés (2016)	9.078*	7.395*	5.95*	4.398*

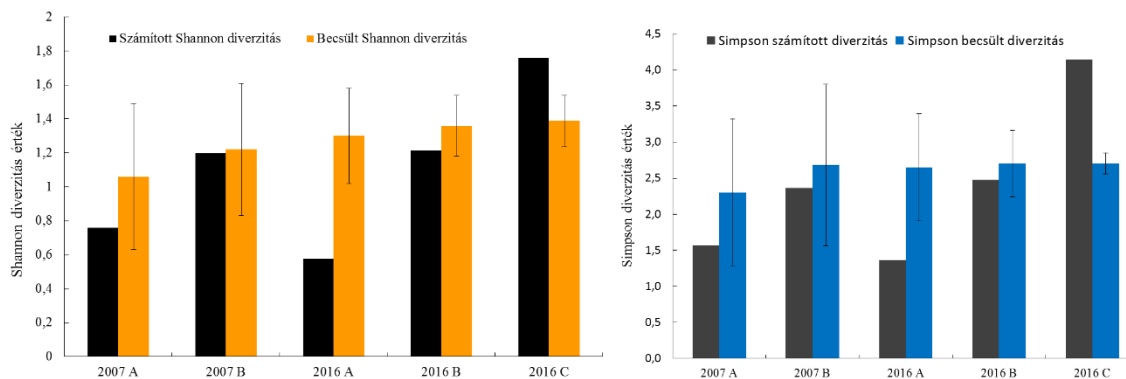
*: $P < 0.001$

Mindkét alfa-diverzitás értékek t -tesztjei alapján 2016-ban a három terület összehasonlításában a kisemlős együttesek szignifikáns diverzitásbeli különbségét igazolta a próbasztisztika (4. táblázat).

4. táblázat: A számított Shannon és Simpson diverzitás értékeinek *t* - tesztje a mintaterületek összehasonlításában 2016-ban

Habitat (Diverzitás index)	idős erdőállomány (védett)		újraerdősödött terület (nem védett)		végvágás utáni telepítés (nem védett)	
	Shannon (H)	Simpson	Shannon (H)	Simpson	Shannon	Simpson
idős erdőállomány	-	-	12	12	24	22
újraerdősödött terület	7.031*	7.442*	-	-	1	1
végvágás utáni telepítés	6.305*	4.61*	13.211*	12.193*	-	-

*: $P < 0.001$



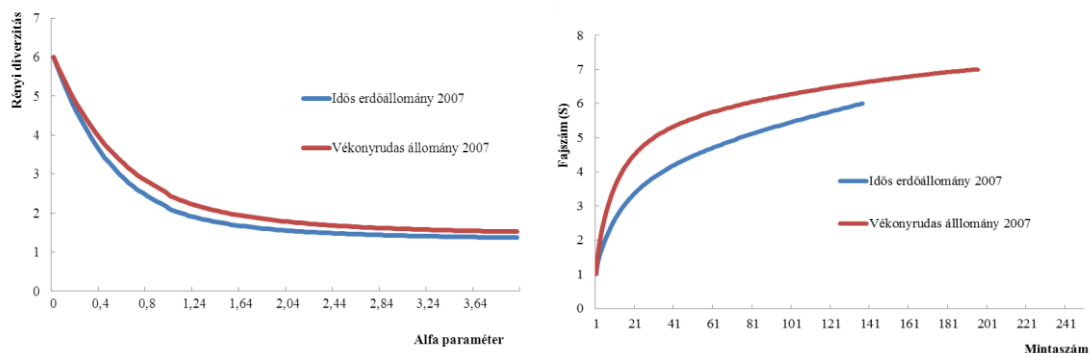
5. ábra: A számított és becsült diverzitásértékek összehasonlító oszlopdiagramjai

A becsült Shannon és $1/D$ Simpson diverzitás értékek mindkét évben a fokozottan védett idős erdőállomány esetében bizonyultak nagyobbak a számítottnál, vagyis a program túlbecsülte e terület kisemlős együttesének diverzitását. Ezzel ellentétben a végvágás utáni újraerdősödött terület közösségénél a becsült és a számított érték nem különbözött ilyen mértékben. Továbbá fontos kiemelni, hogy az újraerdősített csemetés esetében alulbecsült diverzitás értéket kaptunk. Ugyan ezt a mintázatot kaptuk a számított és becsült Simpson értékek párosítása esetén is. Mindkét diverzitás index tekintetében, a becsült diverzitás átlagok szórásai átfednek, így az összes minta alapján a számított és a becsült értékek között nem kaptunk szignifikáns különbséget (Shannon diverzitás: $t = 0.917$, *n.s.*; Simpson diverzitás: $t = 0.732$, *n.s.*) (5. ábra).

Diverzitás rendezések, ritkasági görbék

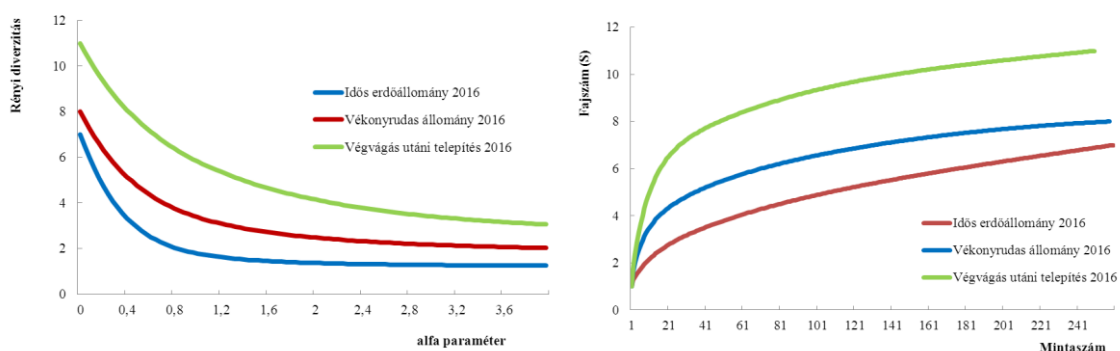
A vizsgált erdőterületek kisemlőseinek diverzitási viszonyait Rényi-féle diverzitási rendezéssel is értékeltük. A 2007-ben vizsgált erdőterületek kisemlős közösségének összehasonlításában a skálafüggő diverzitás rendezés nem támasztotta alá a diverzitás indexek alapján kapott eredményeket, mivel egyrészt alacsony skálaparaméter értéknél, ahol a függvény ritka fajokra érzékeny a két diverzitási profil összeér, továbbá a skálaparaméter növekedésével a diverzitás profilok alig válnak el egymástól. A ritkasági görbék tekintetében azonban nagyobb különbség van a fokozottan védett idős és a vékonyrudas erdőállomány 2007-ben kimutatott közösségének összehasonlításában (6. ábra).

A 2016-ban vizsgált három erdőterületen jellemző kisemlős együttes diverzitás szerint rendezhető. A kapott eredmény alátámasztotta a diverzitási indexek közötti értékelést, mivel a 3 különböző szukcessziós stádiumú terület kisemlős együttesének diverzitási profilja egymástól elkülönülő lefutású volt, markánsan elkülönültek egymástól.



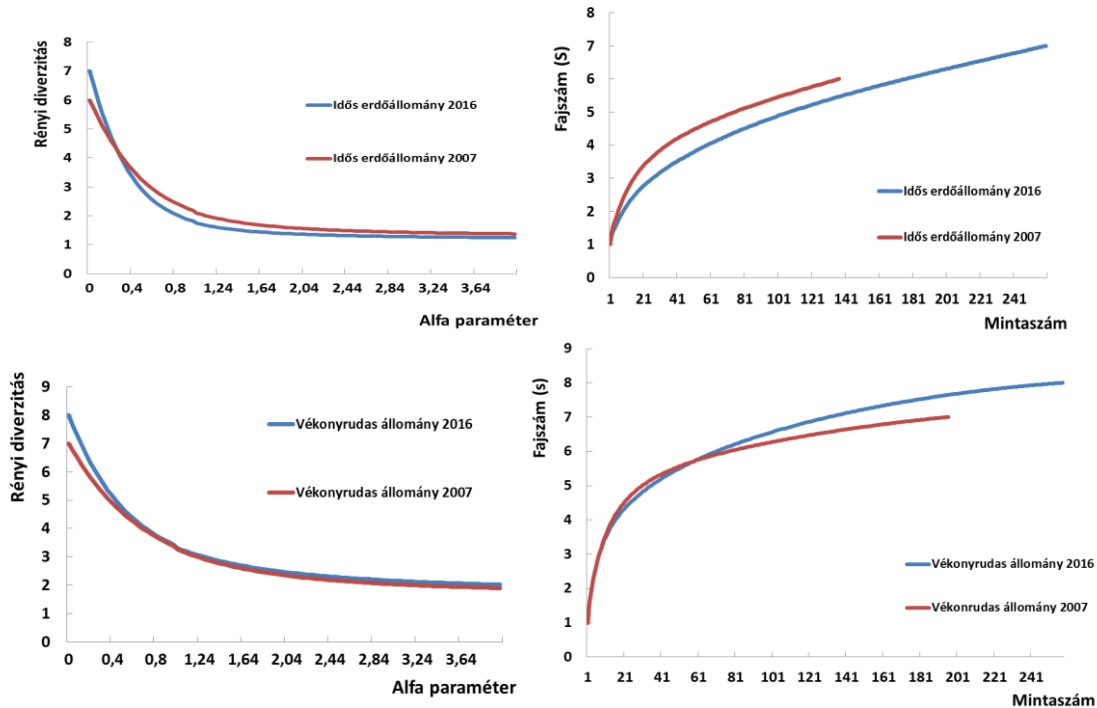
6. ábra: A kisméltós együttesének diverzitási rendezése a 2007-ben vizsgált két terület adatai alapján (baloldal), a területek mintaszám-fajszám összefüggését ábrázoló ritkasági görbéi (jobb oldal)

A módszer alapján a végvágás utáni telepítés kisméltós együttese a legdiverzebb, míg a védett idős erdőállomány közösségét jellemezte a legalacsonyabb diverzitás. A mintaszám-fajszám összefüggést értékelő ritkasági görbék azt mutatták, hogy az idős erdőállományban a nagyobb egyedszám mellett is kevés fajt tudunk kimutatni a területről, így ezek a görbék egyáltalán nem mutattak telítődést. A másik két területnél a fajszám regisztrálása sikerebb volt a mintaszám (egyedszám) függvényében, a két területet jellemző görbe telítődési szakasza kevésbé meredek és párhuzamos lefutásúak, továbbá szemléltetik a fajgazdagságban kimutatott különbséget (7. ábra).



7. ábra: A kisméltós együttesének diverzitási rendezése a 2016-ban vizsgált 3 terület adatai alapján (baloldal), a területek mintaszám-fajszám összefüggését ábrázoló ritkasági görbéi (jobb oldal)

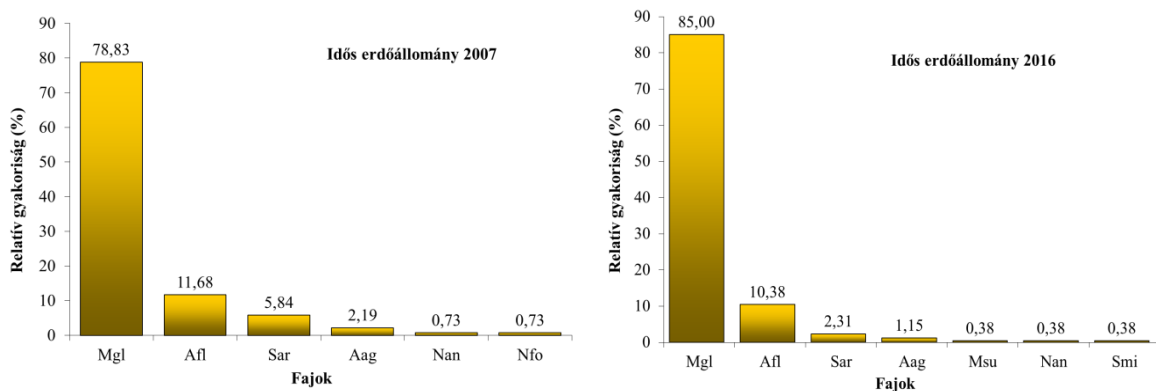
Kilenc év elteltével azonos erdőterületek esetén nem tudunk szignifikáns diverzitás különbséget kimutatni, mindkét erdőterület esetén a két diverzitási profil metszi egymást (8. ábra). A ritkasági görbék két időszakra vonatkozó összehasonlítása azt mutatta, hogy 2007-ben a védett idős erdő adatai alapján magasabb fajszámon kezdődne meg a telítődési szakasz, mint a 2016-os minta alapján. Ez a megállapítás a vékonyrudas erdőállomány esetén is érvényes, de a 2016-os eredmények azt mutatják, hogy növekvő szakaszban meredeksége 2007-ben kisebb, mint 2016-ban, de mindkét esetben a mintaszám növekedésével új fajok megjelenése várható (6. ábra).



8. ábra: A területek kisemlős együttesének diverzitás rendezése a két vizsgált évben (baloldal), a területek mintaszám-fajszám összefüggését ábrázoló ritkasági görbéi (jobb oldal)

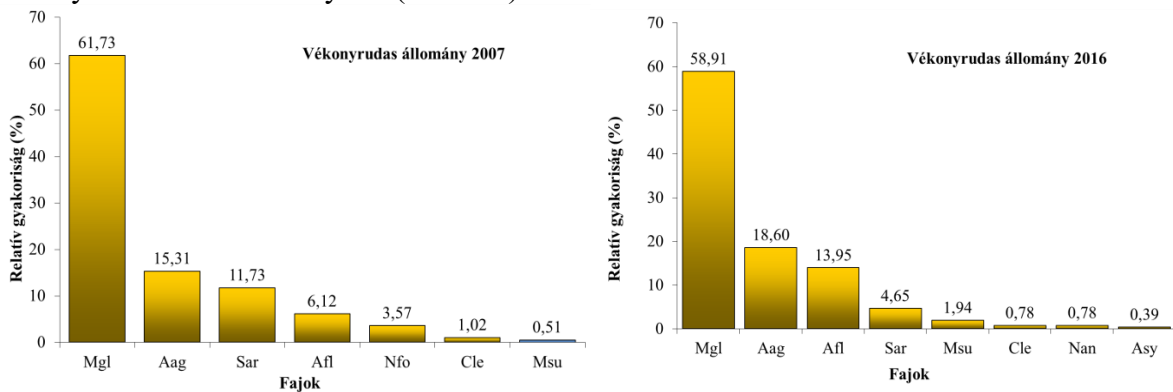
Faj-gyakorisági viszonyok vizsgálata

A relatív gyakoriságok alapján a fajok dominancia sorrendje eltért a három terület összehasonlításában. Az idős erdőállományban 2007-ben 6, míg 2016-ban 7 kisemlős fajt tudtunk kimutatni. Mindkét évben az erdei pocok jelent meg a legmagasabb gyakorisági értékkel (~ 80%), ezen fajon kívül a sárganyakú erdeieger fordult elő eudomináns fajként ($D > 10\%$) a területen. Az első évben az erdei cickány domináns faj volt, 5%-ot meghaladó relatív gyakorisággal volt jelen az idős erdőállományban, azonban 2016-ra a gyakorisága lecsökkent, szubdomináns (2-5%) faj lett a területen. A pirók erdeieger dominanciája csökkent, az első évben szubdomináns, míg 2016-ban recedens fajként jelent meg az élőhelyen. A kisemlős együttesek további fajai alacsony, 1% alatti arányban fordultak elő, így ezen fajok az együttesek szubrecedens fajai voltak. A fajok relatív gyakorisága, így dominanciája csökkent 2016-ra, amit a vöröshátú erdei pocok dominanciájának növekedésével magyaráztunk (9. ábra).



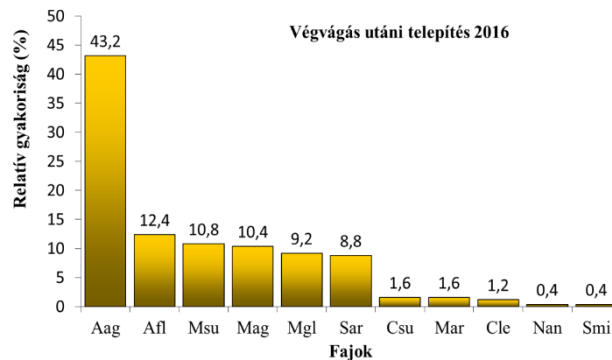
9. ábra: Az idős erdőállományban 2007-ben és 2016-ban kimutatott kisméltós együttes faj-gyakorisági hisztogramja

A vékonyrudas erdőállományban szintén az erdei pocok volt a legmagasabb dominanciával megjelenő faj (~ 60%), azonban relatív gyakorisága nem érte el az idős erdőállományban jellemző dominancia értéket. Az itt kimutatott közösségben a dominancia sorrend második helyét mindkét évben közel 20%-os gyakorisági értékkel az eudomináns pirók erdeiegér foglalta el. A fajsorrend harmadik helyére 2007-ben az erdei cickány került 10%-ot meghaladó relatív gyakorisággal, eudomináns fajként, azonban 2016-ra gyakorisága nagymértékben lecsökkent, a kisméltós együttes szubdomináns faja lett. A sárganyakú erdeiegér gyakorisága ezzel ellentétben az évek során növekedett, 2007-ben jellemző domináns szerepe 2016-ra megnőtt, eudomináns fajként jelent meg az élőhelyen. A többi kisméltós faj alacsony gyakorisággal, 5% alatti értéktartományban jelent meg az újraerdősödő területen. Az utóbbi fajok közül kiemelendő a három védett cickányfaj jelenléte, illetve a földipocok 2016-ra megnövekedett, közel 2%-os előfordulása, amely alapján recedens fajként jelent meg a vékonyrudas erdőállományban (10. ábra).



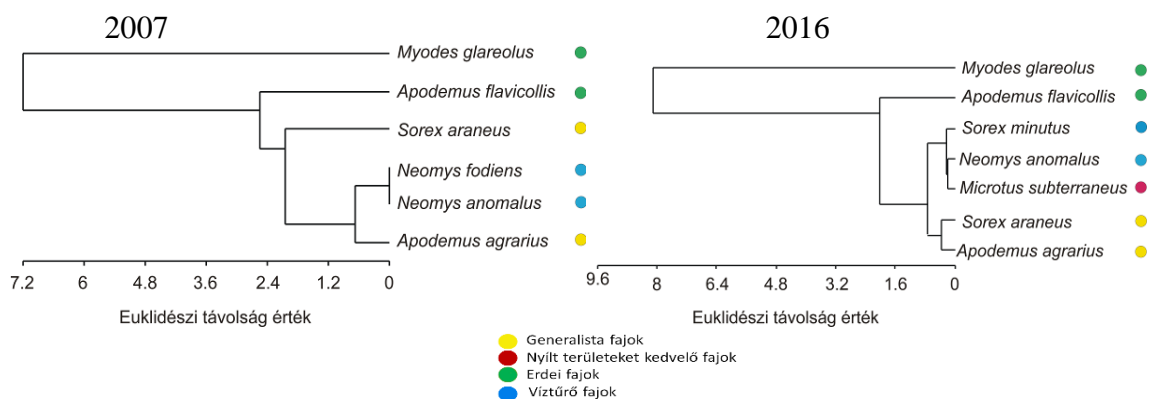
10. ábra: A vékonyrudas állományban 2007-ben és 2016-ban kimutatott kisméltós együttes faj-gyakorisági hisztogramja

A végvágás utáni telepítés területén az előző két élőhellyel szemben a pirók erdeiegér eudominanciája volt jellemző, melynek gyakorisági értéke meghaladta a 40%-ot. A fajsorrendben ezt követő 3 faj (sárganyakú erdeiegér, földipocok, csaltjáró pocok) szintén eudomináns fajként, 10% feletti gyakorisággal jelent meg a területen. Ezeken kívül a vöröshátú erdeipocok és az erdei cickány nagyobb gyakorisággal, domináns fajként fordult elő az élőhelyen. A végvágás utáni telepítés volt a legfajgazdagabb mintaterület (S = 11), az erdei cickányon kívül további négy cickányfajt tudunk kimutatni recedens vagy szubrecedens fajként a habitatban. Kiemelendő eredmény az erdőültetvények területén is megjelenő kártevő mezei pocok recedens fajként regisztrált előfordulása (11. ábra).



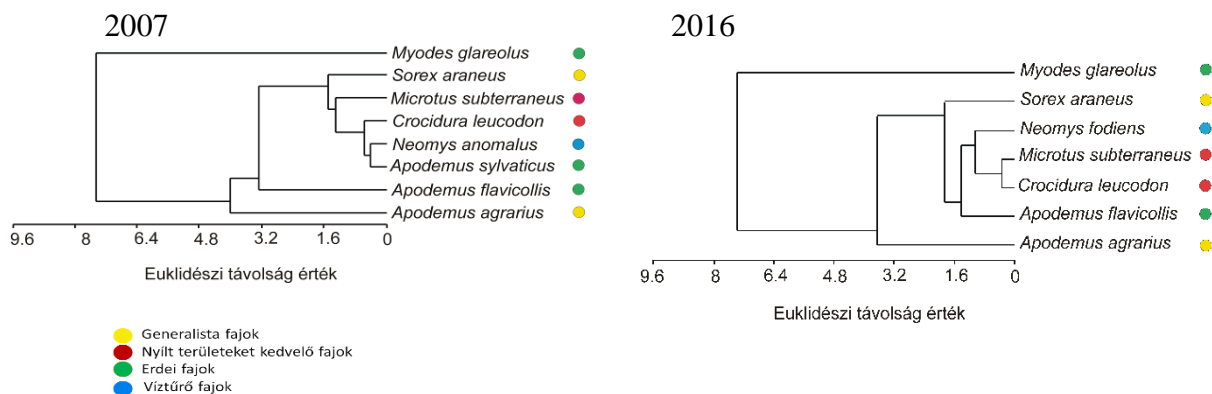
11. ábra: A végvágás utáni telepítésben kimutatott kisméltós együttes faj-gyakorisági hisztogramja

A kvantitatív adatok alapján a fajok hierarchikus rendeződése eltérően alakult a három erdőterület összehasonlításában. A fokozottan védett idős erdőállományban az eudomináns erdei pocok mindkét évben markánsan elvált a többi fajtól. A sárganyakú erdeieger és az erdei cickány az első vizsgált évben közepes távolságértékkel, míg 2016-ra a sárganyakú erdeieger a többi alacsonyabb gyakoriságú fajtól csak kisebb távolságértékkel különült el. Az utóbbi fajok szétválása már nagyon minimális távolságértékkel realizálódott, gyakorlatilag a dendrogramon belül egy csoportnak tekinthetők. A habitat használat alapján elkülönített csoportok szétválása a 2007-es eredmények alapján kifejezőbb volt az idős erdőállományban, mint 2016-ban (12. ábra).



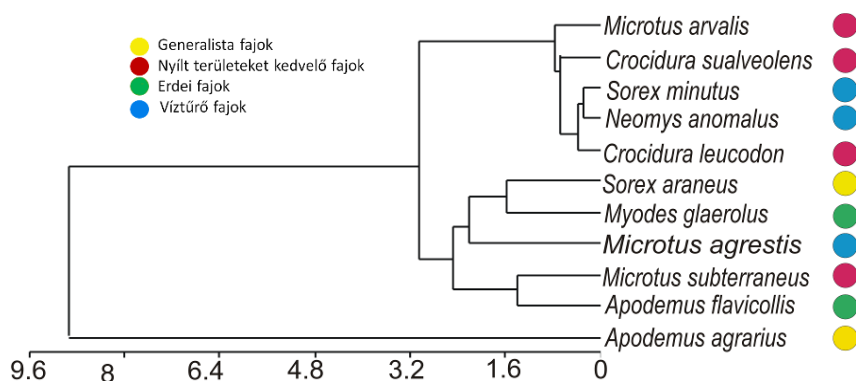
12. ábra: Az idős erdőállományban 2007-ben és 2016-ban kimutatott kisméretű fajok klasszifikációjának eredménye (cluster analízis, euklidészi távolság, UPGMA összevonási módszer)

Az idős erdőállományhoz hasonlóan az újraerdősödött területen is jellemző az erdei pocok nagy távolságértékű elkülönülése a többi fajtól. Azonban a többi faj rendeződése teljesen másképp alakult a vékonyrudas állomány esetén. A szintén eudomináns pirók erdeieger is mindkét évben határozottan elkülönült az alacsony gyakoriságú fajoktól azonban a 2007-es adatok alapján a faj elkülönülése nagyobb távolságértéknél realizálódott, mint a 2016-os adatok esetén. A további különbség a két év között, hogy a pirók erdei eger után 2007-ben a nagyobb gyakorisága miatt az erdei cickány, míg 2016-ban a sárganyakú erdeieger különül el nagy távolságértékkel a többi fajtól. A további alacsonyabb gyakoriságú kisméretű fajok hierarchikus elrendeződést mutattak, melyek közül mindkét évben vagy a nyílt területeket kedvelő vagy a víztűrő fajok kapcsolódtak egymáshoz kisebb távolságértékkel. Végül kiemeljük, hogy 2016-ban a földipocok volt nagyobb gyakorisággal jelen a közösségben, így az erdei cickány után ez a faj válik el nagyobb távolságértékkel a további alacsonyabb gyakoriságú fajoktól (13. ábra).



13. ábra: A vékonyrudas állományban 2007-ben és 2016-ban kimutatott kisemlős fajok klasszifikációjának eredménye (cluster analízis, euklidészi távolság, UPGMA összevonási módszer)

A végvágás utáni telepítés kisemlős együttesének fajkészlete mutatta a klasszifikáció leghatározottabb csoportbontását. Elsőként magas arányú eudominanciája miatt a pirók erdeiegér vált el a többi fajtól, majd a további tíz faj alapvetően két csoportra különült el. Az egyik csoportban az eudomináns és a domináns, míg a másik csoportban a ritka, néhány egyeddel regisztrált fajok különültek el. A domináns fajok közül kiemelendő a védett csalitjáró pocok elkülönülése a kisebb páros klaszterekbe rendeződött fajoktól, míg a ritka fajok csoportjában nem tapasztaltunk az előzőhöz hasonló határozottabb elkülönülést. A nagy gyakoriságú fajok alkotta klaszterben az élőhely preferencia szerint 3 csoport fajai rendeződtek, míg a másik csoportba a ritkább víztűrő és nyílt területek fajai kerültek (14. ábra).



14. ábra: A végvágás utáni telepítésben kimutatott kisemlős fajok klasszifikációjának eredménye (cluster analízis, euklidészi távolság, UPGMA összevonási módszer)

Összefoglalás

A kisemlősök világszerte alkalmas objektumok a megmaradt erdőterületeket érő zavarások, az emberi beavatkozások hatásainak és különböző szukcessziós stádiumok közötti különbségek vizsgálatára. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kiemelt projektje volt a Dráva menti természetközeli élőhelyek biodiverzitásának felmérése, nyomon követése, amely programban a Dráva felső szakasza mentén elterülő Lankóci-erdőben 2000-2007 között zajlott a kisemlősök monitorozása. Ez a program 2016-ban újraindult, amely során egyrészt a korábbi időszakban is vizsgált két élőhelyfoltban (védett idős erdőállomány, vékonyrudas állomány), továbbá ezekhez közel fekvő végvágás utáni telepítésben kezdtük meg újra a kisemlősök felmérését.

Jelen munkában a területen kilenc évvel korábban és 2016 őszén, a különböző korú erdőállományokban detektált kisemlős együttesek faj-gyakorisági viszonyainak összehasonlító értékelését végeztük el. A 2016-os felmérést ősszel (szeptember, október) kezdtük el így elemzéshez a korábbi időszakból a 2007-es őszi adatokat vettük figyelembe. A védett idős állomány és az újraerdősödő terület esetén kilenc éves összehasonlításban a fajszám hasonló volt, illetve a diverzitási indexek értéke alapján nem kaptunk szignifikáns különbséget. Ezt az eredményt a Rényi-féle diverzitási rendezés is alátámasztotta, a két diverzitási profil mindkét terület esetében metszi egymást, tehát a két időszakban regisztrált kisemlős együttes nem rendezhető diverzitás szerint. Mivel ugyanazokon a területeken kilenc év elteltével

fajgazdagság és a diverzitás tekintetében nem tudunk mérhető eltérést kimutatni, így az első hipotézist elvetettük.

A közösségi struktúra vonatkozásában 9 év távlatában nem találtunk különbséget az idős erdőállomány esetén, viszont az újraerdősödött területen 2016-ban a sárganyakú erdeiegér előfordulásának csökkenése megváltoztatta a közösségi struktúrát. Mindkét területen, mindkét időszakban a vöröshátú erdeipocok volt az eudomináns faj. A mintavételezéshez 2016-ban kijelölt végvágás utáni telepítés fajszáma és diverzitása az előző két terület mindkét időszakban számított értékeinél szignifikánsan magasabb volt. A különböző szukcessziós stádiumú területek között 2007-ben még nem tudunk szignifikáns diverzitás különbséget kimutatni, azonban 2016-ban jelentős diverzitás különbségek jelentkeztek a területek között, ez tehát a második hipotézist bizonyítja. Az ACE (Abundance-based Coverage Estimator) fajgazdagság becslő mindhárom terület esetében szignifikánsan magasabb fajgazdagságot becsült a megfigyeltnél, a fajgazdagság pontosabb becslésére további becslési módszerek bevonása indokolt.



4-5. kép: A csapdázási mintavétel folyamata a Lankóci erdőben (Somogy negye)

A Kis-Balatonon végzett kisemlősfelmérés eredménye

Téma 1: *Ragadozó emlősök táplálkozásvizsgálata az északi pocok (Microtus oeconomus) potenciális kis-balatoni élőhelyén*

Ragadozó emlősök táplálkozásvizsgálata az északi pocok (*Microtus oeconomus*) potenciális kis-balatoni élőhelyén

Bevezetés

A vizes élőhelyek világszerte, így hazánkban is megszűnéssel, fragmentációval veszélyeztetett területek, miközben számos védett és fokozottan védett faj számára adnak lehetőséget a fennmaradáshoz. Ezeknél a területeknél így a fajok és a közösségek fennmaradását biztosító természetvédelmi és az ökoszisztéma megfelelő működését biztosító környezetvédelmi intézkedések összehangolására van szükség ahhoz, hogy a fogyatkozó vizes élőhelyek természeti és környezeti értékeit hosszú távon fenntartsuk. A reliktum mocsaras területek természeti értékeit, a kezelések és a beavatkozások sokféleségét tekintve Magyarországon az egyik leginkább figyelemreméltó, komplex élőhelyrendszer a Balaton-felvidéki Nemzeti Park törzsterületei közé tartozó Kis-Balaton. Ez az élőhely valaha egy kiterjedt mocsárvilággal rendelkező vidék volt, ám az utóbbi évszázadokban a lecsapolások miatt jelentősen átalakult. Napjainkban vízvédelmi rendszerként (is) működik, amit korábban két ütemben valósítottak meg azzal a céllal, hogy a Kis-Balaton mesterséges elárasztásával megsűrjék a Zala vizét és rehabilitálják az egykori mocsárvilágot. A területen számos monitoring zajlik, köztük a kisemlős közösségek, kiemelten a fokozottan védett reliktum fajként számon tartott északi pocok (*Microtus oeconomus*), madárközösségek, hullók és kétéltűek, valamint ragadozó emlősök vonatkozásában.

Munkánk során több, a területen megfigyelt ragadozóemlős-faj táplálkozását vizsgáltuk. A vörös róka (*Vulpes vulpes*) a legelterjedtebb ragadozóemlős faj a világon és Magyarországon is. Polifág és omnivor, táplálék-összetétele földrajzi szélességtől, a terület adottságaitól, évszaktól függően is nagyon változatos. Európa középső zónájában a róka táplálékában a kisemlősök dominálnak, ezek mellett egész évben jelentős valamilyen más táplálékfeleség (nyúlalakúak, madarak, háziállatok, rovarok, növények) fogyasztása is. Az aranyakál (*Canis aureus*) széles elterjedésű eurázsiai kutyaféle, változatos táplálékszerző stratégiával rendelkező ragadozó. Polifág és karnivor, táplálékminizata rendkívüli változatosságot mutat. A terület adottságai szerint a táplálékában elsődlegesen lehetnek kisemlősök, nagyvadfajok és háziállatok (főként dögevésből) valamint növények is. A közönséges vidra (*Lutra lutra*) kontinensünk egyik karakterisztikus ragadozója. Táplálkozását tekintve a róka mellett a legjobban ismert ragadozó emlős. A halak mellett kétéltűeket, ritkábban kisemlősöket, madarakat, Dél-Európában tízlábú rákokat ejt zsákmányul. A nyest (*Martes foina*) eurázsiai elterjedésű polifág, omnivor menyétféle. Tápláléka évszaktól és a terület jellegétől függően a vizsgált fajok közül talán a legnagyobb változatosságot mutatja. Legtöbbször két-három tápláléktípusból (főként kisemlősökből, madaraktól, ízeltlábúakból és növényekből) is nagyarányban fogyaszt. A nyuszt (*Martes martes*) eurázsiai elterjedésű, jellegzetes erdei ragadozó. Táplálékában általában kisemlősök dominálnak, ezek mellett időszakosan jelentős a madárfogyasztása is. Az eurázsiai menyét (*Mustela nivalis*) az északi féltekén elterjedt, hazánkban közönséges ragadozó. A táplálékában általában kistrágyasálók dominálnak, de jelentős lehet a nyúl- és a madárfogyasztása is. A hermelin (*Mustela erminea*) bár szintén széles elterjedésű faj, hazai elterjedtsége kicsi. Legfontosabb táplálékát általában kistestű pockok alkotják - emiatt táplálkozási specializáció jellemzi - de jóval nagyobb prédát (pl. nyulakat) is képes elejteni.

Célkitűzések

A Kis-Balatonon, az északi pocok potenciális élőhelyén végzett ragadozó emlősfajok táplálkozás-ökológiai vizsgálatában az alábbi kérdéseket fogalmaztuk meg:

- A természetközeli magassásos mocsaras élőhelyen közösséget alkotó ragadozóemlős-fajok táplálék-összetétele mennyiben különbözik?
- A fajok táplálékminizáatának különbsége mennyiben segíti a vizsgált ragadozók koegzisztenciáját?
- A ragadozó emlősök táplálék-összetételében megjelenik-e a ritka és fokozottan védett északi pocok, amely jelenlétét az utóbbi években az elevenfogó csapdázások nem bizonyították?

A fenti kérdések alapján célkitűzéseink a következők voltak:

- A Kis-Balaton potenciális északi pocok élőhelyén (a Keleti-Berekben) öt ragadozóemlős-faj egy évre kiterjedő ürülminta gyűjtése és feldolgozása.
- A vizsgált ragadozó fajok táplálék-összetételének meghatározása.
- A fajok közötti és fajon belüli évszakos táplálkozásbeli különbségek elemzése.
- Az évek óta elevenfogó csapdázással nem kimutatható északi pocok fogyasztásának értékelése.
- A területen végzett közvetlen mintavételezés alapján a vizsgált ragadozófajok táplálék-preferenciájának összehasonlító vizsgálata.



1.

1. ábra: A Kis-Balaton átnézeti térképe a vizsgálatra kijelölt területrészsel, a mintaterület a gyűjtőútvonal fehér vonallal jelezve) és a felhagyott vasúti töltés és környezete.

Anyag és módszer

A vizsgálatra kijelölt terület (É 46,70°, K 17,18°, 104,5 m t.sz.f.m.) az 5400 hektár kiterjedésű Kis-Balaton II. ütemén belül a Keleti-Berekben (1. ábra), eredetileg összefüggő magassásos élőhelyen helyezkedik el.

A Keleti-Berek a Balaton-felvidéki Nemzeti Park törzsterülete, fokozott védelem alatt áll, része a Natura 2000 hálózatnak is. Az alsóbb fekvésű területeket magasabb vízellátottság jellemzi. A sekély vizű vagy csak időszakosan vízzel borított területeken alakultak ki a magassásos társulások. A mélyebb térfekvésű, homogén sásos élőhely foltokban nem végeznek beavatkozásokat. A mintavételeket a Sármelléktől keleti irányba tartó használaton kívüli sánpár töltése mentén végeztük. A sánpár a 76-os főút közelében, lápi élőhelyen keresztül halad, az északi pocok monitorozásra kijelölt legközelebbi mintaterülettől a távolsága kb. 300 m. A sánpár két oldalán főként homogén sásos borítás a jellemző. A növénytársulás domináns faja a mocsári sás (*Carex acutiformis*). A töltés mentén helyenként a nád (*Phragmites australis*) is megjelenik. Elszórtan szegélyezik fehér fűz (*Salix alba*), rekettyefűz (*Salix cinerea*) és nyárfák (*Populus* sp.).

A ragadozó emlősök ürülmintáinak gyűjtésére egy év során október és augusztus között, évszakonként két alkalommal (az évszak közepén és legvégén) került sor (1-2. kép). A használaton kívüli sánpár töltése mentén, a 76-os főúttól távolodó, Sármellék (a település) előtt véget érő összesen 2,22 km hosszúságú standard útvonalat négy részre (620, 400, 600 és 600 m) osztottuk a vegetációhatárok szerint. A mintagyűjtést lassan haladva gyalogosan végeztük a töltés tetején és oldalain egyaránt. Ez a töltés a területen a teresztris ragadozó fajok számára ökológiai folyosóként is funkcionálhat, mivel minden évszakban zavartalan, száraz átjárást biztosít a mocsaras terület középső részén. A fajokként vizsgált ürülminta-számok: vörös róka (n = 482 db ürülék minta), aranysakál (n = 26), európai vidra (n = 343), Martes fajok (nyest és nyuszt; n = 91), Mustela fajok (hermelin és menyét; n = 15). Az adott ragadozókhöz tartozó ürülek morfológiai bélyegek és szag alapján különböztethetők meg. Két taxon esetében (Martes, Mustela) morfológiai jellemzők alapján nem lehetséges az ikerfajok elkülönítése.



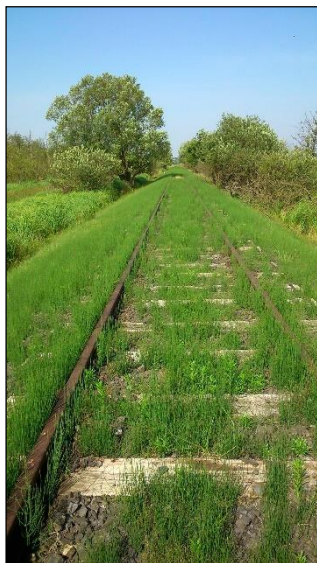
1-2. kép: A ragadozó emlősök hullatékának gyűjtése és feldolgozása (Lanszki Zsófia)

A ragadozók ürülmintáinak feldolgozását standard protokollt követve, nedves technikával végeztük. A fagyasztóládából kivett és kicsomagolt ürülmintákat petricsészében 2-4 órán át vízben áztattuk. Az esetleges kórokozók ellen Domestost adagoltunk a vízhez. Ezután sűrű (0,5 mm lyukbőségű) szitán csapvíz alatt addig végeztük az átmosást, amíg a minták salakanyagtól mentessé váltak. A mintákat ezután megszáritottuk. A száraz minta tömegét egyben, 0,01 g pontossággal lemértük, majd csipesszel minden azonosítható táplálékmaradványt elkülönítettünk. Ezután a különböző fajokhoz, taxonokhoz tartozó táplálékmaradványokat külön-külön is lemértük. Ezután a további határozást igénylő maradványokat (pl. állkapocs, fog, szőrszál, toll, kitin) külön kigyűjtöttük. Az ürülmintákban

található táplálékmaradványok alapján történt a táplálék-összetevők meghatározása. Az emlősöktől származó táplálékmaradványok taxonómiai határozását részben koponyacsontok és fogazat, valamint az emésztés során épen maradt szőrszálak morfológiai bélyegei alapján végeztük fénymikroszkópot (400×-os nagyítás) és referencia szőrgyűjteményt alkalmazva. A madaraknál toll, csőr, karom és csontok; a hüllőknél szarupikkelyek, karom és csontok; a kétéltűeknél csontok; a halaknál csontok és pikkelyek; a gerincteleneknél kitinváz alapján történt a határozás. Az egyes taxonok határozásához atlaszokat és a Kaposvári Egyetem csont-, toll-, pikkely és növénymag-referenciaanyagait is felhasználtuk.

A táplálékösszetétel-számítást évszakos bontásban végeztük el. A ragadozók ürülékeiben található táplálékmaradványok alapján számított táplálék-összetételt kétféle módon adtuk meg. Egyrészt az ürülékekben kimutatott táplálékelemek százalékos relatív előfordulási gyakoriságát (E%) számoltuk ki. A másik táplálékösszetétel-számítási módszer a táplálékmaradványok mért tömegén alapuló úgynevezett „biomassza számítás szerinti táplálék-összetétel” (B%). Az alábbi kilenc táplálék típust vettük figyelembe a számításokban: kisemlősök (rágcsálók és rovarvők), mezei nyúl, nagyvadfajok, madarak (madártojással együtt), hüllők, kétéltűek, halak, gerinctelenek és növények.

A ragadozóemlős-fajok táplálék-összetételének interspecifikus és intraspecifikus különbségeinek vizsgálatára loglineáris és kovariancia analízist alkalmaztunk (Statistica 10.0). Az előfordulási gyakoriság adatokra alapozva loglineáris elemzéssel teszteltük a fajok közötti (3 fajon: róka, Martes és vidra, és külön 2 fajon: róka és Martes), valamint a ragadozóemlős-fajokon belüli - négy évszakra vonatkozó - táplálkozásbeli különbözőségeit. Az elemzés alapját a ragadozó emlősök ürülékmintái jelentették, válaszváltozónak az adott táplálék típus mintákban való előfordulását (kimutatását) vagy kimutatásának hiányát tekintettük. A modellben független változó volt a ragadozófaj és az évszak.



3-4. kép: A kisemlősök mintavételése a Kis-Balatonon (Lanszki Zsófia és Rostás Bence biológia BSs)

A táplálék számított biomassza összetételének (B%) vizsgálata során szintén 9 fő táplálék típust vettünk alapul. Kovariancia-analízist (ANCOVA, Bonferroni post hoc teszt) alkalmaztunk a fajok (3 faj: róka, Martes és vidra) és évszakok közötti különbözőségek kimutatására, ahol fix hatásnak a fajt, kovariánsnak az évszakot tekintettük.

A táplálkozási niche-szélességet Levins (1968) képlettel számítottuk (B), majd a Hurlbert által módosított Levins standardizált niche-szélesség-képlet alkalmazásával standardizáltuk. A táplálkozási niche-átfedést Renkonen-képlettel számítottuk. A kisemlős-

preferenciaszámításhoz Ivlev-féle indexet alkalmaztunk, a számítást az őszi és a nyári időszakra is elvégeztük. A ragadozóemlő-fajok standardizált táplálkozási niche-szélesség és niche-átfedés számított adatainak (5 ragadozó taxon közötti) összehasonlítását egytényezős variancia-analízissel, a róka és Martes között a kisemlős-preferencia indexértékek összehasonlítását páros t-próbával végeztük el.

Kisemlősök forrásfelmérése elevenfogó csapdázással

A kisemlős táplálék-kínálatot a Keleti berekben végzett elevenfogó csapdázás adatai alapján vettük figyelembe. A csapdázást egyrészt kvadrátmódszerrel (6×6-os csapdaháló), egymástól 5 méter távolságban elhelyezett csapdákkal, magasságos növényzetben végeztük. Másrészt transekt menti elrendezéssel a berek területén keresztül húzódó vasúti töltés lábánál két oldalt a növényzetben 36 db (18+18 db) csapda felhasználásával végeztük a mintavételt (3-4. kép).

Eredmények

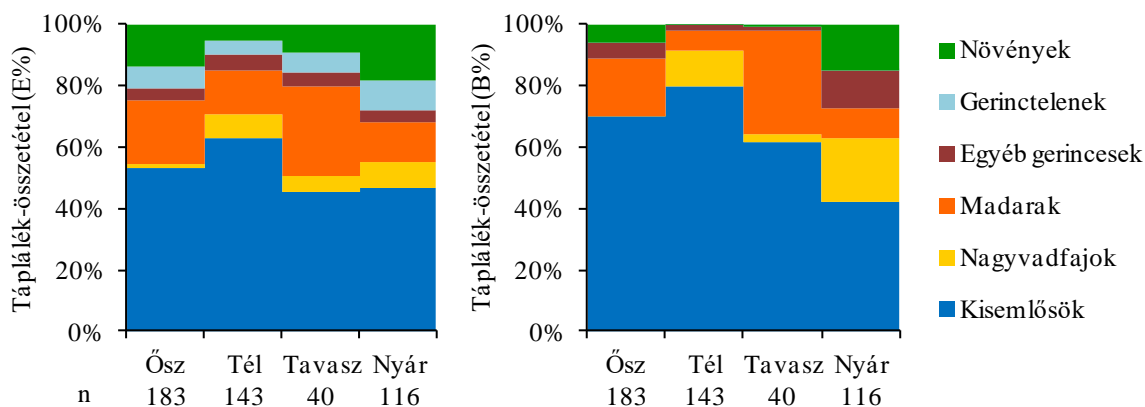
Ragadozó emlősök táplálkozásvizsgálata

A Kis-Balatonon vizsgált róka számára éves összesítésben mindkét számításmód szerint legfontosabb táplálékok a kisemlősök (E%: 53.5%, B%: 63.0%), másodlagosan fontosak a madarak (E%: 17.8%, B%: 14.5%) voltak (2. ábra). Harmadlagosan fontos szerepük a növényeknek (12.6%), illetve a nagyvadfajoknak volt (B%: 9.5%). A kisemlősök fogyasztása télen, a madaraké tavasszal, a növényeké nyáron volt kiemelkedő. A róka számára minden évszakban meghatározó jelentőségű kisemlős táplálékban (2. ábra) 16 különböző kisemlős taxon, leggyakrabban *Microtus* fajok, köztük ősszel és télen összesen nyolc alkalommal a fokozottan védett északi pocok is előfordult. További fogyasztott *Microtus* faj volt a védett csalitjáró pocok (*Microtus agrestis*), valamint a mezei pocok (*Microtus arvalis*) és a földi pocok (*Microtus subterraneus*). Gyakori táplálék fajok voltak még a közönséges kószapocok (*Arvicola amphibius*), a törpeegér (*Micromys minutus*) és az erdei gerék (*Apodemus* fajok). Ezek mellett további rágcsálófajok alkalmi fogyasztását tudtuk kimutatni. Öt cickányfaj fordult elő a vizsgált mintákban.

A róka számára másodlagosan fontos madártáplálékában legjelentősebbek voltak a vízimadarak, köztük a récék (*Anas* sp.) Alkalomszerűen szárcsa (*Fulica atra*), gémfélék (Ardeidae), bütykös hattyú (*Cygnus olor*), valamint kistestű vízimadár fajok [vízicsibék (*Porzana* fajok) és vízityúk (*Gallinula chloropus*)] fogyasztását is sikerült kimutatni. A pontosabban nem meghatározható kistestű énekesmadarak mellett például cinege (*Parus* sp.) és pintyfélék (Fringillidae) is előfordultak táplálékként. Az ürülékvizsgálati módszer korlátai ellenére, madártojást (nem baromfityajás-évést) gyakran, bár kis mennyiségi részesedéssel mutattunk ki. A róka számára – különösen nyáron és ősszel – jelentős növénytáplálékban leggyakrabban a közeli településen (Sármelléken) megszerezhető gyümölcsök, így cseresznye (*Cerasus* sp.), meggy (*Prunus* sp.) és szilva (*Prunus domestica*) szerepelt.

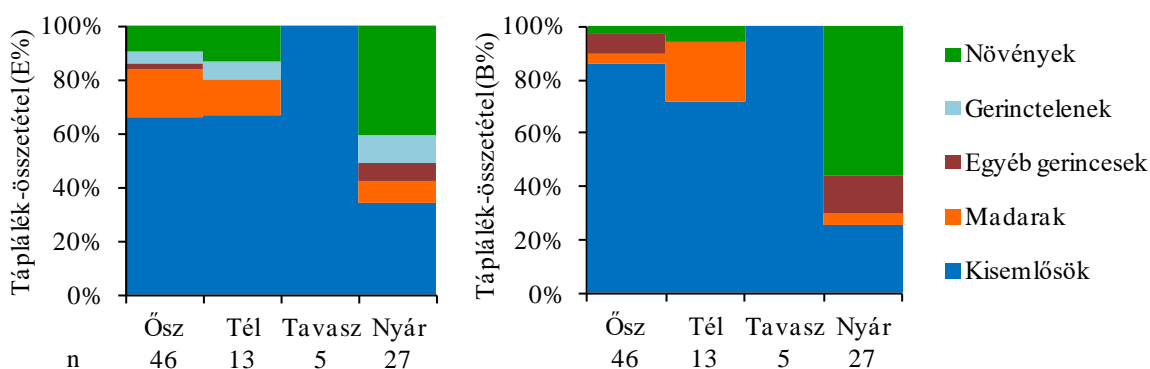
A róka számára szintén jelentős táplálékot jelentő nagyvadfajok közül a vaddisznó (*Sus scrofa*) volt a legjelentősebb (különösen nyáron), míg a szarvasfélék (gímszarvas *Cervus elaphus* és őz *Capreolus capreolus*) szerepe kisebbnek bizonyult. Ezen kívül egy esetben kutyaféle (nagy valószínűséggel házi eb), feltehetően tetemből való fogyasztását mutattuk ki. Bár más táplálék típusok (mezei nyúl, hüllők, kételtűek, halak és ízeltlábúak) is előfordultak a róka táplálékában, de ezek jelentősége az előzőekben részletezettekhez képest alárendelt, fogyasztásuk alkalmiszerű vagy biomassza számítás szerinti részesedésük elenyésző volt. A róka tápláléklistáján 37 különböző állat- és 13 növényi tápláléktaxon szerepelt.

A Kis-Balatonon vizsgált Martes fajok (nyest/nyuszt) számára éves összesítésben mindkét számításmód szerint legfontosabb zsákmánykategória a kisemlősök (E%: 56.4%, B%: 61.1%), másodlagosak a növények (E%: 20.0%, B%: 23.2%), harmadlagosan fontosak a madarak (E%: 13.6%, B%: 7.1%) voltak (3. ábra). A többi tápláléktípus jelentősége elenyésző volt. A Martes fajok tápláléklistáján 18 állat- és 7 növényi tápláléktaxon szerepelt. Őszi mintákban három alkalommal sikerült északi pocok maradványokat kimutatni.



2. ábra: A Kis-Balatonon vizsgált róka évszakonkénti táplálék-összetételének alakulása kétféle számításmód alapján. E% – százalékos relatív előfordulási gyakoriság, B% – fogyasztott táplálék biomassza-számítás szerinti százalékos részesedése, n – mintaszám.

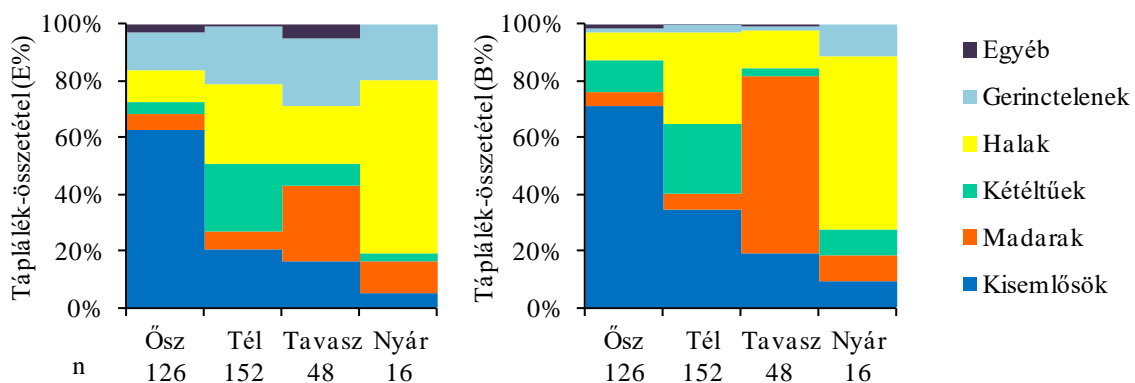
A Kis-Balatonon kapott táplálékmintázat inkább hasonlít a nyuszt, mint a nyest táplálékmintázatához. A nyusztot a kisemlős dominanciájú táplálék jellemzi a külföldi és hazai vizsgálatok szerint is, míg a nyest táplálék-összetétele területtől függően igen nagy eltéréseket mutat, de esetében a kisemlősök szerepe kisebb, és jelentős a madár és a növényfogyasztás. A területen elsősorban a kisebb mértékű növényfogyasztás szembeötlő, ami inkább a nyusztra jellemző.



3. ábra: A Kis-Balatonon vizsgált Martes fajok (nyest/nyuszt) évszakonkénti táplálék-összetételének alakulása kétféle számításmód alapján. Jelölés magyarázat az 1. táblázatnál található.

A Kis-Balatonon vizsgált vidra számára éves összesítésben, mindkét számításmód szerint legfontosabb táplálék a kisemlősök (E%: 31.8%, B%: 45.7%), másodlagosak a halak (E%: 23.7%, B%: 24.1%), harmadlagosan fontosak a kételtűek (E%: 14.7%, B%: 17.3%) voltak (4. ábra). Ősszel kisemlősök, míg télen kisemlősök, halak és kételtűek együttesen, tavasszal madarak, nyáron pedig halak voltak a vidra fontosabb táplálékai. Kiugróan nagyarányú kisemlős fogyasztást ősszel mutattunk ki. A kisemlős táplálék fajokban gazdag volt, de a zömét

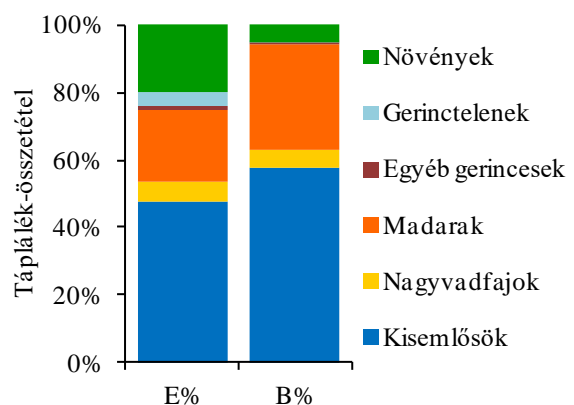
két táplálék taxon tette ki. A közönséges kőszapocok fogyasztása egész évben jelentős, míg a *Microtus* fajoké ősze volt kiemelkedő. Az ürülmintákból viszonylag kevés halfajt sikerült azonosítanunk. A haltáplálékban pontyfélék domináltak, de előfordultak ragadozóhalak is, és néhány esetben garatfogak alapján sikerült csíkokat (*Cobitidae*) is kimutatnunk. Különlegességnek számít az, hogy a vidra számára alárendelt szereppel rendelkeznek a halak. Nagyobb arányban *Rana* fajok, kisebb arányban barna varangy (*Bufo bufo*) fogyasztását tapasztaltuk. Tavasszal (E%: 26.5%, B%: 62.4%) kiemelkedően jelentős volt a vidra madárfogyasztása, különösen a vízimadaraké. Számos más táplálék, például nagyvadfajok (télen, tavasszal), siklók és gyíkok (ősze), vízibogarak (*Dytiscidae* és *Hydrophilidae*), tízlábú rákok (*Decapoda*) alkalmasszerűen vagy kis biomassza számítás szerinti részesedéssel szerepeltek a vidra étrendjében. A vidra tápláléklistáján 31 állat- és 1 növényi tápláléktaxon szerepelt.



4. ábra: A Kis-Balatonon vizsgált vidra évszakonkénti táplálék-összetételének alakulása kétféle számításmód alapján. Jelölésmagyarázat az 1. táblázatnál található.

Az aransakál táplálék-összetételének éves összesítésben, mindkét számításmód szerint legfontosabb táplálék a kisemlősök (E%: 47.9%, B%: 57.6%), másodlagosan fontosak a madarak (E%: 21.1%, B%: 31.1%), harmadlagosan fontosak a növények (E%: 19.7%, B%: 5.3%) voltak (5. ábra).

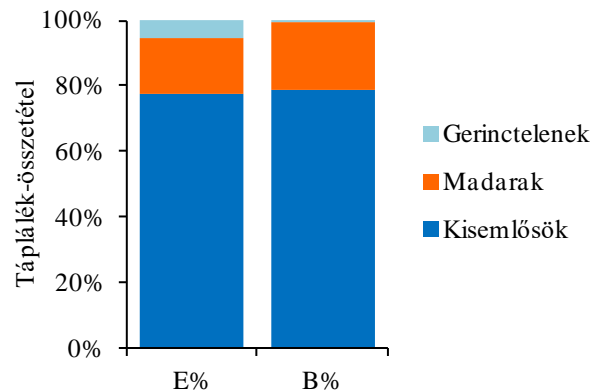
5. ábra: A Kis-Balatonon vizsgált aransakál éves táplálék-összetétele kétféle számításmód alapján. Jelölésmagyarázat az 1. táblázatnál található.



A terület számottevő nagyvadállománya ellenére a nagyvadfajok táplálkozásban betöltött szerepe alárendelt volt (E%, B%: 5.4%). A fokozottan védett területen vadásztatás nem folyik (nem keletkezik nagyvadzsiger), ugyanakkor az egész évben forgalmas 76-os úton a járműgázolás, valamint a természetes mortalitás (pl. hideg időszakban a csatornák gyakori

átúszása miatti felfázik) miatt nagyvadfajok teteme a dögevők rendelkezésére áll. A kis mintaszámok miatt óvatosan kezelendők az összevont tavaszi-nyári időszakban kapott kiugróan magas (pl. madárfogyasztás) értékek. A sakál tápláléklistáján 17 állat és 8 növényi tápláléktaxon szerepelt.

A Kis-Balatonon vizsgált *Mustela* fajok (menyét, hermelin) számára éves összesítésben, mindkét számításmód szerint elsődlegesen fontos táplálék a kisemlősök (E%: 77.8%, B%: 79.0%), másodlagosak a madarak (E%: 16.7%, B%: 20.7%) voltak (6. ábra).



6. ábra: A Kis-Balatonon vizsgált *Mustela* fajok (menyét/hermelin) éves táplálék-összetétele kétféle számításmód alapján. Jelölésmagyarázat az 1. táblázatnál található.

A tapasztalt táplálékmintázat a területen egyaránt jelen levő menyétre és a hermelinre is jellemző, ami megegyezik a külföldi és a hazai vonatkozású irodalmi adatokkal. A kisemlősök közül a *Microtus* fajok és – a menyéthez és hermelinhez is hasonló testtömegű – közönséges kószapocok egész évben, a cickányfélék télen voltak fontosabbak. Ősszel kistestű énekesmadarak, a többi időszakban a vízimadarak fogyasztása volt jelentősebb. Mindkét ragadozó faj ismert fészekpredátor, azonban érdekes (bár a kis mintaszámból is adódhat), hogy a madárfogyasztás ősszel, vagyis a madarak fő költési időszakán kívül volt jelentősebb. Növényfogyasztást nem tapasztaltunk. A *Mustela* fajok tápláléklistáján 9 tápláléktaxon szerepelt.

Táplálékmintázatok szerinti niche-elkülönülés

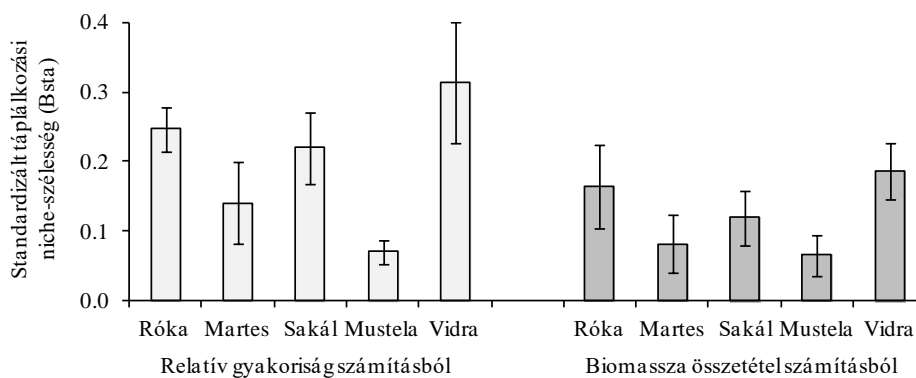
Az évszakonként összegzett előfordulási adatokra alapozott loglineáris analízisben a ragadozó faj mellett az évszakok hatását egyidejűleg értékeltük a kilenc fő tápláléktípus esetén. Amikor mindhárom vizsgált ragadozó fajt (róka, Martes és vidra) alapul vettük, szinte minden tápláléktípusban (kivétel a nyúl és a hüllők) fajok közötti különbséget találtunk. Amikor a vidra nélkül végeztük el az elemzést, egyetlen tápláléktípus fogyasztásában sem találtunk ragadozó fajok közötti különbséget. A vizsgálat szerint tehát a vidra tápláléka - jelentős kisemlős fogyasztás mellett is - különbözik a két teresztris ragadozóétól. Amikor mindhárom ragadozó fajt alapul vettük, a nyúl és a hüllők kivétel minden táplálék típusban találtunk statisztikailag is alátámasztható évszakai eltérést, és a faj × évszak interakciók is szignifikánsak voltak. Amikor a vidra nélkül végeztük el az elemzést, a kisemlősök, a nagyvadfajok, a madarak és a növények fogyasztásában találtam évszakok közötti különbséget; a faj × évszak interakció csak a madarak esetén volt jelentős. A kisemlősök fogyasztása nyáron volt a legritkább, a nagyvadfajoké ősszel (csak róka fogyasztotta), a madaraké télen (róka esetén), illetve nyáron (*Martes* fajok esetén), míg a növények fogyasztása nyáron volt a leggyakoribb.

A táplálék számított biomassza összetétel (B%) adatain végzett kovariancia-analízis alapján a vizsgált három ragadozó faj közötti lényeges különbséget tudtunk kimutatni a nagyvadfajok (arcsin-transzformált B% adatok; MANOVA, $F=7.09$, $P=0.017$), a kétélűek ($F=17.14$, $P=0.001$), a halak ($F=14.25$, $P=0.002$) és a gerinctelenek ($F=10.12$, $P=0.006$) fogyasztásában. A róka fogyasztott egyedül nagyvadfajokból. A vidra a teresztris ragadozóktól

nagyobb arányban fogyasztott kétéltűeket, halakat és gerincteleneket is. A többi táplálék típus esetén a ragadozó fajok közötti különbség nem volt szignifikáns ($F = 0.49-3.50$, $P = 0.081-0.478$). Statisztikailag is alátámasztható évszakok közötti különbséget csak a kisemlősök fogyasztásában találtam. Kisemlősöket a ragadozók legkisebb mennyiségi arányban nyáron fogyasztottak (MANOVA, $F = 5.39$, $P = 0.049$). A többi táplálék típus fogyasztásában az évszakok közötti különbség nem volt szignifikáns ($F = 0.21-1.97$, $P = 0.198-0.757$).

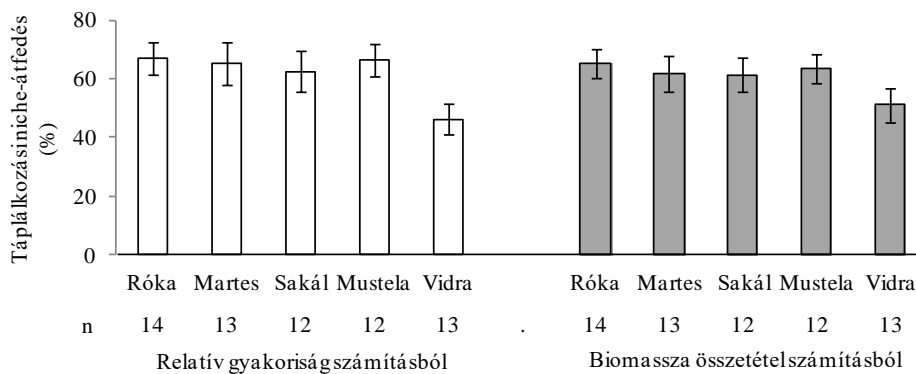
Táplálkozási niche-szélesség és táplálkozási niche-átfedés

Az évszakonkénti standardizált táplálkozási niche-szélesség (B_{sta}) adatokból számolt átlagértékek (7. ábra) nem különböztek lényegesen a vizsgált öt ragadozóemlős-faj között a relatív gyakoriság adatok (ANOVA, $F = 2.56$, $P = 0.089$) és a számított biomassa-összetétel adatok értékelése alapján sem ($F = 1.29$, $P = 0.324$).



7. ábra: A Kis-Balatonon vizsgált öt ragadozóemlős-faj átlagos standardizált táplálkozási niche-szélessége kétféle táplálék-összetétel számításmód szerint. Évszakos átlag \pm SE.

Az átlagos páronkénti táplálkozási niche-átfedés értékek a róka-sakál, a róka-*Mustela*, és a *Martes*-*Mustela* vonatkozásában voltak a legnagyobbak; a vidra és a többi faj, valamint a sakál-*Mustela* vonatkozásában pedig a legkisebbek. A páronkénti táplálkozási niche-átfedés adatokból számolt átlagértékek (8. ábra) nem különböztek lényegesen a vizsgált öt ragadozóemlős-faj között a relatív gyakoriság adatok (ANOVA, $F = 2.04$, $P = 0.101$) és a számított biomassa-összetétel adatok értékelése alapján sem ($F = 1.01$, $P = 0.407$).



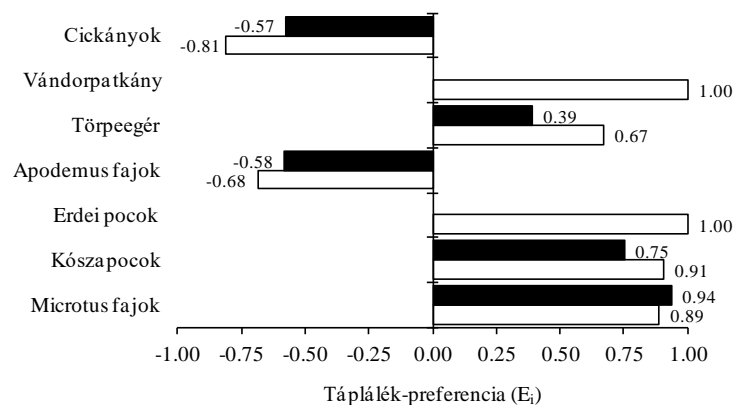
8. ábra: A Kis-Balatonon vizsgált öt ragadozóemlős-faj átlagos táplálkozási niche-átfedése kétféle táplálék-összetétel számításmód szerint. Évszakos átlag \pm SE.

A vizsgált ragadozók táplálkozási niche-e viszonylag szűk volt, ami egy-egy táplálék típus időszakosan kiugróan nagyarányú fogyasztásával függ össze. Ugyanakkor a róka, a sakál és a vidra tápláléka fajokban kifejezetten gazdag volt. Ez azt jelzi, hogy ezek a ragadozók bár sokféle táplálékot képesek elérni, de a táplálékkínálattól (és a hozzáféréstől) függően, adott időszakban egy (vagy néhány) tápláléktípust hasznosítanak nagy arányban. Vagyis generalista és specialista ragadozókra jellemző táplálkozási sajátosságokkal is rendelkeznek. A vidra esetén, a rendhagyó táplálékmintázatból adódóan, viszonylag széles táplálkozási niche-t tapasztaltunk.

A fajok közötti átlagos niche-átfedés értékek viszonylag nagyok voltak, ami szorosabb fajok közötti kapcsolatot jelez ugyan, de versengést nem feltétlenül. A vizsgált területen nagy táplálékátfedések mellett is fennállt az együttélés. A ragadozók ugyanis nagy táplálékátfedések mellett is képesek együttélésre és táplálékforrás felosztásra, például, ha a táplálék bőségben áll rendelkezésükre, a táplálkozásukban rugalmasak, vagy a zsákmányforrásokat egyéb tulajdonságok (pl. eltérő méret, aktivitásidő, területhasználat) szerint felosztják. Összességében, a három nagyobb mintaszám mellett vizsgált ragadozó taxon (róka, *Martes*, vidra) táplálékmintázata loglineáris- és kovariancia-analízis szerint is, több táplálék típust tekintve különbséget mutatott. Az eltérő táplálékmintázatok (a táplálkozási niche-elkülönülés) nagyban hozzájárulhatnak a ragadozók együttéléséhez. Ez fennáll annak ellenére, hogy a fajonkénti táplálkozási niche viszonylag szűk, táplálékátfedés nagy volt. Mindezek szintén az első hipotézist támasztják alá.

Kisemlős-preferencia

A róka és a *Martes* fajok egyaránt nagymértékben preferálták a *Microtus* fajokat, a kószapockot és a törpeegeret, míg mindkettő nagymértékben mellőzte az *Apodemus* fajokat és a cickányokat (9. ábra). Erdei pocokot és a vándorpatkányt a róka fogyasztott. Nem találtunk szignifikáns különbséget a két ragadozó faj kisemlős preferenciái között (páros t-próba, $t = 0.10$, $P = 0.928$).



11. ábra: A vörös róka (fehér oszlopok) és a *Martes* fajok (fekete oszlopok) kisemlős preferenciája a Kis-Balatonon. E_i – Ivlev-féle preferenciaindex.

Az általunk is vizsgált ragadozó emlősök a lassabb mozgású pocokokat (a *Microtus* fajokat és az erdei pocokot) jellemzően preferálják, és a gyorsabb, ezért nehezebben zsákmányul ejthető *Apodemus* fajokat mellőzik. A *Microtus* fajok között az északi pocok viszonylag nagy testméretű faj; és a ragadozók a szintén nagy testméretű kószapockot és vándorpatkányt is preferálták, feltételezhető hogy ezek nagyobb nettó nyereséggel elejthető prédák, így a keresésükre fordított idő megtérül. A nagyobb méretű prédára irányuló gyakoribb predáció elképzelését gyengíti, hogy a legkisebb rágcsáló, a törpeegér preferenciája is pozitív volt. A róka és a *Martes* fajok táplálékából ki is mutattuk az északi pocok fogyasztását, amely felveti annak a lehetőségét, hogy a ragadozók hatást gyakorolhatnak az északi pocok állományára.

Ugyanakkor a fogyasztási adatok (pl. több évszakban történő kimutatás) azt is jelzik, hogy feltehetően nem okozták az északi pocok lokális kihalását. A második hipotézist alátámasztotta az, hogy sikerült ragadozók ürülékmintáiból kimutatni az északi pockot. A preferenciavizsgálatok legfeljebb csak közvetve utalnak arra, hogy a ritka rágcsálót a ragadozók preferálhatják is.

Összefoglalás

Vizsgálatunkat Sármellék határában, a Keleti-Berekben végeztük. Magassásos élőhelyen keresztül haladó, elhagyott vasúti töltésen (2,2 km szakaszon) egy éven át gyűjtöttünk elemzésre vörös róka (*Vulpes vulpes*), *Martes* fajok (nyest/nyuszt), vidra (*Lutra lutra*), aranysakál (*Canis aureus*) és *Mustela* fajok (menyét/hermelin) ürülékmintáit (n = 482, 91, 342, 26 és 15 db, sorrendben). A róka és a vidra táplálékmintázata egyedi volt, a vizes élőhely adottságaihoz igazodott. A róka egész évben kiemelkedően nagyarányban kisemlősökkel táplálkozott, de időszakosan (ősz, tavasz) jelentős volt a madárfogyasztása is, a többi táplálék típus szerepe alárendelt volt. Különlegesség, hogy a vidra számára elsődlegesek a kisemlősök (nyár kivételével), és a halak csak másodlagosan voltak fontosak, továbbá a madárfogyasztás időszakosan (tavasz) jelentősen megemelkedett. A *Martes* fajok, a sakál és a *Mustela* fajok tápláléka kisemlős dominanciájú volt, időszakosan jelentős madárfogyasztással. A fajoként eltérő táplálékmintázatokat loglineáris- és kovariancia-analízis is alátámasztotta. A ragadozófajok nagy táplálékátfedések mellett is egymás mellett éltek. A róka és a *Martes* fajok egymáshoz hasonló mértékben preferálták a *Microtus* fajokat, a kőszapockot és a törpeegeret, mellőzték az *Apodemus* fajokat és a cickányokat. A mindegyik faj esetében időszakosan jelentős madárfogyasztás a terület különleges értékét jelentő madárpopulációkra gyakorolt potenciális hatás részletesebb vizsgálatát indokolja. Az északi pocok területen való jelenlétét a róka és a *Martes* fajok több alkalommal is kimutatott fogyasztása támasztotta alá.



5. kép: A vörös róka a Kis-Balaton töltésén (Fotó: Lanszki Zsófia)

Intenzív művelésű mezőgazdasági területen végzett kisemlős felmérés

Téma 1: *A mezei pocok (*Microtus arvalis*) állomány aktív járatszámoláson alapuló monitorozása intenzív művelésű mezőgazdasági területen*

Téma 2: *Zöldfolyosók szerepe a kisemlősfajok abundanciaviszonyainak megoszlásában agrárterületen*

A mezei pocok (*Microtus arvalis*) állomány aktív járatszámoláson alapuló monitorozása intenzív művelésű mezőgazdasági területen

Bevezetés

A kistestű rágcsálók (pocok, egerek) élőhelyükön nagyon gyors sűrűségrögzítést érnek el, számos faj periodikus túlszaporodásra (gradációra) képes, melyek jelentős mezőgazdasági károkat okozhatnak így ezek intenzív kezelési beavatkozásokat igényelnek. Továbbá ezek a fajok fontos veszélyeztető faktoroknak tekinthetők különböző zoonózis fertőzések szétterjedésében.

Európában, így Magyarországon is a legjelentősebb mezőgazdasági károkat a gerinces fajok közül a mezei pocok *Microtus arvalis* (Pallas 1778) okozza, mely a legnagyobb népszámban megjelenő rágcsálófaj. Magyarországon a teljes ország területén elterjedt, síkvidékeken elsősorban mezőgazdasági területeken, réteken, legelőkön fordul elő, de hegyvidékeken is gyakori fajként jelenik meg. Gradáció esetén erdőültetvényekbe is kolonizál, amely során az ültetett facsemeték esetében is jelentős lehet a kártétele. A telet a mezei pocok nagyobb csoportokban vészeli át, majd tavasszal az egyedek diszperzálódnak olyan területekre, melyek táplálékforrása megfelelő a keletkező populációk hirtelen növekedésének, és ez a migráció folytatódik a szomszédos területekre egészen nyártól ősziig. Több kutatás szerint a mezei pocok közösségi szerveződésének az alapját a csoportokat alkotó, erősen territoriális fiatal nőstény egyedek jelentik. Az ilyen csoportokat 2-6 nőstény alkotja, melyek földalatti odúrendszerben élnek együtt, mely több odút, élelemraktárt foglal magába, melyek csatornákkal kapcsolódnak egymáshoz, valamint több kijáratral csatlakoznak a felszínhez.

A mezei pocok demográfiai mintázatának kialakulásában az egyik legfőbb probléma a mezőgazdasági művelés szerkezetéből adódó forráseloszlás és a termőföldek szomszédságában foltszerűen vagy lineáris folyosók formájában elhelyezkedő természetközeli vegetációval jellemzett területek térbeli megoszlása, illetve a ragadozók szerepe a zsákmánypopuláció szabályozásában. Mozaikos mezőgazdasági területeken végzett kisemlős csapdázások kimutatták, hogy pocok reprodukciójához betakarításig a búza és árpa biztosította a megfelelő környezetet. Mivel a lucernamezők az éves szántások hiányában több évig zavartalanul maradnak, így több egymást követő évben a mezei pocok kolóniarendszere zavartalanul fennmarad, ami ahhoz vezet, hogy a lucernásokban a mezei pocok nagy egyedszámú forráspopulációja alakul ki. Ezeken a területeken a sikeres áttelelés és a következő évben jellemző nagyobb kezdőlétszám eredményeként gyorsabb sűrűségrögzítést tud elérni, ahonnan nagyszámú egyed terjed szét a művelt területekre. Ezeken a területeken a pocok számára az őszi kaszálás után is biztosított a zöld biomassza.

A mezei pocok állományok demográfiai mintázatának nyomon követésére számos módszer alkalmazható, melyek azonban eltérhetnek a mintavételi ráfordítás tekintetében és a megszerzett adatok értékelési lehetőségében. A kisemlős ökológiai irodalom alapján az abundancia becsléséhez a csapdázási módszerek alkalmazása a legmegfelelőbb eljárás, mivel a fogásadatokból leképezhető élettörténeti mátrixok alapján megbecsülhető és modellezhető az adott populáció túlélése, egyedszáma és sűrűsége (jelölés-visszafogás módszerek). A csapdázási módszerek megbízhatóak, de mind anyagi vonzatuk, mind az emberi munkaerő és idő tekintetében forrásigényesek, különösen azok a jelölés-visszafogás technikák, amelyek több napon át tartó folyamatos csapdázáson alapulnak, így ezek a módszerek kevésbé alkalmasak nagy területek állandó monitorozására. A pocok csapdázásának egy alternatívája a pocok aktivitás jelein (pl.: hullaték, kisemlős lyukak, lábnyomok vagy a növényeken látható rágásnyomok jelenlétén) alapuló közvetett módszerek használata.

A mezei pocok állományfelmérést a Bóly Zrt. működési területén, három eltérő méretű és korú lucernaparcellában aktív járatszámoláson alapuló módszerrel végeztük, valamint feltérképeztük a területeken lévő kolóniák elhelyezkedését, vizsgálva a populáció demográfiai változását és a kolóniák térbeli mintázatának szezonális változását.

Kérdések, célkitűzések

A fentiek alapján a Bóly Zrt. működési területein a mezei pocok abundancia indirekt módszerrel alapuló felmérését és monitorozását tekintve az alábbi kérdéseket fogalmaztuk meg:

- A mezei pocok abundancia változása milyen mintázatot mutat a különböző méretű és korú lucernaföldeken?
- Az aktív járatok arányának időbeli változása eltér-e a vizsgált parcellák összehasonlításában?
- A feltérképezett kolóniák száma és térbeli mintázata mennyiben tér el vizsgált lucerna táblák esetén?
- A kolóniák mennyisége és térbeli eloszlása hogyan változik időben?

A fentiek alapján célkitűzéseink a következők voltak:

- Beremend - Püspökbóly térségében megtalálható és több éve működő, különböző területű és kiterjedésű lucerna parcellák 1 ha-os mintavételi területein a mezei pocok állományának felmérése és monitorozása a megjelölt letaposott és újranyitott járatok számlálása alapján
- A mezei pocok abundancia változásának értékelése a lucernaparcellák és a különböző időszakok összehasonlításában.
- Az egyes lucerna parcellák 1 ha-os mintavételi területein jellemző kolóniák feltérképezése, a térbeli mintázat és a kolóniaszám, illetve a kolóniákon belüli aktivitás változásának vizsgálata.

Anyag és módszer

Vizsgálatainkat a Bóly Zrt. működési területén, Beremend - Püspökbóly mellett elhelyezkedő intenzív művelésű területen található három állandó, több évig művelés alatt álló, eltérő korú és fekvésű lucernaparcellában végeztük. A lucerna parcellák közül első a B4-A jelölésű terület, melyet fiatal (2 éves) lucerna borít (54.46 ha), alacsonyabb térszintű a többi parcellánál, ezért gyakran előfordulnak belvizek a tábla egyes részein. A második, B7 jelzésű parcella lényegesen kisebb, mint az előző terület (9.36 ha), az itt található lucerna jóval idősebb (2 év feletti). Ezekről távolabb, Püspökbóly szomszédságában elhelyezkedő, a mintavételezésbe bevont harmadik lucerna parcella (B14) 38.05 ha területű, amely fiatal, kétéves lucerna. Az aktív járatszámoláson alapuló mintavételt 2016-ban öt hónapban (február, május, július, szeptember, október), míg a kolóniák felmérését három hónapban (július, szeptember, október) végeztük.

A mezei pocok abundanciájának becslésére indirekt, aktív járatszámoláson alapuló mintavételezést alkalmaztunk. A vizsgálathoz a mintaterületen végzett elevenfogó csapdázás során felhasznált 11×11-es kvadrát csapdapontjai által körbehatárolt 10 m-es élű, kvadrátonként összesen 100 db négyzet szolgált mintavételi területként, így a vizsgálat 100 m²-es mintavételi egységekben zajlott. A mintavételek első napján minden négyzetben a mezei pocok járatokat földdel betemettük, zászlóval jelöltük és 24 óra múlva számoltuk a pocok által újranyitott lyukak számát (2. ábra).



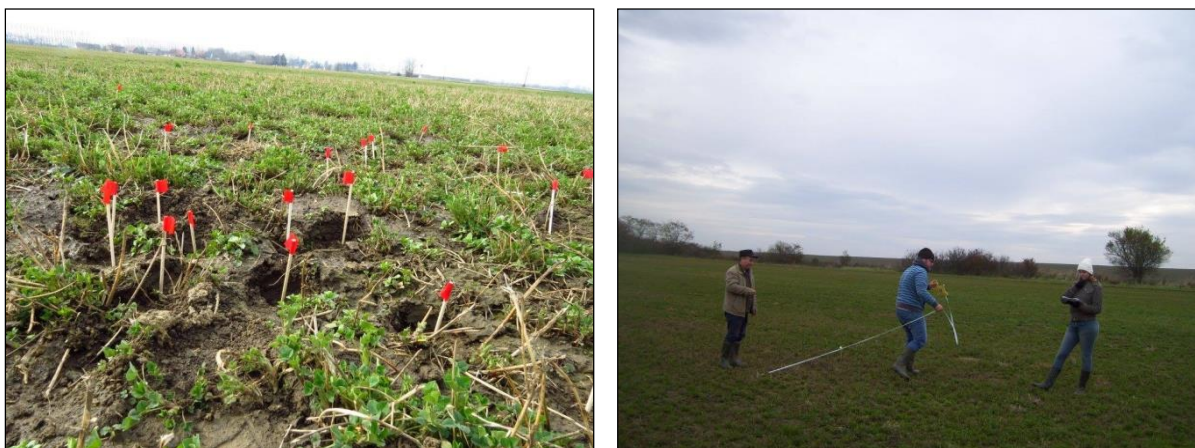
1. ábra: A vizsgált lucernaparcellák elhelyezkedése a Beremend-Püspökbányó melletti intenzív művelésű területen

Az aktív járatok feltérképezését, illetve ezen módszer alapján az indirekt abundancia monitorozást a kaszálások utáni időszakokra időzítettük, amikor a lucerna borítás eltávolításával a járatok láthatóvá és megszámálhatóvá váltak.



2. ábra: Megjelölt és betaposott, valamint újranyitott mezei pocok lyukak

Mivel egy adott területegységre vonatkoztatott kolóniák száma, illetve egy adott kolónián belüli aktivitás időbeli változása jó indikátora a mezei pocok létszám változásának, így a lyukszámlálásos mintavételezéssel párhuzamosan ugyanabban a három lucerna parcellában mértük fel a kolóniák számát, valamint az újranyitott lyukak arányát a kolóniákra is vonatkoztattuk (3. ábra). A kolóniák felmérését 3 különböző alkalommal (július, szeptember, november) végeztük. Az 1 ha-os mintavételi területen belül került sor az elkülönült kolóniák lehatárolására, melyeket az adott lucerna parcellán belül sorszámoltuk, illetve a legközelebbi csapdaponthoz viszonyítva megadtuk a kolóniák közepének koordinátáit (3. ábra). Ezzel lehetővé vált, hogy az 1 ha-os mintahálóra vetítve vizsgáljuk a kolóniák térbeli mintázatát. A fentiek alapján az újranyitott járatokat az elkülönített kolóniákra vonatkozóan is megszámoltuk, így az aktív járatok arányát a különböző kolóniákra külön is értelmeztük, vizsgálva a kolóniákon belüli aktivitás tér- és időbeli változását.



3. ábra: Mezei pocok kolónia megjelölt járatai (baloldal), valamint a kolónia koordinátáinak felvétele (jobboldal)

Adatfeldolgozás módszerei, statisztika

Aktív lyukszámoláson alapuló mintavétel

A mezei pocok járatok számolásán alapuló indirekt mintavétel alapadatai a 100 db mintavételi területegységre megszámlált, megjelölt és letaposott, valamint a másnapi ellenőrzéskor regisztrált újranyitott (aktív) lyukak száma. A két adat alapján minden mintavételi négyzetre megadtuk az aktív járatok arányának %-os értékét. A vizsgálat során értékeltük a fenti három paraméter területek és mintavételi periódusok közötti különbségét, két minta statisztikai összehasonlítását Mann-Whitney U teszttel, míg három vagy több minta statisztikai elemzését nem paraméteres Kruskal-Wallis teszttel (ANOVA) végeztük.

Ezt követően a mintanégyzetek adatait a mintavételi periódusok (5 hónap) alapján összegeztük, így a letaposott és újranyitott mezei pocok lyukak megoszlását és az aktív járatok %-os arányát havi bontásban adtuk meg. A jelölt és aktív lyukak adataiból számított szórás és variancia alapján David-Moore diszpergáltsági indexet számítottunk, amely alapján értékelni tudtuk a mezei pocok járatainak térbeli mintázatát. Az index 0 értéke random diszpergáltságot, negatív értéke a szegregált eloszlás, míg pozitív értéke az aggregáltság felé történő eltolódást jelenti. A mintavételi hónapokra (5 különböző periódus) összesítve így 4 paraméter (letaposott és újranyitott járatok száma, ezek diszpergáltság index értéke és az aktív járatok aránya) területek és mintavételi hónapok közötti megoszlását Kruskal-Wallis ANOVA alapján teszteltük.

Az újraindított járatok aktivitását vizsgálva végül mindhárom terület alapján összevontan értékeltük az aktív lyukak, illetve az aktivitási arány időbeli változását. Mindkét paraméter esetén az összesített értékek, továbbá a számított átlag és medián alapján is vizsgáltuk a mezei pocok aktivitására vonatkozó időbeli változást.

A mezei pocok kolóniák adatainak értékelése

A 2016-os mintavételi időszakban három mintavételi periódusban (július, szeptember, november) végeztük a kolóniák térbeli eloszlására, illetve a kolóniákon belüli aktív járatokra irányuló felmérést. Az 1 ha-os mintavételi területeken felmértük a kolóniák számát, az ezekhez

tartozó járatokat és a kolóniák középpontjának térbeli koordinátáit, amely a csapdaháló koordinátarendszeréhez viszonyítva lehetőséget ad a kolóniák térbeli eloszlásának elemzéséhez.

Elsőként a kolóniák lehatárolása történt meg, majd az átmérői alapján megkerestük a középpontját, melynek koordinátáit a legközelebbi csapdához viszonyítva számítottuk. Ennek megfelelően az adott sorszámmal kódolt kolóniák adatai alapján, a 3 monitorozott lucernaparcellára vonatkozóan táblázatba foglaltuk a regisztrált kolóniák számát, az átmérőjük átlagos távolságát, a kolóniák egymáshoz viszonyított átlagos távolságát, és természetesen az adott kolóniára vonatkozó további 3 paramétert, mint a letaposott és újranyitott lyukak száma, illetve ezek átlaga, valamint az aktív járatok százalékos arányának kolóniákra vonatkoztatott átlaga. A kolóniákra vonatkoztatott járatszámítás adatainak megoszlását (jelölt, újranyitott lyukak mennyisége, aktív lyukak aránya) a 3 vizsgált lucernaparcella és a 3 mintavételi periódus összehasonlításában Kruskal-Wallis ANOVA alkalmazásával teszteltük.

Az egyes területeken felmért kolóniák térbeli mintázatát havonta vizsgáltuk, melyhez a legközelebbi szomszéd módszert alkalmaztuk. E módszer alapján adtuk meg a kolóniák egymáshoz viszonyított átlagos távolságát. Továbbá a mért adatok alapján teszteltük a térbeli mintázatra vonatkozó nullhipotézist, miszerint a kolóniák a mintavételezett 1 ha-os lucernaparcellákon random eloszlást mutatnak. Alternatív hipotézisként ezzel szemben mérhetünk szegregált és aggregált eloszlást, hasonlóan a 100 m²-es mintanegyzetre vonatkozó lyukszámlálás esetén használt David-Moore féle diszpergáltsági index értelmezéséhez. Mivel a kolóniák felmérését egymást követő 3 mintavételi periódusban végeztük, lehetőség nyílt arra, hogy a kolóniák térbeli eloszlásának változását is teszteljük, így a különböző periódusok párosításában vizsgáltuk a kolóniák térbeli asszociáltságát, amihez Yates-korrekció χ^2 számításra alapuló, illetve többváltozós Schluter tesztet alkalmaztunk. A vizsgált alapján a nullhipotézis az, hogy a kolóniák átfedésében nincs térbeli asszociáltság, míg alternatív hipotézisként ezzel szemben lehet szignifikánsan negatív vagy pozitív asszociáltság, melyek közül az előbbi az átfedés hiányát, míg az utóbbi a kolóniák térbeli mintázatának szignifikáns átfedését jelzi.

Eredmények

A mezei pocok abundancia monitorozása nyitott járatok számlálása alapján

A lyukszámolós módszer három alap paraméterét (letaposott, újranyitott lyukak száma, aktív lyukak %-os aránya) a területek összehasonlításában elsőként a 100 m²-es mintanegyzetekre vonatkozó átlagérték alapján vizsgáltuk. A statisztikai értékelést azonban csak az aktív járatok arányára vonatkozóan a mintavételi hónapok alapján végeztük el. Mivel februárban és novemberben két mintaterületen végeztük el a felmérést, a statisztikai összehasonlítást e két esetben Mann-Whitney U-teszt alapján végeztük el, míg a többi hónapban mindhárom lucerna parcellában végeztünk lyukszámolást, amely időszakokra vonatkozó adatokat Kruskal-Wallis ANOVA alapján teszteltük. A statisztikai tesztek eredményét az 1. táblázat foglalja össze. Februárban a B7 és a B14 területek összehasonlításában az aktív járatok aránya nem tért el szignifikánsan (1. táblázat). A következő mintavétel során, májusban is hasonló eredményt kaptunk; vagyis az aktív járatok aránya nem különbözött a három vizsgált terület összehasonlításában. Júliusban már nagyobb eltérés volt a járatok aktivitásában. Az újranyitott járatok arányának területek közötti szignifikáns különbségét két mintapár közötti statisztikai eltérés eredményezte.

1. táblázat: Az 1 ha-on belüli 10×10 m-es mintanégyszetekre vonatkozó aktív lyukak arányának statisztikai tesztje a mintaterületek összehasonlításában

Hónap	Minták	Teszt	Z	P	H	P
Február	B7, B14	MW	0.56	n.s.	-	-
Május	B7, B14, B4	KW ANOVA	-	-	0.94	n.s.
Július	B7, B14, B4	KW ANOVA	-	-	15.21	<0.001
Szeptember	B7, B14, B4	KW ANOVA	-	-	1.89	n.s.
November	B14, B4	MW	2.19	0.03	-	-

MW: Mann-Whitney U teszt; KW: Kruskal-Wallis ANOVA

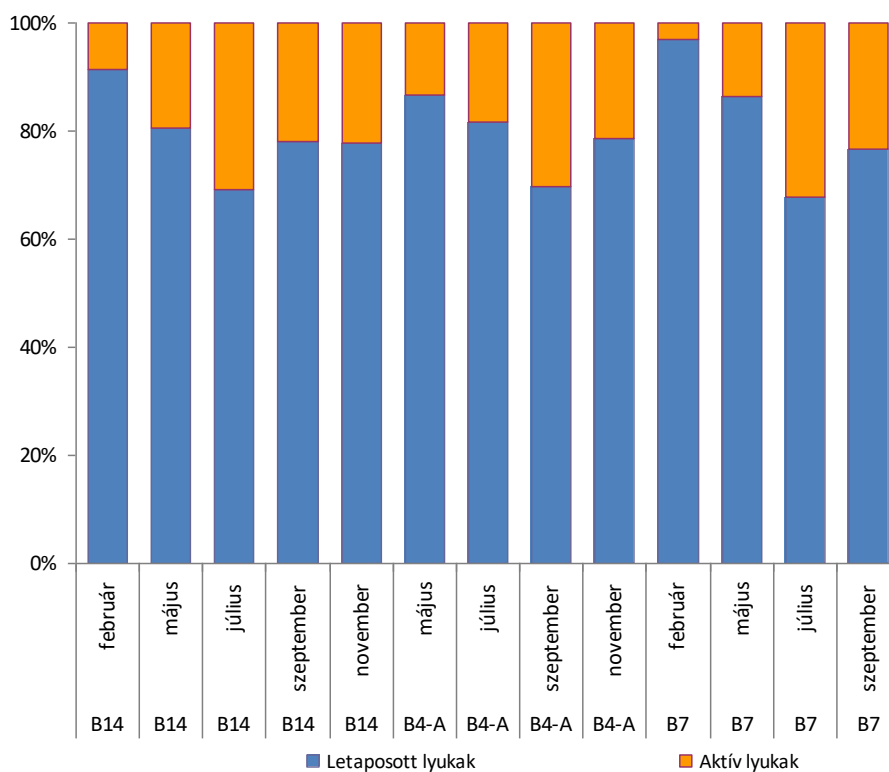
A Dunn-féle post hoc teszt alapján a B14-es területen kialakuló júliusi maximum szignifikánsan különbözött a B7-es ($z = 2.68$, $P < 0.05$) és a B4-A ($z = 3.26$, $P < 0.01$) parcellában kimutatott aktív lyukak %-os arányától. Szeptemberben a mintanégyszetekre számított átlagérték visszaesett, ami mindhárom területre jellemző volt, így ebben a hónapban az aktív járatok arányának területek közötti megoszlásában nem kaptunk szignifikáns különbséget (1. táblázat). Végül novemberben a B14-es és a B4-A területek összehasonlításában ismét szignifikáns különbséget kaptunk eredményül, amit ekkor az utóbbi területen jellemző legnagyobb mértékű aktivitás (55%) határozott meg (1. táblázat).

Az 1 ha-os mintavételi területeken belüli 100 elkülönülő mintanégyszetre számított jelölt és aktív lyukak arányának megoszlását az öt mintavételezés időszakára, illetve a területekre lebontva elsőként grafikusán szemléltettük (4. ábra), majd táblázatban adtuk meg a részletes alapadatokat (jelölt, újrainyitott lyuka száma, aktív lyukak aránya) havi értékeit, továbbá a jelölt és újrainyitott járatok variancia és szórás értékeiből számított David-Moore féle diszpergáltsági index értékeit (2. táblázat).

2. táblázat: A járatszámolós módszer paramétereinek, illetve a jelölt és újrainyitott járatok esetén számított David-Moore féle diszpergáltsági index értékei

Kvadrát kód	Hónap	Jelölt lyukak (db)	Aktív lyukak (db)	Aktív arány (%)	Jelölt lyukak DM	Aktív lyukak DM
B14	február	403	38	9.43	12.30	2.87
	május	153	37	24.18	5.07	3.79
	július	412	183	44.42	2.73	1.98
	szeptember	255	72	28.24	1.59	1.22
	november	329	94	28.57	4.18	2.63
B4-A	május	187	29	15.51	8.17	2.92
	július	328	74	22.56	4.05	1.23
	szeptember	211	92	43.60	6.32	4.15
	november	778	210	26.99	5.67	2.29
B7	február	628	19	3.03	4.56	2.58
	május	158	25	15.82	3.59	0.73
	július	183	87	47.54	3.16	2.15
	szeptember	170	52	30.59	3.83	1.11

DM: David-Moore diszpergáltsági index

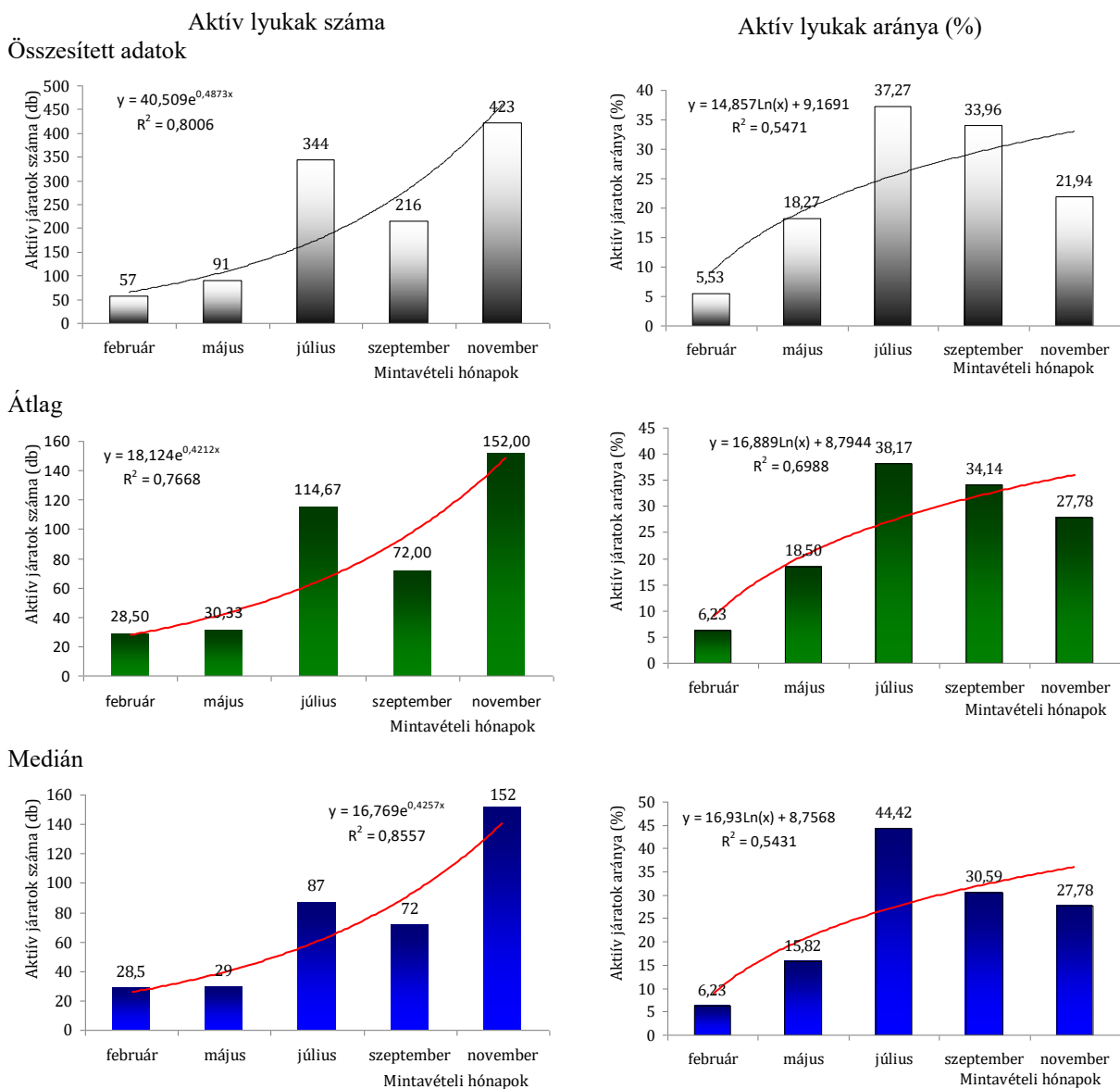


3. ábra: A letaposott és újranyitott járatok százalékos megoszlásának havi adatai a három lucernaparcellában végzett számlálások alapján

A területenként havi bontásban kapott adatok azt mutatták, hogy 2016. februárban az aktív lyukak aránya alacsony volt, nem érte el a 10%-os értéket. Az újranyitott járatok aránya februárban a B7-es területen volt a legkisebb. A B7 és a B14-es parcellában az aktív járatok aránya júliusban volt a legnagyobb, míg ez a maximum érték a mélyebb fekvésű, réti öntéstalajon található B4-A ültetvényben szeptemberben alakult ki. Ezzel szemben a másik két területen szeptemberben visszaesett a mezei pocok aktivitása (4. ábra).

Az aktív járatok és az összes számolt lyukhoz viszonyított aktivitási arány havi változását a 3 vizsgált lucernaparcella összesített adatai alapján grafikusán ábrázoltuk. Mindkét paraméter esetén 3 ábrát készítettünk, mivel a szezonális változást, mind az összesített adatok, mind a havi átlag és medián értékek alapján értékeltük (4. ábra). Mind az összesített, mind a két statisztikai paraméter egyöntetűen azt mutatta, hogy az aktív járatok időbeli változása februártól novemberig exponenciális trend szerint változott. Az exponenciális függvény legszorosabb illeszkedését a medián értékek mutatták ($R^2 = 0.85$). Az újranyitott járatok időbeli változásában kiemelendő a hasonlóan alacsonyabb februári és májusi érték, majd ezután az aktív járatok számában júliusra nagymértékű növekedést tapasztaltunk. Mindhárom érték jól szemlélteti az aktív járatok számában is jellemző szeptemberi visszaesést, majd a novemberben kialakuló maximumot. Az aktív járatok aránya ettől eltérően telítődési trendet mutatott. A 3 vizsgált terület együttes figyelembevételével az aktív lyukak aránya mind az alapadatokat, mind a két statisztikai mutató alapján júliusban érte el a maximum értéket, majd az összes jelölt lyukhoz viszonyított járataktivitási arány szeptember-novemberre visszaesett. Az alkalmazott logaritmikus függvény ennél a paraméternél az átlag értékekre illeszkedett legnagyobb mértékben ($R^2 = 0.69$), míg az összegyedszám és a medián esetében az illeszkedés mértéke szinte teljesen azonos volt (5. ábra). Az aktív járatok számában tapasztalt novemberi maximum mutatja, hogy őszi végére a mezei pocok állomány a múlt év végi és a 2016. évi tavaszi

rodenticid kezelések, valamint a kaszálások ellenére a növekvő demográfiai fázisba lépett. Az aktív lyukak aránya ezt kevésbé mutatja, de a két érték változását együtt értelmezve mindenképpen elmondható, hogy öszre szaporodott a mezei pocok állomány és új egyedek is kolonizálhattak a megmaradt lucernaparcellákban (lásd B14, B4-A). Ez a változás főleg a mélyebb fekvésű, réti öntéstalajon vizsgált B4-A parcella esetén volt nagyobb arányú, amit mindenképpen segített az őszi csapadékhiány, mint ahogy a nyári csapadék mennyisége és a belvizes foltok kialakulása az aktivitás szeptemberi visszaesésében is jelentős tényezőnek tekinthető. Azonban azt kevésbé értjük, hogy a B14-es területen miért kisebb az aktivitási arány novemberi értéke, hiszen ez a terület magasabb térszintű, a talajvíz viszonyok kevésbé befolyásolják az állomány alakulását, mint ahogy azt a B4-A területen tapasztaltuk.



5. ábra: Az újranyitott járatok számának és százalékos arányának időbeli változása a havi adatok és a számított átlag és medián alapján

A mezei pocok kolóniák felmérése

A kolóniák felmérését 2016 júliusában, szeptemberben és novemberben, a kaszálásokat követő időszakban végeztük el. A kolóniákra vonatkozó statisztikai adatokat az 3. táblázat tartalmazza. A legtöbb kolóniát a B4-A parcellában novemberben számoltuk (58), míg a legkevesebb kolónia ugyanezen a területen szeptemberben volt jellemző (9). A kolóniákra vonatkozó lyukszámlálás azt mutatta, hogy az újrainyitott járatok aránya 29 és 63% között változott 3 terület és a 3 mintavételi periódus figyelembevételével. A legmagasabb aktivitási arányt júliusban a B7-es parcellában tapasztaltuk, míg a legkisebb aktivitást nem várt eredményként a B14-es terület szeptemberi mintavételezésénél figyeltük meg (3. táblázat).

3. táblázat: A felmért kolóniákra vonatkozó adatok a három vizsgált lucernaparcellában a mintavételi periódusok bontásában

Mintaterület/ hónap	Kolónia száma	Jelölt lyukak száma/terület	Átlagos lyukszám/ kolónia	Aktív lyukak száma/terület	Átlagos aktív lyukszám/ kolónia	Aktív lyukak aránya (%)	Kolóniák átmérőjének (D) átlagos távolsága (m)	Kolóniák átlagos távolsága (m)
B14 július	33	226	6.84	105	3.18	46.44	1.12	9.62
szeptember	18	96	5.33	28	1.56	29.39	0.94	13
november	30	189	6.3	63	2.1	32.16	1.17	12.06
B7 július	12	74	6.17	45	3.75	62.5	1.06	13.49
szeptember	11	59	5.36	17	1.55	29.65	0.9	21.08
november	-	-	-	-	-	-	-	-
B4-A július	20	126	6.3	41	2.05	34.64	1.06	12
szeptember	9	66	7.33	31	3.44	49.8	1.09	20.06
november	58	496	8.55	165	2.78	31.9	1.24	7.81

A jelölt lyukak száma 59 és 496 között változott, az utóbbi legnagyobb értéket a B4-A terület novemberi felvételezésénél kaptuk, míg a legkisebb értéket a B7-es ültetvény esetén szeptemberben regisztráltuk. Fontos eredménynek tartjuk a kolóniák átlagos távolságát, mivel egy adott területegységre vonatkozóan a kolóniák száma és mérete fontos indikátora a mezei pocok állomány változásának. A felmért kolóniák átlagos távolsága 7 és 22 méter között változott. A legnagyobb átlagos távolságot a kisméretű parcellában, szeptemberben tapasztaltuk, ami további eredményként megerősítette, hogy ezen a területen a mezei pocok állomány csökkent a terület minőségének romlása következtében. A legkisebb átlagos távolság a B4-A területen novemberben volt jellemző. Ez az eredmény egyértelműen jelezte, hogy a mezei pocok állomány növekedése a nyári visszaesés ellenére az őszi időszaktól ismét beindult, ami mind a kolóniák számának, mind az aktív járatok arányának növekedése jelzett, ami maga után vonta a kolóniák átlagos távolságának csökkenését.

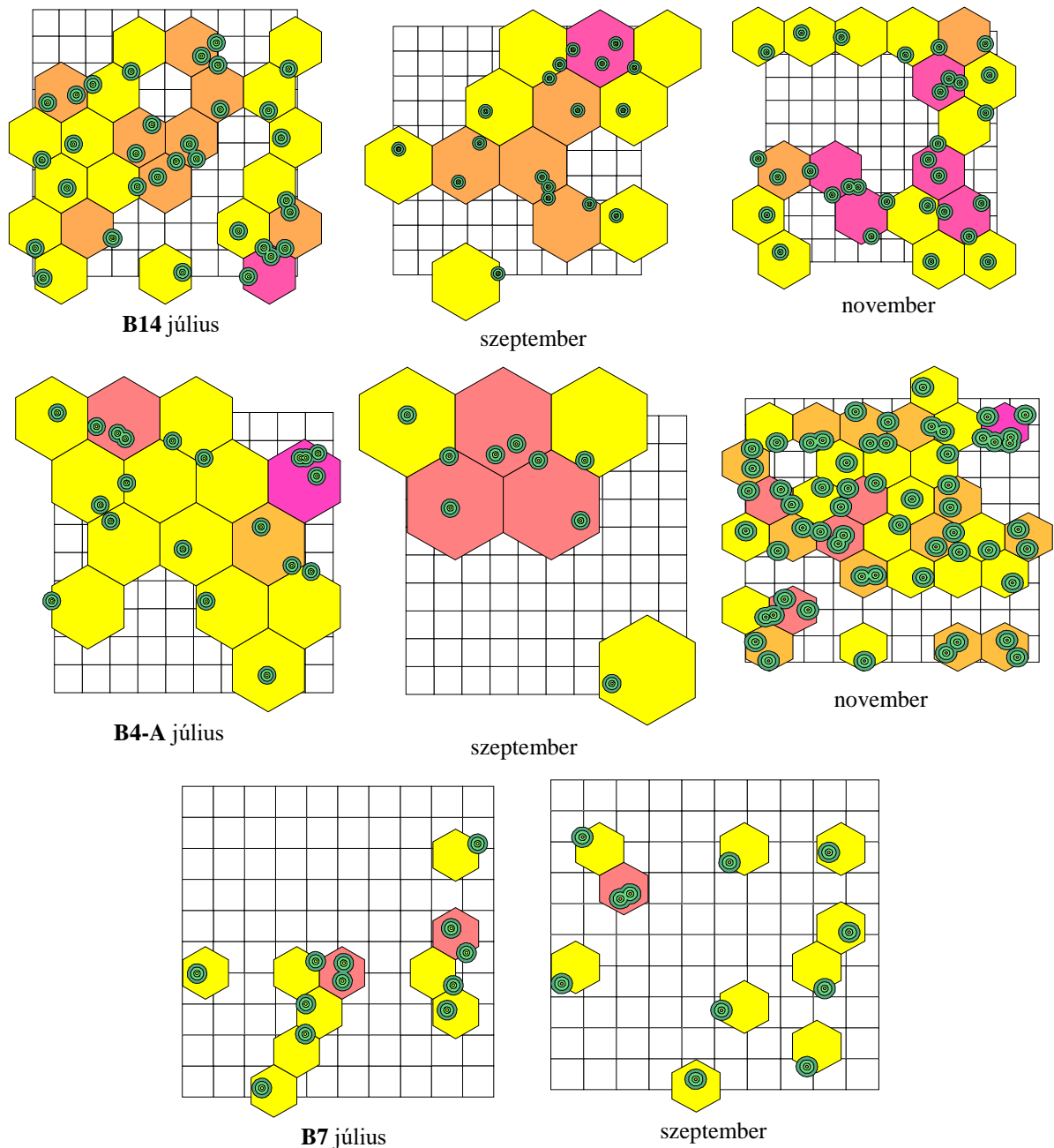
A lyukszámlálásos módszer három paraméterét (betemetett, újrainyitott járatok, aktív járatok aránya) a medián értékek alapján a kolóniákra vonatkoztatva is értékeltük, összehasonlítva a három mintaterületet. A három különböző mintavételi hónapban kapott összes adat felhasználásával egyik paraméter sem különbözött szignifikánsan a parcellák összehasonlításában (Kruskal-Wallis teszt - jelölt, betemetett lyukak száma: $H(2, N=193) = 4.13$; n.s.; újrainyitott járatok száma: $H(2, N=193) = 0.64$; n.s.; aktív lyukak aránya: $H(2, N=193) = 3.15$; n.s.). A lyukszámlálásnál kapott paraméterek területek közötti megoszlását a három mintavételi periódus alapján külön is értékeltük. Júliusban a jelölt lyukak arányában nem kaptunk szignifikáns különbséget ($H(2, N=193) = 0.66$; n.s.), ami azt mutatta, hogy a kolóniákon belül feltérképezett lyukak mennyisége független a területektől. Ezzel szemben az újrainyitott járatok száma ($H(2, N=193) = 7.5$; $P < 0.05$) és az aktív lyukak %-os aránya ($H(2,$

$N=193$) = 7.69; $P < 0.05$) szignifikánsan különbözött a három terület összehasonlításában. A post hoc tesztek alapján mindkét paraméternél a B7 és a B4-A területek közötti különbség okozta a Kruskal-Wallis ANOVA szignifikáns eredményét (újranitott járatok száma: $z = 2.57$, $P < 0.05$); aktív lyukak %-os aránya: $z = 2.75$, $P < 0.05$). Ez utóbbi meglepő eredménynek bizonyult, mivel a B7-es parcellán a lucerna idősebb és rosszabb minőségű volt, mint a másik két területen, mégis a kisebb és idősebb parcellában volt a nagyobb járataktívítási arány. Ezt az eredményt magyarázhatja, hogy a kisebb parcellába történő rekolonizáció gyorsabb, amit elősegíthetnek a területek menti ökológiai folyosók. Szeptemberben a területek összehasonlításában egyik paraméter esetében sem kaptunk szignifikáns eredményt (Kruskal-Wallis teszt - jelölt, betemetett lyukak száma: $H(2, N=38) = 0.078$; n.s.; újranitott járatok száma: $H(2, N=38) = 4.69$; n.s.; aktív lyukak aránya: $H(2, N=38) = 4.47$; n.s.). Ezt alátámasztotta a járatok számlálásával kapott, mintanégyzetekre vonatkozó adatok szeptemberi csökkenése. A kolóniákra vonatkoztatott novemberi adatok szerint a megjelölt járatok számában volt szignifikáns különbség a területek összehasonlításában ($H(1, N=90) = 5.15$; $P < 0.05$) (3. táblázat).

A fenti 3. táblázat tartalmazza az egyes parcellákon jellemző átlagos kolónia távolság értékeket. Az egyes parcellákban jellemző kolóniaszám ismeretében (3. táblázat) először az összevont adatok alapján értékeltük a kolóniák távolságában feltételezett különbséget a három lucernaültetvény és a mintavételi hónapok összehasonlításában. A területekre vonatkoztatott átlagos kolóniatávolság a B7-es területen, a legkisebb kolóniaszámnál volt jellemző. Így a területek összehasonlításában szignifikánsan különbözött a kolónia távolság (Kruskal-Wallis ANOVA: $H(2, N = 191) = 14.04$, $P < 0.001$). Ezt az eredményt az okozta, hogy a B7-es parcellában kapott távolság érték a B14-es parcellában számított kolónia távolsághoz viszonyítva volt szignifikánsan alacsonyabb (post hoc Dunn-teszt - B7 vs B14: $z = 3.49$, $P < 0.01$).

Mindhárom területen kapott értékek alapján a kolóniák távolsága az időben elkülönített mintavételi periódusok összehasonlításában is szignifikánsan különbözött (Kruskal-Wallis ANOVA: $H(2, N = 191) = 17.76$, $P < 0.001$). Ebben az esetben azonban két mintapárosításban kapott különbségek határozták meg a nemparaméteres ANOVA eredményét, mivel a kolóniák távolsága egyrészt a július és szeptemberi (post hoc Dunn-teszt - $z = 3.21$, $P < 0.01$), másrészt a szeptemberi és novemberi (post hoc Dunn-teszt - $z = 4.17$, $P < 0.001$) adatok összehasonlításában is szignifikánsan különbözött.

Mindhárom mintaterületen a legközelebbi csapdapont koordinátaíhoz viszonyítva megadtuk a jelölt kolóniák középpontjának koordinátáit, amely alapján a kolóniák térbeli eloszlását tudtuk vizsgálni, illetve grafikusán megjeleníteni (6. ábra). A B14-es parcellában a három mintavételi időszak alapján átlagosan 27 kolóniát mértünk fel, melyek eloszlását a Biotas program segítségével a csapdahálóra vetítve a mintavételi periódusok bontásában ábrázoltunk. A kolóniák középpontja körül pufferzónát generáltunk, melyek sűrűségi viszonyait hatszögletű rácshálóval ábrázoltuk, ahol a sötétebb színek mutatják a nagyobb sűrűségű területeket. A B14-es területen júliusban 33 kolóniát azonosítottunk, melyek az 1 ha-os terület nagy részét lefedték, bár voltak olyan területfoltok, amelyeket nem laktak be a mezei pockok. A szeptemberi mintavétel során jelentősen csökkent a regisztrált kolóniák száma, mindössze 18 kolóniát tudtunk azonosítani. A kolóniák területi lefedettsége is összeszűkült, a mintakvadrát DK-i területén nem tudtunk kimutatni kolóniákat. A novemberi mintavételezés ismét azt mutatta, hogy a kolóniák átrendeződtek, bár a B14-es parcellában a vártnál kevesebb kolóniát jelöltünk, amely területen így a lefedettség ismét nem volt egyenletes. A legközelebbi szomszéd statisztikája alapján ebben a parcellában felmért kolóniák eloszlása a nem tért el szignifikánsan a random eloszlástól, ami alapján a kolóniák nem mutattak rendeződést sem az egyenletes, sem az aggregált eloszlás irányába (6. ábra).



6. ábra: A vizsgált lucerna táblákban felmért kolóniák térbeli eloszlása az adott mintavételi hónapban

A B7-es parcella esetén regisztráltuk a legkevesebb kolóniát, a három mintavételi hónap alapján átlagosan 11 kolóniát jelöltünk meg, melyek eloszlását és denzitás viszonyát ugyancsak a 10. ábra mutatja. A kolóniák sűrűsödése júliusban inkább a két fás szegélyre merőlegesen, a parcella közepén és ÉNY-ra a szója tábla irányában volt nagyobb, összesen 12 kolóniát azonosítottunk. Azonban ezek térbeli eloszlása ebben a hónapban nem tért el szignifikánsan a véletlen eloszlástól. A szeptemberi mintavétel során 11 kolóniát mutattunk ki, tehát a két hónap összevetésében a kolóniaszám közel azonosnak tekinthető. A térbeli eloszlást tekintve azonban ezen a területen ebben az időperiódusban a többi esettől eltérő eredményt kaptunk, mivel a kolóniák térbeli mintázata egyenletes volt, szignifikánsan eltért a random eloszlástól ($z = 2.38$, $P < 0.05$) (6. ábra). A mélyebb fekvésű, réti öntéstalajon található B4-A parcella esetén a 3 mintavétel alapján átlagosan 29 kolóniát különítettünk el az 1 ha-os területen. Ezen a fiatalabb lucerna területen júliusban is már több, azaz 20 kolóniát regisztráltunk, mint a B7-es területen,

azonban júliusban a kolóniaszám ennél a területnél is alulmaradt a B14-es területhez viszonyítva. Ennél a területnél a kolóniák eloszlását jelentősen meghatározta a mikro-domborzati felszín, illetve a vizesebb foltok eloszlása. Ebből adódóan a terület keleti oldalán, az árkot szegélyező fás vegetációjú lineáris élőhelyhez közelebbi területen a kolóniák hiánya volt jellemző, mindössze egy kolóniát (65. számú) jelöltünk meg. A térbeli eloszlásvizsgálat ennél a területnél azt mutatta, hogy a kolóniák térbeli elhelyezkedése szignifikánsan eltért a random mintázattól, vagyis csoportosulást mutatott. A kolóniák eloszlásának grafikus megjelenítése három elkülönülő denzitás maximumot, azaz a kolóniák elkülönülő aggregációját mutatja. Ez összefügghet a talaj tulajdonságaival, mivel a pocokjáratok, és így a kialakuló kolóniák magasabb mikro-domborzati felszíneken és szárazabb foltokban alakultak ki (6. ábra). Szeptemberben ennél a területnél jelentős mértékben csökkent a kolóniák száma, mindössze 9 kolóniát tudunk lehatárolni, melyek nagy része a lucerna parcella belső területén lokalizálódott. Ez az összeszűkülés egyrészt az aktivitás csökkenésével, másrészt a belvizes területek kialakulásával magyarázható. Ennek ellenére a szeptemberi lokalizációk alapján a kolóniák eloszlása nem tért el szignifikánsan a random mintázattól. Novemberben azonban az előző időszakhoz viszonyítva jelentősen megnőtt az azonosítható kolóniák mennyisége, így összesen 58 mezei pocok kolóniát különítettünk el. Ez a kolónia mennyiség teljesen lefedte az 1 ha-os mintaterületet, ami jól alátámasztotta, hogy az őszi első felében jellemző csapadék nélküli kedvezőbb időjárás, elősegítette a mezei pocok egyedek kolonizációját. A terület lefedettség alapján azonban a sűrűbb kolónia mennyiség azt mutatta, hogy a belsőbb területeket preferálta a faj, a mélyebb fekvésű vizes árokhoz közelebbi keleti területeken a korábbi vízállásos területeken kisebb mértékű volt a kolonizáció. A legközelebbi szomszéd módszer alapján az 58 kolónia térbeli eloszlása ebben a hónapban sem tért el szignifikánsan a véletlen eloszlástól (6. ábra).

Az egyes területeken különböző mintavételi periódusokban jellemző kolónia eloszlás mellett vizsgáltuk, hogy egy adott területen az egymást követő időszakokban lehatárolt kolóniák között mennyiben van térbeli átfedés, illetve asszociáltság. Ezt egyrészt a mintaperiódusok közötti Yates-korrekció χ^2 értékek, illetve többváltozós asszociáltság teszt alapján vizsgáltuk (4. táblázat).

4. táblázat: A kolóniák térbeli eloszlásának asszociáltság tesztje az egyes parcellák különböző időszakban kapott adatainak összehasonlításával

Parcella/Mintapárok	Asszociáció típusa	Yates χ^2	P	Schluter teszt		
				Mintaszám (N)	Variancia arány	W
B14						
július vs szeptember	-	0.08	0.773			
július vs november	-	1.261	0.267	80	1.401	112.1*
szeptember vs november	+	0.602	0.438			
B4-A						
július vs szeptember	+	5.704	< 0.05			
július vs november	-	0.153	0.965	80	2.938	235.02*
szeptember vs november	+	1.785	0.182			
B7						
július vs szeptember	+	0.069	0.793	25	1.923	48.06*

A B14-es parcellában a 3 mintapárosításban kapott eredmények azt mutatták, hogy az asszociáció típusa az első két mintapárosításban, vagyis július és a két őszi hónap közötti adatok szerint negatív előjelű volt, míg ez szeptember és november közötti mintázatot tekintve pozitív asszociáltságot kaptunk. A B4-A terület esetén a különböző időszakban kimutatott kolónia eloszlás páronkénti összehasonlításában július és november, illetve szeptember és november

összehasonlításában pozitív, míg a július és november összehasonlításában negatív asszociáltságot mutatott a χ^2 teszt. A negatív, de nem szignifikáns asszociáltság azt jelenti, hogy a kolóniák térbeli eloszlása között csak részben van átfedés. A B7-es parcella esetén novemberben már nem volt mintavétel, így az előző két periódus összehasonlításában tudtuk értékelni a kolónia eloszlások térbeli viszonyát. Így a július és szeptember közötti kolónia mintázat összehasonlításában pozitív asszociáltság volt jellemző. Mindhárom terület esetén a többváltozós teszt egyértelműen a mintázatok asszociáltságát bizonyította, vagyis a vizsgált időszakokban a kolóniák térbeli eloszlása nem változott olyan mértékben, ami a térbeli eloszlás tekintetében az asszociáltság hiányát jelentené.

Összefoglalás

Munkánkat 2016-ban Beremend-Püspökbóly mellett, három elkülönülő, eltérő fekvésű és korú lucerna parcellán végeztük. Indirekt lyukszámláson alapuló módszer szerint egy éjszakai periódusokban, összesen 5 alkalommal vizsgáltuk a teljes területen lévő mezei pocok állományt, valamint 3 alkalommal feltérképeztük a területen található mezei pocok kolóniákat is.

A három lucernaparcellára vonatkozó összesített adatok értékeinek időbeli változását tekintve a letaposott, az aktív járatok, továbbá az aktív lyukak %-os arányának két legnagyobb értékét júliusban és szeptemberben kaptuk. Az aktív járatok arányának maximuma júliusban volt jellemző. A területeken az aktív járatokat tartalmazó mintanegyzetek arányának eloszlását a területek összehasonlításában a homogén eloszláshoz viszonyítva vizsgáltuk. Ezek alapján szignifikáns eltérés mutatkozott júliusban és novemberben a B14 és a B4-A területek összehasonlításában. A három vizsgált paraméter átlagértékei alapján, a területek összehasonlításában nem kaptunk szignifikáns különbségeket, azonban havi bontásban vizsgálva a B14-es és a B7-es parcellák között júliusban már szignifikáns különbség mutatkozott.

A legtöbb kolóniát novemberben, míg a legkevesebbet szeptemberben mértünk fel a mélyebb fekvésű B4-A parcellában. A legmagasabb aktivitási arányt ellenben júliusban tapasztaltuk a B7-es lucerna táblában. A három paraméter medián értéke alapján a három mintavételi hónapban kapott összes adat felhasználásával egyik paraméter sem különbözött szignifikánsan a területek összehasonlításában. A kapott paraméterek területek közötti megoszlását a három mintavételi periódusban külön is értékeltük. Ezek alapján szignifikáns eltérés volt az újranyitott járatok és az aktív lyukak %-os aránya között, a post hoc tesztek alapján az eltérést a B7 és a B4-A területek közötti különbség okozta. Ezt az eredményt magyarázhatja, hogy a kisebb parcellába történő rekolonizáció gyorsabb, amit elősegíthetnek a területek menti ökológiai folyosók. Mindhárom területen értékek szerint a kolóniák távolsága három mintavételi periódus összehasonlításában is szignifikánsan különbözött, itt a különbséget a júliusi és szeptemberi, valamint a szeptemberi és novemberi adatok összehasonlítása okozták. A kolóniák területi lefedettsége mindhárom területen hónapról hónapra változott. A legközelebbi szomszéd módszer alapján a B7-es parcellán egyedül a szeptemberi mintavételezés során kapott adatok térbeli eloszlása tért el szignifikánsan a random mintázattól, egyenletes volt. A B14-es parcellán a kolóniák térbeli eloszlása a random mintázattól eltérő csoportosulást mutatott. Vizsgáltuk egy adott területen az egymást követő mintavételezések közötti térbeli átfedéseket. A B14-es parcellán a szeptemberi és a novemberi adatok összehasonlításában volt az asszociáció típusa pozitív előjelű. A B4-A területen a júliusi és novemberi, valamint a szeptemberi és a novemberi adatok közötti adatok összehasonlításában kaptunk pozitív asszociáltságot. A B7-es területen a novemberi mintavételezés elmaradt a terület beszántása miatt, így az első két hónap összehasonlításában vizsgáltuk az asszociáltságot, ami ebben az esetben pozitív előjelű volt.

Zöldfolyosók szerepe a kisméltófajok abundanciaviszonyainak megoszlásában agrárterületen

Bevezetés

Az utóbbi néhány évtizedben világszerte megfigyelhetővé vált a mezőgazdaság ugrásszerű fejlődése, mind technológiailag, mind a művelésbe bevont területek méretében, ami a „féltermészetes” élőhelyek fogyatkozásához, és a fennmaradó élőhelyek zavarásának fokozódásához vezetett. A mezőgazdasági területek kisméltós közösségeinek kutatása világszerte frekvenciált területe a kisméltós ökológiának. Ebben alapvetően két megközelítést tudunk kiemelni. Az egyik a mezőgazdasági kártevő fajokra fókuszál, mivel bármelyik kontinensen a gradációra képes fajok jelentős mezőgazdasági károkat okoznak, így az ellenük alkalmazható stratégiák kidolgozásához rendkívül fontos megismerni e fajok populációdinamikai sajátosságait, leírni a demográfiai mintázatokat, amely alapján megfelelő, a mezőgazdasági termelés szempontjából alkalmazható prognózisok tehetők. A másik kutatási irány, amely természetesen nem független az első megközelítéstől, az intenzív mezőgazdaság fragmentáció, élőhely-vesztés és -degradáció okozta változásokat detektálja a kisméltósok, mint alkalmas monitorozási objektumokon válaszában mérésével, vizsgálva az emberi tájhasználatban, mezőgazdasági művelésben bekövetkező változások kisméltós közösségekre gyakorolt hatását.

Az utóbbi kutatási iránynak fontos részét jelenti a művelt területeket, ültetvényeket szegélyező lineáris élőhelyek, sövények és erdősávok ökológiai szerepének, kiemelten az intenzív művelés hatásaként megjelenő biodiverzitás veszteségek kompenzációjában betöltött funkciójuk vizsgálata. Az agrárkultúrákat szegélyező, úgynevezett sövények, melyek szerves részét képezik a megművelt tájnak, növényzetük sok esetben az egykori vegetáció maradványait őrzi, fontos élőhelyei számos vadon élő állatnak. Továbbá ezek a sövények hálózatokat alkothatnak, amelyek felépítése Európában hasonló, annak ellenére, hogy különböző eredetűek. Így az intenzív mezőgazdasági területeken végzett kisméltós kutatások a különböző növénykultúrákban megjelenő kisméltós együttesek fajkompozíciójának, gyakorisági viszonyainak, az egyes fajok populációdinamikai folyamatainak feltérképezése mellett, a különböző ültetvényeket szegélyező sövények, mint ökológiai, zoológiai folyosók fajkészletét is vizsgálják.

A sövények mezőgazdaságban betöltött előnyeik régóta ismerik a gazdálkodók, a talajtermékenységet megőrző hatása miatt az erdők, az erdősávok, a fa- és cserjesorok tervszerű kialakítása, esetenként telepítése évszázadok óta az európai gazdálkodási kultúra része. A sövények környezetükre számos pozitív hatást gyakorolnak az által, hogy a tájat érintő fizikai, kémiai és biológiai hatásokat mérséklik, például a szélsőségek csökkentése révén kisebb mértékű lesz az erózió, a párolgás csökkenése miatt a talaj kevesebb hőt veszít, illetve nagyobb lesz a relatív légnedvesség, ezáltal javul a talajszerkezet és a talajélet. Így akár külön beruházás nélkül is növekednek a terméseredmények. A mezővédő erdősávok/sövények fejlesztésével, újjak telepítésével jelentősen nőttek a termés és legelő hozamok. Emellett számos állatfaj számára jelentenek életteret, növelik az agrárterületek diverzitását és pozitívan hatnak az egyes fajok abundanciájára, továbbá vizsgálatokkal bizonyították, hogy a tájelemek hálózatszerű elrendezése a speciális biotópokhoz szorosan nem kötődő állatfajok szempontjából is

kiemelkedő fontosságú. A mezőgazdasági területekhez kötődő állatfajok számára nemcsak a faállományok, hanem az erdősávok peremei is fontos életteret biztosítanak. Az esetenként több kilométer hosszú sávok különböző élőhelyeket kötnek össze, biztosítva ezzel a vándorlást, búvóhelyet és genetikai változatosságot az állatállományokban. Mezőgazdasági területeken tehát rendkívül fontos a zöld folyosók kialakítása, fenntartása, lehetőség szerint oly módon, hogy csatlakozzanak magasabb diverzitású, természetközeli erdőkhöz, vizes.

A Bóly ZRt. működési területén, Beremend és Püspökbóly térségében, intenzív művelésű mezőgazdasági területen végzett kisemlős felmérésbe bekapcsolódva, jelen dolgozatban a monitorozott lucernaparcellák mentén húzódó lineáris sövényekben végzett csapdázások adatait elemezve értékeltük a sövények fajkészletét és a faj-gyakorisági viszonyokat, a sövények fiziognómiai struktúrájának és a megjelenő kisemlős fajok tömegességi értékeinek összefüggéseit.

Kérdések és célkitűzések

Jelen TDK dolgozat elsődleges célja, hogy feltárja az aktív mezőgazdasági művelés alatt álló lucerna parcellák és az ezeket szegélyező lineáris ökológiai folyosók (sövény) kisemlős közösségeinek élőhely használatában megfigyelhető különbségeket. Ezen kívül vizsgáltuk, hogy mely tényezők (strukturális változók, más kisemlősfajok mennyiségi viszonyai) befolyásolják az egyes kisemlősfajok abundanciaviszonyait a sövényekben. Ehhez kapcsolódóan az alábbi kérdésekre kerestük a választ:

- Megfigyelhető-e különbség a vizsgált lucernaparcellák és az azokat szegélyező sövények kisemlős fajainak abundancia viszonyaiban?
- A lucernaparcellák, vagy a sövények diverzitás indexei mutatnak magasabb értéket?
- Mely strukturális változók határozzák meg a sövényekben a kisemlősök tömegességét?

Fő kérdéseinken túl monitoroztuk a Beremend és Püspökbóly térségében megtalálható és több éve működő, különböző területű és kiterjedésű lucernaföldek kisemlős állományát, amelyhez kapcsolódva vizsgáltuk a lucerna parcellák menti mezsgyék, ökológiai folyosók kisemlős állományát, illetve e tájelemek szerepét a potenciális kártevő rágcsálók szétterjedésében.

Anyag és módszer

Mintavételi területek, alkalmazott kvadrátok és transzektek elhelyezkedése

A kisemlős populációk csapdázásos mintavétellel történő feltérképezésére és nyomon követésére 2016-ban Beremend és Püspökbóly térségében található állandó, több évig művelés alatt álló lucernaparcellákon és az ezeket szegélyező lineáris ökológiai folyosókban végeztük. A lucernaparcellák közül első a Püspökbóly szomszédságában elhelyezkedő B7 jelzésű parcella lényegesen kisebb (9.36 ha), mint az ettől távolabb (~1 km), vizsgált B4A lucernatábla, mely alacsonyabb térszintű, fiatal (2 éves) lucerna ültetvény. A lucernaparcellák kisemlős populációinak felmérése mellett mindkét területet szegélyező lineáris folyosókat is felmértük.

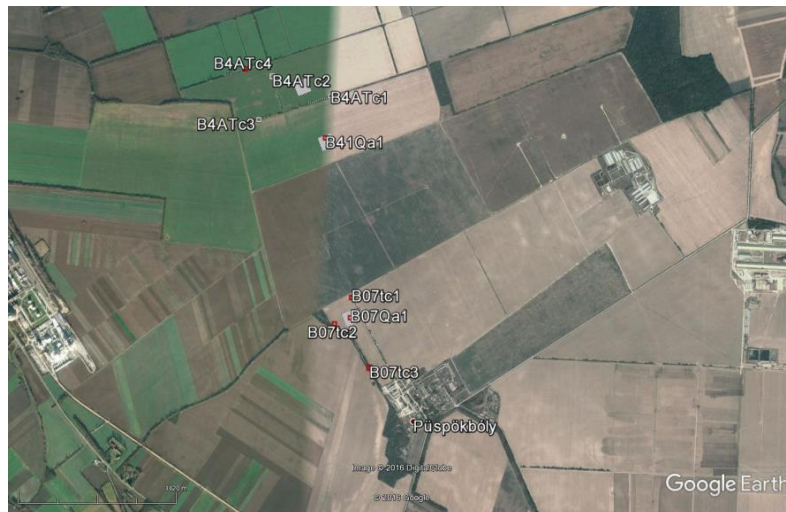
Ezen sövényekbe kiterjedésük és alakjuk miatt 26 csapdát tartalmazó vonaltranszekteket helyeztünk ki (1. kép).

1. táblázat: a vizsgált sövények stuktúrális változóinak átlagértékei

Kvadrát kód	Szélesség (m)	Lomb borítás (%)	Lomb magasság (m)	Cserje borítás (%)	Cserje magasság (m)	Gyep borítás (%)	Gyep magasság (cm)
B07tc1	6.00	39.62	15.00	18.08	1.50	87.69	60.00
B07tc2	19.62	83.46	15.00	51.15	2.50	11.54	60.00
B07tc3	16.54	85.77	15.00	38.46	2.38	14.62	60.00
B42tc1	8.77	17.38	7.69	51.92	2.38	50.38	62.31
B42tc2	5.35	4.37	3.33	48.27	2.26	57.37	63.97
B42tc3	8.23	37.76	6.91	69.04	3.17	30.64	48.33

A sövények, mint lineáris élőhelyekre vonatkozó eredményeink értékeléséhez a mintavételezett sövények botanikai felmérését is elvégeztük. A sövények felmérési módszertanának kidolgozása, a felméréndő változók kiválasztása hazai és nemzetközi szakirodalmi adatok elemzését követően történt. A felmért változók alapvetően két csoportba sorolhatók. A strukturális változók csoportja, melyek a sövény elhelyezkedést, felépítését, szintezettségét az egyes szintek borítását és magasságát mutatja meg. A másik csoport a növényzet fajösszetételére, diverzitására vonatkoztatott változók csoportja. A felmért strukturális változók átlagértékeit csapdázási egységenként (transzekt) az 1. táblázatban tüntettük fel.

A vizsgált lucernaparcellák menti sövények jellemzése



1. kép: A mintavételi területek elhelyezkedése

B07tc1: Ezüst juharos fasor

Ez a folyosó 5-6 méter széles, ezüst juhar (*Acer saccharinum*) dominálta fasor (3. ábra). A lombkorona 15 méter magas, a borítás jellemzően 50% körüli. Az 1-1,5 m magas cserjeszint borítása 10-20% körül alakul. A jellemzően pázsitfűfélék által alkotott gyepszint fejlett, borítása meghaladja a 80%-ot. A fasor a sövényeket érő emberi zavarás jellegzetes példája, hisz a közelmúltbéli kezelés hatására szerkezete jelentős átalakuláson esett át (cserjeszint eltávolításra került, ezáltal a gyepszint mennyisége megnőtt).

B07tc2: Akácós erdősáv

A mintavételi hely egy 15-20 széles, fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) dominálta erdősáv. Átlagos szélessége 15-20 m között ingadozik, a lombkorona borítása 80% feletti, átlagos magassága 15 m. A cserjeszint borítása 50% körüli, átlagos magassága 2,5 m. A gyepszint gyér borítású (10-15%), jellemzően az erdősáv szélén található, benne domináns az invazív magas aranyvessző (*Solidago gigantea*). Ez a mintavételi hely, egy jelentősen degradálódott, leromlott állapotban lévő élőhely, mely mezővédő sáv funkcióját még ebben az állapotában is betölti.

B07tc3: Akácós erdősáv

A mintavételi hely 15-20 széles, fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) dominálta erdősáv. Átlagos szélessége 15-20 m között ingadozik, a lombkorona borítása 80% feletti, átlagos magassága 15 m. A cserjeszint borítása 30-50% között változik a felmért szakaszokban, átlagos magassága 2,5 m. A gyepszint gyér borítású (10-15%), jellemzően az erdősáv szélén található, benne domináns az invazív magas aranyvessző (*Solidago gigantea*). A B07tc3 jelű mintavételi hely, egy jelentősen degradálódott, leromlott állapotban lévő élőhely, mely mezővédő sáv funkcióját még ebben az állapotában is betölti.

B4Atc1: Kőkény dominálta cserjesor

Ez a lineáris élőhely átlagosan 9-10 m széles, kőkény (*Prunus spinosa*) dominálta cserjesor. A cserjesorból helyenként kimagasló 7-10 m magas, fák borítása jellemzően 10-20%. Természetes és tájidegen fafajok egyaránt megjelennek ebben a szintben, mint a mezei szil (*Ulmus minor*), rezgő nyár (*Populus tremula*), fehér fűz (*Salix alba*), fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), cseresznyeszilva (*Prunus cerasifera*). Az 55-60% borítású, jellemzően 2,5 m magas cserjeszint jellemző fajai. A változatos borítású (20-55%) gyepszintet pázsitfűfélék és az invazív magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) alkotja. A jellemzően honos fajok alkotta természetközeli cserjesor, számos állatfaj számára biztosít ideális bújó és táplálkozó helyet.

B4Atc2: Cserje-gyep mozaik

A mintavételi hely átlagosan 4-5 m széles, cserje-gyep mozaik (2. ábra). A mintavételi helyet a kőkény (*Prunus spinosa*) dominálta cserjés és siska nádtippán (*Calamagrostis epigeios*), valamint magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) dominálta gyepes szakaszok váltakozása, valamint a lombkoronaszint hiánya jellemzi. A jellemzően 2 m magas cserjés szakaszokon a kőkény (*Prunus spinosa*) mellett a fekete bodza (*Sambucus nigra*), és a csíkos kecskerágó (*Euonymus europaeus*) jelenik meg. A 80-90%-os gyepszint borítással jellemezhető gyepes szakaszokon pázsitfűfélék dominanciája jellemző. A mintavételi hely jelen állapotában erősen degradált jelleget mutat

B4Atc3: Kőkény dominálta cserjesor

A mintavételi hely egy átlagosan 8-9 méter széles, kőkény (*Prunus spinosa*) dominálta cserjesor. A cserjesort a kisebb csoportokban megjelenő 6-7 méter magas fák színesítik. Az így megjelenő lombkoronaszint borítása jellemzően nem éri el az 50%-ot, a vizsgált 50 m-es szakaszokban, jellemző faja a cserjeszintben is megjelenő, invazív amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*). A 3 m-es átlagmagassággal, és 75-80%-os borítással rendelkező cserjeszint domináns faja a kőkény (*Prunus spinosa*). A gyepszintet jellemzően 25-30%-os összborítású pázsitfű fajok alkotják.

B4ATc4: Kőkény dominálta cserjesor

Átlagosan 6-8 méter széles, kőkény (*Prunus spinosa*) dominálta cserjesor (1. ábra). A cserjesor keleti végében 8-10 m magas, facsoport található, mely az adott szakaszok 50-65%-át borítja. A 2,5-3 m magas cserjeszint borítása 60-95% között változik. A 10-25%-os borítású pázsitfű fajok alkotta gyepszintben az invazív fajok közül a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) jelenik meg. A jellemzően honos fajok alkotta, sűrű, jól strukturált természetközeli cserjesor.

Csapdázási metodika

A mintavételezés során mind a B07, mind a B4A jelölésű területek lucernaparcella területén fogás-jelölés-visszafogás alapú elevenfogó csapdázást folytattunk, amit 1 ha-os terület lefedésével, 11×11-es csapdaháló működtetésével (121 csapda, 10 m-es csapdatávolság) végeztünk. A mintavételezést 2016-ban összesen 4 alkalommal (április, július, augusztus, szeptember), öt csapdaéjszakás periódusokban valósítottuk meg, melyeket a lucernaparcellák kaszálása előtti időszakra időzítettük.

A parcellákat szegélyező sövényekben a 4 csapdázási alkalom közül 3 esetén (április, július, augusztus) a transztekben 26 csapdát alkalmaztunk 200 méteres szakaszban, míg szeptemberben a B4-A mellett két párhuzamos sövényben 350 méteres szakaszon 50-50 csapdát alkalmaztunk a szakasz felmérésre, illetve egy negyedik transztek is kihelyeztünk.

Az 5 éjszakás eleven fogó csapdázásos periódusok során a csapdák nappal is működnek és napi egy alkalommal kerültek ellenőrzésre. A csapdázhatóság azonos feltételek mellett történt, a csalizás módszere minden csapdázási periódusban és mintavételi helyen (lucernaparcellák-kvadrátok, sövények-vonal transztek) megegyezett. Csalétekként minden alkalommal szalonnát, ánizskivonattal és növényi olajjal megkevert kukorica és gabona magvakat használunk. A mintavételezések során feljegyeztük, hogy a fogott állatok milyen fajhoz tartoznak, emellett rögzítettük a nemüket, korukat (juvenilis; subadult; adult), tömegüket (gramm), az adult egyedek ivari ciklusát (herék látszanak, hüvely nyitott), vemhességet, illetve a szoptatást (emlők látszanak).

Az állatok egyedi jelöléséhez az ujjpercek tetoválását alkalmaztuk. Ez a módszer egyedi jelölést biztosít és az állat a fogástörténete során mindig azonosítható, valamint a csonkítással szemben természet- és állatvédelmi, valamint etikai szempontból is elfogadott. A csapdaellenőrzések adatait terepi naplóba rögzítjük, amelynek adatmezői mindig azonosak, ami mind az adatbevitelt, mind a visszafogások könnyebb visszakeresését biztosítja. A kimutatott fajok listáját az alábbiakban adtuk meg (ahol a fajok tudományos latin neve után szögletes zárójelben az adatbázisunkban használt rövidítése és a magyar neve is szerepel):

MAMMALIA:

SORICOMORPHA:

Soricidae:

- Sorex minutus* (Linnaeus, 1766) [Smi] – törpe cickány
- Crocidura suaveolens* (Pallas, 1811) [Csu] – keleti cickány

RODENTIA:

Muridae:

Arvicolinae:

- Microtus arvalis* (Pallas, 1779) [Mar] – mezei pocok
- Myodes glareolus* (Schreber, 1780) [Mgl] – vörshátú erdeipocok

Murinae:

Apodemus agrarius (Pallas, 1771) [Aag] – pírók erdeieger

Apodemus flavicollis (Melchior, 1834) [Afl] – sárganyakú erdeieger

Apodemus sylvaticus (Linnaeus, 1758) [Asy] – közönséges erdeieger

Rattus norvegicus (Berkenhout, 1769) [Rno] – vándorpatkány

Mus spicilegus (Petényi, 1882) [Msp] – güzüeger

Adatfeldolgozási módszerek

A mintavételi adatainkat MS Access adatbáziskezelőben rögzítettük, majd a szükséges lekérdezéseket követően MS Excel táblázatkezelőben készítettük elő az adatainkat a további elemzésekhez.

A mintavételi helyszíneken használt különböző csapdaelrendezések és csapdaszámok, illetve a ráfordítási idő különbségei miatt a fogás és egyedszám értékeket száz csapdára standardizáltuk, s a későbbiekben számításainkat ezekből az adatokból végeztük:

$$n'_i = \frac{100}{Tn_x} \times n_i$$

ahol:

n'_i adott faj 100 csapdára standardizált fogásszáma,

n_i adott faj mintavételi fogásszáma,

Tn_x adott mintavételi egység csapdaszáma.

A standardizált fogásszám, valamint a mintavételi területeken megfogott fajok átlagos tömegértékei alapján kiszámoltuk minden fajra és területegységre jutó biomassa értékeket.

Az egyes területek (lucernaparcellák, sövények) fajkészletei és abundancia viszonyai közötti, homogenitástól való eltérést χ^2 teszttel vizsgáltuk.

A lucernaparcellákban és a vizsgált sövényekben kimutatott kisemlős közösség diverzitását a Shannon-Wiener-formulával:

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

valamint a Simpson-, vagy kvadratikus diverzitással adtuk meg,

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

ahol p_i az i -edik faj egyedszámának aránya a mintában, S pedig a fajok száma. A Simpson-index különösen érzékeny a különböző fajok populációjának méretére és kevésbé arra, hogy mennyi a fajok száma az adott közösségben. Ezért adekvát diverzitási index a kisemlős közösségek jellemzésére, amelyekben a komponens fajok számának változása kismértékű, de jelentős különbségek vannak a populációk. Megadtuk a Simpson-index reciprok értékét is ($1/1-D$), amely használata a diverzitás értékek növelését biztosítja, így szemléletesebb mérőszámot kapunk a különböző közösségek Simpson-diverzitással történő jellemzésére. A Shannon-diverzitás számításával párhuzamosan a faj-egyöntetűséget, vagy röviden egyenletességet is meghatároztuk (J).

Az egyes mintavételi területek diverzitás értéke közötti különbséget mind a Shannon, mind a Simpson értékek esetén diverzitás t -teszttel vizsgáltuk.

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{\sqrt{\text{Var}H'_1 + \text{Var}H'_2}}$$

ahol t a próbastatisztika értéke, H' a korrigált Shannon index. A Simpson indexek összehasonlításánál a korrigált index varianciájának kiszámolásában van különbség.

Az egyes mintaterületeken (lucerna, sövények) kimutatott kisemlős együtteseinek diverzitásbeli különbségét Rényi-féle diverzitási rendezéssel is vizsgáltuk. Továbbá megadtuk a vizsgált mintaterületek fajkészletének ritkasági görbét, ami a mintaszám (egyedszám) függvényében értékeli a fajszám (S) változását. Az eljárás értelmében azt várjuk, hogy egy meghatározott egyedszám fölött már nem fogunk be több fajt, így értékelni tudjuk, hogy a

csapdázási ráfordítás alkalmas volt-e teljes fajkészlet kimutatására. A standardizált abundancia adatok alapján a mintavételi helyek osztályozását klaszter analízissel végeztük. Elsőként a mintázott sövényeket vizsgáltuk figyelembe véve mind a B07, mind a B4A lucernaparcellát szegélyező csapdázott lineáris élőhelyeket. A klaszter analízist ebben az esetben Ward-féle módszerrel végeztük el. A vizsgált élőhelyek osztályozását úgy is elvégeztük, hogy a számítások során figyelembe vettük a két lucerna parcella, illetve e két terület körüli sövények összesített adatait, így négy élőhelyre vonatkozó adatok alapján, Euklidészi-távolság index (UPGMA összevonási módszer) számításával végeztük el a klaszter analízist. A diverzitás viszonyok értékeléséhez és a klasszifikációs eljáráshoz a PAST statisztikai programot használtuk.

A monitorozott sövények esetén a vegetáció mért strukturális tényezőinek függvényében vizsgálni tudtuk a gyakori fajok, illetve a teljes kisemlős mennyiség adatainak megoszlását. Ehhez az elemzéshez elsőként a folyosók mért változóinak főkomponens analízisét (PCA) végeztük el, amely alapján megkaptuk, hogy mely változók különítik el leginkább a vizsgált sövények egyes mintavételi szakaszait. A többváltozós analízis eredményei alapján megadtuk a mért botanikai változók PCA értékeit is, melyek alapján értelmezhető, hogy a teljes varianciát magyarázó tengelyeket mely mért strukturális változók határozzák meg. A PCA eredményei alapján vizsgált sövény szakaszok két csoportosítását adtuk meg, egyrészt elkülönítettük a két lucernaparcella és az azokat szegélyező sövények által lehatárolt terület, illetve a másik csoportosításban a strukturális változók alapján különítettük el a minták csoportosítását. E két csoportosítás alapján a vizsgált kisemlősfajok, illetve a biomassa értékek közötti különbséget nemparaméteres tesztekkel vizsgáltuk (Mann-Whitney U teszt, Kruskal-Wallis ANOVA). Továbbá a mintahelyek PCA értékeit felhasználtuk a kisemlős abundancia adatok és a sövények strukturális változói közötti összefüggések elemzésére. A főkomponens analízist a többváltozós statisztikai csomaggal végeztük R programkörnyezetben (R CORE TEAM 2016).

A vizsgált sövényekben kapott abundancia adatok és biomassa értékek, valamint a folyosók felmért vegetációjának strukturális változói közötti összefüggéseket többszörös regresszió analízissel (stepwise módszer) elemeztük. A fajok tekintetében a nagyobb gyakoriságú pirók erdeieger (*A. agrarius*), a sárganyakú erdeieger (*A. flavicollis*) és az alacsony gyakoriságú keleti cickány (*C. suaveolens*) esetén volt elegendő adatunk a regressziós módszerrel történő értékeléshez. E három faj abundancia adatán, mint prediktor változón kívül a kisemlősök összes adatainak standardizált fogásszámát, illetve az egyedszámok alapján számított standardizált biomassa értékeket vittük be az elemzésben, mint függő változót. A mért botanikai változók, illetve a főkomponens analízis (PCA) mintaterületekre számított értékei voltak a függőváltozók. Az elemzést Statistica 8.0 (STATSOFT, INC. 2008) programcsomaggal végeztük.

Eredmények

A vizsgált területek kisemlőseinek abundancia és diverzitás viszonyai

Vizsgálataink során először a két lucernaparcella és az ezek körüli sövények a fajkészletének alakulását értékeltük. A csapdázásaink során összesen kilenc fajt mutattunk ki. A teljes fajkészletet a B4A lucernaparcellát szegélyező sövényekben fogtuk meg, a többi mintavételi egységben ugyanaz a 6-6 faj jelent meg. A fajkészletek közötti különbséget a vöröshátú erdeipocok, a törpecickány, valamint az egy alkalommal megfogott vándorpatkány B4A területen való jelenléte határozta meg. A két sövény közötti fajszám különbséget azzal indokoltuk, hogy a B7-es lucernaparcella menti sövények kisebb kiterjedésűek, és kevesebb konnektivitással rendelkeznek a többi zöldfolyosóként jellemezhető sövennyel, mint a B4A sövények (1. táblázat).

2. táblázat: A fajok jelenléte a két lucernaparcellában és ezeket szegélyező sövényekben

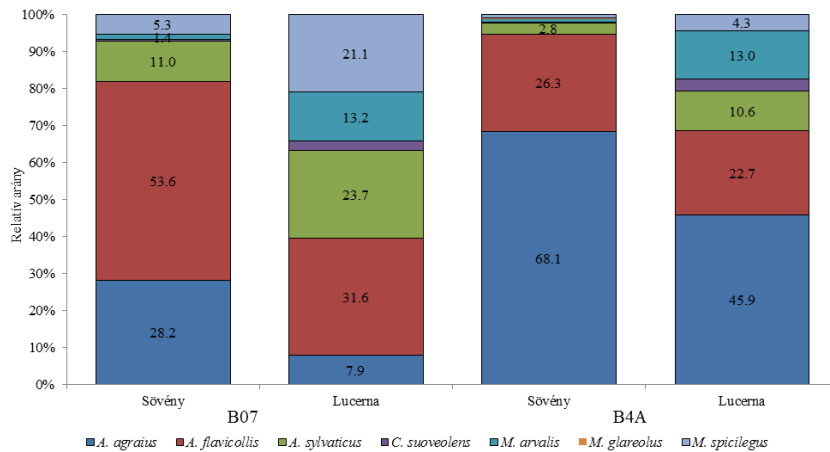
Faj / Mintavételi terület	B7 Sövények	B7 Lucerna	B4A Sövények	B4A Lucerna
<i>A. agrarius</i>	+	+	+	+
<i>A. flavicollis</i>	+	+	+	+
<i>A. sylvaticus</i>	+	+	+	+
<i>M. spicilegus</i>	+	+	+	+
<i>R. norvegicus</i>	-	-	+	-
<i>M. arvalis</i>	+	+	+	+
<i>M. glareolus</i>	-	-	+	-
<i>S. minutus</i>	-	-	+	-
<i>C. suaveolens</i>	+	+	+	+
Fajsám (S)	6	6	9	6

Csapdázásaink során összesen 1200 fogást regisztráltunk, melyből a legnagyobb részesedést, a teljes fogásszám több mint felét, szám szerint 642-öt a pirók erdeiegér (*A. agrarius*) fogása jelentette. Ezután a sárganyakú erdeiegér (*A. flavicollis*) fogásszáma volt a legnagyobb, 369 fogási értékkel, míg a fogási rangsorban a közönséges erdeiegér (*A. sylvaticus*) következett 83 alkalommal történő sikeres fogással. Számottevő volt továbbá a mezei pocok (*M. arvalis*), melyet 46 alkalommal fogtunk meg. A további 5 faj azonban csak néhány alkalommal került befogásra, melyek közül kiemelendő a 2 védett cickány megjelenése, melyek közül a keleti cickány (*C. suaveolens*) jelent nagyobb értékkel. Az erdeiegek nagyobb fogási arányát egyértelműen a transzekt módszer alkalmazásának tudtuk be. A csapdaráfordítás különbségének kiküszöbölésére a 100 csapdára standardizált adatokat is vizsgáltuk, amelyek hasonló eredményeket mutattak (2. táblázat).

3. táblázat: A fajok fogás- és standard fogásszám értékei a két lucernaparcellában és ezeket szegélyező sövényekben

Mintavételi terület	B7 Sövények		B7 Lucerna		B4-A Sövények		B4-A Lucerna	
	Fogásszám	Stand. Fsz	Fogásszám	Stand. Fsz	Fogásszám	Stand. Fsz	Fogásszám	Stand. Fsz
<i>S. minutus</i>	0	0.0	0	0.0	2	0.5	0	0.0
<i>C. suaveolens</i>	1	0.5	2	0.3	2	0.5	7	1.4
<i>M. arvalis</i>	3	1.4	10	1.4	6	1.6	27	5.6
<i>M. glareolus</i>	0	0.0	0	0.0	2	0.5	0	0.0
<i>M. spicilegus</i>	11	5.3	16	2.2	7	1.9	9	1.9
<i>A. agrarius</i>	59	28.4	6	0.8	482	132.4	95	19.6
<i>A. flavicollis</i>	112	53.8	24	3.3	186	51.1	47	9.7
<i>A. sylvaticus</i>	23	11.1	18	2.5	20	5.5	22	4.5
<i>R. norvegicus</i>	0	0.0	0	0.0	1	0.3	0	0.0
Σ	209	100.5	76	10.5	708	194.5	207	42.8

Az egyes mintavételi területeken fogott kismérfajok gyakorisági értékeit vizsgálva megállapítottuk, hogy az egyes lucerna parcellákon és az azokat szegélyező sövényekben kimutatott fajok gyakorisági megoszlását tekintve a három Apodemus faj minden területen jelentős részét képezte a teljes kimutatott kismérfaj mennyiségnek. A B7-es kóddal jelölt lucerna és sövény területeken a sárganyakú erdeiegér jelent meg a legnagyobb gyakorisággal, majd a fajt a sövényben a pirók erdeiegér, míg a lucernában a közönséges erdeiegér követte.



1. ábra: Fajok megoszlása a B07-es parcella lucerna táblájában és szegélyeiben fajok megoszlása a B4A parcella lucerna táblájában és szegélyeiben

A lucerna parcellában a güzüegér relatív aránya megközelítette a közönséges erdeiegér értékét, így a mezei pocok ebben a kisebb méretű lucernaparcellában csak a negyedik leggyakoribb fajként jelent meg. A B4A mintavételi területeken a pirók erdeiegér abszolút dominánsan jelent meg, majd a gyakorisági sorrendben, mind a lucernában, mind a sövényekben a sárganyakú erdeiegér követte, azonban a szegélyekben a többi faj jelenléte elenyésző, míg a lucernában a mezeipocok és a güzüegér is 10% feletti relatív gyakorisággal jellemezhető (1. ábra).

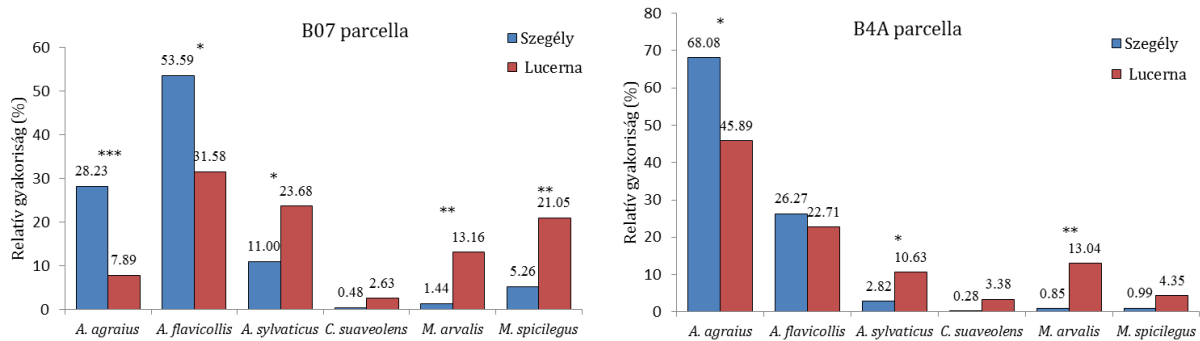
4. táblázat: A két élőhelytípuson kapott standardizált fogásértékek megoszlásának χ^2 statisztikája

Faj/Habitat típus	Lucerna	Corridor	χ^2 -érték	<i>P</i>
<i>A. agrarius</i>	8.6	91.39	68.56	<0.001
<i>A. flavicollis</i>	10.65	89.35	61.93	<0.001
<i>A. sylvaticus</i>	28.23	71.76	18.95	<0.001
<i>C. leucodon</i>	100	0	-	-
<i>C. suaveolens</i>	58.41	41.59	2.82	n.s.
<i>M. arvalis</i>	69.45	30.54	15.13	<0.001
<i>M. glareolus</i>	0	100	-	-
<i>M. spicilegus</i>	54.49	45.51	0.81	n.s.
<i>R. norvegicus</i>	57.29	42.71	2.12	n.s.
<i>S. minutus</i>	0	100	-	-

A standardizált fogási értékek felhasználásával a két területtípust statisztikailag is értékeltük. Három Apodemus faj esetén kaptunk szignifikáns eltérést a homogén megoszláshoz viszonyítva, mivel ezek a fajok elsősorban a sövények, vagyis az ökológiai folyosók mentén jelentek meg nagyobb gyakorisággal. A mezei pocok standardizált fogásszám gyakoriságának megoszlása is különbözött a két terület összehasonlításában. A faj lucernaparcellák területén fordult elő nagyobb frekvenciával, azonban a lucernákat szegélyező sövényekben is előfordult. A güzüegér ugyancsak megjelent mindkét területen, azonban a standardizált fogásszám gyakorisági megoszlása homogének bizonyult.

Ezek az eredmények mutatják, hogy a mezei pocok használja a lucernaparcellákat szegélyező sövényeket, azonban az alacsony denzitása miatt a 2016-os időszakban ebből még nem kaptunk információt arról, hogy a lucerna használat szezonálisan hogyan változik, illetve,

hogy a rendszeres kaszálások után, a szegélyekben történő megjelenésének nagyobb-e a frekvenciája (4. táblázat).



2. ábra: A lucernaparcellák és a szegélyek területén kimutatott fajok relatív gyakorisági értékeinek megoszlása (szignifikáns eltérés az elméleti egyenlő megoszláshoz viszonyítva χ^2 -teszt: *: $P < 0.05$; **: $P < 0.01$; ***: $P < 0.001$)

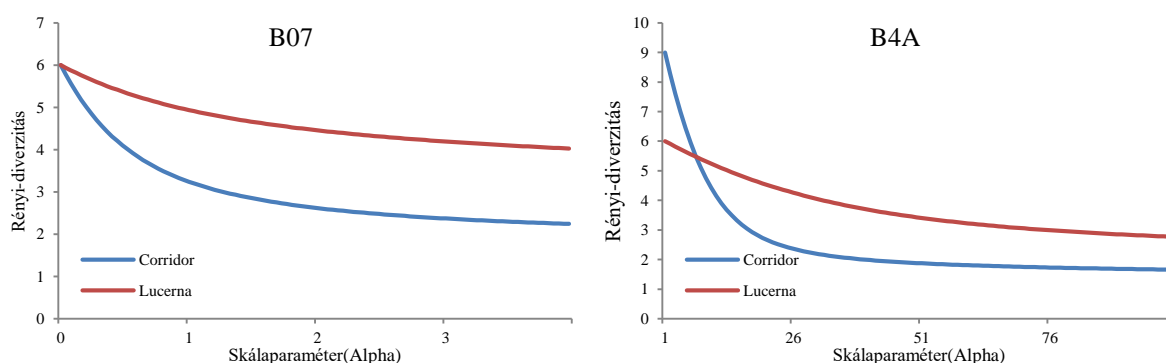
A standardizált fogási adatok alapján grafikusán ábrázoltuk a kimutatott fajok relatív gyakoriságát az adott lucernaparcella és annak mentén vizsgált sövények összehasonlításában. A fajok esetén, a két területen kapott gyakorisági értékek megoszlását az elméleti egyenlő megoszláshoz képest χ^2 -teszt felhasználásával vizsgáltuk. A B7-es lucernatábla és a környező sövények vonatkozásában 5 fajnál kaptunk szignifikáns egyenlőtlen megoszlást. Az Apodemus fajok közül a pirók és a sárganyakú erdeieger a sövényekben fordult elő nagyobb mennyiségben, míg a közönséges erdeieger a lucernában jelent meg nagyobb arányban. A mezei pocok esetén is a várt eredményt kaptunk, a lucerna területén kimutatott nagyobb gyakorisága következtében a két terület összehasonlításában inhomogenitást kaptunk eredményül. A homogén megoszlástól eltérő szignifikáns eredményt kaptunk a güzüeger esetén is, amely ugyancsak a lucernatáblában jelent meg nagyobb frekvenciával. A B4A parcella és a környező sövények viszonyában 4 faj esetén kaptunk szignifikáns inhomogenitást. A nagyobb gyakorisági értékkel rendelkező pirók és sárganyakú erdeieger közül ebben az esetben a pirók erdeiegerénél kaptunk szignifikáns eltérést a homogén megoszlástól, mivel ezen a területen is a faj a lineáris folyosókban fordult elő nagyobb, 70%-ot megközelítő relatív gyakorisággal. A sárganyakú erdeieger esetében ennél a területnél már homogén megoszlást tapasztaltunk, a lucerna és a sövények összehasonlításában kiegyenlített volt a megoszlása. A közönséges erdeieger nyílt terület preferenciája ennél a terület-komplexnél is beigazolódott, mivel a lucernatáblákban fogtuk meg nagyobb gyakorisággal, így a két terület összehasonlításában az abundancia megoszlása szignifikánsan eltért a homogén megoszlástól. Ezen a területen is kimutattuk a mezei pocok egyenlőtlen eloszlását, a várt eredményként a lucernaparcellában fogtuk meg nagyobb gyakorisággal (2. ábra).

5. táblázat: A lucernaparcellák és környező lineáris folyosók kisemlős együtteseinek fajgazdagsága és diverzitás értékei

Index / Mintavételi terület	B7 Sövények	B7 Lucerna	B4-A Sövények	B4-A Lucerna
Fajszám (S)	6	6	9	6
Egyedszám (N)	100.5	10.5	194.3	42.7
Dominancia (D)	0.3816	0.2238	0.5345	0.2937
Simpson (1-D)	0.6184	0.7762	0.4655	0.7063
Shannon (1/1-D)	1.176	1.599	0.8543	1.448
Egyenletesség (J)	0.6564	0.8926	0.3888	0.8083

A vizsgált lucerna ültetvények és a feltérképezet sövények fogás adatait közösségi ökológiai megközelítésből is értékeltük megadva a fajgazdagság és különböző diverzitás indexek értékeit. A diverzitászámítás nem várt eredményt adott, mivel nem a legfajgazdagabb területen volt magas a diverzitási indexek értéke. Mind a Simpson, mind a Shannon diverzitás mindkét mintavételi helyszínen a lucernatáblákban volt a legmagasabb, amit azzal magyaráztunk, hogy ezeken a területeken a fajkészlet kiegyenlítettebb volt, tehát a sövényekben a diverzitás értékeket a magas abundancia értékekkel jellemezhető fajok határozták meg, míg az alacsony gyakoriságú fajok erre csak kis mértékben hatottak. Ez azt jelenti, hogy a megfogott fajok közel azonos gyakorisággal kerültek elő a lucernaparcellák területén végzett mintavételezések során. Azokon a helyeken, ahol egy kisemlős kiugróan magas gyakorisági értékkel jelenik meg a közösségben, az egyenletesség csökken, ami maga után vonja a diverzitás értékek csökkenését is (5. táblázat).

Mindkét területegyüttes esetén a lucerna és a lineáris folyosók diverzitási viszonyait Rényi-féle diverzitási rendezéssel hasonlítottuk össze, ahol eredményként azt kaptuk, hogy a B7-es parcellában a lucerna diverzitás értékei magasabbak, azonban alacsony skálaparaméter értéknél a görbe összeér a szegélyterület diverzitás görbéjével. A másik vizsgált mintaterületen (B4A) azt tapasztaltuk, hogy a lucernaparcella és a szegélyterületek összes adatából számított diverzitási görbék metszik egymást, így a két terület diverzitás szerint nem rendezhető, nincs diverzitásbeli különbség (3. ábra).



3. ábra: A B7 és a B4-A lucernaparcella és a körülöttük lévő sövények Rényi-féle diverzitás rendezése

A két diverzitás index (Simpson, Shannon) értékek mintaterületek közötti különbséget diverzitás t-tesztel vizsgáltuk (6. táblázat). A Shannon értékek alapján 4 mintapár esetén kaptunk szignifikáns különbséget, de a B4A parcella szegélyei és lucernatáblája összehasonlításából kapott eredményeket a Rényi-diverzitásból kapott eredmények alapján nem vehetjük figyelembe. A táblázat alapján kiemeljük, hogy a lucerna területek minden párosításban magasabb diverzitásúak, mint a B07-es és a B4A területet szegélyező sövények adatai alapján számolt diverzitás értékek.

6. táblázat: Shannon és Simpson diverzitás t-tesztek.

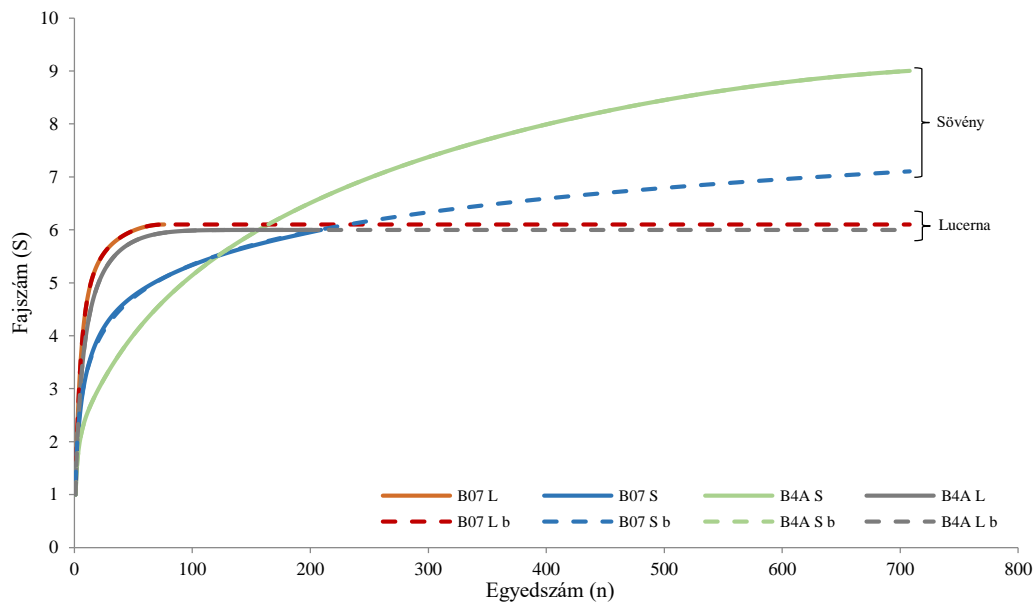
Shannon	B07 C	B07 L	B4A C	B4A L
B07 C				
B07 L	2.629*			
B4A C	2.997**	4.859***		
B4A L	1.862	0.806	4.284***	

*: $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$

Simpson	B07 C	B07 L	B4A C	B4A L
B07 C				
B07 L	2.731**			
B4A C	3.238**	5.739***		
B4A L	1.418	1.012	4.076***	

Ez a teszt alátámasztotta, hogy bár a fajkészlet a lineáris sövények mentén volt a legnagyobb (B4A), az ökológiai folyosókon jellemző eudomináns fajok magas aránya csökkentette a

sövények diverzitását, így a lucerna területek egyenletesebb fajkészlete a sövényekhez viszonyítva magasabb diverzitást eredményezett. Ugyanezt az eredményt kaptuk a Simpson diverzitás értékek összehasonlításánál is. Így esetünkben mind a ritka fajokra érzékeny Shannon és a gyakori fajokra érzékeny Simpson diverzitás eredménye egyöntetűen alátámasztotta a lucerna parcellák kisemlős összetételének nagyobb egyenletességéből eredő magasabb diverzitását.



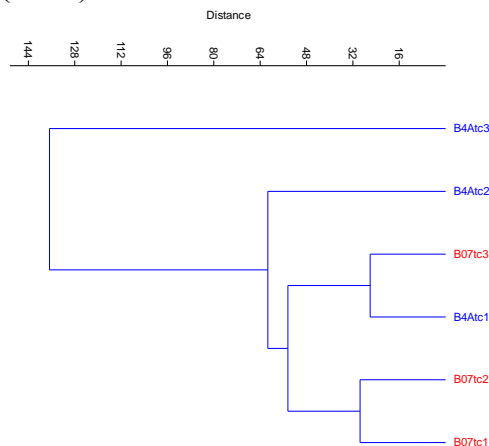
4. ábra: A lucernaparcellák és a sövények területén kimutatott kisemlős együttesek egyedszám-fajszám összefüggését kifejező ritkasági görbéi (*b*: becsült trend)

A ritkasági görbék lehetőséget adnak annak értékelésére, hogy a mintaszám, esetünkben az egyedszám mennyisége hogyan befolyásolja a kimutatott fajszám alakulását, vagyis, hogy a mintavételi ráfordítás mennyiben elegendő a teljes fajkészlet kimutatásához (4. ábra). A vizsgálat értékkészletét, azaz maximális ráfordítást a B4A sövények összesített értékei alapján számolt görbe határozta meg, ugyanis ezen a területen regisztráltuk a legtöbb kisemlős egyedet. Ennek a mintavételi egységnek a ritkasági görbéje csillapítási trendet mutat, de nem éri el a végértékét, tehát a becslés alapján ezen a helyszínen további fajok kimutatása várható. A másik sövényterületen is hasonló trendet tapasztaltunk, azonban a maximális kimutatott fajszám miatti limitáció alacsonyabb várható fajszámra utal. A két görbe alakja, valamint a diverzitás értékek alapján megállapíthatjuk, hogy B4A lucernaparcellát szegélyező sövényekben lokálisan, egy addig meg nem fogott faj kimutatásához lényegesen magasabb csapdázási ráfordítás szükséges, mint a B07 lineáris élőhelyeinél. A fajkészlet kimutatása a két lucernaparcellában volt a legsikeresebb, mivel a valós fogási eseményeket mutató görbék (vastag vonal) már alacsony egyedszámnál telítődési fázisba kerültek, így a görbék trendje alapján becsült görbék (szaggatott vonal, *b*) csak a szaturációs szakaszt tükrözik. Így a ritkasági görbék alapján a vizsgált területek egy részében nagyobb mintavételezési ráfordítás szükséges a potenciális fajkészlet regisztrálásához.

A mezei pocok vonatkozásában tudjuk, hogy a 2014-es gradációs csúcs után az összeomlást követő demográfiai fázisban vagyunk, így a 2016-os évben a mezei pocok a lucernaparcellák területein is alacsony gyakoriságú fajként jelent meg.

A vizsgált sövények fajkészlete és a fajok gyakorisági értéke alapján klaszter analízissel osztályoztuk a vizsgált lineáris folyosókat (5-7. ábra). A sövények közül a B4-A parcella melletti 3-as kódolású lineáris élőhely vált el nagy távolság értékkel a többi folyosótól.

Amennyiben csak a folyósók fajkészletét nézzük, akkor ennél az utóbbi sövénynél mutattuk ki a legnagyobb fajgazdagságot ($S = 7$).



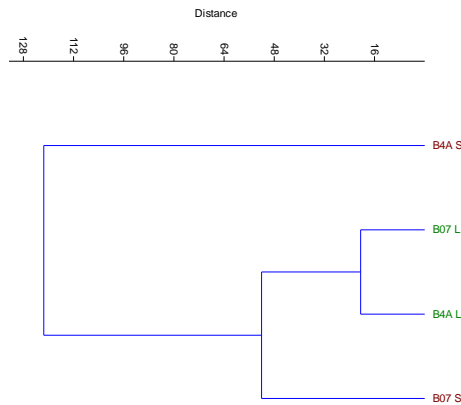
5. ábra: A B7 és B4-A parcellákat körülvevő sövények (klaszter analízis, Ward módszer)

Továbbá ennél a lineáris élőhelynél a sövényekben általában eudomináns két erdeiegér faj, a pirók és a sárganyakú erdeiegér hasonló gyakorisági értékkel, homogén megoszlásban volt jelen. A folyósók hierarchikus rendezésében a legnagyobb hasonlóság a B7-es parcella körüli két folyósóban volt (B07tc1, B07tc2). Míg ennek a kisebb klaszternek a második párosításában a B7-es parcella menti 3-sal kódolt sövény a B4-A terület első számú lineáris élőhelyével mutatott nagyobb hasonlóságot. E két mintapártól elkülönülő további kisebb klaszter már a B4A menti sövények nagyobb hasonlóságát emelte ki. Ebben az analízisben a kisemlősök relatív gyakoriságát vettük figyelembe, tehát a fajkészlet mellett a gyakorisági viszonyok eltérése befolyásolta a hierarchikus rendeződést. Az elemzés tehát azt mutatta, hogy a különböző élőhely komplexbe tartozó folyósók eltérése nagyobb, mint a kisebb térléptékű, lokális területeken belüli sövények összehasonlítása esetén kapott hasonlóság.

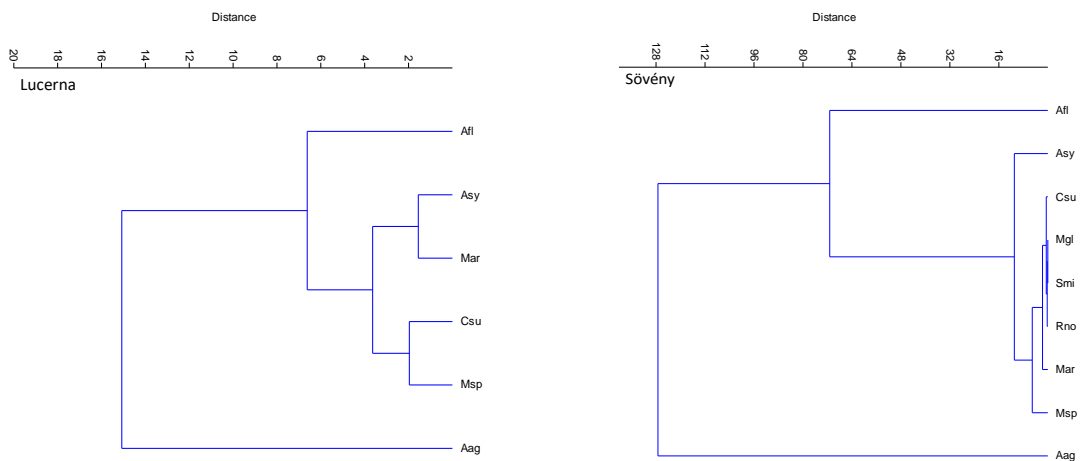
A két vizsgált lucernaparcella és a körülöttük húzódó sövények összesített adatai alapján lehatárolt négy élőhely klasszifikációja során a két lucernaterület fajkészletében és a fajok gyakorisági megoszlásában volt a legnagyobb hasonlóság. Ehhez a két területhez nagyobb távolsági értékkel a B07-es lucernaparcellát szegélyező sövények kisemlős együttese kapcsolódott, így az utóbbi három terület egy kisebb klaszterbe rendeződött. Ettől a három élőhelytől lényegesen nagyobb távolsági értékkel különült el a B4A lucernatábla menti sövényekre vonatkoztatott kisemlős együttes. A fenti eredményben jelentős szerepe volt annak a ténynek, hogy a két lucernaparcellában kiegyenlített volt az egyenletesség, a befogott fajokat hasonló gyakorisági érték jellemezte. A sövényekben ez már nem volt jellemző, továbbá a B4A menti sövények fajgazdagsága nagyobb volt, de az eudomináns fajok kiemelkedő frekvenciája csökkentette a kimutatott kisemlős közösség egyenletességét (6. ábra)

Ezután a lucernatáblák és a sövényekre vonatkoztatott kisemlős együttes fajainak hierarchikus rendezését végeztük el. A két lucerna parcellában összesen 6 kisemlős faj került elő, melyek hierarchikus rendeződése szerint az eudomináns pirók erdeiegér különült el legnagyobb távolsági értékkel a többi fajtól. Ehhez hasonló, de kisebb távolsági értékkel vált el a sárganyakú erdeiegér is, amely eredmény is visszavezethető e faj lucernatáblákban is jellemzően nagyobb frekvenciájú előfordulásával. A további négy faj két kisebb klasztert alkotva páronként rendeződött. A közel azonos távolságértékek alapján a mezei pocok és a közönséges erdeiegér, valamint a güzüegér és a keleti cickány párosítása különült el a dendrogrammon. Ez a közösségi szerkezet jól mutatta, hogy a mezei pocok 2014-es gradációs csúcs utáni összeomlását követően még alacsony gyakorisági értékkel fordult elő a lucernatáblákban, így ezeken a területeken, mint a mezei pocok forrás-élőhelyien 2016-ban az

erdeiegerek, nevezetesen a pirók és a sárganyakú erdeieger eudominanciája volt jellemző (7. ábra).



6. ábra: Sövények és lucerna táblák összehasonlítása (klaszter analízis, euklideszi-távolság)



7. ábra: A vizsgált fajok klaszter analízise a lucernaparcellákban és az ezeket szegélyező sövényekben (euklideszi-távolság)

A sövények vegetációjának strukturális változói és a kisemlősök mennyiségi viszonyai közötti összefüggések vizsgálata

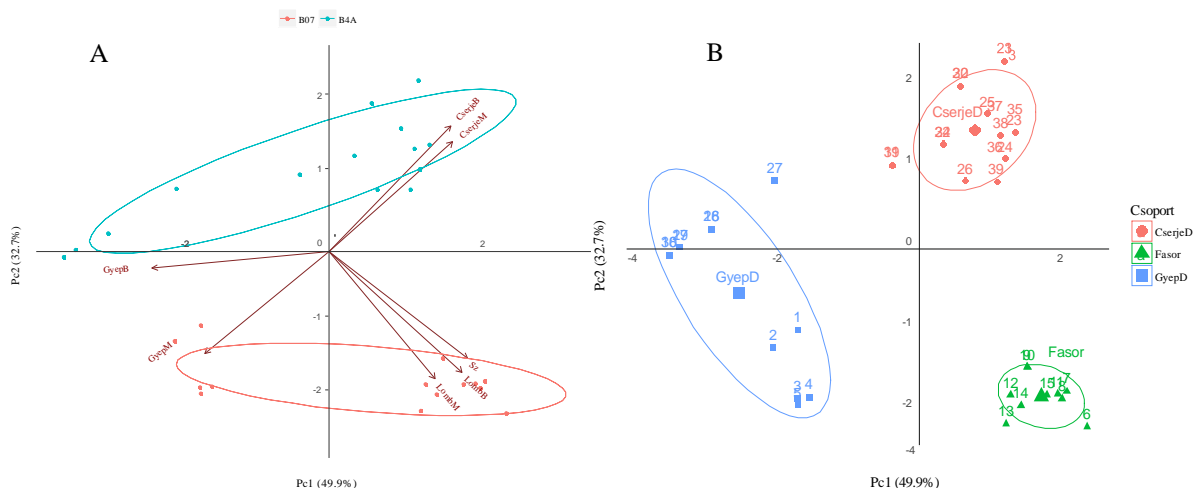
A lineáris folyosók kisemlős összetételének vizsgálatában végül a folyosók vegetációk szerkezete és a kisemlősök abundancia értéke közötti összefüggések feltárása volt a célunk. Ehhez először a folyosók 50 m-es szakaszainak, mint a botanikai felmérés mintaegységének főkomponens elemzését végeztük el, amely többváltozós ordinációs eljárás alkalmas arra, hogy a bevitt változók dimenzióját csökkentse és megmutassa, hogy melyek azok a változók, amelyek legnagyobb hatással vannak a minták elrendezésében. Ez az elemzés során kapott főkomponens értéket és a botanikai változók közötti korreláció fejezi ki. Az elemzés során fontos eredmény, hogy a bevitt változók alapján az összvariancia hány százalékát magyarázzák az egyes főkomponens tengelyek. Esetünkben az első főkomponens tengely (PCA 1) a variancia 49.87%-át, míg a második tengely (PCA 2) a variancia 32.74%-át, így az első két tengely a teljes variancia 82.61%-át magyarázta. Ez a főkomponens analízis tekintetében jó eredménynek tekinthető, mivel a bevitt változók hatását statisztikailag elfogadható módon két dimenzióra

redukálta. A strukturális változók főkomponens értékei fejezik ki a bevitt változók és a két releváns főkomponens tengely közötti korrelációt. Ennek megfelelően az első tengely értékeivel szignifikáns pozitív korrelációt mutat a lombkorona és a cserjeszint, valamint negatív összefüggést kaptunk a tengely értéke és gyepszint összborítása között. Míg a második tengely értéke negatívan korrelált a lombkorona borítással, illetve pozitív összefüggést mutattunk ki a második tengely és a cserje összborítás között. A főkomponens analízis alapján ezek a kiemelt változók a leginkább meghatározó tényezők a folyosó szakaszok elkülönítésében, amit a lineáris sövények mintavételi szakaszainak szórás diagramja mutat. Annak vizsgálatában, hogy a folyosó mely szerkezeti elemei befolyásolják a kisemlősök abundancia viszonyát, megoszlását, a mintavételi szakaszok két tengelye alapján elkülönített főkomponens értéket használtuk az összefüggések feltárásához. Az elemzésbe függő változóként elsőként a két eudomináns faj, a pirók és a sárganyakú erdeiegér standardizált fogásadatait, majd a teljes kisemlős mennyiség standardizált fogásadatait, végül a kisemlősök egyedszámából és a terepen mért átlagos testtömeg adatokból számított teljes biomassa standardizált értékeit vittük be az elemzésbe. Ehhez többváltozós regresszió analízist alkalmaztunk, melynél a két eudomináns faj, vagyis a pirók és a sárganyakú erdeiegér abundanciája esetében, mint függő változókat a két PCA tengely főkomponens értékei és kölcsönösen a másik eudomináns faj abundancia értékei, mint független, vagy magyarázó változó függvényében vizsgáltuk. A kisemlősök biomassa értéke és standardizált összesített abundancia értéke alapján, továbbá a nagyobb fogási gyakorisággal megjelenő keleti cickány esetében csak a főkomponens értéket vettük be magyarázó változóként a modellezésbe.

7. táblázat: A mért strukturális változók főkomponens értékei

Strukturális változók	PC1	PC2
Szélesség (m)	0.3922	-0.3769
Lomb összborítás (%)	0.3759*	-0.4263*
Lomb magasság (m)	0.2996	-0.4479
Cserje összborítás (%)	0.3441	0.4419*
Cserje magasság (m)	0.3492*	0.3847
Gyep összborítás (%)	-0.500*	-0.0599
Gyep magasság (m)	-0.3519	-0.3587

*: $P < 0.05$



8. ábra: A B7 és B4-A parcellákat körülvevő sövények 50 méteres mintavételi szakaszainak szórásdiagramja a főkomponens elemzésbe (PCA) bevitt 8 botanikai változó alapján. A: két lucerna parcella szerinti csoportosítás, B: strukturális változók szerinti csoportosítás

A többszörös regressziós vizsgálat 8. táblázatban összefoglalt eredményei szerint a pirók erdeiegér esetében a többszörös regressziós modell szignifikáns volt, amit a determinációs együttható szignifikáns F-próbája igazol. A modell alapján a pirók erdeiegér abundanciáját csak a második PCA tengely által meghatározott értékek befolyásolták, amit a szignifikáns pozitív

meredekség ($b = 0.636$) mutat. Ez azt jelenti, hogy a második főtengety értékei, és a pirók erdeiegér abundanciája között pozitív összefüggés van. Mivel a PCA 2 értékek a cserje összborítással korreláltak pozitívan, eredményünk szerint a pirók erdeiegér gyakorisági megoszlását a mért botanikai változók közül alapvetően a cserje összborítása határozta meg, de nem volt jelentősége a vele együttélő másik eudomináns faj, vagyis a sárganyakú erdeiegér mennyiségének. Amennyiben az utóbbi faj abundanciáját tekintettük függő változónak, a regressziós eredmények azt mutatták, hogy a modellezésbe bevitt főkomponens értékeknek és a pirók erdeiegér mennyiségének (bár ez a változó maradt a modellben) egyáltalán nincs hatása a sárganyakú erdeiegér folyosók menti eloszlására, mivel sem a regresszió determinációs együttthatója, sem a meredeksége nem különbözött szignifikánsan nullától. A keleti cickány esetében a bevitt független változók közül az első főtengety (PCA 1) értékei maradtak a modellben, amely a determinációs együtttható alapján szignifikáns összefüggést mutatott.

8. táblázat: A folyosók vegetációszerkezetét leíró változók és a kisméltők abundancia viszonyainak összefüggései a többszörös regressziós vizsgálat alapján

Modell/statisztikai paraméterek	Regressziós eredmények	t-teszt	Szignifikancia
<i>Apodemus agrarius</i> ~ <i>Apodemus flavicollis</i> + PCA1 + PCA2			
Modell illeszkedés (ANOVA)			
Determinációs együtttható	$R^2 = 0.405$		
F-próba	F = 13.701		$P < 0.001$
Regressziós koefficiens becslése			
Tengely metszéspont	B = 7.828	t = 7.828	$P < 0.001$
PCA2	b = 0.636	t = 5.067	$P < 0.001$
<i>Apodemus flavicollis</i> ~ <i>Apodemus agrarius</i> + PCA1 + PCA2			
Modell illeszkedés (ANOVA)			
Determinációs együtttható	$R^2 = 0.027$		
F-próba	F = 1.044		n.s.
Regressziós koefficiens becslése			
Tengely metszéspont	B = 2.265	t = 4.13	$P < 0.001$
<i>A. agrarius</i>	b = 0.166	t = 1.021	n.s.
<i>Crocidura suaveolens</i> ~ PCA1 + PCA2			
Modell illeszkedés (ANOVA)			
Determinációs együtttható	$R^2 = 0.104$		
F-próba	F = 4.295		$P < 0.05$
Regressziós koefficiens becslése			
Tengely metszéspont	B = 0.1	t = 2.172	$P < 0.05$
PCA1	b = -0.323	t = 2.073	$P < 0.05$
Összesített kisméltő biomassza ~ PCA1 + PCA2			
Modell illeszkedés (ANOVA)			
Determinációs együtttható	$R^2 = 0.285$		
F-próba	F = 14.719		$P < 0.001$
Regressziós koefficiens becslése			
Tengely metszéspont	B = 209.904	t = 10.841	$P < 0.001$
PCA2	b = 0.233	t = 3.936	$P < 0.001$
Összesített kisméltő fogásszám ~ PCA1 + PCA2			
Modell illeszkedés (ANOVA)			
Determinációs együtttható	$R^2 = 0.338$		
F-próba	F = 10.584		$P < 0.001$
Regressziós koefficiens becslése			
Tengely metszéspont	B = 11.685	t = 9.9	$P < 0.001$
PCA2	b = 0.581	t = 4.395	$P < 0.001$

A regressziós egyenes két kitüntetett koefficiense (tengelymetszet, meredekség) szignifikáns volt. A keleti cickány abundancia és az első főtengety PCA 1 értékei közötti szignifikánsan negatív meredekség a faj tömegessége és a PCA érték közötti negatív

összefüggést mutatta. Mivel az első főtengety értékei a gyep összborításával mutatott magas negatív korrelációt, a keleti cickány vonatkozásában a negatív meredekség azt jelenti, hogy a faj a magasabb gyepborítású folyosó szakaszokon fordult elő, a amit a regressziós vizsgálat szignifikanciája megerősített. Végül mind az összesített kisemlős biomassza és az összesített fogásszám vonatkozásában a regressziós modell szignifikáns volt és a PCA 2 értékek maradtak a modellben, ami azt mutatja, hogy mindkét függő változó esetében a lombkorona összborítás és a cserje összborítás szignifikánsan pozitívan befolyásolta a kisemlősök összesített tömegességi értékeit (8. táblázat).

A folyosókra vonatkozó eredmények nagyon sokat tettek hozzá a lucernaparcellák területén tervezett és megvalósított elevenfogó csapdázások eredményéhez. Kimutattuk, hogy a sövények, ökológiai folyosók mentén nagy fajkészletű kisemlős közösség van jelen, melyek esetén az erdeiegerek dominanciája jellemző, de alacsony sűrűség ellenére mezei pocok is használta ezeket a folyosókat. A folyosók refúgium és szétterjedési mozgást elősegítő jellege nagyon fontos tényező a mezőgazdasági művelés alatt álló táj, különböző elemei közötti szétterjedésében.

Összefoglalás

A Pécsi Tudomány Egyetem Ökológia Tanszékének Kisemlőskutató Munkacsoportja 2016-ban összesen négy alkalommal öt csapdaéjszakás periódusokban végezte a Bóly ZRt. tulajdonában álló, Beremend és Püspökbóly térségében található lucernaparcellák, és az ezeket összekötő lineáris ökológiai folyosók kisemlős közösségeinek felmérését, mind fajösszetétel, mind megoszlási viszonyok szempontjából.

A vizsgált mintavételi területeken összesen kilenc fajt mutattunk ki, melyből hármat (*Sorex minutus*, *Microtus glareolus*, *Rattus norvegicus*) kizárólag a B4A parcellát szegélyező sövényekben fogtunk meg. A másik hat faj (*Crocidura suaveolens*, *Microtus arvalis*, *Apodemus agrarius*, *Apodemus flavicollis*, *Apodemus sylvaticus*, *Mus spicilegus*) az összes mintavételi helyszínen előfordult, különböző gyakorisági értékekkel. A két vizsgált lucernaparcellában a fajok megoszlása lényegesen kiegyenlítettebb volt, mint az azokat szegélyező sövényekben, ahol az *Apodemus agrarius* és az *Apodemus flavicollis* eudominanciája volt jellemző. Ez magyarázza a területek diverzitási értékeinek összevetésével kapott eredményt, mely alapján a lucerna parcellák mindkét területen diverzebbnek bizonyultak a hozzájuk tartozó sövényeknél, amit a mezei pocok gradációját követő, a fajnál kimutatott alacsony abundanciával magyaráztunk. A fajok különböző élőhely típusok közötti megoszlás értékeinek összevetéséből azt a következtetést vonhatjuk le, hogy a *Microtus arvalis*, *Apodemus sylvaticus* és a *Mus spicilegus* fajok a nyílt területeket preferálják, míg az *Apodemus agrarius* és az *Apodemus flavicollis* a sövényekben jelent meg nagyobb gyakorisággal. A ritkasági görbék vizsgálata során a két lucernaparcella faj/egyedszám görbéi telítődtek, vagyis ezeken a területeken feltételezhetően a teljes fajkészletet sikerült kimutatni, míg a sövényekhez tartozó görbék becsült trendjéből arra lehet következtetni, hogy ezeken a területeken nagyobb ráfordítással magasabb lehet a kimutatható fajkészlet.

A sövények 50 m-es szakaszain felmért strukturális változók figyelembe vételével főkomponens analízist (PCA) végeztünk és a szegélyekhez tartozó lucernaparcellák, valamint az egyes szakaszokat meghatározó strukturális szint alapján csoportosítottuk a mintákat. A két legnagyobb abundanciával megjelenő faj és a teljes kisemlős egyedszámot vizsgálva megállapítottuk, hogy a sövények lokalizációjának nincs hatása a kisemlősökre, viszont a fa dominanciával jellemezhető (fásor) szakaszokon a teljes kisemlős egyedszám és biomassza mennyiség szignifikánsan magasabb értéket mutatott.

A PCA elemzés során kapott két főkomponens érték (PC1, PC2) és a fogási adatok, illetve a fogási adatokból számított biomassza értékek közötti kapcsolatokat többszörös regresszió analízissel vizsgáltuk. Eredményünk szerint a pirók erdeiegér gyakorisági megoszlását a mért strukturális változók közül elsősorban a cserje összborítás határozta meg. A másik eudomináns faj, a sárganyakú erdeiegér abundanciájának függő változóként történő vizsgálata azt mutatta, hogy a modellezésbe bevitt főkomponens értékeknek és a pirók erdeiegér mennyiségének egyáltalán nincs hatása a sárganyakú erdeiegér folyosók menti eloszlására. A keleti cickány esetében a független változók közül az első főkomponens (PC1) értékei maradtak a modellben, de nem volt szignifikáns a regresszió. A keleti cickány a magasabb gyepborítású folyosó szakaszokon fordult elő, amit a többszörös regressziós vizsgálat a kapott szignifikáns regressziós koefficiens bizonyított. Végül mind az összesített kisemlős biomassza és az összesített fogásszám vonatkozásában a regressziós modell szignifikáns volt és a PC2 értékek maradtak a modellben, ami azt mutatta, hogy mindkét függő változó esetében a lombkorona és a cserje összborítás szignifikánsan pozitívan befolyásolta a kisemlősök összesített tömegességi értékeit.

A regressziós egyenes két kitüntetett koefficiense (tengelymetszet, meredekség) szignifikáns volt. A keleti cickány abundancia és az első főtengety PCA 1 értékei közötti szignifikánsan negatív meredekség a faj tömegessége és a PCA érték közötti negatív összefüggést mutatta. Mivel az első főtengety értékei a gyep összborításával mutatott magas negatív korrelációt, a keleti cickány vonatkozásában a negatív meredekség azt jelenti, hogy a faj a magasabb gyepborítású folyosó szakaszokon fordult elő, amit a regressziós vizsgálat szignifikanciája megerősített. Végül mind az összesített kisemlős biomassza és az összesített fogásszám vonatkozásában a regressziós modell szignifikáns volt és a PCA 2 értékek maradtak a modellben, ami azt mutatja, hogy mindkét függő változó esetében a lombkorona összborítás és a cserje összborítás szignifikánsan pozitívan befolyásolta a kisemlősök összesített tömegességi értékeit (8. táblázat).

A folyosókra vonatkozó eredmények nagyon sokat tettek hozzá a lucernaparcellák területén tervezett és megvalósított elevenfogó csapdázások eredményéhez. Kimutattuk, hogy a sövények, ökológiai folyosók mentén nagy fajkészletű kisemlős közösség van jelen, melyek esetén az erdeiegerek dominanciája jellemző, de alacsony sűrűség ellenére mezei pocok is használta ezeket a folyosókat. A folyosók refúgium és szétterjedési mozgást elősegítő jellege nagyon fontos tényező a mezőgazdasági művelés alatt álló táj, különböző elemei közötti szétterjedésében.



2-3. kép: A lucerna parcellán végzett csapdázás és a parcellákat elválasztó vizsgát sövények egyike

Bagolyköpetek gyűjtésén és feldolgozásán alapuló monitorozás

Téma 1: *A gyöngybagoly (Tyto alba) táplálék-összetételének vizsgálata intenzív művelésű mezőgazdasági területen*

Téma 2: *Telelő erdei fülesbaglyok (Asio otus) táplálék-összetételének vizsgálata Magyarországon különböző földrajzi régiókban*

Telelő erdei fülesbaglyok (*Asio otus*) táplálék-összetételének vizsgálata Magyarország különböző földrajzi régióiban

Bevezetés

Az erdei fülesbagoly, *Asio otus* (Linnaeus, 1758) a madarak (*Aves*) osztályán belül a bagolyalakúak (*Strigiformes*) rendjébe, a bagolyfélék (*Strigidae*) családjába tartozik. Széles elterjedésű faj, Európában, Ázsiában és Észak-Amerikában is költ. Magyarországon gyakori előfordulású, de a magasán fekvő, zárt erdőket kerüli. Előszeretettel foglalják el költőhelyül vetési és dolmányos varjak, valamint szarkák fészkeit, de ragadozó madarak gallyfészkeiben is megtelepszik. Zsákmányát, neve ellenére, nem erdőkben, hanem nyílt területeken kapja el. A telet sokszor a településekre húzódva, általában örökzöldeken vészeli át. Egy-egy fenyőn nem ritkán több tucat egyed is nappalozik, majd sötétedéskor indulnak vadászatra. Így a téli időszakban ezeken a nappalozó helyeken könnyen összegyűjthető köpetük összehasonlító elemzésre. Bár táplálék összetételét már jól dokumentálták Észak- és Közép-Európában, mégis Magyarországon kevés átfogó táj-szintű kutatást végeztek. A kisemlősök elterjedése és mennyiségi viszonyaik változásainak detektálásához a bagolyköpetek elemzése világszerte adekvát indirekt módszer. Ugyanakkor figyelembe kell venni, hogy a különböző bagolyfajok táplálék-niche hasznosítása eltérő lehet, ami például a kisemlős faunisztikai vizsgálatokhoz világszerte használt opportunist gyöngybagoly (*Tyto alba*) és az erdei fülesbagoly között is jelentős nagyságú.

Az erdei fülesbagoly vonatkozásában számos tanulmány foglalkozott a faj mozgáskörzetének becslésével, illetve mozgáskörzet méretének különböző időszakok (költési, telet időszak) közötti változásával. A mozgáskörzet méretére vonatkozó becslések kimutatták, hogy a költési időszakon kívül nő az erdei fülesbagoly területhasználata, azonban a megnövelt mozgáskörzetnek is kb. 25%-kát használják nagyobb intenzitással az egyedek. Az idézett rádió telemetriás vizsgálatok mozgáskörzet becslésen túl lehetővé tették a faj élőhely használatának vizsgálatát, melyek alapot adtak a területhasználat és a táplálék-összetétel összefüggéseinek feltárásához.

Jelen dolgozatban 4 különböző földrajzi területen, teletlő erdei fülesbaglyoktól gyűjtött köpetminták feldolgozásából származó eredményeket foglaltuk össze a területek és 3 év adatainak összehasonlításával. Alapvetően azt a kérdést vizsgáltuk, hogy a táplálék-összetétel mennyiben különbözik a földrajzi régiók, illetve a különböző évek összehasonlításában. Továbbá a teletlő fülesbaglyok térbeli lokalizációja alapján elemeztük a teletlőhely körüli tájmintázatot, vizsgálva, hogy az eltérő tájösszetétel mennyiben határozta meg az erdei fülesbaglyok táplálék-összetételének eltérését.

Célkitűzés

Jelen vizsgálat célja, hogy a különböző földrajzi régióban teletlő erdei fülesbagoly állományok táplálék-összetétele mennyiben tér el az egyes lokalitások és az egyes mintavételi időszakok összehasonlításában. A vizsgálat során a következő kérdések megválaszolására törekedtünk:

- A 4 földrajzilag jól elkülönült település összehasonlításában van-e kimutatható különbség a kisemlősök tér és időbeli előfordulásában?
- A teletlőhelyek körüli tájmintázatot elemzés alapján vizsgáltuk, hogy a fő táplálékkategóriák mennyiségi megoszlása visszavezethető-e a folt mintázat belüli különbségekre?

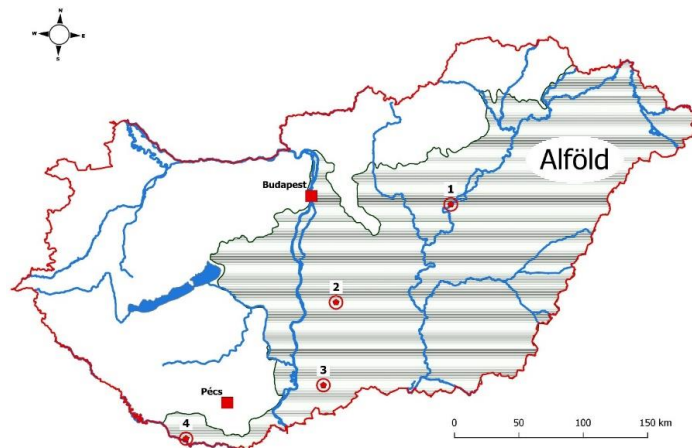
A kérdések alapján az alábbi célkitűzéseket fogalmaztuk meg:

- A négy telelőhelyen három év alatt gyűjtött erdei fülesbagoly köpetek feldolgozása, a táplálék-összetétel komponenseinek meghatározása és gyakorisági értékük tér-időbeli elemzése.
- A táplálékozási niche paraméterek összehasonlító vizsgálata.
- Az egyes területeken kimutatott táplálék-összetétel diverzitás viszonyainak elemzése.
- A mintahelyek körüli tájmintázat térinformatikai vizsgálata a digitalizált élőhely foltok aránya, illetve egyes tájindexek értékelése alapján.

Anyag és módszer

Mintavétel

A vizsgálathoz felhasznált adataink a 2014-2015, 2015-2016 és 2016-2017 telén 4 földrajzilag jól elkülönült terület négy településén (Közép-Tisza vidék: Hevesi ártér - Tiszabura (1); Duna-Tisza közti síkvidék: Kiskunsági homokhát - Izsák (2), Duna-Tisza közti síkvidék: Bácskai löszös síkság - Felsőszentiván (3); Dráva menti síkság: Dráva-sík -Drávasztára (4)) gyűjtött erdei fülesbagoly köpetekből származnak (1. ábra).



1. ábra: A négy vizsgált település térbeli eloszlásának tematikus térképe

A feldolgozott bagolyköpet adatainkat Microsoft Access adatbázisban tároltuk, amely tartalmazza a köpetminták paramétereit (minta kódja, település, dátum, gyűjtő, határozó, köpetszám, minta típusa, időszak, nemzeti park, bagolyfaj), továbbá a részletes fajlistát a fajkódokhoz tartozó egyedszám adatokkal, melyek egész köpetekből (A) vagy törmelékes anyagból (B) kerültek kimutatásra. A térinformatikai elemzés az adatbázisban megtalálható részletes kisemlős adatokat tartalmazó táblák és Magyarország település adatbázisát tartalmazó tábla összekapcsolásával érhető el.

A gyűjtött anyagot megszáritottuk, és száritott állapotban, kézzel, tüvel-csipesszel bontottuk szét. Az egy köpetből kigyűjtött csontokat a határozásig külön-külön fiolába tettük. A koponya és az állkapocscsont, valamint a fogazati bélyegek alapján pontosan becsülhető a ragadozó által elejtett zsákmány mennyisége és minősége. A határozások alapján a tájegységekre összesített, valamint az összehasonlító statisztikai elemzésbe bevont zsákmánylisták 16 kisemlős és 2 egyéb komponensből álltak. A határozások során törekedtünk az egyes fajok (taxonok) egyedszámának pontos meghatározására.



1-2. kép: Erdei fülesbagoly (*Asio otus*) köpet gyűjtés.

A tájmintázat elemzés mintaegységei, térinformatikai feldolgozás

Az érintett földrajzi tájegységek, illetve települések elhelyezkedésének és tájmintázatának térképi ábrázolásához az Quantum GIS (QGIS) 2.18.-Las Palmas verziójú térinformatikai szoftvert használtuk. Az erdei fülesbagoly adott településeken megtalált téli teelők helyei környezetében jellemző tájmintázat feltérképezése manuális digitalizációval készült 1:1500 méretarányon, aktuális Google Maps raszter alapon. A táj összetételének és strukturális jellemzőinek értékelésénél az egyik legfontosabb szempont a vizsgált faj szempontjából megfelelő térskála kiválasztása. Az erdei fülesbagoly köpetekből indirekt kimutatott kisemlős adatok tájmintázat szerinti eloszlásának vizsgálatához figyelembe kell vennünk, hogy mekkora a bagolyfaj mozgáskörzete, vadászterülete. Egy korábbi nemzetközi tanulmány minimum convex poligon (MCP) módszert alkalmazva átlagosan 2025 ha nagyságú mozgáskörzetet írt le. Későbbi rádiótelemetriás vizsgálatok ennél kisebb home range méretet írtak le. Eredményinkhez az elsp tanulmány adatait nem vettük figyelembe, négy későbbi publikációban közölt adat átlagát számítottuk ki (átlag = 544 ha, $\pm SE = 150$). Ez az átlagos mozgás körzet méret 1.32 km-es sugárral számolt pufferzónát jelent. A fenti adatok első sorban a szaporodási időszakra vonatkoznak. Ennek megfelelően a teelők fülesbaglyok táplálék-összetétele és a tájmintázat közötti összefüggések számításához a települések körül fix 2 km sugarú pufferterület egységeket használtunk. A pufferterület méretének meghatározásához saját megfigyelés is hozzájárult, ugyanis az izsáki köpetek feldolgozásakor énekes madárgyűrűk kerültek elő. A gyűrűzési adatbázisból kiderült, hogy több kékcinege, nádi sármány és cserregő nádiposzáta megkerüléséről van szó. A teelőhelytől a legközelebbi nádas kb. 2 km-re található, így a fent említett nádi fajokat minimum ekkora távolságban zsákmányolhatták az erdei fülesbaglyok.

Statisztikai feldolgozás

Táplálék-összetétel abundancia adatainak statisztikai értékelése

Vizsgálataink során az alapadatokat a 3 éves minta és a 4 település köpetmintáiból meghatározott kisemlős fajok, illetve taxonok egyedszámai jelentették, amelyekből származtatott relatív gyakorisági értékekkel (%) végeztük el a statisztikai számításainkat:

$$p_i = \frac{n_i}{\sum_{i=1}^n n_i} \times 100 ,$$

ahol n_i , az i -edik faj egyedszáma az adott köpetmintában. A bagolyköpet vizsgálatok értékelésekor a relatív arány azért megfelelő származtatott adat, mert általa korrigálni tudjuk az eltérő mintanagyságból fakadó torzításokat.

A tájegységekre összesített adatsorok alapján két leggyakoribb fajra (mezei pocok, pirók erdeieger) és genusra (*Apodemus* sp., *Mus* sp.), valamint a két fő zsákmánytaxonra (pocokfélék - Arvicolinae, egérfélék – Murinae) kapott relatív gyakorisági értékek megoszlásának homogenitás vizsgálatához G-tesztet alkalmaztunk, amely taxoncsoportok, a települések és mintavételi évek párosításában vizsgálta az egyenlő eloszláshoz viszonyított statisztikai eltérést, azaz inhomogenitást. A fajok dominancia sorrendjét a települések adataiból készített faj-gyakorisági hisztogramok alapján értékeltük.

A négy település tekintetében kiemelt fajok és taxonok statisztikai összehasonlításához, ha az adatsorok megfeleltek a variancia-analízis feltétel rendszerének (varianciák homogenitása - Levene-teszt, adatsorok normalitása - Shapiro-Wilk-teszt), variancia-analízist használtunk (egyutas-ANOVA). A különböző tájegységek, mint mintapárok közötti statisztikai különbség kimutatására az ANOVA esetében post hoc tesztként Tukey HSD-tesztet.

A telelő állományok táplálék-összetételének diverzitás viszonyai és niche vizsgálata

A négy telelőhelyre vonatkozó táplálék-összetétel diverzitását a Shannon-Wiener-formulával:

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

valamint a Simpson-, vagy kvadratikus diverzitással adtuk meg,

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

ahol p_i az i -edik faj egyedszámának aránya a mintában, S pedig a fajok száma. A diverzitás értékek számításával párhuzamosan a faj-egyöntetűséget, vagy röviden egyenletességet is meghatároztuk (PIELOU 1975):

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

ahol H a minta diverzitása, S pedig a fajszáma. A fenti három paraméter esetén megadtuk a számított értékekhez tartozó 95%-os konfidencia sávot is, amely alapján eldönthető a két diverzitási index és egyenletesség értékeinek különböző területek közötti szignifikáns különbsége. A fajgazdagság várható értékének (kimutatható taxonok száma) becsléséhez alkalmaztuk a Chao-1 becslőt is. Továbbá a diverzitási viszonyok értékeléséhez a Rényi-féle diverzitási rendezést is alkalmaztuk. A közösségi paraméterek számításához és becsléséhez Past 3.14 programot használtuk (HAMMER *et al.* 2001).

Az erdei fülesbagoly táplálék-niche összehasonlítását a niche paraméterek számításával végeztük. A településekből kapott adatokat felhasználva meghatároztuk a ragadozófaj niche-szélességét, melynek kiszámítására Simpson-indexet használtunk:

$$B_i = \frac{1}{\sum_{i=1}^n p_i^2}$$

ahol p_i az adott zsákmány relatív gyakorisága a táplálék-összetételben.

A niche-átfedést Renkonen-index (Re_{jk}) segítségével adtuk meg. Az index (Re_{jk}) értékét az alábbi képlet alapján számoltuk:

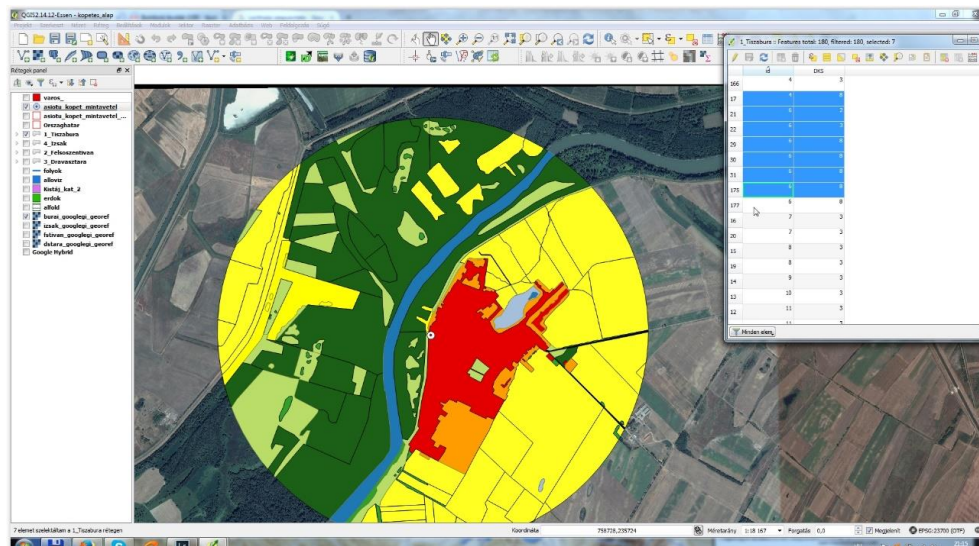
$$Re_{jk} = \left[\sum_{i=1}^n (\min .p_{ij}, p_{ik}) \right]$$

ahol n a zsákmánykategóriák száma, p_i az adott zsákmány relatív gyakorisága a táplálék-összetételben, p_{ji} a j -edik, p_{ki} a k -adik kiemelt település i -edik zsákmányának relatív gyakorisága.

A tájmintázat statisztikai elemzése

A mintavétel helyek körül kijelölt 2 km sugarú puffterület digitalizálása során 9 foltkategóriát különítettünk el: kert (1), fás-cserjés (2), erdő/faültetvény (3), település (4), út (5), nyílt víz (6), vizes élőhely (7), szántó (8), gyep (9) (3. kép). Ezen folttípusok számát és adott folttípus területe alapján a teljes tájegységre (1256 ha) vonatkozó relatív arányát kiszámoltuk.

A 9 folttípust 4 nagyobb foltkategóriába rendeztük: Erdős területek: kert (1), fás-cserjés (2), erdő/faültetvény (3); lakott területek: település (4), út (5); vizes élőhely: nyílt víz (6), vizes élőhely (7); valamint a nyílt területek: szántó (8), gyep (9). Az egyes foltkategóriákat homogenitás tesztel (G-teszt) vizsgáltuk a települések párosításában, valamint a településeken belüli foltkategóriákat is összehasonlítottuk. Továbbá mind a négy mintavételi helynél kiszámoltuk a folt denzitást, szegély denzitást, átlagos folt méretet, valamint a már használt Shannon és Simpson diverzitást is megadtuk a folttípusokra.



3. kép: A mintavételi hely körüli 2 km sugarú puffterület digitalizálása QGIS programban.

Eredmények

A kisemlős taxonok gyakorisági megoszlása az évek és a települések összehasonlításában

A három mintavételi év alatt 1 316 db erdei fülesbagoly köpetek gyűjtöttünk, melyek feldolgozása során összesen 2 681 zsákmányegyet került elő a négy település telelőhelyéről. A fajok, illetve taxonok relatív arányát a 1. táblázat foglaltuk össze, ahol a fajok tudományos latin neve után zárójelben az adatbázisunkban használt rövidítése szerepel (fajok felsorolása Magyarország emlőseinek atlasza szerinti nomenklaturát követi). A kisemlősök mellett a mintákban egyéb zsákmánykategóriába sorolt több madárpéldány (*Passeriformes* sp.), valamint rovaregyedek is előfordultak.

1. táblázat: A bagolyköpetekből meghatározott fajok és taxonok relatív aránya mintavételi egységek (település) adatai alapján (1. év: 2014/2015; 2 év: 2015/2016; 3 év: 2016/2017)

Mintavétel	Település	Tiszabura			Izsák			Felsőszentiván			Drávasztára		
		1. év	2. év	3. év	1. év	2. év	3. év	1. év	2. év	3. év	1. év	2. év	3. év
Neomys sp. (Nsp)		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.45	0.00
<i>C. suaveolens</i> (CSU)		0.00	0.43	0.00	1.89	0.00	0.00	1.18	0.00	0.00	0.00	0.45	0.00
<i>M. glareolus</i> (MGL)		0.00	0.00	0.00	1.89	0.25	0.65	0.00	0.00	1.28	1.44	0.00	0.43
<i>M. agrestis</i> (MAG)		0.00	0.43	0.00	0.00	0.00	0.33	1.18	0.00	0.43	1.44	1.80	3.42
<i>M. arvalis</i> (MAR)		76.72	76.52	75.40	89.62	69.21	88.24	45.88	32.00	27.23	59.13	31.53	29.06
<i>M. subterraneus</i> (MSU)		0.53	0.43	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.44	1.70	0.00	0.45	0.85
<i>A. amphibius</i> (AAM)		0.00	0.43	0.00	0.00	0.76	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Rattus sp. (Rsp)		0.00	0.87	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>A. agrarius</i> (AAG)		4.23	1.74	0.81	4.72	1.27	0.98	8.24	8.44	8.51	15.38	31.98	20.09
Apodemus sp. (Asp)		3.17	10.00	6.45	0.00	13.23	5.88	24.71	28.89	30.21	13.46	19.82	11.97
Apodemus ind. (Aind)		1.06	0.43	0.00	0.00	1.27	0.98	5.88	2.22	1.28	3.37	3.15	2.56
<i>M. minutus</i> (MMI)		3.70	1.30	4.84	0.00	3.05	0.98	0.00	1.33	4.68	3.85	4.95	27.78
<i>M. spicilegus</i> (MSP)		3.17	2.17	3.63	0.94	3.56	0.33	1.18	10.22	16.17	0.00	4.05	0.85
<i>M. musculus</i> (MMU)		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.44	0.85	0.00	0.45	1.28
Mus sp. (Mus)		6.35	3.04	8.87	0.94	2.04	0.65	8.24	13.33	7.23	0.48	0.45	1.28
<i>Mustela nivalis</i>		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Aves		1.06	2.17	0.00	0.00	5.09	0.33	3.53	2.22	0.43	1.44	0.00	0.43
Insecta		0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00	0.00	0.44	0.00	0.00	0.45	0.00
Összesen		100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Mind a négy település esetén a mezei pocok volt a leggyakoribb zsákmány állat a telelő erdei fülesbaglyoknak, azonban a gyakoriság mértéke különbözött. A három mintavételi év adatai alapján a mezei pocok gyakorisági értékének átlaga Izsákon volt a legnagyobb ($\bar{x} = 82.36$, $\pm SD = 11.41$). Emellett Tiszabura mintáiból mutattuk ki a faj második legnagyobb gyakoriságát ($\bar{x} = 76.21$, $\pm SD = 0.71$). Míg a másik két településnél lényegesen alacsonyabb 40% alatti gyakorisági értékkel jelent meg a mezei pocok (Felsőszentiván: $\bar{x} = 35.03$, $\pm SD = 9.82$; Drávasztára: $\bar{x} = 39.91$, $\pm SD = 16.70$). Mind a négy telelőhely köpet mintáiban a mezei pocok mellett a pirók erdeieger és az erdei egerek (*Apodemus* sp.) zsákmánykategória volt jellemzően magasabb gyakorisággal jelen a baglyok táplálék-összetételében. A pirók erdeieger vonatkozásában az erdei fülesbaglyok Drávasztára területén fogyasztották a legnagyobb arányban, ahol a faj gyakorisági értéke a három mintavételi év tekintetében 15 és 32% közötti intervallumban változott ($\bar{x} = 22.48$, $\pm SD = 8.55$). A felsőszentiváni minták alapján a pirók erdeieger gyakorisági értéke kiegyenlített volt, mind három évben 8% körüli értéket számítottunk az összesített zsákmány egyedszámhoz viszonyítva ($\bar{x} = 8.40$, $\pm SD = 0.14$). További két alföldi terület (Izsák, Tiszabura) esetén a faj átlagos gyakorisági értéke nem érte el a 3%-ot (Izsák: $\bar{x} = 2.32$, $\pm SD = 2.08$; Tiszabura: $\bar{x} = 2.26$, $\pm SD = 1.77$). Az erdeiegerek zsákmánycsoport (*Apodemus* sp.) gyakorisági értéke a két alacsonyabb mezei pocok gyakoriságú területen volt magasabb, melyek közül Felsőszentiván mintáiból számítottuk a préda csoport legnagyobb átlagos gyakoriságát ($\bar{x} = 27.94$, $\pm SD = 2.87$). Míg a pirók erdeieger Drávasztárától került elő legnagyobb gyakorisággal, az erdeiegerek gyakorisága ezen a területen alacsonyabb volt, az előző településhez viszonyítva. A csoport gyakorisági aránya itt csak 11 és 20% közötti intervallumban változott és az átlagos gyakorisági érték alig haladta meg a 15%-ot ($\bar{x} = 15.08$, $\pm SD = 4.17$). Ennél a préda kategóriánál is Tiszabura és Izsák területén mutattuk ki a kisebb gyakorisági értéket, a két terület összehasonlításában a számított

átlagos gyakorisági érték kiegyenlítetnek bizonyult (Izsák: $\bar{x} = 6.37, \pm SD = 6.63$; Tiszabura: $\bar{x} = 6.54, \pm SD = 3.41$) (1. táblázat).

A zsákmány állatok közül végül az igazi egerek (*Mus sp.*) átlagos gyakorisági értékének megoszlását emeltük ki. Elsőként a házi és güzüegér és a fajra nem meghatározott egyedek összesített adatából származtatott értékeket elemeztük. A négy telelő hely közül Felsőszentiván esetén mutattuk ki e zsákmány csoport legnagyobb gyakorisági értékeit, amely a három év alapján 9 és 25% között változott, így az átlagos gyakorisági érték megközelítette a 20%-ot ($\bar{x} = 19.22, \pm SD = 8.50$). Ezt a zsákmánycsoportot közel 10%-os átlagos gyakorisággal ($\bar{x} = 9.08, \pm SD = 3.66$) mutattuk ki Tiszabura településről gyűjtött mintákból, ahol az utolsó mintavételi időszakban (2016/2017) volt e legmagasabb a számított gyakorisági érték (12.5%). Az igazi egerek gyakorisági értéke Izsák és Drávasztára területén volt legkisebb, amely két település esetén az átlagos gyakorisági érték közel azonos (Izsák: $\bar{x} = 2.82, \pm SD = 2.44$; Drávasztára: $\bar{x} = 2.95, \pm SD = 2.27$). Az utóbbi két településnél megjegyezzük, hogy a *Mus* préda csoport gyakorisági értékei jelentősen különbözött a három év során, amely így az átlaghoz viszonyítva a legnagyobb szórást mutatta, a fentebb kiemelt táplálék komponensek összehasonlításában (1. táblázat.). Már ezek az eredmények is mutatják, hogy amely telelő területen a mezei pocok gyakorisága alacsonyabb volt, ott az erdei egerek (*Apodemus*) és az igazi egerek (*Mus sp.*) magasabb részesedéssel szerepeltek a táplálék-összetételben, ami erdei fülesbaglyoknál a mezei pocok relatív hiányának különböző kompenzációját jelentette.

Az erdei fülesbaglyok táplálékában megjelenő 2 fő zsákmánykategória (*Arvicolinae*, *Murinae*) egymáshoz viszonyított relatív arányát is értékeltük. Elsőként mind a négy település vonatkozásában három mintavételi év adatai között elvégzett homogenitás vizsgálata Tiszabura és Felsőszentiván esetén egyik zsákmánycsoport esetén sem adott szignifikáns eltérést az évek adott párosításaiban. Ezzel szemben a gyakorisági értékek Izsákon két mintavételi év párosításában mutattak szignifikáns inhomogenitást (2. táblázat), viszont a 2015 és 2017-es adatok összehasonlításában az egérfélék gyakorisági megoszlása homogén volt ($G = 0.63, n.s.$).

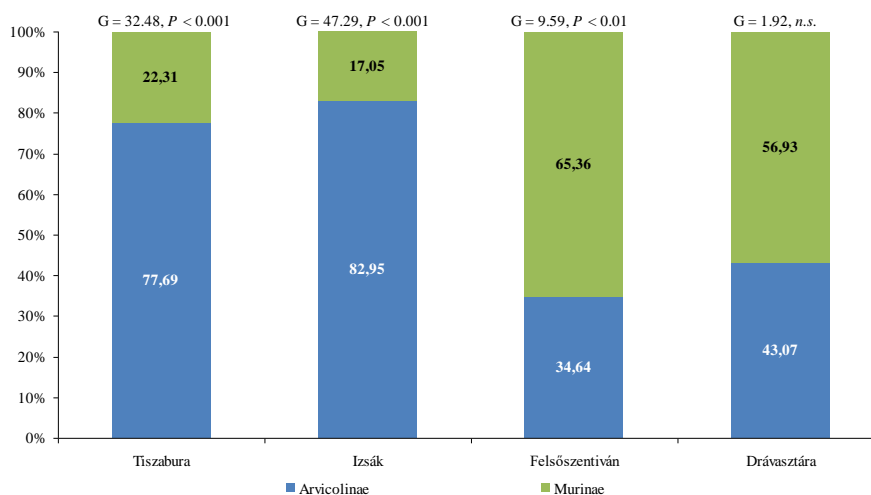
2. táblázat: A két kisméretű csoport adott éven belüli arányának páronkénti homogenitás vizsgálata a mintavételi helyek alapján (a táblázat a szignifikáns G-teszt eredményeit tartalmazza)

Település	Taxon/Érték	Mintapárok	G	P
Izsák	Murinae	2015 vs. 2016	10.89	<0.001
		2016 vs. 2017	6.45	<0.05
Drávasztára	Arvicolinae	2015 vs. 2016	8.45	<0.01
		2015 vs. 2017	8.46	<0.01
	Murinae	2015 vs. 2016	8.02	<0.01
		2015 vs. 2017	8.49	<0.01

Ebben a lokalitásban a pocokfélék gyakorisági megoszlása az évek mind három párosításában homogénnek bizonyult. Ezen a területen a mezei pocok két évben is 88%-ot is meghaladó relatív gyakorisággal fordult elő a telelő állomány táplálék-összetételében, ami alapvetően meghatározta a mintavételi évek közötti homogenitás tesztek eredményét. Drávasztára esetén mind a pocok- mind az egérfélék gyakorisági megoszlása két-két mintapárosításban mutatott szignifikáns eltérést a feltételezett egyenlő homogenitáshoz (2. táblázat). Azonban mindkét csoport esetén 2016 vs. 2017-es mintapárosításban a pocokfélék és az egérfélék gyakoriságának megoszlása homogén volt.

A három különböző év összesített adatait felhasználva a két fő zsákmánycsoport gyakorisági megoszlásának homogenitását mind a négy telelőhely esetén külön-külön vizsgáltuk. Két településen (Tiszabura, Izsák) a pocokfélék (*Arvicolinae*) részesedése volt a nagyobb, mely a fő zsákmánynak számító mezei pocok abszolút dominanciájának volt

köszönhető. Ennek megfelelően mindkét településnél a két zsákmánycsoport gyakorisági megoszlása szignifikánsan eltért a G-teszt elméleti eloszlásától. A másik két településen (Drávasztára, Felsőszentiván) az egérfélék (Murinae) taxoncsoport gyakorisága volt nagyobb, azonban a két taxon gyakorisági megoszlása Felsőszentiván esetén volt szignifikánsan inhomogén, míg a Drávasztarán kimutatott táplálék-összetételben a pocok- és egérfélék gyakorisági megoszlásának relatív aránya homogén volt (2. ábra).



2. ábra: A két taxoncsoport gyakorisági megoszlása a négy településen a teljes minta alapján

3. táblázat: A pocokfélék (Arvicolinae) arányának homogenitás tesztje (G-próba) a vizsgált települések összehasonlításában

Település	Tiszabura	Izsák	Felsőszentiván	Drávasztára
Tiszabura				
Izsák	0.17			
Felsőszentiván	16.93**	20.44**		
Drávasztára	10.06*	12.84**	0.92	

*: $P < 0.01$; **: $P < 0.001$

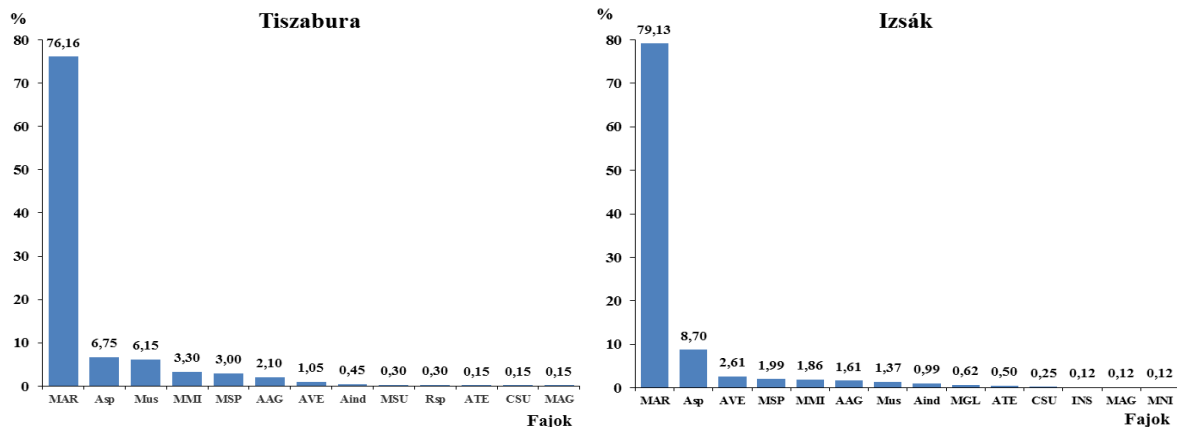
A két fő taxoncsoport gyakorisági megoszlásának homogenitását a telelőhelyek összehasonlításában is teszteltük. A pocokfélék vonatkozásában az Izsák és Tiszabura területén kimutatott igen magas pocok gyakoriság következtében e két település összesített mintájából számított gyakorisági érték szignifikáns inhomogenitást mutatott a pocok Felsőszentiván és Drávasztára területéről gyűjtött mintában jellemző arányával. A két magas (Tiszabura vs Izsák), valamint a két alacsony (Drávasztára vs Felsőszentiván) pocok gyakorisággal jellemzett telelőhelyek összehasonlításában e taxoncsoport arányának megoszlása homogén volt (3. táblázat). Az egérfélék esetén ugyancsak két minta párosításában tapasztaltunk homogén eloszlást (Tiszabura vs Izsák, Felsőszentiván vs Drávasztára). Azonban ebben az esetben ezt Tiszabura és Izsák esetében az egérfélék alacsony, míg a másik két telelőhely táplálék-összetételében a jellemzően magasabb, 20% feletti gyakorisági értéke eredményezte. Ennek megfelelően G-teszt ugyanazon minta párosítások esetén adott szignifikáns inhomogén megoszlást, mint a pocokfélék esetében, de az egérfélék Felsőszentiván és Drávasztára mintájában voltak szignifikánsan nagyobb gyakorisággal jelen a feltételezett egyenlő megoszláshoz képest, mint Tiszabura és Izsák területén (4. táblázat).

4. táblázat: Az egérfélék (Murinae) arányának homogenitás tesztje (G-próba) a vizsgált települések összehasonlításában

Település	Tiszabura	Izsák	Felsőszentiván	Drávasztára
Tiszabura				
Izsák	0.7			
Felsőszentiván	22.08*	30.21*		
Drávasztára	15.65*	22.68*	0.58	

*: $P < 0.001$

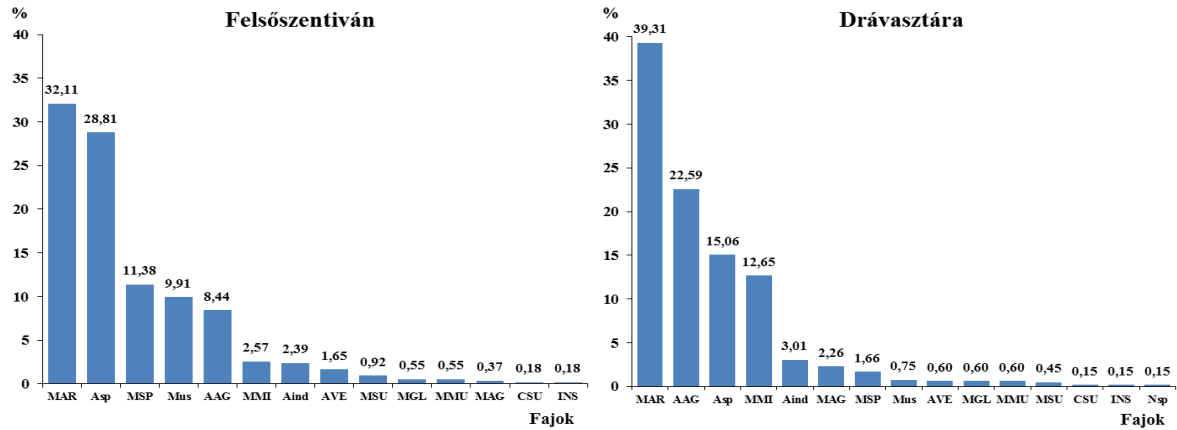
A négy vizsgált telelőhelynél kimutatott táplálék-összetétel alapján a három mintavételi évre összesített adatokból a faj-gyakorisági hisztogramokat is megadtuk (3-4. ábra). Tiszabura területéről származó adatok alapján a mezei pocok (76.16%) került a dominancia rangsor első helyére. Ezután 6.75% értékkel, a fajra nem meghatározott erdeiegek taxoncsoport következett, majd az erdei fülesbaglyok táplálékában, a fajra nem meghatározott Mus genusba tartozó egerek taxon volt a harmadik leggyakoribb zsákmánycsoport, melynek gyakorisági értéke 6.15% volt (3. ábra). Az izsáki telelőhelyről gyűjtött mintákból a 12 kisemlős taxon mellett a madarak és a rovarok taxon is szerepel a hisztogramon. Ennél a mintánál a mezei pocok volt a rangsor vezető faja, melynek relatív aránya meghaladta a 79%-ot. A dominancia sorrend második helyére 8.70%-os abundancia értékkel az erdeiegek taxoncsoport került. A rangsor harmadik helyén a madarak szerepeltek, mely prédacsoport relatív aránya megközelítette a 3%-ot (3. ábra).



3. ábra: Faj-gyakorisági hisztogramok Tiszabura és Izsák adatai alapján

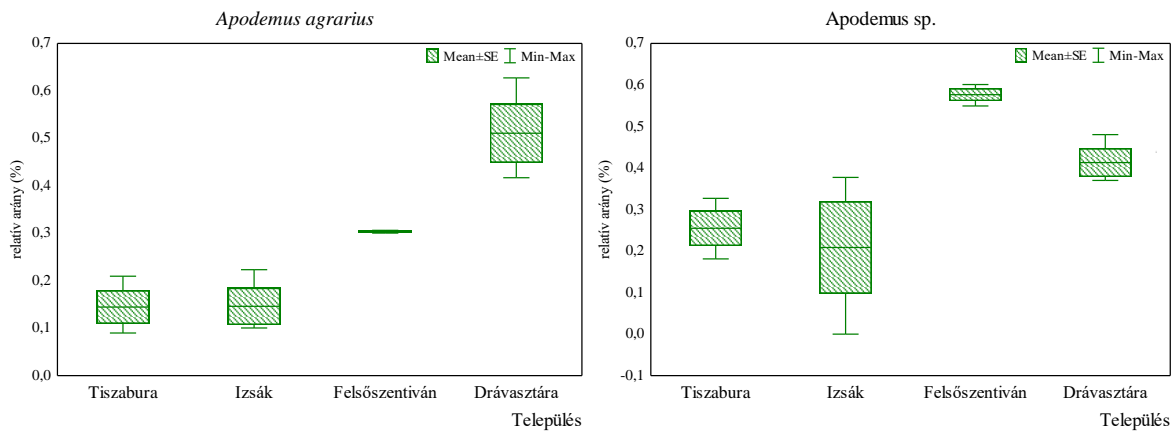
A Felsőszentiván területére vonatkozó gyakorisági sorrendben szintén 12 emlősfaj értékeit tudtuk megjeleníteni, melyek közül a rangsor első helyén, közel 32.11%-os relatív abundanciával a mezei pocok szerepelt. A dominancia sorrend második helyén az erdeiegek taxon jelent meg 28.81%-os abundancia értékkel. A fajsorrend harmadik helyére a gűzüegér került, melynek relatív aránya 11.38% volt (4. ábra). Végül a Drávasztára területén begyűjtésre került minták faj-gyakorisági hisztogramját értékeljük. A dominancia sorrend első helyére a többi középtájhoz hasonlóan a mezei pocok került, a faj gyakorisági értéke 39.31%. A második helyen a pirok erdeieger szerepelt (22.59%), míg a harmadik leggyakoribb zsákmány csoport az erdeiegek (Apodemus sp.) volt, melynek gyakorisági értéke meghaladta a 15%-ot. Ennek a mintának további jellegzetessége, hogy megjelentek a Neomys fajok is, bár csak alacsony értékben, mindkét faj (*Neomys anomalus*, *Neomys fodiens*) Magyarországon védett, természetvédelmi értékük 50.000Ft (4. ábra). A védett fajok esetében mindegyik településről előkerült a keleti cickány (*Crocidura suaveolens*), melynek természetvédelmi értéke 25.000Ft, a csalitjáró pocok (*Microtus agrestis*), melynek természetvédelmi értéke 25.000Ft és a törpe

egér (*Micromys minutus*), melynek természetvédelmi értéke 25.000Ft ugyan kis arányba amely fajok nagyon alacsony gyakorisági értéket képviseltek a teljes táplálék-összetételben. Ugyanakkor ki kell emelnünk, hogy az erdei fülesbagoly köpetek vizsgálatánál fontos faunisztikai adatokat jelentenek e védett fajok, különösen a jégkorszaki reliktum csalitjáromocok alföldi elterjedésének feltérképezése szempontjából.

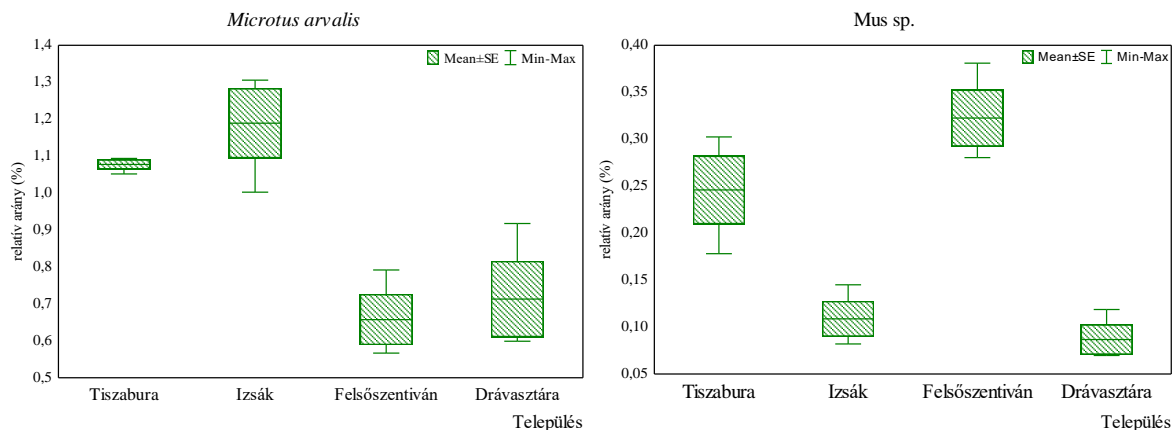


4. ábra: Faj-gyakorisági hisztogramok Felsőszentiván és Drávasztára adatai alapján

A fő zsákmányfajok és genusok mintavételi helyek közötti mennyiségi (transzformált abundancia adatok) megoszlását variancia-analízissel vizsgáltuk és a területekre vonatkoztatott átlagos abundancia értékek megoszlását box-plot diagramon ábráztuk. A pírók erdeieger esetén a relatív gyakoriság átlaga szignifikánsan különbözött a telelőterületek összehasonlításában (ANOVA: $F = 18.34$, $P < 0.001$). A post hoc teszt alapján Drávasztára vs Tiszabura (Tukey HSD: $P = 0.0011$), Drávasztára vs Izsák (Tukey HSD: $P = 0.0011$), valamint Drávasztára vs Felsőszentiván (Tukey HSD: $P = 0.028$) összehasonlításában mutatott a pírók erdeieger átlagos gyakorisága szignifikáns eltérést (5. ábra). A fajra nem meghatározott erdeieger (Apodemus sp.) esetén is a települések közötti varianciák szignifikánsan különböztek (ANOVA: $F = 7.23$, $P < 0.05$). A minták páronkénti tesztje azt mutatta, hogy ennél a zsákmány csoportnál, mindössze két mintapárosítás közötti szignifikáns különbség okozta a variancia analízis eredményét (Felsőszentiván vs Tiszabura - Tukey HSD: $P = 0.026$, Felsőszentiván vs Izsák - Tukey HSD: $P = 0.013$) mutatott szignifikáns eltérést (5. ábra).



5. ábra: A pírók erdeieger (*A. agrarius*) és az erdeieger taxon (*Apodemus* sp.) átlagos relatív abundancia értékeinek megoszlása a települések összehasonlításában



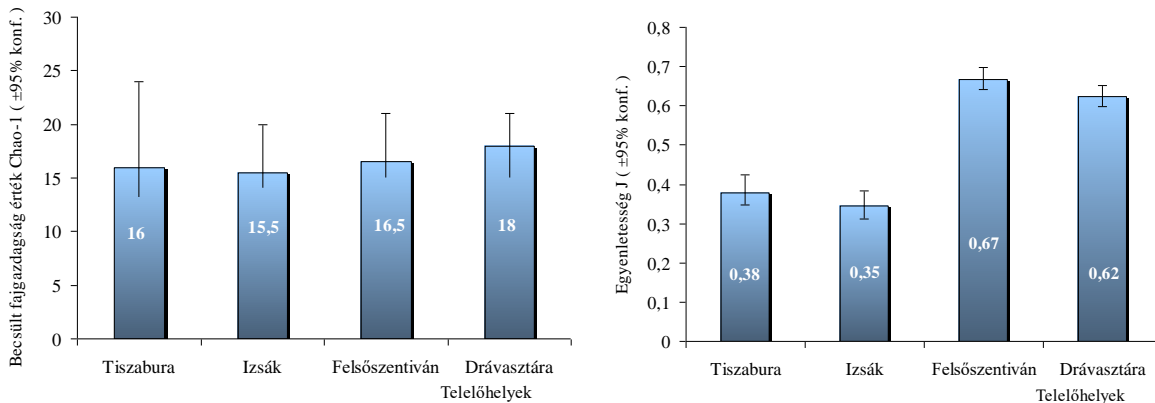
6. ábra: A mezei pocok (*M. arvalis*) és az valódi egerek taxon (*Mus sp.*) átlagos relatív abundancia értékeinek megoszlása a települések összehasonlításában

Az erdei fülesbaglyok fő táplálékállata, a mezei pocok vonatkozásában is szignifikáns volt a gyakorisági értékek telelőhelyek közötti megoszlása (ANOVA: $F = 11.45$, $P < 0.01$). Ennél a fajnál az ANOVA eredményét négy párosítás esetén kapott szignifikáns különbség határozta meg. A Tiszabura és Izsák táplálék összetételében kimutatott mezei pocok gyakoriság szignifikánsan magasabb volt, mint Drávasztára és Felsőszentiván mintájából kimutatott abundancia érték, amit a box plot diagramok grafikusán szemléltetnek (Tiszabura vs Drávasztára - Tukey HSD: $P = 0.043$, Tiszabura vs Felsőszentiván - Tukey HSD: $P = 0.022$, Izsák vs Drávasztára - Tukey HSD: $P = 0.011$, Izsák vs Felsőszentiván - Tukey HSD: $P = 0.006$) (6. ábra). A pirók erdeieger, az *Apodemus sp.* és mezei pocok gyakorisági értékeinek box plot diagramja szemlélteti az összesített adatok alapján fentebb leírtakat, miszerint Tiszabura és Izsák területén kimutatott magasabb mezei pocok arány esetén az erdeieger mennyisége kisebb, míg Felsőszentiván és Drávasztára mintájába, ahol a mezei pocok abundancia értéke alacsonyabb, az erdei fülesbaglyok táplálékában nagyobb mennyiségű erdeieger jelent meg.

Végül az igazi egerek (*Mus sp.*) gyakorisági érték megoszlását is vizsgáltuk, amely taxon esetében is az ANOVA szignifikáns különbséget bizonyított ($F = 17.82$, $P < 0.001$). A mezei pocoknál magasabb szignifikancia szintű eredményt ebben az esetben is négy mintapárosításban kapott szignifikáns különbség okozta (Tiszabura vs Izsák - Tukey HSD: $P = 0.027$, Tiszabura vs Drávasztára - Tukey HSD: $P = 0.012$, Izsák vs Felsőszentiván - Tukey HSD: $P = 0.002$, Drávasztára vs Felsőszentiván - Tukey HSD: $P = 0.001$) (6. ábra).

A telelő állományok táplálék-összetételének diverzitás viszonyai és niche vizsgálata

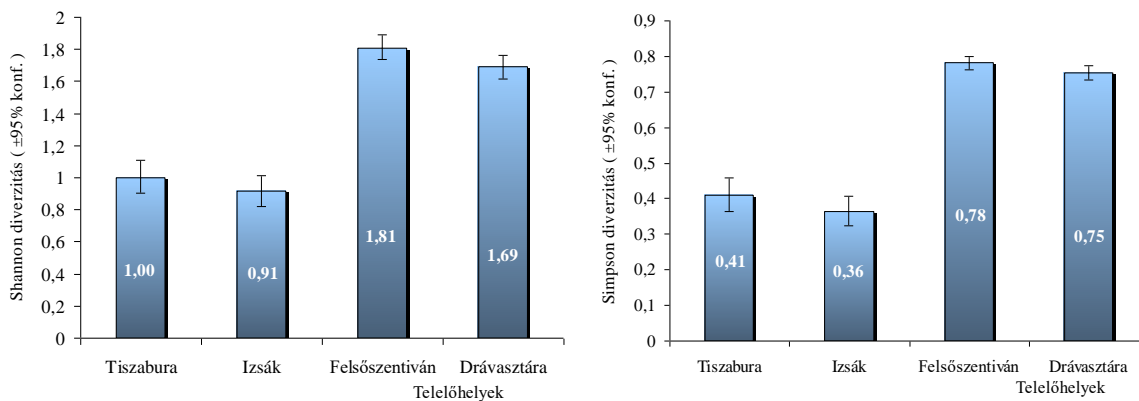
Az abundancia adatok megoszlása értékelése mellett a vizsgált telelő erdei fülesbaglyok állományok táplálék-összetételének diverzitás viszonyait is elemeztük. A kimutatott taxonok száma nagyon hasonló a négy terület összehasonlításában. Annál a két területnél, ahol a mezei pocok gyakorisági értéke magas volt (Tiszabura: $S = 14$, Izsák: $S = 14$), mindössze egy taxonnal mutattunk ki kevesebbet, mint a másik két területen, ahol a mezei pocok dominanciája kisebb mértékű volt (Felsőszentiván: $S = 15$, Drávasztára: $S = 15$). A fajgazdagságra vonatkozóan Chao-1 módszerrel becsültük meg a várható taxon számot. A becslő nagyobb eltéréssel adta meg a várható fajgazdagságot, azonban a becslő értékhez tartozó konfidencia értékek átfedése miatt, nincs statisztikai különbség a becsült értékek között (7. ábra).



7. ábra: A telelőhelyek táplálék-összetételének becsült fajgazdagsága (Chao-1) és egyenletesség (J) értéke

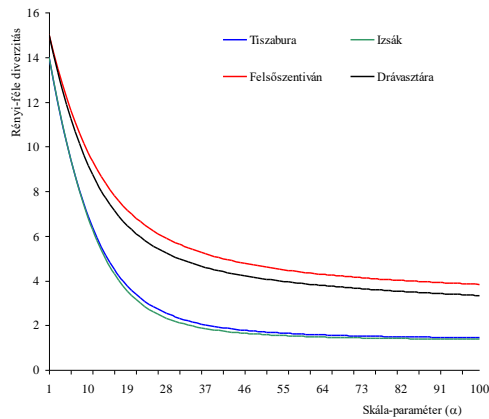
Az egyenletesség értékek megoszlását jelentős mértékben befolyásolta mezei pocok gyakoriságának különbsége. E fő zsákmány állat nagyobb dominanciája csökkentette az egyenletesség értékét (Tiszabura, Izsák), míg a mezei pocok arányának csökkenése, amely egyben más és több prédakategória nagyobb arányú megjelenését eredményezte, magasabb egyenletességi értékeket okozott (Felsőszentiván, Drávasztára) (7. ábra).

A kimutatott táplálék-összetétel alapján kiszámítottuk mind a Shannon-, mind a Simpson diverzitás értékét, illetve a számított értékekhez megadtuk a 95%-os konfidencia intervallumot is. Mind a két diverzitás index értékének megoszlása hasonló eredményként mutatta, hogy a magas relatív gyakorisággal jellemzett táplálék-összetétel Tisza bura és Izsák esetén szignifikánsan alacsonyabb diverzitású volt, mint a másik két telelő hely kimutatott préda együttese, amely területeken a mezei pocok gyakorisága alacsonyabb volt (8. ábra).



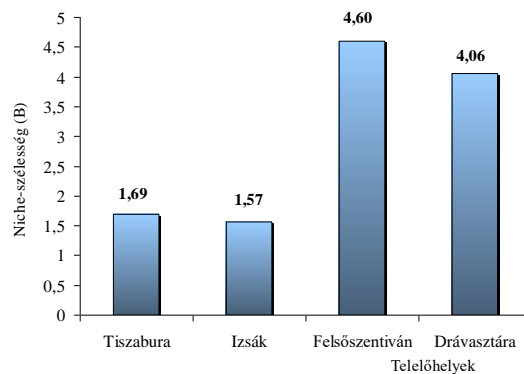
8. ábra: A telelőhelyek táplálék-összetételének Shannon és Simpson diverzitás értéke

Négy vizsgált erdei fülesbagoly telelőhely táplálék-összetételének diverzitási viszonyait skála függő módszereit (Rényi-diverzitás) is vizsgáltuk. Ez a módszer is megerősítette a Shannon és a Simpson diverzitás számításainak eredményeit, miszerint a mezei pocok arányában jelentősen különböző két-két táplálék-összetétel (Tiszabura és Izsák vs. Felsőszentiván és Drávasztára) diverzitási profiljai elkülönülnek egymástól, tehát az erdei fülesbaglyok táplálék készlete ezek alapján diverzitás szerint rendezhető. Ugyanakkor Tiszabura és Izsák, valamint Felsőszentiván és Drávasztára, azaz a két magas, illetve a két alacsonyabb mezei pocok gyakorisággal jellemzett minta diverzitás görbéje nem különül el egymástól (9. ábra).



9. ábra: A telelőhelyek táplálék-összetételének Rényi-féle diverzitás rendezése

A telelő erdei fülesbaglyok táplálék niche-szélességét és a különböző telelőhelyek állománya közötti niche-átfedést is vizsgáltuk. A két nagy mezei pocok gyakoriságú lokalitás niche-szélessége kisebb volt, mint azon két területen mért érték, ahol a fő zsákmány kategória relatív gyakorisága alacsonyabb volt és több más táplálék kategória, kiemelten az erdei egerek (*Apodemus* sp.) és az igazi egerek (*Mus* sp.) nagyobb gyakorisággal jelentek meg az erdei fülesbaglyok táplálék-összetételébe (10. ábra).



10. ábra: A telelőhelyek táplálék-összetételének Rényi-féle diverzitás rendezése

5. táblázat: A vizsgált telelő fülesbaglyok niche-átfedése (O_{jk})

Település	Tiszabura	Izsák	Felsőszentiván	Drávasztára
Tiszabura				
Izsák	0.915			
Felsőszentiván	0.546	0.511		
Drávasztára	0.555	0.565	0.657	

A telelő helyek állománya közötti niche-átfedés értékek alapján Tiszabura és Izsák között volt a legnagyobb táplálék niche-átfedés (91.5%), míg a legkisebb átfedést Izsák és Felsőszentiván telelő állomány között számítottuk (0.51%). A niche-átfedés vonatkozásában a magas és alacsony mezei pocok minta helyek összehasonlításában nem kaptunk markáns különbséget, mint a niche-szélesség értékeknél, mivel a két alacsony mezei pocok gyakorisággal jellemzett terület (Felsőszentiván vs Drávasztára) összehasonlításában közel 30%-al kisebb volt niche-átfedés, mint a magas mezei pocok frekvenciával jellemzett terület összehasonlításában. A két, nagyobb mezei pocok relatív gyakorisággal jellemzett telelőhely és a két mezei pocokban alacsonyabb frekvenciával jellemzett erdei fülesbagoly állomány összehasonlításában a kapott niche-átfedés értékek kiegyenlítették voltak, mivel 51-57% közötti intervallumban változtak (5. táblázat).

A telelőhelyek körüli 2 km sugarú pufferzóna tájmintázatának értékelése

A négy vizsgált telelőhely körüli tájmintázat értékelésénél összesen 9 különböző foltípust vettünk figyelembe a térkép digitalizálás során (1-4. ábra). Mind a 4 terület esetén megadtuk az adott foltípusba sorolt foltok számát, az adott foltípus területe alapján a teljes tájegység (2 km sugarú pufferzóna) területéhez viszonyított százalékos arányát (6. táblázat).

6. táblázat: A négy telelőhely körüli 2 km sugarú pufferzóna területén elkülönített folt száma és a területek alapján számított relatív aránya

Foltípus	Tiszabura		Izsák		Felsőszentiván		Drávasztára	
	Foltok száma	%/ tájegység	Foltok száma	%/ tájegység	Foltok száma	%/ tájegység	Foltok száma	%/ tájegység
1	13	3,53	8	1.72	43	1.94	13	1.93
2	34	0.85	243	4.71	112	15.73	103	12.20
3	23	35.52	52	46.75	2	0.41	21	23.48
4	7	7.65	33	3.77	28	7.96	8	1.65
5	1	0.17	5	0.33	10	0.48	6	0.28
6	2	3.39	3	0.04	11	0.45	4	2.34
7	2	0.56	2	6.42	25	0.97	0	0.00
8	49	38.05	6	2.58	231	57.31	128	47.03
9	49	10.27	140	33.68	47	14.75	45	11.09

Foltípus: 1: kert, **2:** fás-cserjés, **3:** erdő/faültetvény, **4:** település, **5:** út, **6:** nyílt víz, **7:** vizes élőhely, **8:** szántó, **9:** gyep

Tiszabura esetében összesen 180 különböző foltot különítettünk el, melyek közül a termőföld és a rét foltípus volt a leggyakoribb, ezek közül a termőföld jelentette a legnagyobb, közel 40 százalékos arányt. Második leggyakoribb élőhely típus ezen a területen az erdőfoltok, így e két foltípus ebben a lokalitásban a kijelölt puffer terület több mint 70% át jelentette (6. táblázat). A terület egységen belül a különböző foltípusokat elkülönítő négy tájhasználati csoport páronkénti homogenitás tesztje alapján négy esetben kaptunk szignifikáns inhomogenitást, míg az erdős és nyílt területek, valamint az urban és vizes területek összehasonlításában a gyakorisági megoszlás homogének bizonyult (1. táblázat). Izsák körüli terület az elkülönített foltok száma (492) alapján fragmentáltabb volt. A bokros foltok jelentek meg legnagyobb számban, azonban a teljes területhez viszonyítva ezek aránya nem érte el az 5%-os értéket. Az elkülönített foltok száma a rét, illetve füves területek esetén volt a második legnagyobb frekvenciában megjelenő foltípus, melynek vizsgált tájegységen belüli részesedése több mint 30% volt. Az izsáki telelőhely körül azonban az erdős területek jelentették a legnagyobb foltgyakoriságot, bár az elkülönített foltok száma alig haladta meg az 50-et (6. táblázat). A négy elkülönített terület csoport összehasonlításában homogenitás vizsgálatnál hasonló eredményt adott, mint Tiszabura esetén, mivel a négy szignifikáns inhomogenitás mellett ugyancsak a erdők és a nyílt területek, valamint az antropogén foltok és a vizes élőhelyek összehasonlításában kaptunk homogén megoszlást (1. táblázat). Felsőszentiván esetében kiemelkedő a termőföldek, mezőgazdasági területek jelentősége, közel 60%-os gyakorisággal ez a foltípus dominált a vizsgált tájegységen belül (5. táblázat). Ennél a telelőhelynél a négy terület használati típus homogenitás vizsgálatnál 5 párosításban kaptunk szignifikáns eltérést a feltételezett egyenlő megoszláshoz viszonyítva, mindössze az erdő és lakott területek gyakorisági megoszlása volt homogén (1. táblázat). A felsőszentiváni területhez hasonlóan Drávasztára tekintetében is a mezőgazdasági területek domináltak (közel 50%), de ennél a lokalitásnál az erdő foltok jelentőségét is ki kell emelnünk, bár ezen élőhely típus aránya alacsonyabb volt (5. táblázat). Ennél a településnél a négy tájhasználati kategória páronkénti összehasonlításában 5 esetben eredményezett a G-teszt szignifikáns inhomogenitást, míg az

antropogén és a vizes élőhelyek összehasonlításában volt homogén a gyakorisági értékek megoszlása (1. táblázat).

Az elkülönített terület használati típusok megoszlását a vizsgált telelőhelyek összehasonlításában is teszteltük. Az erdős területek esetén a 6 mintapárosítából a teszt null hipotézishez viszonyítva 3 esetén kaptunk szignifikáns eltérést és 3 párosításban homogén megoszlást (2. táblázat). Ez a teszt megerősítette az erdők vizsgált terület-egységeiben megjelenő arányát és ennek jelentőségét. Az antropogén, illetve lakott területek megoszlása meglehetősen homogén volt különböző települések összehasonlításában, mindössze egy mintapárosításban, Felsőszentiván és Drávasztára között bizonyított a teszt szignifikáns inhomogenitást, mivel e két terület összehasonlításában volt a legnagyobb különbség az antropogén területek arányában (2. táblázat). A vizes élőhelyek gyakorisági megoszlása minden település párosítás esetében homogének bizonyult, mivel minden vizsgált terület egység esetében, hasonló alacsony gyakorisággal jelentek meg ezek a foltok (2. táblázat). A nyílt területek homogenitás vizsgálata hasonló eredményt adott az erdők összehasonlításához, mivel ebben az esetben is 3 mintapárosításban is kaptunk szignifikáns inhomogenitást, továbbá a három közül kettő esetén, Tiszabura és Felsőszentiván, valamint Izsák és Felsőszentiván összehasonlításában tért el szignifikánsan a nyílt területek gyakorisága a feltételezett egyenlő megoszlástól. A nyílt területek azonban mindkét esetben Felsőszentiván esetén domináltak. Szignifikáns inhomogenitást kaptunk Izsák és Drávasztára összehasonlításában is, melyek közül Drávasztára közül volt nagyobb a nyílt területek aránya (2. táblázat).

A fenti tesztek azt mutatják, hogy a vizsgált telelőhelyek tájmintázatában az erdők és a nyílt élőhelyek domináltak és ezek gyakorisági arányának megoszlása visszatükröződik a táplálék-összetételében megjelenő erdei gerék és az erdei fülesbaglyok fő prédaállata, a mezei pocok gyakorisági megoszlásában is. A négy lokalitás alapján részletesebb összefüggés vizsgálatokat nem állt módunkban elvégezni, de a niche vizsgálat, a prédaállatok abundanciájának és az elkülönített különböző terület használatot reprezentáló foltok arányának homogenitás vizsgálata azt sugallja, hogy a tájmintázatbeli különbségek befolyásolták az erdei fülesbaglyok táplálkozási sikerét, így a köpetekből kimutatható táplálék-összetételben megjelenő különbségeket.

7. táblázat: A négy telelőhely foltmintázata alapján számított táj indexek, illetve a folt és taxon diverzitás értékei

Folttípus	Folt denzitás	Átl. folt-méret	Szegély denzitás	Shannon diverzitás		Simpson diverzitás	
				Folt	Taxon	Folt	Taxon
Tiszabura	81.11	8.01	12.49	1.61	1.00	0.75	0.41
Izsák	116.64	4.79	20.87	0.95	0.91	0.56	0.36
Felsőszentiván	119.79	4.53	22.08	1.24	1.81	0.58	0.78
Drávasztára	108.16	3.94	25.38	1.44	1.69	0.68	0.75

Végül a tájegységeken belüli elkülönített foltok alapján számított táj index értékét, valamint a folt és a taxon diverzitás értékeit foglaltuk táblázatba. A folt-denzitás Felsőszentiván területén volt a legnagyobb és Tiszabura esetén a legkisebb, míg az átlagos foltméret az utóbbi település esetén volt a legnagyobb. Bár Izsák esetén különítettük el a legtöbb foltot a szegély-denzitás Drávasztára tájmintázatában kaptuk a legnagyobb értéket (7. táblázat). A folt és a taxon diverzitás értékei hasonlóak az egyes telelőhelyek táplálék-összetételében. A legnagyobb eltérés Felsőszentiván esetében van, nevezetesen, hogy az alacsony folt diverzitás mellett nagyobb az erdei fülesbaglyok táplálékából kimutatott taxon diverzitás. ez annak köszönhető, hogy Felsőszentiván környékén mezőgazdasági nyílt területek domináltak, melyek így a másik három településhez viszonyítva csökkentették a folt diverzitás mértékét. Ugyanakkor a fentebb leírtak alapján ennél a táplálék-összetételnél mutattuk ki a legkisebb mezei pocok gyakorisági értéket, így a területre vonatkozó magasabb taxon diverzitást (7. táblázat).

Összefoglalás

A 2014 és 2017 között gyűjtött, az ország alföldi területére kiterjedő erdei fülesbagoly köpetek feldolgozásából származó adatok felhasználásával értékeltük a négy terület (Tiszabura, Izsák, Felsőszentiván, Drávasztára) kisemlős faunájának összetételét, hasonlóságát és különbségét. A tájösszetétel vizsgálatához a települések körül képzett 2 km sugarú puffer terület jelentette a mintaegységeket. A három mintavételi év alatt 1 316 db erdei fülesbagoly köpetek gyűjtöttünk, melyek feldolgozása során összesen 2 681 zsákmányegyed került elő a négy település telelőhelyéről. A telelő erdei fülesbaglyok táplálékában mind a négy területen a mezei pocok volt a leggyakoribb zsákmány állat, azonban a gyakoriság mértéke különbözött.

A tájegységekre összesített adatsorok alapján a két leggyakoribb fajra (mezei pocok, pirók erdeieger) és genusra (*Apodemus* sp., *Mus* sp.), valamint a két fő zsákmánytaxonra (pocokfélék - *Arvicolinae*, egérfélék - *Murinae*) kapott relatív gyakorisági értékek megoszlásának homogenitás vizsgálatához G-tesztet alkalmaztunk, amely taxoncsoportok, a települések és mintavételi évek párosításában vizsgálta az egyenlő eloszláshoz viszonyított statisztikai eltérést, azaz inhomogenitást. A pocokfélék dominanciáját állapítottuk meg, melyet a mezei pocok magas relatív aránya eredményezett. A fajok dominancia sorrendjét a települések adataiból készített faj-gyakorisági hisztogramok alapján értékeltük.

A négy település tekintetében kiemelt fajok és taxonok (mezei pocok, pirók erdeieger, *Apodemus* sp., *Mus* sp.) statisztikai összehasonlításához variancia-analízis alkalmaztunk. A fenti négy táplálék kategória gyakoriság megoszlása szignifikánsan különbözött a telelő helyek összehasonlításában. Tiszabura és Izsák területén kimutatott magasabb mezei pocok arány esetén az erdeiegerek mennyisége kisebb volt, míg Felsőszentiván és Drávasztára mintájába, a mezei pocok alacsonyabb abundancia értéke mellett az erdei fülesbaglyok táplálékában nagyobb mennyiségű erdeieger jelent meg.

Az abundancia adatok megoszlása értékelése mellett a vizsgált telelő erdei fülesbagoly állományok táplálék-összetételének diverzitás viszonyait is elemeztük. A fajgazdagság várható értékének (kimutatható taxonok száma) becsléséhez alkalmaztuk a Chao-1 becslőt is. Azon két területnél, ahol a mezei pocok gyakorisági értéke magas volt (Tiszabura: $S = 14$, Izsák: $S = 14$), egy taxonnal mutattunk ki kevesebbet, mint a másik két területen, ahol a mezei pocok dominanciája kisebb mértékű volt (Felsőszentiván: $S = 15$, Drávasztára: $S = 15$). A becslő nagyobb eltéréssel adta meg a várható fajgazdagságot, azonban a becslés konfidencia intervallumának átfedése miatt a becslött fajgazdagsági értékek sem különböztek szignifikánsan. Mind a két diverzitás index értékének megoszlása hasonló eredményként mutatta, hogy a magas relatív gyakorisággal jellemzett táplálék-összetétel Tisza bura és Izsák esetén szignifikánsan alacsonyabb diverzitású volt, mint a másik két telelő hely kimutatott préda együttese, amely területeken a mezei pocok gyakorisága alacsonyabb volt.

A mintavétel helyek körül kijelölt 2 km sugarú pufferterület digitalizálása során 9 foltkategóriát különítettünk el. A 9 foltípust 4 nagyobb foltkategóriába rendeztük, az egyes foltkategóriákat homogenitás tesztel (G-teszt) vizsgáltuk a települések párosításában, valamint a településeken belüli foltkategóriákat is összehasonlítottuk. Az elkülönített foltkategóriák arányának homogenitás vizsgálata szerint a vizsgált telelőhelyek tájmintázatában az erdők és a nyílt élőhelyek domináltak és ezek gyakorisági arányának megoszlása nem tükröződött vissza egyértelműen a táplálék-összetételében megjelenő erdeiegeres és az erdei fülesbaglyok fő prédaállata, a mezei pocok gyakorisági megoszlásában. Eredményeink szerint egyrészt részletesebb tájmintázat elemzés szükséges, több tájindex számítás alapján, illetve a mintavételi lokalitások növelésével válna lehetővé a telelő erdei fülesbaglyok táplálék-összetétele és a tájmintázat közötti összefüggések részletesebb feltárása.

A gyöngybagoly (*Tyto alba*) táplálék-összetételének vizsgálata intenzív művelésű mezőgazdasági területen

Bevezetés

A kisemlősök (cickányok és rágcsálók), mint elsődleges fogyasztók jelentős elemei a táplálékhálózatoknak, szerepet játszanak növényi magok, termések terjesztésében, ugyanakkor a kisemlősök, különösen az agrokultúrákban eudomináns rágcsálók nagy tömegessége miatt fontos táplálékbázist jelentenek az emlős ragadozók, valamint a nappali ragadozó madarak és az éjszakai aktivitású baglyok számára. A kisemlősökön belül a pocokfélék fontos növényevők, így szignifikáns hatásuk van a növényközösségekre és más herbivora közösségekre. Ugyanakkor a túlszaporodásra (gradáció) hajlamos fajok jelentős mezőgazdasági károkat is okozhatnak, melyek közül Közép-Európában és így Magyarországon is a mezei pocok tekinthető a legnagyobb gyakoriságú kártevő rágcsálónak. A kisemlős közösségek összetételére ható különböző tájhasználat és a mezőgazdasági területek biodiverzitása közötti összefüggéseket feltáró tanulmányok kimutatták, hogy az intenzív mezőgazdaság negatívan hat a ritka és élőhely specialista, míg kedvez az élőhely generalista fajok elterjedésének, továbbá a mezőgazdasági tevékenységek kevésbé befolyásolják a fajgazdagságot, illetve a fajkompozíciót, azonban jelentősen hatnak a faj-gyakoriság változására.

A mintavételi módszerek megközelítésében, akár a közvetlen csapdázási felméréseket, akár az indirekt bagolyköpet vizsgálatokat alkalmazva a mezőgazdasági területek kisemlős közösségeinek kutatása világszerte frekvenciált területe a kisemlős ökológiának. Ebben alapvetően két megközelítést tudunk kiemelni. Az egyik a mezőgazdasági kártevő fajokra fókuszál, mivel bármelyik kontinensen a gradációra képes fajok jelentős mezőgazdasági károkat okoznak, így az ellenük alkalmazható stratégiák kidolgozásához rendkívül fontos megismerni e fajok populációdinamikai sajátosságait, leírni a demográfiai mintázatokat, amely alapján megfelelő, a mezőgazdasági termelés szempontjából alkalmazható prognózisok tehetők. Másik kutatási irány az intenzív mezőgazdaság fragmentáció, élőhely-vesztés és -degradáció okozta változásokat detektálja a kisemlősök, mint alkalmas monitorozási objektumok válaszában mérésével, vizsgálva az emberi tájhasználatban, mezőgazdasági művelésben bekövetkező változások kisemlős közösségekre gyakorolt hatását.

Mozaikos mezőgazdasági területeken kisemlős csapdázások kimutatták, hogy a természetű növényi kultúrák és az ezek mentén elhelyezkedő egyéb területeken, mint a művelésben pihentetett ugarterületek, vagy ezeket szegélyező erdőfoltokban milyen összetételű kisemlős közösségek jellemzőek. A csapdázási eredmények azt mutatták, hogy a pockok reprodukciójához betakarításig a búza és árpa biztosította a megfelelő környezetet. Mivel a lucerna mezők az éves szántások hiányában több évig zavartalanul maradnak, így több egymást követő évben a mezei pocok kolónia rendszere zavartalanul fennmarad, ami ahhoz vezet, hogy a lucernásokban a mezei pocok nagy forrás populációja alakul ki. Ezeken a területeken a sikeres áttelelés és a következő évben jellemző nagyobb kezdőlétszám eredményeként gyorsabb sűrűség növekedést tud elérni, ahonnan nagyszámú egyed terjed szét a művelt területekre. Ezeken a területeken az őszi kaszálás után is biztosított a pockok számára a zöld biomassza.

Bár az elevenfogó csapdázás az egyik legelterjedtebb módszer a kisemlősök kutatásában, a bagolyköpet elemzések is jelentősek. Ahol az intenzív emberi tevékenység miatt nem lehet csapdázni, a bagolyköpetek elemzése megfelelő mennyiségű adatot szolgáltat a területen előforduló kisemlősök abundanciájáról és elterjedéséről. A mezőgazdasági környezetben a kisemlősök mennyiségi változásának vizsgálatát számos tanulmány indirekt

módszerrel, bagolyköpet vizsgálatok alapján végezte. Ez a módszer nagy mennyiségű adat begyűjtésére alkalmas és főleg akkor előnyös, ha nagyobb tér- vagy időléptékű adatsorok, valamilyen hatás (pl. tájhasználat változás, mezőgazdasági művelésszerkezet változás, klímahatás) feltételezett különbségét kívánjuk tesztelni.

A gyöngybagoly (*Tyto alba*) széles körben elterjedt, az Antarktisz kivételével a világon mindenütt előforduló (kozopolita), éjszakai életmódú opportunista és generalista ragadozó faj. Általában nyílt területeken vadászik, többek között mezőgazdasági területeken, érintetlen vagy részben kezelt gyepeken, mocsaras és zsombékos élőhelyeken, gyümölcsösökben, telepített faültetvényeken, közelmúltban kivágott erdőkben, továbbá erdőszegélyek és folyópartok mentén. Állomány nagyságuk változását a táplálék mennyiség, a rendelkezésre álló vadászterület, valamint a fészkelő helyek elérhetősége és minősége befolyásolja. A gyöngybagolyok a legtöbb mezőgazdasági területen a kisméltóságok speciális ragadozói, azonban a bagolyok zsákmányösszetétele a szerint változik, hogy mely fajok állnak nagyobb mennyiségben rendelkezésre, ami mutatja a gyöngybagoly sűrűségfüggő vadászát, illetve a III. típusú funkcionális válasz szerinti „switching” mechanizmusát, miszerint a gyöngybagoly átállhat egy jobb elérhetőségű préda fogyasztására. Ennek ellenére a világon a gyöngybagolyok táplálékösszetételének elemzése a leginkább alkalmazott indirekt módszer a kisméltóságok elterjedésének és mennyiségi viszonyainak a monitorozásához. Ez a faj minden elterjedési területén a kisméltóságok széles repertoárját fogyasztja, táplálkozási viselkedése az egyik legkutatottabb a bagolyfajok közül.

Baranya megyében a gyöngybagoly köpetvizsgálatait a Pécsi Tudományegyetem 1985-ben kezdte el a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Pécsi Helyi Csoportjával közösen, amikor 1985-86-ban a gyöngybagoly költőhelyeinek első, teljes megyére kiterjedő feltérképezését végezték el. A köpetvizsgálatok kiterjesztésének másik alapja az MME helyi csoportjának 1995-től a megyében folyó gyöngybagolyvédelmi programja volt, amely során az eredményes költőládás megtelepítések növelték a köpetgyűjtésre alkalmas költőhelyek számát. Továbbá a rendszeres költőláda ellenőrzések lehetővé tették a költésbiológiai adatok rögzítését.

Jelen összegzésben 2016-os adatsor alapján, intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló régióban vizsgáltuk a kisméltóságok mennyiségi viszonyainak változását. Az elemzések során figyelembe vettük a kisméltóságok fajok, illetve taxonok relatív gyakoriságát, illetve az ezek közötti különbségeket, valamint a közösségi ökológiai paramétereket a vizsgált települések tájhasználatára alapján elkülönített három településcsoportra (1. Mozaikos táj; 2. Intenzíven művelt terület dominancia; 3. Urbán terület dominancia terület dominancia) vonatkozóan.

Kérdések, célkitűzések

A kisméltóságok, különös tekintettel a kártevő rágcsálófajok abundancia viszonyainak, valamint a különböző hasznosítású területek kisméltóság közösségeinek diverzitása fontos ismereteket nyújt. A fentiek alapján kérdéseink a következők:

- Mennyiben különbözik a kisméltóság taxonok abundanciája az egyes területek vonatkozásában?
- A különböző használatú területeken hogyan alakul a kisméltóság taxonok dominancia sorrendje?
- Az egyes területekre jellemző tájhasználat befolyásolja-e a közösségi ökológiai paramétereket?

A fentiek alapján a célkitűzések a következők voltak:

- A kisemlős taxonok, kiemelten a mezei pocok (*Microtus arvalis*) adatainak értékelése a 2016-os év során gyűjtött gyöngybagoly köpetek alapján.
- Megvizsgálni, hogy a gyöngybagoly táplálékában van-e különbség a faj-gyakorisági sorrendre vonatkozóan.
- Elemezni, hogy a különböző használatú területeken kimutatott kisemlős közösségek diverzitása között van-e eltérés.

Anyag és módszer

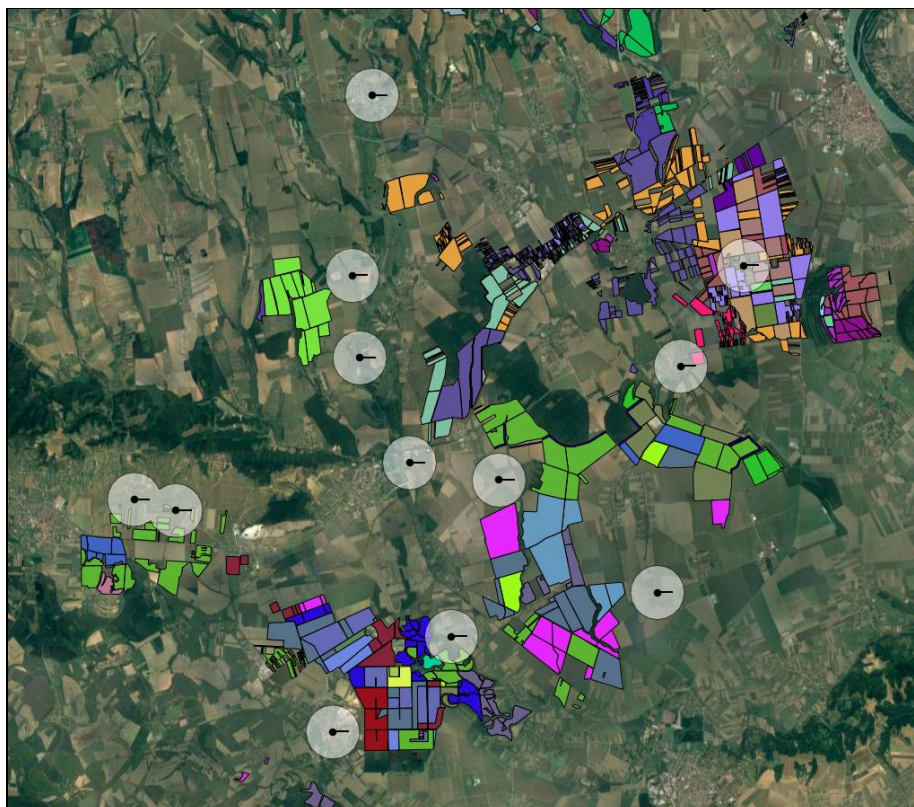
A mintavétel lokalitása, a felhasznált minta

A bagolyköpet adatainkat Microsoft Access adatbázisban tároltuk, ahol megtalálhatók a köpetminták paraméterei (minta kódja, település, dátum, gyűjtő, határozó, köpetszám, minta típusa, időszak, nemzeti park), illetve a részletes fajlista (minta kódja, fajkód, csak az egész köpetekből kimutatott egyedszám (A), a törmelékes anyagból kimutatott egyedszám (B), valamint a két egyesített érték (A+B)). A vizsgálathoz felhasznált adataink Baranya megye 12 településéről 2016-ban begyűjtött bagolyköpetekből származnak, melyek a Bóly Zrt. működési területén találhatóak.

Ezekről a településekről a vizsgált időszakban összesen 40 minta került begyűjtésre melyek összesen 890 db bagolyköpetet tartalmaztak, melyből 1982 kisemlős került azonosításra (1. táblázat). A 12 településre vonatkozóan a köpetszámok megoszlását szemléltető tematikus térkép alapján a települések 3 csoportra bonthatók, kettő település (Lapáncsa, Nagybudmér) esetén a köpetszám nagyon magas, ami mindenképpen reprezentatív mintára utal. A legtöbb település esetén 50-100 közötti köpetszám volt, ami elfogadható mintanagyságot jelöl, míg két település esetén (Márok, Kisharsány) kevés köpetet sikerült begyűjteni. Ezt az eredményt nagyban meghatározta a gyűjtések száma, illetve melyik településéről sikerült rendszeresen gyűjteni a vizsgált év során.

1. táblázat: A vizsgálatba bevont településekre (UTM négyzet), illetve a 2016-os évre vonatkozó minta- és köpetszám értékek

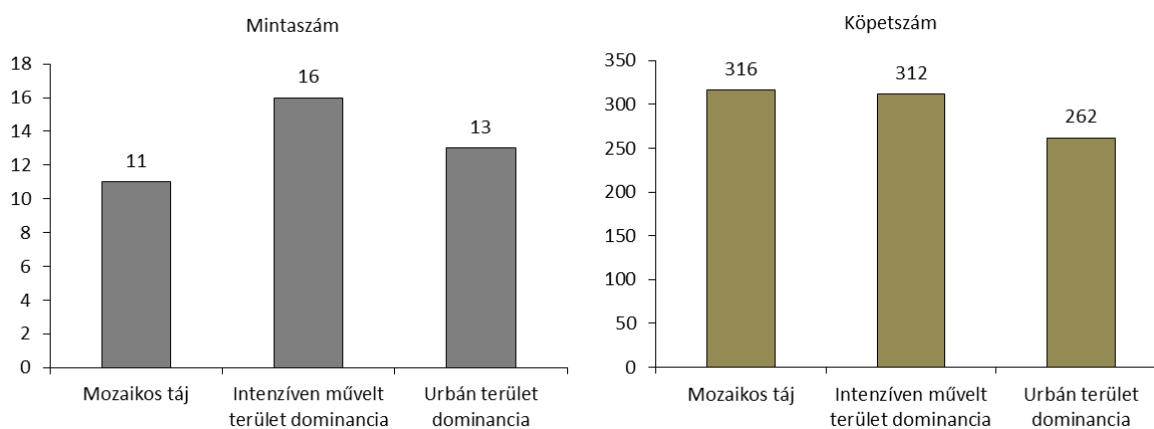
Csoportosítás	Települések	UTM négyzet	Mintaszám	Köpetszám (db)
Mozaikos táj (MOZ)	Kisbudmér	CR08	2	76
	Nagybudmér	CR09	5	161
	Virágos	CR08	4	79
Intenzíven művelt terület Dominancia (INT)	Ivándárda	CR17	3	57
	Lapáncsa	CR07	6	130
	Márok	CR08	1	26
	Sátorhely	CR19	6	99
Urbán terület dominancia (URB)	Beremend	CR07	5	65
	Kisharsány	BR98	2	44
	Majs	CR18	3	57
	Nagytótfalu	BR98	1	54
	Szederkény	CR09	2	59



1. ábra: A 12 vizsgált település elhelyezkedése a Bóly Zrt. működési területén

Ennek megfelelően a mintaszám megoszlás is egyenlőtlen, amit a tematikus térkép is szemléltet (2. ábra). A vizsgált települések harmadából 5-6 minta került begyűjtésre, ezek a legnagyobb köpetszámmal jellemezhető lokalitások is egyben. Három település esetében 3-4 mintát gyűjtöttek, míg a többi mintavételi helyről 1-2 minta származott.

A települések középpontja körül rajzolt 1 km-es pufferterület alapján a mintavételi lokalitásokat három tájhasználati kategóriába soroltuk: 1. Mozaikos táj; 2. Intenzíven művelt terület dominancia; 3. Urbán terület dominancia. Statisztikai elemzésünk alapján e csoportosítás adja. A minta- és köpetszámokat az egyes kategóriák alapján is összegeztük, amelyet a 2. ábra szemléltet.



2. ábra: A három kategóriára vonatkozó köpetszámok (baloldal) és mintaszámok (jobboldal) hisztogramjai

2.3.2 A köpetminták határozási metodikája

A köpetminták csontanyagának feldolgozása során, a kisemlősök meghatározása SCHMIDT (1967), ÁCS (1985) és UJHELYI (1994) munkáját felhasználva koponyabélyegek és fogazat alapján történtek.

A Neomys fajok, mint a közönséges vízicickány, *Neomys fodiens* (Pennant, 1771) és a Miller-vízicickány, *Neomys anomalus* (Cabrera, 1907) elkülönítése az alsó állkapocs koronanyúlvány magasságának mérésével történt. Az Apodemus genuson belül a Sylvaemus subgenusba tartozó közönséges erdeieger, *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758), sárganyakú erdeieger, *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834) és kislábú erdeieger, *Apodemus microps* (Kratohvil & Rosicky, 1952) fajokat erdei egerek (*Apodemus spp.*) néven foglaltuk össze. Ha olyan csontmaradványt találtunk, amely alapján a pirók erdeieger, *Apodemus agrarius* (Pallas, 1771) egyértelmű elkülönítése sem volt biztos, *Apodemus sp. indet.* megnevezéssel került regisztrálásra.

A *Mus* genus hazánkban előforduló két fajtát, a házi egeret, *Mus musculus* (Linnaeus, 1758) és a güzüegeret, *Mus spicilegus* (Petényi, 1882) a zygomatikus ív aránya alapján különítettük el (MACHOLÁN 1996, CSERKÉSZ *et al.* 2008), ha ezek hiányoztak a koponyáról vagy csak mandibulát találtunk, akkor a genus nevet adtuk meg (*Mus spp.*).

Statisztikai módszerek

A határozást követően az adatok értékelésénél az adott zsákmánytaxonra kapott egyedszám értékekből indultunk ki, amely adatok több szempont szerint kérdezhetők le az adatbázisból. A meghatározott fajok egyedszáma, mint alapadatokból a mintavételi egységek (pl. település) faunisztikai összehasonlítására és kvantitatív értékelésére a legalkalmasabb származtatott paraméter a relatív arány (%):

$$p_i = \frac{n_i}{\sum_{i=1}^n n_i} \times 100$$

ahol n_i , az i -edik faj egyedszáma az adott köpetmintában. A bagolyköpet vizsgálatok értékelésében a relatív arány azért megfelelő származtatott adat, mert ezáltal korrigálni tudjuk a mintanagyságbeli különbségeket.

Ennek alapján az eredmények értékeléséhez a kisemlős fajok, illetve taxonok, valamint a fő zsákmánykategóriák (cickányok - Soricomorpha, pocokfélék - Arvicolinae, egerfélék – Murinae) relatív arányát az egyes tájhasználati kategóriák vonatkozásában adtuk meg. A meghatározott taxonok (faj, genus) egyedszámát és relatív arányát a teljes taxonlista alapján táblázatban foglaltuk össze. A fajok dominancia sorrendjét faj-gyakorisági hisztogramok alapján értékeltük. A fajok, illetve taxonok, valamint a fő zsákmánykategóriák gyakorisági megoszlását a 3 tájhasználati kategória összehasonlításában homogenitás-vizsgálattal (G-teszt) értékeltük (ZAR 2010). Továbbá elemeztük az egyes település-csoportok vonatkozásában a közösségi ökológiai paramétereket is.

Az összesített kisemlős adatokat többváltozós statisztikai eljárással is értékeltük, így az indirekt kimutatott kisemlős közösségek összetétele és mennyiségi viszonyai alapján a települések, mint mintavételi egységek hierarchikus klaszter analízisét végeztük el. A klaszter analízist a relatív abundancia értékeket felhasználó Bray-Curtis kvantitatív hasonlósági index, Jaccard-index (összevonási algoritmus: UPGMA) számítása alapján végeztük el, melyhez a PAST programot (HAMMER *et al.* 2001) használtuk

Eredmények

Alapadataink 12 településéről származtak. Az elemzett 40 minta 890 köpete összesen 1982 kisemlős egyedet tartalmazott. A köpetvizsgálatok során a vizsgált területen 2016-ban a statisztikai elemzést 22 kisemlős taxon alapján végeztük el. A köpetmintákban a kisemlősökön kívül előkerült több madár és 2 barna ásóbéka (*Pelobates fuscus*) példány is.

A három táj kategóriára összesített adatok és a teljes fajlista alapján megadtuk a fajok/taxonok egyedszámát és relatív arányát (2. táblázat). Ebben az áttekintésben először a gyöngybagoly fő zsákmány kategóriájának és egyben a legfontosabb mezőgazdasági kártevő, a mezei pocok megoszlásának arányát vizsgáltuk. A faj minden érintett mintavételi lokalitásban (település) előfordult a köpetmintákban, az eredmények alapján a három vizsgált településcsoport vonatkozásában e gyakori faj relatív frekvenciája között a 2016-os évben eltérést kaptunk. A mezei pocok legnagyobb gyakorisággal a mozaikos területeken fordult elő (59.01%), míg a legalacsonyabb abundancia értéket az urbán területeken regisztráltuk (40.86%) (2. táblázat). Azonban a faj, mint legnagyobb frekvenciájú zsákmányállat gyakorisági megoszlása minden esetben homogénnek bizonyult (INT vs MOZ: $G = 0.93$, *n.s.*; INT vs URB: $G = 0.74$, *n.s.*; MOZ vs URB: $G = 3.32$, *n.s.*).

2. táblázat: A köpetekből meghatározott taxonok egyedszám és relatív arány értékei

Fajok	Terület		Mozaikos táj (MOZ)		Intenzíven művelt terület dominancia (INT)		Urbán terület dominancia (URB)	
	n_i	%	n_i	%	n_i	%	n_i	%
<i>Sorex araneus</i>	8	1.41	2	0.27	8	1.19		
<i>Sorex minutus</i>	1	0.18	2	0.27	2	0.30		
<i>Neomys fodiens</i>	1	0.18	12	1.62	7	1.04		
<i>Neomys anomalus</i>	3	0.53	12	1.62	9	1.34		
<i>Neomys sp.</i>	1	0.18	3	0.40	4	0.59		
<i>Crocidura suaveolens</i>	21	3.71	38	5.11	16	2.38		
<i>Crocidura leucodon</i>	13	2.30	27	3.63	20	2.97		
<i>Myodes glareolus</i>	5	0.88	1	0.13	3	0.45		
<i>Microtus agrestis</i>	1	0.18	2	0.27	0	0.00		
<i>Microtus arvalis</i>	334	59.01	364	48.99	275	40.86		
<i>Microtus subterraneus</i>	2	0.35	6	0.81	9	1.34		
<i>Arvicola amphibius</i>	7	1.24	7	0.94	7	1.04		
<i>Rattus norvegicus</i>	0	0.00	0	0.00	3	0.45		
<i>Rattus sp.</i>	2	0.35	5	0.67	31	4.61		
<i>Apodemus agrarius</i>	36	6.36	46	6.19	56	8.32		
<i>Apodemus sp.</i>	78	13.78	95	12.79	151	22.44		
<i>Apodemus indet.</i>	34	6.01	44	5.92	27	4.01		
<i>Micromys minutus</i>	2	0.35	20	2.69	3	0.45		
<i>Mus spicilegus</i>	7	1.24	22	2.96	14	2.08		
<i>Mus musculus</i>	1	0.18	12	1.62	12	1.78		
<i>Mus sp.</i>	9	1.59	20	2.69	12	1.78		
<i>Muscardinus avellanarius</i>	0	0.00	3	0.40	4	0.59		
Összesen:	566		743		673			

A mezei pocokhoz képest általában alulreprezetált fajként, 1% körüli, vagy leginkább ez alatti előfordulási arányban jelenik meg a bagolyköpet mintákban a Magyarországon jégkorszaki reliktumnak tekinthető védett csalitjáró pocok (*M. agrestis*). Az intenzíven művelt területek és a mozaikos területek vonatkozásában (1-1 lokalitásban) tudtuk kimutatni e fajt, relatív gyakorisága egyik esetben sem érte el az 1%-ot (2. táblázat). A 2016-os minták alapján a számított alacsony gyakorisági értékek között nem volt jelentős különbség, a statisztikai számítások alapján a faj relatív abundanciájának megoszlása homogén volt (INT vs MOZ: $G = 0.02$, *n.s.*; INT vs URB: $G = 0.37$, *n.s.*; MOZ vs URB: $G = 0.25$, *n.s.*).

Az egerek közül az *Apodemus* spp. taxonba tartozó fajok abundancia értéke jelen vizsgált évben 12% és 24% között változott; az intenzíven művelt területeken nem érte el a 13%-ot, a mozaikos területeken a relatív gyakorisága 14% körüli érték volt, míg az urbán területek esetén meghaladta a 22%-ot (2. táblázat). A taxon relatív gyakorisági megoszlása azonban homogénnek bizonyult a három kategória összehasonlításában (INT vs MOZ: $G = 0.02$, *n.s.*; INT vs URB: $G = 0.37$, *n.s.*; MOZ vs URB: $G = 0.25$, *n.s.*).

A pirók erdeiegér vonatkozásában a mozaikos területek esetén 36, az intenzíven művelt területekről származó mintákban 46, míg az urbán területeken 56 példányát azonosítottuk. A relatív gyakorisági értékek a három csoportra vonatkozóan 6-9% között változtak (2. táblázat). A pirók erdeiegér abundancia megoszlása is homogénnek bizonyult (INT vs MOZ: $G = 0.04$, *n.s.*; INT vs URB terület dominancia: $G = 2.68$, *n.s.*; MOZ vs URB: $G = 2.09$, *n.s.*).

Az igazi egerek közé tartozó két faj, a házi és a güzüegér előfordulási gyakoriságát is elemeztük. Mindhárom tájtípusban mindkét *Mus* faj előfordult (2. táblázat). Az intenzív művelésű területeken a házi egér 12, a mozaikos területek esetén 1, míg az urbán területeken szintén 12 példányát regisztráltuk. Ezzel szemben a güzüegér 22 példányát az intenzív művelésű területekről, 7 példányát a mozaikos területekről, míg 14 példányát az urbán területekről származó mintákban került azonosításra. A házi egér abundanciája 0-2% között változott (2. táblázat), míg a güzüegéré ennél nagyobb értéket vett fel, 1-3% közötti relatív gyakoriság jellemezte. Mindkét fajnál az abundancia megoszlása homogénnek bizonyult a három vizsgált terület összehasonlításában. A házi egér esetén: intenzíven művelt terület dominancia vs mozaikos táj: $G = 1.33$, *n.s.*; intenzíven művelt terület dominancia vs urbán terület dominancia: $G = 0.01$, *n.s.*; mozaikos táj vs urbán terület dominancia: $G = 1.53$, *n.s.*). A güzüegér adatok statisztikai eredmény a következő: intenzíven művelt terület dominancia vs mozaikos táj: $G = 0.73$, *n.s.*; intenzíven művelt terület dominancia vs urbán terület dominancia: $G = 0.15$, *n.s.*; mozaikos táj vs urbán terület dominancia: $G = 0.22$, *n.s.*

Az egérfélék közül továbbá kiemelendő a törpeegér gyakorisági megoszlása. A vizsgált időszakban e faj 25 példányát azonosítottuk, melyből 20 egyed az intenzíven művelt területekről származó mintákban fordult elő, gyakorisági értéke is e területek vonatkozásában volt a legnagyobb (2.69%) (2. táblázat). Ennek ellenére relatív gyakorisága nem tért el a feltételezett egyenlő megoszláshoz képest egyik párosítás vonatkozásában sem (INT vs MOZ: $G = 2.04$, *n.s.*; INT vs URB: $G = 1.75$, *n.s.*; MOZ vs URB: $G = 0.01$, *n.s.*).

A Murinae zsákmánykategóriában további fontos taxon a patkányfélék (*Rattus* sp.). A patkányfélék urbán terület dominancia területekhez kötődő taxon, amelyet alátámaszt az az eredmény, hogy a regisztrált 38 példányból 31 egyed az urbán terület dominancia területeken gyűjtött mintákban fordult elő, így relatív abundanciája is e terület vonatkozásában volt a legnagyobb (4.61%) (2. táblázat). A patkányfélék abundanciája esetén egy összehasonlításban inhomogén eloszlást tapasztaltunk (MOZ vs URB: $G = 4.33$, $P < 0.05$).

A vizsgált területeken több vizes élőhelyhez kötődő faj is megjelent. Ilyen fajnak tekinthető az erdei cickány (*Sorex araneus*) és e genusba tartozó kisebb termetű rokonfaja, a törpe cickány (*Sorex minutus*) is. Mindkét faj tekintetében a 2016-os adatok alapján homogén eloszlást kaptunk a kimutatott relatív abundancia összehasonlításában (INT vs MOZ: $G = 0.85 - 0.02$, *n.s.*; INT vs URB: $G = 0.63 - 0.01$, *n.s.*; MOZ vs URB: $G = 0.02 - 0.03$, *n.s.*), tehát a

két faj relatív abundanciája nem mutatott szignifikánsan eltérő megoszlást. A vizsgált területen jellemző volt, hogy a nagyobb termetű erdei cickány megjelenése volt jelentősebb, melyek jelentős része a mozaikos táj használatú és urbán területekben domináns tájösszetétellel jellemzett településeken gyűjtött mintákban került azonosításra. Ezzel szemben a törpecickánynak mindössze 5 példányát regisztráltuk. A Sorex fajok alacsony példányszáma miatt a relatív gyakorisági értékek 1.5% alattiak voltak (2. táblázat).

Tipikusan vizes élőhelyeket indikáló fajok a vízcickányok, amely genusba tartozó két faj alacsony gyakoriságú zsákmányként jelenik meg a gyöngybaglyok köpeteiben. Jelen vizsgált évben a közönséges vízcickány (*Neomys fodiens*) 20, a Miller-vízcickány (*N. anomalus*) 24 példányát azonosítottuk, mindkét faj a mezőgazdasági területekben domináns tájak mintáiból került elő legnagyobb példányszámban (12-12 pd). A két vízcickány faj gyakorisági értéke egyik terület esetén sem haladta meg a 2%-ot (2. táblázat). A tájmintázat alapján csoportosított területek összehasonlításában vízcickány fajok abundancia értékei alapján homogén eloszlást kaptunk (INT vs MOZ: $G = 1.33 - 0.58$, n.s.; INT vs URB: $G = 0.13 - 0.03$, n.s.; MOZ vs URB: $G = 0.68 - 0.36$, n.s.).

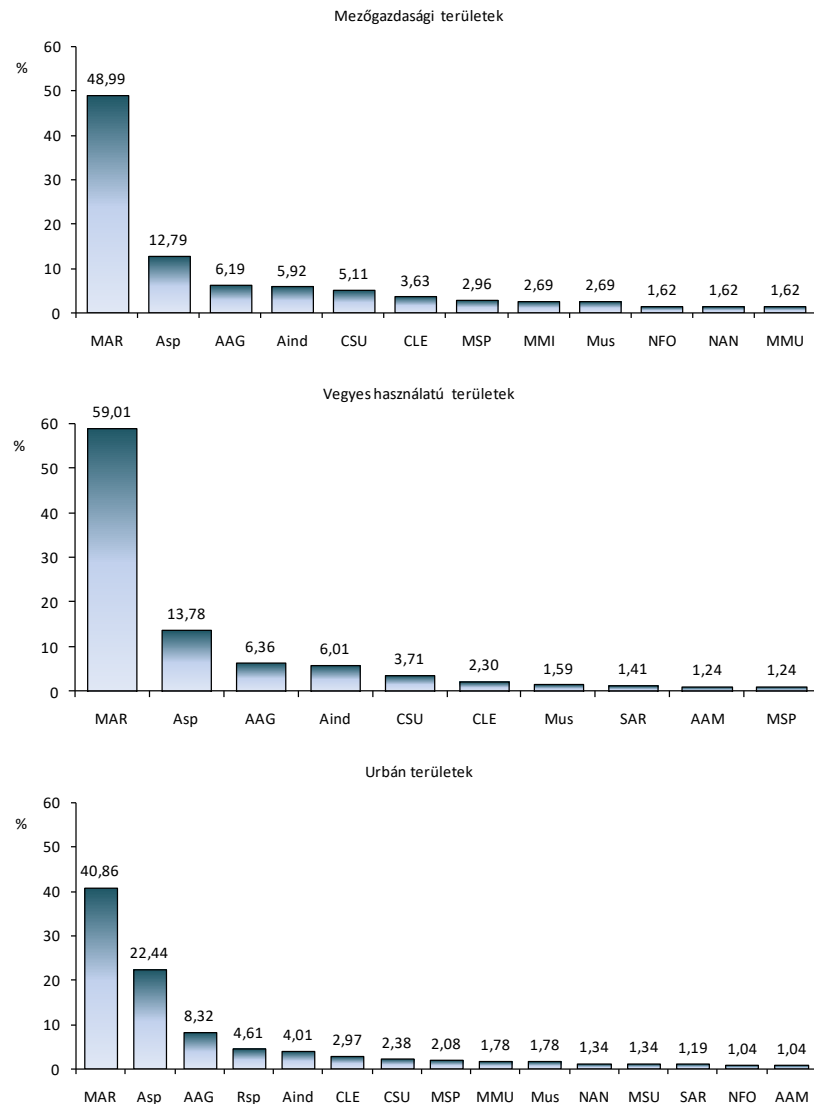
A cickányok közül a gyöngybagoly köpetekben jellemzően gyakori zsákmányállat a *Crocidura* genusba tartozó két faj. A kisebb termetű keleti (*Crocidura suaveolens*), valamint a nagyobb termetű mezei cickány (*C. leucodon*) inkább a mezőgazdasági területeket övező szárazabb élőhelyet kedvelik, melyek a gyöngybaglyok legfontosabb vadászterületei. A 2016-os adatok alapján a keleti cickány 75 példányát mutattuk ki. A másik *Crocidura* fajt alacsonyabb példányszámmal azonosítottuk, összesen 60 példányt regisztráltunk. Mindkét cickányfaj esetében a mezőgazdasági területekről származó köpetmintákban határoztuk meg a legnagyobb példányszámot (38 és 27 pd). A mezőgazdasági és a mozaikos táj használatú területeken a keleti cickány fordult elő nagyobb gyakorisággal (5.11% - 3.71%), míg kiterjedtebb települések környezetében a mezei cickány abundancia értéke volt magasabb (2.97%) (2. táblázat). A gyakorisági értékeke kisebb eltérése miatt azonban mindkét cickányfaj esetében homogén eloszlást kaptunk a három középtáj összehasonlításában (INT vs MOZ: $G = 0.22 - 0.30$, n.s.; INT vs URB: $G = 1.02 - 0.07$, n.s.; MOZ vs URB: $G = 0.29 - 0.09$, n.s.).

A vizes élőhelyek jellegzetes faja a kósza vagy közönséges vízipocok (*Arvicola amphibius*), amely a Dráva-hoz közeli területeken, patakok, vizes árkok, csatornák mentén jellemző. Jelen vizsgált évben (2016) mindhárom területre vonatkozóan 7-7 példányt azonosítottunk, ennek megfelelően relatív gyakorisági értéke 1% körüli volt (2. táblázat). Az alacsony példányszám és relatív gyakorisági értéke miatt a területek közötti statisztikai értékelést nem végeztük el.

A vöröshátú erdeipocok (*Myodes glareolus*) nem használ nyílt területeket, csak erdős és cserjés foltokat, szegélyterületeket, sövényeket. Ennek az elsősorban erdei kisemlősnek az aránya összefüggésben van ezeknek az ökoton területeknek az arányával, ugyanis a gyöngybagoly ezt a fajt nem az erdők belsejében, hanem az említett szegélyekben zsákmányolja. A 2016-os évben a vöröshátú erdeipocok 9 példányát regisztráltuk, a legtöbb egyed a mozaikos táj használatú területekről származó mintákból került elő (5 pd). Relatív aránya egyik területen sem érte el az 1%-os értéket, így még a fentebb elemzett kósza pocoknál is ritkább zsákmányállatként szerepelt a fajlistában (2. táblázat).

A három érintett területre összesített adatokból a faj-gyakorisági hisztogramokat is megadtuk (3. ábra). Az 1% relatív abundancia alatti fajokat nem tüntettük fel az ábrákon, így a mezőgazdasági területeken 12, a mozaikos táj használatú területeken 10, míg az urbán terület dominancia területeken 15 taxon szerepel a hisztogramon. Mindhárom kategóriára vonatkozóan a mezei pocok volt a dominancia sorrend első faja. Az erdeiegek (*Apodemus spp.*) taxon volt a második leggyakoribb zsákmánykategória, míg a dominancia rangsor harmadik helyén mindhárom esetben a pirók erdeiege szerepelt. A mezőgazdasági területekre vonatkozó faj-gyakorisági hisztogramokon a cickányok közül megjelentek a *Crocidura* és *Neomys* fajok,

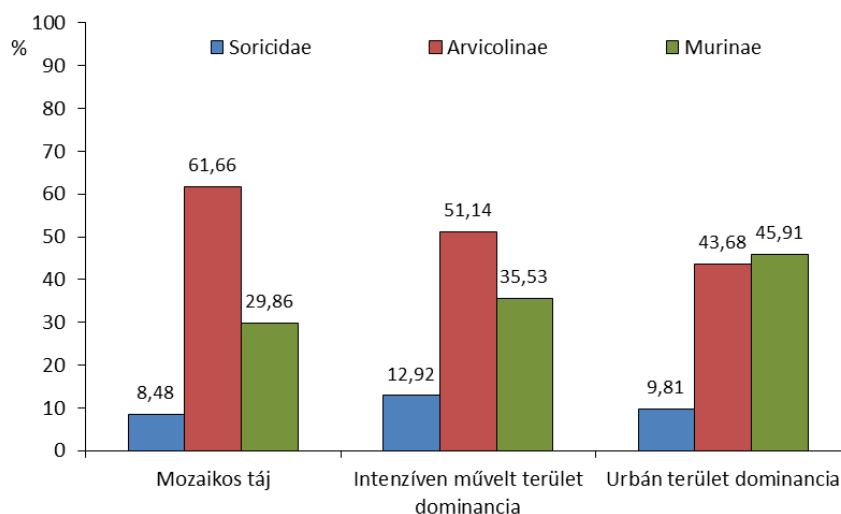
valamint az egérfélék közül a törpeegér és az igaz egerek. A mozaikos táj használatú területek esetében a dominancia sorrendben szerepelnek továbbá a *Crocidura* és *Mus* fajok mellett az erdei cickány, valamint a kószapocok. Az urbán területdominanciájú települések esetén a fajsorrend 4. helyén a patkányok taxon szerepel, emellett szintén megjelennek a *Mus* fajok, valamint a kószapocok és több cickányfaj is (5. ábra).



3. ábra: Faj-gyakorisági hisztogramok a három különböző tájhasználati kategória adatai alapján

A faunisztikai értékelést a nagyobb taxonokra cickányok (*Soricomorpha*), pocokok (*Arvicolinae*), egerek (*Murinae*), pelefélék (*Gliridae*) összevont adatai alapján is elvégeztük. E négy zsákmánytaxon arányát az egyes tájhasználati kategóriákra vetítve adtuk meg. Jelen vizsgált évben a mezőgazdasági és a mozaikos tájhasználatú területeken mutattuk ki a pocokfélék magasabb gyakorisági értékét, míg nagyobb urbán területek esetén az egérfélék magasabb aránya volt jellemző (4. ábra). Mindhárom terület esetében a cickányfélék jelentették a harmadik jelentősebb zsákmánykategóriát, míg az emlősök közül a pelefélék és madarak kis hányadát tették ki a baglyok táplálék-összetételének. A 2016-os eredmények szerint a pocokfélék aránya homogén megoszlást mutatott (INT vs MOZ: $G = 0.98$, *n.s.*; INT vs URB: $G = 0.59$, *n.s.*; MOZ vs URB: $G = 3.08$, *n.s.*). Az egérfélék megoszlásában szintén nem kaptunk eltérést a feltételezett egyenlő megoszláshoz viszonyítva (INT vs MOZ: $G = 0.49$, *n.s.*; INT vs

URB: $G = 1.33$, *n.s.*; MOZ vs URB: $G = 3.43$, *n.s.*). Továbbá a cickányfélék esetén is mindhárom terület párosításában homogén eloszlást kaptunk, vagyis a cickányfélék a 2016-os adatok szerint kiegyenlített gyakorisági értékkel fordultak elő a három vizsgált területen (INT vs MOZ: $G = 0.93$, *n.s.*; INT vs URB = 0.43 , *n.s.*; MOZ vs URB: $G = 0.10$, *n.s.*).



4. ábra: A három területről előkerült fő taxonok (Soricomorpha, Arvicolinae, Murinae, Gliridae) aránya a 2016-ban gyűjtött összes minta alapján

Végül a három érintett terület 2016-ban kimutatott kisemlős összetételének diverzitási viszonyait értékeltük. A fajszám és az összesített egyedszám mellett 4 közösségi ökológiai paramétert számítottunk, a Shannon- és a Simpson-diverzitást, a Margalef-féle fajgazdagságot, valamint a faj-egyedszám viszonyt kifejező egyenletességet (3. táblázat). A 2016-os évben a mezőgazdasági területekről származó mintákból 21 taxon 743 egyedét, a mozaikos táj használatú területeken 20 taxon 566 példányát, míg az urbán terület dominancia területeken 21 taxon 673 egyedét mutattunk ki (3. táblázat).

3. táblázat: A vizsgált középtájakra összesített adatokból számított közösségi paraméterek értékei

Közösségi paraméter/Táj	Mozaikos táj	Intenzíven művelt terület dominancia	Urbán terület dominancia
Fajszám (S)	20	21	21
Egyedszám (N _i)	566	743	673
Shannon-index (H(S))	0.62	0.73	0.77
Simpson-index (D)	1.56	1.94	2.01
Margalef-fajgazdagság (M)	3.00	3.03	3.07
Egyenletesség (J)	0.52	0.64	0.66

A Shannon-értékek közötti t-teszt eredménye azt mutatta, hogy a három különböző jellegű területre vetített kisemlős közösség diverzitása nem kiegyenlített, mivel a mozaikos táj használatú területek diverzitása szignifikánsan eltér a másik két területétől (4. táblázat). A Simpson diverzitás értékek is megerősítették a Shannon-index számításának eredményét, miszerint az urbán terület dominancia esetén jellemző kisemlős-összetétel volt magasabb diverzitású (4. táblázat).

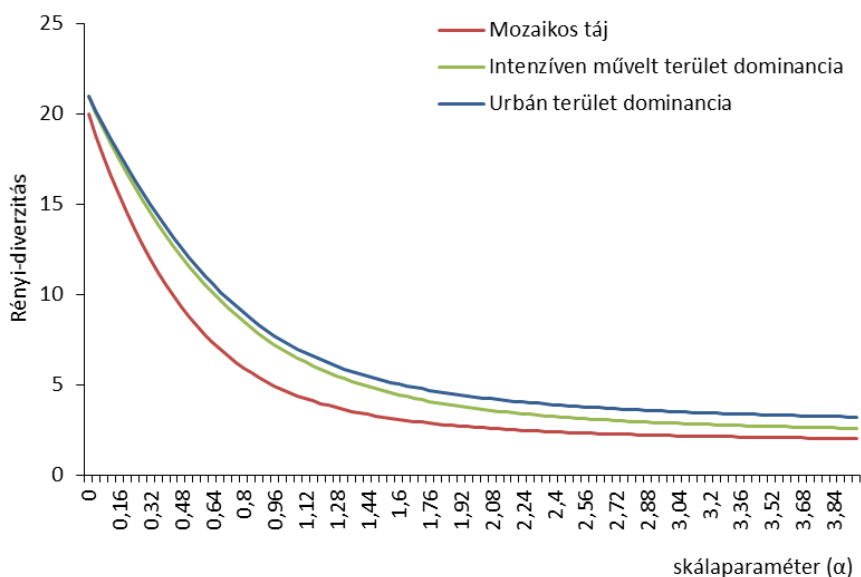
4. táblázat: A Shannon-diverzitás értékek *t*-tesztje a középtájak összehasonlításában

Táj	Intenzíven művelt terület dominancia	Mozaikos táj	Urbán terület dominancia
-----	--------------------------------------	--------------	--------------------------

Intenzíven művelt terület dominancia		
Mozaikos táj	4.91*	
Urbán terület dominancia	0.96	5.77*

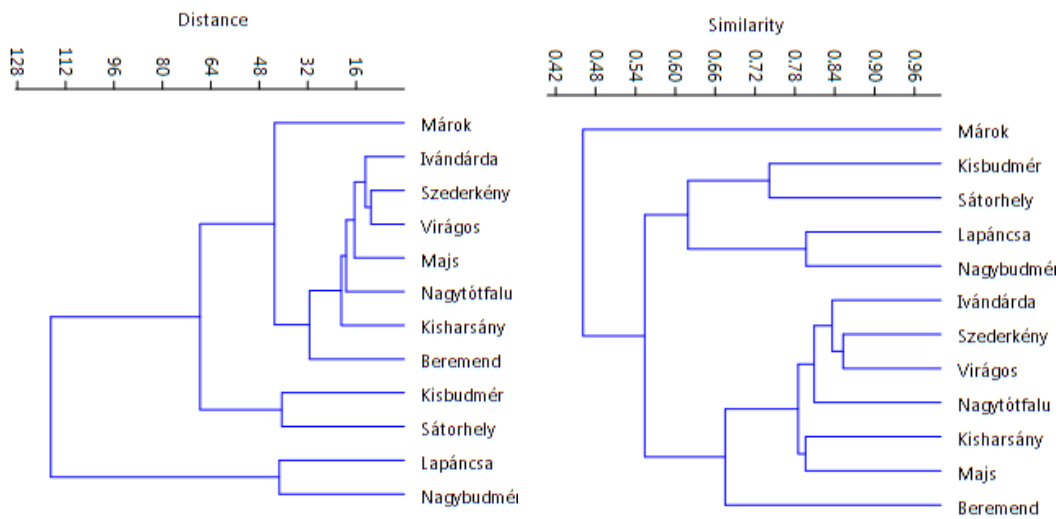
*: $P < 0.001$

A két középtáj közösségének diverzitásbeli különbségét a Rényi-féle skálafüggő diverzitás számításán alapuló diverzitási rendezéssel is vizsgáltuk, amely eljárás még több részletet feltár a kisemlősök faj-gyakorisági viszonyait tekintve. A 2016-os adatok szerint a diverzitási rendezés a mezőgazdasági és a lakott területekben domináns táj kisemlős együttesének viszonyában a diverzitási profilok szorosan illeszkedő lefutásúak, és alacsony skálaparaméter értéknél a két görbe metszi egymást, tehát a két eltérő jellegű terület kimutatott kisemlős együttese diverzitás szerint nem rendezhető. Azonban e két tájmintázatot tarozó diverzitási profilok teljesen elkülönülnek a mozaikos tájhasználatú területek kisemlős együttesének diverzitási görbájátől, ami azt jelenti, hogy a mozaikos tájmintázat alapján elkülönített élőhelyek kisemlős diverzitása alacsonyabb az előző két területéhez viszonyítva. Ezt a nem várt eredményt mind az alacsonyabb fajszám, mind a kisemlős összetétel alacsonyabb mértékű egyenletessége jelentősen befolyásolta (5. ábra).



5. ábra: A három terület kisemlős közösségének diverzitási rendezése

A jelenlét-hiány adatok alapján a települések kisemlős közösségeit klaszteranalízis alapján rendeztük. A 12 település kisemlős közössége a 2016-os adatok alapján alapvetően 2 klaszterbe különült el. A két legmagasabb köpetszámú település, Lapáncsa és Nagybudmér kapcsolódott össze, s markánsan vált el a többi településtől. Az utóbbi csoportban jelenlét/hiány alapján Márok teljesen elkülönül, míg Kisbudmér és Sátorhely, valamint a többi 7 település külön klasztert alkot. A bináris alapon kapott rendeződést alapvetően a fajszámok különbsége, illetve a közös jelenlét és közös hiány is befolyásolta, bár a Jaccard-index a közös hiányt nem veszi figyelembe az index értékének kiszámításában. Márok külön klasztere való elkülönülését alapvetően az alacsony köpet- és egyedszám határozta meg, míg Kisbudmér és Sátorhely esetén a mezei pocok magas abundanciája jelentette az egy klaszterbe történő elkülönülés alapját (6. ábra).



6. ábra: A településeken kimutatott kisméltós közösségek klasszifikációja jelenlét-hiány adatok alapján - Jaccard index (baloldal), valamint a kvantitatív adatok alapján - Bray-Curtis index (jobboldal)

A 12 vizsgált település hierarchikus rendezését a fajok kvantitatív értéke alapján is elvégeztük. A Bray-Curtis kvantitatív index számításával a bináris módszerhez hasonló eredményt kaptunk, mivel alapvetően 2 klaszterbe rendeződtek a települések kisméltós közösségei. Márok kisméltós együttese ebben az esetben a többi településtől elkülönülve jelent meg. A másik klaszterbe szintén páronként elkülönült Kisbudmér és Sátorhely, valamint Lapáncsa és Nagybudmér, valamint egy csoportot alkotva a többi 7 mintavételi lokalitás 6. ábra).

Összefoglalás

A kisméltósok fajösszetételének és mennyiségi változásainak értékelését Baranya megyében, a Bóly Zrt. által intenzíven művelt területeket reprezentáló 12 településről származott adatok felhasználásával végeztük, amely minták a 2016-os évben kerültek gyűjtésre. Ezekről a településekről a teljes időszakot tekintve összesen 40 minta került begyűjtésre, melyek összesen 890 db köpetet tartalmaztak, melyből 1982 kisméltós került azonosításra. Az alapadatok alapján mind a fajok, mind a taxonok esetében meghatároztuk a relatív abundancia értékeket.

A vizsgált 12 település vonatkozásában összesen 973 mezei pocok példányt regisztráltunk, melyből a legtöbb egyedet a túlnyomó részt mezőgazdasági területekkel jellemezhető települések összesített mintájából mutattuk ki (364 pd). Ezzel szemben a legkisebb egyedszámban (275 pd) az emberközeli élőhelyek összesített mintájában határoztuk meg. A vizsgált területről származó köpetekben jelentős számban jelentek meg erdei egerek. A pirók erdei egér és az *Apodemus sp.* taxon az urbán terület dominancia területeken fordult elő a legnagyobb mennyiségben, míg legkevesebb példányszámmal a mozaikos táj használatú területeken regisztráltuk. Szintén nagyobb mennyiségben azonosítottunk igazi egereket, a *Mus* genushoz tartozó két faj mind a mezőgazdasági területeken, mind az urbán terület dominancia területeken nagyobb példányszámban fordult elő. Fontos faunisztikai eredmény, hogy a területen kimutattuk 6 védett cickányfaj, a törpeegér, a csalitjáró pocok és a mogyorós pele

előfordulását is. Ezek közül a fehérfogú cickányok fordultak elő nagyobb példányszámban, a *Crocidura* fajok inkább a mezőgazdasági területeket övező szárazabb élőhelyet kedvelik, ezt alátámasztja az az eredmény, hogy a legtöbb egyed a mezőgazdasági területek összesített mintájában azonosítottuk. Továbbá kiemelendő az emberközeli élőhelyekhez kötődő patkányok nagyobb arányú megjelenése az urbán területdominanciával jellemzett településekről származó minták vonatkozásában.

A három település-csoportra összesített adatokból a faj-gyakorisági hisztogramokat is megadtuk. Mindhárom esetben a mezei pocok foglalta el a dominancia sor első helyét, a második legfontosabb zsákmánytaxon az erdeiegek voltak, míg a pirok erdeiege volt a harmadik legjelentősebb prédafaj a gyakorisági hisztogramokon. A legtöbb taxon a szünantróp területek vonatkozásában jelent meg a dominanciasorban, ezen települések esetében mutattuk ki a legnagyobb diverzitás-értékeket is. Ezzel szemben a legkevesebb, 1%-nál nagyobb abundanciájú taxont a mozaikos táj használatú területek faj-gyakorisági hisztogramjának vonatkozásában ábrázoltuk. Ezeken a területeken kevesebb kisemlős példányt regisztráltunk, illetve a diverzitás értékek is e települések vonatkozásában voltak a legalacsonyabbak.

A faunisztikai értékelést a nagyobb taxonokra cickányok (*Soricomorpha*), pockok (*Arvicolinae*), egerek (*Murinae*), pelefélék (*Gliridae*) összevont adatai alapján is elvégeztük. Mind a mezőgazdasági, mind a mozaikos táj használatú területeken a pocokfélék domináltak, a második legjelentősebb zsákmánykategória az egérfélék voltak. Ezzel szemben az urbán terület dominancia területeken az egérfélék jelentek meg legnagyobb gyakoriságban, így a pocokfélék csak másodlagos szerepet tölthettek be a gyöngybagoly táplálékában. Mindhárom település-csoport vonatkozásában a cickányok voltak a harmadik legnagyobb prédaféleség a baglyok számára. Peleféleket csak a mezőgazdasági és az urbán terület dominancia területeken mutattunk ki kevés példányszámban, ennek megfelelően a gyöngybaglyok táplálékában való részesedése igen alacsony volt.

Városökológiai program

Téma 1: *A nyest (Martes foina) és a vörös róka (Vulpes vulpes) táplálék-összetétele és predációjuk kísérletes vizsgálata egy pécsi szőlészetben*

A nyest (*Martes foina*) és a vörös róka (*Vulpes vulpes*) táplálék-összetétele és predációjuk kísérletes vizsgálata egy pécsi szőlészetben

Bevezetés

A ragadozó emlősök ökológiai szerepe jelentős, befolyásolják a zsákmányállomány populációk sűrűségét, struktúráját, sőt a viselkedését is, ugyanakkor a zsákmányok visszahatnak a ragadozókra, meghatározzák a ragadozó állomány dinamikáját, kondícióját és a zsákmányolási módszereit. A ragadozó szelektálja a zsákmányállományokat, ugyanakkor a zsákmány mennyisége és elejthetősége is szelektálja a ragadozót vagy befolyásolja a vadász módszereit. E kölcsönhatás evolúciós léptékben a ragadozó és a zsákmány megváltozásához, együttfejlődéshez (koevolúcióhoz) vezet. A többféle prédát fogyasztó ragadozó egyensúlyt tarthat a zsákmányfajok között, csökkentheti a versengésüket, ezzel állandósíthatja az együttélésüket, növelheti a fajdiverzitást akár közösségi vagy ökoszisztéma szinten is.

Európa szerte tapasztalható a természetes és az ember által átalakított környezethez alkalmazkodni képes állatfajok, köztük ragadozóemlős-fajok állományainak megerősödése. A közepes testméretű generalista ragadozó közül a vizsgált nyest (*Martes foina*) és vörös róka (*Vulpes vulpes*) említhető (1. és 2. ábra).



1. ábra: Nyest a vizsgált területen



2. ábra: Vörös róka a vizsgált területen

Mindkét faj a pillanatnyi lehetőséget kihasználó, tipikus opportunistá ragadozó, vagyis a leggyakoribb és legkisebb energia befektetéssel hasznosítható táplálékot részesítik előnyben. A nyest eurázsiai elterjedésű, közönséges faj, amely napjainkban nemcsak természetes, vagy

természetközeli élőhelyeken, hanem emberi településeken is megtalálható. A vörös róka a legelterjedtebb ragadozó emlős a világon, a lehető legváltozatosabb élőhelyeken, a szubtrópusi területektől a sarkkörig, a különféle típusú erdőktől a nagyvárosokig, a síkvidéki területektől a magas hegyvidékig előfordul.

Az utóbbi évtizedekben tapasztalt európai és hazai állománynövekedésükhöz, a táplálkozási szokásaik nagyfokú rugalmasságán és kiváló alkalmazkodóképességükön kívül számos tényező is hozzájárulhatott (pl.: a bőségesen rendelkezésre álló természetes és antropogén eredetű táplálékforrások, a nagyobb testméretű (és kompetítor) ragadozók ritka és kis területi előfordulása, a klímaváltozás, a kedvező búvóhelyek nagy száma, stb.).

A táplálék sokfélesége alapján e két vizsgált faj polifág, a táplálék típusa alapján az omnivor ragadozók közé tartozik. Magányos vadászok, főként éjszaka és szürkületben aktívak, de a párosodási időszakban (róka: tél vége, nyest: nyár) nappal is sokat mozognak. Mindkét faj főként talajszinten vadászik, de a nyest könnyedén mozog a lombkorona szintben is. A nyest és a vörös róka tápláléka évszaktól és a terület jellegétől függően nagy változatosságot mutat.

Európa egyik leggyakoribb gyíkfaja a fali gyík *Podarcis muralis* (Guillaume 1997), az Alföld kivételével Magyarországon is viszonylag gyakori. Számára megfelelő élőhelyeken jelentős egyedsűrűséggel lehet jelen. Nagyobb populációi többnyire nyílt sziklás hegyoldalokon, meleg mikroklímával rendelkező kőbányákban és nem utolsósorban antropogén környezetben kőfalakon élnek. Az ország déli részein még a téli hónapok melegebb napjain is megfigyelhetők aktív példányai. Opportunista faj, így élőhely igénye változó, de egyedsűrűségét a búvóhelyek, a táplálék és a predátorok hatása befolyásolhatja. Természetes ellenségei az emlős, madár és kígyó fajok közül kerülnek ki.

A predátorok potenciális hatását a gyíkokra puha anyagból (pl. gyurmából) készült mesterséges prédamodellek segítségével végezték, melyek rögzítik a különböző ragadozók (pl. fog, csőr, karom) nyomait.

Hipotézisek és célkitűzések

Első hipotézisünk, hogy a táplálkozásukat tekintve opportunistá ragadozók, így a területen előforduló nyest és vörös róka, a „kényelmes” megoldást választva feltehetően nagyrészt a vizsgált szőlészetben keresik a könnyen megszerezhető (főként gyümölcsökből és a területen belül gyakori állatfajokból álló) táplálékukat. Előfeltételezésünk (predikció), hogy a két ragadozó egész évben egyaránt jelentős arányban táplálkozik a terület egyedi jellegét adó táplálék típusokból. Vagyis a terület speciális jellegéből adódóan a táplálékmintázataik egymáshoz hasonlóak lesznek, ezzel együtt eltérnek a természeti területeken vagy emberi településeken végzett más hazai és külföldi táplálkozásvizsgálatokban kapott eredményektől (mintázatoktól).

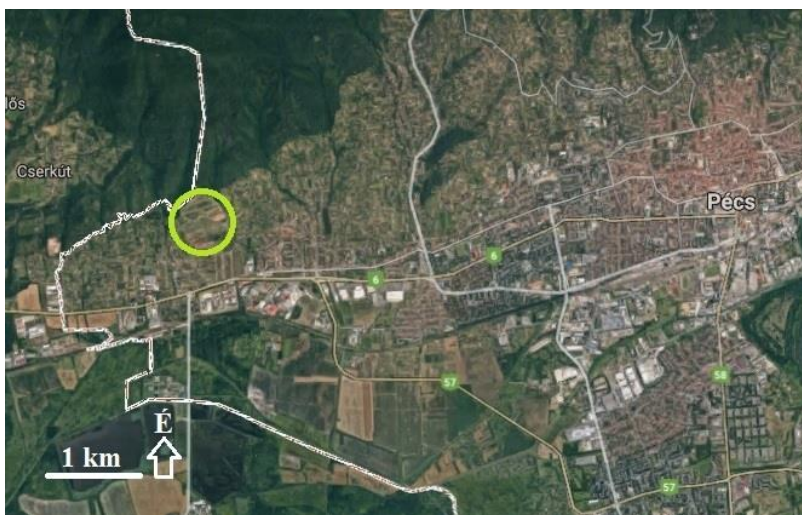
A fali gyíkok gyakran élnek szőlőültetvényekben, különösen kedvező élőhelyek számukra a parcellákat elválasztó, vagy szegélyező kőfalak, ahol számtalan búvóhely áll rendelkezésükre. Második hipotézisünk, hogy emiatt a predációs nyomás alacsony lehet, függetlenül a gyíkok sűrűségétől.

- 1) Együtt élő nyest és a vörös róka egy pécsi szőlészet területén egy éven keresztül gyűjtött ürülmintáinak elemzésével célunk volt meghatározni és értékelni a) a ragadozók évszakonkénti táplálék-összetételét, b) táplálkozási niche-szélességét, c) a két ragadozófaj közötti táplálkozási niche-átfedést, valamint célunk volt d) az étrendek más vizsgálatokkal történő összevetésével esetleges speciális sajátosságok kimutatása.
- 2) A területen, gyurmagyíkok kihelyezésére alapozott műpréda kísérletben cél volt annak kiderítése, hogy a) kimutatható-e sűrűségfüggő predáció? b) mekkora a szagtalan gyurmagyíkok napi túlélési esélye? c) mely fajok (a nappal aktív madarak – látásukra

hagyatkozó predátorok - vagy a szürkületi és éjszakai aktivitású - szaglászókra hagyatkozó - ragadozó emlősök) a predátorok? d) és preferálják-e a zsákmány egyes testrészeit? A gyíkokra irányuló potenciális predációt kétféleképp vizsgáltuk, egyrészt gyíkmарadványok keresésével nyest és róka ürülékmintákból, másrészt a predáció nyomait megőrző, szagtalan gyurmagyíkos műpréda tesztben.

Anyag és módszer

A vizsgálatainkat a Pécsi Tudományegyetem Szőlészeti és Borászati Kutatóintézetének a Szent Miklós hegy déli lejtőjén található kísérleti telephelyén végeztük. Pécs város központjától, nyugati irányba 5 km távolságra (É 46,07°, K 18,17°), a Nyugat-Mecsek déli lejtőjén, 180-240 m-es tengerszint feletti magasságban található a kb. 14 hektáros vizsgálati terület (3. ábra), melynek közepén egy gazdasági épület van. A szőlészet és a környező területek optimális életfeltételeket biztosítanak a nyest és a vörös róka számára. 2016 nyarán a terület északi peremén fotócsapdát helyeztünk ki, ami mindkét ragadozófaj egyedeiről készített felvételt (1. és 2. ábra). A nagyobb testméretű állatfajok közül a nyest és a vörös róka mellett vizsgált időszakban előfordult például a borz (*Meles meles*), a házi macska (*Felis catus*), a mezei nyúl (*Lepus europaeus*), ritkán az őz (*Capreolus capreolus*).



3. ábra: A vizsgált terület (○) elhelyezkedése Pécs külvárosában



4. ábra: Szőlészet részlet

Ragadozók ürülék-minta-vizsgálatának módszere

A nyest és a vörös róka ürülék-mintákat (nyest n= 288 db, róka n= 110 db) 2015. július elejétől 2016. június végéig havonként két alkalommal (a hónap közepén és végén) gyűjtöttük. Az ürülék-minták keresése közben, a területen belül 4280 méter hosszúságú standard útvonalon lassan haladva gyalogoltunk végig (5. és 6. ábra). A gyűjtést a szőlők közötti támfalakon és a szőlészetet körbehálózó kocsui utakon végeztük.

A két vizsgált ragadozónál megfigyeltük, hogy feltűnő, kiemelkedő, jól látható, többnyire növényzetmentes helyre (például kövekre) ürítettek, ezzel is jelölve a területüket. A rendszeres emberi jelenlét és a szőlőműveléssel együtt járó zavarás miatt az erdei kötődésű és embert elkerülő nyuszt (*Martes martes*) előfordulását az erdő közelsége ellenére is legfeljebb alkalminak tekinthettük, vagyis a begyűjtött minták döntő többsége nyesttől származhatott. A vörös rókán kívül más kutyafélék (pl. aranyakál *Canis aureus*) jelenlétét közvetlen megfigyelés vagy közvetett jelek (lábnyom, hang, ürülék) alapján nem tudtuk kimutatni és a szőlészetben dolgozók sem figyeltek meg a rókán kívül más kutyaféléket.



5. ábra: Az ürülminta gyűjtések során a szőlészetben bejárt útvonalak (—)



6. ábra: Róka- (fent) és nyest ürülék (lent)

Az ürülminták feldolgozását standard protokollt követve nedves technikával dolgoztuk fel (1. kép). A fagyasztóládából kivett és kicsomagolt ürülmintákat vízben 2-4 órán át áztattuk (1 kupak Domestost adagoltunk fél liter vízhez), majd sűrű (0,5 mm lyukbőségű) szitán csapvíz alatt átmostuk. Az átmosást addig végeztük, amíg a minták salakanyagtól mentessé váltak. A teljesen száraz minta tömegét egyben, 0,01 g pontossággal lemértem, majd csipesszel minden egyes azonosítható táplálékmaradványt elkülönítettem. Ezután a különböző fajhoz (illetve a határozás lehetséges szintjétől függően eltérő rendszertani kategóriához, „taxonhoz”) tartozó táplálékmaradványokat külön-külön is lemértem, az adatokat jegyzőkönyvben rögzítettem. Ezután a további határozást igénylő maradványokat (pl. szőrszál, toll, kitindarabkák) kigyűjtöttük. Az emlősöktől származó táplálékmaradványok taxonómiai határozását koponyaacsontok és fogazat hiányában az emésztés során épen maradt szőrszálak morfológiai bélyegei alapján tudtuk csak végezni. Az adott ürülmintából csipesszel óvatosan fedőszőröket gyűjtöttünk ki, majd 70%-os alkoholban megtisztítottuk őket. Zselatinoldatot készítettünk, amit szemcseppentővel tárgylemezre vittünk fel vékony rétegben, és erre helyeztük a kigyűjtött szőrszálakat. A zselatin megszáradása után a szőrszálát tű segítségével „kipattintottuk” és a szőrszál kutikula lenyomatát vizsgáltuk fénymikroszkóp alatt (400×-os nagyítás). A módszer korlátaiból adódóan a kisemlősök többségénél nem (*genus*), míg a nagyvadfajok esetében faj (*species*) szintű határozást végeztünk. A madaraknál toll, csőr, karom és csontok, a hüllőknél szarupikkelyek, karom és csontok, a kétélűeknél csontok, a gerincteleneknél kitinváz alapján történt a határozás. A növények határozása magok és a különböző növényi részek, törmelékek alapján történt. Az egyes taxonok határozásához atlaszokat, valamint a Kaposvári Egyetem csont-, toll-, és növénymag-referenciaanyagait is felhasználtuk. Dögfogyasztást a vizsgálati mintákban megtalált dögfogyasztó rovarok maradványainak a megtalálása esetén feltételeztük. Ritkán egyéb, szemétkben történő táplálékkeresésre utaló, nem szerves anyagok jelenlétét is kimutattuk.

A ragadozók ürületeiben található táplálékmaradványok alapján számított táplálékösszetételt kétféle módon adtuk meg. Egyrészt az ürületekben kimutatott táplálékelemek százalékos relatív előfordulási gyakoriságát (E%) számoltuk ki. A másik táplálékösszetélszámítási módszer a táplálékmaradványok mért tömegén alapuló úgynevezett „biomassa számítás szerinti táplálék-összetétel” (B%). Az alábbi 10 táplálék típust vettem figyelembe a számításokban: kisemlősök (rágcsálók és rovarévők), mezei nyúl, vadon élő ragadozó emlősök,

nagyvadfajok, vadon élő madarak (madártojással együtt), háziállatok, hullók és kétéltűek (együtt), gerinctelenek, növények és egyéb (nem szerves) anyagok.

A ragadozóemlős-fajok táplálék-összetételének interspecifikus és intraspecifikus különbségeinek vizsgálatára loglineáris és kovariancia analízist alkalmaztunk (SPSS 20.0). Az előfordulási gyakoriság adatokra alapozva loglineáris elemzéssel teszteltük a ragadozófajok (nyest és róka) közötti, valamint a ragadozóemlős-fajokon belüli - négy évszakra vonatkozó - táplálkozásbeli különbségeket. Az elemzés alapját a ragadozó emlősök ürülékmintái jelentették, válaszváltozónak az adott táplálék típus mintákban való előfordulását (kimutatását) vagy kimutatásának hiányát tekintettük. A modellben független változó volt a ragadozó faja és az évszak. A nagyszámú (10 fő táplálék típus) összehasonlítás miatt a szignifikancia szintet Bonferroni korrekcióval ($P = 0,05/10$) módosítottuk 0,005-re.

A táplálék számított biomassza összetételének (B%) vizsgálata során 9 fő táplálék típust vettük alapul (az egyéb/nem szerves anyagokat elhagytuk, mert nincs emésztési együtthatójuk), továbbá mert a B% adatok nem normál eloszlást mutattak, azokon arcsin transzformációt végeztünk. Kovariancia-analízist (ANCOVA, Bonferroni post hoc teszt) alkalmaztunk a fajok és évszakok közötti különbségek kimutatására, ahol fix hatásnak a fajt, kovariánsnak az évszakot tekintettük. Chi-négyzet próbával teszteltük a tisztálkodás során lenyelt szőrszálak előfordulásában tapasztalt évszakok közötti eltéréseket.

A táplálkozási niche-szélességet Levins (1968) képlettel számítottuk (B). Ezután a B index értékeket a Hurlbert által módosított Levins standardizált niche-szélesség- képlet alkalmazásával standardizáltuk.

A táplálkozási niche-átfedést Renkonen-képlettel számítottuk Páros t-próbával teszteltük, hogy fajtól függően van-e eltérés az évszakonként számolt (normál eloszlást mutató) standardizált táplálkozási niche-szélesség (B_{sta}) értékekben.

Műpréda-teszt módszere

Műpréda gyíkokat nem mérgező fehér gyurmából (Gyártó: KOH-I-NOOR, Cseh Köztársaság) készítettünk (2. kép). A testméretek és az alak megegyezett a kifejlett fali gyík méreteivel. Az elkészült gyurmagyíkokat a vizsgált területen megfigyelt és lefotózott gyíkok mintázata alapján temperával egységesen barnásszürke színre festettük. Ezt követően lefújtuk őket színtelen folyékony gumi spray-vel (PlastiDip®) és két hétig szellőztettük, hogy a gyurma és a festék szaga ne befolyásolja a kísérletünket. A fali gyíkok territóriumának mérete 3-50 m² között változhat (Puky et al., 2005). A kőfalak tetejére egy transzekt mentén 2015.09.07-én reggel egymástól 10 m távolságra 25 gyurmából készült szagtalan gyurmagyíkot helyeztünk ki (9. és 10. ábra).



9. ábra: A gyurmagyík modellek



10. ábra: A műpréda teszt helyszínei (—)

Egy másik transzekt mentén szintén 25 gyurmagyíkot tettünk a falakra, de egymástól 20 méter távolságra. Nyílt, madarak számára jól látható felületekre történt a gyíkok kihelyezése. A gyurmagyíkok állapotát minden alkalommal délután 16:00 és 18:00 óra között ellenőriztük a kihelyezést követő 1, 3, 7, 14, 17, 21, 24. és 28 napon. Az utolsó ellenőrzés során a megmaradt gyurmagyíkokat összeszedtük. Egy gyurmagyíkot akkor tekintettünk predálnak, ha csőr- vagy fognyomokat találtunk rajtuk, vagy eltűntek a kihelyezés helyszínéről. Vizsgáltuk, hogy a gyíkok mely testrészei (fej, test, végtagok, fark) sérültek. A gyurmán megőrzött foglenyomatok alapján a gyűjteményünkben lévő koponyák segítségével azonosítottuk az emlős predátorokat.

A gyurmagyíkok napi túlélési rátáinak becslésére Mayfield (1975) módszerét alkalmaztuk. A napi túlélési ráta annak a valószínűségét mutatja meg, hogy mekkora eséllyel „él túl a modell” egy napot. Az így kapott értékeket Johnson (1979) által javasolt teszt segítségével lehet összevetni. Az egyes testrészeket ért predációs események összevetésére 2×4-es kontingencia táblázatot (χ^2 teszt) használtunk.



1. kép: Ürülékmintákból további határozásra kigyűjtött táplálékmaradványok



2. kép: Gyurmagyík készítés közben (Lanszki Zsófia BSc és Bocz Renáta PhD hallgató)

Eredmények

Ragadozó emlősök táplálkozásvizsgálata

A szőlészetben vizsgált nyest számára nem az állatok, hanem a növények fogyasztása volt minden évszakban a meghatározó. A nyest számára a kisemlős szerepe rendhagyóan kismértékű volt mindkét számításmód szerint (E%: 4.2%, B%: 1.2%). Kisemlősök közül mindössze négy taxon, a *Microtus* genus, a vöröshátú erdei pocok (*Myodes glareolus*), az erdeiegek (*Apodemus* sp.) és a vándorpatkány (*Rattus norvegicus*) jelenlétét sikerült kimutatnunk ürülékéből. Szinte minden más vizsgálatban nagyobb volt a kisemlősöknek a nyest táplálkozásában betöltött szerepe (éves vizsgálatok átlaga, E%: 31.7%). Mezei nyúl minden évszakban előfordult a nyest táplálékában. A pontosabban nem meghatározható kistestű menyétféle (*Mustelidae*) téli fogyasztása esetén a dögevés (pl. elgázolt állatból fogyasztás) mellett a predáció sem zárható ki. Az őz júniusi fogyasztása feltehetően a bakok vadászidényére, esetleg gázolásból eredő mortalitásra vezethető vissza, leginkább hátrahagyott zsiger vagy dögevés valószínűsíthető. Háziállatok nagyon ritkán, csak téli és tavaszi időszakban fordultak elő a gyűjtött mintákban (sertés egy, baromfi négy esetben). A nyest a disznófogát állatvágásból, a baromfit az esetenkénti kis mennyiségekből adódóan szintén vágás során keletkezett maradékból vehette fel. A kistestű madarak között alkalmoszerűen kimutatható volt pintyfélék (*Fringillidae*), verébfélék (*Passeridae*) és rigófélék (*Turdidae*) előfordulása, azonban

a kistestű énekesmadarak (Passeriformes) többségének a pontosabb határozását az ürülmintákban található madár maradványok nem tették lehetővé. A legtöbbször pontosabban nem meghatározható nagyobb testű madarak mellett előfordult fácán (*Phasianus colchicus*), továbbá egy alkalommal madártojáshéj töredéket is sikerült azonosítanunk. Hüllők közül gyíkok fogyasztását mutattam ki a nyest ürülmintákból. A gyíkfogyasztás a gyíkok gyakori jelenléte ellenére ritka volt, a nyári és őszi hónapokra korlátozódott. Kételtűeket és halakat nem mutattunk ki a vizsgált nyest ürülmintákból. Gerinctelenek, főként bogarak viszonylag gyakran (20.3%), de kis számított biomassa részesedéssel (1.8 %) szerepeltek a nyest táplálékában. A nyest gerinctelenekből álló táplálékában védett fajok is előfordultak, így az orrszarvúbogár (*Oryctes nasicornis*) és a szarvasbogár (*Lucanus cervus*). Gyakoribb taxonok voltak még a futóbogarak (Carabidae), rózsabogarak (Cetonia) és cserebogarak (Melolonthidae). A nyest domináns táplálékát minden évszakban növények jelentették, amely éves összesítésben mind relatív gyakoriságszámítás (E%: 62.2%), mind pedig biomassaösszetétel-számítás szerint (B%: 88.8%) kiugróan magas értéket jelent. A gyümölcsök közül nyáron a meggy (*Prunus cerasus*), mellette a szőlő (*Vitis vinifera*), ősszel a szőlő, mellette a füge (*Ficus* sp.), télen a szőlő, tavasszal a vadcsesznye (*Prunus avium*) volt a legfontosabb táplálékalkotó. A gyümölcsök mellett magvakat, fűfélét és egyéb növényi törmelék is kimutattunk az ürülmintákból. Meglepő tapasztalat, hogy a nagy minta- illetve táplálékem-szám (n = 288, ill. N = 641) ellenére a nyest tápláléklistáján mindössze 16 gerinces, 7 gerinctelen és 12 növényi tápláléktaxon szerepelt. A mintákban, különösen télen és tavasszal gyakran előkerültek háztartási hulladékból származó anyagok is, mint például nejlón, gumi darabka, hungarocell, alufólia, madzag és faforgács. A nyest tisztálkodás során lenyelt szőrszálat (legtöbbször egy vagy néhány szál) különösen nyáron, ősszel és télen nagyon gyakran találtunk meg (1. táblázat), a szőrszálak mintákban való előfordulása az évszakok között nem különbözött lényegesen ($\chi^2 = 4.03$, $P = 0.259$).

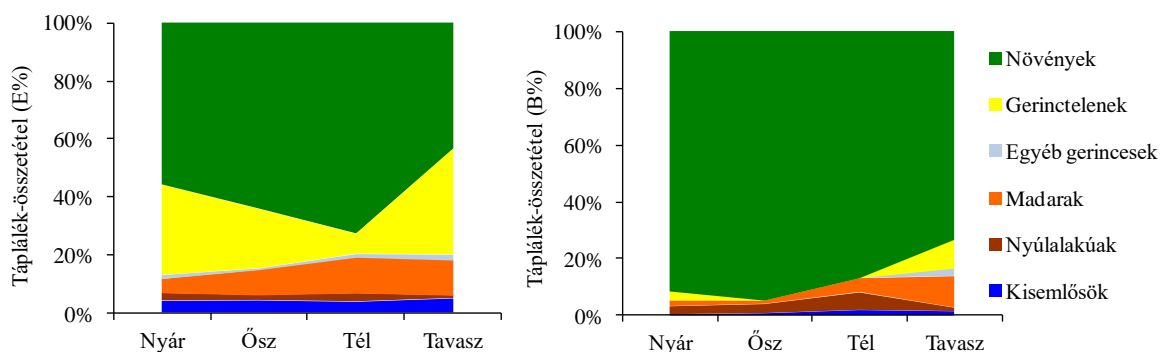
A szőlészetben élő vörös róka táplálékának a döntő részét - a nyesthez hasonlóan - szintén nem az állatok, hanem növények tették ki. A kisméretű táplálkozásban betöltött szerepe alárendelt volt mindkét számításmód szerint (E%: 3.4%, B%: 2.7%). Mindössze két taxon, így pockok (*Microtus* sp.) és erdei egerek (*Apodemus* sp.) jelenlétét sikerült kimutatnunk a róka ürülmintákból. A mezei nyúl minden évszakban előfordult a róka táplálékában, szerepe különösen az őszi és a téli időszakban volt jelentős. Az éves összesített gyakorisági adatok alapján a fogyasztása (E%: 4.5%) átlagosnak mondható. A tavaszi időszakban egy ürülmintából sikerült kimutatnunk menyétfélét. Mindössze egyetlen mintából sikerült kimutatni őzet. A téli időszakban kimutatott őz feltehetően vadászat során hátrahagyott zsiger- vagy dögfogyasztásra vezethető vissza. Háziállat fogyasztást csak három esetben sikerült kimutatnunk. Házityúk tollak, karom és csőr maradványok nyáron és télen fordultak elő. A szőlészetben kimutatott madárfogyasztás (E%: 8.3%, B%: 2.9%) átlagosnak mondható. A kistestű madarak között alkalomszerűen kimutattuk a pintyfélék és verébfélék fogyasztását, azonban az ürülmintákban található madár maradványok a legtöbb esetben pontos határozást nem tették lehetővé. Madártojáshéj töredéket csak egy esetben sikerült azonosítanunk. Gyíkot mindössze egyetlen, békát két alkalommal tudtunk kimutatni a róka ürülmintákból. Gerinctelenek a róka táplálékában – a nyesthez hasonlóan – viszonylag gyakran (E%: 27.5%), de ehhez képest kis számított biomassa részesedéssel (B%: 3.9%) szerepeltek. A gerinctelenekből álló táplálékban gyakran fordultak elő cserebogarak, rózsabogár és futóbogarak. Védett fajok közül a szarvasbogár fogyasztását tudtam kimutatni. A róka legfontosabb táplálékai növények (éves összesítés, E%: 53.2%, B%: 76.0%), döntő mértékben gyümölcsök voltak, mint a nyest esetében is. Nyáron a csesznye és a meggy, ősszel és télen a szőlő, tavasszal kukorica volt jelentősebb növényi táplálék. Ezek mellett időszakosan más gyümölcsök és magvak, valamint egyéb növényi anyagok is előfordultak táplálékként. A szőlészetben tapasztalt nagyarányú növényfogyasztás kiugróan magasnak bizonyult mindkét

számításmód alapján. A róka tápláléklistáján szereplő gerinces állat taxonok száma mindössze 11, a gerincteleneké 7 és a növényeké 11 volt. A róka ürülékmintákban emészthetetlen összetevők is előkerültek. Ezek között többségében kavics és forgács, alkalomszerűen nejlonszacskó, alufólia, szövet, madzag fordult elő. A vizsgált róka ürülékminták nagyarányban (58%) tartalmaztak tisztálkodás során lenyelt rókaszőrt (2. táblázat). A szőrszálak mintákban való előfordulása télen statisztikailag csak marginálisan volt gyakoribb, mint nyáron ($\chi^2 = 7.84$, $P = 0.050$).

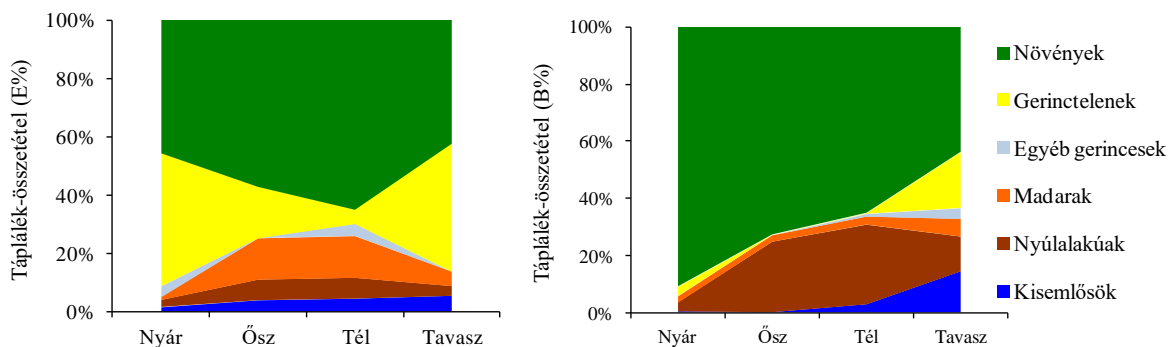
Fajok közötti és fajon belüli táplálékmintázatbeli különbségek

Az évszakonként összegzett előfordulási adatokra alapozott loglineáris analízisben, ahol a ragadozó faj mellett a négy évszak hatásának értékelése egyidejűleg szerepelt, a ragadozó fajok közötti különbség egyetlen vizsgált táplálék típus esetén sem volt szignifikáns. A tápláléktípusok közül statisztikailag is alátámasztható évszakai eltérést csak a gerinctelenek ($\chi^2 = 126.8$; $P < 0.0001$), a növények ($\chi^2 = 41.3$; $P < 0.0001$) és az egyéb kimutatott nem szerves táplálékok ($\chi^2 = 40.3$; $P < 0.0001$) fogyasztásában találtunk.

A nyest (11. ábra) és a róka (12. ábra) is tavasszal fogyasztott leggyakrabban gerincteleneket, míg télen legritkábban; valamint télen fogyasztott leggyakrabban növényeket és tavasszal legritkábban. A nem szerves anyagok fogyasztása tavasszal gyakoribb és nyáron ritkább volt. A táplálék számított biomassza összetétel (B%) adatain végzett kovarianciaanalízis alapján ragadozó fajok közötti lényeges különbséget tudtunk kimutatni a növényfogyasztásban, a nyest a rókánál nagyobb arányban fogyasztott növényeket (arcsintranszformált B% adatok; MANOVA, $F = 11.86$, $P = 0.018$). A többi táplálék típus esetén a ragadozó fajok közötti különbség nem volt szignifikáns ($F = 0.38-2.27$, $P = 0.192-0.564$). Az évszakok között statisztikailag is alátámasztható különbséget csak két táplálék típus, a kisemlősök és a növények fogyasztásában találtunk. Kisemlősöket mindkét ragadozó nagyobb mennyiségi arányban télen és kisebb arányban nyáron és ősszel fogyasztott (MANOVA, $F = 7.33$, $P = 0.042$), növényeket nagyobb mennyiségi arányban fogyasztottak nyáron és ősszel, és kisebb arányban tavasszal ($F = 20.28$, $P = 0.006$). A többi táplálék típus fogyasztásában az évszakok közötti különbségek nem voltak statisztikailag alátámaszthatók ($F = 0.01-5.04$, $P = 0.075-0.940$).



11. ábra: A nyest évszakonkénti táplálék-összetételének alakulása kétféle számításmód alapján. Rövidítések magyarázata az 1. táblázatnál található.



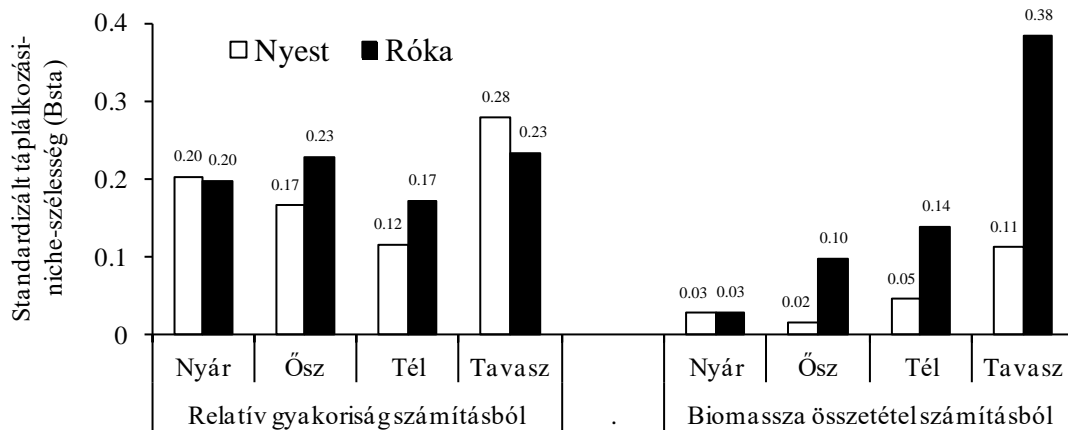
12. ábra: A róka évszakonkénti táplálék-összetételének alakulása kétféle számításmód alapján. Rövidítések magyarázata az 1. táblázatnál található.

A szezonálisan eltérő növényfogyasztás magyarázata az lehet, hogy a gyümölcsök a szőlészetben és a területtel szomszédos kertekben nyáron és ősszel állnak legnagyobb mennyiségben rendelkezésre. Az elhagyatott kertekben (saját megfigyelésem) azonban a ragadozók télen is hozzáférhetnek a hullott gyümölcshöz vagy a szőlőtőkén hagyott szőlőhöz. A tél viszonylag enyhe volt, így a hullott gyümölcsök hosszú ideig megmaradhattak. A szőlészetben a ragadozók táplálkozásában alárendelt szereppel rendelkező kisemlősök fogyasztása akkor emelkedett meg kissé, amikor a fő táplálékot jelentő növények hozzáférése csökkent. A gerinctelenek fogyasztásában tapasztalt szezonális különbség a préda fajok hidegebb időszakban jellemzően kisebb aktivitásával magyarázható. Az egyéb anyagok, ezzel együtt feltehetően a háztartási hulladékból való táplálkozás tavasszal vált gyakoribbá, amikor a legtöbb táplálékforrás mennyisége korlátozottabban hozzáférhető.

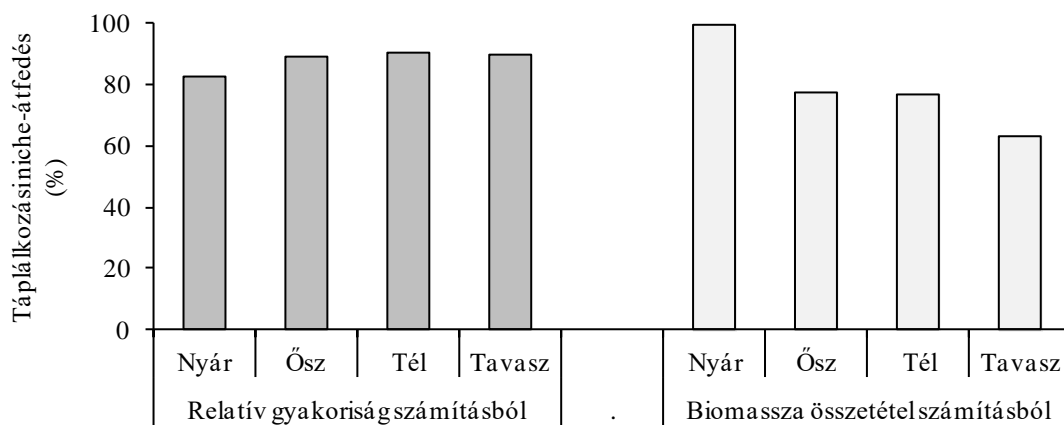
A kapott táplálékminiatúrák az első hipotézist támasztják alá, vagyis mindkét vizsgált ragadozóemlős-faj egyedei az opportunistáknak jellemző módon nagyrészt a szőlészetben és közvetlen környékén könnyen hozzáférhető táplálékokat hasznosították, azonban rendhagyóan nagyarányban és egész évben növények voltak a legfőbb táplálékaik. Táplálék-összetételük egymáshoz nagy hasonlóságot mutatott.

Táplálkozási niche-szélesség és táplálkozási niche-átfedés

A nyest és a róka évszakonkénti táplálkozási niche-e a lehetséges 1-es értékhez képest viszonylag szűk volt (13. ábra) és nem különbözött lényegesen a fajok között sem a relatív gyakoriság adatok (B_{sta} , $\text{átlag} \pm \text{SE}$, nyest: 0.19 ± 0.03 , róka: 0.21 ± 0.01 , páros t-próba, $t = 0.67$, $P = 0.552$), sem a számított biomassza-összetétel adatok értékelése alapján (nyest: 0.05 ± 0.02 , róka: 0.16 ± 0.08 , $t = 1.97$, $P = 0.144$). A számított biomassza-összetétel adatokból számolt B_{sta} átlagértékek közötti háromszoros különbség a magas szórásértékek miatt nem volt szignifikáns. A táplálkozási niche-átfedés mindkét számításmód szerint, minden évszakban (14. ábra) nagymértékű volt ($\text{átlag} \pm \text{SE}$, E%: $88.0 \pm 1.9\%$, B%: $79 \pm 7.5\%$). A viszonylag szűk táplálkozási niche a kiugróan nagyarányú növényfogyasztással függ össze. Közben mindkét ragadozófaj sokféle táplálékon él, a vizsgálatunk rámutat arra, hogy opportunistáknak jellemzően egy bizonyos kiemelt táplálékot (ha az könnyen hozzáférhető) nemcsak időszakosan, hanem akár egész évben is képesek igen nagyarányban hasznosítani. A közösséget alkotó ragadozók táplálékvizsgálatára irányuló kutatások gyakran a fajok közötti jelentős niche-átfedés mellett a fajok tartós egymás mellett éléséről is beszámolnak, vagyis a ragadozók nagy táplálékátfedés mellett is egymás mellett élhetnek, például ha a táplálék bőségben áll rendelkezésükre, ha a forrásokat időben, vagy részleges területi elkülönülés vagy eltérő táplálékszerzési stratégiák révén.



13. ábra: A nyest és vörös róka évszakonkénti standardizált táplálkozási niche-szélessége kétféle táplálék-összetétel számításmód szerint.



14. ábra: A nyest és vörös róka évszakonkénti táplálkozási niche-átfedése kétféle táplálék-összetétel számításmód szerint.

A két vizsgált ragadozó a nagy területi átfedés mellett a legsikeresebb emlősfajok közé tartozik. Azon kevés vizsgálatban, ahol a nyest és a róka táplálkozását együtt tanulmányozták, szintén viszonylag keskeny táplálkozási niche-t és nagymértékű táplálkozási niche-átfedést tapasztaltak. A szőlészetben mindkét fajra egész évben jellemző viszonylag szűk táplálkozási niche és a nagy táplálkozási niche-átfedés (a nem korlátozottan rendelkezésre álló növényi táplálékforrás mellett) arra utal, hogy a területen a nyest és a vörös róka képes egymás mellett élni. Mindezek szintén az első hipotézisemet támasztják alá.

Műpréda-teszt

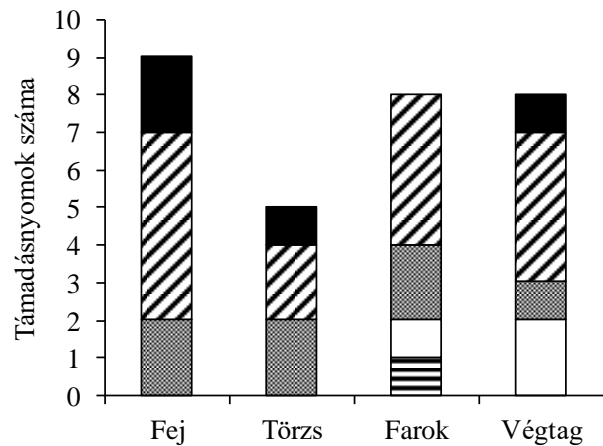
Négy hét alatt az egymástól 10 méter távolságba kihelyezett gyurmagyíkok 24%-át, az egymástól 20 méter távolságban lévők 40%-át érte valamilyen károsodás, de a predációs események száma alapján nem volt kimutatható szignifikáns különbség (χ^2 Yates korrekcióval = 0.56, $P > 0.05$). A gyurmagyíkokkal végzett vizsgálatok segítségével így nem sikerült kimutatni sűrűségfüggő predációt, sőt nagyobb egyedsűrűség mellett kisebb predációs nyomást mértünk.

A predációs eseményekre sokáig kellett várni, így a kísérlet viszonylag hosszú ideig tartott, ami magas napi túlélési rátákat eredményezett. Az egymástól 10 méter távolságba

kihelyezett gyurmagyíkok napi túlélési rátái (0.99 azaz 99.1 %) magasabbak voltak, mint az egymástól 20 méterre lévő gyíkoké (0.98 azaz 98.25 %), de a különbség ebben az esetben sem volt szignifikáns ($z = 1.296$, ill. $z = 0.195$).

A gyurmagyíkok két esetben eltűntek, egyen madár, kettőn kisemlős, kettőn menyét (*Mustela nivalis*), három róka, haton pedig nyest nyomait sikerült azonosítanunk (15. ábra). Az eltűnt gyurmagyíkokat valószínűleg nagyobb testű emlős vihette el. A predátorok tehát elsősorban emlősök voltak, amelyek zsákmányszerzésük során szagjeleket követnek.

15. ábra: A gyurmagyíkok segítségével rögzített támadásnyomok számának megoszlása a különböző testtájakon (fekete – vörös róka, ferde vonal – nyest, szürke – menyét, fehér – kisemlősök, horizontális vonalak – kis testű madarak).



Nem volt olyan eset, hogy azonos időben két szomszédos gyíkot ért volna predáció. Ez arra utal, hogy a gyurma szaga, a folyékony gumibevonatnak köszönhetően nem vonzhatta oda az emlősöket. Az éjszaka aktív emlős predátorok a szagtalan nem mozgó gyurmaállatokat lehet, hogy nem azonosítják zsákmányként, csupán egy kiemelkedésnek a fal tetején. Erre utalhat az is, hogy az egyik gyurmagyíkon három alkalommal találtunk nyest ürülékét.

A vörös róka és a nyest rendszeresen, a házi macska alkalomszerűen jelen volt a területen, amire a terepmunka során látott állatok és a nagyszámú ürülékük is utalt. Többségük ismert gyíkpredátor. Olyan élőhelyeken, ahol sok búvóhely van a kis testű és gyors mozgású gyíkok elejtése nagy idő és energia befektetéssel jár. A kisszámú predációs esemény alapján csak annyit állapíthattunk meg, hogy a nagyobb testű emlősök foglanyomatai többnyire a gyurmagyíkok fején voltak. A predációs események alapján nem lehetett kimutatni egyes testrészek preferenciáját ($\chi^2 = 1.2$, $P > 0.05$). Amennyiben a gyurmagyíkok felkeltik a predátorok figyelmét, akkor azok azonos eséllyel próbálkozhatnak a test különböző részeinek megragadásával, hiszen a préda nem menekül el. Köztudott, hogy a jó színlátással rendelkező emlősök a préda fejét preferálják, így a gyurmamodelleket is elsősorban a fejrésznél próbálják megragadni.

Összefoglalás

A vizsgálatot egy erdővel és mozaikosan gyümölcsösökkel övezett 14 ha-os pécsi szőlészetben gyűjtött nyest (*Martes foina*) és vörös róka (*Vulpes vulpes*) ($n = 288$ nyest és 110 róka) ürülékminták elemzésével végeztük. Mindkét ragadozófaj táplálkozásában, a más európai és hazai területeken végzett vizsgálatokhoz képest is, kiemelkedően nagyarányú növényfogyasztást találtunk [nyest, relatív gyakoriság számítás (E%): 62%, biomasszaösszetétel-számítás (B%): 89%; róka, E%: 53%, B%: 76%]. Ragadozó fajok közötti különbséget csak a növényfogyasztásban tapasztaltunk, évszaki különbségek is ritkán adódtak (pl. gerinctelenek gyakoribb fogyasztása tavasszal, kisemlősök nagyobb mennyiségi arányban fogyasztása télen, növényeké nyáron és ősszel). Mindkét ragadozó standardizált táplálkozási niche-e viszonylag szűk, a fajok közötti táplálékátfedés nagymértékű volt. A tapasztalt

táplálékmintázatok újdonságot jelentenek és a két ragadozó kiváló alkalmazkodóképességét támasztják alá.

A gyíkokra veszélyt jelentő predátorok kimutatására a legegyszerűbb módszer a vizsgált gyíkfajokra hasonlító gyurmamodellek készítése, melyek segítségével (fog, csőr, vagy karom lenyomatok alapján) kimutathatók a potenciális predátoraik. Annak érdekében, hogy a kísérlet jobban tükrözze a valós állapotokat folyékony gumival bevont, szagtalan gyurmagyíkokat használtunk, továbbá a kísérleti elrendezés érdekében a vizsgálat előtt megállapítottuk a szőlő parcellákat elválasztó kőfalakon élő gyíkpopuláció egyedsűrűségét. A kőfalakra szeptember elején egy-egy transzekt mentén egymástól 10 m, illetve 20 m távolságra 25-25 db gyurmagyíkot helyeztünk ki. Négy hét alatt nem sikerült kimutatni sűrűségfüggő predációt sem a predációs események száma alapján (24%, ill. 40%), sem a gyurmagyíkok napi túlélési rátájában (99%, ill. 98%). A gyurmagyíkokat elsősorban emlősök (pl. nyest) károsították, a madarak szerepe a vártnál jóval kisebb volt. A predátorok a gyurmagyíkok fej részét gyakrabban sértették meg, mint más testtáját, de szignifikáns testtáj preferenciát nem sikerült kimutatni.

3. A PTE TTK helyi TDK fordulónak dokumentációja

- Felhívás a PTE TTK Biológia helyi TDK Konferencia őszi fordulójára
- A PTE TTK Biológia Szekció helyi őszi fordulójának jegyzőkönyvei
- Felhívás a PTE TTK Földrajzi Intézet helyi TDK Konferencia őszi fordulójára
- A PTE TTK Fizika, Földtudományok, Matematika Szekció helyi fordulójának jegyzőkönyve
- Felhívás a Kémiai és Vegyipari Szekció helyi tavaszi fordulójára (Kémiai Intézet)
- Meghívó a Kémiai Intézet helyi TDK fordulójára
- A PTE TTK Kémiai és Vegyipari Szekció helyi fordulójának jegyzőkönyve
- A Kémiai Intézetben megrendezett helyi forduló jelenléti íve
- Felhívás a PTE TTK Testnevelés és Sporttudományi Szekció helyi őszi fordulójára
- A PTE TTK Testnevelés és Sporttudományi Szekció helyi fordulójának jegyzőkönyvei
- A PTE TTK hallgatóinak OTDK nevezési listái (XXXIII. OTDK)
- A XXXIII. OTDK konferencián elért eredmények összefoglalása (PTE TTK honlap/Hírek)

PTE TTK Biológia Helyi TDK Konferencia őszi fordulója

2016. december 2.



A PTE TTK Biológiai Intézet



FELHÍVÁS

a XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferencia Biológia Szekciójában történő részvétel feltételeként megrendezendő

Biológiai Intézeti helyi őszi TDK fordulóra

A következő, XXXII. Országos Tudományos Diákköri Konferencia Biológia Szekcióját a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar **2017. április 9-12.** közötti időpontban rendezi meg (*ld. Szekció Felhívás*). Az országos konferencián való részvétel feltétele, hogy a hallgatói jogviszonyban álló jelentkező hallgatók pályamunkájukat az OTDK-t megelőzően helyi szakterületi konferencián is bemutassák.

A hallgatói nevezést tekintve el kell különítenünk:

1. Abszolutóriumot szerzett hallgatókat, akiknek a 2016-2017-es tanévben már nincs hallgató jogviszonyuk a karon (PTE TTK) (BA, BSc, illetve MA vagy MSc képzésben vettek részt és ebben a tanévben végeznek).
2. Azon hallgatókat, akik a következő évben is aktív, jogviszonnal rendelkező hallgatók, így a XXXII. OTDK nevezési időszakában (2016. szeptember 15-től 2017. január 4-ig, a nevezési határidőig) részt tudnak venni helyi fordulón.

Jelen felhívás alapján az őszi szemeszterben meghirdetett biológia szakterületi helyi fordulót a 2. pontban érintett hallgatók (aktív jogviszonnal rendelkezők) számára rendezzük meg. A helyi forduló teljesítése, illetve az ezt bizonyító jegyzőkönyv OTDT általi hitelesítése és elfogadása jogosultságot ad a 2017-es XXXIII. OTDK történő részvételre. A jelentkezésre vonatkozó információkat mindenki olvassa el a mellékelt felhívásokban (kiemelten: XXXIII. OTDK Biológia Szekció felhívása, XXXIII. OTDK Központi felhívás_2. melléklete).

Az országos konferencián történő részvétel részletes feltételei és módja elérhető az alábbi címeken:

Az Országos Tudományos Diákköri Tanács honlapja:

<http://otdt.hu/>

Az OTDT online rendszere:

<https://online.otdk.hu/>

Kérjük az érintett hallgatókat és témavezetőjüket, hogy a helyi konferencián pályaművüket bemutatni szándékozó hallgatók **2016. november 14-ig (hétfő)** rövid összefoglaló (Rezümé) beadásával (csatolásával) jelezzék részvételi szándékukat a következő e-mail címeken: hgyula@gamma.ttk.pte.hu (Dr. Hoffmann Gyula) és hgypte@gamma.ttk.pte.hu (Dr. Horváth Győző). Az összefoglaló formai elvárása a

következő: vastagított cím, 12-es betűméret, szimpla sorköz, feltüntetve a **szerző(k)** és **témavezető(k)** és/vagy **konzulens nevét**, illetve a **szerző(k) e-mail címét**.

A biológia szakterületi őszi házi konferencia **megrendezésének időpontja 2016. december 2. péntek**. A tagozatok beosztása, illetve a zsűri megszervezése a jelentkező hallgatók létszáma és a pályamunkák témája alapján a jelentkezési határidőt követően történik. Ennek megfelelően a tagozatok beosztását, a végleges létszámot, a zsűri tagjainak megnevezését, valamint a TDK forduló végleges időpontját és helyszínét (terem) az intézeti honlapon, illetve a tagozatok bontásában a házi konferencia Meghívójában tesszük közzé.

Az országos fordulóra történő nevezés és a dolgozatok leadásának határideje **2017. január 4.** A kész dolgozatokat elektronikusan kell feltölteni **az OTDT online rendszerébe** (a részleteket lásd XXXIII. OTDK Központi felhívás_2. melléklete). Az országos fordulóra vonatkozó feladatokról a házi forduló tagozatüléseinken tájékoztatást tartunk.

A határidők összefoglalása:

- **2016. november 14. (hétfő)** - A Biológiai Szekció őszi házi konferencia jelentkezési határideje
- **2016. december 2. (péntek)** - A biológia szakterületi őszi házi konferencia megrendezésének időpontja.
- **2017. január 4. (szerda)** - Az országos fordulóra történő nevezés és a dolgozatok feltöltésének határideje.

A szervezés eredményes lebonyolítása érdekében az érintettek együttműködését és a megadott határidő betartását kérve várjuk a regisztrációkat.

Pécs, 2016. október 20.

Tisztelettel és üdvözlettel:

Dr. Horváth Győző
kari TDK elnök

Dr. Hoffmann Gyula
intézeti TDK felelős

MEGHÍVÓ

A Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kara

a biológia szakterületen Kari Diákköri Konferenciát

rendez, melyre meghívja Önt.

A konferencián történő eredményes szereplés a 2017-es XXXIII. OTDK Biológia Szekciójába történő nevezés előfeltétele.

A konferencia helye és ideje: **2016. december 2. (péntek) 14⁰⁰ óra**

PTE TTK Biológiai Intézet
(E331, E332 és E333 előadó)

A helyi Biológia Szekció három tagozatban kerül megrendezésre:

Élettan tagozat (E333-as előadó)

A bemutatásra kerülő pályamunkák időbeosztással:

- 14.00-14.15 **Kalács Krisztina Ildikó:** Savoldékony szérumfehérjék vizsgálata szisztémás gyulladásozó folyamatokban
Témavezetők: Prof. Dr. Ludány Andrea, Dr. Kustán Péter
- 14.20-14.35 **Takáts Amanda:** Y kromoszóma mikrodeléciók vizsgálata infertilitásban
Témavezetők: Dr. Czako Márta, Erdélyi Anna
- 14.40-14.55 **Szabó Adrienn:** Sötétoldal a retina szemszögéből - A Cx36 fehérjék és a kapcsolt mikroRNS-ek expressziós változásai sötétadaptált patkány retinában
Témavezetők: Dr. Völgyi Béla, Dr. Kovács-Öller Tamás
- 15.00-15.15 **Kövári Petra:** A PACAP szerepe endotoxin-indukálta uveitis esetében
Témavezetők: Váczy Alexandra, Dr. Atlasz Tamás
- 15.20-15.35 **Hideg Orsolya, Csapó Hedvig:** A hipofízis adenilát-cikláz aktiváló polipeptid (PACAP) és a horizontális sejtek ontogenetikus kapcsolatának komplex vizsgálata posztnatális patkány retinában
Témavezetők: Dr. Dénes Viktória
- 15.40-15.55 **Kovács Kármén:** A hipofízis adenilát-cikláz aktiváló polipeptid (PACAP) szekretagóg hatásának farmakológiai analízise és az általa szabályozott fehérjék (Fgf1, Bmp4, Gdf3, Wnt1) expressziójának kimutatása újszülött patkány retinában
Témavezető: Dr. Dénes Viktória
- 16.00-16.15 **Óhidi-Légmán Anikó Erika:** Humán pluripotens sejtekből differenciáltott neuronok Ca²⁺ dinamikájának jellemzése
Témavezetők: Dr. Völgyi Béla, Debertain Gábor
- 16.20-16.35 **Nagy Lili Veronika:** Az $\alpha 7$ -típusú kolinerg receptorokra ható agonista vegyületek és pozitív alloszterikus modulátorok hatásának in vivo elektrofiziológiai vizsgálata patkány hippocampusban
Témavezetők: Dr. Hernádi István, Dr. Bali Zsolt Kristóf

A szakmai zsűri tagjai:

Elnök: Dr. Gábrriel Róbert

Tagok: Dr. Molnár László, Dr. Hernádi István

Molekuláris biológia tagozat (E332-es előadó)

A bemutatásra kerülő pályamunkák időbeosztással:

- 14.00-14.15 **Kiss Vivien:** Az *Aedes koreicus* első hazai megjelenésének igazolása és mitokondriális géneinek vizsgálata
Témavezető: Kemenesi Gábor
- 14.20-14.35 **Márkus Rita:** Az oltott és hagyományos dinnyefajták szövettani és genetikai összehasonlító vizsgálata
Témavezető: Dr. Strancinger Szilvia
- 14.40-14.55 **Nagy Dóra:** Szárazság és UV-B stressz hatása *Nicotiana benthamiana* növények fotoszintetikus és antioxidáns kapacitásaira
Témavezető: Prof. Dr. Hideg Éva
- 15.00-15.15 **Grünvald Petra:** Szőlőfajták bogyószín változatainak napfény indukálta bioaktív vegyületei (*Vitis vinifera* L. conc. Gohér)
Témavezető: Dr. Kocsis Marianna
- 15.20-15.35 **Kurnász Hedvig Dalma:** Magyarországi propolisz minták bakteriális közösségének, antifungális hatásának és antioxidáns kapacitásának vizsgálata
Témavezető: Dr. Papp Gábor
- 15.40-15.55 **Rácz Arnold:** A dohány peroxidáz enzimei: szerepük az UV-B-hez történő alkalmazkodásban, mérési eljárások összehasonlítása különböző korú levelekben
Témavezetők: Czégény Gyula, Prof. Dr. Hideg Éva
- 16.00-16.15 **Sárkány Péter:** Kétértékű kationok hatása a *Leptospira interrogans* MreB polimerek szerkezetére és stabilitására
Témavezetők: Szatmári Dávid, Dr. Barkó Szilvia

A szakmai zsűri tagjai:

Elnök: Dr. Putnoky Péter

Tagok: Dr. Jakab Gábor, Dr. Fekete Csaba

Szupraindividuális biológia tagozat (E331-es előadó)

A bemutatásra kerülő pályamunkák időbeosztással:

- 14.00-14.15 **Deme Judit:** A hazai koboldmoha (*Buxbaumia*) fajok elterjedésének, élőhelyi preferenciájának és állomány nagyságának vizsgálata magyarországi minták alapján
Témavezetők: Dr. Csiky János
- 14.20-14.35 **Lanszki Zsófia:** Ragadozó emlősök táplálkozásvizsgálata az északi pocok (*Microtus oeconomus*) potenciális kis-balatoni élőhelyén
Témavezető: Dr. Horváth Győző
- 14.40-14.55 **Szünstein Máté, Kusz Petra:** A mezei pocok (*Microtus arvalis*) állomány aktív járatszámoláson alapuló monitorozása intenzív művelésű mezőgazdasági területen
Témavezetők: Dr. Horváth Győző, Somogyi Balázs
- 15.00-15.15 **Jánosa Gergely:** Lékes felújító vágás kisméltós közösségekre gyakorolt hatása erdőrezervátumi puffertületen
Témavezető: Dr. Horváth Győző
- 15.20-15.35 **Nagyfenyvesi Zoltán:** Kisméltósok intra- és interspecifikus megközelítésű élőhely választása fragmentált erdőterületen
Témavezetők: Dr. Horváth Győző, Tóth Dániel
- 15.40-15.55 **Szűcs Boldizsár:** Zöldfolyosók szerepe a kisméltósok abundancia viszonyainak megoszlásában agrárterületen
Témavezetők: Dr. Horváth Győző, Somogyi Balázs
- 16.00-16.15 **Lanszki Zsófia:** A nyest (*Martes foina*) és a vörös róka (*Vulpes vulpes*) táplálék-összetétele és predációjuk kísérletes vizsgálata egy pécsi szőlészetben
Témavezető: Dr. Purger Jenő
- 16.20-16.35 **Harmat Máté:** Fajgazdagság, dominancia viszonyok: kisméltós monitorozási adatok közösségi szintű értékelése különböző korú erdőállományokban
Témavezető: Dr. Horváth Győző, Tóth Dániel

A szakmai zsűri tagjai:

Elnök: Dr. Purger Jenő

Tagok: Dr. Csiky János, Dr. Móra Arnold

Az előadások 15 percesek, amit 5 perc vita követ.

A vitában minden jelenlévő részt vehet.

Dr. Horváth Győző
kari TDK elnök

Dr. Hoffmann Gyula
a Biológiai Intézet TDK felelőse

TDK konferencia jegyzőkönyv

Intézmény: PTE - Pécsi Tudományegyetem
 Kar #: PTE - TTK, Természettudományi Kar
 Tanszék #: ...
 TDK műhely #: ...

Szekció: Biológia Szekció, Molekuláris biológia, mikrobiológia
 Helyszín: PTE TTK Biológiai Intézet
 Időpont: 2016.12.02

Az előadás sorszáma	A szerző(kt) neve	Látogatói intézmény kódja	Látogatói kar	Aktív félvelek száma	Képzés típusa **	Hallgató e-mail címe	A TDK-pályamunka címe	Témavezető(kt) neve	Témavezető(kt) beosztása	Összesített pontszám ***	Helyezés ****	Zsűri megjegyzése	OTDK-n való részvétel
1	Kiss Vivien	PTE	TTK	7	BSc	kiss.vivien.ph@gmail.com	Az <i>Aedes aegyptus</i> első hazai megjelenésének igazolása és mitokondriális genjének vizsgálata	Kemenesi Gábor	PhD hallgató				Igen
2	Mészáros Róza	PTE	TTK	3	MSc	makusiro90@gmail.com	Az oltott és hagyományos dimyefűjűk szöveti és genetikai összehasonlító vizsgálata	Dr. Szenczinger Szilvia	egyetemi adjunktus				Igen
3	Nagy Dóra	PTE	TTK	3	MSc	dnagy1020@gmail.com	Szárzsig és UV-B stressz hatása <i>Nicotiana glauca</i> növények fotoszintetikus és antioxidáns kapacitására	Prof. Dr. Hídeg Éva	egyetemi tanár	3			Igen
4	Grunwald Petra	PTE	TTK	3	MSc	grunwald.petra@gmail.com	Szőlőfaják bogószisz változatainak napfény indukálta biaktív vegyületei (<i>Vitis vinifera</i> L. conc. Gohler)	Dr. Kocsis Marianna	egyetemi adjunktus	1			Igen
5	Kurucz Iréburg Dalma	PTE	TTK	3	MSc	kurucz.ireburg@gmail.com	Magyarországi propolisz minőség baktericid és antioxidáns aktivitásának vizsgálata	Dr. Papp Gábor	egyetemi adjunktus	2			Igen
6	Rácz Arnold	PTE	TTK	3	MSc	donna@gamma.ttk.pte.hu	A dohány peroxidáz enzimek szerepe az UV-B-bez történő alkalmazkodásban, mérési eljárások összehasonlítása különböző korú leveleken	Czégény Gyula Prof. Dr. Hídeg Éva	ud. seg. munk. egyetemi tanár				Igen
7	Niklós Péter	PTE	TTK	6	BSc	sarkany.peter@gmail.com	Kélettani hatások hatása a <i>Leptospira interrogans</i> MreB polimer szerkezetére és stabilitására	Szatmári Dávid Dr. Bankó Szilvia	egyetemi tanárségéd egyetemi adjunktus				Igen



 Dr. Putnok Péter
 egyetemi tanár
 elnök



 Dr. Juhász Gábor
 egyetemi tanár
 zsűrtag



 Dr. Fekete Csaba
 egyetemi docens
 zsűrtag



 Dr. Horváth Győző
 egyetemi adjunktus
 kari TDK elnök



 Lezárva: Pécs, 2016.12.02.

* Nem kötelező kitölteni, amennyiben nem érelmezhető
 ** Képzés típusa: BA, BSc, MA, MSc, Osztatlan, K (középiskola) és Egyéb lehet.
 *** Összpontszám: nem kötelezően kitöltendő rovat.
 **** Helyezés: Amennyiben adnak ki helyezést, akkor legalább a minősített helyezéseket (1., 2., 3. arab számmal) kerjük feltüntetni. A különdíjakat a megjegyzés rovatban szíveskedjenek jelezni.


TDK konferencia jegyzőkönyv


PTE - Pécsi Tudományegyetem
PTE - TTK, Természettudományi Kar


Biológia Szekció, Élettan
PTE TTK Biológiai Intézet
2016.12.02

Intézmény:
Kar *:
Tanszék *:
TDK műhely *:

Az előadás sorrendje	A szerző(ke) neve	Látogatott intézmény kódja	Látogatott kar kódja	AKTív filevek száma	Képzés típusa **	Hallgató e-mail címe	A TDK-pályamunka címe	Témavezető(ke) neve	Témavezető(ke) beosztása	Összesített pontszám ***	Helyezés ****	Záíri megjegyzése	OTDK-n való részvétel
1	Kalacs Krisztina Ildikó	PTE	TTK	3	MSc	kalacs.krisztina.ildiko@gmail.com	Svoldkönyv szerumfehérjék vizsgálata szisztémás gyulladáscsökkentő folyamatokban	Prof. Dr. Ludányi Andrea Dr. Kusztán Péter	egyetemi tanár PhD hallgató				Igen
2	Talács Amanda	PTE	TTK	3	MSc	amanda.talacs@gmail.com	Y kromoszóma mikrodeleciók vizsgálata infertilitásban	Dr. Czako Mária Erdélyi Anna	egyetemi adjunktus laboratóriumi asszisztens	2			Igen
3	Szabó Adrienn	PTE	TTK	7	BSc	miamica44@gmail.com	Sötétoldal a retina szemszögéskől - A Cs36 fehérvérjék és a károsító mikroRNS-ek expressziós változásai sötétadapillat pátkány retinában	Dr. Volgyi Béla Dr. Kovács-Ollér Tamás	egyetemi docens tud. seg. munk.				Igen
4	Kövérzi Petra	PTE	TTK	5	BSc	petra.kovarni@gmail.com	A PACAP szerepe endotoxin-indukálta uvertis esetében	Váczay Alexandra Dr. Atlasz Tamás	egyetemi tanárségéd egyetemi adjunktus				Igen
5	Hidég Orsolya Csapó Hedvig	PTE PTE	TTK TTK	6 8	BSc BSc	orsi.hideg@gmail.com csapohk@gmail.com	A hipofízis adeniták-ektázis aktiváló polipeptid (PACAP) és a horizontális sejtek ontogenezis kapcsolatainak komplex vizsgálata poszt-natális pátkány retinában	Dr. Dénes Viktória	egyetemi docens	3			Igen
6	Kovács Kármén	PTE	TTK	3	MSc	kovacs.karmen12@gmail.com	A hipofízis adeniták-ektázis aktiváló polipeptid (PACAP) szerepének hatásmódjának farmakológiai analízise és az általa szabályozott fehérjék (Fgf1, Bmp4, Gdf3, Wnt1) expressziójának kimutatása újszülött pátkány retinában	Dr. Dénes Viktória	egyetemi docens	1			Igen
7	Ónádi-Légnagy Anikó Erika	PTE	TTK	7	BSc	legmanniko@gmail.com	Humán pluripotens sejtekből differenciáltított neuronok Ca ²⁺ -dinamikájának jellemzése	Dr. Volgyi Béla Debertin Gábor	egyetemi docens PhD hallgató				Igen
8	Nagy Lili Veronika	PTE	TTK	3	MSc	lygan22@gmail.com	Az az 67-tpusú kolénerg receptorokra ható agonista vegyületek és pozitív allosterikus modulátorok hatásának in vivo elektrofiziológiai vizsgálata pátkány hipocampusban	Dr. Hernádi István Dr. Bali Zsolt Kristóf	egyetemi docens tud. seg. munk.	3			Igen



Dr. Gabriella Róbert
egyetemi tanár
elnök
 

Dr. Molnár László
egyetemi docens
zsűrtag
 

Dr. Hernádi István
egyetemi docens
zsűrtag



Dr. Horváth Győző
egyetemi adjunktus
kari TDK elnök

Lezárva:
Pécs, 2016.12.02.

* Nem kötelező kitölteni, amennyiben nem érelmezhető
** Képzés típusa: BA, BSc, MA, MSc, Országtan, K (középiskolai) és Egyéb lehet.
*** Összpontszám: nem kötelezően kitöltendő rovat.
**** Helyezés: Amennyiben adták ki helyezést, akkor legalább a minimális helyezéseket (1., 2., 3. arab számokkal) kérjük feltüntetni. A különdíjakat a megjegyzés rovatban szveskedjenek jelezni.

TDK konferencia jegyzőkönyv

Intézmény: **PTE - Pécsi Tudományegyetem** Szekció: **Biológia Szekció, Szupraindividuális biológia**
 Kar *: **PTE - TTK, Természettudományi Kar** Helyszín: **PTE TTK Biológiai Intézet**
 Tanszék *: **2016.12.02** Időpont: **2016.12.02**

TDK műhely *:

Az előadás sorszáma	A szerző(kt) neve	Látható intézmény kódja	Látható kar kódja	Aktív félévek száma	Képzés típusa **	Hallgató e-mail címe	A TDK-pályamunka címe	Témavezető(kt) neve	Témavezető(kt) beosztása	Összesített pontszám ***	Helyezés ****	Zsúri megjegyzése	OTDK-n való részvétel
1	Deme Judit	PTE	TTK	3	MSc	hiddeni92@gmail.com	A hazai koboldmoha (<i>Brychazunia</i>) fajok elterjedésének, élőhelyi preferenciájának és állományviszonyainak vizsgálata magyarországi mirták alapján	Dr. Csiky János	egyetemi docens		1		Igen
2	Lanszki Zsófia	PTE	TTK	7	BSc	lanszkiszofi@gmail.com	Ragadozó emlősök táplálkozásvizsgálata az északi pócok (<i>Microtus oeconomus</i>) potenciális kis-balatonai élőhelyén	Dr. Horváth Győző	egyetemi adjunktus				Igen
3	Szűcs Máté Kusz Petra	PTE	TTK	5	BSc	petra.kusz@gmail.com	A mezei pócok (<i>Microtus arvalis</i>) állomány aktív járatzásmódon alapuló monitorozása intenzív művelési mezőgazdasági területeken	Dr. Horváth Győző Somogyi Balázs	egyetemi adjunktus PhD hallgató				Igen
4	Jávorski Gergely	PTE	TTK	3	MSc	gregor.janos@gmail.com	Lékes felújító vágás kisemlős közösségekre gyakorolt hatása endozervatívumi puffertérületen	Dr. Horváth Győző	egyetemi adjunktus		3		Igen
5	Nagyfenyvesi Zoltán	PTE	TTK	5	BSc	infozoltan95@gmail.com	Kisemlősök intra- és interspecifikus megközelítési élőhely választási fragmentált erdőterületen	Dr. Horváth Győző Tóth Dániel	egyetemi adjunktus PhD hallgató				Igen
6	Szűcs Boldizsár	PTE	TTK	5	BSc	szabolcs95@gmail.com	Zöldfolyókák szerepe a kisemlősök abundancia viszonyainak megismerésében agrárterületen	Dr. Horváth Győző Somogyi Balázs	egyetemi adjunktus PhD hallgató		3		Igen
7	Lanszki Zsófia	PTE	TTK	7	BSc	lanszkiszofi@gmail.com	A nyest (<i>Mustela putorius</i>) és a vörösróka (<i>Vulpes vulpes</i>) táplálék-összetétele és predációjuk kísérletes vizsgálata egy pécsi szőlőszőlőben	Dr. Pungor Jenő	egyetemi docens		2		Igen
8	Herrmann Máté	PTE	TTK	3	BSc	saduhem@gmail.com	Fajgazdagság, dominancia viszonyok: kisemlős monitorozási adatok közösségi szintű értékelése különböző korú erdőállományokban	Dr. Horváth Győző Tóth Dániel	egyetemi adjunktus PhD hallgató				Igen
9	Kelemen Krisztina	PTE	TTK	3	MSc	kelemenkrisztina@gmail.com	Domináns kisemlősök térbeli szegregációja változó letelepedési hajlandóságra kialakuló fragmentációra	Dr. Horváth Győző	egyetemi adjunktus		1		Igen

Dr. Pungor Jenő
 egyetemi docens
 elnök

Dr. Csiky János
 egyetemi docens
 zsűrtag

Dr. Móra Arnold
 egyetemi adjunktus
 zsűrtag

Dr. Horváth Győző
 egyetemi adjunktus
 kari TDK elnök



* Nem kötelező kitölteni, amennyiben nem értelmezhető
 ** képzés típusa: BA, BSc, MA, MSc, O (szaktan), K (oképzési kódot) és Egyéb lehet
 *** Összpontszám: nem kötelezően kitöltendő rovat.
 **** Helyezés: Amennyiben adott ki helyezést, akkor legalább a minősített helyezéseket (1, 2, 3, arab számokkal) kérjük feltüntetni. A kiemeltjeiket a megjegyzés rovatban szíveskedjenek jelezni.



A PTE TTK Földrajzi Intézet



FELHÍVÁSA

**a XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferencia
Fizika, Földtudományok és Matematika Szekciójában történő
részvétel
feltételeként megrendezendő**

Földrajzi Intézeti helyi őszi TDK fordulóra

A következő, XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferencia Fizika, Földtudományok és Matematika Szekció a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar **2017. április 10-13.** közötti időpontban rendezi meg (**Id. Szekció Felhívás**). Az országos konferencián való részvétel feltétele, hogy a hallgatói jogviszonyban álló jelentkező hallgatók pályamunkájukat az országos forduló megelőzően helyi szakterületi konferencián is bemutassák.

A hallgatói nevezést tekintve el kell különítenünk:

1. Abszolutóriumot szerzett hallgatókat, akiknek a 2016-2017-es tanévben már nincs hallgatói jogviszonyuk a karon (PTE TTK) (BA, BSc, illetve MA vagy MSc képzésben vettek részt és ebben a tanévben végeznek).
2. Azon hallgatókat, akik a következő tanévben is aktív, jogviszonnyal rendelkező hallgatók, így a XXXIII. OTDK nevezési időszakában (2016. szeptembertől 2017. januárig, a nevezési határidőig) részt tudnak venni helyi fordulón, amit intézetünk várhatóan 2016 novemberében szervez meg.

Az OTDK-n történő részvételre az intézményi TDK jelölés alapján az Országos Tudományos Diákköri Tanács online rendszerében (<https://online.otdk.hu/>) lehet majd nevezni. A helyi TDK konferenciát követően annak jegyzőkönyvét az OTDT két héten belül rögzíti az online rendszerben, melyről a hallgató e-mail értesítést kap. Ezt követően 30 nap áll a hallgató rendelkezésére, hogy pályamunkáját feltöltse az online rendszerbe. Ezután azon már nem módosíthat, a nevezési időszakban ezzel a pályamunkával jelentkezhet a XXXIII. OTDK FIFÖMA Szekciójába.

Jelen felhívás alapján az őszi szemeszterben **meghirdetett földrajz szakterületi helyi forduló elsősorban a 2. pontban érintett hallgatók (aktív jogviszonnyal rendelkező végzősök) számára rendezzük meg.** A helyi forduló teljesítése, illetve az ezt bizonyító jegyzőkönyv OTDT általi hitelesítése és elfogadása jogosultságot ad a 2017-es XXXIII. OTDK történő részvételre. A jelentkezésre vonatkozó információkat legyen kedves minden érintett olvassa el a mellékelt felhívásokban (kiemelten: A Fizika, Földtudományok és Matematika Szekció felhívása - <http://www.otdt.hu/hu/szekcio-felhivasok>).

Végzős hallgatók esetében az intézményi TDK konferencián történő jelölésnek meg kell előznie az abszolutórium megszerzését. Az OTDT állásfoglalása szerint abban az esetben, ha a "TDK pályamunka azonos tárgyú, esetleg tartalmú szerzőjének (szerzőinek) szakdolgozatával, diplomamunkájával, akkor szükséges annak intézményi (dékáni hivatali vagy tanulmányi hivatali) igazolása is, hogy a TDK-pályamunkát a kötelező tanulmányok (diplomamunka, szakdolgozat) kiváltásaként fogadták el az intézményi TDK-konferenciát követően, és annak eredményeként."

A PTE TTK Földrajzi Intézete a XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferenciára történő felkészülés részeként a FIFÖMA szakterületen **2016. December 9-én tervezi a Kari Diákköri Konferencia megrendezését**. A házi konferencián a XXXIII. OTDK FIFÖMA Szekciójába beküldésre tervezett pályaművek 10-10 perces előadás (+ 5 perc vita) formájában kerülnek bemutatásra.

Kérjük az érintett hallgatókat és témavezetőjüket, hogy a helyi konferenciára történő jelentkezéseket **2016. November 25-ig a pályamunka 1 oldalas összefoglalójának leadásával tegyék meg**.

Az összefoglaló formai elvárása a következő: vastagított cím, 12-es betűméret, másfeles sorköz, természetesen a szerző(k), témavezető és/vagy konzulens feltüntetésével. Az összefoglaló terjedelme legfeljebb 2500 karakter lehet (szóközökkel). Az 1 oldalas összefoglalóval történő jelentkezést **Dr. Csapó János** intézeti TDK felelős (**csapoj@ttk.pte.hu**) e-mail címére küldjék el.

A szakterületi házi konferencia **megrendezésének időpontja 2016. December 9. péntek 8⁰⁰ C/IV Prinz terem**. A zsűri megszervezése a jelentkező hallgatók létszáma és a pályamunkák témája alapján a jelentkezési határidőt követően történik. Ennek megfelelően a végleges létszámot, a zsűri tagjainak megnevezését és a TDK forduló helyszínét (terem) a helyi forduló meghívójában az intézeti honlapon tesszük közzé. **A végzős hallgatók számára a házi forduló egyben a diplomamunka/szakdolgozat védelemmel is egyenértékű, így a házi forduló után a hallgatóknak már nem kell részt venni az intézeti diplomavédeleken.**

A szervezés eredményes lebonyolítása érdekében az érintettek együttműködését és a megadott határidő betartását kérve várjuk a regisztrációkat.

Pécs, 2016. november 22.

Tisztelettel és üdvözlettel:

Dr. Horváth Győző
kari TDK elnök

Dr. Csapó János
Intézeti TDK felelős

TDK konferencia jegyzőkönyv

Intézmény:

PTE - Pécsi Tudományegyetem

Társadalomföldrajz és
természettudományi
tagozat

Kar *:

PTE - TTK, Természettudományi Kar

7624 Pécs, Ifjúság út 6.

Tanszék *:

Helyszín:

2016.12.09

TDK műhely *:

Földrajzi Intézet - Társadalomföldrajz és természettudományi szekció

Az előadás sorrendje	A szerző(k) neve	Látogatott intézmény kódja	Látogatott kar	Látogatott kódja	Aktív létszám	Képzés típusa **	Hallgató e-mail cím	A TDK-pályamunka címe	Témavezető(k) neve	Témavezető(k) beosztása	Összesített pontszám ***	Helyezés ****	Zsűri megjegyzése	OTDK-n való részvétel
1	Magyaros Viktor	PTE	TTK	9MSc	magyvi23@gamma.ttk.pte.hu	9MSc	Sövények, mint ökológiai folyosók tájszerkezetének a felhárása a Dráventem-síkon	Ortmanné Dr. Ajkai Adrienne Dr. Lóczy Dénes	adjunktus tanszékvezető egyetemi tanár					Igen
2	Lukács Norbert	PTE	TTK	9MSc	lukacsnorb91@gmail.com	9MSc	A Paks-Kalocsa híd várható munkaterületi hatásai a Paks és Kalocsai járatban	Dr. Tésis Robert	habilitált egyetemi docens		2			Igen
3	Závodi Bence	PTE	TTK	9MSc	bence.zavodi@gmail.com	9MSc	Terek és helyek Pécs városi turizmusában	Dr. Szabó Géza	tanszékvezető, habilitált egyetemi docens					Igen
4	Rigó Bálint	PTE	TTK	9MSc	balintigo1994@gmail.com	9MSc	Eurovíziós Dalfejszélvél: Nemzetközi konfliktusok a geopolitika színpadán	Dr. M. Császár Zsuzsa	habilitált egyetemi docens					Igen
5	Császár Zsófia	PTE	TTK	3BSc	es.zsofi@eitromail.hu	3BSc	Címében város. Mágnes urbanizációjának sajátosságai	Dr. Pirisi Gábor	adjunktus					Igen
6	Lovász Virág	PTE	TTK	3BSc	lovaszvirag23@gmail.com	3BSc	Észtergom-sikertörténet vagy csakúgy? Egy kisváros sajátos fejlődési pályája és annak megítélése	Dr. Pirisi Gábor	adjunktus					Igen
7	Sugár Anikó	PTE	TTK	9MSc	harkant666@gmail.com	9MSc	Gyűlöletföldrajzi vizsgálatok a pécsi fiatalok körében	Dr. Reményi Péter	adjunktus					Nem
8	Oláh Szeverin	PTE	TTK	9MSc	szeverin90@gmail.com	9MSc	A magyar és a német autópálya kapcsolata és története	Dr. Trócsányi András	tanszékvezető, habilitált egyetemi docens					Nem
9	Péterfi Judit	PTE	TTK	9MSc	juditpj03@gmail.com	9MSc	A magyarországi kastélyok hasznosításának lehetőségei a jelenlegi pályázati rendszerben - avagy kastélyhasznosítás a turizmus és a településfejlesztés tükrében	Dr. Gyuricza László	habilitált egyetemi docens					Igen

10	Karsai Viola	PTE	TTK	9/MSc	vivi2799@gmail.com	Az idővelés kivései és területi kérdéseiről Baranya megye példáján	Dr. Trócsányi András	fanzsekközvetítő, habilitált egyetemi docens	Igen
11	Másinka Kitti	PTE	TTK	9/MSc	masinka@gamma.ttk.pte.hu	Zenta város és külterületeinek vizsgálata az alföldi települések rendszerében	Dr. Trócsányi András	fanzsekközvetítő, habilitált egyetemi docens	Igen
12	Motitska Zsombor	PTE	TTK	3/BSc	motitskazsombor@gmail.com	A magyar egyetemisták jövőképe a külföldi munkavállalással kapcsolatban	Dr. Trócsányi András	fanzsekközvetítő, habilitált egyetemi docens	Igen
13	Schmeller Dalma	PTE	TTK	9/MSc	dalmamusz@gmail.com	A Lauber Dezső Városi Sportszervezetek fejlesztése	Dr. Hajnal Kátia	nyugalmazott tudományos munkatárs	Igen
14	Sümegegy Dávid	PTE	TTK	9/MSc	sudave13@gamma.ttk.pte.hu	Az etnikai diverzitás hatása a svéd szelvényből való választási eredményeire (1991-2014)	Dr. Németh Ádám Dr. Reményi Péter	tudományos segédmunkatárs adjunktus	Igen
15	Nagy Gábor	PTE	TTK	9/MSc	gabor.nagy.pte@gmail.com	Székhelyi panonniai puhatatások a Nyugat-Mecsekben	Dr. Sebe Krisztina Dr. Magyar Imre	adjunktus tudományos tanácsadó	Igen
16	Máltesics Péter	PTE	TTK	11/MSc	petormaltiesics91@gmail.com	Aktív turizmus a Mátrában - A turisztikai megújulás esélyeinek és lehetőségeinek vizsgálata	Dr. Csapó János	egyetemi docens	Igen
17	Dobro Bernadett Péneki Balázs	PTE PTE	TTK TTK	9/MSc 9/MSc	bernee.dobro@gmail.com blaisevendred@gmail.com	A dunaszekcsői csuszamlás változása a közelműltben	Dr. Kovács István Péter Dr. Bugya Titusz	adjunktus adjunktus	Igen
18	Orbán Lilla	PTE	TTK	9/MSc	lilla.orban93@gmail.com	Kórház a kisváros szélén: orvostudományi vizsgálatok Dombóváron	Dr. Pirisi Gábor	adjunktus	Igen



Dr. Pirisi Gábor
egyetemi adjunktus
zsűrtag

Dr. Szabó Géza
egyetemi docens
zsűrtag

Dr. Csapó János
egyetemi docens, Intézet TDK titár
zsűrtag

Dr. Horváth György
egyetemi adjunktus, kari TDK elnök
zsűrtag

Dr. Lóczy Dénes
egyetemi tanár
elnök

* Nem kötelező kitölteni, amennyiben nem értelmezhető
 ** Képzés típusa: BA, BSc, MA, MSc, Ocszatián, K(öz)épiskola) és Egyéb lehet.
 *** Összpontszám: nem kötelezően kitöltendő rovat.
 **** Helyezés: Amennyiben adták ki helyezést, akkor legalább a minimális helyezéseket (1., 2., 3. arab számmal) kérjük feltüntetni. A különdíjakat a megjegyzés rovatban szíveskedjenek jelölni.

Tisztelt Témavezetők, Kedves Hallgatók!

A XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferencia Kémiai és Vegyipari Szekciója 2017. március 29-31. között a Miskolci Egyetem Műszaki Anyagtudományi Karán kerül megrendezésre.

Az OTDK-n történő részvételre az intézményi TDK jelölés alapján az Országos Tudományos Diákköri Tanács online rendszerében (<https://online.otdk.hu/>) lehet majd nevezni. A helyi TDK konferenciát követően annak jegyzőkönyvét az OTDT két héten belül rögzíti az online rendszerben, melyről a hallgató e-mail értesítést kap. Ezt követően 30 nap áll a hallgató rendelkezésére, hogy pályamunkáját feltöltse az online rendszerbe. Ezután azon már nem módosíthat, a nevezési időszakban (2016. szeptember 15. – december 7. 23.59 (CET)) azzal a pályamunkával jelentkezhet a XXXIII. OTDK Kémiai és Vegyipari Szekciójába.

Végzős hallgatók esetében az intézményi TDK konferencián történő jelölésnek meg kell előznie az abszolutórium megszerzését. Az OTDT állásfoglalása szerint abban az esetben, ha a "TDK pályamunka azonos tárgyú, esetleg tartalmú szerzőjének (szerzőinek) szakdolgozatával, diplomamunkájával, akkor szükséges annak intézményi (dékáni hivatali vagy tanulmányi hivatali) igazolása is, hogy a TDK-pályamunkát a kötelező tanulmányok (diplomamunka, szakdolgozat) kiváltásaként fogadták el az intézményi TDK-konferenciát követően, és annak eredményeként."

Az előző évek gyakorlatának megfelelően a Pécsi Tudományegyetem Kémia Intézete a XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferenciára történő felkészülés részeként a kémia szakterületen Kari Diákköri Konferencia megrendezését tervezi 2016. novemberében. A házi konferencián a XXXIII. OTDK Kémiai és Vegyipari Szekciójába beküldésre tervezett pályaművek kerülnek 10-10 perces előadás formájában bemutatásra. Kérjük, hogy a konferencián pályaművüket bemutatni szándékozó hallgatók **október 28-ig** jelezzék részvételi szándékukat a következő e-mail címen: blemli@gamma.ttk.pte.hu Jelentkezéskor kérjük szíveskedjenek megadni a ***bemutatni kívánt pályamunka pontos címét, valamint az előadó és a témavezető nevét.***

Az országos konferencián történő részvétel részletes feltételei és módja elérhető az alábbi címen:

Az Országos Tudományos Diákköri Tanács honlapja:

<http://otdt.hu/>

Az OTDT online rendszere:

<https://online.otdk.hu/>

Az országos konferencia hallgatóinknak és oktatóinknak egyaránt lehetőséget nyújt az oktatás egyik fontos területén, a tudományos diákköri tevékenység keretében végzett munka bemutatására. Kérjük, hogy éljünk ezzel a lehetőséggel és minél több hallgatót biztassunk a konferencián történő részvételre.

Üdvözlettel:

Kunsági-Máté Sándor
TDK-felelős

Lemli Beáta
diákköri titkár

MEGHÍVÓ

A Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kara

a kémia szakterületen **Kari Diákköri Konferenciát**

rendez, melyre sok szeretettel meghívja Önt.

A konferencián történő eredményes szereplés a 2017-es XXXIII. OTDK Kémiai és Vegyipari Szekciójába történő nevezés előfeltétele.

A konferencia helye és ideje: 2016. november 15. (kedd) 13 óra
PTE TTK Kémia Intézet Általános és Fizikai Kémia
Tanszék szemináriumi terem

A konferencián bemutatásra kerülő pályamunkák:

- 13.05-13.20 **Bartal Brigitta:** Hidroformilezés környezetbarát gamma-valerolakton oldószerben
Témavezetők: Dr. Kollár László, Dr. Pongrácz Péter
- 13:20-13:35 **Derdák Diána:** Amfotericin B antibiotikum dokkolása és ennek hatása szérumban albuminok konformációváltozását kísérő termodinamikai jellemzőkre
Témavezető: Dr. Lemli Beáta
- 13:35-13:50 **Varga Márta Georgina:** Dijód-heteroaromás aminokarbonilezési reakciói
Témavezetők: Dr. Kollár László, Dr. Takács Attila

A szakmai zsűri tagjai:

- Elnök: **Dr. Nagy Géza**, professor emeritus, PTE TTK Általános és Fizikai Kémia Tanszék
- Tagok: **Dr. Kilar Ferenc**, egyetemi tanár, PTE TTK Analitikai és Környezeti Kémia Tanszék, PTE ÁOK Bioanalitikai Intézet
Dr. Sár Cecília, egyetemi docens, PTE ÁOK Szerves és Gyógyszerkémiai Intézet
Dr. Kollár László, egyetemi tanár, PTE TTK Szervetlen Kémia Tanszék
Dr. Horváth Győző, kari TDK elnök, egyetemi adjunktus, PTE TTK Állatökológia Tanszék
- Hallgatói megfigyelő:
Sólyom Norbert, kari HÖK elnök, vegyész MSc szakos hallgató, PTE TTK

A vitában minden jelenlévő részt vehet.

Dr. Horváth Győző
kari TDK elnök

Dr. Kunsági-Máté Sándor
a Kémia Intézet
TDK felelőse

Dr. Lemli Beáta
a Kémia Intézet
diákköri titkára

TDK konferencia jegyzőkönyv

Intézmény: PTE - Pécsi Tudományegyetem Szekció: Kémiai és Vegyipari
 Kar*: PTE - TTK, Természettudományi Kar Helyszín: 7624 Pécs Ifjúság útja 6.
 Tanszék*: Időpont: 2016.11.15

TDK műhely*:

Az előadás sorrendje	A szerző(k) neve	Látogatott intézmény kódja	Látogatott kar kódja	Képzés típusa **	Hallgató e-mail címe	A TDK-pályamunka címe	Témavezető(k) neve	Témavezető(k) beosztása	Összesített pontszám ***	Helyezés ****	Zsúri megfigyelése	OTDK-n való részvétel
1	Bartal Brigitta	PTE	ITK	1 MSc	bartalbrigi@freemail.hu	Hidroformilézis környezetbarát gamma-valerolaktion oldószerben	Dr. Kollár László Dr. Pongrácz Péter	egyetemi tanár tudományos munkatárs		1		16EV
2	Derdák Diána	PTE	ITK	3 MSc	derdak.dia@gmail.com	AMINOACETON IS AMINOACETON dikkolása és ennek hatása szerves albuminok konformációváltozását kísérő termodinamikai jellemzők.	Dr. Lemli Beata	egyetemi adjunktus		1		16EV
3	Varga Mária Georgina	PTE	ITK	7 BSc	gina.varga@hotmail.com	Dijód-heteroaromásók aminokarboxilészti reakciói	Dr. Kollár László Dr. Takács Átila	egyetemi tanár tudományos munkatárs		1		16EV



Dr. Nagy Géza
 Dr. Kijár Ferenc
 Dr. Sár Cecília
 Dr. Kollár László
 Dr. Horváth György

professor emeritus
 egyetemi tanár
 egyetemi docens
 egyetemi tanár
 egyetemi adjunktus

elnök
 zsűrtag
 zsűrtag
 zsűrtag
 zsűrtag

* Nem kötelező kitölteni, amennyiben nem értelmezhető
 ** Képzés típusa: BA, BSc, MA, MSc, Osztraián). K(özépiskolai) és Egyéb lehet.
 *** Összpontszám: nem kötelezően kitöltendő rovat.
 **** Helyezés: Amennyiben adtak ki helyezést, akkor legalább a minősített helyezéseket (1, 2, 3, arab számokkal) kérjük feltüntetni. A kitöltőjüket a megfigyelés rovatban szíveskedjenek jelezni.



PTE TTK Sporttudományi és Testnevelési
Intézet



FELHÍVÁS

a XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferencia Testnevelés- és Sporttudományi Szekciójában történő részvétel feltételeként megrendezendő

Sporttudományi és Testnevelési Intézeti helyi tavaszi TDK fordulóra

A következő, XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferencia Testnevelési- és Sporttudományi Szekcióját a győri Széchenyi István Egyetem Apáczai Csere János Kar **2017. március 23-25.** közötti időpontban rendezi meg (*ld. Szekció Felhívás*). Az országos konferencián való részvétel feltétele, hogy a hallgatói jogviszonyban álló jelentkező hallgatók pályamunkájukat az országos fordulót megelőzően helyi szakterületi konferencián is bemutassák.

A hallgatói nevezést tekintve el kell különítenünk:

1. Abszolutóriumot szerzett hallgatókat, akiknek a 2016-2017-es tanévben már nincs hallgató jogviszonyuk a karon (PTE TTK) (*BA, BSc, illetve MA vagy MSc képzésben vettek részt és ebben a tanévben végeznek*).
2. Azon hallgatókat, akik a következő tanévben is aktív, jogviszonnal rendelkező hallgatók, így a XXXIII. OTDK nevezési időszakában (2016. szeptembertől 2017. januárig, a nevezési határidőig) részt tudnak venni helyi fordulón.

Az OTDK-n történő részvételre az intézményi TDK jelölés alapján az Országos Tudományos Diákköri Tanács (OTDT) online rendszerében (<https://online.otdk.hu>) lehet majd nevezni. A helyi TDK konferenciát követően annak jegyzőkönyvét az OTDT két héten belül rögzíti az online rendszerben, melyről a hallgató e-mail értesítést kap. Ezt követően 30 nap áll a hallgató rendelkezésére, hogy pályamunkáját feltöltse az online rendszerbe. Ezután azon már nem módosíthat, a nevezési időszakban ezzel a pályamunkával jelentkezhet a XXXIII. OTDK Testnevelés- és Sporttudományi Szekciójába.

Jelen felhívás alapján a 2016-2017-es tanév őszi szemeszterben meghirdetett szakterületi helyi fordulót 2. pontban érintett hallgatók (aktív jogviszonnal rendelkező hallgatók) számára rendezzük meg. A helyi forduló teljesítése, illetve az ezt bizonyító jegyzőkönyv OTDT általi hitelesítése és elfogadása jogosultságot ad a 2017-es XXXIII. OTDK-n történő részvételre. A jelentkezésre vonatkozó információkat mindenki olvassa el a mellékelt felhívásokban (kiemelten: A Testnevelés- és Sporttudományi Szekció felhívása <http://otdk.hu/media/uploads/testneveles.pdf>).

Végzős hallgatók esetében az intézményi TDK konferencián történő jelölésnek meg kell előznie az abszolutórium megszerzését. Az OTDT állásfoglalása szerint abban az esetben, ha

a "TDK pályamunka azonos tárgyú, esetleg tartalmú szerzőjének (szerzőinek) szakdolgozatával, diplomamunkájával, akkor szükséges annak intézményi (dékáni hivatali vagy tanulmányi hivatali) igazolása is, hogy a TDK-pályamunkát a kötelező tanulmányok (diplomamunka, szakdolgozat) kiváltásaként fogadták el az intézményi TDK-konferenciát követően, és annak eredményeként."

A PTE TTK Sporttudományi és Testnevelési Intézete a XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferenciára történő felkészülés részeként a testnevelés és sporttudomány szakterületen 2016. december elején tervezi a Kari Diákköri Konferencia megrendezését. A házi konferencián a XXXIII. OTDK Testnevelés és Sporttudomány Szekciójába beküldésre tervezett pályaművek 10-10 perces előadás (+ 5 perc vita) formájában kerülnek bemutatásra.

Kérjük az érintett hallgatókat és témavezetőjüket, hogy a helyi konferenciára történő jelentkezésüket **2016. november 28-ig a pályamunka 1 oldalas összefoglalójának leadásával tegyék meg.** Az összefoglaló formai elvárása a következő: vastagított cím, 12-es betűméret, másfeles sorköz, a szerző(k), témavezető(k) és/vagy konzulens(ek) feltüntetésével. Az összefoglaló terjedelme minimum 500, legfeljebb 2500 karakter lehet (szóközökkel). Az 1 oldalas összefoglalóval történő jelentkezést **Dr. Atlasz Tamás** intézeti TDK felelős (**attam@gamma.ttk.pte.hu**) e-mail címére küldjék el.

A testnevelés és sporttudomány szakterületi házi konferencia **megrendezésének időpontja 2016. december 01. csütörtök 15⁰⁰.** Az első zsűri elnöke: *Dr. Váczai Márk habilitált egyetemi adjunktus*; tagjai: *Dr. Németh Zsolt egyetemi adjunktus, Ratalics Kata egyetemi tanársegéd.* A második zsűri elnöke: *Dr. Marton Gergely egyetemi adjunktus*; tagjai: *Dr. Tóth Ákos egyetemi adjunktus, Cselkó Alexandra egyetemi tanársegéd.*

A házi konferencia helye: A/325 és A/326 terem.

A végzős hallgatók számára a házi forduló egyben a diplomamunka/szakdolgozat védelemmel is egyenértékű.

A szervezés eredményes lebonyolítása érdekében az érintettek együttműködését és megadott határidő betartását kérve a várjuk a regisztrációkat.

Pécs, 2016. november 17.

Tisztelettel és üdvözlettel:



Dr. Horváth Győző s.k.
kari TDK elnök



Dr. Atlasz Tamás s.k.
intézeti TDK felelős

MEGHÍVÓ

A Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kara

a testnevelés és sporttudomány szakterületen Kari Diákköri Konferenciát

rendez, melyre sok szeretettel meghívja Önt.

A konferencián történő eredményes szereplés a 2017-es XXXIII. OTDK Testnevelés- és Sporttudomány Szekciójába történő nevezés előfeltétele.

A konferencia helye és ideje: **2016. december 01. (csütörtök) 15⁰⁰ óra**

PTE TTK Sporttudományi és Testnevelési Intézet

A/325 és A/326-os előadó

A bemutatásra kerülő pályamunkák időbeosztással:

szakmai zsűri tagjai (A/325 terem):

Elnök: Dr. Marton Gergely egyetemi adjunktus, Tagok: Dr. Tóth Ákos egyetemi adjunktus, Cselkó Alexandra egyetemi tanársegéd

- 15:00-15:15 **Árok Pálma:** A magyar és thai alaptanterv testnevelés és sport műveltségterületének összehasonlítása
Témavezető: Dr. Morvay-Sey Kata egyetemi adjunktus
- 15:15-15:30 **Balázs Bence:** A motiváció vizsgálata utánpótláskorú vízilabdázók körében
Témavezető: Hajduné Dr. László Zita egyetemi adjunktus, Vass Lívია egyetemi tanársegéd
- 15:30-15:45 **Horváth Patrik:** Személyes karriermenedzsment a labdarúgó játékvezetésben
Témavezető: Kajos Attila egyetemi tanársegéd
- 15:45-16:00 **Kulcsár Gréta:** A marketingkommunikáció fontossága a futócipők piacán - a Saucony példája
Témavezető: Kajos Attila egyetemi tanársegéd
- 16:00-16:15 **Mitzinger Kitti:** A mindennapos testnevelés megvalósulása a pécsi iskolákban
Témavezető: Dr. Morvay-Sey Kata egyetemi adjunktus, Dr. Tékus Éva egyetemi tanársegéd, Dr. Rétsági Erzsébet főiskolai tanár
- 16:15-16:30 **Páll Henrietta - Bartos Aleksandar:** Nézőtéri sportfogyasztás vizsgálata három kiemelt látvány-csapatsportág esetében
Témavezető: Kajos Attila egyetemi tanársegéd
- 16:30-16:45 **Szabó Zoltán Tamás:** A figyelem-koncentráció képességének Pieron teszttel történő vizsgálata különböző sportágat űző sportolók körében
Témavezető: Hajduné Dr. László Zita egyetemi adjunktus, Vass Lívია egyetemi tanársegéd
- 16:45-17:00 **Urbán Kristóf Attila:** A magyar labdarúgó mérkőzésre járók motivációi a nemek, a korosztályok és a mérkőzésekre járás gyakoriságának tekintetében
Témavezető: Kajos Attila egyetemi tanársegéd

szakmai zsűri tagjai (A/326 terem):

Elnök: Dr. Váczai Márk egyetemi adjunktus, Tagok: Dr. Németh Zsolt egyetemi adjunktus, Ratalics Kata egyetemi tanársegéd

- 15:00-15:15 **Ádám Zoltán Mihály:** 11 hetes β -alanin szupplementáció ergogén hatásainak vizsgálata
Témavezető: Dr. Wilhelm Márta egyetemi tanár
- 15:15-15:30 **Fazekas Annamária:** Szerzett lábdeformitások vizsgálata kisiskoláskorúaknál
Témavezető: Vass Lívia egyetemi tanársegéd
- 15:30-15:45 **Fejes Nikoletta:** Határozottság, eltökéltség, megküzdés. (A grit és a coping kapcsolatának vizsgálata élsportoló és nem sportoló mintán)
Témavezető: Dr. Járai Róbert egyetemi adjunktus
- 15:45-16:00 **Galai Tamara:** Felnőtt játsszóterek megítélése az idősödő korosztály körében
Témavezető: Cselkó Alexandra egyetemi tanársegéd, Juhász Ivett középiskolai tanár
- 16:00-16:15 **Járfás Karola:** Az egészség, mint érték
Témavezető: Vass Lívia egyetemi tanársegéd
- 16:15-16:30 **Mihalovics Márk:** Elit és hobbi sportolók összehasonlítása állóképességi sportban
Témavezető: Dr. Atlasz Tamás egyetemi adjunktus
- 16:30-16:45 **Pap Vanessza:** Fiatalkosárlabdázó leányok teljesítménykülönbségének összehasonlítása mérkőzés és edzés közben
Témavezető: Dr. Tékus Éva egyetemi tanársegéd
- 16:45-17:00 **Szalai Judit:** Proprioceptív torna hatása alsó tagozatos gyerekeknél
Témavezető: Dr. Atlasz Tamás egyetemi adjunktus, Kilián Balázs testnevelő tanár
- 17:00-17:15 **Vízkelety Krisztina:** Kardiovaszkuláris rizikóbecslés 50-70 éves korosztályban
Témavezető: Dr. Atlasz Tamás egyetemi adjunktus

Az előadások 10 percesek, melyeket 5 perc vita követ.

A vitában minden jelenlévő részt vehet.

Dr. Horváth Győző s.k.
kari TDK elnök

Dr. Atlasz Tamás s.k.
STI TDK felelős

TDK konferencia jegyzőkönyv

Intézmény: PTE - Pécsi Tudományegyetem
 Kar #: PTE - TTK, Természettudományi Kar
 Tanszék #: TDK műhely #: ...

Testnevelés és Sporttudomány
 I. tagozat
 A/326
 2016.12.01

Szekció:
 Helyszín:
 Időpont:

Az előadás sorrendje	A szerző(k) neve	Látogatott intézmény kódja	Látogatott kar kódja	Aktív félévek száma	Képzés típusa **	Hallgató e-mail címe	A TDK-pályamunka címe	Témavezető(k) neve	Témavezető(k) beosztása	Összesített pontszám ***	Helyezés ****	Zsűri megjegyzése	OTDK-n való részvétel
1	Ádám Zoltán Mihály	PTE	TTK	1	MA	adamzoltan5@gmail.com	11 hetes β-alamin szupplemenciáció ergogén hatásainak vizsgálata	Dr. Wilhelm Mária	egyetemi tanár		1		Igen
2	Fazekas Annamária	PTE	TTK	5	BSc	fazekas.ano@gmail.com	Szerzett labdeformitások vizsgálata kisiskolásoknál	Vass Livia	egyetemi tanársegéd				Igen
3	Fejes Nikolett	PTE	TTK	5	BSc	niki.fejes@gmail.com	Hátrózottság, elköltéség, megküzdés. (A grit és a coping kapcsolatának vizsgálata élsportolói és nem sportolói minőség)	Dr. Járás Róbert	egyetemi adjunktus		2		Igen
4	Gálai Tamara	PTE	TTK	4	MSc	tamaragalai7@gmail.com	Felnőtt játékosok megítélése az idősebb korosztály körében	Cselko Alexandra Juhász Ivett	egyetemi tanársegéd testnevelő tanár			abszolutoriummal rendelkezik	Nem
5	Járás Karola	PTE	TTK	1	MSc	jaras.karola@gmail.com	Az egészség, mint érték	Vass Livia	egyetemi tanársegéd				Igen
6	Mihalovics Márk	PTE	TTK	9	BSc	mihalovicsmark.f@gmail.com	Eltű és hobbi sportolók összehasonlítása erő-alkotépeségi sportban	Dr. Atlasz Tamás	egyetemi docens				Igen
7	Pap Vanessza	PTE	TTK	9	BSc	papvanni2@gmail.com	Fiatál kosárlabdázó lányok teljesítménykülönbségeinek összehasonlítása mérkőzés és edzés közben	Dr. Tékus Éva	egyetemi adjunktus				Igen
8	Szalai Judit	PTE	TTK	7	BSc	szalaijudi04@gmail.com	Proprioczeptív torna hatása alsó tagozatos gyerekekkel	Dr. Atlasz Tamás Kilián Balázs	egyetemi docens testnevelő tanár		3		Igen
9	Vízkelety Krisztina	PTE	TTK	10	BSc	vizkeletykrisztina@gmail.com	Kardiovaszkuláris rizikóbecslés 50-70 éves korosztályban	Dr. Atlasz Tamás	egyetemi docens		3	abszolutoriummal rendelkezik	Nem



Dr. Váczi Márk egyetemi docens elnök
 Dr. Németh Zsolt egyetemi adjunktus zsűrtag
 Rátolics Kata egyetemi tanársegéd zsűrtag
 Dr. Atlasz Tamás egyetemi docens STI TDK felelős
 Dr. Horváth György egyetemi adjunktus Iari TDK elnök

* Nem kötelező kitölteni, amennyiben nem értelmezhető
 ** Képzés típusa: BA, BSc, MA, MSc, Osztdián). K(özépszintű) és F(egyetemi) lehet.
 *** Összpontszám: nem kötelezően kitöltendő rovat.

TDK konferencia jegyzőkönyv

Intézmény: PTE - Pécsi Tudományegyetem Szekció: Testnevelés és Sporttudomány II. tagozat
 Kar #: PTE - TTK, Természettudományi Kar Helyszín: A/325
 Tanszék #: Időpont: 2016.12.01
 TDK műhely #:

Az előadás sorrendje	A szerző(k) neve	Kategória	Kategória kódja	Látogatott kar kódja	Aktív féltek száma	Képzés típusa **	Hallgató e-mail címe	A TDK-pályamunka címe	Témavezető(k) neve	Témavezető(k) beosztása	Összesítő pontszám ***	Helyezés ****	Zsűri megjegyzése	OTDK-n való részvétel
1	Árok Pálma	PTE	TTK	Látogatott	5	MA	palmarok@gmail.com	A magyar és thai alaptanterv testnevelés és sport műveltség területének összehasonlítása	Dr. Morvay-Sey Kata	egyetemi adjunktus				Igen
2	Balksz Bence	PTE	TTK		1	MSc	balksz.bence1994@gmail.com	A motiváció vizsgálata utánpótláskorú vízilabdázók körében	Hajduné Dr. László Zita Vass Livia	egyetemi adjunktus egyetemi tanársegéd			2	Igen
3	Horváth Patrik	PTE	TTK		7	BSc	hurkat@gmail.com	Személyes karriermenedzsment a labdarúgó játévezetésben	Kajos Attila	egyetemi tanársegéd				Igen
4	Kulesár Orsolya	PTE	TTK		3	BSc	kulesargreta@gmail.com	A marketingkommunikáció fontossága a futócipő piacon - a Saucony példája	Kajos Attila	egyetemi tanársegéd				Igen
5	Mészáros Kitti	PTE	TTK		5	MA	mkittyy92@gmail.com	A mindennapi testnevelés megvalósulása a pécsi iskolákban	Dr. Morvay-Sey Kata Dr. Tékus Éva Dr. Rétsági Erzsébet	egyetemi adjunktus egyetemi adjunktus főiskolai tanár			3	Igen
6	Pál Henrietta Bartos Alexander	PTE PTE	TTK KTK		3 1	BSc MSc	p.hem96@gmail.com alex.bartos@yhoo.com	Nézőtéri sportfogyasztás vizsgálata három kiemelt látvány-csapatsportág esetében	Kajos Attila	egyetemi tanársegéd				Igen
7	Szabó Zoltán Tamás	PTE	TTK		1	MSc	zoltaniamasszazs@icloud.com	A figyelem-koncentráció képességének vizsgálata különböző sportágat űző sportolók körében	Hajduné Dr. László Zita Vass Livia	egyetemi adjunktus egyetemi tanársegéd			1	Igen
8	Urban Kristóf Attila	PTE	TTK		5	BSc	krishun@gmail.com	A magyar labdarúgó mérkőzésre járók motivációi a nemek, a korosztályok és a mérkőzésekre járás gyakoriságának tekintetében	Kajos Attila	egyetemi tanársegéd			2	Igen



Dr. Márton Gergely egyetemi adjunktus elnök
 Dr. Tóth Almos egyetemi adjunktus zsűrtag
 Dr. Atlasz Tamás egyetemi docens STI TDK felüls
 Dr. Horváth György egyetemi adjunktus kari TDI elnök
 Cselkó Alexandra egyetemi tanársegéd zsűrtag

* Nem kötelező kitölteni, amennyiben nem értelmezhető
 ** Képzés típusa: BA, BSc, MA, MSc, O(sztatlan), K(özépiskolai) és Egyéb lehet.
 *** Összpontszám: nem kötelezően kitöltendő rovat.
 **** Helyezés: Amennyiben adott ki helyezést, akkor legalább a minimális helyezéseket (1, 2, 3, arab számokkal) kelljük feltüntetni. A különdíjakat a megjegyzés rovatban szíveskedjék feltüntetni.

A PTE TTK hallgatóinak OTDK nevezési listái (XXXIII. OTDK)

OTDK nevezések

Intézmény: Pécsi Tudományegyetem

Kar: Természettudományi Kar

PTE/41560-1/2019

Alulírott intézményi/kari/szakterületi TDT/**TDK elnök**/felelős aláírással igazolom, hogy az alább felsorolt hallgatók által benyújtott, illetve mellékelte nevezési lapokon feltüntetett adatok a valóságnak megfelelnek. A benyújtott nevezési dokumentumok alapján ajánlom a megjelölt pályamunkák (dolgozat, alkotás, előadás) elfogadását az OTDK-n való részvételre.

	Jóváhagyott Nevezési	Cím	Szerző(k)
1.	Igen PTE-TTK/03/001	COMP, YKL-40 biomarkerek vizsgálata szisztémás sklerosisban szenvedő betegekben	Kovács Antonietta
2.	Igen PTE-TTK/03/002	Intercelluláris „autópályák”- membrán nanocsövek: felépítés és funkció	Halász Henriett
3.	Igen PTE-TTK/03/003	Szárazság és UV-B stressz hatása Nicotiana benthamiana növények fotoszintetikus és antioxidáns kapacitásaira	Nagy Dóra
4.	Igen PTE-TTK/03/004	A hazai koboldmoha (Buxbaumia) fajok elterjedésének, élőhelyi preferenciájának és állomány nagyságának vizsgálata magyarországi minták alapján	Deme Judit
5.	Igen PTE-TTK/03/005	A PACAP szerepe endotoxin-indukálta uveitis esetében	Kövári Petra
6.	Igen PTE-TTK/03/006	Lékes felújító vágás kisméltós közösségekre gyakorolt hatása erdőrezervátumi puffterületen	Jánosa Gergely
7.	Igen PTE-TTK/03/007	A hipofízis adenilát-cikláz aktiváló polipeptid (PACAP) szekretagóg hatásának farmakológiai analízise és az általa szabályozott fehérjék (Fgf1, Bmp4, Gdf3, Wnt1) expressziójának kimutatása újszülött patkány retinában	Kovács Kármén
8.	Igen PTE-TTK/03/008	A hipofízis adenilát-cikláz aktiváló polipeptid (PACAP) és a horizontális sejtek ontogenetikus kapcsolatának komplex vizsgálata posztnatális patkány retinában	Hideg Orsolya Csapó Hedvig
9.	Igen PTE-TTK/03/009	Domináns kisméltósok térbeli szegregációs válasza lékes felújítóvágás hatására kialakuló fragmentációra	Kelemen Krisztina
10.	Igen PTE-TTK/03/010	A nyest (Martes foina) és a vörös róka (Vulpes vulpes) táplálék-összetétele és predációjuk kísérletes vizsgálata egy pécsi szőlészetben	Lanszki Zsófia
11.	Igen PTE-TTK/03/011	Ragadozó emlősök táplálkozásvizsgálata az északi pocok (Microtus oeconomus) potenciális kis-balatoni élőhelyén	Lanszki Zsófia

12. Igen	PTE-TTK/03/012	Savoldékony szérumfehérjék vizsgálata szisztémás gyulladáshoz kapcsolódó folyamatokban	Kalács Krisztina Ildikó
13. Igen	PTE-TTK/03/013	A mezei pocok (<i>Microtus arvalis</i>) állomány aktív járatszámoláson alapuló monitorozása intenzív művelésű mezőgazdasági területen	Kusz Petra Szünstein Máté
14. Igen	PTE-TTK/03/014	Zöldfolyosók szerepe a kisméltóságok abundancia viszonyainak megoszlásában agrárterületen	Szűcs Boldizsár
15. Igen	PTE-TTK/03/015	Kisméltóságok intra- és interspecifikus megközelítésű élőhely választása fragmentált erdőterületen	Nagyfenyvesi Zoltán
16. Igen	PTE-TTK/03/016	Fajgazdagság, dominancia viszonyok: kisméltóság monitorozási adatok közösségi szintű értékelése különböző korú erdőállományokban	Harmat Máté
17. Igen	PTE-TTK/03/017	A dohány peroxidáz enzimei: szerepük az UV-B-hez történő alkalmazkodásban, mérési eljárások összehasonlítása különböző korú levelekben	Rácz Arnold
18. Igen	PTE-TTK/03/018	Az oltott és hagyományos dinnyefajták szövettani és genetikai összehasonlító vizsgálata	Márkus Rita
19. Igen	PTE-TTK/03/019	Magyarországi hajléktalan emberek tápláltsági állapota	Nagy Brigitta
20. Igen	PTE-TTK/03/020	Kétértékű kationok hatása a <i>Leptospira interrogans</i> MreB polimerek szerkezetére és stabilitására	Sárkány Péter
21. Igen	PTE-TTK/03/021	Az $\alpha 7$ -típusú kolinerg receptorokra ható agonista vegyületek és pozitív allosterikus modulátorok hatásának in vivo elektrofiziológiai vizsgálata patkány hippocampusban	Nagy Lili Veronika

Az illetékes TDT-felelős adatai:

Név: Dr. Horváth Győző
 Beosztás: Kari TDT felelős
 Cím: 7624. Pécs, Ifjúság útja 6.
 Telefonszám:
 E-mail: hgypete@gamma.ttk.pte.hu
 Dátum: 2017. 01. 09. 10:01
 Aláírás:



OTDK nevezések**Intézmény: Pécsi Tudományegyetem****Kar: Természettudományi Kar****Szekció: Fizika, Földtudományok és Matematika**

Alulírott intézményi/kari/szakterületi TDT/**TDK elnök**/felelős aláírással igazolom, hogy az alább felsorolt hallgatók által benyújtott, illetve mellékelt nevezési lapokon feltüntetett adatok a valóságnak megfelelnek. A benyújtott nevezési dokumentumok alapján ajánlom a megjelölt pályamunkák (dolgozat, alkotás, előadás) elfogadását az OTDK-n való részvételre.

Jóváhagyott	Nevezési azonosító	Cím	Szerző(k)
1. Igen	PTE-TTK/04/001	Címében város. Mágocs urbanizációjának sajátosságai	Csiszár Zsófia
2. Igen	PTE-TTK/04/002	A magyarországi kastélyok hasznosításának lehetőségei napjainkban a pályázati rendszerek tükrében	Péterfi Judit
3. Igen	PTE-TTK/04/003	A Nagymányok környéki pannóniai üledék vizsgálata	Kovács Ádám
4. Igen	PTE-TTK/04/004	A magyar egyetemisták jövőképe a külföldi munkavállalással kapcsolatban	Moticska Zsombor
5. Igen	PTE-TTK/04/005	A dunaszekcsői Vár-hegy csuszamlásának monitoring vizsgálata	Dobre Bernadett Péntek Balázs
6. Igen	PTE-TTK/04/006	A Paks-Kalocsa hid várható mobilitási és munkaerőpiaci hatásai	Lukács Norbert
7. Igen	PTE-TTK/04/007	Zenta város és külterületeinek vizsgálata az alföldi települések rendszerében	Masinka Kitti
8. Igen	PTE-TTK/04/008	Eurovíziós Dalfesztivál: Nemzetközi konfliktusok a geopolitika színpadán	Rigó Bálint
9. Igen	PTE-TTK/04/009	A Lauber Dezső Városi Sportcsarnok környezetének fejlesztése: "Városi dzsungel" a Dr. Veress Endre utca mentén	Schmeller Dalma
10. Igen	PTE-TTK/04/010	Sekélyvízi pannóniai puhatestűek a Nyugat-Mecsekben	Nagy Gábor
11. Igen	PTE-TTK/04/011	Az etnikai diverzitás hatása a svéd szélsőjobboldal választási eredményeire (1991-2014)	Sümeghy Dávid

12. Igen	PTE-TTK/04/012	Terek és helyek Pécs városi turizmusában: a Zsolnay Kulturális Negyed	Závodai Bence
13. Igen	PTE-TTK/04/013	Az idősellátás kihívásai és területi kérdései Baranya megye példáján	Karsai Viola
14. Igen	PTE-TTK/04/014	Aktív turizmus a Mátrában - A turisztikai megújulás esélyeinek és lehetőségeinek vizsgálata	Máltesics Péter
15. Igen	PTE-TTK/04/015	Sövények, mint ökológiai folyosók tájszerkezetének a feltárása a Drávamenti- síkon	Magyaros Viktor

Az illetékes TDT-felelős adatai:

Név: Dr. Horváth Győző
 Beosztás: Kari TDT felelős
 Cím: 7624. Pécs, Ifjúság útja 6.
 Telefonszám:
 E-mail: hgypete@gamma.ttk.pte.hu
 Dátum: 2017. 01. 15. 15:01

Aláírás:



OTDK nevezések

Intézmény: Pécsi Tudományegyetem

Kar: Természettudományi Kar

Szekció: Informatika Tudományi

Alulírott intézményi/kari/szakterületi TDT/TDK elnök/felelős aláírással igazolom, hogy az alább felsorolt hallgatók által benyújtott, illetve mellékelt nevezési lapokon feltüntetett adatok a valóságnak megfelelnek. A benyújtott nevezési dokumentumok alapján ajánlom a megjelölt pályamunkák (dolgozat, alkotás, előadás) elfogadását az OTDK-n való részvételre.

Jóváhagyott	Nevezési azonosító	Cím	Szerző(k)
1. Igen	PTE-TTK/07/001	Beltéri navigációra képes drón fejlesztése	Szita György

Az illetékes TDT-felelős adatai:

Név: Dr. Horváth Győző
Beosztás: Kari TDT felelős
Cím: 7624. Pécs, Ifjúság útja 6.
Telefonszám:
E-mail: hgypte@gamma.ttk.pte.hu
Dátum: 2017. 01. 09. 10:01

Aláírás:



OTDK nevezések
Intézmény: Pécsi Tudományegyetem
Kar: Természettudományi Kar
Szekció: Kémiai és Vegyipari

Alulírott intézményi/kari/szakterületi TDT/TDK elnök/felelős aláírással igazolom, hogy az alább felsorolt hallgatók által benyújtott, illetve mellékelt nevezési lapokon feltüntetett adatok a valóságnak megfelelnek. A benyújtott nevezési dokumentumok alapján ajánlom a megjelölt pályamunkák (dolgozat, alkotás, előadás) elfogadását az OTDK-n való részvételre.

Jóváhagyott	Nevezési azonosító	Cím	Szerző(k)
1. Igen	PTE-TTK/08/001	Hidroformilezés környezetbarát gamma-valerolakton oldószerben	Bartal Brigitta
2. Igen	PTE-TTK/08/002	Dijód-heteroaromások aminokarbonilezési reakciói	Varga Márta Georgina

Az illetékes TDT-felelős adatai:

Név: Dr. Horváth Győző
Beosztás: Kari TDT felelős
Cím: 7624. Pécs, Ifjúság útja 6.
Telefonszám:
E-mail: hgypete@gamma.ttk.pte.hu
Dátum: 2016. 12. 12. 09:12

Aláírás:



OTDK nevezések
Intézmény: Pécsi Tudományegyetem
Kar: Természettudományi Kar
Szekció: Műszaki Tudományi

Alulírott intézményi/kari/szakterületi TDT/**TDK elnök**/felelős aláírással igazolom, hogy az alább felsorolt hallgatók által benyújtott, illetve mellékelte nevezési lapokon feltüntetett adatok a valóságnak megfelelnek. A benyújtott nevezési dokumentumok alapján ajánlom a megjelölt pályamunkák (dolgozat, alkotás, előadás) elfogadását az OTDK-n való részvételre.

Jóváhagyott	Nevezési azonosító	Cím	Szerző(k)
1. Igen	PTE-TTK/10/002	Egyedi drón propeller tervezése és gyártása	Fábián Zoltán

Az illetékes TDT-felelős adatai:

Név: Dr. Horváth Győző
Beosztás: Kari TDT felelős
Cím: 7624. Pécs, Ifjúság útja 6.
Telefonszám:
E-mail: hgypte@gamma.ttk.pte.hu
Dátum: 2017. 01. 15. 15:01

Aláírás:



OTDK nevezések

Intézmény: Pécsi Tudományegyetem

Kar: Természettudományi Kar

Szekció: Testnevelés- és Sporttudományi

Alulírott intézményi/kari/szakterületi TDT/**TDK elnök**/felelős aláírással igazolom, hogy az alább felsorolt hallgatók által benyújtott, illetve mellékelte nevezési lapokon feltüntetett adatok a valóságnak megfelelnek. A benyújtott nevezési dokumentumok alapján ajánlom a megjelölt pályamunkák (dolgozat, alkotás, előadás) elfogadását az OTDK-n való részvételre.

Jóváhagyott	Nevezési azonosító	Cím	Szerző(k)
1. Igen	PTE-TTK/16/001	A sporttevékenység jótékony hatása a dohányzás irreverzibilis folyamataival szemben	Takács Zsófia
2. Igen	PTE-TTK/16/002	Az izomhengerlés bemelegítő hatása az ép és a mikrosérülést szenvedett izomban	Sebestyén Tamás
3. Igen	PTE-TTK/16/003	Kisiskolás labdarúgók pulzusszám változásainak vizsgálata	Deli Balázs
4. Igen	PTE-TTK/16/004	A maitland manuálterápiás technika izommechanikai és funkcionális hatása a térdarthrosis kezelésében	Pozsgay Miklós László
5. Igen	PTE-TTK/16/005	Az immunrendszer öregedése és a fizikai aktivitás kapcsolata	Garai Kitti
6. Igen	PTE-TTK/16/006	A hosszútávú triatlon versenyre való kerékpáros felkészülés	Wittmann Tamás
7. Igen	PTE-TTK/16/007	Határozottság, eltökéltség, megküzdés. (A grit és a coping kapcsolatának vizsgálata élsportolói és nem sportolói mintán)	Fejes Nikoletta
8. Igen	PTE-TTK/16/008	Fiatalkorú kosárlabdázó leányok teljesítménykülönbségének összehasonlítása mérkőzés és edzés közben	Pap Vanessza
9. Igen	PTE-TTK/16/009	A magyar labdarúgó mérkőzésre járók motivációi a nemek, a korosztályok és a mérkőzésekre járás gyakoriságának tekintetében	Urbán Kristóf Attila

10. Igen	PTE-TTK/16/010	A mindennapos testnevelés megvalósulása a pécsi iskolákban	Mitzinger Kitti
11. Igen	PTE-TTK/16/011	A figyelemkoncentráció képességének vizsgálata különböző sportágat űző sportolók körében	Szabó Zoltán Tamás
12. Igen	PTE-TTK/16/012	Proprioceptív torna hatása alsó tagozatos gyerekeknél	Szalai Judit
13. Igen	PTE-TTK/16/013	A motiváció vizsgálata utánpótláskorú vízilabdázók körében	Balázs Bence
14. Igen	PTE-TTK/16/014	Személyes karriermenedzsment a labdarúgó játékvezetésben	Horváth Patrik
15. Igen	PTE-TTK/16/015	11 hetes β -alanin szupplementáció ergogén hatásainak vizsgálata	Ádám Zoltán Mihály
16. Igen	PTE-TTK/16/016	Nézőtéri sportfogyasztás vizsgálata három kiemelt látvány-csapatsportág esetében	Bartos Aleksandar Páll Henrietta
17. Igen	PTE-TTK/16/017	A marketingkommunikáció fontossága a futócipők piacán - a Saucony példája	Kulcsár Gréta

Az illetékes TDT-felelős adatai:

Név: Dr. Horváth Győző
 Beosztás: Kari TDT felelős
 Cím: 7624. Pécs, Ifjúság útja 6.
 Telefonszám:
 E-mail: hgypete@gamma.ttk.pte.hu
 Dátum: 2017. 01. 15. 15:01

Aláírás:



A XXXIII. OTDK konferencián elért eredmények összefoglalása (PTE TTK honlap/Hírek)

2017. 07. 20.

Hírek | PTE TTK

PTE | Telefonkönyv | Neptun | eLearning | Gamma | Kapcsolat | Oldaltérkép |

Felvételizők · Hallgatók · Munkatársak · Végzettek

Hírek | Karunkról | Szervezeti egységek

A kar munkatársai | Képzéseink

Kutatás | Szentágotthai Kutatóközpont

Eseménynaptár | Galéria | Kapcsolat

-> Hírek

XXXIII. OTDK eredmények - Biológiai Intézet

2017. április 19., 13:27

Sikeresen szerepeltek hallgatóink a XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferencia Biológia szekciójában.

Az április 9. és 12. között megrendezett konferenciának a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kara adott otthont. Karunk biológia szakos hallgatói nagy számban vettek részt a megmérettetésen, ahonnan egy első, két második, egy harmadik helyezéssel és 6 különdíjjal térhettek haza.

Minden díjazottnak és indulónak, valamint felkészítőiknek gratulálunk!

PTE TTK biológia szakos hallgatóinak eredményei:

1. hely

Deme Judit: Florisztika, cönológia

A hazai koboldmoha (*Buxbaumia*) fajok elterjedésének, élőhelyi preferenciájának és állomány nagyságának vizsgálata magyarországi minták alapján

Témavezető: Dr. Csiky János egyetemi docens, PTE TTK

2. hely

Nagy Dóra: Növényélettan

Szárazság és UV-B stressz hatása *Nicotiana benthamiana* növények fotoszintetikus és antioxidáns kapacitásaira

Témavezető: Prof. Dr. Hideg Éva egyetemi tanár, PTE TTK

Szűcs Boldizsár: Természetvédelmi biológia

Zöldfolyosók szerepe a kisemlősök abundancia viszonyainak megoszlásában agrárterületen

Témavezetők: Dr. Horváth Győző egyetemi adjunktus, PTE TTK Somogyi Balázs PhD-hallgató, PTE TTK

3. hely

Kelemen Krisztina: Szünzoológia

Domináns kisemlősök térbeli szegregációs válasza lékes felújítógáz hatására kialakuló fragmentációra

Témavezető: Dr. Horváth Győző egyetemi adjunktus, PTE TTK

Küldődíj

Kővári Petra: Állatélettan

A PACAP szerepe endotoxin-indukálta uveitis esetében

Témavezetők: Váczy Alexandra egyetemi tanársegéd PTE ÁOK; Dr. Atlasz Tamás egyetemi docens PTE TTK

Harmat Máté: Szünzoológia

Fajgazdagság, dominancia viszonyok: kisemlős monitorozási adatok közösségi szintű értékelése különböző korú erdőállományokban

Témavezetők: Dr. Horváth Győző egyetemi adjunktus, PTE TTK; Tóth Dániel PhD-hallgató, PTE TTK

Lanszki Zsófia: Szünzoológia

A nyest (*Martes foina*) és a vörös róka (*Vulpes vulpes*) táplálék-összetétele és predációjuk kísérletes vizsgálata egy pécsi szőlészetben

Témavezető: Dr. Purger Jenő egyetemi docens, PTE TTK

Nagy Lili Veronika: Neurofiziológia

Az $\alpha 7$ -típusú kolinerg receptorokra ható agonista vegyületek és pozitív alloszterikus modulátorok hatásának in vivo elektrofiziológiai vizsgálata patkány hippocampusban

Események

2017.08.17 - 2017.08.19

„PTE 650” Nemzetközi Sportfesztivál... »

További események... »

Ajánló

Szentágotthai János Szakkollégium

Állaspályázatok

Botanikus Kert

Tóth József Szakkönyvtár

Egyetemi Könyvtár

Pécsi Egyetemi Archívum

UnivTV - Nyitott Egyetem

Sportközpont

Táncoló Egyetem

Univ Pécs

TTK meteorológiai állomás

2017. 07. 20.

Hírek | PTE TTK

Témavezetők: Dr. Hernádi István egyetemi docens, PTE TTK; Dr. Bali Zsolt Kristóf tudományos segédmunkatárs, PTE TTK

Rácz Arnold: Növényélettan

A dohány peroxidáz enzimei: szerepük az UV-B-hez történő alkalmazkodásban, mérési eljárások összehasonlítása különböző korú levelekben

Témavezetők: Czégény Gyula tudományos segédmunkatárs, PTE TTK; Prof. Dr. Hideg Éva egyetemi tanár, PTE TTK

Jánosa Gergely: Természetvédelmi biológia

Lékes felújító vágás kismélységi közösségekre gyakorolt hatása erdőrezervátumi pufferterületen

Témavezető: Dr. Horváth Győző egyetemi adjunktus, PTE TTK

További induló hallgatók:

Lanszki Zsófia

Ragadozó emlősök táplálkozásvizsgálata az északi pocok (*Microtus oeconomus*) potenciális kis-balatoni élőhelyén

Témavezető: Dr. Horváth Győző egyetemi adjunktus, PTE TTK

Szűnstein Máté, Kusz Petra

A mezei pocok (*Microtus arvalis*) állomány aktív járatszámoláson alapuló monitorozása intenzív művelésű mezőgazdasági területen

Témavezetők: Dr. Horváth Győző egyetemi adjunktus, PTE TTK Somogyi Balázs PhD-hallgató, PTE TTK

Nagyfenyvesi Zoltán

Kismélységi intra- és interspecifikus megközelítésű élőhely választása fragmentált erdőterületen

Témavezetők: Dr. Horváth Győző egyetemi adjunktus, PTE TTK Tóth Dániel PhD-hallgató, PTE TTK

Márkus Rita

Az oltott és hagyományos dinnyefajták szövettani és genetikai összehasonlító vizsgálata

Témavezetők: Dr. Stranczinger Szilvia egyetemi adjunktus, PTE TTK Dr. Kocsis Marianna egyetemi adjunktus, PTE TTK

Halász Henriett

Intercelluláris „autópályák”- membrán nanocsövek: felépítés és funkció

Témavezetők: Dr. Szabó-Meleg Edina egyetemi adjunktus, PTE ÁOK Dr. Papp Gábor egyetemi adjunktus, PTE TTK

Hideg Orsolya, Csapó Hedvig

A hipofízis adenilát-cikláz aktiváló polipeptid (PACAP) és a horizontális sejtek ontogenetikus kapcsolatának komplex vizsgálata posztnatális patkány retinában

Témavezető: Dr. Dénes Viktória egyetemi docens, PTE TTK

Kovács Kármén

A hipofízis adenilát-cikláz aktiváló polipeptid (PACAP) szekretagóg hatásának farmakológiai analízise és az általa szabályozott fehérjék (Fgf1, Bmp4, Gdf3, Wnt1) expressziójának kimutatása újszülött patkány retinában

Témavezető: Dr. Dénes Viktória egyetemi docens, PTE TTK

Kérjük, válasszon... ▼ TTK intézetek, egységek

Kérjük, válasszon... ▼ PTE karok, egységek

© 2011 PTE TTK | Minden jog fenntartva. | Technikai információk »

Pécsi Tudományegyetem
Természettudományi Kar
7624 Pécs, Ifjúság útja 6.
Tel: +36-72-503-600 • Fax: +36-72-501-527
kapcsolat@gamma.ttk.pte.hu

Felvételezők · Hallgatók · Munkatársak · Végzettek

[Hírek](#) | [Karunkról](#) | [Szervezeti egységek](#)

[A kar munkatársai](#) | [Képzéseink](#)

[Kutatás](#) | [Szentágotthai Kutatóközpont](#)

[Eseménynaptár](#) | [Galéria](#) | [Kapcsolat](#)

-> [Hírek](#)

XXXIII. OTDK eredmények - Földrajzi Intézet

2017. április 28., 13:16

Sikeresen szerepeltek hallgatóink a XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferencia Fizika, Földtudományok és Matematika szekciójában.

XXXIII. OTDK eredmények - Földrajzi Intézet Sikeresen szerepeltek hallgatóink a XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferencia Fizika, Földtudományok és Matematika szekciójában.

A Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Karán rendezett eseményen karunk földrajz/geográfus szakos hallgatói szép eredményt értek el: egy első, két második, egy harmadik helyet, valamint négy különdíjat szereztek. Az április 9. és 12. közötti rendezvényen további hét hallgatónk vett részt.

A sikerekhez vezető munkából részt vállaló minden hallgatónak és felkészítőnek gratulálunk!

PTE TTK földrajz/geográfus szakos hallgatóinak eredményei:

1. hely

TÁRSADALOMFÖLDRAJZ – Városi és kulturális turizmus
Závodai Bence: Terek és helyek Pécs városi turizmusában: a Zsolnay Kulturális Negyed
Témavezető: Dr. Szabó Géza egyetemi docens, PTE TTK

2. hely

FÖLDTUDOMÁNY - Geomorfológia
Dobre Bernadett - Péntek Balázs: A dunaszekcsői Vár-hegy csuszamlásának monitoring vizsgálata
Témavezetők: Dr. Bugya Titusz adjunktus, PTE TTK; Dr. Kovács István Péter adjunktus, PTE TTK

TÁRSADALOMFÖLDRAJZ – Terület- és településfejlesztés földrajza
Lukács Norbert: A Paks-Kalocsa híd várható mobilitási és munkaerőpiaci hatásai
Témavezető: Dr. Tétsits Róbert egyetemi docens, PTE TTK

3. hely

FÖLDTUDOMÁNY – Földtan, üledékközetan
Kovács Ádám: A Nagymányok környéki pannóniai üledék vizsgálata
Témavezetők: Dr. Magyar Imre tudományos tanácsadó MTA-MTM-ELTE Paleontológiai Kutatócsoport; Dr. Sebe Krisztina adjunktus, PTE TTK

Kiemelt különdíj

TÁRSADALOMFÖLDRAJZ – Terület- és településfejlesztés földrajza
Karsai Viola: Az idősellátás kihívásai és területi kérdései Baranya megye példáján
Témavezető: Dr. Trócsányi András egyetemi docens, PTE TTK

TÁRSADALOMFÖLDRAJZ – Városi és kulturális turizmus
Péterfi Judit: A magyarországi kastélyok hasznosításának lehetőségei napjainkban a pályázati rendszerek tükrében
Témavezető: Dr. Gyuricza László egyetemi docens, PTE TTK

Küldöndíj

FÖLDTUDOMÁNY – Őslénytan
Nagy Gábor: Sekélyvízi pannóniai puhatestűek a Nyugat-Mecsekben
Témavezetők: Dr. Magyar Imre tudományos tanácsadó MTA-MTM-ELTE Paleontológiai Kutatócsoport; Dr. Sebe Krisztina adjunktus, PTE TTK

TÁRSADALOMFÖLDRAJZ – Politikai és történelmi földrajz
Sümeghy Dávid: Az etnikai diverzitás hatása a svéd szélsőjobboldal választási eredményeire (1991-2014)

<http://www.ttk.pte.hu/hirek/xxxiii-otdk-eredmenyek-foldrajzi-intezet-170428>

Események

2017.08.17 - 2017.08.19
„PTE 650” Nemzetközi Sportfesztivál... »

További események... »

Ajánló

Szentágotthai János Szakkollégium

Állás pályázatok

Botanikus Kert

Tóth József Szakkönyvtár

Egyetemi Könyvtár

Pécsi Egyetemi Archivum

UnivTV - Nyitott Egyetem

Sportközpont

Táncoló Egyetem

Univ Pécs

TTK meteorológiai állomás

1/2

2017. 07. 20.

Hírek | PTE TTK

Témavezetők: Dr. Németh Ádám tudományos segédmunkatárs, PTE TTK; Dr. Reményi Péter adjunktus, PTE TTK

További induló hallgatók:

FÖLDTUDOMÁNY

Magyaros Viktor: Sövények, mint ökológiai folyosók tájszerkezetének a feltárása a Drávamenti-síkon

Témavezetők: Dr. Lóczy Dénes egyetemi tanár, PTE TTK; Ortmann-né Dr. Ajkai Adrienne adjunktus, PTE TTK

TÁRSADALOMFÖLDRAJZ

Csiszár Zsófia: Címében város. Mágocs urbanizációjának sajátosságai

Témavezető: Dr. Pirisi Gábor adjunktus, PTE TTK

Máltesics Péter: Aktív turizmus a Mátrában - A turisztikai megújulás esélyeinek és lehetőségeinek vizsgálata

Témavezető: Dr. Csapó János egyetemi docens, PTE TTK

Masinka Kitti: Zenta város és külterületeinek vizsgálata az alföldi települések rendszerében

Témavezető: Dr. Trócsányi András egyetemi docens, PTE TTK

Moticska Zsombor: A magyar egyetemisták jövőképe a külföldi munkavállalással kapcsolatban

Témavezető: Dr. Trócsányi András egyetemi docens, PTE TTK

Rigó Bálint: Eurovíziós Dalfesztivál: Nemzetközi konfliktusok a geopolitika színpadán

Témavezető: Dr. M. Császár Zsuzsa egyetemi docens, PTE TTK

Schmeller Dalma: A Lauber Dezső Városi Sportcsarnok környezetének fejlesztése: "Városi dzsungel" a Dr. Veress Endre utca mentén

Témavezető: Dr. Hajnal Klára adjunktus, PTE TTK



Kérjük, válasszon... ▼ TTK intézetek, egységek

Kérjük, válasszon... ▼ PTE karok, egységek

© 2011 PTE TTK | Minden jog fenntartva. | Technikai információk »

Pécsi Tudományegyetem
Természettudományi Kar
7624 Pécs, Ifjúság útja 6.
Tel: +36-72-503-600 • Fax: +36-72-501-527
kapcsolat@gamma.ttk.pte.hu

Felvételizők · Hallgatók · Munkatársak · Végzettek

Hírek | **Karunkról** | **Szervezeti egységek**
A kar munkatársai | **Képzéseink**
Kutatás | **Szentágothai Kutatóközpont**
Eseménynaptár | **Galéria** | **Kapcsolat**

-> Hírek

XXXIII. OTDK eredmények – Kémiai Intézet

2017. április 28., 16:07

Sikeresen szerepelt Varga Márta Georgina a XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferencia Kémiai és Vegyipari szekciójában.

A március 29-31. között Miskolcon megrendezett konferencián Karunk hallgatója II. díjat érdemelt ki munkájával.

II. helyezés:

Varga Márta Georgina: Díjód-heteroaromások aminokarbonilezési reakciói
 Témavezetők: Dr. Kollár László (egyetemi tanár) és Dr. Takács Attila tudományos munkatárs

További induló hallgató:

Bartal Brigitta: Hidroformilezés környezetbarát gamma-valerolakton oldószerben
 Témavezetők: Dr. Kollár László egyetemi tanár és Dr. Pongrácz Péter tudományos munkatárs

Hallgatóinknak és a felkészítő oktatóknak ezúton is gratulálunk!

Események

2017.08.17 - 2017.08.19
 „PTE 650” Nemzetközi Sportfesztivál... »

További események... »

Ajánló

Szentágothai János Szakkollégium

Állaspályázatok
 Botanikus Kert
 Tóth József Szakkönyvtár
 Egyetemi Könyvtár
 Pécsi Egyetemi Archivum
 UnivTV - Nyitott Egyetem
 Sportközpont
 Táncoló Egyetem
 Univ Pécs
 TTK meteorológiai állomás

Kérjük, válasszon... ▼ TTK intézetek, egységek

Pécsi Tudományegyetem
 Természettudományi Kar
 7624 Pécs, Ifjúság útja 6.

<http://www.ttk.pte.hu/hirek/xxxiii-otdk-eredmenyek-kemiai-intezet-170502>

1/2

Hírek | Karunkról | Szervezeti egységek
 A kar munkatársai | Képzéseink
 Kutatás | Szentágothai Kutatóközpont
 Eseménynaptár | Galéria | Kapcsolat

-> Hírek

XXXIII. OTDK eredmények – Matematikai és Informatikai Intézet

2017. április 28., 13:16

Sikeresen szerepelt Fábíán Zoltán a XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferencia Műszaki Tudományi szekciójában.

Az április 6. és 8. között megrendezett konferenciának a Dunaújvárosi Egyetem adott otthont, ahol Karunk hallgatója a zsűri különdíját érdemelte ki munkájával. Az Informatika Tudományi Szekcióban Szita György képviselte az intézetet, akit a zsűri dicséretben részesített.

Küldöndj

Fábíán Zoltán: Egyedi drón propeller tervezése és gyártása
 Témavezetők: Horváth Zoltán egyetemi tanársegéd; Zentai Norbert egyetemi tanársegéd

Dicséret

Szita György: Beltéri navigációra képes repülő drón fejlesztése
 Témavezetők: Jenák Ildikó egyetemi tanársegéd; Horváth Zoltán egyetemi tanársegéd

Hallgatóinknak és a felkészítő oktatóknak ezúton is gratulálunk!



Események

2017.08.17 - 2017.08.19
 „PTE 650” Nemzetközi Sportfesztivál... »

További események... »

Ajánló

Szentágothai János Szakkollégium

Álláspályázatok
 Botanikus Kert
 Tóth József Szakkönyvtár
 Egyetemi Könyvtár
 Pécsi Egyetemi Archivum
 UnivTV - Nyitott Egyetem
 Sportközpont
 Táncoló Egyetem
 Univ Pécs
 TTK meteorológiai állomás

Kérjük, válasszon... ▼ TTK intézetek, egységek

Pécsi Tudományegyetem
 Természettudományi Kar
 7624 Pécs, Ifjúság útja 6.

<http://www.ttk.pte.hu/hirek/xxxiii-otdk-eredmenyek-matematikai-es-informatikai-intezet-170428>

1/2

Hírek | Karunkról | Szervezeti egységek
 A kar munkatársai | Képzéseink
 Kutatás | Szentágothai Kutatóközpont
 Eseménynaptár | Galéria | Kapcsolat

-> Hírek

Sikeres szereplés a XXXIII. OTDK Testnevelés- és Sporttudományi Szekciójában

2017. március 28., 16:00

Karunk hallgatói és a felkészítő oktatók szép sikereket értek el a március 23-25. között Győrben megrendezett XXXIII. OTDK Testnevelés- és Sporttudományi Szekciójában.

A Széchenyi István Egyetem Egészség- és Sporttudományi, valamint Apáczai Csere János Karának szervezésében került sor a XXXIII. OTDK Testnevelés- és Sporttudományi Szekciójában a pályamunkák bemutatására. Karunk Sporttudományi és Testnevelési Intézete nagy létszámmal képviseltette magát a megmérettetésen és szép eredményeket értek el. Hallgatóink egy I., három II. és egy III. díj mellett egy különdíjat is szereztek.

Gratulálunk minden díjazottnak és indulónak, valamint a felkészítő tanároknak!



Részletes PTE TTK STI eredmények:

I. helyezett (Egészségfejlesztés és mozgásterápia tagozat)

Pozsgay Miklós László: A maitland manuálterápiás technika izommechanikai és funkcionális hatása a térdarthrosis kezelésében
 Témavezetők: Dr. Nusser Nóra (klinikai orvosigazgató), Dr. Váczi Márk (egyetemi docens)

II. helyezett (Egészségtudományi vizsgálatok tagozat)

Szalai Judit: Proprioceptív torna hatása alsó tagozatos gyerekeknél
 Témavezetők: Dr. Atlasz Tamás (egyetemi docens), Kilián Balázs (testnevelő tanár)

II. helyezett (Humánkineziológiai és sportbiológiai vizsgálatok tagozat)

Garai Kitti: Az immunrendszer öregedése és a fizikai aktivitás kapcsolata
 Témavezetők: Dr. Kvell Krisztián (egyetemi docens), Dr. Wilhelm Márta (egyetemi tanár)

II. helyezett (A testnevelés és sport társadalomtudományi kérdései tagozat)

Szabó Zoltán Tamás: A figyelemkoncentráció képességének vizsgálata különböző sportágat űző sportolók körében

Események

2017.08.17 - 2017.08.19
 „PTE 650” Nemzetközi Sportfesztivál... »

További események... »

Ajánló

Szentágothai János Szakkollégium

Állás pályázatok
 Botanikus Kert
 Tóth József Szakkönyvtár
 Egyetemi Könyvtár
 Pécsi Egyetemi Archivum
 UnivTV - Nyitott Egyetem
 Sportközpont
 Táncoló Egyetem
 Univ Pécs
 TTK meteorológiai állomás

Témavezetők: Hajduné Dr. László Zita (egyetemi adjunktus), Vass Lívía (egyetemi tanársegéd)

III. helyezett (A testnevelés és sport társadalomtudományi kérdései tagozat)

Balázs Bence: A motiváció vizsgálata utánpótláskorú vízilabdázók körében
Témavezetők: Hajduné Dr. László Zita (egyetemi adjunktus), Vass Lívía (egyetemi tanársegéd)

Különdíj (A testnevelés és a sport neveléstudományi kérdései tagozat)

Mitzinger Kitti: A mindennapos testnevelés megvalósulása a pécsi iskolákban különdíj
Témavezetők: Dr. Morvay-Sey Kata (egyetemi adjunktus), Dr. Rétsági Erzsébet (főiskolai tanár), Dr. Tékus Éva (egyetemi adjunktus)

Intézetünket képviselték még:

A testnevelés és sport társadalomtudományi kérdései tagozat

Horváth Patrik: Személyes karriermenedzsment a labdarúgó játévezetésben
Témavezető: Kajos Attila (egyetemi tanársegéd)

Egészségfejlesztés és mozgásterápia tagozat

Takács Zsófia: A sporttevékenység jótékony hatása a dohányzás irreverzibilis folyamataival szemben
Témavezető: Dr. habil Atlasz Tamás (egyetemi docens)

Egészségtudományi vizsgálatok tagozat

Deli Balázs: Kisiskolás labdarúgók pulzusszám változásainak vizsgálata
Témavezető: Tékus Éva (egyetemi adjunktus)

Humánkineziológiai és sportbiológiai vizsgálatok tagozat

Sebestyén Tamás: Az izomhengerlés bemelegítő hatása az ép és a mikrosérülést szenvedett izomban
Témavezetők: Dr. habil Vácsi Márk (egyetemi docens), Misovics Bernadette (PhD hallgató)
Ádám Zoltán Mihály: 11 hetes β -alanin szupplementáció ergogén hatásainak vizsgálata
Témavezető: Prof. Dr. habil Wilhelm Márta (egyetemi tanár)

Sport-, rekreációmenedzsment és turizmus tagozat

Kulcsár Gréta: A marketingkommunikáció fontossága a futócipők piacán - a Saucony példája
Témavezető: Kajos Attila (egyetemi tanársegéd)
Urbán Kristóf Attila: A magyar labdarúgó mérkőzésre járók motivációi a nemek, a korosztályok és a mérkőzésekre járás gyakoriságának tekintetében
Témavezető: Kajos Attila (egyetemi tanársegéd)
Bartos Aleksandar, Páll Henrietta: Nézőtéri sportfogyasztás vizsgálata három kiemelt látvány-csapatsportág esetében
Témavezető: Kajos Attila (egyetemi tanársegéd)

Teljesítmény- és képességfejlesztés a sportban tagozat

Wittmann Tamás: A hosszútávú triatlon versenyre való kerékpáros felkészülés
Témavezető: Dr. Németh Zsolt (egyetemi adjunktus)

További PTE eredmény:

I. helyezett (Teljesítmény- és képességfejlesztés a sportban tagozat)

Fejes Nikoletta (BTK): Határozottság, eltökéltség, megküzdés. (A grit és a coping kapcsolatának vizsgálata élsportolói és nem sportolói mintán)
Témavezető: Dr. Járai Róbert (egyetemi adjunktus)

Kérjük, válasszon... ▼ TTK intézetek, egységek

Kérjük, válasszon... ▼ PTE karok, egységek

© 2011 PTE TTK | Minden jog fenntartva. | Technikai információk »

Pécsi Tudományegyetem
Természettudományi Kar
7624 Pécs, Ifjúság útja 6.
Tel: +36-72-503-600 • Fax: +36-72-501-527
kapcsolat@gamma.ttk.pte.hu

4. A zoológiai diákköri műhely hallgatóinak XXXIII. OTDK konferencia dokumentumai

A tehetséggondozási program során a TDK műhelyekben kutatásokat végző hallgatók diákköri munkájának eredményeként a program elvárása, hogy az eredményeket elért hallgatók vegyenek részt házi szakterületi és Országos Diákköri Konferencián, ahol saját témájában független szakmai zsűri értékeli a dolgozatot és a hallgató publicitási és előadó képessége helyi és országos megmérettetésre kerül. A pályázati program időszakban 2017. április 9-12. között került megrendezésre a XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferencia (OTDK) Biológia Szekciója, melyben a pályázati programba bevont hallgatók közül 8 fő vett részt helyi szakterületi konferencián, ami összesen 8 pályamunkát jelentett, mivel Lanszki Zsófia 2 dolgozattal szerepelt, Szünstein Máté és Kusz Petra társszerzős pályamunkával indult. Mindegyik résztvevő nevezett és résztvett az országos fordulón is. A Biológia Szekción belül 3 különböző tagozatban (Állatökológia, Szünzoológia I.; Állatökológia, Szünzoológia II.; Természetvédelemi biológia) szereplő 8 pályamunkából egy II. helyezést, egy prezentáció III. helyezést ért el, míg három pályamunka Különdíjban részesült.

A XXXIII. OTDK országos fordulóján bemutatott dolgozatok listája a következő:

- **Szűcs Boldizsár:** *Zöldfolyosók szerepe a kisméltók abundancia viszonyainak megoszlásában agrárterületen*
Természetvédelemi biológia / II. helyezés
- **Kelemen Krisztina:** *Domináns kisméltók térbeli szegregációs válasza lékes felújítógáz hatására kialakuló fragmentációra*
Állatökológia, Szünzoológia I. / III. helyezés
- **Lanszki Zsófia:** *A nyest (Martes foina) és a vörös róka (Vulpes vulpes) táplálék-összetétele és predációjuk kísérletes vizsgálata egy pécsi szőlészetben*
Állatökológia, Szünzoológia I. / Különdíj
- **Lanszki Zsófia:** *Ragadozó emlősök táplálkozásvizsgálata az északi pocok (Microtus oeconomus) potenciális kis-balatoni élőhelyén*
Állatökológia, Szünzoológia II.
- **Jánosa Gergely:** *Lékes felújító vágás kisméltó közösségekre gyakorolt hatása erdőrezervátumi puffertéren*
Természetvédelemi biológia / Különdíj
- **Harmat Máté:** *Fajgazdagság, dominancia viszonyok: kisméltó monitorozási adatok közösségi szintű értékelése különböző korú erdőállományokban*
Állatökológia, Szünzoológia I. / Különdíj
- **Szünstein Máté és Kusz Petra:** *A mezei pocok (Microtus arvalis) állomány aktív járatszámoláson alapuló monitorozása intenzív művelésű mezőgazdasági területen*
Állatökológia, Szünzoológia II.
- **Nagyfenyvesi Zoltán:** *Kisméltók intra- és interspecifikus megközelítésű élőhely választása fragmentált erdőterületen*
Állatökológia, Szünzoológia II.

TDK konferencia jegyzőkönyv

Intézmény: **PTE - Pécsi Tudományegyetem** Szekció: **Biológia Szekció,**
 Kar *: **PTE - TTK, Természettudományi Kar** Szupraindividuális biológia
 Tanszék *: **PTE TTK Biológiai Intézet**
 TDK műhely *: **2016.12.02**

Az előadás sorszáma	A szerző(k) neve	Látogatói kódja	Látogatói intézmény kódja	Látogatói kar kódja	Aktív Félévek száma	Képzés típusa **	Hallgató e-mail címe	A TDK-pályamunka címe	Témavezető(k) neve	Témavezető(k) beosztása	Összesített pontszám ***	Helyezés ****	Zsűri megjegyzése	OTDK-n való részvétel
1	Deme Judit	PTE	TTK	3	MSc	hiddemi92@gmail.com	A hazai koboldmoha (<i>Baccharis</i>) fajok elterjedésének, élőhelyi preferenciájának és állományviszonyainak vizsgálata magyarországi minták alapján	Dr. Csiky János	egyetemi docens		1		Igen	
2	Lanszki Zsófia	PTE	TTK	7	BSc	lanszkizsofi@gmail.com	Ragadozó emlősök táplálkozásvizsgálata az északi pócok (<i>Microtus oeconomus</i>) potenciális kis-balatonai élőhelyen	Dr. Horváth Győző	egyetemi adjunktus				Igen	
3	Szemesi Máté Kusz Petra	PTE	TTK	5	BSc	petra.kusz@gmail.com	A mezei pócok (<i>Microtus arvalis</i>) állomány aktív járatosmódon alapuló monitorozása intenzív művelésű mezőgazdasági területen	Dr. Horváth Győző Somogyi Balázs	egyetemi adjunktus PhD hallgató				Igen	
4	János Gergely	PTE	TTK	3	MSc	gregor.janos@gmail.com	Lékes felújító vágás kísérlet közönségekre gyakorolt hatása erőrezervátumi puffterületen	Dr. Horváth Győző	egyetemi adjunktus		3		Igen	
5	Nagyenyvesi Zoltán	PTE	TTK	5	BSc	nfoltan95@gmail.com	Kisemlősök intra- és interspecifikus megközelítéssel előhely választása fragmentált erdőterületen	Dr. Horváth Győző Toth Dániel	egyetemi adjunktus PhD hallgató				Igen	
6	Széles Boldizsár	PTE	TTK	5	BSc	szabolcs95@gmail.com	Zöldfolyosók szerepe a kisemlősök abundancia viszonyainak megosztásában agrárterületen	Dr. Horváth Győző Somogyi Balázs	egyetemi adjunktus PhD hallgató		3		Igen	
7	Lanszki Zsófia	PTE	TTK	7	BSc	lanszkizsofi@gmail.com	A nyest (<i>Mustela putorius</i>) és a vörös róka (<i>Vulpes vulpes</i>) táplálék-összetétele és predációjuk kísérletes vizsgálata egy pécsi szőlőszőlőben	Dr. Purgert Jenő	egyetemi docens		2		Igen	
8	Herrn Máté	PTE	TTK	3	BSc	sadluhem@gmail.com	Fajgazdagság, dominancia viszonyok, kisemlős monitorozási adatok közösségi szintű értékelése különböző körű erdőállományokban	Dr. Horváth Győző Toth Dániel	egyetemi adjunktus PhD hallgató				Igen	
9	Kelenen Krisztina	PTE	TTK	3	MSc	kelemennator@gmail.com	Domináns kisemlősök térbeli szegregációs választása lékes felújítógazdaságra kialakuló fragmentációra	Dr. Horváth Győző	egyetemi adjunktus		1		Igen	

Dr. Purgert Jenő
egyetemi docens
előnök

Dr. Csiky János
egyetemi docens
zsűrtag

Dr. Móra Arnold
egyetemi adjunktus
zsűrtag

Dr. Horváth Győző
egyetemi adjunktus
kari TDK elnök

Pécs, 2016.12.02.

* Nem kötelező kitölteni, amennyiben nem érelmezhető
 ** Képzés típusa: BA, BSc, MA, MSc, O(zs)ztatlan, K(özép)iskola) és Egyéb lehet.
 *** Összpontszám: nem kötelezően kitöltendő rovat.
 **** Helyezés: Amennyiben adták ki helyezést, akkor legalább a minősített helyezéseket (1, 2, 3. arab számokkal) kerjük feltüntetni. A különdíjakat a megjegyzés rovatban szíveskedjenek jelezni.



Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar



Oklevél

Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Karának
Biológia Intézetében megrendezett

Tudományos Diákköri Konferencia
intézeti fordulóján
Biológia Szekció, Szupraindividuális biológia tagozatában

Kelemen Krisztina

biológus MSc szakos hallgató

I. helyezést ért el

***„Domináns kismérsékelt térbeli szegregációs válasza lékes
felújítógáz hatására kialakuló fragmentációra”***

című dolgozatával

Dr. Csiky János
egyetemi docens
zsűritag

Dr. Purger Jenő
egyetemi docens
zsűri elnök

Dr. Móra Arnold
egyetemi adjunktus
zsűritag



 Nemzeti
Tehetség Program

Pécs, 2016. december 2.



Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar



Oklevél

Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Karának
Biológia Intézetében megrendezett

Tudományos Diákköri Konferencia
intézeti fordulóján
Biológia Szekció, Szupraindividuális biológia tagozatában

Lanszki Zsófia

biológia BSc szakos hallgató

II. helyezést ért el

**„A nyest (*Martes foina*) és a vörös róka (*Vulpes vulpes*) táplálék-
összetétele és predációjuk kísérletes vizsgálata egy pécsi
szőlészetben”**

című dolgozatával

Dr. Csiky János
egyetemi docens
zsűritag

Dr. Purger Jenő
egyetemi docens
zsűri elnök

Dr. Móra Arnold
egyetemi adjunktus
zsűritag



Nemzeti
Tehetség Program

Pécs, 2016. december 2.



Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar



Oklevél

Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Karának
Biológia Intézetében megrendezett

Tudományos Diákköri Konferencia
intézeti fordulóján
Biológia Szekció, Szupraindividuális biológia tagozatában

Jánosa Gergely

biológus MSc szakos hallgató

III. helyezést ért el

**„Lékes felújító vágás kismélységi közösségekre gyakorolt hatása
erdőrezervátumi pufferterületen”**

című dolgozatával

Dr. Csiky János
egyetemi docens
zsűritag

Dr. Purger Jenő
egyetemi docens
zsűri elnök

Dr. Móra Arnold
egyetemi adjunktus
zsűritag



Nemzeti
Tehetség Program

Pécs, 2016. december 2.



Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar



Oklevél

Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Karának
Biológia Intézetében megrendezett

Tudományos Diákköri Konferencia
intézeti fordulóján
Biológia Szekció, Szupraindividuális biológia tagozatában

Szűcs Boldizsár

biológia BSc szakos hallgató

III. helyezést ért el

***„Zöldfolyosók szerepe a kisméltóságok abundancia viszonyainak
megoszlásában agrárterületen”***


című dolgozatával

Dr. Csiky János
egyetemi docens
zsűritag

Dr. Purger Jenő
egyetemi docens
zsűri elnök

Dr. Móra Arnold
egyetemi adjunktus
zsűritag



 Nemzeti
Tehetség Program

Pécs, 2016. december 2.

XXXIII. OTDK Biológia Szekció országos forduló
Debrecen, 2017. április 9-12.

XXXIII. ORSZÁGOS TUDOMÁNYOS DIÁKKÖRI KONFERENCIA
Debrecen, 2017. április 9-12.

BIOLÓGIA SZEKCIÓ

PROGRAM ÉS ÖSSZEFOGLALÓK

ETOLÓGIA BIOFIZIKA FAUNISZTIKA BIOTECHNOLÓGIA
IMMUNOLÓGIA TERMÉSZETVEDELMI BIOLÓGIA NEUROFIZIOLÓGIA
MOLEKULÁRIS BIOLÓGIA SZÜNZOOLÓGIA FLORISZTIKA NÖVÉNYÉLETAN
GENETIKA POPULÁCIÓBIOLÓGIA BIOINFORMATIKA
CÖNOLÓGIA NEUROBIOLÓGIA TAXONÓMIA VISELKEDÉSÖKOLÓGIA
NÖVÉNYÖKOLÓGIA MIKROBIOLÓGIA ÁLLATÖKOLÓGIA
HIDROBIOLÓGIA SZÜNBOTANIKA BIKÉMIA
ÁLLATÉLETAN



XXXIII. ORSZÁGOS TUDOMÁNYOS DIÁKKÖRI KONFERENCIA

BIOLÓGIA SZEKCIÓ

PROGRAM ÉS ÖSSZEFOGLALÓK



**Debreceni Egyetem
Természettudományi és Technológiai Kar**

**DEBRECEN
2017**

TARTALOMJEGYZÉK

KÖSZÖNTŐ	3
A KONFERENCIA SZERVEZŐI	5
A KONFERENCIA TÁMOGATÓI	6
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	7
HASZNOS INFORMÁCIÓK	8
A KONFERENCIA HELYSZÍNE	9
A TELJES PROGRAM ÁTTEKINTŐJE	12
RÉSZLETES PROGRAM TAGOZATONKÉNT	15
ÖSSZEFOGLALÓK TAGOZATONKÉNT	39
ÁLLATÉLETTAN	40
ÁLLATÖKOLÓGIA, SZÜNZOOLÓGIA I	49
ÁLLATÖKOLÓGIA, SZÜNZOOLÓGIA II	58
BIOINFORMATIKA, BIOFIZIKA	66
BIOKÉMIA	74
BIOTECHNOLÓGIA	85
ETOLÓGIA, VISELKEDÉSÖKOLÓGIA I	98
ETOLÓGIA, VISELKEDÉSÖKOLÓGIA II	108
FAUNISZTIKA, TAXONÓMIA, POPULÁCIÓBIOLÓGIA	117
FLORISZTIKA, CÖNOLÓGIA	128
GENETIKA I	134
GENETIKA II	146
HIDROBIOLÓGIA	158
IMMUNOLÓGIA	167
MIKROBIOLÓGIA	174
MOLEKULÁRIS BIOLÓGIA I	185
MOLEKULÁRIS BIOLÓGIA II	197
NEUROBIOLÓGIA	209
NEUROFIZIOLÓGIA	221
NÖVÉNYÉLETTAN	232
NÖVÉNYÖKOLÓGIA, SZÜNBOTANIKA	241
TERMÉSZETVÉDELMI BIOLÓGIA	250
FÜGGELÉK	261
STATISZTIKÁK 262 NÉVMUTATÓ 263 JEGYZETEK	270

2017. április 10., hétfő délelőtt

	ÉTK F.101	ÉTK F.201	ÉTK I.035	ÖKOL FSZ01	ÖKOL A101	ÖKOL A113
08:50-09:10	NEUROFIZIOLÓGIA	MOLEKULÁRIS BIOLÓGIA I.	IMMUNOLÓGIA	FAUNISZTIKA, TAXONÓMIA, POPULÁCIÓBIOLÓGIA	-	ÁLLATÖKOLÓGI A, SZÜNZOOLÓGIA I.
09:10-09:30						
09:30-09:50						
09:50-10:10						
10:10-10:30						
10:30-10:50						
10:50-11:10						
11:10-11:30						
11:30-11:50						
11:50-12:10						
12:10-12:30						
12:30-12:50						
12:50-13:10						
13:10-13:30						

2017. április 10., hétfő délután

	ÉTK F.101	ÉTK F.201	ÉTK I.035	ÖKOL FSZ01	ÖKOL A101	ÖKOL A113
13:50-14:10	BIOTECHNOLÓGIA	MOLEKULÁRIS BIOLÓGIA II.	BIOKÉMIA	TERMÉSZETVÉDELMI BIOLÓGIA	ÁLLATELETTAN	ÁLLATÖKOLÓGI , SZÜNZOOLÓGIA II.
14:10-14:30						
14:30-14:50						
14:50-15:10						
15:10-15:30						
15:30-15:50						
15:50-16:10						
16:10-16:30						
16:30-16:50						
16:50-17:10						
17:10-17:30						
17:30-17:50						
17:50-18:10						
18:10-18:30						
18:30-18:50						

2017. április 11., kedd délelőtt

	ÉTK F.101	ÉTK F.201	ÉTK L.035	ÖKOL FSZ01	ÖKOL A101	ÖKOL A113
08:50-09:10	ETOLÓGIA, VISELKEZÉSKOLÓGIA I.	GENETIKA I.	FLORISZTIKA, CÖNOLÓGIA	HIDROBIOLÓGIA	-	NÖVÉNYÖKOLÓGI A, SZŰNBOTANIKA
09:10-09:30						
09:30-09:50						
09:50-10:10						
10:10-10:30						
10:30-10:50						
10:50-11:10						
11:10-11:30						
11:30-11:50						
11:50-12:10						
12:10-12:30						
12:30-12:50						
12:50-13:10						
13:10-13:30						

2017. április 11., kedd délután

	ÉTK F.101	ÉTK F.201	ÉTK L.035	ÖKOL FSZ01	ÖKOL A101	ÖKOL A113
13:50-14:10	ETOLÓGIA, VISELKEZÉSKOLÓGIA II.	GENETIKA II.	NEUROBIOLÓGIA	NÖVÉNYÉLETTAN	BIOINFORMATIKA, BIOFIZIKA	MIKROBIOLÓGIA
14:10-14:30						
14:30-14:50						
14:50-15:10						
15:10-15:30						
15:30-15:50						
15:50-16:10						
16:10-16:30						
16:30-16:50						
16:50-17:10						
17:10-17:30						
17:30-17:50						
17:50-18:10						
18:10-18:30						
18:30-18:50						

ÁLLATÉLETTAN**ÖKOL A101 terem 2017. április 10., hétfő 13:50**

ZSÚRI elnök: **Prof. Dr. Détári László** (Eötvös Loránd Tudományegyetem)
 tagok: **Dr. Emri Zsuzsanna** (Eszterházy Károly Egyetem)
Dr. Mátis Gábor (Állatorvostudományi Egyetem)

ELŐADÁSOK

szerzők

- | | | |
|-------|--|-----------------------------------|
| 13:50 | Gadolinium-klorid emlős sejtekre gyakorolt genotoksikus és citotoxikus hatásainak vizsgálata | Baksa Viktória,
Kiss Alexandra |
| 14:10 | A kainát károsító hatásának kivédése a vér-agy gát tenyészetes modelljén | Barna Lilla |
| 14:30 | Az adrenerg stimuláció szerepe egér könny-mirigy vezetősejtek folyadékszekréciójában | Benkő Erzsébet |
| 14:50 | A magas triglicerid tartalmú diéta, a kalória megvonás, valamint a szabadidős testmozgás hatása a mesterséges menopauzában | Börzsei Denise |
| 15:10 | A testi-lelki egészség és az életmód tényezői közötti kapcsolatrendszer 8-17 éveseknél | Fehér Virág Piroska |
| 15:30 | SZÜNET | |
| 15:50 | Agyi endotélsejtek sejtfelszíni elektromos töltésének változtatása a glikokalix enzimes emésztésével | Horányi Nóra |
| 16:10 | Krónikus stressz indukálta metabolikus változásokat kísérő mikroglia aktiváció vizsgálata a hipotalamuszban | Horváth Krisztina |
| 16:30 | Savoldékony szérumfehérjék vizsgálata szisztémás gyulladásos folyamatokban | Kalács Krisztina
Ildikó |
| 16:50 | A PACAP szerepe endotoxin-indukálta uveitis esetében | Kövári Petra |
| 17:10 | ZSÚRI MEGBESZÉLÉS | |

ÁLLATÖKOLÓGIA, SZŰNZOOLÓGIAI.

ÖKOL A113 terem 2017. április 10., hétfő 8:50

ZSŰRI elnök: **Dr. Végvári Zsolt** (Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság)
 tagok: **Dr. Körösi Ádám** (MTA MTM ELTE Ökológiai Kutatócsoport)
Dr. Szabó László József (Debreceni Egyetem)

	ELŐADÁSOK	szerzők
8:50	Éven belüli és évek közötti újrafészkelések gyakorisága erdei és városi széncinege populációkban	Bukor Boglárka
9:10	Természetes és mesterséges lécek hatása talajlakó pókegyüttesekre a debreceni Nagyerdő területén	Demkó András Ferenc
9:30	Fajgazdagság, dominancia viszonyok: kisméltós monitorozási adatok közösségi szintű értékelése különböző korú erdőállományokban	Harmat Máté
9:50	Az eurázsiai hód (<i>Castor fiber</i>) táplálékpreferenciájának és területhasználatának vizsgálata	Juhász Erika Mária
10:10	Domináns kisméltósok térbeli szegregációs válasza lékes felújítógás hatására kialakuló fragmentációra	Kelemen Krisztina
10:30	SZÜNET	
10:50	Ragadozó emlősök táplálkozásvizsgálata az északi pocok (<i>Microtus oeconomus</i>) potenciális kisbalatoni élőhelyén	Lanszki Zsófia
11:10	Egyenesszárnýú rovar (Orthoptera) együttesek tér- és időbeli változásai a Tétényi-fennsík gyeprekonstrukciós területén	Schneider Zoltán
11:30	A mezei pocok (<i>Microtus arvalis</i>) állomány aktív járatszámoláson alapuló monitorozása intenzív művelésű mezőgazdasági területen	Szünstein Máté, Kusz Petra
11:50	A szabadban és állattartó épületekben előforduló bögölyközösségek (Diptera: Tabanidae) kvalitatív-kvantitatív elemzése és az ellenük való védekezés lehetőségei	Török Henrietta Kinga
12:10	ZSŰRIMEGBESZÉLÉS	

ÁLLATÖKOLÓGIA, SZÜNZOOLÓGIA II.

ÖKOL A113 terem 2017. április 10., hétfő 13:50

ZSÚRI elnök: **Prof. Dr. Hornung Erzsébet** (Állatorvostudományi Egyetem)
 tagok: **Dr. Horváth Roland** (Debreceni Egyetem)
Dr. Gallé Róbert (Szegedi Tudományegyetem)

	ELŐADÁSOK	szerzők
13:50	Klímaindukált fenotípusos plaszticitás vizsgálata tarkalepke (Lepidoptera: Nymphalidae, Nymphalinae, Melitaea) fajoknál	Bali Daniella
14:10	Két hazai kételtű faj fogékonysága és érzékenysége a <i>Batrachochytrium dendrobatidis</i> kórokozó gombafajra	Drexler Tamás
14:30	Két veszélyeztetett denevérfaj, a kis patkósdenevér (<i>Rhinolophus hipposideros</i>) és a kereknyergű patkósdenevér (<i>Rhinolophus euryale</i>) érzékelésökológiai vizsgálata, különös tekintettel akusztikai határozókulcs kidolgozására	Győrössi Dorottya
14:50	Az erdei szürkebegy (<i>Prunella modularis</i>) vonulása	Konrád Krisztina Dóra
15:10	SZÜNET	
15:30	A nyest (<i>Martes foina</i>) és a vörös róka (<i>Vulpes vulpes</i>) táplálék-összetétele és predációjuk kísérletes vizsgálata egy pécsi szőlészetben	Lanszki Zsófia
15:50	A dunavirág (<i>Ephoron virgo</i>) és a <i>Caenis robusta</i> kérészfajok vízszintesen- és függőlegesen poláros fény által kiváltott polarotaxisainak vizsgálata, a kétféle ingermozgás valószínűsíthető szerepe a fajok rajzási viselkedésében	Mészáros Ádám
16:10	Egy veszélyeztetett, hideg-adaptált hüllő a felmelegedő Mediterráneumban: görög karsztvipera (<i>Vipera graeca</i>) a klíma fogságában	Mizsei Edvárd
16:30	Kisemlősök intra- és interspecifikus megközelítésű élőhely választása fragmentált erdőterületen	Nagyfenyvesi Zoltán
16:50	ZSÚRI MEGBESZÉLÉS	

TERMÉSZETVÉDELMI BIOLÓGIA
ÖKOL FSZ01 terem 2017. április 10., hétfő 13:50

ZSŰRI elnök: **Prof. Dr. Padisák Judit** (Pannon Egyetem)
 tagok: **Dr. Margóczy Katalin** (Szegedi Tudományegyetem)
Dr. Kelemen András (MTA-DE Biodiverzitás Kutatócsoport)

	ELŐADÁSOK	szerzők
13:50	Kételtű faunisztikai és vonulás kutatási vizsgálatok Bozóki Balázs a Tápió-Hajta vidéke Tájvédelmi Körzetben	
14:10	A sárgahasú unka (<i>Bombina variegata</i>) elterjedését Erős Réka befolyásoló tényezők a kolozsvári Bükk-Malomvölgy Natura 2000-es területen	
14:30	Mocsári teknős fészkek predációjának vizsgálata a Nagybereki Fehérvíz TT-n	Horváth Ida
14:50	Lékes felújító vágás kisemlős közösségekre gyakorolt hatása erdőrezervátumi puffterületen	Jánosa Gergely
15:10	Természetvédelmi erdőkezelés hatásai hazai lombhullató élőhelyeken	József Júlia
15:30	Szünet	
15:50	Városi erdőfoltok biodiverzitás-megtartó szerepe	Kásler Andrea
16:10	Antropogén beavatkozások hatása az Öreg-Túr halfaunájára	Sólyom Norbert
16:30	Szelektív vadrágás szerepe erdei lécek fásszáru fajszerkezetének kialakulásában	Sütő Dávid
16:50	Herbivória versus égetés hatása gyepekben élő évelő lágyszáru növények éves növekedésére és virágzására	Szabó Csilla
17:10	Zöldfolyosók szerepe a kisemlősök abundancia viszonyainak megoszlásában agrárterületen	Szücs Boldizsár
17:30	ZSŰRI MEGBESZÉLÉS	

ÁLLATÖKOLÓGIA, SZŰNZOOLÓGIAI.

HARMAT MÁTÉ

Biológia BSc

Pécsi Tudományegyetem

Természettudományi Kar

*Témavezetők:**Dr. Horváth Győző**egyetemi adjunktus, PTE TTK**Tóth Dániel**PhD-hallgató, PTE TTK***Fajgazdagság, dominancia viszonyok: kismérlős monitorozási adatok közösségi szintű értékelése különböző korú erdőállományokban**

Jelen munkánk célja volt, hogy a Dráva felső szakasza mentén elterülő Lankóci-erdőben kilenc évvel korábban és 2016 őszén, a különböző korú erdőállományokban detektált kismérlős együttesek faj-gyakorisági viszonyainak összehasonlító értékelését elvégezzük. A 2016-os felmérést ősszel (szeptember, október) kezdtük el így az elemzéshez a korábbi időszakból a 2007-es őszi adatokat vettük figyelembe.

A védett idős állomány és az újraerdősödő terület esetén kilenc éves összehasonlításban a fajszám hasonló volt, illetve a diverzitási indexek értéke alapján nem kaptunk szignifikáns különbséget. Ezt az eredményt a Rényi-féle diverzitási rendezés is alátámasztotta, a két diverzitási profil mindkét terület esetében metszi egymást, tehát a két időszakban regisztrált kismérlős együttes diverzitás szerint nem rendezhető. Mivel ugyanazokon a területeken kilenc év elteltével a fajgazdagság és a diverzitás tekintetében nem tudunk mérhető eltérést, így az első hipotézist elvetettük. A vizsgálatba 2016-ban bevont végvágás utáni telepítés területén mutattuk ki a legnagyobb fajszámot ($S=11$), mely terület kismérlős együttesének diverzitása a másik két erdőállomány esetén 2007-ben és 2016 mért diverzitásnál szignifikánsan magasabb volt.

A közösségi struktúra vonatkozásában 9 év távlatában nem találtunk különbséget az idős erdőállomány esetén, viszont az újraerdősödött területen 2016-ban a sárganyakú erdeiigér előfordulásának csökkenése megváltoztatta a közösségi struktúrát. Mindkét területen, mindkét időszakban a vöröshátú erdeipecok volt a leggyakoribb eudomináns faj. A különböző szukcessziós stádiumú területek között 2007-ben még nem tudunk szignifikáns diverzitás különbséget kimutatni, azonban 2016-ban a diverzitásban detektált jelentős különbségek a második hipotézist bizonyították. Az ACE (Abundance-based Coverage Estimator) fajgazdagság becslő mindhárom terület esetében szignifikánsan magasabb fajgazdagságot becsült a megfigyeltnél, a fajgazdagság pontosabb becsülésére további becslési módszerek bevonása indokolt.

ÁLLATÖKOLÓGIA, SZŰNZOOLÓGIAI.

KELEMEN KRISZTINA

Biológus MSc

Pécsi Tudományegyetem

Természettudományi Kar

Témavezető:

Dr. Horváth Győző

egyetemi adjunktus, PTE TTK

Domináns kismérsékelt térbeli szegregációs válasza lékes felújítógás hatására kialakuló fragmentációra

A Bükkhát Erdőrezervátum területén jellemző domináns rágcsálófajok választát vizsgáltuk a pufferezőben alkalmazott lékes felújítógás hatására kialakuló fragmentációra. Predikciónk szerint a keletkező mesterséges lékek befolyásolják a fajok élőhely használatát, ami mikro-élőhely léptékben is mérhető. A lékekben és a környező zárt erdőfoltokban megjelenő sárganyakú erdeieger (*Apodemus flavicollis*), vöröshátú erdei pocok (*Myodes glareolus*) és pirók erdeieger (*Apodemus agrarius*) fogási adatait használtuk fel a makro- és mikroélőhely asszociáció vizsgálatához. Az elemzéshez a 2015-2016-ban július és október közötti időszakban 3 lékben és 3 zárt erdőfoltban végzett elevenfogó csapdázás CMR módszerrel kapott adatait használtuk fel. A 6 mintaterületen 7×7-es csapdahálót helyeztünk el, 12 m-es csapdaközökkel. A fajok mennyiségi megoszlásának tekintetében a két élőhelytípus közötti különbséget általánosított lineáris kevert modellek (GLMM) alapján teszteltük, mely során a fix hatást a két habitat, a két vizsgált év és szezon jelentette, míg a random hatásként mintaterületek különbségeit vettük figyelembe. A modellek a pirók erdeieger esetén markánsan kiemelték a lékpreferenciát, míg a habitat és az évszak hatását együtt értelmezve azt az eredményt kaptuk, hogy a sárganyakú erdeieger ősszel, a vöröshátú erdeipocok nyáron a zárt erdőfoltokat preferálta. A mikrohabitat választás vizsgálata a csapdapontok körül felmért 14 botanikai változó alapján történt. A vegetáció és a fajok mennyiségi értékei közötti kapcsolatot ordinációs eljárással (RDA) vizsgáltuk. A továbbiakban a kismérsékelt előfordulásában az ordinációs elemzés alapján kiválasztott legfontosabb botanikai változókat használtuk fel a fajok mikroélőhely asszociációinak vizsgálatához, amely vizsgálatot ugyancsak GLMM segítségével végeztünk el. Ebben az esetben a modellekben a mikrohabitat különbségeket leíró releváns botanikai változók szerepeltek fix változóként, míg az évek és a mintaterületek különbségét tekintettük random tényezőnek. A fajok mikroélőhely asszociáltságának általánosított lineáris kevert modellekkel végzett vizsgálata a pirók erdeieger esetében a fapéldányszám negatív hatását emelte ki, míg a sárganyakú erdeieger és a vöröshátú erdeipocok a magas cserjeszint borításhoz kötődött.

ÁLLATÖKOLÓGIA, SZŰNZOOLÓGIAI.

LANSZKI ZSÓFIA

Biológia BSc

Pécsi Tudományegyetem

Természettudományi Kar

Témavezető:

Dr. Horváth Győző

egyetemi adjunktus, PTE TTK

Ragadozó emlősök táplálkozásvizsgálata az északi pocok (*Microtus oeconomus*) potenciális kis-balatoni élőhelyén

Vizsgáltam, hogy a Kis-Balaton potenciális északi pocok (*Microtus oeconomus*) élőhelyén, a közösséget alkotó ragadozóemlős-fajok táplálékmintázata egyedinek tekinthető-e, az együttélést segíti-e a mintázatok különbözősége, valamint van-e táplálkozási kapcsolatuk az évek óta csapdázással nem kimutatott fokozottan védett északi pocok állományával? Vizsgálatomat a Sármellék határában, a Keleti-Berekben végeztem, ahol magassásos élőhelyen keresztül haladó, elhagyatott vasúti töltésen (2,2 km szakaszon) egy éven át gyűjtöttem elemzésre vörös róka (*Vulpes vulpes*), *Martes* fajok (nyest/nyuszt), vidra (*Lutra lutra*), aranyakál (*Canis aureus*) és *Mustela* fajok (menyét/hermelin) ürülékmintáit (n = 482, 91, 342, 26 és 15 db, sorrendben). A róka és a vidra táplálékmintázata egyedi volt, a vizes élőhely adottságaihoz igazodott, az európai és hazai vizsgálatok nagytöbbségétől eltért. A róka egész évben kiemelkedően nagyarányban kismélsőkkel táplálkozott, de időszakosan (ősz, tavasz) jelentős volt a madárfogyasztása is, a többi táplálék típus szerepe alárendelt volt. Különlegesség, hogy a vidra számára a kismélsők (nyár kivételével) elsődlegesek és a halak csak másodlagosan voltak fontos táplálékok, továbbá a madárfogyasztás időszakosan (tavasz) jelentősen megemelkedett. A nyest/nyuszt, a sakál és a menyét/hermelin tápláléka kismélsős dominanciájú volt, időszakosan jelentős madárfogyasztással. A fajokként eltérő táplálékmintázatokat loglineáris-, kovariancia- és klaszteranalízis is alátámasztotta. A ragadozófajok nagy táplálékátfedések mellett is egymás mellett éltek. A róka és a nyest/nyuszt egymáshoz hasonló mértékben preferálták a *Microtus* fajokat, a kőszapockot (*Arvicola amphibius*) és a törpeegeret (*Micromys minutus*), mellőzték az *Apodemus* fajokat és a cickányokat. A mindegyik faj esetében időszakosan jelentős madárfogyasztás a terület különleges értékét jelentő madárpopulációkra gyakorolt potenciális hatás részletesebb vizsgálatát indokolja. Az északi pocok területen való jelenlétét a róka és a nyest/nyuszt több alkalommal is kimutatott fogyasztása támasztotta alá, ami alapján javaslom a kismélsős monitorozás vízintérváltozásokhoz is igazodó rugalmas alkalmazását.

ÁLLATÖKOLÓGIA, SZŰNZOOLÓGIAI

SZÜNSTEINMÁTÉ
 Biológia BSc

Pécsi Tudományegyetem
 Természettudományi Kar

KUSZ PETRA
 Biológia BSc

Pécsi Tudományegyetem
 Természettudományi Kar

Témavezetők:
Dr. Horváth Győző
egyetemi adjunktus, PTE TTK
Somogyi Balázs
PhD-hallgató, PTE TTK

**A mezei pocok (*Microtus arvalis*) állomány aktív járatszámoláson alapuló monitorozása
 intenzív művelésű mezőgazdasági területen**

A kártevő rágcsálófajok gradációs időszakának előrejelzéséhez, a jelentősebb kártétel megelőzését biztosító kezelések hatékonyságának növeléséhez (pl. beavatkozások megfelelő időzítése) ismernünk kell az adott faj populációdinamikáját. Európában a legnagyobb népességben megjelenő kártevő rágcsálófaj a mezei pocok. A faj többéves populáció ciklusai Nyugat-, és Közép-Európában is ismertek, a gradációs időszakban jelentős mezőgazdasági károkat okoz.

A Bóly Zrt. működési területén, Beremend-Püspökbőly térségében 2016 február és november között 5 alkalommal 3 (B4-A, B7, B14) eltérő fekvésű, méretű és korú lucernaparcellában végeztünk indirekt, betemetett és újranitott (aktív) járatszámoláson alapuló mintavételt. Az elevenfőgő csapdázásra kijelölt 1 ha területeken belül egyrészt a csapdaháló rácspontjai által lehatárolt 100 db 10×10 m-es négyzetekre vonatkozóan értelmeztük az újranitott járatok arányát, valamint felmértük a kolóniák számát és az ezekhez tartozó járatokat. A kolóniák középpontjának térbeli koordinátái alapján vizsgáltuk a kolóniák térbeli eloszlását. A kolóniák felmérését júliusban, szeptemberben és novemberben végeztük.

A kolóniák mennyiségére vonatkozó eredményeink azt sugallták, hogy a kolóniaszám függ a parcella mérettől, illetve a tábla korától, a mikro-domborzattól és a talajtípustól. A jelölt lyukak átlaga a mintaterületek összehasonlításában nem különbözött szignifikánsan, ami azt mutatta, hogy a kolóniákon belül feltérképezett lyukak mennyisége független a területektől. Amennyiben a jelölt lyukakból megszámlált aktív járatok mennyiségét vizsgáltuk, ezek átlagos értéke már szignifikánsan különbözött a három parcella összehasonlításában. A mintán belüli statisztikai különbséget az aktív lyukak B7-es és a B4-A parcella közötti szignifikáns mennyiségi különbsége eredményezte, a B7-es parcellában mértünk fel nagyobb járataktivitást. A kolóniák térbeli eloszlását tekintve B14 és a B7 esetében az eloszlás nem tért el szignifikánsan a random eloszlástól. Ezzel szemben fiatal lucernás területen (B4-A) a kimutatott kolóniák térbeli eloszlása szignifikánsan eltért a véletlen mintázattól, vagyis csoportosulást mutatott. Ez összefügg a talaj tulajdonságaival, mivel a pocokjáratok, és így a kialakuló kolóniák magasabb mikro-domborzati felszíneken és szárazabb foltokban alakultak ki.

ÁLLATÖKOLÓGIA, SZŰNZOOLÓGIA II.

NAGYFENYVESI ZOLTÁN

Biológia BSc

Pécsi Tudományegyetem

Természettudományi Kar

Témavezetők:
Dr. Horváth Győző
 egyetemi adjunktus, PTE TTK
Tóth Dániel
 PhD-hallgató, PTE TTK

Kisemlősök intra- és interspecifikus megközelítésű élőhely választása fragmentált erdőterületen

A Bükkháti Erdőrezervátum puffterületén a kisemlősök elevenfogó csapdázását 2015-2016-ban júliustól októberig végeztük zárt erdőfoltok és mesterséges lékek területén. Az első mintavételi évben 9, míg 2016-ban 13 kisemlős fajt mutattunk ki a vizsgált élőhelyeken. A két év és a két eltérő vegetációjú élőhely összesítésében a pirók erdei egér (*Apodemus agrarius*) és a sárganyakú erdeieger (*A. flavicollis*) volt a két leggyakoribb faj, így további vizsgálatainkat e két faj abundancia adatai alapján végeztük el.

A két év relatív abundancia index értékei alapján a pirók erdeieger mindegyik mintavételi hónapban a mesterséges lékeket használta nagyobb mértékben. A sárganyakú erdeieger az alkalmazott index számítása alapján a zárt erdőfoltok irányába mutatott preferenciát. Az indexátlagok alapján végzett t-teszt szerint a pirók erdeieger szignifikánsan nagyobb mértékben használta a lékeket, mint az erdőfoltokat, míg a sárganyakú erdeieger esetén sem az erdőfoltok, sem a lékek használata nem tért el szignifikánsan a semleges területhasználathoz viszonyítva.

Intraspecifikus megközelítésben becsült izodár egyenes mindkét fajnál szignifikáns volt. A pirók erdeieger esetén a szignifikáns izodár egyenes alátámasztotta azt az előfeltevést, miszerint a pirók erdeieger a mesterséges lékek irányába denzitásfüggő élőhely-választó. A sárganyakú erdeieger eredményeink szerint egyformán hasznosítja a forrásokat a zárt erdőfoltok és a mesterséges lékek területén, tehát a faj a két eltérő terület irányába azonos mértékű preferenciát mutatott. A két vizsgált faj kompetíciós viszonyait elemezve megállapítottuk, hogy zárt erdőterületeken a pirók erdeieger lékekben megjelenő abundanciáját a faj erdőterületen jellemző tömegessége határozta meg leginkább, míg a sárganyakú erdeieger sűrűségére a faj mesterséges lékekben jellemző tömegessége volt legnagyobb hatással.

Eredményeink alapján a pirók erdeieger szignifikáns habitatválasztó volt, vagyis a fajnál kimutatott konvergens populációszabályozás értelmében a denzitás és a fitness alakulása függ az élőhelyek eltérő használatától. A sárganyakú erdeieger azonos élőhelyhasználatát következtében a két faj interakciós viszonyában értelmezett kompetíciót az élőhelyválasztás stratégiája nem tudta csökkenteni.

TERMÉSZETVÉDELMI BIOLÓGIA

JÁNOSA GERGELY

Biológus MSc

Pécsi Tudományegyetem

Természettudományi Kar

*Témavezető:**Dr. Horváth Győző**egyetemi adjunktus, PTE ITK***Lékes felújító vágás kisemlős közösségekre gyakorolt hatása erdőrezervátumi pufferterületen**

A Bükkhát Erdőrezervátum területén végzett monitoring alapján a lékes felújító vágás során kialakuló mesterséges lécek kisemlős együtteseinek fajkészletét és diverzitását elemeztük, valamint vizsgáltuk a fajok együttes előfordulási és a kisemlős közösségek egymásba ágyazottsági mintázatát.

A kisemlős felméréshez a vizsgálati területen 5 fiatalkorú (1-2 év) és kisméretű (0,1 - 0,3 ha) mesterséges lék, valamint 4 zárt erdőtagban helyeztünk ki mintavételi kvadrátot. A lékekben és az erdőfoltokban egyenként 7×7-es csapdaháló alkalmaztunk, ahol a csapdák közötti távolság 12 m volt.

Hipotézisünk szerint a mesterséges lékekben megjelenő nyílt területekre jellemző fajok növelik a rendezetlenséget, így a lécek és a zárt erdők egymásba ágyazottsági mintázata eltér. Feltételeztük, hogy a lécek területére kolonizálódó nyílt területek fajai lesznek azok az idioszinkratikus fajok, amelyek megjelenésükkel rendezetlenséget okoznak.

A közösségi paraméterek értékeit tekintve, mind a fajgazdagság, mind a diverzitás indexek értéke a lécek területén volt szignifikánsan magasabb, mint a zárt erdőfoltokban. Az egymásba ágyazottsági mintázatot eltérő időszakokban teszteltük, külön a lécekre és az erdőfoltokra. Az elemzéshez használt két időszakot a mezei pocok (*Microtus arvalis*) gradációs időszakban a lékekben megjelenő jelentős kolonizációja alapján különítettük el. Az első időszak (2013-2014) a mezei pocok növekvő fázisú demográfiai változását és gradációs csúcsát különítette el, míg a második időszak (2015-2016) a mezei pocok összeomlását és a következő demográfiai periódus kezdeti növekvő fázisát jelentette. A két időszak elkülönítésével az egymásba ágyazottsági mintázat 2013-2014-ben az erdőkben szignifikánsan eltért a random mintázattól, tehát a zárt erdőfoltok kisemlős együttesénél egymásba ágyazottsági mintázatot kaptunk eredményül, viszont a második időszakban ezzel ellentétes értékeket mutattunk ki.

TERMÉSZETVÉDELMI BIOLÓGIA

SZÚCS BOLDIZSÁR

Biológia BSc

Pécsi Tudományegyetem

Természettudományi Kar

*Témavezetők:**Dr. Horváth Győző**egyetemi adjunktus, PTE TTK**Somogyi Balázs**PhD-hallgató, PTE TTK***Zöldfolyosók szerepe a kisméltősök abundancia viszonyainak megoszlásában agrárterületen**

Az agrárterületek növekedése és a mezőgazdaság intenzitása jelentősen csökkentik a környezet diverzitását. Ezzel szemben a művelt területek szegélyein meghagyott sövényeknek, erdősávoknak jelentős kompenzációs szerepe van. Mivel a kisméltősök megfelelő modellállatok az emberi tájhasználat és a mezőgazdasági aktivitás élőhelyekre gyakorolt hatásainak vizsgálatára, ezen indikátor csoport populációs és közösségi szintű monitorozása alkalmas arra, hogy értékeljük a különböző földhasználat eredményeként kialakuló populációs és közösségi szintű mintázatok változását.

Vizsgálatunkat a Bóly Zrt. tulajdonában álló lucerna táblákon, és a táblák közötti sövényekben végeztük, melyek az intenzív mezőgazdasági mátrixban ökológiai folyosóként funkcionálnak. Az elemzéshez 2 lucerna parcellába kihelyezett 11×11-es csapdaháló (1 ha), illetve ezeket szegélyező sövényekben kihelyezett 26 csapdát tartalmazó, egyenként 200 m hosszú transektet (3-3) 2016-os fogás adatait használtuk fel. Négy alkalommal (április, július, augusztus, szeptember), öt éjszakai periódusokban fogás-jelölés-visszafogás módszerrel végeztük a mintavételt.

Elsődleges célunk az volt, hogy a lucerna parcellákhoz viszonyítva a környező sövényekben vizsgáljuk a kisméltősök minőségi és mennyiségi eloszlását, továbbá a sövények, mint ökológiai folyosók paraméterei (szélesség + 7 vegetációstruktúrát leíró változó) alapján vizsgáljuk a folyosóstruktúra és a kisméltősök mennyisége közötti összefüggéseket. Ehhez 50 m-es szakaszokat jellemeztünk a mért strukturális változókkal.

A lucerna parcellákban 6, a szegélyekben 9 fajt regisztráltunk. A két terülegrység sövényeinek kisméltős összetétele és a jellemző közösségi struktúra eltért. A B4A parcella menti sövényeknél a pirók erdeieger volt az eudomináns faj. Ezzel szemben a kisebb B07-es táblát szegélyező sövényekben a sárganyakú erdeieger volt az eudomináns faj, azonban a pirók és a közönséges erdeieger is nagyobb gyakorisággal fordult elő. A kisebb méretű parcellánál a szegélyek és a lucerna tábla diverzitási viszonyai között nem volt szignifikáns különbség, míg a nagy parcellánál a lucerna ültetvényen kimutatott kisméltős együttes szignifikánsan diverzebb volt. A kisméltősök mennyiségi megoszlása és a sövények strukturális változói közötti regresszió-analízis eredményeiből látszik, hogy a pirók erdeieger a cserje dominálta szakaszokat preferálta, a sárganyakú erdeiegerrel nem kaptunk szignifikáns eredményt, a keleti cickány számára pedig kedvezett a magas gyeborítás.



OKLEVÉL

AMELY TANÚSÍTTJA, HOGY

SZÜCS BOLDIZSÁR

A XXXIII. ORSZÁGOS TUDOMÁNYOS DIÁKKÖRI KONFERENCIA

BIOLÓGIA

SZEKCIÓJA

TERMÉSZETVÉDELMI BIOLÓGIA

TAGOZATÁBAN BEMUTATOTT PÁLYAMUNKÁJÁVAL

MÁSODIK

HELYEZÉST ÉRT(EK) EL

(Prof. Dr. Magura Tibor)

A SZEKCIÓ ÜGYVEZETŐ ELNÖKE

(Prof. Dr. Padisák Judit)

A SZAKMAI BIZOTTSÁG ELNÖKE

(Prof. Dr. Szendrő Péter)

AZ OTDK ELNÖKE

DEBRECEN, 2017. ÁPRILIS 12.



OKLEVÉL

AMELY TANÚSÍTJA, HOGY

KELEMEN KRISZTINA

A XXXIII. ORSZÁGOS TUDOMÁNYOS DIÁKKÖRI KONFERENCIA

BIOLÓGIA

SZEKCIÓJA

ÁLLATÖKOLÓGIA, SZÜNZOOLÓGIA I.

TAGOZATÁBAN BEMUTATOTT PÁLYAMUNKÁJÁVAL

HARMADIK

HELYEZÉST ÉRT(EK) EL

(Prof. Dr. Magura Tibor)

A SZEKCIÓ ÜGYVEZETŐ ELNÖKE

(Prof. Dr. Padisák Judit)

A SZAKMAI BIZOTTSÁG ELNÖKE

(Prof. Dr. Szendrő Péter)
AZ OTDK ELNÖKE

DEBRECEN, 2017. ÁPRILIS 12.





KÜLÖNDÍJ

BIOLÓGIA SZEKCIÓ

ÁLLATÖKOLÓGIA, SZÜNZOOLÓGIA II.

TAGOZAT

LANSZKI ZSÓFIA

RÉSZÉRE

(Prof. Dr. Szendrő Péter)
AZ OTDT ELNÖKE

DEBRECEN, 2017. ÁPRILIS 12.



KÜLÖNDÍJ

BIOLÓGIA SEKCIÓ

ÁLLATÖKOLÓGIA, SZÜNZOOLÓGIA I.

TAGOZAT

HARMAT MÁTÉ

RÉSZÉRE

(Prof. Dr. Szendrő Péter)
AZ OTDK ELNÖKE

DEBRECEN, 2017. ÁPRILIS 12.





KÜLÖNDÍJ
BIOLÓGIA SZEKCIÓ
TERMÉSZETVÉDELMI BIOLÓGIA
TAGOZAT

JÁNOSA GERGELY
RÉSZÉRE

(Prof. Dr. Szendrő Péter)
AZ OTDK ELNÖKE

DEBRECEN, 2017. ÁPRILIS 12.



5. A meghirdetett két 20 órás tehetséggondozási kurzus dokumentációja

*„Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.”
2016/2017-es tanév őszi szemeszter*

*„Kutatástervezés és módszertan a zoológiában”
2016/2017-es tanév tavaszi szemeszter*

- PTE TTK Tanulmányi Osztály igazolása kurzus meghirdetéséről
- A két kurzus programtervezete
- A jelentkezett hallgatók listája (NEPTUN - Egységes Tanulmányi Rendszer)
- A két kurzus jelenléti ívei



PÉCSI TUDOMÁNYEGYETEM

Intézményi azonosító: FI58544

**Természettudományi Kar
Tanulmányi Osztály**

Pécs, 2017. július 11.

I G A Z O L Á S

A PTE Természettudományi Kar Tanulmányi Osztálya igazolja, hogy a 2016/17-es tanévben meghirdettük a Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II. és a Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában című kurzusokat. A kurzusok adatai:

kurzuskód: 5-NK-TTBIOV2603
kurzuscím: Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
tantárgyfelelős oktató: Dr. Horváth Győző
heti óraszám: 2
kreditérték: 3
kurzuslétszám: 56

kurzuskód: 5-NK-TTBIOV2602
kurzuscím: Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
tantárgyfelelős oktató: Dr. Horváth Győző
heti óraszám: 2
kreditérték: 3
kurzuslétszám: 40


Heisenberger Zsolt
osztályvezető



Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II. 2016-2017 őszi szemeszter

A Nemzeti Tehetség Program támogatásával a 2015/2016-os tanév tavaszi szemeszterében megvalósult „Zoológiai természetvédelmi szemináriumok” kurzust folytatva, a 2016/2017-es tanév őszi szemeszterében meghirdetésre kerül a **„Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.”**. A tárgy vezérelve a zoológiai kutatások, monitorozás természetvédelmi megközelítése, illetve a kutatási eredmények természetvédelmi alkalmazásának lehetősége. A szupraindividuális biológiai szakirány hiánypótló kurzusaként, a hallgatóknak lehetőségük nyílik elismert zoológus kutatókkal, természetvédelmi szakemberekkel találkozni diszkusszív, műhelymunka jellegű szemináriumok formájában, ami elsősorban DK kutatásokat végző, de minden érdeklődő hallgató számára nyújt szakmai ismereteket. Hasonlóan ez előző félévhez, a tárgy tömbösítve kerül megrendezésre (3 előadás/alkalom), amely BSc és MSc képzés hallgatóinak 3, a PhD hallgatók esetében 2 kredit teljesítését jelenti.

Program

2016. szeptember 30. 13⁰⁰
helyszín: C/2 előadó

1. **Prof. Altbäcker Vilmos** (Kaposvári Egyetem, Vadbiológiai és Etológiai Tanszék):
A güzüegér mint családi vállalkozó
2. **Závocski Szabolcs** (Duna-Dráva Nemzeti Park, Igazgatóság):
Természetvédelmi vagyonkezelés - génmegőrzés
3. **Dr. Klein Ákos** (Gyöngybagolyvédelmi Alapítvány):
Zoológusként a munkaerőpiacon: egyetemi hallgatóból főállású munkatárs

2016. október 21. 13⁰⁰
helyszín: C/2 előadó

4. **Dr. Móra Arnold** (Pécsi Tudományegyetem, Hidrobiológiai Tanszék):
Minden kezdet nehéz – folyami szitakötők kirepüléskori megpróbáltatásai
5. **Horváth Zoltán** (Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóság):
A rétisas állomány helyzete Somogy megyében (1987-2015)
6. **Prof. Lanszki József** (Kaposvári Egyetem, Vadbiológiai és Etológiai Tanszék):
Vizes élőhelyeink őrszeme: a vidra

2016. november 18. 13⁰⁰
helyszín: C/2 előadó

7. Dr. Horváth Győző (Pécsi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék):

Ismétlődő lokális kihalások vagy fenntartható-e stabil állomány? - Az északi pocok fajmegőrzési programjának tapasztalatai a Szigetköz és a Kis-Balaton területén

8. Dr. Purger Jenő (Pécsi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék):

Kék vércse (Falco vespertinus) monitorozás és állományszabályozás

9. Dr. Csabai Zoltán (Pécsi Tudományegyetem, Hidrobiológiai Tanszék):

Természetvédelmi vonatkozások egy kevésbé kutatott élőlénycsoport, a vízibogarak kapcsán

2016. december 9. 13⁰⁰
helyszín: C/2 előadó

10. Dr. Ábrahám Levente (Rippl-Rónai Megyei Hatókörű Városi Múzeum Kaposvár, Igazgatóság):

A rablópillék (Ascalaphidae) taxonómiaja és biogeográfiája

11. Dombi Imre (Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóság):

Árnyak az éjszakában - a denevérek, mint ökológiai indikátorok

12. Parragh Tibor (Duna-Dráva Nemzeti Park, Természetmegőrzési Osztály):

Mellékágak revitalizációja a Duna és Dráva folyókon - tapasztalatok és lehetőségek

A szemináriumi program a Hazai Tudományos Diákköri műhelyek támogatásában, „*A kutatástervezéstől a gyakorlati alkalmazásig - TDK hallgatók szakmai kompetenciáinak fejlesztése*” című, NTP-HHTDK-16-0013 azonosítószámú pályázat keretén belül valósul meg.



EMBERI ERŐFORRÁS
TÁMOGATÁSKEZELŐ



EMBERI ERŐFORRÁSOK
MINISZTERIUMA

OKTATÁSKUTATÓ
ÉS FEJLESZTŐ
INTÉZET



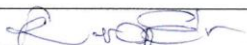


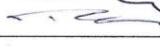

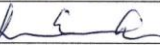

Jelenléti ív

Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II. 2016-2017 őszi szemeszter

2016. szeptember 30. 13⁰⁰

Program:

1. **Prof. Altbäcker Vilmos** (Kaposvári Egyetem, Vadbiológiai és Etológiai Tanszék):
A güzüegér mint családi vállalkozó
2. **Závocski Szabolcs** (Duna-Dráva Nemzeti Park, Igazgatóság):
Természetvédelmi vagyongazdálkodás - génmegőrzés
3. **Dr. Klein Ákos** (Gyöngybagolyvédelmi Alapítvány):
Zoológusként a munkaerőpiacon: egyetemi hallgatóból főállású munkatárs

	Név	EHA-kód	Alíráás
1.	SZABO EVA	IMCHSP	
2.	KLEIN ÁKOS	-	
3.	SZÉP DÁVID	SZDSABT. PTE	Szép David
4.	PURGER ZENÓ	PURFAAP. PTE	
5.	TÓTH DÁVID	TDPABT. PTE	
6.	SISZLER IZABEL	SIIUAAAT. PTE	Lem
7.	Tóth Judit ALIZ	TOFWAAT. PTE	Tóth Judit
8.	KISS VIVIEN	KIVVAAT. PTE	Kiss Vivien
9.	KELEMEN KRISZTIANA	KEKUAAT. PTE	Mellemen Krisztina
10.	SZEGEDI MARK	SZNUAAT. PTE	
11.	KUSZ Petra	KUDWAAT. PTE	Kus Petra
12.	Hegyi Zsombor Zsolt	HEZWAAT. PTE	Hegyi Zsombor Zsolt
13.	Horváth Gitta	HOBWAAT. PTE	Horváth Gitta
14.	LUGOSI HEDVIG	LUHWAAT. PTE	Lugosi Hedvig
15.	KISHARCI HENRIETTA	KIHWAAT. PTE	Kisharci Henrietta
16.	HOUANYI RICHARD	HORWAAT. PTE	
17.	SZÖNSTEIN MÁTÉ	SZHWACT. PTE	Szönsztein Máté
18.	Megyfenyvesi Zoltán	MEZWAAT. PTE	Megyfenyvesi Zoltán
19.	Bocz Bernadett	BORWABT. PTE	Bocz Bernadett
20.	ZÁVODI BOGLÁRKA	ZABWAAT. PTE	

21.	LOVAS ANETT	LOVAAT.PTE	Lovás Anett
22.	FÜTÁCSI ANETT	FUAT.PTE	Fütes Anett
23.	SZARKA GERGELY	SZG WADT.PTE	Szarka Gergely
24.	SZÜCS BOLDIZSÁR	SZBWACT.PTE	Szűcs Boldizsár
25.	HEGEDŰS DANIEL	HEDUAAT.PTE	Hegedűs Dani
26.	LANSZKI ZSÓFIA	LARVAAT.PTE	Lanszki Zsófia
27.	SEBESTYÉN ESZTER	SEEVAAAT.PTE	Sebestyén Eszter
28.	JÁSPER VIKTOR	JAWAAT.PTE	Jászper Viktor
29.	TAKÁCS KRISTÓF	TAKIABT.PTE	Takács Kristóf
30.	PERNECKER BALINT	PERQAAT.PTE	Pernécker Balint
31.	BARDOS BORBÁLA	KE AKK	Bardos Borbála
32.	Székely Edit	KE - AKK	Székely Edit
33.	ALBACHNER VILHOS	KE - AKK	Albachner Vilmos
34.	SOMOGYI BALÁZS	SOBPAAT.PTE	Somogyi Balázs
35.	HOFFMANN GYULA	PTE B I	Hoffmann Gyula
36.			
37.			
38.			
39.			
40.			
41.			
42.			
43.			
44.			
45.			
46.			
47.			
48.			
49.			
50.			

A szemináriumi program a Hazai Tudományos Diákköri műhelyek támogatásában,
 „A kutatástervezéstől a gyakorlati alkalmazásig - TDK hallgatók szakmai kompetenciáinak fejlesztése”
 című, NTP-HHTDK-16-0013 azonosítószerű pályázat keretén belül valósul meg.



Jelenléti ív

Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II. 2016-2017 őszi szemeszter


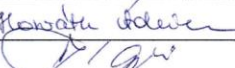
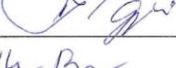

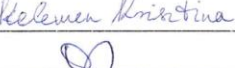

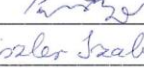

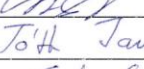
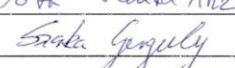
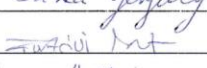
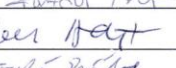
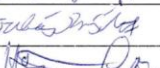
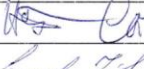

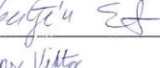
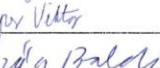

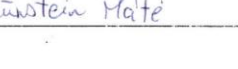

2016. október 22. 13⁰⁰

Program:

1. Dr. Móra Arnold (Pécsi Tudományegyetem, Hidrobiológiai Tanszék):
Minden kezdet nehéz – folyami szitakötők kirepüléskori megpróbáltatásai

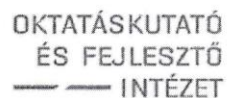
2. Horváth Zoltán (Duna-Dráva Nemzeti Park, Igazgatóság):
A rétisas állomány helyzete Somogy megyében (1987-2015)

3. Prof. Lanszki József (Kaposvári Egyetem, Vadbiológiai és Etológiai Tanszék):
Vizes élőhelyeink őrszeme: a vidra

	Név	EHA-kód	Aláírás
1.	Csékri Zoltán	CSZUAAT. PTE	
2.	HORVÁTH ADRIENN	HOASAAT. PTE	
3.	HORVÁTH GYÖVÉR	HOGFAAP. PTE	
4.	IVER RICHÁRD	IKRUAAT. PTE	
5.	KELEMEN KRISZTIÁNA	KEKUAAT. PTE	
6.	FEHÉR NIKOLETT	FEJUAAT. PTE	
7.	PERNECKER ISZÁK	PEBQAAT. PTE	
8.	SISZLER IZABELLA	SIIVAAT. PTE	
9.	CSAPÓ HEDVIG	CSHWAAAT. PTE	
10.	TÓTH JANKA ALIZ	TOJWAAT. PTE	
11.	SZARKA GERGLY	SZGWADT. PTE	
12.	FUTAKSI KISZT	FUAUAAT. PTE	
13.	LOVAG ANETT	LOAWAAT. PTE	
14.	TAVÁCS KRISZTÓF	TAKVAAT. PTE	
15.	HEGEDŰS DÁNIEL	HEQUAAT. PTE	
16.	LANSZKI ZSÓFIA	LARVAAT. PTE	
17.	SZEBESTYÉN ESZTER	SEEVAAAT. PTE	
18.	JASPER VIKTOR	JAVVAAT. PTE	
19.	SZÜCS BOLDIZSÁN	SZBWAAT. PTE	
20.	SZÜNSTEIN MÁTÉ	SZMWAAAT. PTE	

21.	BODZ BERNADETT	BOBWABT. PTE	Bodz Bernadett
22.	HORVÁTH GITTA	HOBWAAT. PTE	Horváth Gitta
23.	LUGOSI HEDVIG	LUHWAAAT. PTE	Lugosi Hedvig
24.	KLUSE PETRA	KUPWAAT. PTE	Kluse Petra
25.	Hegy Zsombor Zolt	HEZWAAT. PTE	Hegy Zsombor
26.	KISZARCI HENRIETTA	VIHVAAT. PTE	Kiszarci Henrietta
27.	Nagyfenyvesi Zoltán	NAZWAAT. PTE	Nagyfenyvesi Zoltán
28.	PURCER JENŐ	PUIFAAT. PTE	Purcer Jenő
29.	SZÉP DÁVID	SZDSABT. PTE	Szép David
30.	TÓTH DÁNIEL	TODRAAT. PTE	Tóth Dániel
31.	Lauze József	KE - AKK	Lauze József
32.	SOMOSI RALÁ	SOISPAAT. PTE	Somosi Ralá
33.			
34.			
35.			
36.			
37.			
38.			
39.			
40.			
41.			
42.			
43.			
44.			
45.			
46.			
47.			
48.			
49.			
50.			

A szemináriumi program a Hazai Tudományos Diákköri műhelyek támogatásában,
„A kutatástervezéstől a gyakorlati alkalmazásig - TDK hallgatók szakmai kompetenciáinak fejlesztése ”
című, NTP-HHTDK-16-0013 azonosítószámú pályázat keretén belül valósul meg.



Jelenléti ív

Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II. 2016-2017 őszi szemeszter




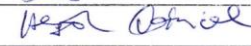
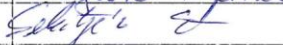

2016. november 18. 13⁰⁰


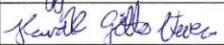
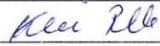

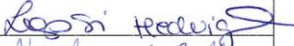
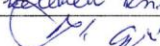

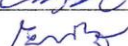






Program:

1. Dr. Csabai Zoltán (Pécsi Tudományegyetem, Hidrobiológiai Tanszék):
Természetvédelmi vonatkozások egy kevésbé kutatott élőlénycsoport, a vízbogarak kapcsán

2. Dr. Purger Jenő (Pécsi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék):
Kék vércse (Falco vespertinus) monitorozás és állományszabályozás

3. Dr. Horváth Győző (Pécsi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék):
Ismétlődő lokális kihalások vagy fenntartható-e stabil állomány? - Az északi pocok fajmegőrzési programjának tapasztalatai a Szigetköz és a Kis-Balaton területén

	Név	EHA-kód	Aláírás
1.	Dr. Csabai Zoltán	CSZLAAT.PTE	
2.	Ubrán Arnold	MOVAET.PTE	Ubrán Arnold
3.	TÓTH DÁNIEL	TODPABT.PTE	
4.	SZÉP DÁVID	SZDSABT.PTE	Szep David
5.	PURGER JENŐ	PUFAAP.PTE	
6.	Rostás Bence Móri	ROBXAAT.PTE	R B M
7.	GEDAI ZSUZSANNA	GEZXAAT.PTE	Ges
8.	HEGEDŰS DÁNIEL	HEQUAAT.PTE	
9.	STEINBACH ANITA	STAXAAT.PTE	Steinbach Anita
10.	Pusztai Gábor János	PUAXAAT.PTE	Gábor
11.	GYÜRŐ PÁLMA	GYPXAAT.PTE	Gyürő Pálma
12.	SEBESTYÉN ESZTER	SEEVAAAT.PTE	
13.	JASPER VIKTOR	JAVAAAT.PTE	Jasper Viktor
14.	DITTRICH BIANKA	DIBXAAT.PTE	Dittrich Bianka
15.	BECK MELINDA	BEMXAAT.PTE	Beck Melinda
16.	HARMAT MÁTÉ	HAMXAAT.PTE	
17.	ZÁVODI BOGLÁRKA	ZABWAAT.PTE	Závodai Boglárka
18.	BODE BERNADETT	BOBWABT.PTE	Bode Bernadett
19.	LOVAS ANETT	LOAWAAT.PTE	Lovas Anett
20.	SZUNSTEIN MÁTÉ	SZHWACT.PTE	Szunstein Máté

21.	Hornyi RICHARD RICHARD	HORVAAT. PTE	
22.	HEGYI ZOMBOR ZOLT	HEZVAAT. PTE	Hegy Zombor Zolt
23.	Hervath Gitta	HOGVAAT. PTE	
24.	KUSZ PETRA	KUPVAAT. PTE	
25.	IKER RICHARD	IKRUAAT. PTE	
26.	JUGOSI HEDVIG	HUHVAAT. PTE	
27.	Nagyfenyvesi Zoltan	NAZVAAT. PTE	Nagyfenyvesi Zoltan
28.	Futdcsi Anett	FUDAAT. PTE	Futdcsi Anett
29.	Szarka Gergely	SZGVAAT. PTE	Szarka Gergely
30.	SZÉCS BOLDIZSAR	SZBVAAT. PTE	Szecs Boldizsár
31.	HORVATH ADRIENN	HOASAT. PTE	Horvath Adrienn
32.	KELEHEN KRISZTINA	KEVAAT. PTE	Kelemen Krisztina
33.	HORVATH ANITA	HUVAAT. PTE	
34.	CSAPÓ HEDVIG	CSVAAT. PTE	
35.	PERNECKER BALINT	PERVAAT. PTE	
36.	XXXXXXXXXX	XXXXXXXXXX	
37.	XXXXXXXXXX	XXXXXXXXXX	
38.	SISZLER IZABEL	SIVAAT. PTE	
39.	TÓTH JANKA ALIZ	TOJVAAT. PTE	Tóth Janka Aliz
40.	KISMAKI HENRIETTA	KIHAAT. PTE	Kisnari Henrietta
41.	BUTOR FANNI	BUTVAAT. PTE	Butor Fanni
42.	LANSZKI ZSÓFIA	LAVVAAT. PTE	
43.	Lanszki Fozzet	KE-ARK	
44.	N. Soudny Krisztina	KE-ARK	
45.	Nagyapáti Szabolcs	KE-ARK	
46.	LÓDSCIKINÉ SZÉCS GABRIELLA	KE-ARK	
47.			
48.			
49.			
50.			


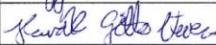
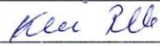

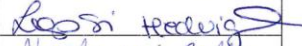

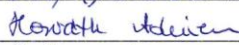





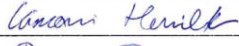





A szemináriumi program a Hazai Tudományos Diákköri műhelyek támogatásában,
 „A kutatástervezéstől a gyakorlati alkalmazásig - TDK hallgatók szakmai kompetenciáinak fejlesztése”
 című, NTP-HHTDK-16-0013 azonosítószámú pályázat keretén belül valósul meg.

EMBERI ERŐFORRÁS
TÁMOGATÁSKEZELŐ


EMBERI ERŐFORRÁSOK
MINISZTERIUMA

OKTATÁSKUTATÓ
ÉS FEJLESZTŐ
INTÉZET



21.	Hornyi RICHARD RICHARD	HORVAAT. PTE	
22.	HEGYI ZSOMBOR ZSOLT	HEZVAAT. PTE	Hegyi Zsombor Zolt
23.	Hórváth Gitta	HOGVAAT. PTE	
24.	KUSZ PETRA	KUPVAAT. PTE	
25.	IKER RICHARD	IKRUAAT. PTE	
26.	JUGOSI HEDVIG	HUHVAAT. PTE	
27.	Nagyfenyvesi Zoltán	NAZVAAT. PTE	Nagyfenyvesi Zoltán
28.	Futócsi Anett	FPAAT. PTE	Futócsi Anett
29.	Szarka Gergely	SZGVAAT. PTE	
30.	SZÉCS BOLDIZSAR	SZBVAAT. PTE	Szécs Boldizsár
31.	HORVÁTH ADRIENN	HOASAT. PTE	
32.	KELEHEN KRISZTINA	KEKVAAT. PTE	
33.	HORVÁTH ANETT	HOBVAAT. PTE	
34.	CSAPÓ HEDVIG	CSHVAAT. PTE	
35.	PERNECKER BALINT	TEBVAAT. PTE	
36.	XXXXXXXXXX	XXXXXXXXXX	
37.	XXXXXXXXXX	XXXXXXXXXX	
38.	SISZLER IZABEL	SIIVAAT. PTE	
39.	TÓTH JANKA ALIZ	TOJVAAT. PTE	Tóth Janka Aliz
40.	KISMAKI HENRIETTA	KIHVAAT. PTE	
41.	BUTOR FANNI	BUTVAAT. PTE	Butor Fanni
42.	LANSZKI ZSÓFIA	LAVVAAT. PTE	
43.	Lanszki Fozret	KE-ARK	
44.	N. Soudny Krisztina	KE-ARK	
45.	Kegyapáti Szabolcs	KE-ARK	
46.	LÁBUSKINE SZABOSZ GABRIELLA	KE-ARK	
47.			
48.			
49.			
50.			

A szemináriumi program a Hazai Tudományos Diákköri műhelyek támogatásában,
 „A kutatástervezéstől a gyakorlati alkalmazásig - TDK hallgatók szakmai kompetenciáinak fejlesztése”
 című, NTP-HHTDK-16-0013 azonosítószámú pályázat keretén belül valósul meg.

 EMBERI ERŐFORRÁS
TÁMOGATÁSKEZELŐ

 EMBERI ERŐFORRÁSOK
MINISZTERIUMA

OKTATÁSKUTATÓ
ÉS FEJLESZTŐ
INTÉZET



Jelenléti ív

Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.

2016-2017 őszi szemeszter

2016. december 09. 13⁰⁰

Program:






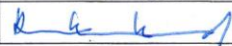
1. Dr. Ábrahám Levente (Rippl-Rónai Megyei Hatókörű Városi Múzeum Kaposvár, Igazgatóság):

A rablópillék (Ascalaphidae) taxonomiája és biogeográfiája

2. Parragh Tibor (Duna-Dráva Nemzeti Park, Természetmegőrzési Osztály):
Mellékágak revitalizációja a Duna és Dráva folyókon - tapasztalatok és lehetőségek

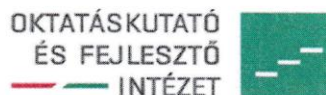
3. Dombi Imre (Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóság):

Árnyak az éjszakában - a denevérek, mint ökológiai indikátorok

	Név	EHA-kód	Aláírás
1.	ROSTÁS BEKKE MÓN	ROBXAAT.PTE	
2.	GEDAI ZSUZSANNA	GEZXAAAT.PTE	
3.	BUTOR FANNI	BUTXAAT.PTE	Butor Fanni
4.	BECK MELINDA	BEHXAAAT.PTE	Beck Melinda
5.	FEHÉR. NIROLETT	FENVAAT.PTE	
6.	KISS VIVIEN	KIVVAAT.PTE	Kiss Vivien
7.	Hegedűs Berniél	HEDVAAT.PTE	
8.	STEINBACH ANITA	STAXAAT.PTE	Steinbach Anita
9.	Szűcs Boldizsár	SZBWACT.PTE	Szűcs Boldizsár
10.	Szanka Gergely	SZGWADT.PTE	Szanka Gergely
11.	FUTÁCSI ANETT	FUAUAAT.PTE	Futácsi Anett
12.	LOVÁS ANETT	LOAWAAT.PTE	Lás Anett
13.	JASPER VIKTOR	JAVVAAT.PTE	Jasper Viktor
14.	Pártai Gábor	PAIXAAT.PTE	
15.	GYURÓ PÁLMA	GYPXAAT.PTE	Gyuró Pálma
16.	Nagyfenyvesi Zoltán	NAZWABT.PTE	Nagyfenyvesi Zoltán
17.	HEGYI ZSOMBOR ZSÓFI	HEZWAAT.PTE	Hegyi Zsombor
18.	BOÓZ BERNADETT	BOBWABT.PTE	Boóz Bernadett
19.	SZÜNSTEIN MÁTÉ	SZMWACT.PTE	Szünstein Máté
20.	HOUWYI RAJMOND RICHARD	HORWAAT.PTE	

21.	HORVÁTH ADRIENN	HOSABT. PTE	<i>Horvath Adrienn</i>
22.	HORVÁTH CYÓLA	HOSABT. PTE	<i>Cyola</i>
23.	PERNECKER BALINT	PERNAAT. PTE	<i>Pernecker Balint</i>
24.	Pavlyag Tibor		<i>Pavlyag Tibor</i>
25.	Dombi Imre		<i>Dombi Imre</i>
26.	SOMOGYI BALAZS	SORPAAT. PTE	<i>Somogyi Balazs</i>
27.			
28.			
29.			
30.			
31.			
32.			
33.			
34.			
35.			
36.			
37.			
38.			
39.			
40.			
41.			
42.			
43.			
44.			
45.			
46.			
47.			
48.			
49.			
50.			

A szemináriumi program a Hazai Tudományos Diákköri műhelyek támogatásában,
 „A kutatástervezéstől a gyakorlati alkalmazásig - TDK hallgatók szakmai kompetenciáinak fejlesztése”
 című, NTP-HHTDK-16-0013 azonosítószámú pályázat keretén belül valósul meg.



Kurszus hallgatói

Tárgy: TTBIOV2602 - Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.

Kurszus: 5-NK-TTBIOV2602

Oktató: Dr. Horváth Győző

Félév: 2016/17/1

	Neptunkód	Név	Képzésnév	Alíráás	Felvett tárgy kód	Felvett tárgy neve
1	I2487R	Beck Melinda	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
2	I9RS0N	Berkes Nikolett	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
3	ZIHVXO	Boóz Bernadett	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
4	Y82C72	Butor Fanni	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
5	ASMXJI	Csapó Hedvig Kriszta	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
6	ED8DNU	Dittrich Bianka	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
7	MTKJQN	Fehér Nikolett	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
8	MKUBLZ	Futácsi Anett	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
9	VU91OD	Gedai Zsuzsanna	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
10	F5BPW4	Gyuró Pálma	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
11	CC98ZK	Harmat Máté	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
12	HNK5JL	Hegedüs Dániel	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
13	UTTOZU	Hegy Zsombor Zsolt	biológiatestnevelő tanár (egészségtan) -		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
14	HZMLFD	Horváth Gitta Vivien	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
15	T3ESUN	Hoványi Rajmund Richárd	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
16	BV4J0W	Iker Richárd	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
17	BVVJUU	Jasper Viktor	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.

Kurszus hallgatói

Tárgy: TTBIOV2602 - Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.

Kurszus: 5-NK-TTBIOV2602

Oktató: Dr. Horváth Győző

Félév: 2016/17/1

	Neptunkód	Név	Képzésnév	Alíráás	Felvett tárgy kód	Felvett tárgy neve
18	EHWT0R	Kelemen Krisztina	Biológus MSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
19	XD2E6S	Kelemen Soma	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
20	NGJ1C9	Kismarci Henrietta	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
21	OR7B0A	Kiss Vivien	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
22	TNU7RP	Kusz Petra Szilvia	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
23	EM14EV	Lanszki Zsófia	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
24	A092JY	Lovas Anett	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
25	ZN0J47	Ludván Xénia Barbara	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
26	QILSHW	Lugosi Hedvig	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
27	ELGQRI	Mikola Antónia Anett	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
28	I6IN1Y	Nagyfenyvesi Zoltán	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
29	A7CAKG	Pusztai Gábor Imre	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
30	RTERCV	Rostás Bence Mór	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
31	X5T0DK	Sebestyén Eszter Márta	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
32	HHYLGJ	Siszler Izabel	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
33	FJY4SC	Steinbach Anita	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
34	K5RRYK	Szarka Gergely	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.

Kurszus hallgatói

Tárgy: TTBIOV2602 - Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.

Kurszus: 5-NK-TTBIOV2602

Oktató: Dr. Horváth Győző

Félév: 2016/17/1

	Neptunkód	Név	Képzésnév	Alíráás	Felvett tárgy kód	Felvett tárgy neve
35	YD3KXU	Széchenyi Alexandra	biológia		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
36	KZWI77	Szegedi Márk Gábor	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
37	IS5VLS	Szűcs Boldizsár	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
38	B442YE	Szűnstein Máté	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
39	YG07Q5	Tóth Janka Aliz	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.
40	G8MG6H	Závodi Boglárka	Biológia BSc		TTBIOV2602	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.

Kutatástervezés és módszertan a zoológiában

2016-2017 tavaszi szemeszter

A Nemzeti Tehetség Program támogatásával a 2016/2017-es tanév őszi szemeszterében megvalósult „Zoológiai természetvédelmi szemináriumok II.” kurzust követően a tanév második szemeszterében meghirdetésre kerül a „Kutatástervezés és módszertan a zoológiában” című szeminárium. A tárgy keretében az előző szemináriumokhoz képest nagyobb hangsúlyt fektetünk az egyes kutatási területek módszertanának bemutatására, részletesebben érintve a kutatástervezést, az esettanulmányok megvalósítását, az adatok feldolgozását és a kapott eredmények gyakorlati interpretálását, amely szélesebb kutató gárdával valósul meg: a Szent István Egyetem, ELTE, Magyar Természettudományi Múzeum Állattár, MTA Ökológiai Kutatóközpont, a Kaposvári Egyetem és a PTE TTK zoológusai szerepelnek előadóként. A szupraindividuális biológiai szakirány hiánypótló kurzusaként a hallgatóknak lehetőségük nyílik elismert ökológus, zoológus kutatókkal találkozni diszkusszív, műhelymunka jellegű szemináriumok formájában, ami elsősorban TDK kutatásokat végző, de minden érdeklődő hallgató számára szélesebb szakmai ismereteket nyújt. A tárgy, hasonlóan a korábbi gyakorlatnak megfelelően tömbösítve kerül megrendezésre (3 előadás/alkalom), amely a BSc és MSC képzés hallgatóinak 3, a PhD hallgatók esetében 2 kredit teljesítését jelenti.

Program

2017. február 24. 13³⁰

helyszín: C/2 előadó

1. **Prof. Altbäcker Vilmos** (Kaposvári Egyetem, Vadbiológiai és Etológiai Tanszék):

Miről árulkodik a viselkedés?

2. **Dr. Móra Arnold** (Pécsi Tudományegyetem, Hidrobiológiai Tanszék):

Az adatgyártás kezdete: mintavételi módszerek a vízi makrogerinctelenek kutatásában

3. **Dr. Ábrahám Levente** (Rippl-Rónai Megyei Hatókörű Városi Múzeum Igazgatóság Kaposvár):

A rovar morfológia módszertana és gyakorlata

2017. március 24. 13³⁰

helyszín: C/2 előadó

4. **Dr. Katona Krisztián** (Szent István Egyetem, Vadvilág Megőrzési Intézet):

Patás vadfajok hatásainak mérési, vizsgálati lehetőségei

5. **Dr. Szemethy László** (Szent István Egyetem, Vadvilág Megőrzési Intézet):

A területhasználat vizsgálata vadfajoknál, rádiótelemetriás módszertani tapasztalatok

6. **Prof. Lanszki József** (Kaposvári Egyetem, Vadbiológiai és Etológiai Tanszék, Ragadozóökológiai Kutatócsoport):

Mire használhatók a terepi nyomjelek?

2017. április 7. 13³⁰

helyszín: C/2 előadó

7. **Dr. Elek Zoltán** (MTA-ELTE-MTM Ökológiai Kutatócsoport):

Jelölés-visszafogás módszerek alkalmazása a rovarökológiában a kutatástervezéstől a publikálásig: előnyök, hátrányok, bakik

8. **Dr. Kőrösi Ádám** (MTA-ELTE-MTM Ökológiai Kutatócsoport):

Nyomás utána! Lepkék egyedi nyomon követésének módszertana

9. **Dr. Sály Péter** (Pécsi Tudományegyetem, Hidrobiológiai Tanszék):

Ökológiai állapotminősítés halakkal: kötelezettségek, kihívások, megvalósítások

2017. április 28. 13³⁰

helyszín: C/2 előadó

10. **Dr. Csorba Gábor** (Magyar Természettudományi Múzeum Igazgatóság):

Múzeumi terepmunka és gyűjteményalapú kutatások

11. **Dr. Farkas János** (ELTE, Állatrendszertani és ökológiai Tanszék):

Autópálya monitoring, a vadeltetések mérséklésének lehetőségei

12. **Dr. Német Attila** (MTM Emlősgyűjtemény, MTA-MTM-ELTE Paleontológiai Kutatócsoport):

A terepi mintavételtől a tudomány-kommunikációig: Egy évtized földikutya kutatásai a Kárpát-medencében

A szemináriumi program a Hazai Tudományos Diákköri műhelyek támogatásában, „***A kutatástervezéstől a gyakorlati alkalmazásig - TDK hallgatók szakmai kompetenciáinak fejlesztése***” című, NTP-HHTDK-16-0013 azonosítószámú pályázat keretén belül valósul meg.



EMBERI ERŐFORRÁS
TÁMOGATÁSKEZELŐ



EMBERI ERŐFORRÁSOK
MINISZTERIUMA

OKTATÁSKUTATÓ
ÉS FEJLESZTŐ
INTÉZET



Jelenléti ív

Kutatástervezés és módszertan a zoológiában

2016-2017 tavaszi szemeszter

2017. február 24. 13³⁰

Program:

1. Prof. Altbäcker Vilmos (Kaposvári Egyetem, Vadbiológiai és Etológiai Tanszék):
Miről árulkodik a viselkedés?

2. Dr. Móra Arnold (Pécsi Tudományegyetem, Hidrobiológiai Tanszék):
Az adatgyűjtés kezdete: mintavételi módszerek a vízi makrogerinctelenek kutatásában

3. Dr. Ábrahám Levente (Rippl-Rónai Megyei Hatókörű Városi Múzeum
Igazgatóság Kaposvár):
A rovar morfotaxonómia módszertana és gyakorlata

	Név	EHA-kód	Aláírás
1.	Ábrahám Levente	—	Al
2.	PERNECKER BALINT	PERQAAT. PTE	Pernecker
3.	RAPPAY KATALIN A.	DRSGHH	
4.	DOMAHIDI RÉKA	FDT3VJ	Domahidi Réka
5.	HORVÁTH CSÖGÖR	HOGFAAT. PTE	Horvath Csogor
6.	POLLIKI EDU	POEFAAT. PTE	Polliki Edu
7.	SZERÁSI CSANÁD	GFNEAU	Szerasi Csánád
8.	KARÓCZ PÉTER	GT6661	Karocz Peter
9.	KARKAI CSAB	KARWAAT. PTE	Karkai Csab
10.	TRINKL GERGELY	TRGVAAT. PTE	Trinkl Gergely
11.	POLAI INETT RÉKA	POISAAT. PTE	Polai Inett Réka
12.	HORVÁTH ADRIENN	HOGSABT. PTE	Horvath Adrienn
13.	VARGA DÁVID	VADSABT. PTE	Varga David
14.	SOMOGYI BALÁZS	SORPAAT. PTE	Somogyi Balazs
15.	SZUNSTEIN MÁTÉ	SZMWACT. PTE	Szünstein Máté
16.	HORVÁTH RICHARD RICHÁRD	HORWAAT. PTE	Horvath Richard
17.	NAGYFENYVÉSI ZOLTÁN	NAZWSABT. PTE	Nagyfenyvesi Zoltan
18.	TÓTH JANKA ALIZ	TOJWAAT. PTE	Toth Janka Aliz
19.	KUSS PETRA	KUPWAAT. PTE	Kuss Petra
20.	HORVÁTH GITTA	HOGWAAT. PTE	Horvath Gitta

21.	Lugosi Hedvig	LUHWAAT.PTE	Lugosi Hedvig
22.	IKER RICHARD	IKRUAAAT.PTE	Iker Richard
23.	HABERMAYER SANDOR	HASWAAT.PTE	Haberger Sandor
24.	KOVACS BARBARA	UZ3-EGO	Kovacs Barbara
25.	LUKACS LUCA	ZAA4A9	Lukacs Luca
26.	SZIGETI BRIGITTA	RCU10U	Szigeti Brigitta
27.	HARMAT MATE	CC98ZK	Harmat Mate
28.	DITTRICH BIANKA	DIBXAAT.PTE	Ditrich Bianka
29.	HOLLDSI SZABINA	HOSXAAT.PTE	Hollasi Szabina
30.	GYURÓ PALMA	GYPXAAT.PTE	Gyuro' Palma
31.	FERENC ENIKŐ	SIDAGW	Ferenc Eniko
32.	SZEGLETI ZSÓFIA	YCSDA Q	Szegleti Zsófia
33.	SEKALI KITILA	SZAUADT.PTE	Sekali Kitila
34.	ONKSI MATE	18YGP9	Onksi Mate
35.	MAURER MÁTÉ	BOTS NW	Maurer Mate
36.	LANSZKI ZSÓFIA	LANSWAAT.PTE	Lanszki Zsófia
37.	JÁSPER VIKTOR	JAVVAAT.PTE	Jasper Viktor
38.	TAKÁCS KRISTÓF	TAKVABT.PTE	Takacs Kristof
39.	FUTÁCSI ANNET	FUVAAT.PTE	Futacsi Annet
40.	SZARKA GERGELY	SZGWADT.PTE	Sarka Gergely
41.	SZÜCS BOLDIZS FR	SZBWAAT.PTE	Szucs Boldizs
42.	BODZ BERNADETT	BOBWABT.PTE	Boda Bernadett
43.	LOVAS ANNET	LOVAAT.PTE	Lovas Annet
44.	BECK MELINDA	BEHXAAT.PTE	Beck Melinda
45.	BUTCH FANNI	BUEXAAT.PTE	Butch Fanni
46.	GEDAI ZSUZSANNA	GEZKAAT.PTE	Gedai Zsuzanna
47.	ROSTAS BENKE	ROBXAAT.PTE	Rostas Benke
48.	PASITAI GABOR	PUGXAAT.PTE	Pasitai Gabor
49.	PURGER TENO	PUPAAT.PTE	Purger Teno
50.	SZEP DAVID	SZDSABT.PTE	Szep David
51.	TOTH DANIEL	TODPABT.PTE	Thoth Daniel

A szemináriumi program a Hazai Tudományos Diákköri műhelyek támogatásában,
 „A kutatástervezéstől a gyakorlati alkalmazásig - TDK hallgatók szakmai kompetenciáinak fejlesztése” című,
 NTP-HHTDK-16-0013 azonosítószámú pályázat keretén belül valósul meg.

52. PAJOR KALIZETA

PANVACT.PTE

Pajor Kalizeta

EMBERI ERŐFORRÁS
TÁMOGATÁSKEZELŐ


EMBERI ERŐFORRÁSOK
MINISZTERIUMA

OKTATÁSKUTATÓ
ÉS FEJLESZTŐ
INTÉZET



Jelenléti ív


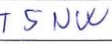








Kutatástervezés és módszertan a zoológiában

2016-2017 tavaszi szemeszter

2017. március 24. 13³⁰

Program:

1. **Dr. Katona Krisztián** (Szent István Egyetem, Vadvilág Megőrzési Intézet):
Patás vadfajok hatásainak mérési, vizsgálati lehetőségei
2. **Dr. Szemethy László** (Szent István Egyetem, Vadvilág Megőrzési Intézet):
A területhasználat vizsgálata vadfajoknál, rádiótelemetriás módszertani tapasztalatok
3. **Prof. Lanszki József** (Kaposvári Egyetem, Vadbiológiai és Etológiai Tanszék, Ragadozóökológiai Kutatócsoport):
Mire használhatók a terepi nyomjelek?

	Név	EHA-kód	Aláírás
1.	SZALAI ANITA	SZAUADT.PTE	
2.	MÁRÉZ MÁTÉ	BO75NW	
3.	ÓKSAI MÁTÉ	18YGP9	
4.	SZEGLETI ZSÓFIA	YCSDA@	
5.	FERENC ENIKŐ	SIDA9W	Ferenc Enikő
6.	DITRICH BIANKA	DIBXAAT.PTE	Ditrich Bianka
7.	BECK MELINDA	BEHXAAT.PTE	Beck Melinda
8.	BUTOR FANNI	BLTXAAT.PTE	Butor Fanni
9.	GEDAI ZSUZSANNA	GEZXAAAT.PTE	Gedai Zsuzsanna
10.	RÓSTÁS BENCE MÁR	ROBXAAT.PTE	Rósta's Bence Már
11.	Pasztai Gabo'r János	PURXABT.PTE	
12.	NÉMETH ALEXANDRA	HZK2SN	Nemeth Alexandra
13.	RAPPAY KATALIN A.	DSGRH	
14.	TIL MORNÁNYI CECILIA	H106FAAD.PTE	
15.	KORÓDI EMŐKE	KOEVAAT.PTE	
16.	FÜTŐSI ANETT	FUAUAAT.PTE	Futósi Anett
17.	KOVÁCS BARBARA	UZ3-EGO	Kovács Barbara
18.	LUKÁCS LUKA	2AA4AT	
19.	Szigeti Brigitta	RCN1NU	
20.	JASPER VIKTOR	JAWAAT.PTE	Jasper Viktor

21.	PERNECKER BALINT	PEDGAAAT. PTE	<i>Barto</i>
22.	SOMOGYI BALAZS	JORPAAT. PTE	<i>Szomogyi Balazs</i>
23.	SZEP DAVID	SZDSABT. PTE	Szép David
24.	HORVATH ADRIENN	HOASABT. PTE	Horvath Adrienn
25.	Csiksek GABOR	CSGOACT. PTE	<i>Csiksek Gabor</i>
26.	GYURÓ PÁLMA	GYPXAAT. PTE	Gyuró Pálma
27.	SZÜNSTEIN MATE	SZMWACT. PTE	Szünstein Máté
28.	LOVAS ANETT	LOAWAAT. PTE	Lovász Anett
29.	BOÓZ BERNADETT	BOBWABT. PTE	Bozó Bernadett
30.	KISHAKCI HENKIJETHA	KIHVAAT. PTE	<i>Kishakci Henkijetha</i>
31.	LANSZKI ZSOFIA	LANSZVAAT. PTE	<i>Lanszki Zsófia</i>
32.	POLAI IVETT	POISAAP. PTE	Polai Ivett
33.	TRINKL GERGELY	TRGUAAT. PTE	<i>Trinkl Gergely</i>
34.	HARMAT MATE	HAMXAAT. PTE	<i>Harmat Máté</i>
35.	SZARKA GERGELY	SZGWAOTPTTE	<i>Szarka Gergely</i>
36.	Nagyfenyvesi Zoltán	NAZWAAT. PTE	<i>Nagyfenyvesi Zoltán</i>
37.	TAKÁCS KRISTÓF	TAKVABT. PTE	<i>Takács Kristóf</i>
38.	PURGER JENŐ	PURPAAP. PTE	<i>Purger Jenő</i>
39.	Lanszki József	KE- AKK	<i>Lanszki József</i>
40.			
41.			
42.			
43.			
44.			
45.			
46.			
47.			
48.			
49.			
50.			

A szemináriumi program a Hazai Tudományos Diákköri műhelyek támogatásában,
 „A kutatástervezéstől a gyakorlati alkalmazásig - TDK hallgatók szakmai kompetenciáinak fejlesztése” című,
 NTP-HHTDK-16-0013 azonosítószámú pályázat keretén belül valósul meg.



Jelenléti ív

Kutatástervezés és módszertan a zoológiában

2016-2017 tavaszi szemeszter

 2017. április 07. 13³⁰

Program:

1. Dr. Elek Zoltán (MTA-ELTE-MTM Ökológiai Kutatócsoport):
Jelölés-visszafogás módszerek alkalmazása a rovarökológiában a kutatás-tervezéstől a publikálásig: előnyök, hátrányok, bakik
2. Dr. Kőrösi Ádám (MTA-ELTE-MTM Ökológiai Kutatócsoport): Nyomás utána! Lepkék egyedi nyomon követésének módszertana
3. Dr. Sály Péter (Pécsi Tudományegyetem, Hidrobiológiai Tanszék): Ökológiai állapotminősítés halakkal: kötelezettségek, kihívások, megvalósítások

	Név	EHA-kód	Aláírás
1.	BARTKÓ DOMINIK	BADXAAT.PTE	Bartkó Dom
2.	SZEGLETI ZSÓFIA	YCSDAQ	Szeglet Zsófia
3.	SZALI MILA	Y54USS	Szali Mila
4.	FERENC ENIKŐ	SIDAGW	Ferenc Enikő
5.	ÓLSAI MÁTÉ	IKYGP9	Ólsai Máté
6.	MAURER MÁTÉ	BOT5NW	Maurer Máté
7.	KISVÁSZ PÉTER	GT6661	Kisvász Péter
8.	SZEP DAVID	SZDSABT.PTE	Szep David
9.	SZÜCS BALDIZS ÁR	SZBWACT.PTE	Szűcs Balázs
10.	SZARKA GERGELY	SZGWADT.PTE	Szarka Gergely
11.	FUTÁCSI ANETT	FUAUAAT.PTE	Futácsi Anett
12.	JASPER VILTOR	JAWAAT.PTE	Jasper Viltor
13.	TAKÁCS KRISTÓF	TAKVABT.PTE	Takács Kristóf
14.	HORVÁTHI CSILLA	HOFAAT.PTE	Horváthi Csilla
15.	PAJOS MARIETTA	PANVACT.PTE	Pajos Marietta
16.	BUTOR TANNI	BIFXAAT.PTE	Butor Tanni
17.	LANSZKI ZSÓFIA	LADVAAT.PTE	Lanszki Zsófia
18.	BECK MELINDA	BEHXAT.PTE	Beck Melinda
19.	HEGYI ZSOMBOR ZSOLT	HEZWAAT.PTE	Hegy Zsolt
20.	HORVÁTHI RAJHUNDRICHÁRD	HORWAT.PTE	Horváthi Rajmund

21.	SZÖNSTEIN MÁTÉ	SZMWACT. PTE	Szöntein Máté
22.	BOÓZ BERNADETT	BOBWABT. PTE	Boba Bernadett
23.	UGHYNÉ PINTÉR Tíme	OWQ155	Ughygné P. Tíme
24.	ZARKA ENIKŐ	ZAWAAT. PTE	Zala E. P.
25.	HOLLÓSI SZABINA	HOSXAAT. PTE	Hollósi Szabina
26.	GYURÓ PALMA	GYPXAAT. PTE	Gyuró Palma
27.	Pusztai Gábor János	PUGXABT. PTE	Pusztai G.
28.	KOVÁCS BARBARA	UZ3EG0	Kovács Barbara
29.	LUKÁCS LUCÁ	ZAA4A7	L. C.
30.	SZIGETI BRIGITTA	RCN1NU	Szigeti Brigitta
31.	KOVÁCS JUDIT	KOBTAAAT. PTE	Kovács Judit
32.	TRUKL GERGELY	TRGUAAT. PTE	Trukl Gergely
33.	SCHMIEDER VERONIKA	SCVAAT. PTE	Schmieder Veronika
34.	ROSOTA CINTIA	PSCVAAT. PTE	Rosota Cintia
35.	HABERMAIER SÁNDOR	HASWAAT. PTE	Habermayer Sándor
36.	KISS VIVIEN	KIVVAAT. PTE	Kiss Vivien
37.	HORVÁTH GÖTTA	HOSVAAT. PTE	Horváth Gött
38.	KISS PÉTER	KUPVAAT. PTE	Kiss Péter
39.	IKER RICHÁRD	IKRVAAT. PTE	Iker Richárd
40.	LUGOSI HEDVIG	LUVVAAT. PTE	Lugosi Hedvig
41.	Nagyfenyvesi Zoltán	NAZWAAT. PTE	Nagyfenyvesi Zoltán
42.	NÉMETH ALEXANDRA	HZK2SN	Németh Alexandra
43.	RAPPAY KAMILLA E.	IASGHK	Rappay Kamilla E.
44.	KELEMEN KRISZTINA	KEKVAAT. PTE	Kelemen Krisztina
45.	SÁLY PÉTER	PTE TTK	Sály Péter
46.	KÖRÖSI ÁDÁM		Körösi Ádám
47.	MORA ARNOLD	PTE TTK Mór János	Mora Arnold
48.	ELEZSÓCZÁN		Elezsóczán
49.	MÓRIA ANITA	PTE TTK MÓRIA ANITA	Mória Anita
50.			

A szemináriumi program a Hazai Tudományos Diákköri műhelyek támogatásában,
 „A kutatásterveztől a gyakorlati alkalmazásig - TDK hallgatók szakmai kompetenciáinak fejlesztése” című,
 NTP-HHTDK-16-0013 azonosítószámú pályázat keretén belül valósul meg.



Jelenléti ív


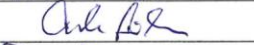

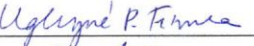


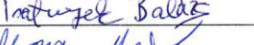

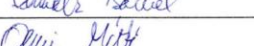
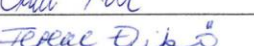
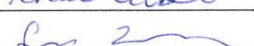
Kutatástervezés és módszertan a zoológiában

2016-2017 tavaszi szemeszter

2017. április 28. 13³⁰

Program:

1. **Dr. Csorba Gábor** (Magyar Természettudományi Múzeum Igazgatóság):
Múzeumi terepmunka és gyűjteményalapú kutatások
2. **Dr. Farkas János** (ELTE, Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék):
Autópálya monitoring, a vadelütések mérséklésének lehetőségei
3. **Dr. Németh Attila** (MTM Emlősgyűjtemény, MTA-MTM-ELTE Paleontológiai Kutatócsoport):
A terepi mintavételtől a tudomány-kommunikációig: Egy évtized földikutya kutatásai a Kárpát-medencében

	Név	EHA-kód	Alíráás
1.	Németh Attila		
2.	CSORBA GÁBOR		
3.	FARKAS JÁNOS		
4.	Ughyiné Rintócs Tímea	OWQ 155	Ughyiné P. Tímea
5.	Szalai Milla	SZAUADT. PTE	
6.	Várkus István	VKITADT. PTE	
7.	Trafuzgel Balázs	VBBYED	Trafuzgel Balázs
8.	Márai Máté	BOTS NW	
9.	SCHMALZ DAVID	JA6K 79	David Schmalz
10.	ÓMSAI MÁTÉ	18YGP9	Ómsai Máté
11.	FERENC ENIKŐ	ISIDAGX	Ferenc Enikő
12.	SZEGLETI ZSÓFIA	YCSDA 0	
13.	NÉMETH ALEXANDRA	HZK 2SN	Németh Alexandra
14.	Farkas Levente	MUG5R	
15.	BACSA TIBOR	01Q15H	Bacsa Tibor
16.	LUKÁCS LUCA	2AA4A7	
17.	Szegeti Brigitta	RCNINU	
18.	Körösi Emőke	HYPRI H6YRN	
19.	SZEP DAVID	SZDSABT. PTE	Szep David
20.	HARMAT MÁTÉ	HAMXAT. PTE	

21.	Nagyfenyvesi Zoltán	NAZWAAT. PTE	Nagyfenyvesi Zoltán
22.	LUGOSI HEDVIG	LUHVAAT. PTE	Lugosi Hedvig
23.	HORVÁTH GITTA	HOGVAAT. PTE	Hogva Gitta
24.	KISHARCI HENRIETTA	KIHVAAT. PTE	Kisharci Henrietta
25.	ZARKA ENIKŐ	ZAEVAAT. PTE	Zarka Enikő
26.	LOVAS ANETT	LOAWAAT. PTE	Lovás Anett
27.	SZARKA GERGELY	SZGWADT. PTE	Sarka Gergely
28.	FÜRDŐSI ANETT	FURVAAT. PTE	Fürdősi Anett
29.	STEINBACH ANITA	STAXAAT. PTE	Steinbach Anita
30.	HOUOSI SZABINA	HOSKAAT. PTE	Houosi Szabina
31.	ROSTAI'S BRUCE	ROBXAAT. PTE	Rostai's Bruce
32.	GEDAI ZSUZSANNA	GEZAAT. PTE	Gedai Zsuzsanna
33.	SOMOGH BALÁZS	SOBPAAT. PTE	Somogh Balázs
34.	PURCSER RENI	PURFMA. PTE	Purcsér Reni
35.	RAPPAY KAMILLA	RA8GPH	Rappay Kamilla
36.	HORVÁTH ADRIENNA	HORVAAT. PTE Horvath Adrianna	Horvath Adrianna
37.	TÓTH DÁVID	TODPAAT. PTE	Toth David
38.	SZÉCS BALDIZSÁR	SEBWACT. PTE	Szecs Baldizsar
39.	BARTKÓ DOMINIK	BADXAAT. PTE	Bartko Dominik
40.	KELEMEN KRISTINA	KEKUAAT. PTE	Kelemen Kristina
41.			
42.			
43.			
44.			
45.			
46.			
47.			
48.			
49.			
50.			

A szemináriumi program a Hazai Tudományos Diákköri műhelyek támogatásában,
 „A kutatástervezéstől a gyakorlati alkalmazásig - TDK hallgatók szakmai kompetenciáinak fejlesztése” című,
 NTP-HHTDK-16-0013 azonosítószámú pályázat keretén belül valósul meg.



Kurszus hallgatói

Tárgy: TTBIOV2603 - Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában

Kurszus: 5-NK-TTBIOV2603

Oktató: Dr. Horváth Győző

Félév: 2016/17/2

	Neptunkód	Név	Képzésnév	Alíráás	Felvett tárgy kód	Felvett tárgy neve
1	BLGLDJ	Bartkó Dominik	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
2	I2487R	Beck Melinda	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
3	I9RS0N	Berkes Nikolett	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
4	ZIHVXO	Boóz Bernadett	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
5	Y82C72	Butor Fanni	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
6	ED8DNU	Dittrich Bianka	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
7	FDT3VJ	Domahidi Réka	biológia		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
8	SIDA9W	Ferenc Enikő	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
9	MKUBLZ	Futácsi Anett	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
10	VU91OD	Gedai Zsuzsanna	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
11	F5BPW4	Gyuró Pálma	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
12	E4EUXA	Habermayer Sándor	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
13	CC98ZK	Harmat Máté	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
14	UTT0ZU	Hegyi Zsombor Zsolt	biológianár (egészségtan) - testnevelő tanár		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
15	G638HK	Hollósi Szabina	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
16	HZMLFD	Horváth Gitta Vivien	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
17	T3ESUN	Hoványi Rajmund Richárd	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában

Kurszus hallgatói

Tárgy: TTBIOV2603 - Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában

Kurszus: 5-NK-TTBIOV2603

Oktató: Dr. Horváth Győző

Félév: 2016/17/2

	Neptunkód	Név	Képzésnév	Alíráás	Felvett tárgy kód	Felvett tárgy neve
18	BV4J0W	Iker Richárd	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
19	DYPEZL	Imre István	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
20	GT666I	Kislovász Péter	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
21	NGJ1C9	Kismarci Henrietta	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
22	OR7B0A	Kiss Vivien	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
23	H6YRNI	Kóródi Emőke	biológianár (egészségtan) - földrajztanár		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
24	UZ3E60	Kovács Barbara	biológia		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
25	WXDEHA	Kovács Júlia	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
26	TNU7RP	Kusz Petra Szilvia	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
27	EM14EV	Lanszki Zsófia	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
28	A092JY	Lovas Anett	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
29	ZN0J47	Ludván Xénia Barbara	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
30	QILSHW	Lugosi Hedvig	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
31	ZAA4AJ	Lukács Luca	biológia		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
32	LAURBW	Magyar Éva	biológia		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
33	BOT5NW	Maurer Máté	biológia		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
34	I6IN1Y	Nagyfenyvesi Zoltán	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában

Kurszus hallgatói

Tárgy: TTBIOV2603 - Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában

Kurszus: 5-NK-TTBIOV2603

Oktató: Dr. Horváth Győző

Félév: 2016/17/2

	Neptunkód	Név	Képzésnév	Alíráás	Felvett tárgy kód	Felvett tárgy neve
35	HZK2SN	Németh Alexandra	biológia		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
36	I8YGP9	Oksai Máté	biológia		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
37	PR1FKK	Pajor Marietta	biológiatanár (egészségtan) - testnevelő tanár		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
38	N1AYUJ	Polai Ivett Réka	biológia		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
39	EGQCM4	Pszota Cintia	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
40	A7CAKG	Pusztai Gábor Imre	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
41	DA8GH4	Rappay Kamilla Adrienn	biológia		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
42	RTERCV	Rostás Bence Mór	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
43	N15NC9	Schmieder Veronika	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
44	FJY4SC	Steinbach Anita	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
45	Y54USS	Szalai Attila	biológia		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
46	K5RRYK	Szarka Gergely	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
47	YD3KXU	Széchenyi Alexandra	biológia		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
48	YCSDAQ	Szegleti Zsófia	biológia		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
49	GFNEAV	Szénási Csanád	biológia		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
50	RCN1NU	Szigeti Brigitta	biológia		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
51	IS5VLS	Szűcs Boldizsár	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában

Kurszus hallgatói

Tárgy: TTBIOV2603 - Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában

Kurszus: 5-NK-TTBIOV2603

Oktató: Dr. Horváth Győző

Félév: 2016/17/2

	Neptunkód	Név	Képzésnév	Alíráás	Felvett tárgy kód	Felvett tárgy neve
52	B442YE	Szünstein Máté	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
53	AJ8DF5	Takács Kristóf Márton	biológianár (egészségtan) - kémianár		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
54	YG07Q5	Tóth Janka Aliz	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
55	GLIX7Z	Trinkl Gergely	Biológia BSc		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában
56	DU03LD	Zarka Enikő	biológia		TTBIOV2603	Kutatástervezés és -módszertan a zoológiában

6. A TDK műhely hallgatóinak egyéb konferencia szereplései

A konferencia szereplések tekintetében időrendi sorrendben először a Magyar Biológiai Társaság Pécsi Csoportjának 2016. II. féléves szakülései közül 2 alkalommal 2-2 előadáson mutatták be TDK eredményeiket a tehetséggondozási pályázati programban részt vett hallgatók. A 283. szakülésen (2016.10.12) Kelemen Krisztina és Mánfai Kinga biológus MSc szakos hallgatók prezentálták előadásaikat. A következő 284. szakülésen (2016.10.26) a pályázatban részt vett Somogyi Balázs és Tóth Dániel PhD-hallgatók tartottak előadást.

A pályázati programban a TDK hallgatók a 2017 évre eső projekt időszakban 8 TDK, 4 PhD hallgató és 1 témavezető részvételével két előadás és 4 poszter bemutatásával szerepeltünk Romániában, a Kolozsváron megrendezésre került XIII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencián:

- Somogyi Balázs A., Szűcs Boldizsár, Csicsek Gábor, Horváth F. Győző: *Zöldfolyosók szerepe a kisémlősfajok abundanciaviszonyainak megoszlásában agrárterületen* (előadás)
- Tóth Dániel, Csicsek Gábor, Harmat Máté, Horváth F. Győző: *Kisémlős monitorozási adatok közösségi szintű értékelése különböző korú erdőállományokban* (előadás)
- Horváth Adrienn, Hendinger Virág, Morvai Anita, Horváth F. Győző: *Kisémlősök mennyiségi változása intenzív művelésű mezőgazdasági területen gyöngybagoly (*Tyto Alba*) köpetvizsgálatok alapján* (poszter)
- Jánosa Gergely, Horváth F. Győző: *Effect of artificial canopy gaps on small mammal communities in a forest reserve buffer zone* (poszter)
- Kelemen Krisztina, Csicsek Gábor, Tóth Dániel, Horváth F. Győző: *Spatial response of small mammals to fragmentation caused by gap-based forest management* (poszter)
- Morvai Anita, Horváth Adrienn, Horváth F. Győző: *The winter diet of long-eared owl (*Asio otus*) of different geographical habitat in Hungary* (poszter)
- Somogyi Balázs A., Szünstein Máté, Kusz Petra, Horváth F. Győző: *A mezei pocok (*Microtus arvalis*) állomány aktív járatszámoláson alapuló monitorozása intenzív művelésű mezőgazdasági területen* (poszter)
- Tóth Dániel, Nagyfenyvesi Zoltán, Csicsek Gábor, Horváth F. Győző: *Intra- and interspecific approach of habitat selection of small mammals in fragmented forest* (poszter)

A projekt 2017. évi időszakában, a Magyar Biológiai Társaság Pécsi Csoportjának 2017. I. féléves szakülései közül 4 alkalommal 6 TDK munka eredményeit mutatták be a programba bevont hallgatók. A 287. szakülésen (2017.02.15) Kelemen Krisztina, a 288. szakülésen (2017.03.01) Harmat Máté és Jánosa Gergely hallgatók mutatták be TDK eredményeiket. Ezt követően a 289. szakülésen (2017.03.22) Szünstein Máté és Kusz Petra szerzőpáros és Lanszki Zsófia prezentálta diákköri munkájuk eredményeit. Továbbá a 290. szakülésen Szép Dávid PhD hallgató tartott előadást bagolyköpet vizsgálatok eredményeinek feldolgozásából, majd a félév utolsó, 291. szakülésén Szűcs Boldizsár tartott előadást a mezőgazdasági területen végzett kutatási program eredményeiről.

A 2017-es időszakban még egy további szakmai fórumon vettünk részt a tehetséggondozási program támogatásával végzett diákköri munka eredményeivel. A VII. Magyar Tájökológiai Konferencia a Szegedi Tudományegyetem került megrendezésre, amely „Interdiszciplinárius táj kutatás a XXI. században” alcímmel a Magyarországon végzett tájökológiai kutatásoknak adott szakmai fórumot. A konferencián 2 előadással és 1 poszter prezentációval vettünk részt.

- Somogyi Balázs A., Szűcs Boldizsár, Csicsek Gábor, Horváth Győző: *Agrokultúrákat szegélyező zöldfolyosók, mint a kisémlősök kulcs tájelemei* (előadás)
- Horváth Adrienn, Szűcs Dominika, Horváth Kitti, Horváth Győző: *Folyómenti nyílt területek kisémlős faunájának kvalitatív és kvantitatív összehasonlítása a tájmintázat függvényében* (előadás)
- Somogyi Balázs A., Kurucz Kornélia, Horváth Győző: *Kisémlős együttesek felmérése urbán és városi peremterületek összehasonlításában* (poszter)

Mellékletek

1. Egyéb tudományos (nem diákköri konferenciákon) történő részvétel dokumentumai, diákköri hallgatók társszerzőségében megjelent publikációk, folyóiratcikkek, poszterek
2. Labor és terepmunkát bemutató fotók (elektronikusan mellékelve)

MEGHÍVÓ

a Magyar Biológiai Társaság Pécsi Csoportja 2016. év II. félévi szaküléseire

283. szakülés: október 12. (szerda)

1. KEVEY BALÁZS: A fekete és fehér nyáras ligeterdők (*Carduo crispus* - *Populetum nigrae*, *Senecioni sarracenicus* - *Populetum albae*) kapcsolata a Szigetközben (30 perc).
2. GYERGYÁK KINGA - PAPP NÓRA - FARKAS ÁGNES: *Lavandula* és *Thymus* taxonok szövettani vizsgálata (10 perc)
3. PAPP NÓRA - HORVÁTH DÁVID: "Ezt nagyon tartották Édesanyámék, Nagyanyámék" - könyvbemutató Homoródkarácsonyfalva népi orvoslásáról (20 perc)
4. KELEMEN KRISZTINA - CSICSEK GÁBOR - HORVÁTH GYŐZŐ: Kisemlősök makro- és mikroélőhely léptékű asszociáltságának vizsgálata két eltérő sűrűségű év összehasonlításában (15 perc)
5. MÁNFAI KINGA - HORVÁTH GYŐZŐ: Agrárdominanciájú és természetközeli élőhelyek arányában eltérő mozaikos tájmintázat hatása kisemlős közösségek összetételére (15 perc)

284. szakülés: október 26. (szerda)

1. HORVÁTH GYŐZŐ - SOMOGYI BALÁZS - KURUCZ KORNÉLIA: Pécs zöld- és peremterületeinek kisemlősei; előzetes eredmények (15 perc)
2. FÖLDESINÉ KÖVI ILDIKÓ: Bakancsos óvodások a Mecsekben (15 perc)
3. TÓTH DÁNIEL - CSICSEK GÁBOR - HORVÁTH GYŐZŐ: Idős erdőállományok és telepített újulatok kisemlős együttese a Mecsek és a Drávamenti-síkság területén végzett monitorozás alapján (15 perc)
4. GREGORITS JÁNOS: Máriakémet védett növényei (20 perc)

285. szakülés: november 9. (szerda)

1. WÁGNER LÁSZLÓ: A természet és hagyomány találkozása – Ős-Dráva Látogatóközpont (15 perc)
2. TESZLÁK PÉTER: Korszerű csemegeeszőlő fajták honosítása, aktuális trendek a nemesítésben (25 perc)
3. BALASSA TÍMEA: A Progeszteron-Indukálta Blokkoló Faktor expressziójának és funkciójának vizsgálata malignus daganatokban. (20 perc)
4. BOCZNÉ PATCAI KLÁRA: 10 éves a „Zöld Óvoda” mozgalom (15 perc)
5. CSICSEK GÁBOR: A Bereg erdeiben jártam (20 perc)

286. szakülés: november 30. (szerda)

1. TEMESI ENDRE MIKLÓS - SZABÓ LÁSZLÓ Gy.: Küszöbön a "Horvát Adolf Olivér tansétány" megnyitása (10 perc)
2. FAZEKAS IMRE: Eltűnt, védett mecseki lepkefajok nyomában (Lepidoptera) (20 perc)
3. DOMBI IMRE: A nyugati piszedenevér (*Barbastella barbastellus*) rádiótelemetriás vizsgálata Gemencen (30 perc)
4. KEVEY BALÁZS - TÓTH ISTVÁN ZSOLT: Égerlápok (*Carici elongatae* - *Alnetum glutinosae*) a Tengelici-homokvidéken (30 perc)

A szakülések a MBT Pécsi Csoportja, a PAB és a Ciszterci Rend Nagy Lajos Gimnáziuma közös rendezvényei.

A szakülések helye: Pécs, Széchenyi tér 11.

A szakülések kezdete: 15³⁰ óra

Tagtársaink és vendégeink megjelenését várja a MBT Pécsi Csoportjának vezetősége!

Pécs, 2016. október 5.

Üdvözlettel:

Dr. Kevey Balázs
elnök
sk.

Ötvös Károlyné
titkár
sk.

**XIII. KÁRPÁT-MEDENCEI
KÖRNYEZETTUDOMÁNYI
KONFERENCIA**

2017. április 5–8.
Kolozsvár

Ábel Kiadó, 2017

TARTALOM

PLENÁRIS ELŐADÁSOK	15
A KÖRNYEZETVÉDELEM KORMÁNYZÁSA ÉS KÖRNYEZETI TUDOMÁNYOK (Miklós László, Anna Špincrová)	16
A MEGÚJULÓ ENERGIÁVAL FOGLALKOZÓ FELSŐ SZINTŰ SZAKEMBEREK KÉPZÉSE (Kiss Ádám, Szabó Mária)	26
ÖKOLÓGIA	27
VEGETÁCIÓ FOLTMINTÁZAT ÉS MIKROKLÍMA MINTÁZAT KAPCSOLATA ERDŐSSZTYEPP ÉLŐHELYEN (Süle Gabriella, Körmöczy László)	28
HOGYAN ALAKUL A BENTIKUS KOVAALGÁK DIVERZITÁSA KÜLÖNBÖZŐ MÉRETŰ ÁLLÓVIZEK ESETÉN? (Bolgovics Ágnes, Bácsiné Béres Viktória, Várbiro Gábor, Borics Gábor)	35
FASOROK, CSERJESOROK, MINT ÉLŐHELYEK ÉRTÉKELÉSÉNEK LEHETŐSÉGEI (Csicsék Gábor, Magyaros Viktor, Józsa Edina, Ortmann-Né Ajkai Adrienne, Lóczy Dénes)	36
LANDSCAPE ETHNOECOLOGICAL KNOWLEDGE AND RESOURCE MANAGEMENT IN PRE-CAPITALISTIC AND PRESENT SZÉKELY- HUNGARIAN VILLAGES (TRANSYLVANIA, ROMANIA) (Gellény Krisztina, Margóczy Katalin, Biró Marianna, Molnár Zsolt)	38
SZABOLCS-SZATMÁR-BEREG MEGYE GYÜMÖLCSTERMESZTÉSE 1945-TŐL NAPJAINKIG (Lenti István)	40
HÁROM ÚJ BAKTÉRIUMFAJ LEÍRÁSA ERDÉLYI VIZES ÉLŐHELYEKRŐL (Máthé István, Tancsics András, Benedek Tibor, Fikó Dezső Róbert, Mentes Anikó, Tóth M. Erika, Peter Schumann, Felföldi Tamás)	42
ZÖLDFOLYOSÓK SZEREPE A KISEMLŐSFAJOK ABUNDANCIAVISZONYAINAK MEGOSZLÁSÁBAN AGRÁRTERÜLETEN (Somogyi Balázs A., Szücs Boldizsár, Csicsék Gábor, Horváth Győző F.)	43
KISEMLŐS MONITOROZÁSI ADATOK KÖZÖSSÉGI SZINTŰ ÉRTÉKELÉSE KÜLÖNBÖZŐ KORÚ ERDŐÁLLOMÁNYOKBAN (Tóth Dániel, Csicsék Gábor, Harmat Máté, Horváth Győző)	45
PÁDIS KÖRNYÉKI OMBROTRÓF TÖZEGLÁPOK KOVAALGA- KÖZÖSSÉGEI (ERDÉLYI-SZIGETHEGYSÉG, ROMÁNIA) (Rákossy Izabella, Szigyártó Irma-Lidia, Zsigmond Andreea-Rebeka, Urák István)	47

AZ EURÓPAI GLOBÁLIS MEGATRENDEK (EU GMT) TANÍTÁSA ÉS ÉRTÉKELÉSEI AZ EGYETEMI OKTATÁSBAN (Lakatos Gyula, Bodó Adrienne, Lakatos Fanni)	277
NEMZETKÖZI ÉS EU KÖRNYEZETI POLITIKÁK	279
CIVIL SZERVEZETEK ÉS A TÁRSADALOM RÉSZVÉTELI LEHETŐSÉGEI A KÖRNYEZET VÉDELME T ÉRINTŐ HATÓSÁGI ELJÁRÁSOKBAN (Hohmann Balázs)	280
EURÓPAI UNIÓS TÁMOGATÁSOK FELHASZNÁLÁSA A MAGYAR KÖRNYEZETVÉDELEM TERÜLETÉN (Kiss Emőke)	286
ENVIRONMENTAL SCIENCES AND STUDIES IN ENGLISH	293
OPPORTUNITIES OF LOCAL GOVERNMENTS IN LOCAL ENVIRONMENTAL POLICY (Fónai Mihály, Péntes Ferenc)	294
TERMÉSZETES ALGAKÖZÖSSÉGEK ÖSSZETÉTELÉNEK VÁLTOZÁSA NEM SZTEROID GYULLADÁSCSÖKKENTŐ SZENNYEZÉS HATÁSÁRA (Bácsi István, Gonda Sándor, B-Béres Viktória, Novák Zoltán, Nagy Sándor Alex, Vasas Gábor)	305
ÖKOLÓGIAI ÉS MORFO-FUNKCIONÁLIS KOVAALGA CSOPORTOK PALEOÖKOLÓGIAI ALKALMAZÁSA (B-Béres Viktória, Magyarai Enikő, Stenger-Kovács Csilla, Szigyártó Lidia, Buczkó Krisztina)	307
CRYPTIC: CRYPTOGRAMS' TRAITS IN THE CARPATHIANS – A KÁRPÁTI-RÉGIÓ KRIPTOGÁM NÖVÉNYEINEK TULAJDONSÁGAI (Buczkó Krisztina, Korponai János, Magyarai Enikő, Báldi Katalin, Höhn Mária)	309
EXPOSURE OF THE ANGOLAN POPULATION TO NATURAL RADIATION IN ADOBE HOUSES (Judith Pena Dembo, Péter Völgyesi, Zsuzsanna Szabó, Zoltán Kis, Csaba Szabó)	311
POSZTEREK	313
A SZENNYVÍZ ÉS A SZENNYVÍZTISZTÍTÁS TÉMAKÖRÉNEK MEGJELENÉSE A MAGYAR KÖZOKTATÁSBAN (Angyal Zsuzsanna, Sepsi Panna, Kardos Levente)	314
SZABADKA ÉS KÖRNYÉKE VÉDETT TERMÉSZETI ÉRTÉKEI (Czékus Borisz, Czékus Géza)	319
KOMMUNÁLIS SZENNYVÍZISZAP IPARI SZINTŰ VERMIKOMPOSZTÁLÁSÁNAK ÖSSZEHASONLÍTÓ ÉRTÉKELÉSE (Kardos Levente, Angyal Zsuzsanna, Sepsi Panna, Eröss Attila, Bódi Barbara, Kasza Gyula)	325

AZ ÓZDI SZENNYVÍZTISZTÍTÓ TELEP TECHNOLÓGIAI ÚJÍTÁSAINAK EREDMÉNYEI (Nyíri Gábor, Zákányi Balázs)	331
IPARI FLUOREMISSZIÓ EREDETÉNEK VIZSGÁLATA A KISCELLI AGYAG ESETÉBEN (Schimek É., Weiszbürg T. G., Varga I. P.)	339
POLI(ETILÉNTEREFTALÁT) (PET) ÚJRAHASZNOSÍTÁSA AMINOLALKOHOLÍZISSSEL (Kárpáti Levente, Horváth Zita, Vargha Viktória)	345
ROLE OF GLUTATHIONE IN THE CHEMICAL STRESS-TOLERANCE OF PLANTS (É. B. Vincze, A. Bitsánszky, G. Mara, T. Kómvés)	352
SIMULTANEOUS DETECTION OF HEAVY METALS IN AQUEOUS SOLUTIONS BY ATOMIC ABSORPTION SPECTROSCOPY AND POTENTIOMETRIC STRIPPING ANALYSIS METHODS (Anemana Timothy Amangdam, Filotás Dániel, Nagy Géza, Nagy Livia)	359
MIKROTVÁGÁSOK ALJNÖVÉNYZETRE GYAKOROLT HATÁSÁNAK VIZSGÁLATA ÁRTÉRI KOCSÁNYOS TÖLGYES ERDŐREZERVÁTUM VÉDŐZÓNÁJÁBAN (Csicsek Gábor, Cseke Dominika, Ortmann-Né Ajkai Adrienne)	361
THE EFFECT OF COMPETITIVE INTERFERENCE ON CD(II) BIO-ADSORPTION BY SPIRULINA PLATENSIS-MAXIMA CELLS (Csudai Csaba, Tímea Pernyeszi)	363
KISEMLŐSÖK MENNYISÉGI VÁLTOZÁSA INTENZÍV MŰVELÉSŰ MEZŐGAZDASÁGI TERÜLETEN GYÖNGYBAGOLY (TYTO ALBA) KÖPETVIZSGÁLATOK ALAPJÁN (Horváth Adrienn, Hendinger Virág, Morvai Anita, Horváth Győző)	365
EFFECT OF ARTIFICIAL CANOPY GAPS ON SMALL MAMMAL COMMUNITIES IN A FOREST RESERVE BUFFER ZONE (Gergely Jánosa, Győző F. Horváth)	367
SPATIAL RESPONSE OF SMALL MAMMALS TO FRAGMENTATION CAUSED BY GAP-BASED FOREST MANAGEMENT (Krisztina Kelemen, Gábor Csicsek, Dániel Tóth, Győző F. Horváth)	369
VÁROSI TALAJOK MINT POTENCIÁLIS TOXIKUS ELEM-HORDOZÓK A SALGÓTARJÁNI IPARI KÖRNYEZETBEN (Luczek Livia, Zacháry Dóra, Völgyesi Péter, Jaloveczki Boglárka, Bognár Imre Áron, Szabó Csaba)	371
THE WINTER DIET OF LONG-EARED OWL (ASIO OTUS) OF DIFFERENT GEOGRAPHICAL HABITAT IN HUNGARY (Molvai Anita, Horváth Adrienn, Horváth Győző)	373
APPLICATION OF CARBON NANOTUBES IN WATER TREATMENT (Noor Al-Jammal, Tatjana Juzsakova, Endre Domokos, Akos Redey)	375
TALAJTULAJDONSÁGOK ÖSSZEHASONLÍTÓ ELEMZÉSE EGY KATÉNA MENTÉN DEBRECENBEN (Sándor Gábor)	377

A MEZEI POCOK (<i>MICROTUS ARVALIS</i>) ÁLLOMÁNY AKTÍV JÁRATSZÁMOLÁSON ALAPULÓ MONITOROZÁSA INTENZÍV MŰVELÉSŰ MEZŐGAZDASÁGI TERÜLETEN (Somogyi Balázs A., Szűnstein Máté, Kusz Petra, Horváth Győző F.)	378
INTRA- AND INTERSPECIFIC APPROACH OF HABITAT SELECTION OF SMALL MAMMALS IN FRAGMENTED FOREST (Tóth Dániel, Nagyfenyvesi Zoltán, Csicsék Gábor, Horváth Győző)	380
PILÓTA NÉLKÜLI REPÜLŐGÉPEK A KÖRNYEZETI MONITOROZÁSBAN (Fráter Tamás, Juzsakova Tatjana, Rédey Ákos)	382
DEVELOPMENT OF ABSORBENT FROM DEALUMINATED JORDANIAN ZEOLITIC TUFF IN OIL SPILLS CLEAN-UP (PRODUCTION, EFFICIENCY, UTILIZATION) (Noor Al-Jammal, Juzsakova Tatjana, Domokos Endre)	384

ZÖLDFOLYOSÓK SZEREPE A KISEMLŐSFAJOK ABUNDANCIAVISZONYAINAK MEGOSZLÁSÁBAN AGRÁRTERÜLETEN

Somogyi Balázs A.¹, Szűcs Boldizsár, Csicsek Gábor, Horváth Győző F.
Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék,
7624 Pécs, Ifjúság útja 6. Magyarország, ¹sobal@freemail.hu

Összefoglaló: A művelt területek szegélyein meghagyott sövényeknek, erdősávoknak jelentős szerepük van a diverzitás fenntartásában. A kisemlősök megfelelő modellállatok az emberi tájhasználat és a mezőgazdasági aktivitás élőhelyekre gyakorolt hatásainak vizsgálatára és monitorozásuk alkalmas arra, hogy értékeljük a különböző földhasználat eredményeként kialakuló populációs és közösségi szintű mintázatok változását.

Vizsgálatunkat a Bóly Zrt. tulajdonában álló lucerna táblákon, és a táblák közötti sövényekben végeztük, melyek az intenzív mezőgazdasági mátrixban ökológiai folyosóként funkcionálnak. Az elemzéshez 2 lucerna parcellába kihelyezett 11×11-es csapdahálók (1 ha), illetve ezeket szegélyező sövényekben kihelyezett 26 csapdát tartalmazó, egyenként 200 m hosszú transekttek (3-3) 2016-os fogás adatait használtuk fel. Négy alkalommal (április, július, augusztus, szeptember), öt éjszakai periódusokban CMR módszerrel végeztük a mintavételt.

Elsődleges célunk az volt, hogy a lucerna parcellákhoz viszonyítva a környező sövényekben vizsgáljuk a kisemlősök minőségi és mennyiségi eloszlását, továbbá a sövények, mint ökológiai folyosók paraméterei alapján vizsgáljuk a folyosóstruktúra és a kisemlősök mennyisége közötti összefüggéseket. Ehhez 50 m-es szakaszokat jellemeztünk a mért strukturális változókkal.

A lucerna parcellákban 6, a szegélyekben 9 fajt regisztráltunk. A két terület egység sövényeinek kisemlős összetétele és a jellemző közösségi struktúra eltért. A B4A parcella menti sövényeknél a pírók erdeiegér volt az eudomináns faj. Ezzel szemben a kisebb B07-es táblát szegélyező sövényekben a sárganyakú erdeiegér volt az eudomináns faj, azonban a pírók és a közönséges erdeiegér is nagyobb gyakorisággal fordult elő. A kisebb méretű parcellánál a szegélyek és a lucerna tábla diverzitási viszonyai között nem volt szignifikáns különbség, míg a nagy parcellánál a lucerna ültetvényen kimutatott kisemlős együttes szignifikánsan diverzebb volt.

Kulcsszavak: kisemlős, sövény, zöldfolyosó, mezőgazdaság

THE ROLE OF GREEN CORRIDORS IN THE ABUNDANCE RELATIONS OF SMALL MAMMALS IN AN AGRICULTURAL AREA

Abstract: The hedgerows left along the edges of farmlands and forest belts have significant role in diversity. Small mammals are appropriate indicators of the effects of human land use and agricultural activities on the habitats, the monitoring of this group are suitable to evaluate the change of patterns of population communities resulting from different land use.

Our investigation was performed in alfalfa plots owned by Bóly Co. and in its hedgerows, which function as ecological corridors in the agricultural landscape. Catch data of two 11×11 grids (1 ha) placed in the alfalfa plots and 3-3 transects (200 m, 26 traps) placed

in the hedgerows around the alfalfa plots. Sampling was conducted with CMR method in 2016 from April to September in 5 trapnight periods a month.

The aim of our study was to investigate the quantitative and qualitative distribution of small mammals in and between alfalfa plots and hedges. Thereafter we evaluated the correlation between the small mammal abundances and the structural variables of the 50m sections of hedges.

We detected 6 species in alfalfa and 9 in hedgerows. A difference in small mammal composition and in community structure was observed between the two plots' hedges. The striped field mouse was eudominant in the hedgerows surrounding plot B4A. In contrast, in the hedges surrounding the smaller plot B07 the yellow-necked mouse was eudominant. However, striped field mice and wood mice occurred in higher frequency in plot B07. In the case of the smaller plot there was no significant difference in the diversity relations between the alfalfa plot and the surrounding hedgerows, while in the case of the bigger plot the small mammal community was significantly more diverse in the plot than in the hedgerows

Keywords: small mammals, hedgerows, green corridors, agriculture

KISEMLŐS MONITOROZÁSI ADATOK KÖZÖSSÉGI SZINTŰ ÉRTÉKELÉSE KÜLÖNBÖZŐ KORÚ ERDŐÁLLOMÁNYOKBAN

Tóth Dániel¹, Csicsék Gábor, Harmat Máté, Horváth Győző
Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék,
7624, Pécs, Ifjúság útja 6., ¹tothdaniel0@gmail.com

Összefoglaló: Munkánk során 2007-es és 2016-os kisemlős monitorozási adatokat használtunk fel közösségi szintű értékelésre. A kisemlősök felmérését egyrészt a mindkét időszakban vizsgált két élőhelyfoltban (védett idős erdőállomány, vékonyrudas állomány), továbbá 2016-ban ezekhez közel fekvő végvágás utáni újulatban végeztük. Jelen munkánk fő célja, hogy a területen 2007 és 2016 őszén, a különböző korú erdőállományokban detektált kisemlős együttesek faj-gyakorisági viszonyainak összehasonlító értékelését elvégezzük. A védett idős és a vékonyrudas állomány esetén a majdnem tíz éves összehasonlításban a fajszám hasonló volt, illetve a diverzitási indexek értéke alapján sem kaptunk szignifikáns különbséget az időszakok között. Ezt az eredményt a Rényi-féle diverzitási rendezés is alátámasztotta, bár a vékonyrudas állomány esetén a két diverzitási profil nem metszi egymást, de az adott alfa-paraméter értékeknél számított diverzitási statisztika igazolta, hogy ennél a területnél sem rendezhető diverzitás szerint a két időszakban regisztrált kisemlős együttes. A közösségi struktúra vonatkozásában 9 év távlatában nem találtunk különbséget az idős erdőállomány esetén, viszont a vékonyrudas állományban 2016-ban a sárganyakú erdeiegér relatív arányának a csökkenése megváltoztatta a közösségi struktúrát. Mindkét területen, mindkét időszakban a vöröshátú erdeipocok volt a legmagasabb dominanciával megjelenő faj. A mintavételezéshez 2016-ban kijelölt végvágás utáni újulat fajszáma és diverzitása az előző két terület mindkét időszakban számított értékeinél szignifikánsan magasabb volt. A becsült fajgazdagság minden esetben lényegesen nagyobbak bizonyult a megfigyelnél, ezért a fajgazdagság pontosabb becslésére a jövőben további becslési módszerek bevonása indokolt.

Kulcsszavak: kisemlős, erdőgazdálkodás, diverzitás, fajgazdagság becslés

EVALUATION OF SMALL MAMMAL MONITORING DATA AT COMMUNITY LEVEL IN DIFFERENT FORESTS

Abstract: During our study we used small mammal monitoring data from 2007 and 2016 to evaluate the small mammal assemblages at community level. The survey of small mammals was performed in two habitat patches (protected old forest stand, young forest stand) which were investigated in both periods and in an area which is close to these two patches (regrowth after clear-cutting) in 2016. Our main objective is to evaluate species frequency of the detected (in both habitats and years) small mammal assemblages. In case of the old and the young forest stand the number of species and the diversity indices was not had significant difference between the two years. This results were confirmed by the Rényi diversity ordering. In relation to the community structure there was no difference between the two periods in the protected old forest however in the case of the young forest stand the increasing relative abundance of yellow-necked mouse changed the community

structure by 2016. The most abundant species was the bank vole in both years and habitat patches. The number of detected species and the diversity indices was significantly higher in the third habitat patches (regrowth after clear-cutting) than in the other two forest habitat. The estimated species richness' were significantly higher than the observed species richness' in each cases thus it is appropriate to involve more estimation methods in the future to estimate more accurate species richness values.

Keywords: small mammal, forest management, diversity, species richness estimation

KISEMLŐSÖK MENNYISÉGI VÁLTOZÁSA INTENZÍV MŰVELÉSŰ MEZŐGAZDASÁGI TERÜLETEN GYÖNGYBAGOLY (*TYTO ALBA*) KÖPETVIZSGÁLATOK ALAPJÁN

Horváth Adrienn¹, Hendinger Virág², Morvai Anita³, Horváth Gyöző⁴
Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék,
H-7624 Pécs, Ifjúság útja 6., ¹horvath.adrienn.1989@gmail.com,
²viraghendinger@hotmail.com, ³morvai.anita92@gmail.com, ⁴hgypete@gamma.ttk.pte.hu

Összefoglaló: A tájhasználat változása és a mezőgazdaság intenzitásának növekedése jelentős hatást gyakorol a kisemlős közösségek összetételére és folyamataira. A kisemlősök, különös tekintettel a kártevő rágcsálófajok gradációs időszakának előrejelzéséhez ismerünk kell az adott faj populációdinamikáját, a demográfiai változások szezonális és többéves mintázatát.

A gyöngybagoly köpetvizsgálata alapján célunk, hogy vizsgáljuk az intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló területeken előforduló kisemlős fajok, különböző taxonok, kiemelten a mezei pocok (*Microtus arvalis*), mint fő kártevő faj abundancia változását. A fajok és taxonok, valamint az élőhely preferencia alapján lehatárolt zsákmánycsoportok gyakorisági, illetve a diverzitás paraméterek értékeinek megoszlását a mezei pocok demográfiai csúcs és összeomlás periódusainak összehasonlításában Mann-Whitney U teszttel vizsgáltuk. Az éves minták csoportosítását klasszifikációs és regressziós fa (CART) alapján végeztük el, hogy vizsgáljuk a mezei pocok és a gyöngybagoly lokális állományának elkülönített demográfiai fázisainak (magyarázó változók), valamint az egyéb fajok és taxonok abundanciája és az időjárási paraméterek (folytonos változók) hatását.

A mezei pocok demográfiai csúcs és összeomlás időszakai között több taxon tömegességi értékében volt szignifikáns különbség. A gyöngybagolyok a mezei pocok relatív hiányát az egérfélék (*Apodemus* és *Mus* genus) fogyasztásával kompenzálták. A regressziós fa-analízis alapján a minták osztályozásban az őszi átlagos csapadék mennyiségnek volt legnagyobb hatása, valamint a különböző taxonok mennyiségét tekintve az *Apodemus* és *Mus* fajoknak volt a legnagyobb jelentősége.

Kulcsszavak: mezőgazdasági terület, mezei pocok, összeomlás, demográfiai csúcs, klasszifikációs és regressziós fa analízis

QUANTITATIVE CHANGE OF SMALL MAMMALS IN INTENSIVELY CULTIVATED AGRICULTURAL LANDSCAPE BASED ON BARN OWL (*TYTO ALBA*) PELLET ANALYSIS

Abstract: The change in land use and the increase in intensity of agriculture have significant effect on the composition and processes of small mammal communities. To forecast the outbreak periods of the small mammals, especially pest rodents we need to know the population dynamics, the seasonal and multiannual pattern of the given species.

Based on barn owl pellet analysis, our aim was to investigate the change of abundance the species occurring in intensively cultivated agricultural landscape, especially the common vole (*Microtus arvalis*) which is a principal pest species. We tested the distribution

the relative abundance of species, different taxa and functional groups of prey separated by habitat preference as well as the distribution of the diversity parameters, comparing the peak and collapse demographical periods of the common vole using Mann-Whitney U test. The grouping of samples were implemented by the classification and regression trees analysis to evaluate the effect of the distinct demographical phase of common vole and local population of barn owl as predictor variables and abundance of another species and different taxa as well as weather conditions as continuous variables.

In case of more taxa the abundance was significantly different between the common vole's demographical phases of peak and collapse. The relative absent of the common vole was compensated with the consumption of *Apodemus* and *Mus* genus in the diet of barn owls. Based on regression trees analysis, the classification of samples was mostly influenced by the autumn precipitation and abundance of *Apodemus* and *Mus* species.

Keywords: agriculture, common vole, collapse, demographical peak, classification and regression trees analysis

Kisemlősök mennyiségi változása intenzív művelésű mezőgazdasági területen gyöngybagoly (*Tyto alba*) köpetvizsgálatok alapján

Horváth Adrienn, Hendinger Virág, Morvai Anita, Horváth F. Győző

Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék
H-7624 Pécs, Ifjúság útja 6.

E-mail: hgypete@gamma.ttk.pte.hu

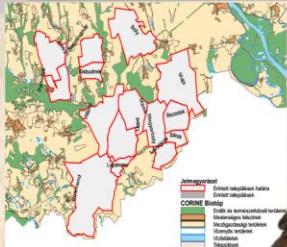
XIII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia, Kolozsvár 2017. április 5-8.



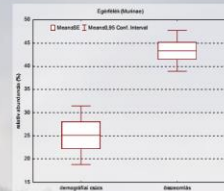
Bevezetés

A mezőgazdasági területek kisemlős közösségeinek kutatása világszerte frekvenciát területe a kisemlős ökológiának, melyben kiemelt szerepet kap a mezőgazdasági kártevő fajok vizsgálata. A gyöngybagolyok táplálék-összetételének elemzése a leginkább alkalmazott indirekt módszer a kisemlősök elterjedésének és mennyiségi viszonyainak a monitorozásához.

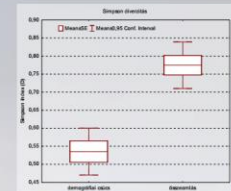
Vizsgálatunk során intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló régióra vonatkoztatott 22 éves adatsor alapján elemeztük a kisemlősök mennyiségi viszonyainak változását, melynek során figyelembe vettük a mezei pocok (*Microtus arvalis*) relatív gyakoriságában jellemző trendeket, a gyöngybagoly demográfiai trendjében elkülönített időszakokat, illetve a 22 éves periódus legfontosabb időjárás jellemzőit.



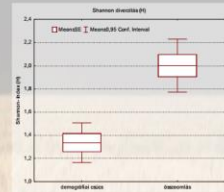
1. ábra: A 16 vizsgált település elhelyezkedése a Boly Zrt. működési területén



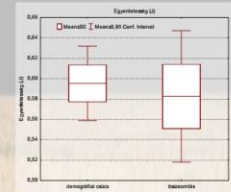
2. ábra: Az egérfélék (Murinae) megoszlása a csúcs és őszeomlás időszakában



3. ábra: A Simpson-diverzitás különbsége a csúcs és őszeomlás időszakában



4. ábra: A Shannon-diverzitás különbsége a csúcs és őszeomlás időszakában



5. ábra: Az egyenletesség megoszlása a csúcs és őszeomlás időszakában

Eredmények

A mezei pocok demográfiai csúcsainak és az őszeomlás időszakainak összehasonlításában az egérfélék ($z = 3.25, P < 0.001$) relatív abundanciája az őszeomlás időszakában szignifikánsan magasabb volt, mint a mezei pocok demográfiai maximumával jelzett időszakokban (2. ábra). A cickányok azonban nem figyelhető meg szignifikáns különbség a két időszak összehasonlításában.

A fajdiverzitás mind a Shannon ($z = 3.480, P < 0.005$) (3. ábra), mind a Simpson index ($z = 3.754, P < 0.01$) (4. ábra) alapján a mezei pocok őszeomlása idején volt szignifikánsan magasabb. Az egyenletesség (J) is szignifikánsan különbözik a két időszak összehasonlításában ($z = 3.139, P < 0.01$) (5. ábra).

A CART osztályozás során figyelembe vett változók csoportosító szerepének rangsorában legnagyobb értékkel az erdeiegek csoportja vett részt a regressziós fa struktúrájának alakításában, továbbá a güzüegér, az igazi egerek genusa és a pírók erdeieger mennyiségének volt még jelentősebb szerepe a minták csoportosításában (6. ábra). Az időjárási tényezők hatását külön elemeztük. A regressziós fa struktúrájának alakításában az őszi csapadék mennyiség átlaga volt a leginkább meghatározó, de nagyobb hatással volt még a téli átlagszapadék mennyisége, valamint a téli átlaghőmérséklet értékei is. A minták osztályozását a mezei pocok trend és a települések csak kismértékben befolyásolták (7. ábra).

Anyag és módszer

Az elemzésben felhasznált adataink 1994-2015 között 16 Baranya megyei településről gyűjtött gyöngybagoly köpetekből származnak, amely települések a Boly Zrt. működési területén helyezkednek el (1. ábra).

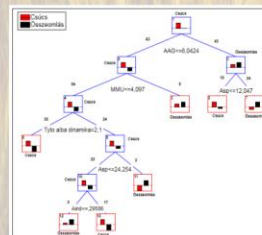
A taxonok abundancia, illetve a közösségi ökológiai paraméterek értékeinek megoszlását a mezei pocok mintázatában elkülönített demográfiai csúcs és őszeomlás periódusainak összehasonlításában vizsgáltuk, a statisztikai értékeléshez Mann-Whitney U tesztet alkalmaztunk.

A mezei pocok és a gyöngybagoly demográfiai trendjében elkülönített időszakok, valamint a települések (magyarzó változók), illetve a különböző taxonok mennyiségének és az időjárási paraméterek (folytonos változók) figyelembe vételével végeztük el az éves minták csoportosítását, ehhez klasszifikációs és regressziós fa (CART), mint visszatérő felosztási algoritmus módszerét alkalmaztuk.

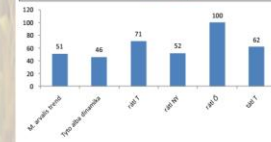
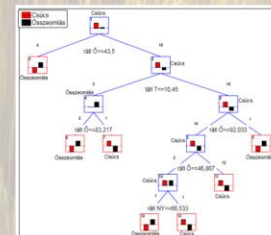
Értékelés

A vizsgált területen a mezei pocok dominál a gyöngybagoly táplálék-összetételében, az őszeomlás időszakában e faj hiányát az egérfélék (*Apodemus* genus, *Mus* genus) fogyasztásával kompenzálták a gyöngybagolyok. A diverzitás indexek a mezei pocok demográfiai őszeomlás idején szignifikánsan magasabbak voltak, bizonyítva a fő táplálék hiányának több prédafajjal történő kompenzálását.

A klasszifikációs és regressziós fa vizsgálatnál a taxonok szempontjából az erdei egereknek és a güzüegérnek (*M. spicilegus*), az időjárás paraméterek közül az őszi átlagos csapadéknak volt a legnagyobb jelentősége.



6. ábra: A regressziós fa módszerének eredménye az egérfajok figyelembe vételével



7. ábra: A regressziós fa módszerének eredménye az időjárási paraméterek jelentőségének figyelembe vételével

Közreműködők: A munkát a MME Pécsi Helyi Csoportja és az OMSZ támogatta.

EFFECT OF ARTIFICIAL CANOPY GAPS ON SMALL MAMMAL COMMUNITIES IN A FOREST RESERVE BUFFER ZONE

Gergely Jánosa*, Gyöző F. Horváth

University of Pécs, Faculty of Sciences, Institute of Biology, Department of Ecology,
7624 Pécs, Ifjúság útja 6., *gregor.janosa@gmail.com

Abstract: Based on our project at Bükkhát forest reserve we analyzed the composition of small mammal communities, the diversity and we examined the nestedness patterns in the influence of artificial canopy gaps.

For the research we placed 5 small (0,1–0,3 ha) and young (1–2 years) quadrats in artificial gaps (L1-L3), as well as 4 quadrats in closed forest. In the gaps and closed forest we applied 7×7 box traps, where the distance between the traps was 12 meters.

According to our hypothesis the nestedness temperature will increase due to the appearance of characteristic species of open areas in artificial gaps, thus the nestedness patterns of the gaps and closed forest will deviate. We assume that characteristic species of open areas will be those idiosyncratic species, which will cause disorder with their appearance.

Considering the community parameters, both species richness and diversity values were significantly higher in the artificial gaps. We analyzed the nestedness patterns in two different periods for the two different habitats. The two periods were separated based on the colonization of the common vole in the artificial gaps. The first period (2013–2014) included the demographic growing phase and the peak period of gradation, while the second term (2015–2016) contained the collapse of the population and the early growing phase. By the separation of the two terms the nestedness pattern in 2013–2014 significantly deviated from random pattern, so the small mammal communities in the closed forest were nested, while in the second period opposite results were detected.

Keywords: small mammal, community, forestry, gap, nestedness

LÉKES FELÚJÍTÓ VÁGÁS KISEMLŐS KÖZÖSSÉGEKRE GYAKOROLT HATÁSA ERDŐREZERVÁTUMI PUFFERTERÜLETEN

Összefoglaló: A Bükkhát Erdőrezervátum területén végzett monitoring alapján a lékes felújító vágás során kialakuló mesterséges lékek kisemlős együtteseinek fajkészletét és diverzitását elemeztük, valamint vizsgáltuk a fajok együttes előfordulási és a kisemlős közösségek egymásba ágyazottsági mintázatot.

A kisemlős felméréshez a vizsgálati területen 5 fiatalkorú (1–2 év) és kisméretű (0,1–0,3 ha) mesterséges lék, valamint 4 zárt erdőtagban helyeztünk ki mintavételi kvadrátot. A lékekben és az erdőfoltokban egyenként 7×7-es csapdahálót alkalmaztunk, ahol a csapdák közötti távolság 12 m volt.

Hipotézisünk szerint a mesterséges lékekben megjelenő nyílt területekre jellemző fajok növelik a rendezetlenséget, így a lékek és a zárt erdők egymásba ágyazottsági mintázata eltér. Feltételeztük, hogy a lékek területére kolonizálódó nyílt területek fajai lesznek azok az idioszinkratikus fajok, amelyek megjelenésükkel rendezetlenséget okoznak.

A közösségi paraméterek értékeit tekintve, mind a fajgazdagság, mind a diverzitás indexek értéke a lékek területén volt szignifikánsan magasabb, mint a zárt erdőfoltokban. Az egymásba ágyazottsági mintázatot eltérő időszakokban teszteltük, külön a lékekre és az erdőfoltokra. Az elemzéshez használt két időszakot a mezei pocok (*Microtus arvalis*) gradációs időszakban a lékekben megjelenő jelentős kolonizációja alapján különítettük el. Az első időszak (2013–2014) a mezei pocok növekvő fázisú demográfiai változását és gradációs csúcsát különítette el, míg a második időszak (2015–2016) a mezei pocok összeomlását és a következő demográfiai periódus kezdeti növekvő fázisát jelentette. A két időszak elkülönítésével az egymásba ágyazottsági mintázat 2013–2014-ben az erdőkben szignifikánsan eltért a random mintázattól, tehát a zárt erdőfoltok kisemlős együtteseinek egymásba ágyazottsági mintázatot kaptunk eredményül, viszont a második időszakban ezzel ellentétes értékeket mutattunk ki.

Kulcsszavak: kisemlős, közösség, erdőgazdálkodás, lék, egymásba ágyazottság

EFFECT OF ARTIFICIAL CANOPY GAPS ON SMALL MAMMAL COMMUNITIES IN A FOREST RESERVE BUFFER ZONE



Gergely Jánosa and Győző F. Horváth

University of Pécs, Faculty of Sciences, Institute of Biology, Department of Ecology
7624 Pécs, Ifjúság u. 6.

e-mail: gregor.janosa@gmail.com

XIII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia, Kolozsvár, April 5-8, 2017



Introduction

One of the biggest problems in nature conservation is the habitat fragmentation. Small mammals, especially specialist species and groups (e.g. shrews) are able to indicate habitat changes, disturbance, anthropogenic interference (such as forest management), and as consequence of these, the effects of fragmentation.

Based on our investigation in Bükkhát forest reserve we examined the influence of artificial canopy gaps on species composition and diversity of small mammal communities, furthermore we analyzed the co-occurrence and nestedness pattern of small mammal communities in spatial and temporal scale in relation with closed forests and gaps, as new open habitats.

Our main question: Does gap-based silvicultural management have an impact on nestedness patterns of small mammal communities?

Material and methods

For the research we placed 4 small (0.1 – 0.3 ha) and young quadrats in artificial gaps (G1-G3), as well as five quadrats in closed forest (Fig. 1). During the studies we used capture-mark-recapture (CMR) method with live catch traps. In the quadrats applied 7x7 box traps, where the distance between the traps was 12 meters.



Fig. 1 Location of the sampling sites in the buffer zone of Bükkhát Forest Reserve



We analyzed the co-occurrence pattern of small mammals based on presence-absence matrices compared to 10 000 random matrices with EcoSim 7.72 both in gaps and forest patches. For examining the co-occurrence pattern of small mammals we used the widely accepted fixed row – fixed column constraints, and the also highly accepted C-score, which is less sensitive for the sampling noise.

For nestedness pattern, we used Nestedness Temperature Calculator, which can identify nestedness pattern and species that are most harming this pattern. The matrix temperature can be 0°-100°, where 0° represents perfect order, nestedness and 100° perfect chaos, anti-nestedness in the matrix. Based on these, mechanisms that are forming nestedness can be deduced.

For analysis, we selected two period based on the colonization of the common vole (*Microtus arvalis*). The first period (2013-2014) contained the growing phase of its demographic changes and the peak of gradation, while the second period (2015-2016) contained the collapse of the population and the start of the next growing phase.



Conclusion

Answering the main question, we proved, that gap-based silvicultural management has an impact on nestedness patterns of small mammal communities.

By registering temporal changes in nestedness we can obtain information about communities of investigated areas, which allows us to prepare and apply proper treatment plans for the protected species. Besides examination of presence in unexpected areas, nestedness analysis can draw attention to factors, responsible for the pattern, which can be used in management planning. Nestedness analysis can provide information about habitat-preference of each species, which can be used for other investigations to picture the condition of an area and its communities and populations.

Acknowledgement:

Our project was supported by the ÚNKP-16-2 New National Excellence Program of the Ministry of Human Capacities. Moreover thanks to our school mates for participating in our work.



Results

During our investigation we captured 1956 individuals of 13 species in 2013-2014, and 2308 individuals of 14 species in the second period. In the buffer zone 6 shrew species (Soricidae), 3 vole species (Arvicolinae), 3 mice species (Murinae) and one dormice species (Gliridae) occurred.

In compare of the number of species we detected significant difference in the type of habitats (two-sample t-test: $t = 5.291$, $p < 0.001$) (Fig. 2).

Based on the distribution of the sum of Shannon-diversity for the habitats, the values were significantly higher in the artificial gaps, than in the closed forest ($t = 12.786$, $p < 0.001$) (Fig. 2).

Nevertheless neither in the number of species, nor in the values of diversity was no significant difference experienced between the sampling periods ($t = 0.3102$, n.s.; $t = 0.1758$, n.s.) (Fig. 2).

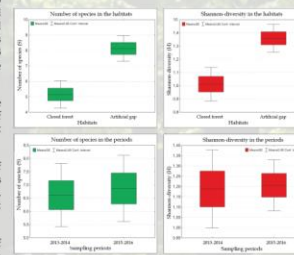


Fig. 2 Difference of the average species number and diversity between the two habitats and in the sampled years

Table 1 Co-occurrence results from matrices

Observed	Expected		p (obs <= exp)	p (obs >= exp)
	Mean	Variance		
Fixed row – fixed column				
C-score	7,200	6,7139	0,057	0,965
Checkerboard	19,00	15,168	6,0162	0,9552
Combination	22,00	23,8432	1,9292	0,1619

The C-score was significantly higher in our presence-absence matrix, than expected value of the random matrices, which show low probability of co-occurrence. The higher C-score we experienced assume competition within the community (Table 1).

In the 2013-2014 period in case of closed forest there was significant difference between the observed and the random matrices (2013-2014 closed forest: $Tobs. = 63^\circ$, $Trand. = 34,71^\circ \pm 11,91^\circ$; $p < 0,01$), so there is a small chance that a random matrix temperature could be lower, than the observed matrix temperature, therefore the small mammal community of the closed forest was nested (Fig 3). In contrast, the community of small mammals did not show nested pattern in the artificial gaps (2013-2014 artificial gaps: $Tobs. = 25,72^\circ$, $Trand. = 39,91^\circ \pm 10,91^\circ$; n.s.) (Fig 4).

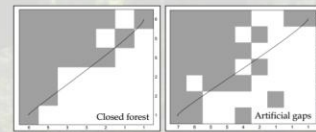


Fig. 3-4 Packed matrices based on presence-absence data from the closed forest and the gaps in the first period



Fig. 5-6 Packed matrices based on presence-absence data from the closed forest and the gaps in the second period

In the second period the results were the opposite. We identified significant difference between the observed and the random matrices temperature for the artificial gaps (2015-2016 artificial gap: $Tobs. = 19,75^\circ$, $Trand. = 42,23^\circ \pm 10,5^\circ$; $p < 0,05$), so it can be considered nested (Fig 5). However, we could not certify nestedness pattern of small mammal communities in the closed forest, because there was no significant difference between the matrices (2015-2016 closed forest: $Tobs. = 20,91^\circ$, $Trand. = 26,89^\circ \pm 13,78^\circ$; n.s.) (Fig 6).

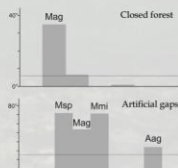


Fig. 7 Idiosyncratic species in the sampling sites in the first period

Nestedness can give information about presence of idiosyncratic species and identify them, thus we can take into consideration the response of species for disturbance in designing conservation treatments (Fig. 7-8).

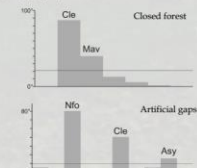


Fig. 8 Idiosyncratic species in the sampling sites in the second period

SPATIAL RESPONSE OF SMALL MAMMALS TO FRAGMENTATION CAUSED BY GAP-BASED FOREST MANAGEMENT

Krisztina Kelemen¹, Gábor Csicsek², Dániel Tóth³, Győző F. Horváth⁴
University of Pécs, Faculty of Natural Sciences, H-7624 Pécs, Ifjúság Str. 6.,
¹kelemenmenator@gmail.com, ²csicsek@gamma.ttk.pte.hu, ³tothdaniel0@gmail.com,
⁴hgypete@gamma.ttk.pte.hu

Abstract: In Bükkhát Forest Reserve in 2015 and 2016 we studied the microhabitat associations of three dominant small mammal species and the effect of gap cutting on these small mammals. We used the data collected with live trapping for four months (CMR method) in the open gaps and closed forest stands located in the buffer zone. In each sampling plot a 7×7 grid was placed. For the analyses we used the data of the yellow-necked mouse, the bank vole and the habitat generalist striped field mouse. The effect of heterogeneity caused by forest management was assessed by generalized linear mixed models (GLMM), where fixed effects were habitat, year and season. The differences of sampling plots were built in as random effects. For each species the effect of habitat was highlighted by the models. The relationships between the vegetation structure and the abundance of small mammals were estimated by an ordination method, redundancy analysis (RDA) using the 14 botanical variables measured in botanical quadrats laid around the traps. Monte Carlo permutation tests showed that the results of the ordination were significant. Microhabitat associations of small mammals were then assessed by GLMM with the vegetation data. In this case, the botanical variables were built in as fixed effects. Corrected AIC values were calculated for each model. Model weights were used for model selection. The results of the models showed that yellow-necked mice and bank voles preferred the closed stands, while striped field mice preferred the open gaps.

Keywords: small mammal, forest reserve, GLMM, artificial gap

DOMINÁNS KISEMLŐSÖK TÉRBELI SZEGREGÁCIÓS VÁLASZA LÉKES FELÚJÍTÓVÁGÁS HATÁSÁRA KIALAKULÓ FRAGMENTÁCIÓRA

Összefoglaló: A Bükkhát Erdőrezervátum területén 2015-ben és 2016-ben a lékes felújítóvágás három domináns kisemlős faj abundanciájára gyakorolt hatását és a kisemlősök mikroélőhely asszociáltságát vizsgáltuk. A pufferterületen található nyílt lékekben és a környező zárt erdőfoltokban négy hónapon keresztül elevenfogó csapdázással gyűjtöttük adatainkat. A mintaterületeken 7×7-es csapdahálót helyeztünk el, 12 m-es csapdaközökkel. A sárganyakú erdeiegér (*Apodemus flavicollis*) és a vöröshátú erdei pocok (*Myodes glareolus*), valamint az élőhely generalista pirók erdeiegér (*Apodemus agrarius*) CMR módszerrel kapott adatait használtuk fel. Az erdőgazdálkodás következtében kialakuló heterogenitás hatását általánosított lineáris kevert modellek (GLMM) felhasználásával elemeztük. A modellekbe fix változóként a habitat, az év, az érintett évszak hatását építettük be. Random hatásként vettük figyelembe a vizsgált mintakvadrátok különbségeit. A vegetációstruktúra és a kisemlősök tömegesség értékei közti összefüggést ordinációs eljárással,

redundancia analízis (RDA) segítségével elemeztük, amihez a csapdapontok körül felmért 14 botanikai változót használtuk. A Monte Carlo permutációs tesztek alapján az analízis eredményei szignifikánsak. A továbbiakban a kisémlősök mikroélőhely asszociációinak vizsgálatához botanikai változókat használtuk fel az általánosított lineáris kevert modellekben. Ebben az esetben a botanikai változók szerepeltek fix változóként, míg a mintaterületek különbségét tekintettük random tényezőnek. Minden modell esetén megadtuk az AICc értéket. A modellszelekció a modellsúly alapján történt. A modellezés minden faj esetén kiemelte az eltérő habitatok jelentőségét. A sárganyakú erdeiegér és a vöröshátú erdei pocok elsősorban a zárt erdőfoltokat használta, míg a pirók erdeiegér a lékeket preferálta.

Kulcsszavak: kisémlős, erdőrezervátum, GLMM, mesterséges lék

Spatial response of small mammals to fragmentation caused by gap-based forest management



Krisztina Kelemen¹, Gábor Csiesek², Dániel Tóth¹, Gyözö F. Horváth¹

¹University of Pecs, Faculty of Sciences, Institute of Biology, Department of Ecology
²University of Pecs, Faculty of Sciences, Institute of Biology, Department of Hydrobiology
 H-7624 Pecs, Ifjuság Str. 6. E-mail: kelemenmenor@gmail.com, csiesek@gamma.ttk.pte.hu, tothdaniel0@gmail.com, hgypte@gamma.ttk.pte.hu



13th Carpathian Basin Conference for Environmental Sciences

Introduction

In Bükkhát Forest Reserve we studied the habitat use and spatial segregation of three small mammal species - yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*), striped field mouse (*Apodemus agrarius*), and bank vole (*Myodes glareolus*). This study may contribute to the evaluation of the effects of disturbance and fragmentation caused by the forestry practice used in the area of the forest reserve.



Figure 1: Location of the sampling area in the buffer zone of the Forest Reserve (Gaps: L1, L3, L5; Closed Forest Stands: K1, K2, K3)

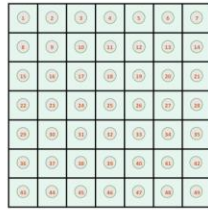


Figure 2: Sampling grids of vegetation survey

Materials and methods

Our study was conducted in 2015 and 2016 in the closed forest stands and gaps in the buffer zone of the Forest Reserve (Figure 1). Data were obtained from July to October each year. We used the CMR method for live-trapping. Traps were established in 7x7 grids and checked every morning. We examined macrohabitat associations using Generalized Linear Mixed Models (GLMM), where fixed effects were habitat, year and month and the random effect was the sampling quadrat. Microhabitat associations were assessed by Redundancy Analysis (RDA), based on the vegetation data (14 variables, Table 1) collected in botanical quadrats laid around the traps (Figure 2). Botanical variables chosen by RDA were then built in the models as fixed effects.

Table 1: Botanical variables used in microhabitat analyses

CC: Canopy cover (%)	SLC: Cover of leaf litter (%)
TDA: Average trunk diameter (cm)	DWC: Cover of deadwood (%)
TIN: Number of tree individuals (pc)	DWL3: Length of deadwood (m) in thickness category 3-10 cm
SLC: Cover of shrub layer (%)	DWL2: Length of deadwood (m) in thickness category 10-40 cm
SLM: Average height of shrub layer (cm)	DWL1: Length of deadwood (m) in thickness category >40 cm
MHC: Cover of herb layer (%)	SN: Number of stacks of logs (pc)
MHA: Average height of herb layer (cm)	CTN: Number of cut trunks (pc)



Results

Model selection was carried out using model weights calculated from $\Delta AICc$ values. Results of only the most supported models are shown (Table 2).

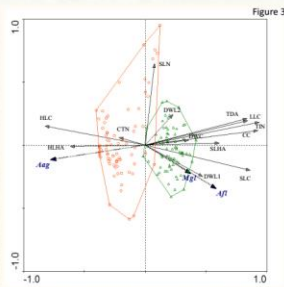
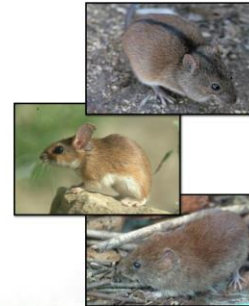
Striped field mouse: the significant positive effect of Gaps show that the individuals of this species occurred mostly in the open areas caused by forest management. The negative effect of Summer reflects the annual dynamics of the species: the growth in abundance occurs in late summer or autumn. Based on the result of the interaction, the effect of gaps was stronger in summer ($B = 2.962$, $t = 5.392$, $P < 0.001$).

Yellow-necked mouse: the effect of the Gaps on the abundance was significant negative, showing that this species used closed forest stands. However, the interaction shows that in summer the effect of Gaps is weaker ($B = -0.209$, $t = 0.997$, n.s.), meaning that yellow-necked mice used gaps and closed forest stands equally in summer.

Bank vole: on the numbers of this species Gaps had a negative effect. In summer this effect was stronger ($B = -3.367$, $t = 4.272$, $P < 0.001$).

Table 2: results of GLMM

<i>A. agrarius</i>	B	z	p
Intercept	0.693	2.109	<0,05
Gap	1.378	3.048	<0,01
Summer	-2.368	-7.884	<0,001
2016	-0.242	-3.363	<0,001
Gap × Summer	1.584	5.076	<0,001
<i>A. flavicollis</i>	B	z	p
Intercept	1.645	20.621	<0,001
Gap	-1.192	-8.415	<0,001
Summer	-0.322	-3.673	<0,001
Gap × Summer	0.983	6.395	<0,001
<i>M. glareolus</i>	B	z	p
Intercept	0.059	0.157	n.s.
Gap	-0.969	-1.710	n.s.
Summer	0.258	1.564	n.s.
Gap × Summer	-2.398	-4.375	<0,001



The results of the RDA are shown in the triplot diagram (Figure 3). The contrast of two habitat types is evident: herb layer is denser and higher in gaps, while closed forest stands are characterised by dense canopy, shrub and the abundance of deadwood and leaf litter. Striped field mice show correlation with dense and high herb layer, while the other two species used habitats with dense shrub layer and much deadwood.



The effect of some botanical variables was confirmed by GLMM models (Table 3). Model selection was carried out as described above.

Table 3: results of GLMM with botanical variables

<i>A. agrarius</i>	B	z	p
Intercept	6.801	1.367	n.s.
MHA	-3.254	-1.106	n.s.
TIN	-12.550	-2.098	<0,05
MHA × TIN	6.233	1.755	n.s.
<i>A. flavicollis</i>	B	z	p
Intercept	-0.319	-1.213	n.s.
SLC	0.879	4.245	<0,001
<i>M. glareolus</i>	B	z	p
Intercept	-3.011	-7.917	<0,001
SLC	1.106	4.015	<0,001

Discussion

Models highlighted the positive effect of gaps on the abundance of the striped field mouse. The effect of gaps differed between seasons in the case of all three species. RDA highlighted that gaps and closed forest stands contrast with each other, and the spatial segregation of the species based on the botanical variables was well marked. The effect of some botanical variables was confirmed by models. The habitat heterogeneity caused by forest management thus contributed to the spatial segregation of the three species.

Acknowledgements - We thank the students of the Department of Ecology for their enthusiastic work.

THIS STUDY WAS SUPPORTED BY THE ÚNKP-16-2 NEW NATIONAL EXCELLENCE PROGRAM OF THE MINISTRY OF HUMAN CAPACITIES OF HUNGARY



THE WINTER DIET OF LONG-EARED OWL (*ASIO OTUS*) OF DIFFERENT GEOGRAPHICAL HABITAT IN HUNGARY

Morvai Anita¹, Horváth Adrienn², Horváth Győző³

University of Pécs, Faculty of Natural Sciences, Institute of Biology, Department of Ecology, H-7624, Pécs, Ifjúság street 6., ¹morvai.anita92@gmail.com, ²horvath.adrienn.1989@gmail.com, ³hgypite@gamma.ttk.pte.hu

Abstract: The winter diet of long-eared owl (*Asio otus*) has been well documented in northern and central Europe and North America, but there is just a few comparative research at the landscape level for Hungary. We studied the winter diet of long-eared owls in fragmented farmlands based on pellet analysis of five localities from different geographical regions in Hungary. These non-breeding winter roosts were in Tiszabura, Izsák, Felsőszentiván, Drávasztára and Fehértó. These localities take place in different sides of Hungary's lowland. The pellets were collected in the winters of 2014/2015, 2015/2016, 2016/2017. The three winter period represented the three phase of common vole's (*Microtus arvalis*) demographical change. The first winter was after the outbreak of common vole, the second winter represented the phase of collapse and the third period means the increasing phase of demographical change of these prey species.

Our major goal was to evaluate geographical and temporal differences in prey species composition and relative abundance. Diet was dominated by small mammals (mostly *Microtus arvalis*, *Apodemus* spp.), with birds the second most abundant group. We tested the hypothesis that the difference of food composition of long-eared owl larger between different periods which determined by the abundance of common vole than different geographical regions in lowland landscape. We used homogeneity test (G-test) which showed more differences between geographical regions than temporal periods.

Keywords: *Asio otus*, winter diet, small mammals, geographical and temporal differences

TELELŐ ERDEI FÜLESBAGLYOK (*ASIO OTUS*) TÁPLÁLÉK-ÖSSZETÉTELÉNEK VIZSGÁLATA KÜLÖNBÖZŐ ÉLŐHELYEKEN

Összefoglaló: A telelő erdei fülesbaglyok (*Asio otus*) táplálék-összetételét már jól dokumentálták Észak- és Közép-Európában, azonban Magyarországon kevés átfogó táj-szintű kutatást végeztek. Fragmentált mezőgazdasági területen telelő erdei fülesbaglyok táplálék-összetételét tanulmányoztuk köpet vizsgálatok alapján öt különböző magyarországi régióból. A minták a téli időszakot jellemző telelő helyekről származtak: Tiszabura, Izsák, Felsőszentiván, Drávasztára és Fehértó. A köpeteket 2014/2015, 2015/2016, 2016/2017 telén gyűjtöttük. A három téli időszak reprezentálja a mezei pocok (*Microtus arvalis*) demográfiai változásának három fázisát. Az első tél jelenti a mezei pocok állomány csúcsát, a második az összeomlás fázisát, a harmadik pedig a faj többéves populációdinamikájának összeomlását követő, növekvő létszámú időszakát.

Fő célunk volt megvizsgálni a földrajzi és időbeli különbségeket a baglyok zsákmány-összetételében és azok relatív abundanciájában. A zsákmányfajok között a kisemlősök (főleg *Microtus arvalis*, *Apodemus* genus) domináltak, de a madarak is számottevőek voltak. Null hipotézisünk, hogy az erdei fülesbagoly táplálék-összetétele jobban különbözik az évek között (a mezei pocok abundanciája miatt), mint a különböző földrajzi régiókban.

A fajok relatív arányait homogenitás-vizsgálattal (G-teszt) hasonlítottuk össze, mely kimutatta a földrajzi helyek közötti nagyobb eltérést. Ezen eredmény alapján elvetettük a null hipotézist és az alternatív hipotézist fogadtuk el, mely szerint a földrajzi helyek jobban befolyásolják a táplálék-összetételt, mint az időbeli kisemlős állomány változások.

Kulcsszavak: *Asio otus*, téli táplálék-összetétel, kisemlősök, földrajzi és időbeli különbségek

The winter diet of Long-eared owl (*Asio otus*) of different geographical habitat in Hungary



Anita Morvai, Adrienn Horváth, Győző Horváth

University of Pécs, Faculty of Natural Sciences, Institute of Biology, Department of Ecology

e-mail: morvai.anita92@gmail.com



Introduction

The Long-eared owl (Linnaeus, 1758) belongs to the most numerous species of owls in Hungary (6500-12000 pairs). It lives in habitats of variable forest cover but avoids large, dense forests since it preys in open areas of fields and meadows. An interesting occurrence of this species is aggregating of more individuals in the town residential areas during the winter. Scientists state potential reasons of a better micro-climate of the localities and the anti-predation strategy of owls guide their roosting behaviour. These winter roosts are often located in groups of evergreens. This allows studying their diet based on numerous collections of pellets. It preys mainly on rodents, such as voles (*Microtus* spp.), mice (*Apodemus* spp., *Mus* spp.) and rats (*Rattus* spp.). The proportions of these rodents in the diet vary highly, mostly according to their population fluctuations and accessibility in the diversity of open habitats. The aim of present study was to survey and compare the diet of Long-eared Owl between four test areas in different geographical habitat and between sampling years.

Material and methods

The study was conducted in four lowland areas: Tiszabura(1), Izsák(2), Felsőszentiván(3), Drávasztára(4). Composition of the owls' diet was estimated by the analyses of pellets collected from under trees, where the birds had rested. Material for analyses was from 3 years winter seasons (2015, 2016, 2017). The intact and well-preserved pellets were analysed separately in order to estimate the prey number. Prey species were determined based mainly on skull (maxilla) and jaw (mandibula) according to Schmidt (1967), Ács (1985) and Újhelyi (1994).

Data obtained from pellets analysis were evaluated using statistic program PAST and STATISTICA 8.0. The diversity index (H') was calculated by using the Shannon and the Simpson index. The G-test test was used for Arvicolinae and for Murinae in percentage of prey, to compare the communal roosts between the test areas and between the sampling years. The *Rattus* sp., *Mus* sp., *Apodemus* sp. and *Microtus minutus* were polled as Murinae. Species like *Microtus* sp., *Arvicola amphibius* and *Myodes glareolus* were polled as Arvicolinae. Shapiro-wilk test was used to test normality. Data were tested by using One-way ANOVA and the results is shown on Box plots.



Results

The 12 study material contained remains of 2,681 prey items of the Long-eared owl. Most of prey animals were mammals; other taxa like birds or insects were preyed upon very rarely. Species diversity of owls' prey was highest in Felsőszentiván ($H'=0.91$) and lowest in Izsák ($H'=1.81$) (Table 1). The eudominant individual of prey in each nesting localities was *Microtus arvalis* which clearly dominated constituting from 32.11% to 79.13% of prey. It is conformable with the statement of ecologists that the Long-eared Owl is a typical monophage, which is specialized in hunting of *Microtus arvalis* in our environmental conditions.

We used homogeneity test (G-test) which showed more differences between geographical regions (Table 2) than temporal periods. Because of this, the data -between the test areas- were tested by using One-way ANOVA. Which showed that *Microtus arvalis*, *Apodemus agrarius*, *Apodemus* sp. and *Mus* sp. were significant (Fig. 1).

Despite the smaller quantity of the material the results are interesting mainly for their diversity. The lower frequency of constantly dominant *Microtus arvalis* has been compensated by accessory species (*Apodemus agrarius*, *Apodemus* sp., *Microtus minutus*, and *Mus* sp.). The probable cause of the lesser amount of *Microtus arvalis* in diet has been originated by the retrogradation of this species.

Locality-Prey	Tiszabura	%	Izsák	%	Felsőszentiván	%	Drávasztára	%
<i>Crocodylus susvolens</i>	1	0,15	2	0,25	1	0,18	1	0,15
<i>Neomys</i> sp.	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,15
<i>Microtus agrestis</i>	1	0,15	1	0,12	2	0,37	15	2,26
<i>Microtus arvalis</i>	508	76,16	637	79,13	175	32,11	261	39,31
<i>Microtus subterraneus</i>	2	0,30	0	0,00	5	0,92	3	0,45
<i>Arvicola amphibius</i>	1	0,15	4	0,50	0	0,00	0	0,00
<i>Myodes glareolus</i>	0	0,00	5	0,62	3	0,55	4	0,60
<i>Apodemus agrarius</i>	14	2,10	13	1,61	46	8,44	150	22,59
<i>Apodemus</i> sp.	48	7,20	78	9,69	170	31,19	120	18,07
<i>Microtus minutus</i>	22	3,30	15	1,86	14	2,57	84	12,65
<i>Mus musculus</i>	0	0,00	0	0,00	3	0,55	4	0,60
<i>Mus spicilegus</i>	20	3,00	16	1,99	62	11,38	11	1,66
<i>Mus</i> sp.	41	6,15	11	1,37	54	9,91	5	0,75
<i>Rattus</i> sp.	2	0,30	0	0,00	0	0,00	0	0,00
<i>Mustela putorius</i>	0	0,00	1	0,12	0	0,00	0	0,00
Birds	7	1,05	21	2,61	9	1,65	4	0,60
Insects	0	0,00	1	0,12	1	0,18	1	0,15
TOTAL	667	100,00	803	100,00	543	100,00	664	100,00
Simpson 1/D	0,4091		0,3642		0,7824		0,7539	
Shannon H'	1		0,9137		1,809		1,692	

Table 1 Compositions of the winter food of Long-eared 3 years cumulatively.

Locality	Tiszabura	Izsák	Felsőszentiván	Drávasztára
Tiszabura	0,17	0,70	22,88*	30,21*
Izsák	18,01**	28,84**	15,65*	22,48*
Felsőszentiván	10,06*	12,84**	0,92	0,58
Drávasztára	10,06*	12,84**	0,92	0,58

* $P < 0.01$

** $P < 0.001$

Table 3 Homogeneity test (G-test) of Murinae between test areas.

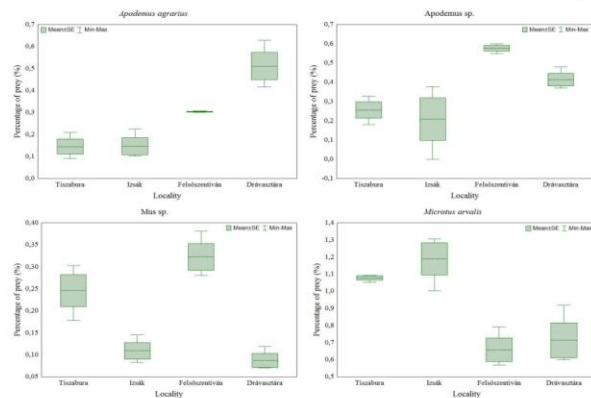


Fig.1 Box plots of the main species significant difference between test areas 3 years cumulatively.



Intresting Observation

In 2016 and 2017 we found several song birds' rings in the pellets from Izsák. The winter roost is near to a Bird Ringing Station. The birds were mainly *Parus caeruleus*, but there was one *Emberiza schoeniclus* and one *Acrocephalus scirpaceus*.

A MEZEI POCOK (*MICROTUS ARVALIS*) ÁLLOMÁNY AKTÍV JÁRATSZÁMOLÁSON ALAPULÓ MONITOROZÁSA INTENZÍV MŰVELÉSŰ MEZŐGAZDASÁGI TERÜLETEN

Somogyi Balázs A.^{*}, Szünstein Máté, Kusz Petra, Horváth Gyöző F.
Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék, 7624
Pécs, Ifjúság útja 6. Magyarország, ^{*}sobal@freemail.hu

Összefoglaló: A kártevő rágcsálófajok gradációs időszakának előrejelzéséhez, a jelentősebb kártétel megelőzését biztosító kezelések hatékonyságának növeléséhez ismernünk kell az adott faj populációdinamikáját. Európában a legnagyobb népességben megjelenő kártevő rágcsálófaj a mezei pocok. A faj többéves populáció ciklusai Nyugat-, és Közép-Európában is ismertek, a gradációs időszakban jelentős mezőgazdasági károkat okoz. A Bóly Zrt. működési területén, Beremend-Püspökbóly térségében 2016. február és november között 5 alkalommal 3 (B4-A, B7, B14) eltérő fekvésű, méretű és korú lucernaparcellában végeztünk indirekt, betemetett és újranyitott (aktív) járatszámoláson alapuló mintavételt.

Az elevenfogó csapdázásra kijelölt 1 ha területeken belül egyrészt a csapdaháló rácspontjai által lehatárolt 100 db 10×10 m-es négyzetekre vonatkozóan értelmeztük az újranyitott járatok arányát, valamint felmértük a kolóniák számát és az ezekhez tartozó járatokat. A kolóniák középpontjának térbeli koordinátái alapján vizsgáltuk a kolóniák térbeli eloszlását. A kolóniák mennyiségére vonatkozó eredményeink azt sugallták, hogy a kolóniaszám függ a parcella mérettől, illetve a tábla korától, a mikro-domborzattól és a talajtipustól.

A jelölt lyukak átlaga a mintaterületek összehasonlításában nem különbözött szignifikánsan, ami azt mutatta, hogy a kolóniákon belül feltérképezett lyukak mennyisége független a területektől. Amennyiben a jelölt lyukakból megszámlolt aktív járatok mennyiségét vizsgáltuk, ezek átlagos értéke már szignifikánsan különbözött a három parcella összehasonlításában. A kolóniák térbeli eloszlását tekintve B14 és a B7 esetében az eloszlás nem tért el szignifikánsan a random eloszlástól. Ezzel szemben fiatal lucernás területen (B4-A) a kimutatott kolóniák térbeli eloszlása szignifikánsan eltért a véletlen mintázattól.

Kulcsszavak: kismélt, mezei pocok, mezőgazdaság, térbeli mintázat, aktivitás

MONITORING OF THE COMMON VOLE (*MICROTUS ARVALIS*) BASED ON ACTIVE BURROW COUNTS IN AN INTENSIVELY CULTIVATED AGRICULTURAL LAND

Abstract: Knowledge on the population dynamics of a given species is essential to prognosticate the outbreaks of pest rodents and to increase the efficiency of treatments to prevent serious crop damage. The multiannual cycles of the common vole are well known in Western and Central Europe and cause serious crop damage in the outbreak period. We worked in the operational area of the Bóly Co. in the surroundings of Beremend-Püspökbóly in 3 distinct alfalfa plots of different ages, sizes and localities (B4_2, B7, B14). Indirect sampling based on the counts of covered and reopened (active) burrow entrances was conducted in 2016 from February to November in 5 periods.

We interpreted the proportion of the active burrows in each of the 10×10 m squares in the 1 ha plots designated for live-trapping. Additionally, we estimated the number of colonies and the burrows of them. Results about the amount of colonies suggested that the colony number depends on the size and age of the alfalfa plot, the micro-relief and the type of soil.

There was no significant difference between the average of the marked burrows in the comparison of the plots, which showed that the amount of the counted burrows was independent from the sampled area. In the case of plot B7 and B14, there was no significant difference between the spatial distribution of the colonies and random distribution. On the other hand, in the young alfalfa plot (B4-A) the observed pattern of the colonies differed significantly from random distribution.

Keywords: small mammals, common vole, agriculture, spatial pattern, activity

MONITORING OF THE COMMON VOLE (*MICROTUS ARVALIS*) BASED ON ACTIVE BURROW COUNTS IN INTENSIVELY CULTIVATED AGRICULTURAL LAND



Balázs A. Somogyi, Máté Szünstein, Petra Kusz Gyöző F. Horváth

University of Pécs, Faculty of Science, Institute of Biology, Department of Ecology
sobal@freemail.hu

Introduction

Knowledge on the population dynamics of a given species is essential to prognosticate the outbreaks of pest rodents and to increase the efficiency of treatments to prevent serious crop damage. The multiannual cycles of the common vole are well known in Western and Central Europe and cause serious crop damage in the outbreak period. We investigated the changes of common vole's activity and colony-creating behavior. In our investigation two question was asked. Is there any differences between the spatio-temporal pattern of burrows? (i). What kind of pattern do the colonies show and how are they change in time? (ii).

Material and Method

We worked in the operational area of the Bóly Co. in the surroundings of Beremend-Püspökbóly in 3 distinct alfalfa plots of different ages, sizes and localities (B4_2, B7, B14). Indirect sampling based on the counts of covered (active) burrow entrances was conducted in 2016 from February to November in 5 periods. We interpreted the proportion of the active burrows in each of the 10 × 10 m squares in the 1 ha plots designated for live-trapping and we estimated the David-Moore aggregating index. Additionally, we estimated the number of colonies and the burrows of them. The spatial distribution of the colonies were surveyed in July, September and November. The temporal overlap and the distances of colonies were analysed based on the coordinates of them.



Results of the burrow counting

The burrow counting's results showed that percentage of active burrows and the number of re-opened burrows of *Microtus arvalis* increased synchronously till July and they reached the maximum value. In September the number of active burrows decreased, but it increased till November again. The percentage of active burrows decreased after its maximum value (July). The number of covered burrows fluctuated between the sampling months (Fig. 2.). Separate the values to plot its seen that the number of active burrows reached its maximum value both in B14 and B07 but in B42 the maximum value occurred in November (Fig. 1.) We found significant differences only in July (K-W test, $H = 15.32$, $P < 0.001$). Based on Dunn post-hoc test the results showed differences between the B14 and B07 ($z = 2.68$, $P < 0.05$), and between B14 and B42 ($z = 3.26$, $P < 0.01$) plots.

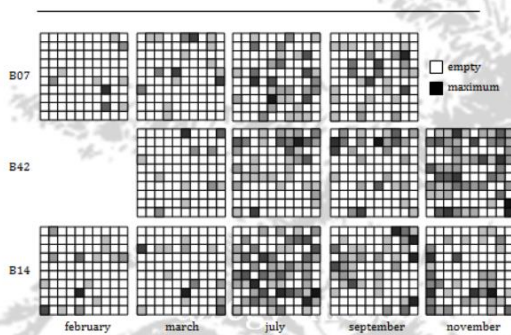


Figure 1. spatio-temporal dispersion pattern of active burrows

We calculated the David-Moore index to know the pattern of active burrows:

$$I_{DM} = \frac{s^2}{x} - 1$$

Where s^2 is the variance and x is the mean of the investigated parameter. If the value of I_{DM} is equal or less than 1 the pattern shows segregation, if the value is more than 1, the pattern is aggregated.

The results of David-Moore index showed aggregated pattern only when the relative density of active holes were low (B07: Feb-Sept., B42: March, Sept.; B14: Feb., March, Sept.). When the number of active burrows were higher the spatial dispersion of them showed segregated or consistent distribution (B42: July, November; B14: July, November)

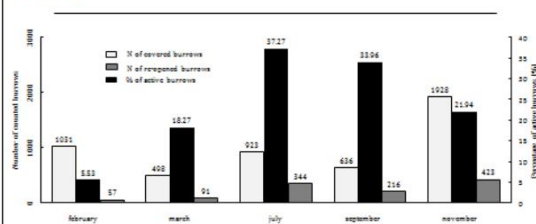


Figure 2. temporal distribution of the counted parameters

Results of colony measuring

We investigated the spatio-temporal parameters of colonies. Based on nearest neighbourhood analysis random distribution were showed in each site and month except in September in the B07 plot. (Table 1.) In that occasion we counted just a few colonies separately from each other and this loss of data caused the significant difference.

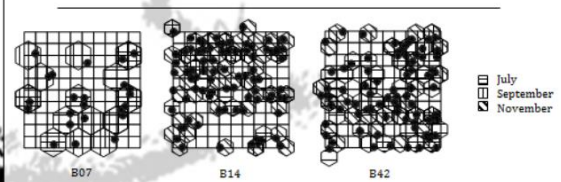


Figure 3. spatial overlap and position of colonies

The spatial overlapp were investigated between each month at every sites. Negative overlapp were observed in B14 between July and November and between July and November (Yates- $\chi^2 = 0.08$ -1.23, n.s). In B42 we noticed negative overlapp only between July and September (Yates- $\chi^2 = 1.51$, n.s). On the other cases positive overlapp were noticed (Yates- $\chi^2 = 0.06$ -1.5, n.s) but only in B42 was observed significant result (July vs. September: Yates- $\chi^2 = 5.37$, $P < 0.05$). These result showed that the number and the temporal overlap of the colonies depends on the common vole's activity (Fig. 3.).

Table 1. distances between colinies (m), based on nearest neighbourhood analysis

Plot	B07		B14			B42		
	7	9	7	9	11	7	9	11
Mean observed distance (m)	13.5	21	9.6	13	12	12	20	7.8
Mean expected distance (m)	14.3	14.8	8.9	12.6	10.13	12	16.9	7.1
Z	0.35	2.38*	0.79	0.79	1.82	0.02	0.95	1.31

Discussion

The number of re-opened burrows reached its maximum value in July and after slowly decreased in autumn. This is similar to common vole's within a year population cycle. It suggests that there could be relation between the population size and the estimated activity of burrows. Our results revealed relation between the activity (density) of common vole and the spatial and temporal pattern of burrows. In case of higher amount of re-opened burrows the pattern changed from aggregated to segregated or consistent.

The colonies measurement's results suggested that there are relation between the activity and the colony-pattern also.

Thanks:

Our investigation were sponsored by Bóly Co. Special thanks for help of the members of „Small mammal research team“.



INTRA- AND INTERSPECIFIC APPROACH OF HABITAT SELECTION OF SMALL MAMMALS IN FRAGMENTED FOREST

Tóth Dániel*, Nagyfenyvesi Zoltán, Csicsek Gábor, Horváth Győző
University of Pécs, Faculty of Sciences, Institute of Biology, Department of Ecology,
H-7624, Pécs, Ifjúság str. 6., *tothdaniel0@gmail.com

Abstract: The artificial gaps in the Bükkhát Natural Reserve's buffer area which were created by the close to nature forest management represents markedly distinct habitat patches in the closed forest. The small mammals suitable models for the investigation of the effects of different forest management techniques. The main objective of this work is to examine the habitat selection of the dominant small mammals in this area. We used the capture-recapture data of three adjacent trap nets from 2015–2016. At first we studied the species composition and the species frequency of the artificial gaps and as their control area the closed forest habitats. The two most abundant species were the yellow-necked mouse and the striped field mouse. Hereinafter we investigated the habitat selection of these two common species. The habitat preference was tested by the relative abundance index (RAI). Based on this index the striped field mouse showed gap preference in both years and the yellow-necked mouse showed forest preference however in the case of this last species the habitat usage was neutral in some cases. In our study we used the isodar model, developed by Morris in two approaches. At first in intraspecific approach we studied the difference in the habitat selection interpreted by the isodar line. The isodar method confirmed the previous results from RAI. In interspecific approach we could evaluate the presumed competitive relationship between the populations thus we used multiple linear regression to investigate the coexistent species. Based on the isodar method there was no significant interaction between the two species.

Keywords: small mammal, artificial gap, habitat selection, isodar method

KISEMLŐSÖK INTRA- ÉS INTERSPECIFIKUS MEGKÖZELÍTÉSŰ ÉLŐHELY VÁLASZTÁSA FRAGMENTÁLT ERDŐTERÜLETEN

Összefoglaló: A Bükkhát Erdőrezervátum pufferterületén alkalmazott lékes felújítógás során keletkező mesterséges lécek markánsan elkülönülő habitat szigeteket jelentenek az eredetileg zárt erdő területén. Mivel a kisémlősök alkalmas modellállatok a különböző erdőgazdálkodási módszerek okozta beavatkozások hatásainak vizsgálatához, jelen munkánk fő célkitűzése, hogy a területen domináns rágcsálófajok élőhelyválasztását vizsgáljuk a keletkező nyílt mesterséges lécek és zárt erdőfoltok viszonyában. Az elemzéshez a területen egymással szomszédos elrendezésben működő csapdahálók 2015–2016-os fogásadatait használtuk fel. Elsőként a keletkezett nyílt lécek és ezek kontroljaként mintázott zárt erdőfoltokban kapott fogási adatok alapján a fajösszetételt és a faj-gyakorisági viszonyokat vizsgáltuk. A két legnagyobb abundanciával megjelenő faj a sárganyakú erdeieger és a pírók erdeieger volt. A továbbiakban e két gyakori faj élőhelyhasználatát vizsgáltuk. Először a relatív abundancia index (RAI) számításával teszteltük a fajok két markánsan különböző élőhely irányába mutató preferenciáját. Az index alapján a pírók erdeieger mindkét évben

lék, míg a sárganyakú erdeiegér erdőpreferenciát mutatott, bár ez utóbbi faj esetén több hónapban is semleges területhasználatot sikerült kimutatnunk. Munkánk során két megközelítésben alkalmaztuk az Morris-féle izodár technikát. Elsőként intraspecifikus megközelítésben mindkét faj esetén külön-külön vizsgáltuk az izodárok által leírható élőhelyválasztási különbséget, illetve a habitatválasztás populáció szabályozásban betöltött szerepét. Az izodár technika alátámasztotta a hagyományos index használatával kapott eredményeinket. A másik, többfajos megközelítésben a populációk között feltételezett kompetitív viszonyt tudtuk értékelni, így ebben az esetben többszörös regressziós modellekkel vizsgáltuk a kogzisztens fajok hatását a prediktor változó adott habitatban jellemző abundanciájára. Az izodár technika interspecifikus megközelítésű alkalmazása alapján a fajok között nem volt interakció.

Kulcsszavak: kisméretű, mesterséges lék, élőhelyválasztás, izodár technika

INTRA- AND INTERSPECIFIC APPROACH OF HABITAT SELECTION OF SMALL MAMMALS IN FRAGMENTED FOREST



Dániel Tóth, Zoltán Nagyfenyvesi, Gábor Csicssek, Gyöző F. Horváth

University of Pécs, Faculty of Sciences, Institute of Biology, Department of Ecology
tothdanielo@gmail.com



13th Carpathian Basin Conference for Environmental Sciences, 5-8 April 2017, Cluj-Napoca

Introduction:

In case of studying small mammal populations and communities it is an important question that how the sympatric species select their habitat, is there a habitat overlap between the related species and how these species utilize the different available resources. Correspondingly the habitat selection influences the intraspecific density-dependent processes and the interspecific interactions too. The forest reserves basic and primary goal is to protect the natural or semi-natural forest communities and to preserve the natural processes of forest ecosystems. The artificial gaps which were created by the close to nature forest management represents markedly distinct habitat patches in the closed forest in the Bükkháti Natural Forest Reserve's buffer area. The small mammals suitable models for the investigation of the effects of different forest management techniques. The main objective of this work is to examine the habitat selection of the dominant small mammals in this area.

Materials and methods

We used the capture-recapture data of three pairs of adjacent trap nets from 2015 to 2016 (Fig. 1). At first we studied the species composition and the species frequency of the artificial gaps and as their control area the closed forest habitats. The two most abundant species were the yellow-necked mouse, *Apodemus flavicollis* and the striped field mouse, *A. agrarius*. Hereafter we investigated the habitat selection of these two common species. The habitat preference was tested by the relative abundance index (RAI). In our study we used the isodar model to test habitat selection, developed by Morris in two approaches. At first in intraspecific approach we studied the difference in the habitat selection interpreted by the isodar line which was calculated by model II regression analysis. In interspecific approach we could evaluate the presumed competitive relationship between the populations thus we used multiple linear regression to investigate the coexistent species.

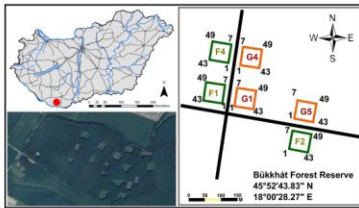


Fig. 1: Trapping sites in the buffer zone of the forest reserve (F: in closed forest habitat, G: in gap)

Results

At first we examined the habitat preference of the two most abundant species. The relative abundance index (RAI) of these small mammals were not differed significantly between the two investigated years thus we illustrated the overall (2015 + 2016) monthly values of RAI (Fig. 2). The striped field mouse showed similar gap preference in all four months while the yellow-necked mouse had near neutral habitat usage in Summer and showed higher forest preference in Autumn. We calculated the mean RAI for the two *Apodemus* species (Fig. 3). The striped field mouse's RAI differed significantly from 0 (neutral habitat usage) (one sample t-test: $t = 13.90, P < 0.001$) while the yellow-necked mouse's habitat usage is near neutral ($t = 3.06, n.s.$).



Apodemus flavicollis



Apodemus agrarius

Table 1: The ANOVA tests of the multiple regression

Dependent variable	Predictor variable	Df	Sum Sq	F-value	P
<i>Aag_{gap}</i>	<i>Aag_{forest}</i>	1	2.153	26.667	< 0.001
	<i>Afl_{forest}</i>	1	1.858	23.014	< 0.001
	<i>Afl_{gap}</i>	1	1.059	13.117	< 0.01
<i>Afl_{forest}</i>	<i>Afl_{gap}</i>	1	14.82	70.279	< 0.001
	<i>Aag_{gap}</i>	1	0.344	16.321	< 0.01
	<i>Aag_{forest}</i>	1	0.386	18.287	< 0.01

In intraspecific approach we examined the equation of the isodar line. We investigated the significance of the line, the difference of intercept from 0 and the difference of slope from 1. In case of the striped field mouse the isodar line was significant ($r = 0.618, P < 0.01$) and the two coefficients significantly differed from 0 and 1 ($t = 3.21-9.12, P < 0.01-0.001$) (Fig. 4). These results confirmed that this small mammal is density-dependent habitat selector. In case of the yellow-necked mouse the isodar line was significant ($r = 0.783, P < 0.001$) but the two coefficients did not differ significantly from 0 and 1 ($t = 0.01-0.42, n.s.$) (Fig. 5). Accordingly, the qualitative and the quantitative differences of habitats did not have significant effect on the density of this species. In interspecific approach the presumed competitive interaction between species was examined by multiple regression analysis (Table 1.). Based on forward-stepwise model selection the final model for *A. agrarius* is: $Aag_{Cap} = 4.949 + 0.437 \times Aag_{Forest} + 1.061 \times Afl_{Cap} - 1.718 \times Afl_{Forest}$ furthermore for *A. flavicollis*: $Afl_{Forest} = 2.409 + 0.654 \times Afl_{Cap} + 0.204 \times Aag_{Forest} - 0.449 \times Aag_{Cap}$

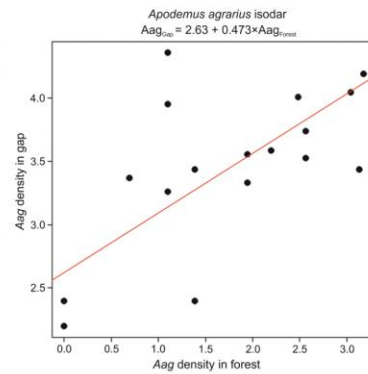


Fig. 4: The isodar line of *A. agrarius*

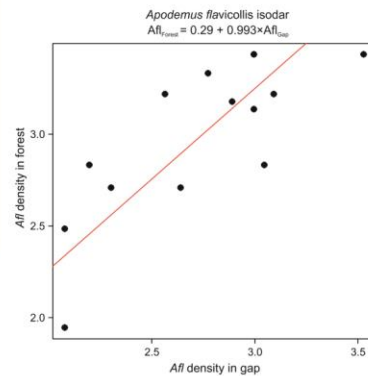


Fig. 5: The isodar line of *A. flavicollis*

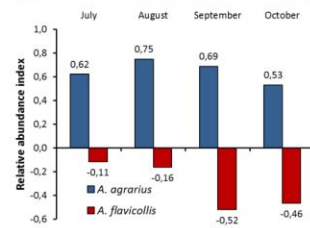


Fig. 2: The monthly values of the relative abundance index

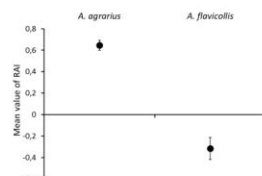


Fig. 3: Mean values of relative abundance index

Discussion

Based on relative abundance index the striped field mouse showed significant gap preference while the habitat usage of yellow-necked mouse was neutral, this species did not show habitat preference. The intraspecific approach of isodar analysis confirmed the results of relative abundance index. The *A. agrarius* is density dependent habitat selector and the *A. flavicollis* utilize the resources equally. Thus the strategy of habitat usage could not decrease the competition between the two *Apodemus* species because the yellow-necked mouse uses the gaps and the forests equally. These results were confirmed by the interspecific approach of examination which was carried out with multiple regression analysis.

VII. Magyar Tájökológiai Konferencia

Interdiszciplináris táj kutatás a XXI. században

A konferencia fővédnöke:

Dr. Áder János

Rendezők:

U-GEO Alapítvány

Szegedi Tudományegyetem Földrajzi és Földtudományi Intézet

Szeged

2017. május 25-27.

A konferencia helyszíne:

Szegedi Tudományegyetem Természettudományi és Informatikai Kar
Földrajzi és Földtudományi Intézet
Szeged, Egyetem u. 2-6. 1. emelet

Az összefoglalót szerkesztette:

Ladányi Zsuzsanna, Blanka Viktória

Borító és grafikai szerkesztés:

Karancsi Zoltán

Nyomda:

Innovariant Kft. Szeged

A konferencia Szervező Bizottsága:

Elnök: Gulyás Ágnes

Titkár: Szilassi Péter

Tagok: Blanka Viktória, Gesztes Olympia, Kiss Márton,
Kovács Ferenc, Ladányi Zsuzsanna, Tanács Eszter

A konferencia Tudományos Bizottsága:

Elnök: Mezősi Gábor (egyetemi tanár, SZTE)

Tagok:

Báldi András (tudományos tanácsadó, MTA ÖK ÖBI)

Barczy Attila (egyetemi docens, SZIE)

Csima Péter (egyetemi tanár, BCE)

Csorba Péter (egyetemi tanár, DE)

Kertész Ádám (egyetemi tanár, EKE)

Kollányi László (egyetemi docens, SZIE)

Konkoly-Gyuró Éva (egyetemi tanár, SE)

Lóczy Dénes (egyetemi tanár, PTE)

Molnár Zsolt (tudományos tanácsadó, MTA ÖK ÖBI)

Rakonczai János (egyetemi tanár, SZTE)

Szabó Mária (egyetemi tanár, ELTE)

A konferencia támogatói:

SZTE TTIK Földrajzi és Földtudományi Intézet

U-GEO Alapítvány

Földművelésügyi Minisztérium

SZTE Természettudományi és Informatikai Kar

Tartalomjegyzék

Előszó.....	5
A konferencia részletes programja.....	7
Információk.....	25
Az előadások rövid összefoglalói.....	31
Plenáris előadások összefoglalói	31
Tájépítészet, tájvédelem, tájrehabilitáció szekció.....	39
Természet és tájvédelem I. (Erdődinamika, monitoring).....	42
Táj- és tájhasználat változás I. (Éghajlatváltozás és tájhasználat)	45
A tájökológia szakpolitikai kapcsolódása	48
Természet és tájvédelem II. (Tájvédelem, tájgazdálkodás)	51
Táj- és tájhasználat változás II. (Felszíni- és felszín alatti vizek)	54
Városökológiai kutatások, zöld infrastruktúra	57
Természet és tájvédelem III. (Növényökológia 1.).....	60
Táj- és tájhasználat változás II. (Tájváltozás).....	63
Tájkarakter térképezés módszertana és alkalmazási lehetőségei	66
Természet- és tájvédelem IV. (Tájtörténet)	70
Természet- és tájvédelem V. (Állatökológia)	74
Komplex tájökológiai elemzések.....	78
Természet- és tájvédelem VI. (Növényökológia 2.)	81
Táj és társadalom	84
A poszterek rövid összefoglalói.....	87
Névmutató.....	109
Jegyzetek.....	113

2017. 05.25. Csütörtök

05.25. Csütörtök	Földtudományi Nagyelőadó (I. em.)	Jakucs László terem (I. em.)	Grasselly Gyula terem (I. em.)
08:00- 10:00			
10:00- 10:30	Megnyitók		
10:30- 11:00	Plenáris előadás		
11:00- 13:00	Tájépítészet, tájvédelem, tájrehabilitáció	Természet és tájvédelem I. (<i>Erdődinamika, monitoring</i>)	Táj- és tájhasználat változás I. (<i>Éghajlatváltozás és tájhasználat</i>)
13:00- 14:00	Ebéd (Krajkó Gyula terem III. emelet)		
14:00- 16:00	A tájökológia szakpolitikai kapcsolódása	Természet és tájvédelem II. (<i>Tájvédelem, tájgazdálkodás</i>)	Táj- és tájhasználat változás II. (<i>Felszíni- és felszín alatti vizek</i>)
16:00- 16:20	Kávészünet (I.emelet)		
16:20- 18:40	Városökológiai kutatások, zöld infrastruktúra	Természet és tájvédelem III. (<i>Növényökológia 1.</i>)	Táj- és tájhasználat változás II. (<i>Tájváltozás</i>)
19:30-	Nyitó fogadás (Millenniumi Kávéház)		

2017. 05.26. Péntek

05.26. Péntek	Földtudományi Nagyelőadó (I. em.)	Jakucs László terem (I. em.)	Grasselly Gyula terem (I. em.)
09:00- 09:30	Plenáris előadás		
09:30- 10:50	Tájkarakter térképezés módszertana és alkalmazási lehetőségei	Természet- és tájvédelem IV. (<i>Tájtörténet</i>)	Természet- és tájvédelem V. (<i>Állatökológia</i>)
10:50- 11:10	Kávészünet (I.emelet)		

2017. 05.26. Péntek

05.26. Péntek	Földtudományi Nagyelőadó (I. em.)	Jakucs László terem (I. em.)	Grasselly Gyula terem (I. em.)	
11:10- 12:10	Tájkarakter térképezés módszertana és alkalmazási lehetőségei	Természet- és tájvédelem IV. (Tájtörténet)	Természet- és tájvédelem V. (Allatökológia)	
12:10- 13:00	Panelbeszélgetés			
13:00- 14:00	Regisztráció (I. emelet)	Ebéd (Krajkó Gyula terem III. emelet)		
14:00- 15:00		Poszter szekció (I. emelet folyosó)		
16:15- 18:15		Plenáris szekció: Új kihívások és lehetőségek a hazai és nemzetközi tájökológiai kutatásokban		
19:30-		Díszvacsora (Kiskőrössi Halászsárda)		

2017. 05.27. Szombat

05.26. Szombat	Földtudományi Nagyelőadó (I. em.)	Jakucs László terem (I. em.)	Grasselly Gyula terem (I. em.)
09:00- 09:30	Plenáris előadás		
09:30- 09:50	Kávészünet (I. emelet)		
09:50- 11:30	Komplex tájökológiai elemzések	Természet- és tájvédelem VI. (Növényökológia 2.)	Táj és társadalom
11:30- 12:00	Konferencia zárás, díjak kiosztása		
12:00- 13:00	Ebéd (Krajkó Gyula terem III. emelet)		
13:00- 17:00	Kirándulás		

2017. 05.26. PÉNTEK

- 09:00-09:30 Plenáris előadás** *Földtudományi Nagyelőadó (I. em.)*
Országos Vízügyi Főigazgatóság, Láng István: Nagyvízi mederkezelési tervek bevezetése és annak várható hatásai a hullámtéri tájhasználatokban
- 09:30-10:50 Tájkarakter térképezés módszertana és alkalmazási lehetőségei**
Elnök: Csósz Mónika *Földtudományi Nagyelőadó (I. em.)*
 09:30-09:50 *Csósz Mónika, Kincses Krisztina, Konkoly-Gyuró Éva, Tóth Péter, Pádárné Török Éva:* A kutatástól a paragrafusig / A tájkarakter szempontjából releváns jogszabályi környezet
 09:50-10:10 *Konkoly-Gyuró Éva, Kollányi László:* A táj percepcionális elemzésének lehetőségei és szerepe a tájkarakter kutatásban
 10:10-10:30 *Kollányi László, Csorba Péter, Konkoly Gyuró Éva:* A tájkarakter elemzés nemzetközi jó gyakorlatainak, módszertani megközelítéseinek áttekintése
 10:30-10:50 *Sain Mátyás, Konkoly-Gyuró Éva:* A tájkarakter elemzés céljai és a szakértői bevonás eredményei
- 09:30-10:50 Természet- és tájvédelem IV. (Tájtörténet)**
Elnök: Lóczy Dénes *Jakucs László terem (I. em.)*
 09:30-09:50 *Albert András:* Adalékok a Mártélyi Tájvédelmi Körzet tájtörténetéhez
 09:50-10:10 *Szalontai Csaba:* Az újraértelmezett szegedi táj. A tájhasználat változásai a középkorig.
 10:10-10:30 *Kovács Klaudia, Vityi Andrea:* A rég elfeledett vákancsosok
 10:30-10:50 *Pozsgai Andrea:* A szigetközi kistáj gazdasági hasznosítása - történeti áttekintés
- 09:30-10:50 Természet- és tájvédelem V. (Állatökológia)**
Elnök: Gallé Róbert *Grasselly Gyula terem (I. em.)*
 09:30-09:50 *Márton Mihály, Heltai Miklós:* A talaj lehetséges szerepe a közönséges, középepestestű ragadozók élőhelyfelosztásában
 09:50-10:10 *Somogyi Balázs A., Szűcs Boldizsár, Csicsek Gábor, Horváth Győző:* Agrokultúrákat szegélyező zöldfolyosók, mint a kisemlősök kulcs tájelemei
 10:10-10:30 *Bálint Dénes Tamás:* Az erdőgazdálkodás hatása az egerészölyv (*Buteo buteo*) fészkelési lehetőségeire a Mártélyi Tájvédelmi Körzet területén
 10:30-10:50 *Juhász Erika, Czabán Dávid, Albert András, Gallé Róbert, Biró Marianna:* Az eurázsiai hód (*Castor fiber*) fásszárú növényzetre gyakorolt hatása magyarországi folyóártereken
- 10:50-11:10 Kávészünet** *(I. em.)*

- 11:10-12:10 Tájkarakter térképezés módszertana és alkalmazási lehetőségei**
Elnök: Csősz Mónika *Földtudományi Nagyelőadó (I. em.)*
- 11:10-11_30 *Földi Zsófia:* Településszegélyek tájkaraktert meghatározó tényezői
- 11:30-11:50 *Jákli Eszter, Boromisza Zsombor:* Tájökológiai adottságok és tájidentitás kapcsolatának értékelése Velencei-tavi tájrészletben
- 11:50-12:10 *Szilassi Péter:* A felszínborítás változások okai és tájökológiai következményei Magyarországon az 1990-es évektől napjainkig
- 11:10-12:10 Természet- és tájvédelem IV. (Tájtörténet)**
Elnök: Lóczy Dénes *Jakucs László terem (I. em.)*
- 11:10-11_30 *Biró Éva, Simon Zsófia, Bódis Judit:* Egy kockásliliomos kaszálórét tájhasználat története Zala megyében
- 11:30-11:50 *Szalontai Csaba, Priskin Anna, Czukor Péter, Szeverényi Vajk:* Őskori tájhasználat a Délkelet-Alföldön néhány késő bronzkori földvár alapján
- 11:50-12:10 *Harkányiné Székely Zsuzsanna:* Csörsz-árok: monumentális építmény a tájban
- 11:10-12:10 Természet- és tájvédelem V. (Állatökológia)**
Elnök: Gallé Róbert *Grasselly Gyula terem (I. em.)*
- 11:10-11_30 *Horváth Adrienn, Szűcs Dominika, Horváth Kitti, Horváth Győző:* Folyómenti nyílt területek kisémlős faunájának kvalitatív és kvantitatív összehasonlítása a tájmintázat függvényében
- 11:30-11:50 *Lakatos K. Tímea, László Zoltán, Tóthmérész Béla:* Tájléptékű hatások az invazív fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) gazdaváltó, magfogyasztó-parazitoid rendszerében
- 11:50-12:10 *Tari Tamás, Heffenträger Gábor, Sándor Gyula, Náhlik András:* A vaddisznó lakott területi előfordulása és viselkedésének jellemzői Balaton-parti településeken
- 12:10-13:00 Panelbeszélgetés** *Földtudományi Nagyelőadó (I. em.)*
- 13:00-14:00 Ebéd** *Krajko Gyula terem (III. em.)*
- 14:00-15:00 Poszter szekció** *(I. em. folyó)*
Megnyitja: Gulyás Ágnes
- 15:00-16:00 Plenáris szekció: Új kihívások és lehetőségek a hazai és nemzetközi tájökológiai kutatásokban**
Elnök: Mezősi Gábor *Földtudományi Nagyelőadó (I. em.)*
- 15:00-15:30 *Veerle Van Eetvelde:* Experiences of and challenges for landscape ecology and IALE in Europe. A reflection from IALE-Europe
- 15:30-16:00 *Hermann Klug:* Automated Geosynthesis: From sensors to real-time decision making
- 16:00-16:15 Kávészünet** *(I.em.)*

A talaj lehetséges szerepe a közönséges, közepestestű ragadozók élőhelyfelosztásában

Márton Mihály*, Heltai Miklós

A potenciális zsákmányfajok aktív védelmét megalapozó fajvédelmi tervek elkészítéséhez elengedhetetlen a nagy hatású ragadozók minél alaposabb ismerete. Ilyen fajok a növekvő állománnyal rendelkező európai borz és a vörös róka, melyek opportunisták, generalista életmódjuk következtében a hazai táj „arculatát” is jelentősen meghatározhatják. A növekvő trend akkor lehetséges, ha különböző ökológiai fülkét töltenek be. Ilyen különbség lehet a részben elkülönülő táplálékösszetétel vagy a kitorékok környezetében az elsődleges táplálékforrások elérhetősége. Külföldi vizsgálatok rámutattak arra, hogy a borz számára a kitorék helyének kiválasztásában jelentős szerepe van a talajnak. Ezen a vonalon elindulva vizsgáltuk a két ragadozó kitorékhely választását egy, a mindkét faj számára eredeti élőhelyet jelentő dombvidéki területen. Elemzésünk több talajtani paraméterre is kiterjedt. Az eredmények a talaj fizikai félesége esetében mutattak szignifikáns különbséget a két ragadozó kitorékainak területi eloszlásában. A borz elsősorban a vályog, míg a róka a homoktalajokon ásta kitorékát. Ennek háttérében a két faj kitorékhoz való kötődésében rejlő különbség állhat.

* Szent István Egyetem Vadvilág Megőrzési Intézet
marton.mihaly1990@gmail.com

Agrokultúrákat szegélyező zöldfolyosók, mint a kisemlősök kulcs tájelemei

Somogyi Balázs A. *, Szűcs Boldizsár, Csicsék Gábor, Horváth Győző

A kisemlősök jó modellállatok az emberi tájhasználat és a mezőgazdasági aktivitás hatásainak vizsgálatára, ezen indikátor csoport populációs és közösségi szintű monitorozása alkalmas arra, hogy értékeljük a különböző földhasználat eredményeként kialakuló populációs és közösségi szintű mintázatok változását.

Az elemzéshez 2 lucerna parcellába kihelyezett 11×11-es csapdahálók (1 ha), illetve ezeket szegélyező sövényekben kihelyezett 26 csapdát tartalmazó, egyenként 200 m hosszú transzektek (3-3) 2016-os fogás adatait használtuk fel. Négy hónapon keresztül, öt éjszakai periódusokban CMR módszerrel végeztük a mintavételt.

A lucerna parcellákban 6, a szegélyekben 9 fajt regisztráltunk. A két terület egység sövényeinek kisemlős összetétele és a jellemző közösségi struktúra eltért. A B4A parcella menti sövényeknél a pirók erdeigér volt az eudomináns faj, míg a kisebb B07-es táblát szegélyező sövényekben a sárganyakú erdeigér volt az eudomináns faj. A kisebb méretű parcellánál a szegélyek és a lucerna tábla diverzitási viszonyai között nem volt szignifikáns különbség, míg a nagy parcellánál a lucerna ültetvényen kimutatott kisemlős együttes szignifikánsan diverzebb volt.

* Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Biológiai Intézet Ökológiai Tanszék

sobal@freemail.hu

Folyómenti nyílt területek kisémlős faunájának kvalitatív és kvantitatív összehasonlítása a tájmintázat függvényében

Horváth Adrienn*, Szűcs Dominika, Horváth Kitti, Horváth Győző

Három folyó (Duna, Dráva, Rába) menti sík területen kiválasztott lokalitások (települések) tájmintázatát elemezve vizsgáltuk a kisémlősök mennyiségi adatai és a lokális tájképek jellemző foltmintázata közötti összefüggéseket. A kisémlős minták gyöngybagoly (*Tyto alba*) köpetek elemzésből származtak. A tájmetriai összehasonlításhoz lokális szinten területenként 7-7 települést választottunk, melyek középpontja körül képzett 2 km sugarú puffer terület jelentette a mintaegységeket. CORINE Land Cover 1:50000 méretarányú felszínborítási térkép alapján összesen 48 foltkategóriát különítettünk el, melyeket a gyöngybagoly vadászata során használt élőhely típusoknak megfelelően 13 folttípusra szűkítettük. A tájmetriai indexeket Fragstats program felhasználásával számítottuk. Eredményeink szerint a szegélyterületeket jellemző tájindex kevésbé volt jelentős, mint a folsűrűség. Néhány esetben (elsősorban alacsony gyakoriságú *Microtus* fajok) szignifikáns korrelációt mutattunk ki a szegélyek mennyiségével, míg a folsűrűség pozitívan korrelált a fajszám és a diverzitás indexek értékeivel, valamint a vizsgálatba bevont folyó menti tájegységek elkülönülésében is meghatározó szerepe volt.

*Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Biológiai Intézet Ökológiai Tanszék

horvath.adrienn.1989@gmail.com

Tájléptékű hatások az invazív fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) gazdaváltó, magfogyasztó-parazitoid rendszerében

Lakatos K. Tímea*, László Zoltán, Tóthmérész Béla

Az invazív növények megváltoztatják új élőhelyeiket, jelentősen befolyásolva az őshonos ökoszisztémák összetételét és működését, gyakran kiszorítva őshonos fajokat. A fehér akác gyakori invazív növényfaj Európában. Egyik jelentős magfogyasztója az akácmagdarázs (*Bruchophagus robiniae*). A magdarázs egyedszámát a parazitoid fajok csökkentik. Vizsgálatunk során a tájszerkezet és a helyi jellegzetességek magtermelésre, magfogyasztásra és parazitoidokra kifejtett hatását tanulmányoztuk. 2013 és 2015 között akác terméseket gyűjtöttünk be három régióból (Debrecen, Nagyvárad és Kolozsvár vonzáskörzete), majd kineveltük a termésekben fejlődő rovarfajokat. Eredményeink szerint a növekvő törzsátmérővel és a termés elhelyezkedésének magasságával a termésmennyiség szignifikánsan nőtt. A termésmennyiség növekedésével a magpredáció szignifikánsan csökkent, míg az akácfoltok méretével növekedett. A parazitizmus a termésmennyiséggel növekedett, viszont független volt az akácfoltok méretétől. Az akácmagdarázs magpredációs mintázata opportunistá viselkedésre utal, összhangban a fehér akácra történő gazdanövény váltással.

*Debreceni Egyetem Ökológiai Tanszék

eythymea@gmail.com

Kisemlős együttesek felmérése urbán és városi peremterületek összehasonlításában

Somogyi Balázs A. *, Kurucz Kornélia, Horváth Győző

A városi ökoszisztémákra jellemző, hogy a természetes élőhelyeknél magasabb szintű emberei zavarásokkal és erősen megváltozott mintázatú forrásokkal jellemzett, fragmentált környezet határoz meg. A környezeti változásokra adott gyors válaszuk, valamint magas adaptációs és kolonizációs képességük miatt a kisemlősök megfelelő indikátororganizmusok lehetnek az urbanizációs folyamatok nyomon követésére.

Pécssett előforduló kisemlősök fajkompozícióját elevenfogó alkalmazásával vizsgáltuk. A kisemlősök felmérése 2014 és 2016 között a városon belül 46 élőhelyfoltban, urbanizációs gradiens mentén történt városi és peremterületeken. A teljes periódusban 9 kisemlősfaj 511 egyedét detektáltuk. A területre vonatkozóan az összesített adatok alapján a pirók erdeiegér (*Apodemus agrarius*) volt a leggyakoribb faj, amit a mezei pocok (*Microtus arvalis*), a sárganyakú erdeiegér és a közönséges erdeiegér (*Apodemus sylvaticus*) követett. A rural élőhelyfoltok a külvárosi területekhez viszonyítva gazdagabb fajkompozíciót és a városhoz kötődő fajok megnövekedett denzitását mutatták, azonban a két vizsgált zóna összehasonlításában sem a diverzitásban, sem az abundanciában nem volt szignifikáns különbség.

*Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Biológiai Intézet Ökológiai Tanszék

sobal@freemail.hu

Feketefenyő pusztulás, mint komplex városökológia probléma kezelése Pécs MJV erdeiben

Szilasi Tamás*

Az ország más területein is jelentkező probléma, a múlt század hatvanas éveiben mesterségesen telepített feketefenyő állományok gombafertőzés okozta pusztulásának kérdése a Nyugat-Mecsek TK-ba tartozó, Pécs város tulajdonában lévő, azt északról körülölelő erdőkben is bekövetkezett. A TK botanikailag legértékesebb területe Natura 2000-es jelölő, karsztbokorerdős élőhely, ahol nagy számban fordulnak elő unikális, sérülékeny, védett növényfajok, amely emellett a pécsiek legkedveltebb rekreációs célpontja is. Ezért jelentett összetett feladatot a szálanként, sorokban, csoportosan telepített fenyők közül az elpusztultak kitermelése, mivel meg kellett oldani, hogy a természetes vegetáció a lehető legkevésbé sérüljön, és emellett a kirándulók ne érzékeljék a munkálatokat. Ráadásul el kellett magyarázni a beavatkozások szükségességét, és le kellett győzni az évtizedek alatt kialakult hamis nosztalgiát a tájidegen fenyőállományokkal kapcsolatban. E komplex városökológiai probléma kezelését a vagyonkezelő többek között irányított döntésekkel, lovas közelítéssel, természetes felújulás segítségével (pl. szajkó makktálcák kihelyezésével), és a lakosság több irányú tájékoztatásával oldotta meg.

*BIOKOM Nonprofit Kft., Erdőgazdálkodási részleg

szilasi.tamas@biokom.hu

KISEMLŐS EGYÜTTESÉK FELMÉRÉSE URBÁN ÉS VÁROSI PEREMTERÜLETEK ÖSSZEHOSONLÍTÁSÁBAN

Somogyi Balázs A.¹, Kurucz Kornélia², Horváth Győző¹

¹Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék
²Pécsi Tudományegyetem, Szentágotthai Kutatóközpont, Virologiai Kutatócsoport

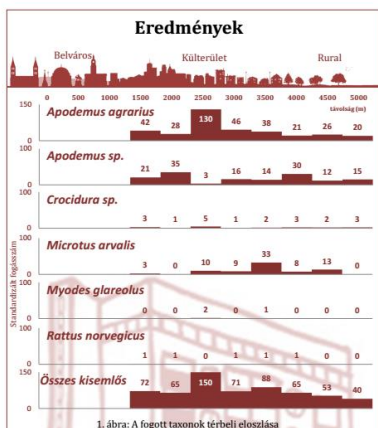
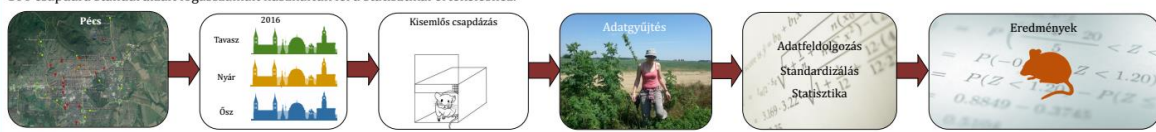
Bevezetés

A városiasodás a környezeti változások egyik legszélveségebb formája, számos növény- és állatfaj természetes élőhelyeinek gyors degradálásához és átalakulásához vezet. A városok új ökoszisztémák, melyeken belül a megmaradt természetközeli élőhelyek fragmentáltak és jelentős emberi zavarással terheltek, továbbá az urbanizáció hatása miatt megváltozott forrás eloszlás jellemző. Vizsgálataink során Pécs város kismérlős összetételét, valamint a különböző városi övezetek és mintavételi időszakok közötti különbségeket az alábbi két kérdést alapján elemeztük:

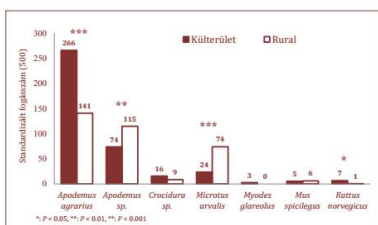
1. Mennyiben különbözik az egyes városi övezetek összehasonlításában a kismérlős együttesek összetétele?
2. A fajok gyakorisági mintázata hogyan változik a mintavételi periódusok között?

Anyag és módszer

Pécs kismérlős (Rodentia és Soricomorpha) közösségeinek vizsgálatát elevenfogó csapdázással 2016 március, június és szeptember hónapokban végeztük, alkalmanként 34 mintavételi ponton, havi 5 éjszakai csapdázási periódusokkal. Egy adott lokalitásban 2x10 csapdát helyeztünk ki transzekt elrendezésben (csapdatávolság: 10m). A vizsgálati pontokat 3 zónára osztottuk (Belváros, Kültérület, Rural), valamint a vizsgálatok eredményét a városközponttól mért távolság alapján is elemeztük. A különböző csapdázások miatt a havi fogási adatok 100 csapdára standardizált fogásszámait használtuk fel a statisztikai értékeléshez.



A mintavételezéseink során összesen 10 kismérlős faj 976 egyedét fogtuk meg (N_{total}). A „belváros”-hoz köthető mintavételi pontok alacsony fogásszámú miatt ezt a kategóriát nem használtuk fel a vizsgálatunkhoz. Mind a kültérleteken, mind a rural övezetben a pirok erdeieger (*Apodemus agrarius*) jelent meg a legnagyobb abundanciával, amit a többi *Apodemus* faj összesített értékeit elkülönítő taxon követett, melyek együtt a fogások több mint felét adták. A városközponttól távolodva a mezei pocok (*Microtus arvalis*) jelentősége megnőtt, azonban a faj egyedeit a centrumtól 1,5 km-es távolságban is kimutattuk. Szinte minden távolság kategóriánál fogtuk védett cickányfajokat (*Crocidura sp.*), valamint néhány ponton 1-1 vándor patkány egyedét is (1. ábra).



A kül- és a rural területek összehasonlításában 4 fajnál tapasztaltunk szignifikáns különbséget, a pirok erdeieger és a vándorpatkány magasabb fogással fordult elő a kültérleteken, míg a többi *Apodemus* faj és a mezei pocok a rural területeken fordult elő nagyobb gyakorisági értékkel ($\chi^2 = 5,195 - 32,4$) (3. ábra).

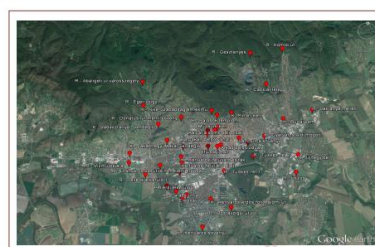
1. táblázat: Az egyes fogási időszakok és területek diverzitásindexei (standardizált fogásszám alapján)

Index/Időszak	március (K)	június (K)	szept. (K)	K	március (R)	június (R)	szept. (R)	R	2016
Fajszám (S)	5	9	6	9	8	7	7	8	10
Fogásszám (N)	87	67	91	244	55	86	63	292	446
Simpson (1-D)	0,66	0,51	0,22	0,48	0,75	0,69	0,73	0,72	0,63
Shannon (H)	1,31	1,21	0,54	1,11	1,58	1,34	1,50	1,45	1,36
Margalef (M)	0,90	1,90	1,11	1,46	1,75	1,35	1,45	1,32	1,48
Egyenletesség (J)	0,81	0,55	0,30	0,50	0,76	0,69	0,77	0,70	0,59

A Simpson- és a Shannon - diverzitás index értéke a rural területen az alacsony standardizált fogásszámúval jellemezett márciusi időszakban volt a legmagasabb. Az egyenletességet leíró index (J) a legalacsonyabb fajszám mellett márciusban, a kültérleti pontokon volt a legmagasabb (1. táblázat). A standardizált fogásszámoknál (N_s) a két terület között nem volt számottevő eltérés, azonban az abundancia a két terület összehasonlításában időben ellentétesen változott (4. ábra).

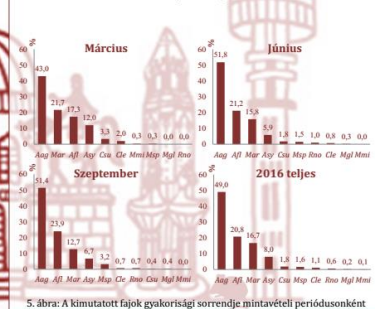


4. ábra: A standardizált fogásszámok (N_s) időbeli alakulása



2. ábra: A mintavételi területek eloszlása (Pécs)

A kapott adatsoraink időbeli elemzése alapján megállapítottuk, hogy a pirok erdeieger (*Aag*) abszolút domináns fajként jelent meg mindhárom mintavételi időszakban, 43 és 52% közötti értékkel. Márciusban a mezei pocok (*Mar*), míg a többi hónapban, illetve a teljes évre vetítve a sárganyakú erdeieger (*Afl*) jelent meg második leggyakoribb fajként, amelyek ennek megfelelően váltották egymást a gyakorisági lista harmadik helyén (16-24%). Minden vizsgálati periódusban a közönséges erdeieger (*Asy*) jelent meg negyedik leggyakoribb fajként. A többi kimutatott faj 5% alatti részesedéssel jelent meg, azonban ki kell emelnünk a két védett cickányfajt (*Cle* és *Csu*), amelyeket minden időszakban kimutattunk (5. ábra)



5. ábra: A kimutatott fajok gyakorisági sorrendje mintavételi periódusonként

Összefoglalás

Vizsgálataink során Pécs városában összesen 10 kismérlős faj 976 egyedét mutattuk ki. A pirok erdeieger (*Apodemus agrarius*) vizsgálataink során minden tér- és időskálán abszolút domináns fajként jelent meg. A mezei pocok (*Microtus arvalis*) a város közepétől mért kis távolságon belül is megjelent, valamint magas relatív abundanciával fordult elő márciusban, amit feltételezhetően városzéli parlagon hagyott területeken jellemző sikeresebb téli túlélése eredményezett.

Köszönetnyilvánítás

Köszönet illeti a PTE-TTK Ökológiai Tanszék hallgatóit, akik munkájukkal segítettek a mintavételezést. Vizsgálatunkat a Nemzeti Tehetség Program támogatta (NTP-HHTDK-16). Kurucz Kornélia munkáját a PTE Szentágotthai Kutatóközpont Szentágotthai Tehetség Programja támogatta.

poster feltöltése



MEGHÍVÓ

a Magyar Biológiai Társaság Pécsi Csoportja 2017. év I. félévi szaküléseire

287. szakülés: február 15. (szerda)

1. KEVEY BALÁZS - PAPP LÁSZLÓ: A Nyírség tölgy-kóris-szil ligeterdei (30 perc)
2. DÉNES ANDREA: Gyűjtögetett vadvirágok, gyógynövények és a gyógyfűszentelés fajtái Baranyában (20 perc)
3. KELEMEN KRISZTINA - CSICSEK GÁBOR - HORVÁTH GYŐZŐ: Domináns kisemlősök térbeli szegregációs válasza lékes felújító vágás hatására kialakuló fragmentációra (20 perc)

288. szakülés: március 1. (szerda)

1. SZABÓ LÁSZLÓ GY. - KEVEY BALÁZS - TEMESI ENDRE MIKLÓS: Emlékképek a 110 éve született Horvát Adolf Olivérről (30 perc)
2. FAZEKAS IMRE: Eltűnt, védett mecseki lepkefajok nyomában (Lepidoptera) (20 perc)
3. HARMAT MÁTÉ - TÓTH DÁNIEL - CSICSEK GÁBOR - HORVÁTH GYŐZŐ: Fajgazdagság, dominancia viszonyok: kisemlős monitorozási adatok közösségi szintű értékelése különböző korú erődállományokban (20 perc)
4. JÁNOSA GERGELY - HORVÁTH GYŐZŐ: Lékes felújító vágás kisemlős közösségekre gyakorolt hatása erdőrezervátumi puffer területen (20 perc)

289. szakülés: március 22. (szerda)

1. KEVEY BALÁZS: A Nyírség gyertyános-tölgyesei (30 perc)
2. CSIKÓS ESZTER - AMIR REZA ASHRAF - ÁCS KAMILLA - BÖSZÖRMÉNYI ANDREA - KERESKAI LÁSZLÓ - KOCSIS BÉLA - KEMÉNY ÁGNES - CSEKŐ KATA - HELYES ZSUZSANNA - HORVÁTH GYÖRGYI: Illóolajok hatásainak vizsgálata endotoxinral kiváltott akut légúti gyulladás egérmódeljében. (15 perc)
3. MAGYAROS VIKTOR - CSICSEK GÁBOR - ORTMANN-NÉ AJKAI ADRIENNE: Sövények, mint ökológiai folyosók tájszerkezeti szerepének feltárása a Drávamenti-síkon (15 perc)
4. SZÜNSTEIN MÁTÉ - KUSZ PETRA - SOMOGYI BALÁZS - HORVÁTH GYŐZŐ: A mezei pocok (*Microtus arvalis*) állomány aktív járatszámoláson alapuló monitorozása intenzív művelésű mezőgazdasági területen (20 perc)
5. LANSZKI ZSÓFIA - HORVÁTH GYŐZŐ - LANSZKI JÓZSEF: Ragadozó emlősök táplálkozásvizsgálata az északi pocok (*Microtus oeconomus*) potenciális kis-balatoni élőhelyén (20 perc)

290. szakülés: április 12. (szerda)

1. SZEKERES JÚLIA: A Jó, a Rossz és a Csúf – a competens embryo jellemzői (25 perc)
2. SZÉP DÁVID - HORVÁTH GYŐZŐ – KRČMAR STJEPAN - PURGER J. JENŐ: Milyen mértékben befolyásolja a tájszerkezet a gyöngybaglyok táplálék összetételét? (15 perc)
3. WÁGNER LÁSZLÓ: Az év madara a tengelic (20 perc)
4. BOCZ RENÁTA - PURGER J. JENŐ: Fali gyíkok túlélési esélyeinek vizsgálata gyurmából készült modellekkel. (15 perc)

291. szakülés: május 3. (szerda)

1. MINTÁL KITTI - SALAMON-ALBERT ÉVA: A kocsányos tölgy (*Quercus robur* L.) funkcionális ökológiai viselkedése lombkorona lék mikroökoszisztémákban (20 perc)
2. SOMOGYI BALÁZS - SZÜCS BOLDIZSÁR - CSICSEK GÁBOR - HORVÁTH GYŐZŐ: Kisemlősök mozgásának és folyosóhasználatának vizsgálata intenzív művelésű mezőgazdasági területeken (20 perc)
3. DEME JUDIT - KOVÁCS DÁNIEL - TÓTH ISTVÁN ZSOLT - CSIKY JÁNOS: A hazai koboldmoha (*Buxbaumia*) fajok elterjedésének, élőhelyi preferenciájának, állomány nagyságának és fenológiai viszonyainak vizsgálata. (20 perc)
4. HUSZÁR ZSUZSANNA: Könyvbemutató - Kert és pedagógia Gondolat Kiadó, Bp. 2015. Szerk.: Huszár Zsuzsanna (20 perc)

A szakülések a MBT Pécsi Csoportja, a PAB és a Ciszterci Rend Nagy Lajos Gimnáziuma közös rendezvényei.

A szakülések helye: Pécs, Széchenyi tér 11.

A szakülések kezdete: 15³⁰ óra

Tagtársaink és vendégeink megjelenését várja a MBT Pécsi Csoportjának vezetősége!

Pécs, 2017. február 5.

Üdvözlettel:

Dr. Kevey Balázs
elnök
sk.

Ötvös Károlyné
titkár
sk.

Publikációk

Response of dominant small mammal species to gap-based forestry practice in a lowland deciduous mixed forest

Győző F. Horváth, Gábor Csicssek, Krisztina A. Kelemen

University of Pécs, Faculty of Science, Institute of Biology,
Department of Ecology

H-7624 Pécs, Ifjúság u. 6, Hungary, e-mail: hgypte@gamma.ttk.pte.hu

Summary:

We studied the impact of gap cutting applied in Bükkhát Forest Reserve on the abundance and microhabitat associations of three dominant small mammal species, the striped field mouse (*Apodemus agrarius*), the yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) and the bank vole (*Myodes glareolus*). We conducted live-trapping (CMR method) in 3 artificial gaps and 3 closed forest stands in 2015 and 2016. The effect of heterogeneity caused by forest management was assessed by generalized linear mixed models (GLMM), where fixed effects were habitat, year and season. For each species the effect of habitat was highlighted by the models. Striped field mice occurred mainly in gaps, while the other two species were associated with closed forest stands. The relationships between the vegetation structure and the abundance of small mammals were estimated by an ordination method, redundancy analysis (RDA) using the 14 botanical variables measured in botanical quadrats laid around the traps. Microhabitat associations of small mammals were then assessed by GLMM with the vegetation data. In this case, the botanical variables were built in as fixed effects. Striped field mice showed microhabitat preference for tall and dense herb layer, while yellow-necked-mice and bank voles exhibited affinities for microhabitats rich in branches and dense shrubs.

Keywords: small mammal, alternative forest management, artificial gap, *Apodemus*, *Myodes*

Acknowledgments:

This study was supported by the ÚNKP-16-2 new national excellence program of the Ministry of Human Capacities of Hungary. The help of Tamás Horváth in statistical analyses has been a serious contribute to this study. We thank the students of the Department of Ecology in the University of Pécs for their enthusiastic help in the field and during digitalisation of data.

Introduction

Anthropogenically induced fragmentation, disturbance and the deterioration of forests are among the most crucial ecological problems worldwide with negative effects and consequences for biodiversity and conservation of wildlife (Saunders et al. 1991; Murcia 1995, Collinge 1996; Turner 1996; Zuidema et al. 1996, Riitters et al. 2000, Pardini 2004, Fischer and Lindenmayer 2007). Human land use and disturbances, such as forest harvesting, forestry practices or the transition of forests into agricultural areas may significantly alter the composition and structure of sylvan habitats and therefore the biodiversity of forests (Bengtsson et al. 2000, Schmid-Holmes and Drickamer 2001, Virgós 2001, Linares et al. 2011, Suchomel et al. 2012, Schulze et al. 2016). These interventions reduce the quality of habitats suitable for some species (Bengtsson et al. 2000, Schmid-Holmes and Drickamer 2001),

decrease the size and connectivity of habitat patches, as well as the vertical and horizontal heterogeneity (Saunders et al. 1991, Bowman et al. 2000, Pardini 2004, Lindenmayer et al. 2006, Santos-Filho et al. 2012). Therefore these processes have a direct and measurable effect on the spatial and temporal dynamics of animal populations and communities (Laiolo et al. 2003, Tews et al. 2004, Chumak et al. 2005, Pardini et al. 2005, Goßner et al. 2006, Taboada et al. 2010, Bogdziewicz and Zwolak 2014). Nevertheless, changing the composition and structure of forest habitats results in new habitats that may be favorable to some species (Gitzen and West 2002, Fuller et al. 2004, Lampila et al. 2005, Ethier and Fahrig 2011, Bogdziewicz and Zwolak 2014). In addition, disturbance caused by different forestry practices increases the edge effect (Bradshaw 1992, Laurance 2000, Broadbent et al. 2008) which significantly influences the ecological response of different organisms on the change of forest structure (Lidicker and Koenig 1996, Murcia 1995, McCollin 1998, Kollmann and Buschor 2003, Ries et al. 2004, Harper et al. 2005).

Small mammals have a significant role in forest ecosystems, being a determinant part of trophic relationships and contributing to the dispersal of fungal spores, ectomycorrhizas (Mangan and Adler 2000, Frank et al. 2009, Schickmann et al. 2012) and seeds of plants (Vander Wall et al. 2001, Steele and Smallwood 2002, den Ouden et al. 2005, Zwolak and Crone 2012). As secondary consumers that represent large biomass of food webs small mammals function as an important food source for several birds of prey and carnivores (Zielinski et al. 1983, Forsman et al. 1984, Carey et al. 1992, Sheffield and King 1994, Bontzorlos et al. 2005). However, small mammals function as predators as well (e.g., Maxson and Oring 1978, Bures 1997, Santos and Tellería 1997, Jędrzejewska and Jędrzejewski 1998, Manson and Stiles 1998, Hanski et al. 2001, Chalfoun et al. 2002, Churchfield and Rychlik 2006, Lindsey et al. 2009).

Based on these traits, the bio-indicator role of small mammals was evaluated in the aspect of different stand structure and sustainable forest management (Carey and Johnson 1995, Pearce and Venier 2005, Sullivan et al. 2011). In addition, small mammals are appropriate model organisms to investigate and understand the impact of various forest management systems (e.g., clearcutting, partial harvesting, shelterwood cutting, variable retention harvesting) on the population and community level processes (e.g., Fuller et al. 2004, Fisher and Wilkinson 2005, Sullivan et al. 2009, Zwolak 2009, Lindenmayer et al. 2010, Urban and Swihart 2011). Based on the survey of different attributes at these two levels, numerous studies described the immediate and short-term response to different close-to-nature silvicultural systems compared to clearcutting or unmanaged forests (Sullivan and Sullivan 2001, Kaminski et al. 2007, Klenner and Sullivan 2009, Zwolak 2009, Kellner et al. 2013).

Clearcutting that affects large continuous areas is one of the most studied forestry practices regarding the effects on population and community level responses (e.g., Hansson 1992, Zwolak 2009, Sullivan et al. 2011, Bogdziewicz and Zwolak 2014). Gap based silvicultural management aims to create openings with structural diversity that resembles canopy gaps generated by fine scale natural processes (Smith et al. 1997, Madsen and Hahn 2008). On the other hand, this management system is a sustainable method to meet the demands not only of economy but also of ecology and conservation (Bliss 2000, Muscolo et al. 2014).

The response of small mammals on different forest stands and forestry practices were frequently investigated on the community level, by evaluating species composition and community structure (Schmid-Holmes and Drickamer 2001; Bryja et al. 2002; Sullivan et al. 2009; Suchomel et al. 2012, 2014). On the other hand, several studies focused on the estimation of population parameters of dominant species at the level of single (e.g., Gorini et al. 2011, Savola et al. 2013, Sullivan and Sullivan 2014) or multiple species systems (e.g., Panzacchi et al. 2010, Lee et al. 2012, Gasperini et al. 2016). In addition, there is an extensive literature on the relation between the vegetation structure of forest stands and small mammal abundance (Sullivan and Sullivan 2001, Klenner and Sullivan 2003, Pardini et al. 2005, Püttker et al. 2008, Suchomel et al. 2009, Suchomel et al. 2012, Arnan et al. 2014).

Although some studies described that macrohabitat-level characteristics proved to be better predictors of spatial use and spatial segregation of small mammals (Morris 1984, 1987, Jorgensen and Demarais 1999), numerous analyses demonstrated that small mammals respond sensitively on spatial heterogeneity on microhabitat scale (Miklós and Ziak 2002, Hille and Mortelliti 2010, Fauteux et al. 2012, Lešo et al. 2016) which facilitates the spatial segregation of coexistent species (Bellows et al. 2001, Carey and Harrington 2001, Jorgensen 2004, Martin and McComb 2002). The studies of the habitat use of small mammals on microhabitat scale proved to be appropriate to evaluate the different responses in managed and unmanaged forest stands (Sullivan and Sullivan 2001, Lešo et al. 2016).

In this study we investigated the impact of habitat heterogeneity caused by the gap-based forestry practice. The aim of this work was to assess the habitat selection between artificial gaps and closed forest stands and microhabitat associations focusing on the abundances of three dominant small mammal species (two *Apodemus* and one *Myodes*).

Material and methods

Study area

Our study was conducted in the Bükkhát Forest Reserve in southwestern Hungary, located in the Pannon Ecological Region, in the area of Drava floodplain (45°52'N, 18°00'E). Average annual temperature is 10,4 °C and annual rainfall varies between 540-680 mm in this region. Altitudes ranged between 96 and 100 m above sea level. The investigated forest reserve area covering 452 hectares altogether comprises a buffer zone and two core areas free of human interference since 1997, though the forest was declared as a forest reserve only in 2002. The reserve is composed of hornbeam-pedunculate oak (*Fraxino pannonicae-Carpinetum*) and oak-ash-elm (*Scillo vindobonensis-Ulmetum*) stands, most of them are more than 80 years old. The investigated forest stands are included in the NATURA 2000 ecological network, listed as „Riparian mixed forests of *Quercus robur*, *Ulmus laevis* and *Ulmus minor* Mill., *Fraxinus excelsior* or *Fraxinus angustifolia*, along the great rivers (*Ulmion minoris*; 91F0)” and „Illyrian oak-hornbeam forests (*Erythronio-Carpinion*; 91L0)” (EC, 2007). To meet the requirements of the Hungarian Forestry Act of 2009 the buffer zone is managed by gap cutting as an alternative harvesting practice.

Gaps and control closed forest areas surveyed in this study are located in the hornbeam-oak assemblages of the buffer zone and the connected areas, dominated by pedunculate oak. (Ortmann-Ajkai et al. 2017). Tóth and Kaulák (2013) proposed the application of gaps with the size of 0.15-0.3 ha for pedunculate oak afforestation. According to Szalacsi et al. (2015) the gap size should be extended in more steps later, so the final area can reach up to 2 ha. The investigated gaps (3-5 years old) are rectangular, with size that varies between 0.12 and 0.6 and thus are larger than traditional gaps in beech forests. After felling the investigated gaps were replanted with pedunculate oak (*Quercus robur*) and surrounded by wire fence for protection against big games. Regular management of these gaps involves reaping a few times a year and replacing missing saplings (Csicsek and Cseke 2017). Most of the surveyed areas can be found in proximity of forestry roads. The locality of the gaps was determined independently from this study by the organisation executing the management activities.

Small mammal sampling

We established six trapping grids altogether, three in closed forest stands and three in the gaps occurring as the result of the forestry practice applied. Plastic box live traps (size: 75×95×180 mm) were arranged (established) in 7×7 grids, placing one trap in each trapping station with 12-m spacing. Each grid was situated in one of the seven distinct habitat patches (forest stands and gaps), the distance of which varied between 10 and 250 m. Based on capture-mark-recapture method (CMR) data were

obtained in 2015 and 2016 from July to October, in periods of five consecutive nights every month. Traps were checked and baited with grain mixed with vegetable oil and fat bacon every morning. Small mammals were identified to species, out of which rodents were marked individually by toe tattooing and shrews were released unmarked. Before releasing the animals we recorded the weight, the sex (with reproductive status), the age, the individual number and the trap number of each specimen captured. Calculated from the number of traps in the six plots and the number of sampling nights in the two years, total trapping effort equaled 11,760 trap-nights.

Among small mammal species occurring in Europe the striped field mouse, *Apodemus agrarius*, the yellow-necked mouse, *Apodemus flavicollis*, and the bank vole, *Myodes glareolus* are common, dominant species in the sampling sites of our study. The analysis of the response on the gap-based forestry practice was implemented using the capture parameters of these three species.

Vegetation sampling

In every sampling quadrat a 7×7 array of 12×12 m botanical squares was set to estimate the botanical characteristics of the sampling areas. Live traps were located in the centre of the squares, thus botanical variables of each trap station's surroundings were surveyed. Vegetation sampling was established in the summer of 2015. The description of the microhabitat variables are shown in Table 1.

Statistical analyses

Macrohabitat analyses - To analyse the effect of heterogeneity caused by the applied silvicultural practice, the two years and seasons on the habitat use of small mammals we implemented a data randomisation in the first step. Data of traps located in the edges of forest stands and gaps were excluded from the analyses, then 25 traps were selected from the remaining trap stations by stratified random sampling method. Generalized linear mixed models (GLMMs) were used via the 'lme4' package (Bates et al., 2015) in R 3.3.2 environment (R Core Team, 2016) with Poisson distribution and log link function to test the difference in abundance of the given species as response variable between the two habitat categories (closed forest and artificial gap), years, seasons and their interactions as fixed factors. The sampling plot was included in the models as a random factor. Ten models were evaluated separately for each species, and model selection was implemented using the values of Akaike's Information Criterion corrected for small sample size, AICc (Burnham and Anderson, 2002). The most supported model's AICc equals zero. For the model selection we also considered the difference in AICc ($\Delta AICc$) values, as models with the difference of less than 2 AICc units ($\Delta AICc < 2$) receive substantial support based on the data, while models with $\Delta AICc > 10$ do not have essential support (Burnham and Anderson 2002).

Microhabitat analyses - The relationship between the vegetation structure and small mammal species was analysed with an ordination method in CANOCO 4.5 (ter Braak and Šmilauer 2002). To select the appropriate method the gradient lengths of the botanical variables were tested with detrended canonical correspondence analysis (DCCA). As the gradient lengths were smaller than 3 we applied redundancy analysis (RDA), an estimate based on linear models (ter Braak and Šmilauer 2002) with the data of small mammal abundances and botanical variables as response and explanatory variables, respectively.

Finally, further analyses of microhabitat selection of the species were implemented using GLMMs with binomial distribution and logit link function. For these analyses trap stations with captures of the given species were separated from those without captures. Based on the results of RDA, the most relevant microhabitat variables as fixed factors were selected for each species. Models included sampling plot and year as random factors. Nine models were evaluated separately for each

species. Model selection was implemented as described above. All plot drawings were performed in R 3.2.0 environment using 'effects' package (Fox et al. 2016).

Results

A total number of 1783 captures of three investigated species were recorded during the whole sampling period in the surveyed area (striped field mouse: 784, yellow-necked mouse: 813, bank vole: 186). Numbers of striped field mice were higher in open gaps ($\chi^2 = 316.332$, $P < 0.001$) while yellow-necked mice ($\chi^2 = 79.982$, $P < 0.001$) and bank voles ($\chi^2 = 65.054$, $P < 0.001$) were more abundant in closed forest stands. The number of striped field mice in 2015 exceeded those captured in 2016 ($\chi^2 = 9.116$, $P < 0.01$), while the abundance of the other two species did not vary between years (yellow-necked mouse: $\chi^2 = 0.444$, n.s., bank vole: $\chi^2 = 0.344$, n.s.).

Two GLMM models had substantial support in the explanation of the relationships between the abundance of striped field mouse and predictor variables (Table 2). The best model included an interaction between habitat and season in addition to the effect of habitat, season and year. Abundance of the species was negatively affected by the year 2016 and the summer season while positively influenced by artificial gaps (Table 3). However, the effect of this habitat was weaker in summer ($B_{\text{cumulative}} = 2.962$ $z = 5.392$, $P < 0.001$) (Fig. 1). It is also notable that the coefficient of summer is higher than that of gaps. The second model's results were similar to those of the best model with the exception that in this case the effect of year was not included. Other models had no substantial support, although it is notable that models containing season as a variable all ranked higher than those lacking this effect (Table 2).

The most supported model for the yellow-necked mouse included the effect of habitat, season and an interaction between these variables, suggesting that the influence of gaps differs between seasons (Table 2). Yellow-necked mice were more abundant in closed forest stands according to the most supported model (Table 4, Fig. 1). However, the impact of gaps was not significant in summer ($B_{\text{cumulative}} = -0.209$ $t = 0.997$, n.s.). The abundance of the species were significantly smaller in the summer. In contrast with the striped field mouse, the effect of this season was weaker than the effect of gaps. The second model supported these results, with the additional non-significant effect of year ($B = 0.037$, $z = 0.525$, n.s.). Other models had no essential support (Table 2).

In case of the bank vole, two models had substantial support (Table 2). Both contained an interaction between habitat and season in addition to the main effect of habitat and season. Other models were not supported based on the score of ΔAICc . Results of the best model showed that bank voles were more abundant in closed forest stands (Fig. 1), although the effect of this habitat was not significant (Table 5). Abundance of this species were positively influenced by season summer. However, there was a significant difference in habitat use between the two sampled seasons. In summer the abundance of bank voles was significantly higher in closed forest stands ($B_{\text{cumulative}} = -3.367$, $t = 4.272$, $P < 0.001$). The results were similar concerning the second model. This model included the effect of years, that was not significant ($B = 0.074$, $z = 0.507$, n.s.).

The RDA performed to relate the effect of microhabitat characteristics on small mammal species abundance was significant (Monte Carlo permutation test of the first axis: $F = 133.786$, $P < 0.01$; all four axes: $F = 12.541$, $P < 0.01$). The first two canonical axes cumulatively explained a large proportion (99.1%) of variance of species-environment relation (RDA Axis 1: 91.0%, RDA Axis 2: 8.1%). The first and second axis accounted for 50.0% and 4.4% of variation in species data, respectively. Forward selection included the following variables: tree number ($F = 114.73$, $P < 0.01$), shrub cover ($F = 9.42$, $P < 0.01$), herb layer cover ($F = 3.80$, $P < 0.05$), tree stumps ($F = 4.57$, $P < 0.05$), shrub height ($F = 2.95$, $P < 0.05$), leaf litter ($F = 2.81$, $P < 0.05$).

The difference in vegetation between the two habitats is shown conspicuously in the triplot diagram (Fig. 2). Dense, tall herb layer is characteristic of artificial gaps, while in closed forest stands the high amount of branches and tree individuals is typical, as well as the dense cover of shrubs, canopy, leaf litter and deadwood. The spatial segregation of the striped field mouse from the two typical forest-dwelling species was demonstrated by the correlation of species abundance with microhabitat variables. This species showed definite microhabitat preference for tall and dense herb layer, while the abundance was lower in gap edges and forest stands with closed canopy, dense shrubs and high cover of deadwood and leaf litter. Yellow-necked-mice and bank voles exhibited affinities for microhabitats rich in branches and dense shrubs. These species were less abundant in areas covered with tall, dense herb layer typical of gaps.

Based on the results of RDA, four microhabitat variables were used in the GLMM models for each species (Table 6). Regression coefficients of the strongest model showed a positive effect of herb layer height ($B = -3.254$, $z = -1.106$, *n.s.*) and a significant negative effect of tree number ($B = -12.550$, $z = -2.098$, $P < 0.05$) on the abundance of striped field mice. This negative impact was significant also according to the second ($B = -2.0745$, $z = -5.927$, $P < 0.001$), third supported models ($B = -2.0723$, $z = -5.617$, $P < 0.001$). However, interaction in the strongest model ($B = 6.233$, $z = 1.755$, *n.s.*) indicates that herb layer height affects the influence of tree number. Abundance of striped field mice was in negative relation with the number of trees, but this influence was weaker in microhabitats where the herb layer was tall, which confirmed the gap-preference of this species (Fig. 3). Other models had less essential support as $\Delta AICc$ values were higher than 2.

For the yellow-necked mouse the first four highest ranking models contained shrub cover as fixed effect and outweighed models lacking this variable (Table 6). Yellow-necked mice were the most likely to be captured in microhabitats covered with dense shrubs according to the first ($B = 0.879$, $z = 4.245$, $P < 0.001$) (Fig. 4/A), the second ($B = 0.804$, $z = 4.099$, $P < 0.001$) and the fourth model ($B = 0.640$, $z = 2.929$, $P < 0.01$). An interaction is included in the third model ($B = 1.693$, $z = 1.178$, *n.s.*) in addition to the non-significant effect of shrub density ($B = 2.006$, $z = -0.838$, *n.s.*). The negative coefficient of the variable herb layer height was not significant in any of the most supported models ($\Delta AICc < 2$). However, high cover of herb layer had a significant positive influence on the microhabitat use of yellow-necked mice (Afl ~ Herb cov.: $B = -4.197$, $z = -2.350$, $P < 0.05$; Afl ~ Herb cov. + Branches: $B = -4.229$, $z = -2.342$, $P < 0.05$; Afl ~ Herb cov. + Branches + Herb cov. \times Branches: $B = -6.465$, $z = -2.642$, $P < 0.01$) according to less supported models ($\Delta AICc$ between 2 and 10).

Similarly to the yellow-necked mouse, bank voles were the most abundant in microhabitats with thick shrub layer. The two highest ranking models (Table 6) both contained the positive effect of shrub cover (first model: $B = 1.106$, $z = 4.015$, $P < 0.01$; second model: $B = 1.017$, $z = 3.275$, $P < 0.01$) (Fig. 4/B). Herb layer height influenced vole abundance negatively ($B = -0.586$, $z = -0.745$, *n.s.*) according to the second model.

Discussion

Modeling using GLMMs highlighted the importance of artificial gaps for the striped field mouse, indicating the role of different habitats in the species' response to the forestry practice applied in the study site. Gitzen et al. (2007) predicted that small mammals associated with early successional habitats, closed canopy and habitat generalist species would show variable responses to forest management in the first 2 years after the intervention depending on the amount and pattern of retention. Our study supported that striped field mice occurred mainly in the artificial gaps found between the closed stands, although the positive impact of gaps was stronger in summer. Results of the modeling showed that models containing season as a fixed factor all ranked higher than those lacking

this variable. This and the strong influence of summer reflect that seasons have considerable effect on the abundance of the striped field mouse. The difference in the density affected the use of artificial gaps, suggesting that selection between optimal and suboptimal habitats and the use of these habitats is density dependent. The striped field mouse was described as a generalist species with broad ecological valence that prefers grassy fields and open habitats with dense vegetation (Niethammer and Krapp 1978, Fischer et al. 2011). However, as an expansive species, the striped field mouse occurs with high abundance also in forests, forest edges and forest belts (Szacki and Liro 1991, Horváth et al. 1996, Horváth and Trócsányi 1998). Studies of small mammal communities in large, continuous open areas remaining after clearcutting showed an increase in abundance of the striped field mouse (Bogdziewicz and Zwolak 2014). In Bükkhát Forest Reserve this species was abundant in habitats with tall, dense herb layer, the typical vegetation in the centre of open, grassy gaps and was rare in the closed forest stands where the vegetation is characterised by dense, tall shrub layer and numerous old trees forming a closed canopy with high cover of leaf litter and deadwood. The negative relation of abundance and tree number was also confirmed by models.

According to the studies of Hille and Mortelliti (2010) yellow-necked mice are typical in forest edges. In montane and sub-montane forests this species occurs as a eudominant small mammal (Trubenová and Miklós 2007, Suchomel et al. 2009, Hille and Mortelliti 2010). Studies conducted in European deciduous forests showed that yellow-necked mice respond with an increase in abundance to clearcutting affecting large areas (Bogdziewicz and Zwolak 2014, Zwolak et al. 2016). Our results showed that this species occurred mainly in closed forest stands and was less abundant in open areas, although the effect of gaps was weaker in summer. Most captures of yellow necked mice were registered in trap stations surrounded by high deadwood and shrub cover. This is in accordance with studies that showed the species prefers older forests with sparse herb layer and high cover of shrubs (Yalden 1971, Niethammer and Krapp 1978, Gurnell 1985, Májsky 1985, Montgomery and Gurnell 1985, Suchomel et al. 2009). The positive relation of abundance with dense shrub cover was also supported by models, confirming that yellow-necked mice were associated with closed forest stands in the study site.

The bank vole was described as a habitat specialist in Mediterranean sub-montane forests, as in most forests the species occurred with high abundance but was absent or rare in shrubby, grassy habitats (Torre and Arrizabalaga 2008). According to other studies the bank vole is common also in open areas (Hansson 1978, Henttonen and Hansson 1984) and responds with no change in abundance to clearcutting (Gliwicz and Glowacka 2000, Ecke et al. 2002, Bogdziewicz and Zwolak 2014). Our results showed that the effect of gaps was not significant in the total two-year period, which is in accordance with the results of studies conducted in sites after clearcutting in European deciduous forests (Bogdziewicz and Zwolak 2014). Nevertheless, the interaction of habitat and season revealed that the species did not use the artificial gaps in summer. However, in fall there was no significant difference in abundance measured in closed forest stands and gaps. Studies of Ecke et al. (2001) described that the abundance of bank voles is highly dependent on habitat features related to ground cover. Several studies reported that bank voles are associated with deadwood (Pucek 1983, Mazurkiewicz and Rajska-Jurgiel 1987, Miklós and Žiak 2002) and shrub cover (Niethammer and Krapp 1978, Gurnell 1985, Mazurkiewicz 1986, 1994). Our results are in accordance with these studies, vole abundance showed a positive correlation with the amount of branches and shrub cover. However, GLMM models confirmed the effect only of shrub cover.

Gap based forest management alters forest structure in a large scale and creates open areas of different size between closed forest stands, affecting the spatial distribution and segregation of species. Gaps might help and contribute to segregation mechanisms that decrease competition between coexistent species. This possibly enables demographic changes of coexistent species and colonisation by small mammals (e.g., common vole, a forestry pest) that might cause considerable economic

damages (Ashby 1959, Shaw 1968, Jensen 1985, Schreiner et al. 2000, Margaletic et al. 2002, Sun et al. 2004, Imholt et al. 2015). This ensures that results in this paper not only contribute to the basic ecological knowledge on the studied species but also might provide useful information for applied ecology and forestry.

Table 1 Description of microhabitat variables measured in 12 × 12 m botanical quadrats around trap stations in the Bükkhát Forest Reserve, Hungary.

Microgabitat variable	Abbreviation	Description
Canopy		
Canopy cover	Canopy	Percentage of cover by canopy
Number of trees	Tree num.	Number of tree individuals with diameter above 5 cm at breast height
Trunk diameter	Trunk diam.	Average diameter of trees in breast height
Shrub layer		
Shrub cover	Shrub cov.	Percentage of cover by shrub layer
Shrub height	Shrub he.	Average height of woody vegetation in shrub layer measured in cm including trees with diameter less than 5 cm at breast height; calculated by weighting from the average height of species above 5% cover
Herb layer		
Herb layer cover	Herb cov.	Percentage of cover by herbaceous vegetation in herb layer
Herb layer height	Herb he.	Average height of herbaceous vegetation in herb layer measured in cm
Deadwood		
Deadwood cover	Deadwood cov.	Percentage of cover by deadwood
Branches	Branches	Total length of deadwood with diameter < 10 cm measured in cm
Small logs	S. logs	Total length of deadwood with diameter = 10-40 cm measured in cm
Large logs	L. logs	Total length of deadwood with diameter > 40 cm measured in cm
Leaf litter	Leaf lit.	Percentage of ground covered by fallen leaves
Tree stumps	Stump	Number of cut trunks
Stack of logs	Log stack	Number of log piles

Table 2. Model selection table of the striped field mouse, the yellow-necked mouse and the bank vole.

Rank	Fixed effects	K	AICc	Δ AICc	w_i
<i>The striped field mouse</i>					
1	Habitat + Season + Year + Habitat \times Season	6	909.377	0.000	0.990
2	Habitat + Season + Habitat \times Season	5	918.629	9.252	0.010
3	Habitat + Year + Season	5	943.487	34.110	0.000
4	Habitat + Season + Year + Habitat \times Year	6	944.447	35.070	0.000
5	Habitat + Season	4	952.887	43.510	0.000
6	Season	3	957.848	48.471	0.000
7	Habitat + Year	4	1109.611	200.234	0.000
8	Habitat + Year + Habitat \times Year	5	1110.658	201.281	0.000
9	Year	3	1114.521	205.144	0.000
10	Habitat	3	1119.191	209.814	0.000
<i>The yellow-necked mouse</i>					
1	Habitat + Season + Habitat \times Season	5	993.667	0.000	0.716
2	Habitat + Season + Year + Habitat \times Season	6	995.495	1.829	0.284
3	Habitat + Year + Habitat \times Year	5	1014.968	21.301	0.000
4	Habitat + Season + Year + Habitat \times Year	6	1017.060	23.394	0.000
5	Habitat	3	1032.068	38.402	0.000
6	Habitat + Year	4	1033.889	40.223	0.000
7	Habitat + Season	4	1034.119	40.453	0.000
8	Habitat + Year + Season	5	1035.959	42.292	0.000
9	Year	3	1043.280	49.614	0.000
10	Season	3	1043.506	49.839	0.716
<i>The bank vole</i>					
1	Habitat + Season + Habitat \times Season	5	520.201	0.000	0.000
2	Habitat + Season + Year + Habitat \times Season	6	522.051	1.850	0.000
3	Habitat + Year + Habitat \times Year	5	542.251	22.050	0.000
4	Habitat + Season + Year + Habitat \times Year	6	543.710	23.509	0.000
5	Habitat	3	545.593	25.392	0.000
6	Habitat + Season	4	547.010	26.809	0.000
7	Habitat + Year	4	547.398	27.197	0.000
8	Habitat + Year + Season	5	548.827	28.626	0.000
9	Season	3	550.795	30.594	0.716
10	Year	3	551.184	30.983	0.284

Note: All variables are categorical: Habitat (gap or closed forest stand), Season (summer or fall), Year (2015 or 2016). K is the number of parameters, w_i is the weight of evidence supporting model i .

Table 3 Test of the fixed effects influencing the abundance of the striped field mouse based on the most supported models ($\Delta AICc < 2$)

Variable	Regression coeff. \pm SE	z	P
<i>A. agrarius</i> ~ Hab + Season + Year + Hab \times Season			
(Intercept)	0.693 \pm 0.329	2.109	<0.05
Gap	1.378 \pm 0.452	3.048	<0.01
Summer	-2.368 \pm 0.300	-7.884	<0.001
2016	-0.242 \pm 0.072	-3.363	<0.001
Gap \times Summer	1.584 \pm 0.312	5.076	<0.001
<i>A. agrarius</i> ~ Hab + Season + Hab \times Season			
(Intercept)	0.580 \pm 0.327	1.773	n.s.
Gap	1.378 \pm 0.452	3.048	<0.01
Summer	-2.370 \pm 0.300	-7.892	<0.001
Gap \times Summer	1.587 \pm 0.312	5.084	<0.001

Note: Gap represents a change in abundance in relation to closed forest stands. Summer represents a change in abundance in relation to fall. 2016 represents a change in abundance in relation to 2015.

Table 4 Test of the fixed effects influencing the abundance of the yellow-necked mouse based on the most supported models ($\Delta AICc < 2$)

Variable	Regression coeff. \pm SE	z	P
<i>A. flavicollis</i> ~ Hab + Season + Hab \times Season			
(Intercept)	1.645 \pm 0.080	20.621	<0.001
Gap	-1.192 \pm 0.142	-8.415	<0.001
Summer	-0.322 \pm 0.088	-3.673	<0.001
Gap \times Summer	0.983 \pm 0.154	6.395	<0.001
<i>A. flavicollis</i> ~ Hab + Season + Year + Hab \times Season			
Intercept	1.627 \pm 0.087	18.621	<0.001
Gap	-1.192 \pm 0.142	-8.418	<0.001
Summer	-0.323 \pm 0.088	-3.677	<0.001
2016	0.037 \pm 0.070	0.525	n.s.
Gap \times Summer	0.984 \pm 0.154	6.398	<0.001

Note: Gap represents a change in abundance in relation to closed forest stands. Summer represents a change in abundance in relation to fall. 2016 represents a change in abundance in relation to 2015.

Table 5 Test of the fixed effects influencing the abundance of the bank vole based on the most supported models ($\Delta AICc < 2$)

Variable	Regression coeff. \pm SE	z	P
<i>M. glareolus</i> ~ Hab + Season + Hab \times Season			
(Intercept)	0.059 \pm 0.375	0.157	n.s.
Gap	-0.969 \pm 0.567	-1.710	n.s.
Summer	0.258 \pm 0.165	1.564	n.s.
Gap \times Summer	-2.398 \pm 0.548	-4.375	<0.001
<i>M. glareolus</i> ~ Hab + Season + Year + Hab \times Season			
Intercept	0.021 \pm 0.383	0.055	n.s.
Gap	-0.969 \pm 0.567	-1.710	n.s.
Summer	0.257 \pm 0.165	1.561	n.s.
2016	0.074 \pm 0.146	0.507	n.s.
Gap \times Summer	-2.397 \pm 0.548	-4.375	<0.001

Note: Gap represents a change in abundance in relation to closed forest stands. Summer represents a change in abundance in relation to fall. 2016 represents a change in abundance in relation to 2015.

Table 6. Model selection table of the striped field mouse, the yellow-necked mouse and the bank vole, with botanical variables.

Rank	Fixed effects	K	AICc	Δ AICc	w_i
<i>The striped field mouse</i>					
1	Herb he. + Tree num. + Herb he. \times Tree num.	4	880.396	0.000	0.488
2	Tree num. + Herb he.	5	881.555	1.159	0.274
3	Tree num.	6	882.295	1.899	0.189
4	Tree num. + Herb he. + Herb cov. + Canopy cov.	6	885.136	4.740	0.045
5	Canopy cov.	7	891.250	10.854	0.002
6	Herb cov. + Canopy cov.	4	892.308	11.912	0.001
7	Herb cov. + Canopy cov. + Herb cov. \times Canopy cov.	4	894.190	13.794	0.001
8	Herb cov.	4	909.103	28.707	0.000
9	Herb he.	5	910.626	30.230	0.000
<i>The yellow-necked mouse</i>					
1	Shrub cov.	4	1009.055	0.000	0.300
2	Shrub cov. + Herb he.	5	1009.497	0.442	0.240
3	Herb he. + Shrub cov. + Herb he. \times Shrub cov.	6	1010.136	1.081	0.175
4	Shrub cov. + Herb he. + Herb cov. + Branches	6	1010.460	1.404	0.149
5	Herb cov.	7	1011.914	2.859	0.072
6	Herb cov. + Branches	4	1013.926	4.871	0.026
7	Herb cov. + Branches + Herb cov. \times Branches	4	1014.040	4.984	0.025
8	Herb he.	4	1016.170	7.115	0.009
9	Branches	5	1017.463	8.408	0.004
<i>The bank vole</i>					
1	Shrub cov.	4	703.336	0.000	0.479
2	Shrub cov. + Herb he.	5	704.799	1.463	0.231
3	Herb he. + Shrub cov. + Herb he. \times Shrub cov.	6	706.827	3.492	0.084
4	Herb cov. + Branches + Herb cov. \times Branches	6	706.903	3.567	0.080
5	Shrub cov. + Herb he. + Herb cov. + Branches	7	708.154	4.818	0.043
6	Herb he.	4	708.626	5.290	0.034
7	Branches	4	709.287	5.951	0.025
8	Herb cov.	4	710.232	6.896	0.015
9	Herb cov. + Branches	5	711.303	7.967	0.009

Note: Herb height, Tree number, Canopy cover, Herb cover, Shrub cover and Branches are continuous variables. K is the number of parameters, w_i is the weight of evidence supporting model i .

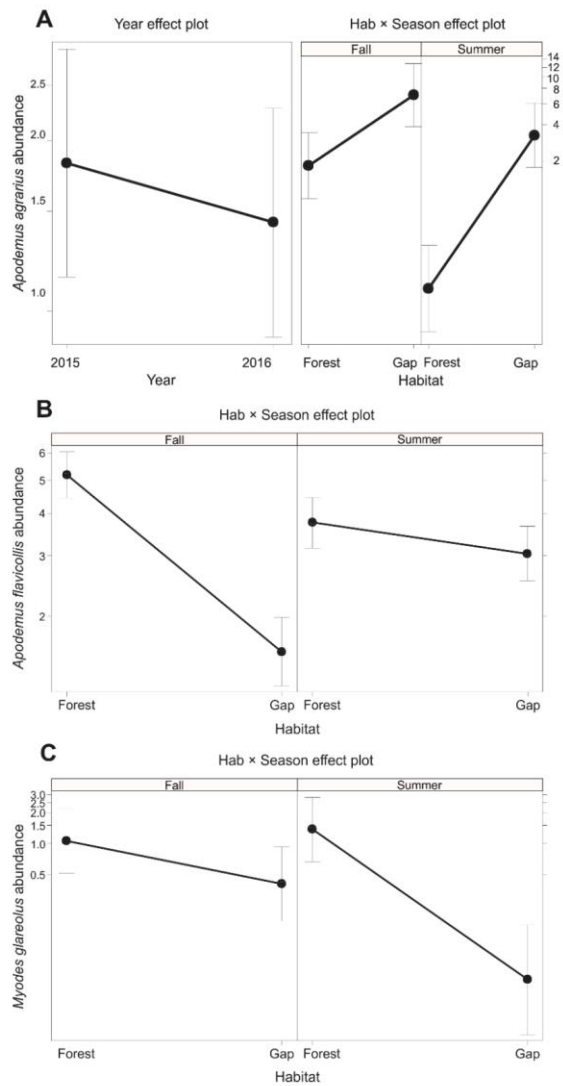


Fig. 1. Abundance of the striped field mouse (**A**) in the two sampled years (left), in gaps and closed forest stands in summer and fall (right). Abundance of the yellow-necked mouse (**B**) and bank voles (**C**) in gaps and closed forest stands in summer and fall. Plots show the effects based on the highest ranking model. Dots represent averages and whiskers indicate standard errors.

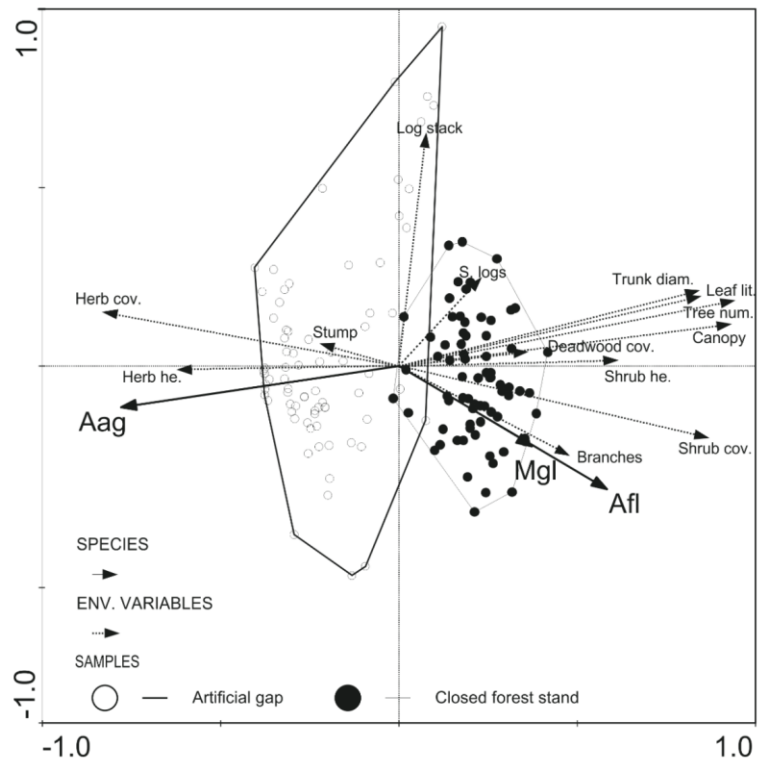


Fig. 2. Triplot of redundancy analysis of small mammal abundances and microhabitat variables in Bükkhát Forest Reserve, Hungary (2015/2016). Vector length indicates the strength of correlation between given variables and the canonical axes.

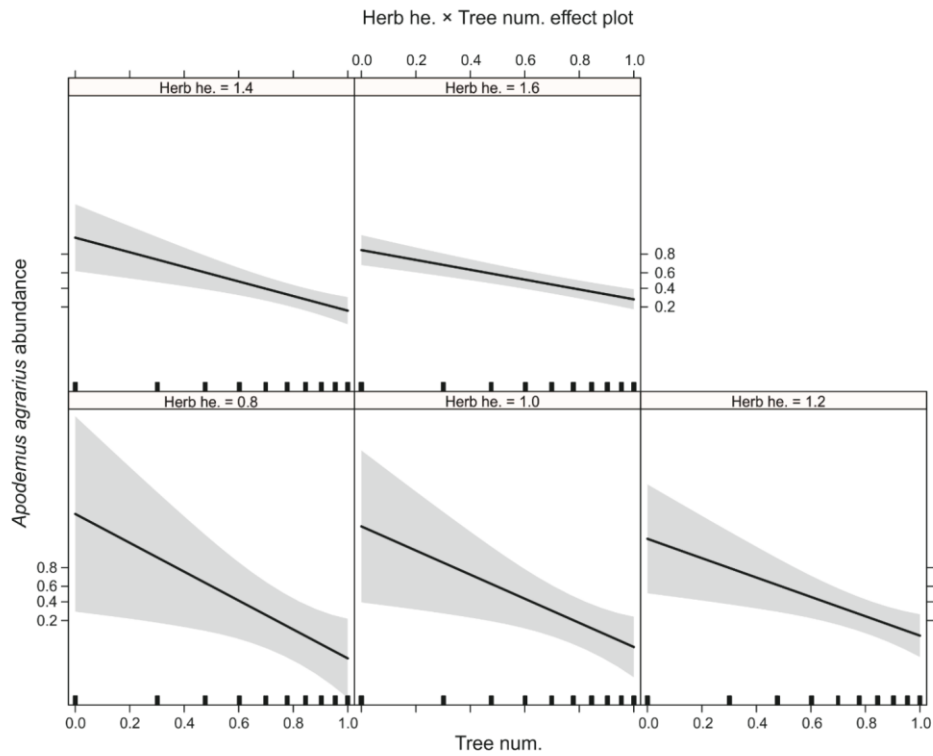


Fig 3: Relationships between abundance of the striped field mouse and the number of trees in interaction with herb layer height. Lines show fitted values (with 95% confidence intervals) of Generalized Linear Mixed Models for main effects only. The plots show the effects based on the highest ranking model.

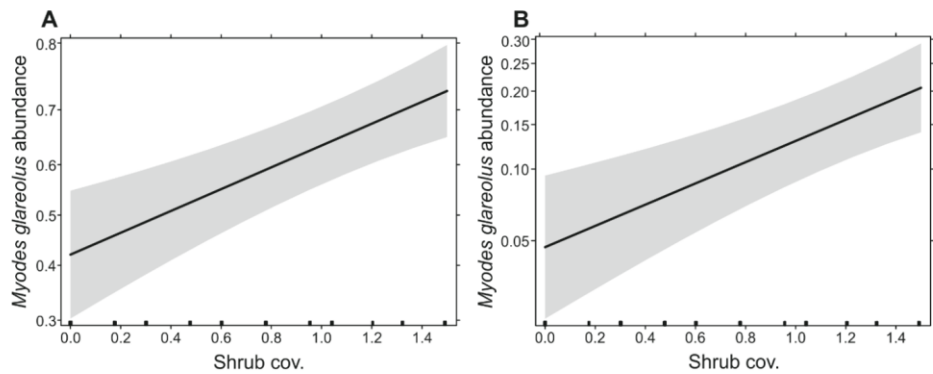


Fig 4: Relationships between abundance of the yellow-necked mouse (A) and abundance of the bank vole (C) and the number of trees in interaction with herb layer height. Lines show fitted values (with 95% confidence intervals) of Generalized Linear Mixed Models for main effects only. Plots show the effects based on the highest ranking model.

References

- Ashby KR (1959) Prevention of regeneration of woodland by field mice (*Apodemus sylvaticus* L.) and voles (*Clethrionomys glareolus* Schreber and *Microtus agrestis* L.). *Quart J For* 53:228-236
- Anan X, Comas L, Gracia M, Retana J (2014) Composition and habitat use of small mammals in old-growth mountain forests. *J Nat Hist* 48(7-8):481-494
- Bates D, Maechler M, Bolker B, Walker S (2015) Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1):1-48. doi:10.18637/jss.v067.i01
- Bellows AS, Pagels JF, Mitchell JC (2001) Macrohabitat and microhabitat affinities of small mammals in a fragmented landscape on the upper coastal plain of Virginia. *Am Midl Nat* 146(2):345-360.
- Bengtsson J, Nilsson SG, Franc A, Menozz P (2000) Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *For Ecol Manag* 132:39–50
- Bliss JC (2000) Public perceptions of clearcutting. *J For* 98(12):4-9
- Bogdziewicz M, Zwolak R (2014) Responses of small mammals to clear-cutting in temperate and boreal forests of Europe: a meta-analysis and review. *Eur J Forest Res* 133(1):1-11
- Bontzorlos VA, Peris SJ, Vlachos CG, Bakaloudis DE (2005) The diet of barn owl in agricultural landscapes of Central Greece. *Folia Zool* 54:99–110
- Bowman JC, Sleep D, Forbes GJ, Edwards M (2000) The association of small mammals with coarse woody debris at log and stand scales. *For Ecol Manag* 129(1):119-124
- Bradshaw FJ (1992) Quantifying edge effect and patch size for multiple-use silviculture—a discussion paper. *For Ecol Manag* 48(3-4):249-264
- Broadbent EN, Asner GP, Keller M, Knapp DE, Oliveira PJ, Silva JN (2008) Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biol Conserv* 141(7):1745-1757
- Bryja J, Zukal J (2000) Small mammal communities in newly planted biocorridors and their surroundings in southern Moravia (Czech Republic). *Folia Zool* 49(3):191-197
- Bures S (1997) High Common Vole *Microtus arvalis* predation on ground-nesting bird eggs and nestlings. *Ibis* 139(1):173-174
- Burnham KP, Anderson DR (2002) Information and likelihood theory: a basis for model selection and inference. In: Burnham KP, Anderson DR (eds.) *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Springer Science & Business Media, New York, pp 49-97
- Carey AB, Harrington CA (2001) Small mammals in young forests: implications for management for sustainability. *For Ecol Manag* 153:147–160
- Carey AB, Horton SP, Biswell BL (1992) Northern spotted owls: influence of prey base and landscape character. *Ecol Monogr* 62:223–250
- Carey AB, Johnson ML (1995) Small mammals in managed, naturally young, and old-growth forests. *Ecol Appl* 5:336–352
- Chalfoun AD, Thompson FR, Ratnaswamy MJ (2002) Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conserv Biol* 16(2):306-318

- Chumak V, Duelli P, Rizun V, Obrist MK, Wirz P (2005) Arthropod biodiversity in virgin and managed forests in Central Europe. For Snow Landsc Res 79(1/2):101-109
- Churchfield S, Rychlik L (2006) Diets and coexistence in *Neomys* and *Sorex* shrews in Białowieża forest, eastern Poland. J Zool 269(3):381-390
- Collinge SK (1996) Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. Landsc Urban Plan 36(1):59-77
- Csicssek G, Cseke D (2017) The influence of gap management on the herb layer in a floodplain oak forest. (in Hungarian) Natura Somogyiensis 30:5-18
- den Ouden J, Jansen PA, Smit R (2005) Jays, Mice and Oaks: Predation and Dispersal of *Quercus robur* and *Q. petraea* in North-western Europe. In: Forget PM, Lambert JE, Hulme PE, Vander Wall SB (eds.) Seed Fate: Predation, Dispersal and Seedling Establishment. CAB International, Wallingford, UK, pp 223–240
- Ecke F, Löfgren O, Hörnfeldt B, Eklund U, Ericsson P, Sörlin D (2001) Abundance and diversity of small mammals in relation to structural habitat factors. Ecol Bull 49:165-171
- Ecke F, Löfgren O, Sörlin D (2002) Population dynamics of small mammals in relation to forest age and structural habitat factors in northern Sweden. J Appl Ecol 39(5):781-792
- Ethier K, Fahrig L (2011) Positive effects of forest fragmentation, independent of forest amount, on bat abundance in eastern Ontario, Canada. Landsc Ecol 26(6):865-876
- Fauteux D, Imbeau L, Drapeau P, Mazerolle MJ (2012) Small mammal responses to coarse woody debris distribution at different spatial scales in managed and unmanaged boreal forests. For Ecol Manag 266:194-205
- Fischer J, Lindenmayer DB (2007) Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. Glob Ecol Biogeogr 16:265–280
- Fischer C, Thies C, Tschardt T (2011) Small mammals in agricultural landscapes: opposing responses to farming practices and landscape complexity. Biol Conserv 144(3):1130-1136
- Fisher JT, Wilkinson L (2005) The response of mammals to forest fire and timber harvest in the North American boreal forest. Mammal Rev 35(1):51-81
- Forsman ED, Meslow EC, Wight HM (1984) Distribution and biology of the spotted owl in Oregon. Wildl Monogr 87:1–64
- Fox J, Weisberg S, Friendly M, Hong J, Andersen R, Firth D, Taylor S, Fox MJ (2016) Package ‘effects’. <http://cran.r-project.org/web/packages/effects/effects.pdf>. Accessed 5 October 2016
- Frank JL, Anglin S, Carrington EM, Taylor DS, Viratos B, Southworth D (2009) Rodent dispersal of fungal spores promotes seedling establishment away from mycorrhizal networks on *Quercus garryana*. Botany 87:821–829
- Fuller AK, Harrison DJ, Lachowski HJ (2004) Stand scale effects of partial harvesting and clearcutting on small mammals and forest structure. For Ecol Manag 191(1):373-386
- Gasperini S, Mortelliti A, Bartolommei P, Bonacchi A, Manzo E, Cozzolino R (2016) Effects of forest management on density and survival in three forest rodent species. For Ecol Manag 382:151-160
- Gitzen RA, West SD (2002) Small mammal response to experimental canopy gaps in the southern Washington Cascades. For Ecol Manag 168:187-199

- Gitzen RA, West SD, Maguire CC, Manning T, Halpern CB (2007) Response of terrestrial small mammals to varying amounts and patterns of green-tree retention in Pacific Northwest forests. *For Ecol Manag* 251:142-155
- Gliwicz J, Glowacka B (2000) Differential responses of *Clethrionomys* species to forest disturbance in Europe and North America. *Can J Zool* 78(8):1340-1348
- Gorini L, Linnell JD, Boitani L, Hauptmann U, Odde M, Wegge P, Nilsen EB (2011) Guild composition and habitat use of voles in 2 forest landscapes in south-eastern Norway. *Integr Zool* 6(4):299-310
- Goßner M, Engel K, Ammer U (2006) Effects of selection felling and gap felling on forest arthropod communities: a case study in a spruce-beech stand of southern Bavaria. *Eur J Forest Res* 125(4):345-360
- Gurnell J (1985) Woodland rodent communities. *Symposium of the Zoological Society of London* 55:377-411
- Hanski I, Henttonen H, Korpimäki E, Oksanen L, Turchin P (2001) Small-rodent dynamics and predation. *Ecology* 82(6):1505-1520
- Hansson L (1978) Small mammal abundance in relation to environmental variables in three Swedish forest phases. *Studia Forestalia Suecica* 147:1-40
- Hansson L (1992) Small mammal communities on clearcuts in a latitudinal gradient. *Acta Oecol* 13:687-99
- Harper KA, Macdonald SE, Burton PJ, Chen JQ, Brosnoff KD, Saunders SC, Euskirchen ES, Roberts D, Jaiteh MS, Esseen P-A (2005) Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conserv Biol* 19:68-782
- Henttonen H, Hansson L (1984) Interspecific relations between small rodents in European boreal and subarctic environments. *Acta Zool Fennica* 172:61-65
- Hille SM, Mortelliti A (2010) Microhabitat partitioning of *Apodemus flavicollis* and *Myodes glareolus* in the sub-mountain Alps: A preliminary assessment. *Hystrix* 21(2):157-163
- Horváth Gy, Trócsányi B (1998) Autumn home range size of *Apodemus agrarius* and small mammal population dynamics in the rodent assemblage of a *Quercus robur-Carpinetum* forest habitat. *Tiscia* 31:63-69
- Horváth Gy, Trócsányi B, Tölgyesi M, Mátyás R (1996) Contributions to striped field mouse *Apodemus agrarius* population dynamics in forest edge habitat. *Pol Ecol Stud* 22:159-172
- Imholt C, Reil D, Eccard JA, Jacob D, Hempelmann N, Jacob J (2015) Quantifying the past and future impact of climate on outbreak patterns of bank voles (*Myodes glareolus*). *Pest Manag Sci* 71(2):166-172
- Jędrzejewska B, Jędrzejewski W (1998) Predation in vertebrate communities: the Białowieża Primeval Forest as a case study. Springer, Berlin
- Jensen TS (1985) Seed-seed predator interactions of European beech, *Fagus sylvatica* and forest rodents, *Clethrionomys glareolus* and *Apodemus flavicollis*. *Oikos* 44:149-156
- Jorgensen EE (2004) Small mammal use of microhabitat reviewed. *J Mammal* 85:531-539
- Jorgensen EE, Demarais S (1999) Spatial scale dependence of rodent habitat use. *J Mammal* 80:421-429
- Kaminski JA, Davis ML, Kelly M, Keyser PD (2007) Disturbance effects on small mammal species in a managed Appalachian forest. *Am Midl Nat* 157(2):385-397
- Kellner KF, Urban NA, Swihart RK. (2013) Short-term responses of small mammals to timber harvest in the United States Central Hardwood Forest Region. *J Wildl Manag* 77(8):1650-1663

- Klenner W, Sullivan TP (2003) Partial and clear-cut harvesting of high-elevation spruce fir forests: implications for small mammal communities. *Can J For Res* 33(12):2283-2296
- Klenner W, Sullivan TP (2009) Partial and clearcut harvesting of dry Douglas-fir forests: implications for small mammal communities. *For Ecol Manag* 257(3): 1078-1086
- Kollmann J, Buschor M (2003) Edges effects on seed predation by rodents in deciduous forests of northern Switzerland. *Plant Ecol* 164(2):249-261
- Laiolo P, Caprio E, Rolando A (2003) Effects of logging and non-native tree proliferation on the birds overwintering in the upland forests of north-western Italy. *For Ecol Manag* 179(1):441-454
- Lampila P, Mönkkönen M, Desrochers A (2005) Demographic responses by birds to forest fragmentation. *Conserv Biol*, 19(5):1537-1546
- Laurance WF (2000) Do edge effects occur over large spatial scales? *Trends Ecol Evol* 15(4):134-135
- Lee EJ, Rhim SJ, Son SH, Lee WS (2012) Differences in small-mammal and stand structures between unburned and burned pine stands subjected to two different post-fire silvicultural management practices. *Ann Zool Fenn* 49:129-138
- Lešo P, Lešová A, Kropil R, Kaňuch P (2016) Response of the dominant rodent species to close-to-nature logging practices in a temperate mixed forest. *Ann For Res* 59(2):259
- Lidicker Jr WZ, Koenig WD (1996) Responses of terrestrial vertebrates to habitat edges and corridors. *Metapopulations and wildlife conservation*. In: McCullough DR (ed) *Metapopulations and wildlife conservation*. Island Press, Washington D.C., pp 85–109
- Linares JC, Carreira JA, Ochoa V (2011) Human impacts drive forest structure and diversity. Insights from Mediterranean mountain forest dominated by *Abies pinsapo* (Boiss.). *Eur J Forest Res* 130(4):533-542
- Lindenmayer DB, Franklin JF, Fischer J (2006) General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biol Conserv* 131(3):433-445
- Lindenmayer DB, Knight E, McBurney L, Michael D, Banks SC (2010) Small mammals and retention islands: an experimental study of animal response to alternative logging practices. *For Ecol Manag* 260(12):2070-2078
- Lindsey GD, Hess SC, Campbell III EW, Sugihara RT (2009) Small mammals as predators and competitors. In: Pratt TK, Atkinson CT, Banko PC, Jacobi J, Woodworth BL (eds.) *Conservation biology of Hawaiian forest birds*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA, pp 274-292
- Madsen P, Hahn K (2008) Natural regeneration in a beech-dominated forest managed by close-to-nature principles—a gap cutting based experiment. *Can J For Res* 38(7):1716-1729
- Májsky J (1985) Small mammals in floodplain forests and windbreaks of upper part of Žitný ostrov. (in Slovakian) *Biologické práce* 31(2):1–116
- Mangan SA, Adler GH (2000) Consumption of arbuscular mycorrhizal fungi by terrestrial and arboreal small mammals in a Panamanian cloud forest. *J Mammal* 81:563–570
- Manson RH, Stiles EW (1998) Links between microhabitat preferences and seed predation by small mammals in old fields. *Oikos* 82:37-50
- Margaletic J, Glavaš M, Bäumler W (2002) The development of mice and voles in an oak forest with a surplus of acorns. *Anzeiger für Schädlingskunde* 75(4):95-98

- Martin KJ, McComb WC (2002) Small mammal habitat associations at patch and landscape scales in Oregon. *For Sci*, 48(2):255-264
- Maxson SJ, Oring LW (1978) Mice as a source of egg loss among ground-nesting birds. *Auk* 95(3):582-584
- Mazurkiewicz M (1986) The influence of undergrowth distribution on utilization of space by bank vole populations. *Acta Theriol* 31(4):207-227
- Mazurkiewicz M (1994) Factors influencing the distribution of the bank vole in forest habitats. *Acta Theriol* 39(2):113-126
- Mazurkiewicz M, Rajska-Jurgiel E (1987) Numbers, species composition and residency of a rodent community in forest and field – forest ecotones. *Acta Theriol* 32(25):413-432
- McCollin D (1998) Forest edges and habitat selection in birds: a functional approach. *Ecography* 21(3):247-260
- Miklós P, Ziak D (2002) Microhabitat selection by three small mammal species in oak-elm forest. *Folia Zool* 51:275-288
- Montgomery WI, Gurnell J (1985) The behaviour of *Apodemus*. In: Flowerdew SR, Gurnell J, Gipps JMW (eds.) *The ecology of woodland rodents: bank voles and wood mice: the proceedings of a symposium held at the Zoological Society of London on 23rd and 24th of November 1984*. No. 55. Clarendon Press, Oxford, pp 89-115
- Morris DW (1984) Patterns and scale of habitat use in two temperate-zone, small mammal faunas. *Can J Zool* 62:1540-1540
- Morris DW (1987) Ecological scale and habitat use. *Ecology* 68:362-369
- Murcia C (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol Evol* 10(2):58-62
- Musco A, Bagnato S, Sidari M, Mercurio R (2014) A review of the roles of forest canopy gaps. *J For Res* 25(4):725-736
- Niethammer J, Krapp F (1978) *Handbuch der Säugetiere Europas*. Vol. 1, Akademische Gesellschaft Wiesbaden p 649
- Ortmann-Ajkai A, Csicsek G, Lukács M, Horváth F (2017) Regeneration patterns in a pedunculate oak (*Quercus robur* L.) strict forest reserve in Southern Hungary. *Šumarski list* 141(1-2):39-46
- Panzacchi M, Linnell JD, Melis C, Odden M, Odden J, Gorini L, Andersen R (2010) Effect of land-use on small mammal abundance and diversity in a forest-farmland mosaic landscape in south-eastern Norway. *For Ecol Manag* 259(8):1536-1545
- Pardini R (2004) Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodivers Conserv* 13:2567-2586
- Pardini R, de Souza SM, Braga-Neto R, Metzger JP (2005) The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biol Conserv* 124:253-266
- Pearce J, Venier L (2005) Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management. *For Ecol Manag* 208:153-175
- Pucek M (1983) Habitat preference. In: Petruszewicz K (ed), *Ecology of the bank vole*. *Acta Theriol* 28 (Supplement 1) pp 31-40

- Püttker T, Pardini R, Meyer-Lucht Y, Sommer S (2008) Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. *BMC Ecol* 8(1):9
- R Core Team (2016) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2015. URL (<http://www.r-project.org>)
- Ries L, Fletcher Jr R J, Battin J, Sisk TD (2004) Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 35:491-522
- Riitters K, Wickham J, O'Neill R, Jones B, Smith E (2000) Global-scale patterns of forest fragmentation. *Conserv Ecol* 4(2):3
- Santos T, Tellería J (1997) Vertebrate predation on holm oak, *Quercus ilex*, acorns in a fragmented habitat: effects on seedling recruitment. *For Ecol Manag* 98:181-187
- Santos-Filho M, Peres CA, Da Silva DJ, Sanaiotti TM (2012) Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. *Biodivers Conserv* 21(4):1127-1147
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv Biol* 5:18-32
- Savola S, Henttonen H, Lindén H (2013) Vole population dynamics during the succession of a commercial forest in northern Finland. *Ann Zool Fenn* 50:79-88
- Schickmann S, Urban A, Krätzler K, Nopp-Mayr U, Hackländer K (2012) The interrelationship of mycophagous small mammals and ectomycorrhizal fungi in primeval, disturbed and managed Central European mountainous forests. *Oecologia* 170(2):395-409
- Schmid-Holmes S, Drickamer LC (2001) Impact of forest patch characteristics on small mammal communities: a multivariate approach. *Biol Conserv* 99(3):293-305
- Schreiner M, Bauer EM, Kollmann J (2000) Reducing predation of conifer seeds by clear-cutting *Rubus fruticosus* agg. in two montane forest stands. *For Ecol Manag* 126(3):281-290
- Schulze ED, Aas G, Grimm GW, Gossner MM, Walentowski H, Ammer C, Kühn I, Bouriaud O, von Gadow K (2016) A review on plant diversity and forest management of European beech forests. *Eur J Forest Res* 135(1):51-67
- Shaw M (1968) Factors affecting the natural regeneration of sessile oak (*Quercus petraea*) in North Wales: II. Acorn losses and germination under field conditions. *J Ecol* 56(3):647-660
- Sheffield SR, King CM (1994) *Mustela nivalis*. *Mammalian Species* 454:1-10
- Smith DM, Larson BC, Kelty MJ, Ashton PMS (1997) *The practice of silviculture: applied forest ecology*, 9th edn. Wiley & Sons, New York, US
- Steele MA, Smallwood PD (2002) Acorn dispersal by birds and mammals. In: McShea WJ, Healy WM (eds) *Oak forest ecosystems: ecology and management for wildlife*. John Hopkins University Press, Baltimore, pp 182-195
- Suchomel J, Krojerová-Prokešová J, Heroldová M, Purchart L, Barančeková M, Homolka M (2009) Habitat preferences of small terrestrial mammals in the mountain forest clearings. *Beskydy* 2(2):195-199
- Suchomel J, Purchart L, Čepelka L (2012) Structure and diversity of small-mammal communities of lowland forests in the rural central European landscape. *Eur J Forest Res* 131:1933-1941
- Suchomel J, Purchart L, Čepelka L, Heroldová M (2014) Structure and diversity of small mammal communities of mountain forests in Western Carpathians. *Eur J Forest Res* 133: 481-490

- Sullivan TP, Sullivan DS (2001) Influence of variable retention harvests on forest ecosystems. II. Diversity and population dynamics of small mammals. *J Appl Ecol* 38(6):1234-1252
- Sullivan TP, Sullivan DS (2014) Responses of red-backed voles (*Myodes gapperi*) to windrows of woody debris along forest-clearcut edges. *Wildlife Res* 41:212-221
- Sullivan TP, Sullivan DS, Lindgren PMF (2011) Partial harvesting of dry Douglas-fir forests: stand structure, range habitats and maintenance of biodiversity using small mammal indicators. *Forestry* 84(3):247-257
- Sullivan TP, Sullivan DS, Lindgren PM, Ransome DB (2009) Stand structure and the abundance and diversity of plants and small mammals in natural and intensively managed forests. *For Ecol Manag* 258:127-141
- Sun S, Gao X, Chen L (2004) High acorn predation prevents the regeneration of *Quercus liaotungensis* in the Dongling Mountain Region of North China. *Restor Ecol* 12(3):335-342
- Szacki J, Liro A (1991) Movements of small mammal in the heterogeneous landscape. *Landsc Ecol* 5:219-224
- Szalacsi Á, Veres Sz, Király G (2015) Gap cutting and its effects on the understory vegetation in the pedunculate oak-hornbeam forests of Szatmár-Bereg plain (NE Hungary). (in Hungarian) *Erdészettudományi Közlemények* 5(1):85-99
- Taboada Á, Tárrega R, Calvo L, Marcos E, Marcos JA, Salgado JM (2010) Plant and carabid beetle species diversity in relation to forest type and structural heterogeneity. *Eur J Forest Res* 129(1):31-45
- ter Braak CJF, Šmilauer P (2002) CANOCO reference manual and Canodraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, New York.
- Tews J, Brose U, Grimm V, Tielbörger K, Wichmann MC, Schwager M, Jeltsch F (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J Biogeogr* 31(1):79-92
- Torre I, Arrizabalaga A (2008) Habitat preferences of the bank vole *Myodes glareolus* in a Mediterranean mountain range. *Acta Theriol* 53:241-250
- Tóth J, Kaulák G (2013) A Szatmár-Beregi kocsányos tölgyesek erdőgazdálkodási tapasztalatai. *Alföldi Erdőkért Egyesület, Kutató Nap XXI. Tudományos eredmények a gyakorlatban. Alföldi Erdőkért Egyesület, Kecskemét*, pp 32-38
- Trubenová K, Miklós P (2007) Population ecology of *Apodemus flavicollis* in a montane beech-spruce forest in the Western Tatra Mts. *Acta Zool* 47:83-90
- Turner IM (1996) Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *J Appl Ecol* 33:200-209
- Urban NA, Swihart RK (2011) Small mammal responses to forest management for oak regeneration in southern Indiana. *For Ecol Manag* 261(3):353-361
- Vander Wall SB, Thayer TC, Hodge JS, Beck MJ, Roth JK (2001) Scatter-hoarding behavior of deer mice (*Peromyscus maniculatus*). *West N Am Nat* 61:109-113
- Virgós E (2001) Role of isolation and habitat quality in shaping species abundance: a test with badgers (*Meles meles* L.) in a gradient of forest fragmentation. *J Biogeogr* 28(3):381-389
- Yalden DW (1971) A population of the Yellow-necked mouse, *Apodemus favicollis*. *J Zool* 164(2):244-250
- Zielinski WJ, Spencer WD, Barrett RD (1983) Relationship between food habits and activity patterns of pine martens. *J Mammal* 64:387-396



RECENZENTSKI LIST

REVIEWER'S FORM

Naslov rukopisa - Manuscript title

ABUNDANCE OF BANK VOLE (MYODES GLAREOLUS) AS AN INDICATIVE FACTOR OF DIFFERENT FOREST STRUCTURE AND MANAGEMENT IN THE DRAVA PLAIN REGION
Abundancija šumske voluharice (Myodes glareolus) kao indikativni faktor strukture šuma i utjecaja šumarskog gospodarenja u aluvijalnoj nizini Drave

ne zaboravite unijeti naslov rukopisa – do not forget to enter manuscript title

SADRŽAJ I IZNOŠENJE

CONTENT AND PRESENTATION

ako spunjavate rukom molimo pišite čitko – please write legibly

Klik mišem upisuje kvačicu
Click with the mouse inserts checkmark

	Da Yes	Ne No	Kratki komentar Short comment
<p>Da li je rad prikladan i značajan za objavu u „Šumarskom listu“? <i>Is the manuscript suitable and of relevance for publication in the „Šumarski list“?</i></p>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	The manuscript is suitable and of relevance for publication in the "Šumarski list". Topics covered by this manuscript are often being disregarded, therefore this article has its' significance. The results of this paper provide valuable information regarding changes in abundance and population structure of bank vole (Myodes glareolus) as a member of small mammals community in European floodplain
<p>Treba li nešto dodati radu? <i>Should anything be added to the manuscript?</i></p>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	The manuscript is well structured and there is no need for additional addings.
<p>Glavni naslov, podnaslovi, sažetak, popis literature i ostala oprema reda: odgovaraju li sadržaju? <i>Main title, subtitles, summary, references and other parts: do they correspond to the content?</i></p>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Main title of this manuscript, subtitles, summary, references and other parts correspond to the content. Minor changes of the main title (in croatian language) are suggested ("ABUNDANCE OF BANK VOLE (MYODES GLAREOLUS SCHREB.) AS AN INDICATIVE FACTOR OF DIFFERENT FOREST STRUCTURE AND MANAGEMENT IN THE DRAVA PLAIN REGION").
<p>Da li je autor poštivao naputak autorima kako to navodi „Šumarski list“? <i>Did the author(s) follow the instructions given in the „Šumarski list“?</i></p>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Author(s) followed the instructions given in the "Šumarski list". Minor suggestion and changes (translation to Croatian, references, etc.) are provided within the reviewed document.
<p>Ostala recenzentska zapažanja Other reviewer's observations</p>			

Okreni stranicu – Turn page

KONAČNA OCJENA I PREPORUKA
FINAL DECISION AND SUGGESTION

	Odaberi jedno <i>Choose one</i>	Kratki komentar <i>Short comment</i>
Prihvatiti za objavu neizmjenjeno <i>Accept for publication without changes</i>	<input type="checkbox"/>	
Potrebna manja prerada <i>Minor revision needed</i>	<input checked="" type="checkbox"/>	Minor suggestion and changes (translation to Croatian, references, etc.) are provided within the reviewed document.
Objava traži značajnu preradu <i>Publication requires major revision</i>	<input type="checkbox"/>	
Ne prihvatiti (zašto?) <i>Reject (why) ?</i>	<input type="checkbox"/>	

Ukoliko je vaša ocjena pozitivna, molimo vas da rukopis klasificirate prema zadanim kategorijama uz kratko obrazloženje:

If your review is positive, please define the best fitting category of the manuscript with a short explanation:

Izvorni znanstveni članak <i>Original scientific article</i>	<input checked="" type="checkbox"/>	This study presents a valuable scientific contribution, highlighting the influence of forest management (i.e. changing the forest structure through different management processes) on small mammal population structure in Drava plain region. Topics covered by this
Prethodno priopćenje <i>Preliminary note</i>	<input type="checkbox"/>	
Pregledni članak <i>Review article</i>	<input type="checkbox"/>	
Stručni članak <i>Professional article</i>	<input type="checkbox"/>	

Ovom recenzentskom listu slobodno dodajte zaseban list sa dodatnim komentarima i preporukama za popravak recenziranog rada ukoliko to smatrate prikladnim. Najkorisniji pristup je svoje komentare i popravke rada unositi u sam otisnuti primjerak rada koristeći prazan prostor proreda i margina. Ukoliko taj dio posla želite obaviti na elektroničkoj verziji rada molimo vas da svakako u kovertu sa recenzijom umetnete i CD sa korigiranom verzijom rada ili ga otisnete tako da su korekcije i primjedbe vidljive. Recenzije su tajne i imena recenzenata, kao i imena autora predanih radova poznata su samo glavnom uredniku (osim kada recenzent dopusti da mu ime bude obznanjeno autorima).

Vaš odgovorna i profesionalna recenzija važan je doprinos vrijednosti i međunarodnom ugledu našeg časopisa !

Along with this reviewer's form, feel free to add a separate sheet with additional comments and suggestions if you consider it suitable. The best approach is to add your comments and corrections on the supplied printout of the manuscript, utilizing margins and wider spacing of lines. If this part of the job you prefer to do by working on the supplied electronic version of the manuscript, please add the CD with corrected version in the envelope with this reviewer's form or print it in a way that all comments and changes are clearly visible. Reviews are done on a peer-to-peer principle and names of the reviewers, as well as author(s) of the manuscript are known to the editor-in-chief only (unless the reviewer asks to have his/her name disclosed to the author's).

Your trustworthy and professional review adds significantly to the value and international recognition of our journal !

ispod ove linije vidljivo samo recenzentu i glavnom uredniku – below this line visible only to the reviewer and editor-in-chief

12.07.2017.

Datum recenzije
Date of reviewing

Ime prezime i potpis
*Reviewer's name and
(signature)*

dokument (PDF) se može pohraniti na disk i ispisati na pisaču – document can be saved locally and/or printed on a printer

ABUNDANCE OF BANK VOLE (*MYODES GLAREOLUS*) AS AN INDICATIVE FACTOR OF DIFFERENT FOREST STRUCTURE AND MANAGEMENT IN THE DRAVA PLAIN REGION

Abundancija šumske voluharice (Myodes glareolus) kao indikativni faktor strukture šuma i utjecaja šumarskog gospodarenja u aluvijalnoj nizini Drave

Summary. Differences in demographical patterns of the bank vole, Myodes glareolus (Schreb.) population, a frequent rodent species in the Drava plain region, were analysed through spatial and seasonal changes of survival and capture probability as well as through habitat dependence of abundance. As part of the Croatian-Hungarian interregional programme (DRAVA-INTERECO), small mammal population level monitoring was performed during 2007 applying the capture-mark-recapture method. Trapping sessions were implemented in three forest habitats with different vegetation structure, two sample areas in Lankoci forest, Hungary (protected old forest and reforested habitat) and one sample plot in Repaš forest, Croatia (habitat under forestry management) during a period of four months (July-October). The bank vole was an eudominant species in the three investigated habitats. The POPAN formulation of Jolly-Seber models was used to perform the comparative estimates of bank vole population traits. Based on model selection, the first two best candidate models supported our hypothesis that survival and abundance were influenced by forest age and structure. Our results confirmed that the bank vole is an appropriate indicator species to evaluate the population-level responses to the changes of forest structure and management.

Key words: Myodes glareolus, seasonality, population size, estimate, POPAN model

INTRODUCTION – Uvod

The remaining temperate zone deciduous forests are particularly sensitive to fragmentation, habitat reduction and different management processes. Because these ecosystems are species-rich communities, not only they represent higher taxonomic diversity due to their complex food chain system, but also have greater functional or ecological diversity (Angelstam *et al.*, 1997; Bengtsson *et al.*, 2000). These processes appear also along the green corridor of the Drava region where various types of forest (alluvial willow forest, floodland softwood groves, hardwood gallery forests) are present only in the form of smaller or somewhat larger pockets (Kevey *et al.*, 2008).

The preservation of biodiversity in managed forests requires a consideration of how forestry practices (clearcutting or selective cutting) correspond to natural disturbances and natural forest dynamics (Angelstam, 1997; Bengtsson *et al.*, 2000). Despite the clear need for the preservation of biodiversity in managed forests, it is required to consider how forestry practices such as

clear-cutting or selective cutting correspond to natural disturbances and natural forest dynamics. The long-term preservation of biodiversity and forest ecosystems, the main type of forest use has remained to be clear-cutting of areas in many places (Carey & Harrington, 2001). Throughout the world, small mammals are important model organisms to investigate the impact of forestry interventions as well as habitat fragmentation and degradation in different forest ecosystems (e.g. Bayne & Hobson, 1998; Fuller *et al.*, 2004; Pardini, 2004; Pardini *et al.*, 2005; Lindenmayer *et al.*, 2010). Small mammals increase species richness and functional diversity in forest ecosystems (Carey & Johnson, 1995). There are high density elements of food webs, as secondary consumers dispersal fungal spores, ectomycorrhizas, seeds and acorns (Birkedal *et al.*, 2010) and are an important food resource for terrestrial predators and birds of prey (Carey *et al.*, 1992; Bontzorlos *et al.*, 2005). Due to demographical plasticity, rapid turnover and adaptability (Promislow & Harvey, 1990) both theory and empirical approach consider small mammals as appropriate subjects in the research of demographical patterns and population as well as community level response (Mortelliti *et al.*, 2010). Based on these elements the population and community parameters for forest-floor small mammals can be used as bio-indicators of sustainable forest management (Pearce & Venier, 2005; Sullivan *et al.*, 2013). Trend in indicator species' distribution and abundance as well as understanding their habitat use and preferences is fundamental for effective conservation and management strategies (Macdonald *et al.*, 1998; Hopkins & Kennedy, 2004; Flowerdew *et al.*, 2004).

The estimation of demographic parameters in natural populations has been recast in the comprehensive framework of capture-mark-recapture (CMR) methodology (Williams *et al.*, 2002; Lebreton, 2006) and has shifted towards the testing of hypotheses of biological interest rather than estimating numerical quantities such as population size, growth and survival rate or direct estimations of recruitment (Lebreton *et al.*, 1992; Pradel, 1996; Nichols *et al.*, 2000).

The bank vole *Myodes glareolus* (Schreber 1780) is widely distributed species of *Myodes* genus in the Palearctic, ranging from the Mediterranean to Scandinavia and from Great Britain to the Black Sea, although it is absent from southern Iberia and the Mediterranean islands (Sptizenberger, 1999). From some population biological aspect the bank vole has proved to be an especially appropriate model object throughout its geographical range (Bujalska & Hansson, 2000) in studies of multiannual vole cycles and population regulation (e.g. Henttonen *et al.*, 1985; Hansen *et al.*, 1999; Amori, 2000) and social behavior and reproductive success (Koskela *et al.*, 1997; Lemaître *et al.*, 2012) or habitat use in fragmented environment, movement and dispersal strategies (Gliwicz, 1993; van Apeldoorn, 1992; Kozakiewicz *et al.*, 2007; Gerlach & Musolf, 2000). Many studies demonstrated that the bank vole is found in all forest habitats

throughout its geographical range, preferring dense understorey cover (Mazurkiewicz & Rajska-Jurgiel, 1989; Pucek *et al.*, 1993; Ecke *et al.*, 2002; Suchomel, 2007). According to these studies the bank vole is considered as a habitat generalist species. In contrast, because of its avoidance of open habitats throughout its range, the bank vole was determined by other authors as a habitat specialist (Tattersall *et al.*, 2002; Torre & Arrizabalaga, 2008). The study of the effects of habitat structure on bank vole populations shows that habitat suitability is determined by abundance and spatial distribution (Hansson, 1978; Mazurkiewicz, 1994). Based on numerous studies, the bank vole is a typical forest-dwelling and suitable model species, because it plays an important indicator role in the dynamics of woodland habitats and ecosystem health (Ecke *et al.*, 2002; Flowerdew *et al.*, 2004; Suchomel *et al.*, 2007) as well as in the evaluation of the impact of forest disturbance and management (Gliwicz & Glowacka, 2000; Gorini *et al.*, 2011; Lešo *et al.*, 2014; 2016). Moreover, bank vole population outbreaks can cause considerable damage in forestry (Imholt *et al.*, 2015) and this rodent species can transmit the Puumala hantavirus to humans (Voutilainen *et al.*, 2012; Bjedov *et al.*, 2016).

As regards protected areas along Drava river small mammals are considered to be an adequate indicator group and suitable monitoring subject for following habitat conditions, different vegetation structure (softwood and hardwood gallery forests) as well as anthropogenic disturbance and forest management activities of remaining forested areas. The biodiversity monitoring of the upper sections of Drava River was started in 2000. Within that high priority programme, small mammal population and community monitoring was run as a sub-programme between 2000-2006 (Horváth *et al.*, 2005; 2012). As part of the Croatian-Hungarian interregional programme (DRAVA-INTERECO), this monitoring could be continued in 2007, this time with an additional forest fragment located in Croatia also being part of the sampling. Thus, now there were three different habitats in which small mammal population monitoring could be pursued, focusing on vegetation structure, forestry management and nature conservation measures. The bank vole was described as dominant species by our survey in the investigated forest habitats of both countries. The response of bank vole to different forest structure, stand composition and traditional and alternative forest management types were often tested by microhabitat association. Numerous studies demonstrated that the high density of bank vole was associated with dense and structurally complex understorey vegetation (Mazurkiewicz & Rajska-Jurgiel, 1989; Chetnicki & Mazurkiewicz, 1994; Miklós & Žiak, 2002; Lešo *et al.*, 2014; Suchomel *et al.*, 2014) where it finds better food availability, shelters and nest sites (Chetnicki & Mazurkiewicz, 1994; Buesching *et al.*, 2008). In addition, many studies highlighted that the cover of dead wood was an important environmental factor for the

bank vole's microhabitat selection, spatial distribution and abundance (Miklós & Žiak, 2002; Lešo *et al.*, 2016; Zwolak *et al.*, 2016). On the other hand, several studies focused on the survey of the difference between demographical parameters to investigate the response of small mammals to forestry practices (e.g. Savola *et al.*, 2013; Gasperini *et al.*, 2016).

In this study, to evaluate the response of bank vole on the protected (unmanaged), managed (by thinning interventions) and reforested habitat, we estimated the population biological traits of this species as a suitable model organism. Based on open population design, we have more specifically analysed the spatial and seasonal pattern of survival and capture probability as well as habitat dependence of population size.

MATERIAL AND METHODS – *Materijali i metode*

Study area and sampling method – *Područje istraživanja i metode uzorkovanja*

As part of the DRAVA-INTERECO project in 2007, trapping was performed in two sample areas in Lankoci forest, Hungary (46°18'N, 17°02'E) and one sample plot in the Repaš forest in Croatia (46°10'N, 17°05'E). One of the designated Hungarian sampling sites here was an old (> 100 yr) strictly protected alder gallery forest (*Paridi quadrifoliae-Alnetum*) in Lankóci Forest Nature Reserve, distinguished thereafter as 'protected forest habitat' (PFH-HU). This association type occurs mostly on relatively lower terrain of higher floodplain areas, mostly on alluvial forest soil. Before river regulations, areas of this forest type used to be inundated only at times of higher floods. Such forest stands today are found almost exclusively along watercourses and oxbows in flood-prevented areas, thus they have developed during the course of gallery forest or bog forest succession. The second sample area is located besides a strictly protected forest, where clear-cutting was performed in the year 2000 on a plot of more than 1 hectare. This 'reforested habitat' (RH-HU) has been gradually becoming covered in forest regrowth, the development of vegetation having accelerated during recent years (2004-2006) with higher precipitation. Due to the higher ground level, this forest stand was characterized by the vegetation of oak-elm-ash gallery forest (*Fraxino pannonicae-Ulmetum*). The third area was selected in the Repaš forest in Croatia, in a more arid, mature (< 90 yr) oak-hornbeam forest (*Circaeo-Carpinetum*) stand, which differed from the other two, besides microclimatic features, in its vegetation structure (dominance of pedunculate oak and common hornbeam) and fluvisol forest soil (Vrbek *et al.*, 2008). Due to the fact that it was subject to intensive forestry management, it was thereafter distinguished as 'habitat under forest management' (HUFM-CRO).

The capture-mark-recapture (CMR) method was applied for population- and community-level monitoring (Horváth *et al.*, 2008a; b). Based on the established monitoring protocol, a standard trapping grid of 11×11 traps was applied in each of the three habitats, with the same box-type live-traps (75×95×180 mm) positioned 10 m apart, thus the estimated demographical values were projected onto an area of 1 hectare (Horváth & Kovačič, 2007). Small mammal synchronous monitoring in the forest habitats was pursued for four sampling periods in 2007 (July, August, September and October) and a standard 5-night trapping session was carried out in every month. Based on the number of trap stations being operated in particular grids, and on the number of sampling nights, we used the entire 2007 pool of 7260 trap night data for the population dynamical evaluation of the character species. Just like the traps themselves, the trapping technique was also alike in all cases: bacon and cereals mixed with aniseed extract and vegetable oil were used as bait. The traps were checked two times a day starting at 7 am in the morning and 7 pm in the evening, with the traps being left triggered during the day. The captured individuals were tattoo-marked on their toes, this method ensuring individual identification for the entire capture history of every small mammal individual. Upon capture, we recorded the sex (also gravidity or lactation in females), age, body mass, trap number and individual code for each animal. Age was determined from body mass and external body features.

Statistical analysis – Statistička analiza

Three capture parameters were specified based on the CMR method: total number of animals (n_i), number of recaptures (r_i) and number of known individuals (m_i). The difference in the success of the recapture we tested based on ratio of recapture ($rr\%$). Based on daily data, these parameters were investigated by variance analysis, comparing three habitats and four months considering each area. Firstly, we examined variables for normality using Shapiro-Wilk test and homogeneity of variances using Levene test. If the criterions of one-way ANOVA were not fulfilled, then we used nonparametric Kruskal-Wallis median test. When significant differences were detected in the Kruskal-Wallis test, we employed Dunn's procedure for *post hoc* multiple comparisons. The seasonal (spring, autumn) difference of capture parameters was tested by Mann-Whitney U test (Zar, 2010). These statistical tests were computed in Statistica 8.0 software (StatSoft Inc. 2007).

The POPAN formulation (Schwarz & Arnason, 1996) of Jolly-Seber models (Jolly, 1965; Seber, 1965) was used to perform the comparative estimates of bank vole population size. The encounter history of POPAN models included the different forest habitats as three groups. To

test the assumptions of open models we used Goodness-of-fit tests (RELEASE tests 2 & 3) which indicated that this model is suitable for estimating population parameters from data of three habitats. Using an information-theoretic approach (Burnham & Anderson, 2002; Mazerolle, 2006), we built 10 candidate models to determine the effects of three monitored forest stands. The global model included the following parameters: $\{\varphi_{(\text{habitat}+\text{period})}, p_{(\text{habitat}+\text{period})}, pent_{(\text{habitat}+\text{period})}, N_{(\text{habitat})}\}$. It assumes that (i) φ (survival rate) differs between habitats and periods (the four 5-day trapping sessions), (ii) p (capture probability - given the animal is alive and available for capture) differs between forests and periods; and (iii) $pent$ (probability of entry into the population per occasion) differs between forests and periods and it estimates N (super-population size) for habitats separately. Models were fitted using the logit link function for φ and p , the identity link function for N , and the multinomial logit link function to $pent$ (White & Burnham, 1999). The model selection procedure was based on Akaike's Information Criterion modified for small sample size (AICc). The model with the lowest value of the AICc ($\Delta\text{AICc} = 0$) was the most parsimonious. To help evaluate the fit of the models, we also considered the difference in AICc (ΔAICc), as models which differ by less than 2 AICc units ($\Delta\text{AICc} < 2$) receive substantial support from the data (Burnham & Anderson, 2002). All models were run in MARK 6.1 (White & Burnham, 1999).

RESULTS – *Rezultati*

During the four sampling months 740 individuals of bank vole were marked in the three different forests. The number of captures was 1401 while the total number of recaptures of our model species was 661. In case of three investigated forest habitats the capture data of trapping success for bank vole populations, and also their seasonal variations, showed differences. The total number of captures (n_i) (Kruskal-Wallis test: $H(2, N=60) = 16.14, P < 0.001$) and the ratio of recapture (%) ($H(2, N=60) = 14.74, P < 0.001$) differed significantly between the forest habitats, while the number of marked animals (m_i) did not show significant differences in the comparison of forest stands. Based on post hoc Dunn-test, both the number of captures (PFH-HU vs HUFM-CRO: $z = 3.98, P < 0.001$; RH-HU vs HUFM-CRO: $z = 2.41, P .05$) and recapture success (PFH-HU vs HUFM-CRO: $z = 3.73, P < 0.001$; RH-HU vs HUFM-CRO: $z = 2.61, P < 0.05$) were significantly higher in the two Hungarian forest habitats than in Croatia (Fig. 1).

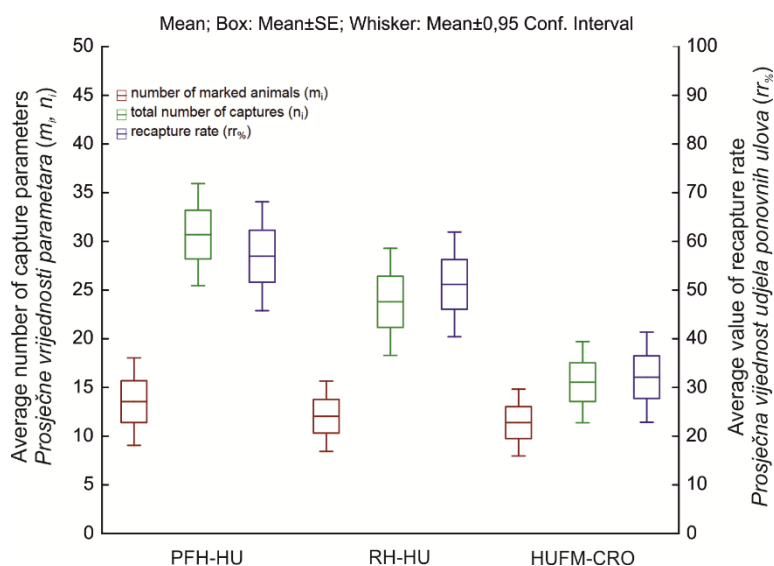


Fig. 1 Distribution of average number of capture parameters in comparison with three forest habitats

Slika 1. Distribucija prosječnih vrijednosti parametara ulova u trima šumskim staništima

Comparing the two investigated seasons, the total number of animals differed significantly in the Hungarian protected forest habitat (Mann-Whitney test: $z = 2.08$, $P < 0.05$) while the other two parameters did not show significant difference between summer and autumn ($z = 0.34$ - 1.62 , n.s.) (Fig. 2). In case of the reforested habitat, the values of two capture parameters were significantly higher in the autumn than in the summer (n_i : $z = 2.79$, $P < 0.01$; $rr\%$: $z = 2.23$, $P < 0.05$), but in case of the number of known individuals, there were no significant results (m_i : $z = 0.37$, n.s.) revealed by the Mann-Whitney test in comparing the two seasons. Based on data of the habitat under forest management, only the recapture rate was significantly higher in the autumn than in the summer ($rr\%$: $z = 2.38$, $P < 0.05$), although in case both the summer and the autumn period the mean of recapture success was lower in this habitat than in the other two forests. The values of the other two parameters did not differ significantly between the two seasons (m_i : $z = 1.21$, n.s.; n_i : $z = 0.19$, n.s.) (Fig. 2).

Based on the analysis of capture-mark-recapture data, the Goodness-of-fit tests (Test 2 + Test 3: $\chi^2 = 5.03$ - 7.19 , n.s.) indicated that the candidate POPAN models are suitable to estimate the population size of bank vole in all three investigated forest habitats. According to model selection, the best reduced model (smallest AICc value and the largest Akaike (AICc) weight (w_i)) was used to estimate the parameters (Table 1.).

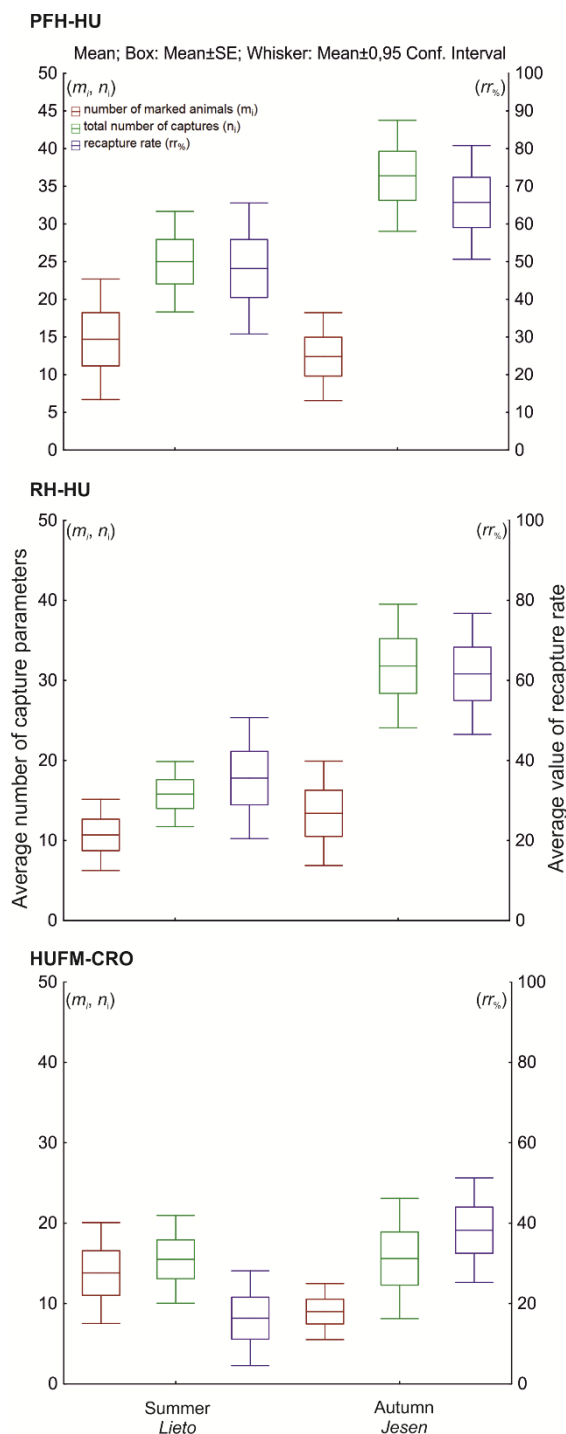


Fig. 2 Average number of capture parameters during the two affected seasons in three forest stands
 Slika 2. Prosječne vrijednosti parametara ulova tijekom dvije sezone u trima šumskim staništima

The model $\{\varphi_{(hab)}, p_{(hab+t)}, pent_{(t)}, N_{(.)}\}$ indicates that probabilities of survival varied between habitats while being constant over time, probabilities of recapture were different between habitats and between study periods, the estimated values of entry rate varied only over time, while the estimated size of super-population was constant ($N = 424, \pm SE = 16.65, CV = 3.9\%$) over the study periods and did not differ between forest habitats. However, the hypothesis that

the abundance of bank vole is different between the three forest stands was supported by the second best candidate model $\{\varphi_{(hab)}, p_{(hab+t)}, pent_{(t)}, N_{(hab)}\}$ in model ranking due to small ΔAIC_c value ($\Delta AIC_c < 2$), thus we used the estimated number of super-population of this model.

Table 1. The used POPAN models and their parameters (Akaike's information criterion adjusted for small samples (AICc), the difference between the model AICc (ΔAIC_c), model weights (w) and number of parameters (n_{par}))

1. Tablica: POPAN modeli i njihovi parametri (korigirana Akaike vrijednost (AICc) za mali uzorak, razlike između vrijednosti AICc modela (Delta AICc), težina modela (w) i broj parametara (n_{par}))

Model	AIC _c	ΔAIC_c	w	n_{par}
$\varphi_{(hab)} p_{(hab+t)} pent_{(t)} N_{(.)}$	1313.66	0.00	0.582	17
$\varphi_{(hab)} p_{(hab+t)} pent_{(t)} N_{(hab)}$	1315.43	1.77	0.241	20
$\varphi_{(t)} p_{(hab+t)} pent_{(t)} N_{(hab)}$	1317.24	3.57	0.098	19
$\varphi_{(hab)} p_{(hab+t)} pent_{(hab+t)} N_{(hab)}$	1318.87	5.20	0.043	23
$\varphi_{(t)} p_{(hab+t)} pent_{(t)} N_{(.)}$	1320.01	6.34	0.024	17
$\varphi_{(hab+t)} p_{(hab+t)} pent_{(hab+t)} N_{(.)}$	1323.51	9.84	0.004	25
$\varphi_{(t)} p_{(hab+t)} pent_{(hab+t)} N_{(.)}$	1324.36	10.70	0.003	19
$\varphi_{(hab+t)} p_{(hab+t)} pent_{(hab+t)} N_{(hab)}$	1324.81	11.15	0.002	27
$\varphi_{(hab+t)} p_{(hab+t)} pent_{(t)} N_{(.)}$	1325.65	11.99	0.001	25
$\varphi_{(hab)} p_{(hab+t)} pent_{(hab)} N_{(.)}$	1333.62	19.96	0.000	18
$\varphi_{(hab)} p_{(hab+t)} pent_{(hab)} N_{(hab)}$	1335.33	21.67	0.000	20
$\varphi_{(hab+t)} p_{(hab+t)} pent_{(hab)} N_{(hab)}$	1337.93	24.27	0.000	25
$\varphi_{(hab+t)} p_{(t)} pent_{(hab+t)} N_{(.)}$	1347.89	34.23	0.000	20
$\varphi_{(hab+t)} p_{(hab)} pent_{(hab+t)} N_{(hab)}$	1350.10	36.44	0.000	18

The first candidate model presented that the survival of bank vole differed between the two habitats. The estimated value of survival was significantly higher in protected forest than in the reforested habitat, which was shown by the non-overlapping 95% confidence intervals of estimation. In case of the other two habitat pairings (PFH-HU vs HUFM-CRO, RF-HU vs HUFM-CRO) due to the large overlap of confidence intervals, the survival rate of bank vole population did not differ significantly (Fig. 3).

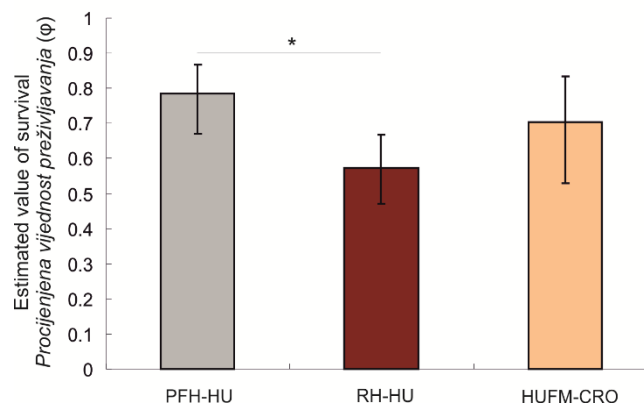


Fig. 3 Estimated values of bank vole population survival in the comparison of three habitats, based on the best candidate POPAN model

Slika 3. Procijenjena vrijednost preživljavanja populacija šumske voluharice u trima šumskim staništima prema najboljem POPAN modelu

Capture probability (p) was dependent on the periods, however the estimated monthly values of this parameter did not differ significantly when comparing the investigated forest habitats except in August. In this month the largest capture probability was estimated by the accepted model in case of the reforested habitat which was significantly higher than the capture probability value of the other two habitats due to the non-overlapping 95% confidence intervals. Similarly, the estimation showed significant difference between the protected forest and the habitat under forest management (Fig 4.A).

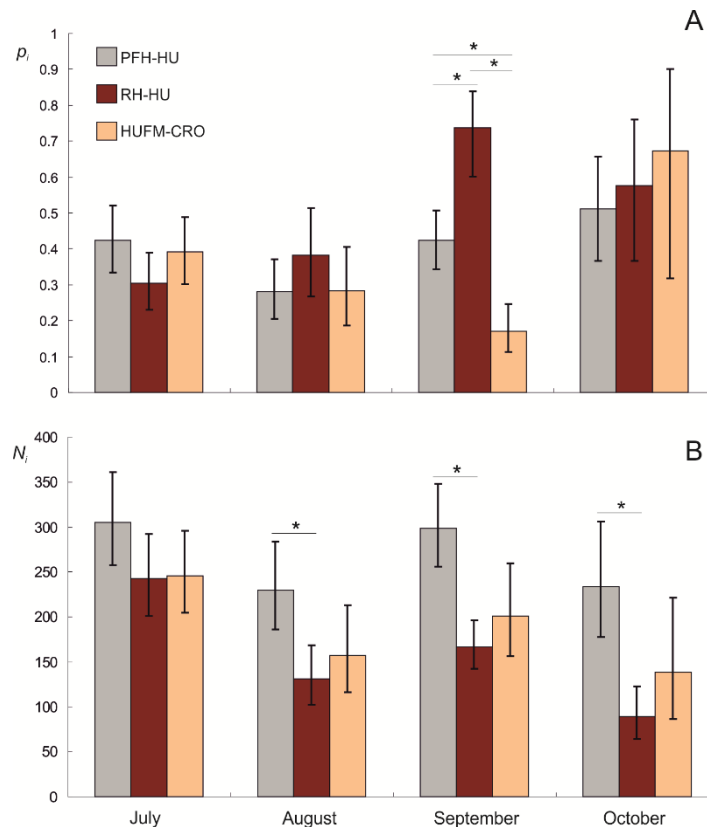


Fig. 4 Estimated values of capture probability (p) (A) and derived size of population (N) (B) of bank voles during the sampling periods, based on the best candidate POPAN model

Slika 4. Procjena vjerojatnosti ponovnih ulova šumske voluharice pomoću najboljeg modela POPAN i dobijene veličine populacija tijekom uzorakovanja

However, despite the difference in August, the distribution of estimated capture probability was not significant between forest habitats (one-way ANOVA: $F = 0.498$; n.s.). Regarding the seasonal change of capture probability, there was no significant difference when comparing the primary (monthly) capture periods in the protected mature and old-growth forest habitat while the estimated p value was significantly higher in September than in the previous two months in this sampling plot. In case of the Repaš forest in Croatia, the estimated capture probability reduced from July to September, although the decrease of this parameter was considered to be

significant between July and September but not for consecutive periods (see the overlap of 95% confidence intervals of estimation). Capture probability increased by October in this area, too. Despite the high confidence interval of the estimated value in October, a significant increase of capture probability was characterized by the accepted POPAN model between September and October (Fig 4.A).

The POPAN models calculated the size of population in each sampling period in each habitat as derived parameters. Based on the best candidate model the population size of bank vole in the protected forest habitat and the habitat under forest management changed periodically along sampling periods. However, in case of these habitats, the difference of population size was not significant between months due to the overlap of 95% confidence interval. The temporal change of abundance was similar in the reforested habitat but population size in July was significantly higher than in the further months and the difference of abundance in September and October was also significant (see the non-overlapping 95% confidence intervals) (Fig 4.B). When comparing the calculated population size of the three habitats in a given sampling period, abundance did not differ significantly in July while in the another three months population size of bank voles in the protected forest habitat was significantly higher than in the reforested habitat. Based on the overlap of confidence intervals, abundance did not differ significantly between the reforested habitat and the managed forest (Fig 4.B).

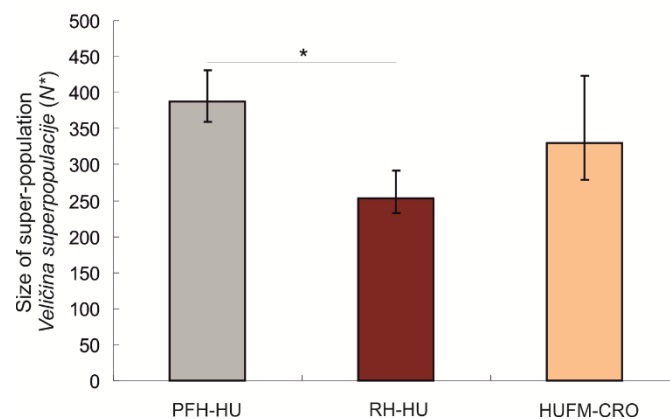


Fig. 5 Estimated number of bank vole super-population in three investigated forest stands, based on the second best candidate POPAN model

Slika 5. Procjena brojnosti superpopulacija šumske voluharice pomoću drugog najboljeg modela PROPAN i usporedba tih vrijednosti na trima šumskim staništima

According to the second best candidate model where the estimate of population size (N) depended among the different habitats, the estimated number of super-population in the protected forest was significantly higher than in the reforested habitat. Based on the overlap of confidence intervals, super-population size did not differ significantly between the protected

and the managed forest as well as between the reforested area and the habitat under forestry management. This result showed that the protected forest stand was the most suitable habitat for the bank vole (Fig. 5).

DISCUSSION – *Rasprava*

Capture-recapture (CR) models currently represent a widely used analytical framework for the estimation of demographic parameters such as survival, size and density in wildlife populations (Williams *et al.*, 2002; Lebreton *et al.*, 1992; 2009; Sanz-Aguilar *et al.*, 2016). Using the POPAN formulation of Jolly-Seber models, in the present study we examined the population parameters of bank vole, as a comparison of three different forest areas along the upper River Drava in Hungary and Croatia, based on a parallel live-trapping monitoring.

Numerous studies described that forest-floor small mammals are generally more abundant in complex, natural forests than in simplified, managed forests (Carey & Johnson, 1995; Wilson & Carey, 2000). According to our results, the bank vole was eudominant in all three investigated forest stands. This rodent is generally known to be a typical forest-dwelling species but may also occur in open habitats (Hansson, 1969; 1978) and rather avoids or is rare in shrublands and grasslands (Torre & Arrizabalaga, 2008). Numerous studies reported that the bank vole occurs in all forest age classes (Ecke *et al.*, 2002; Bryja *et al.*, 2002; Margaletić *et al.*, 2005). However, the abundance of this species varied considerably depending on the forest structure and forestry management (Ecke *et al.*, 2002; Bogdziewicz & Zwolak, 2014; Lešo *et al.*, 2016). Our result suggested that the survival and abundance of the bank vole were influenced by the difference in forest age and stand structure, despite its general eudominant character. This result is consistent with other studies performed in Central Europe, according to which the bank vole was characterized as an eudominant species in several types of lowland (Suchomel *et al.*, 2012) and mountain forests (Suchomel *et al.*, 2014), too. According to a study carried out in Finland, the bank vole was typical in all succession stages, but its abundance was the highest in old-grow (> 100 yr) stands, especially during the low phase of population fluctuation (Savola *et al.*, 2013). Earlier studies which were conducted in the Boreal region suggested that clear-cutting has a negative effect on primarily granivorous-folivorous species of *Myodes* while this impact is positive on predominantly folivorous species of *Microtus* (Hansson, 1978; 1999). Our results showed that the abundance of bank vole was the highest in protected old-grow forest, but this rodent was characterized by a higher density in managed closed-canopy mature forests (Repaš), too. Regarding European forest ecosystems, the assessment of the impact of clear-cutting on changes in abundance of small mammals showed that the bank vole was unaffected by this often used forestry practice in both temperate and boreal forest stands (Bogdziewicz & Zwolak,

2014). However, regarding the response of bank voles on forest management, the voles had the highest abundance in mature and young forests and showed the lowest abundance in clear-cuts (Gorini *et al.*, 2011). Accordingly to our result, the bank vole was characterized by higher abundance in a reforested habitat, seven years after clear-cutting. In case of this habitat, due to the developing dense undergrowth vegetation and shrub cover, bank vole successfully colonized during the seven years in which the adjacent protected old-growth forest stand had a crucial role as optimal or source habitat. As shown by a recent study in central Italy, the density of bank vole population was affected strongly by different forest management (Gasperini *et al.*, 2016) which corresponds to our results. Although survival was not influenced significantly by silvicultural activities, this study suggested that the reason for these results was the difference in carrying capacities between habitats rather than source-sink dynamics (Gasperini *et al.*, 2016).

The role of the habitat scale, whether micro- or macrohabitat-level characteristics are better predictors of spatial use and segregation of small mammals is controversial (Jorgensen & Demarais, 1999; Jorgensen, 2004; Morris, 1984; 1987; Coppeto *et al.*, 2006). Our study suggested that the different abundance of bank vole may be a suitable indicative factor of different forest structure and management at the macro-habitat level.

The estimation and evaluation of population size and other population parameters of a single species play an important role in evaluating the impact of different forest structure, age and forestry practice (e.g. Gorini *et al.*, 2011, Savola *et al.*, 2013, Sullivan & Sullivan, 2014). However, it was suggested that multiple demographic parameters need to be examined in multiple species systems to be able to make generalizations about the response of small mammal populations to forestry intervention and management (e.g. Panzacchi *et al.*, 2010; Lee *et al.*, 2012; Gasperini *et al.*, 2016).

ACKNOWLEDGEMENTS – *Zahvala*

The research was supported by Duna-Drava National Park Directorate and the "Slovenia-Hungary-Croatia Neighbourhood Programme 2004-2006" (INTERREG IIIA, DRAVA-INTERECO, SLO-HU-CRO 2006/01/167/HU), with permission from the Ministry of Culture of the Republic of Croatia (KLASA: UP/I-612-07/07-33/739, URBROJ: 532-08-01-01/3-07-02, Zagreb, 24. May 2007.) We are grateful to Dragica Purger for the Croatian translation.

SAŽETAK

Očuvanje bioraznolikosti u šumama u kojima se provodi gospodarenje moguće je pod uvjetom da se razmotri koliko su šumarski zahvati (završna sječa ili sječa radi obnavljanja) u skladu sa prirodnim procesima degradacije i prirodne dinamike u šumskim staništima. S obzirom da sitni sisavci djeluju na povećanje bioraznolikosti i funkcionalne kompleksnosti šumskih ekosustava, koriste se kao važan element za izradu modela u istraživanju utjecaja šumarskih zahvata, fragmentacije i degradacije na različita šumska staništa.

Šumska voluharica (*Myodes glareolus* Schreb.) česta je vrsta glodavca u šumama u aluvijalnoj nizini rijeke Drave. Istraživali smo razlike u demografskoj strukturi, prostorne i sezonalne razlike u vjerojatnosti ulova i ponovnog ulova te gustoću populacija ove vrste u različitim staništima. Monitoring populacija sitnih sisavaca proveden je tijekom četiri mjeseca, od srpnja do listopada 2007. godine u okviru Hrvatsko-Mađarskog prekograničnog programa (DRAVA-INTERECO). Pri tome su korištena metoda hvatanje-obilježavanje-ponovno hvatanje (CMR) opisane u protokolu Horváth & Kovačić (2007). Izlovljavanje je provedeno u tri šumska staništa različite strukture: u Mađarskoj u šumi Lankoci na dva lokaliteta (stara, zaštićena šuma i pošumljeno stanište), u Hrvatskoj u šumi Repaš (gospodarena šuma).

Prema CMR metodi određena su tri parametra (čimbenika): ukupan broj ulova (n_i), broj ponovnih ulova (r_i), broj ulovljenih jedinki (m_i). Razlike u uspjehu ponovnog ulova testirali smo prema udjelu ponovnog ulova ($rr\%$).

Šumska voluharica je bila eudominantna vrsta na sva tri staništa. Uzorkovanjem provedenim tijekom četiri mjeseca na trima šumskim lokalitetima ukupno je obilježeno 740 jedinki šumske voluharice. Ukupan broj ulova bio je 1401, a ponovnih ulova bilo je 661. Parametri uspjeha ponovnog ulova razlikovali su se na tri istraživana staništa i mijenjali su se tijekom sezone. Za procjenu i uspoređenje parametara populacija šumske voluharice koristili smo Jolly-Seber model, POPAN formulu. Prilikom selekcije modela, prva dva najbolje odgovarajuća modela potvrdili su našu hipotezu, prema kojoj gustoća populacija i preživljavanje ove vrste zavise od starosti i strukture šumskih staništa. Prema najboljem modelu procijenjeno preživljavanje u starijoj sastojini zaštićene šume bilo je signifikantno veće nego u pošumljenoj sastojini. Drugi model je pokazao da je procijenjena vrijednost superpopulacije bila najveća u starijoj sastojini zaštićene šume.

Ovi rezultati su potvrdili da je stara, zaštićena šuma najpogodnije stanište za šumsku voluharicu, čije populacije brzo reagiraju na promjene u strukturi staništa uzrokovane gospodarenjem, te da se ova vrsta može koristiti kao indikator.

REFERENCES – Literatura

- Amori, G., 2000: Ecological structure of a population of *Clethrionomys glareolus* in central Italy: an eight-year study, *Pol. J. Ecol.*, 48 (Suppl.): 125-132.
- Angelstam, P., 1997: Landscape analysis as a tool for the scientific management of biodiversity, *Ecol. Bull.*, 46: 140-170.
- Bayne, E.M., K. A. Hobson, 1998: The effects of habitat fragmentation by forestry and agriculture on the abundance of small mammals in the southern boreal mixedwood forest, *Can. J. Zool.*, 76: 62-69.
- Bengtsson, J., S. G. Nilsson, A. Franc, P. Menozzi, 2000: Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests, *Forest Ecol. Manag.*, 132(1): 39-50.
- Birkedal, M., M. Löf, G. E. Olsson, U. Bergsten, 2010: Effects of granivorous rodents on direct seeding of oak and beech in relation to site preparation and sowing date, *Forest Ecol. Manag.*, 259(12): 2382-2389.
- Bjedov, L., P. Svoboda, A. Tadin, J. Habuš, Z. Štritof, N. Labaš, M. Vucelja, A. Markotić, N. Turk, J. Margaletić, 2016: Utjecaj uroda sjemena obične bukve (*Fagus sylvatica l.*) na populacije sitnih glodavaca i pojavnosti hantavirusa u Šumama Nacionalnog Parka „Plitvička jezera “i parka prirode „Medvednica “. *Šumar. list*, 140(9-10): 455-463.
- Bogdziewicz, M., R. Zwolak, 2014: Responses of small mammals to clear-cutting in temperate and boreal forests of Europe: a meta-analysis and review, *Eur. J. For. Res.*, 133(1): 1-11.
- Burnham, K. P., D. R. Anderson, 2002: *Model Selection and Multimodel Inference – A Practical Information – Theoretic Approach*, 2nd ed. Springer-Verlag, New York, 488 pp.
- Buesching C. D., C. Newman, R. Twell, D.W. Macdonald, 2008: Reasons for arboreality in wood mice *Apodemus sylvaticus* and Bank voles *Myodes glareolus*, *Mamm. Biol.*, 73: 318-324.
- Bryja J., M. Heroldová, J. Zejda, 2002. Effects of deforestation on structure and diversity of small mammal communities in the Moravskoslezské Beskydy Mts (Czech Republic), *Acta Ther.*, 47: 295-306.
- Carey, A. B., M. L. Johnson, 1995: Small mammals in managed, naturally young, and old-growth forests, *Ecol. Appl.*, 5: 336-352.
- Carey, A. B., C. A. Harrington, 2001: Small mammals in young forests: implications for management for sustainability, *Forest Ecol. Manag.* 154: 289-309.
- Chetnicki, W., M. Mazurkiewicz, 1994: Dispersion of the bank vole in fine- and coarse-grained mosaics of deciduous and mixed coniferous forests, *Acta Theriol.*, 39: 127-142.
- Coppeto, S. A., D. A. Kelt, D. H. Van Vurel, J. A. Wilson, S. Bigelow, 2006: Habitat association of small mammals at two spatial scales in Northern Sierra Nevada, *J. Mammal.*, 87(2): 402–413.

Ecke, F., O. Löfgren, D. Sörlin, 2002: Population dynamics of small mammals in relation to forest age and structural habitat factors in northern Sweden, *J. Appl. Ecol.*, 39(5): 781-792.

Flowerdew, J. R., R. F. Shore, S. M. C. Poulton, T. H. Sparks, 2004: Live trapping to monitor small mammals in Britain, *Mammal Rev.*, 34: 31-50.

Fuller, A. K., D. J. Harrison, H. J. Lachowski, 2004: Stand scale effects of partial harvesting and clearcutting on small mammals and forest structure, *Forest Ecol. Manag.*, 191(1): 373-386.

Gasperini, S., A. Mortelliti, P. Bartolommei, A. Bonacchi, E. Manzo, & R. Cozzolino, 2016: Effects of forest management on density and survival in three forest rodent species, *Forest Ecol. Manag.*, 382: 151-160.

Gerlach, G., K. Musolf, 2000: Fragmentation of landscape as a cause for genetic subdivision in bank voles, *Conserv. Biol.*, 14(4): 1066-1074.

Gliwicz, J., 1993: Dispersal in Bank voles: benefits to emigrants or to residents, *Acta Theriol.*, 38(1): 31-38.

Gliwicz, J., B. Glowacka, 2000: Differential responses of *Clethrionomys* species to forest disturbance in Europe and North America, *Can. J. Zool.*, 78(8): 1340-1348.

Gorini, L., J. D. Linnell, L. Boitani, U. Hauptmann, M. Odden, P. Wegge, E. B. Nilsen, 2011: Guild composition and habitat use of voles in 2 forest landscapes in south-eastern Norway. *Integr. Zool.*, 6(4): 299-310.

Hansen, T. F., N. C. Stenseth, H. Henttonen, 1999: Multiannual vole cycles and population regulation during long winters: an analysis of seasonal density dependence, *Am. Nat.*, 154(2): 129-139.

Hansson, L., 1969: Spring populations of small mammals in central Swedish Lapland in 1964–1968, *Oikos*, 20: 431-450.

Hansson, L., 1978: Small mammal abundance in relation to environmental variables in three Swedish forest phases, *Stud. For. Suec.* 147: 1-40.

Henttonen, H., A. D. McGuire, L. Hansson, 1985: Comparisons of amplitudes and frequencies (spectral analyses) of density variations in long-term data sets of *Clethrionomys* species, *Ann. Zool. Fenn.*, 22: 221-227.

Hopkins, H. L., M. L. Kennedy, 2004: An assessment of indices of relative and absolute abundance for monitoring populations of small mammals, *Wildl. Soc. Bull.*, 32(4): 1289-1296.

Horváth, Gy., K. Futó, K. Petó, L. Szűcs, L. Néder, R. Kardos, H. Sárkány, 2008a: Community structure of small mammals in three different forest habitats in the Drava plain region, *Biodiversity studies along the Drava river*, University of Pécs, 287-302.

- Horváth, Gy., K. Futó, K. Petó, L. Szűcs, L. Néder, R. Kardos, H. Sárkány, 2008b: Population dynamics of dominant rodent species in three different forest habitats, *Biodiversity studies along the Drava river*, University of Pécs, 303-316.
- Horváth, Gy., D. Molnár, G. Csonka, 2005: Population dynamics and spatial pattern of small mammals in protected forest and reforested area, *Nat. Somogy.*, 7: 191-207.
- Horváth, Gy., D. Kovačić, 2007: Protokol za praćenje populacija i zajednica sitnih sisavaca na staništima duž drave, *Priručnik za istraživanje bioraznolikosti duž rijeke Drave*, Pécsi Tudományegyetem, 218-234.
- Horváth, G. F., D. Schäffer, Á. Pogány, D. Tóth, 2012: Spatial distribution of small mammal populations in Drava floodplain forest. *Sum. List*, 136: 141-151.
- Imholt, C., D. Reil, J.A. Eccard, D. Jacob, N. Hempelmann, J. Jacob, 2015: Quantifying the past and future impact of climate on outbreak patterns of bank voles (*Myodes glareolus*), *Pest. Manag. Sci.*, 71(2): 166-172.
- Jolly, G. M., 1965: Explicit Estimates from Capture-Recapture Data with Both Death and Immigration-stochastic Model, *Biometrika*, 52: 225-247.
- Jorgensen, E. E., 2004: Small mammal use of microhabitat reviewed, *J. Mammal.*, 85: 531-539.
- Jorgensen, E. E., S. Demarais, 1999: Spatial scale dependence of rodent habitat use. *J. Mammal.*, 80: 421-429.
- Kevey, B., S. Csete, G. Lendvai, 2008: Gallery forests of the Drava floodplain NE-Croatia, SW Hungary, *Biodiversity studies along the Drava river*, University of Pécs, 91-120.
- Koskela E., T. Mappes, H. Ylönen, 1997: Territorial behaviour and reproductive success of bank vole *Clethrionomys glareolus* females, *J. Anim. Ecol.*, 66: 341-349.
- Kozakiewicz M., A. Chołuj, A. Kozakiewicz, 2007: Long-distance movements of individuals in a free-living bank vole population: an important element of male breeding strategy, *Acta Theriol.*, 52: 339-348.
- Lebreton, J. D., 2006: Dynamical and statistical models of vertebrate population dynamics, *C. R. Biol.*, 329: 804-812.
- Lebreton, J. D., K. P. Burnham, J. Clobert, D. R. Anderson, 1992: Modelling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies, *Ecol. Monog.*, 62: 67-118.
- Lebreton, J. D., J. D. Nichols, R. J. Barker, R. Pradel, J.A. Spendelov, 2009: Modeling individual animal histories with multistate capture–recapture models, *Adv. Ecol. Res.*, 41: 87-173.

Lee, E. J., S. J. Rhim, S. H. Son, W. S. Lee, 2012: Differences in small-mammal and stand structures between unburned and burned pine stands subjected to two different post-fire silvicultural management practices, *Ann. Zool. Fenn.*, 49(3): 129-138.

Lemaître J. F., S. A. Ramm, J. L. Hurst, P. Stockley, 2012: Inbreeding avoidance behaviour of male bank voles in relation to social status, *Anim. Behav.*, 83: 453-457.

Lešo, P., A. Lešová, R. Kropil, 2014: Influence of forest fragmentation on the distribution of small terrestrial mammals in fir-beech commercial forest, *J. For. Sci.*, 60: 324-329.

Lešo, P., A. Lešová, R. Kropil, P. Kanuch, 2016: Response of the dominant rodent species to close-to-nature logging practices in a temperate mixed forest, *Ann. For. Res.*, 59(2): 259-268.

Lindenmayer, D. B., E. Knight, L. McBurney, D. Michael, S.C. Banks, 2010: Small mammals and retention islands: An experimental study of animal response to alternative logging practices, *Forest Ecol. Manag.*, 260: 2070-2078.

Macdonald, D. W., G. Mace, S. P. Rushton, 1998: *Proposals for the Future Monitoring of British Mammals*. Peterborough. DETR, London, with JNCC.

Margaletić, J., M. Božić, M. Grubešić, M. Glavaš, W. Bäumler, 2005: Distribution and abundance of small rodents in Croatian forests, *J. Pest. Sci.*, 78(2): 99-103.

Mazurkiewicz, M., 1994: Population dynamics and demography of the bank vole in different tree stands, *Acta Theriol.*, 39(2): 113-126.

Mazurkiewicz, M., E. Rajska-Jurgiel, 1989: Spatial behaviour and population dynamic of woodland rodents, *Acta Theriol.*, 43: 137-161.

Miklós, P., D. Žiak, 2002: Microhabitat selection by three small mammal species in oak-elm forest. *Folia Zool.* 51: 275-288.

Morris, D. W., 1984: Patterns and scale of habitat use in two temperate-zone, small mammal faunas. *Can. J. Zool.*, 62: 1540-1540.

Morris, D. W., 1987: Ecological scale and habitat use, *Ecology*, 68: 362-369.

Mortelliti, A., G. Amori, D. Capizzi, C. Rondinini, L. Boitani, 2010: Experimental design and taxonomic scope of fragmentation studies on European mammals: current status and future priorities, *Mammal Rev.*, 40(2): 125-154.

Nichols, J. D., J. E. Hines, J. D. Lebreton, R. Pradel, 2000: Estimation of contributions to population growth: a reverse-time capture-recapture approach, *Ecology*, 81: 3362-3376.

Panzacchi, M., J. D. Linnell, C. Melis, M. Odden, J. Odden, L. Gorini, R. Andersen, 2010: Effect of land-use on small mammal abundance and diversity in a forest-farmland mosaic landscape in south-eastern Norway. *Forest Ecol. Manag.*, 259(8): 1536-1545.

- Pardini, R. 2004: Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape, *Biodivers. Conserv.*, 13: 2567-2586.
- Pardini, R., S. M. de Souza, R. Braga-Neto, J.P. Metzger, 2005: The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape, *Biol. Conserv.*, 124: 253-266.
- Pearce, J., L. Venier, 2005: Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management, *Forest Ecol. Manag.*, 208: 153-175.
- Pradel, R., 1996: Utilization of capture-mark-recapture for the study of recruitment and population growth rates, *Biometrics*, 52: 703-709.
- Promislow, D. E., & P. H. Harvey, 1990: Living fast and dying young: A comparative analysis of life - history variation among mammals, *J. Zool.*, 220(3): 417-437.
- Pucek Z., W. Jedrzejewski, B. Jedrzejewska, M. Pucek, 1993: Rodent population dynamics in a primeval deciduous forest (Białowieża National Park) in relation to weather, seed crop, and predation, *Acta Theriol.* 38: 199-232.
- Sanz-Aguilar, A., J. M. Igual, D. Oro, M. Genovart, G. Tavecchia, 2016: Estimating recruitment and survival in partially monitored populations, *J. Appl. Ecol.*, 53(1): 73-82.
- Savola, S., H. Henttonen, H. Lindén, 2013: Vole population dynamics during the succession of a commercial forest in northern Finland, *Ann. Zool. Fenn.*, 50: 79-88.
- Schwarz C. J., A. N. Arnason, 1996: A general methodology for the analysis of open-model capture recapture experiments, *Biometrics*, 52: 860-873.
- Seber, G. A. F., 1965: A note on the multiple recapture census, *Biometrika*, 52: 249-259.
- Sptizenberger, F., 1999: *Clethrionomys glareolus* (Schreber, 1780), The atlas of European mammals, T & AD Poyser, London, 212-213.
- StatSoft, Inc., 2007: STATISTICA (data analysis software system) version 8.0. www.statsoft.com
- Suchomel, J., 2007: Contribution to the knowledge of *Clethrionomys glareolus* populations in forests of managed landscape in Southern Moravia (Czech Republic), *J. For. Sci.*, 53(7): 340-344.
- Suchomel, J., L. Purchart, L. Cepelka, 2012: Structure and diversity of small-mammal communities of lowland forests in the rural central European landscape, *Eur. J. Forest. Res.*, 131: 1933–1941.
- Suchomel, J., L. Purchart, L. Čepelka, M. Heroldová, 2014: Structure and diversity of small mammal communities of mountain forests in Western Carpathians. *Eur. J. Forest. Res.*, 133: 481-490.

- Sullivan, T. P., D. S. Sullivan, P. M. Lindgren, D.B. Ransome, 2013: Stand structure and small mammals in intensively managed forests: scale, time, and testing extremes, *Forest Ecol. Manag.*, 310: 1071-1087.
- Sullivan, T. P., D. S. Sullivan, 2014: Responses of red-backed voles (*Myodes gapperi*) to windrows of woody debris along forest-clearcut edges, *Wildlife Res.*, 41: 212-221.
- Tattersall F. H., D. W. Macdonald, B. J. Hart, P. Johnson, W. Manley, R. Feber, 2002: Is habitat linearity important for small mammal communities on farmland?, *J. Appl. Ecol.*, 39: 643-652.
- Torre, I., A. Arrizabalga, 2008: Habitat preferences of the bank vole *Myodes glareolus* in a Mediterranean mountain range. *Acta Theriol.*, 53: 241-250.
- van Apeldoorn, R. C., W. T. Oostenbrink, A. van Winden, F. F. van der Zee, 1992: Effects of habitat fragmentation on the bank vole, *Clethrionomys glareolus*, in an agricultural landscape, *Oikos*, 65: 265-274.
- Voutilainen, L., S. Savola, E. R. Kallio, J. Laakkonen, A. Vaheri, O. Vapalahti, H. Henttonen, 2012: Environmental change and disease dynamics: effects of intensive forest management on Puumala hantavirus infection in boreal bank vole populations. *PloS one*, 7(6): e39452.
- Vrbek, B., I. Pilaš, T. Dubravac, V. Novotny, S. Dekanić, 2008: Effect of deposition substances on the quality of throughfall and soil solution of pedunculate oak and common hornbeam forest, *Period. Biol.*, 110(3): 269-275.
- White, G. C., K. P. Burnham, 1999: Program MARK: survival estimation from population of marked animals, *Bird Study*, 46 (suppl.): 120-138.
- Williams, B. K., J. D. Nichols, M. J. Conroy, 2002: Analysis and management of animal populations. Academic Press, San Diego 817 pp.
- Wilson, S. M., A. B. Carey, 2010: Legacy Retention Versus Thinning: Influences on Small Mammals, *Northwest Sci.*, 74(2): 131-145.
- Zar, J. H., 2010: *Biostatistical Analysis*, Pearson Education, New Jersey, 435 pp.
- Zwolak, R., M. Bogdziewicz, L. Rychlik, 2016: Beech masting modifies the response of rodents to forest management, *Forest Ecol. Manag.*, 359: 268-276.

7. Terepi kiszállások jelenléti ívei a program megvalósítás időrendi sorrendjében



JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2017. január 11.
Helyszín:	Pécs-Zákány-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Dr. Horváth Győző	
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Somogyi Balázs	
Horváth Adrienn	




2. a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
intézetigazgató





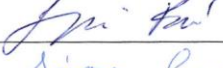

JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2017. január 12.
Helyszín:	Pécs-Matty-Drávaiványi-Sellye-Vajszló-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Dr. Horváth Győző	
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Horváth Adrienn	
Morvai Anita	





 2. a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
 Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
 intézetigazgató

JELLENLÉTI ÍV


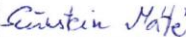

Dátum:	2017. január 13.
Helyszín:	Pécs-Gyékényes-Pécs, kisémlős csapdázási terepbejárás
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Tóth Dániel	
Somogyi Balázs	
Jánosa Gergely	



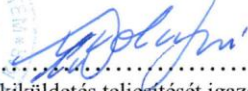


 a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
 Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
 intézetigazgató

JELENLÉTI ÍV

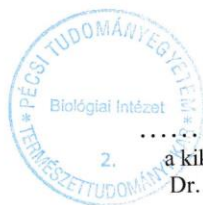
Dátum:	2017. január 20.
Helyszín:	Pécs-Drávafok-Drávatamási-Vejti-Sellye-Old-Csúrgó-Vajszló-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Szünstein Máté	
Szűcs Boldizsár	




.....
2. a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
intézetigazgató




JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2017. január 25.
Helyszín:	Pécs-Budapest-Pécs, szakmai konzultáció
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Somogyi Balázs	





2. a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
intézetigazgató

JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2017. január 27.
Helyszín:	Pécs-Vízvár-Kaszó-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Horváth Adrienn	
Szűcs Boldizsár	




 a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
 Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
 intézetigazgató




JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2017. február 08.
Helyszín:	Pécs-Gyékényes-Pécs, kisemlős csapdázási terepbejárás
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Jánosa Gergely	
Kelemen Krisztina	
Tóth Dániel	

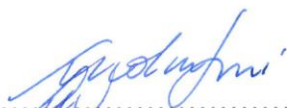



.....
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
intézetigazgató

JELLENLÉTI ÍV

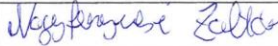

Dátum:	2017. február 10.
Helyszín:	Pécs-Drávafok-Drávatamási-Vejti-Sellye-Old-Csúrgó-Vajszló-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Dr. Horváth Győző	
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Harmat Máté	
Szűcs Boldizsár	






 a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
 Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
 intézetigazgató


JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2017. február 13.
Helyszín:	Pécs-Zákány-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Nagyfenyvesi Zoltán	
Szünstein Máté	




 a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
 Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
 intézetigazgató

JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2017. február 17.
Helyszín:	Pécs-Budapest-Pécs, szakmai konzultáció
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Horváth Adrienn	
Tóth Dániel	




a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
intézetigazgató


JELLENLÉTI ÍV

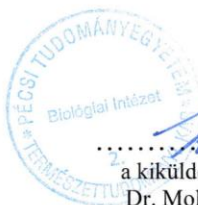
Dátum:	2017. február 18.
Helyszín:	Pécs-Bolhó-Drávafok-Zaláta-Sámod-Drávacsehi-Matty-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Horváth Adrienn	
Morvai Anita	



.....
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
2. Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
intézetigazgató


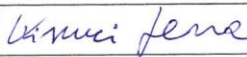


JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2017. február 20.
Helyszín:	Pécs-Csopak-Keszthely- Pécs, szakmai konzultáció
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Somogyi Balázs	



.....
 a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
 Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
 intézetigazgató

JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2017. február 27.
Helyszín:	Pécs-Vízvár-Csurgó-Kaszó-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Dr. Horváth Győző	
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Kismarci Henrietta	
Lanszki Zsófia	
Jánosa Gergely	



a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
intézetigazgató

JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2017. március 14-19.
Helyszín:	Bükkhát Erdőrezervátum, Vajszló, kisémlős csapdázás
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Somogyi Balázs	<i>Somogyi Balázs</i>
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Harmat Máté	<i>Harmat Máté</i>
Kusz Petra	<i>Kusz Petra</i>
Nagyfenyvesi Zoltán	<i>Nagyfenyvesi Zoltán</i>
Szünstein Máté	<i>Szünstein Máté</i>



.....
 a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
 Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
 intézetigazgató

JELLENLÉTI ÍV


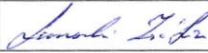



Dátum:	2017. március 14-19.
Helyszín:	Pécs-Mánfa-Pécs, Kőszegi-forrás Erdőrezervátum kisméltós csapdázás
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Csicsek Gábor	<i>Csicsek Gábor</i>
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Jánosa Gergely	<i>Jánosa Gergely</i>
Lanszki Zsófia	<i>Lanszki Zsófia</i>
Lugosi Hedvig	<i>Lugosi Hedvig</i>
Szűcs Boldizsár	<i>Szűcs Boldizsár</i>



Dr. Molnár László

 a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
 Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
 intézetigazgató


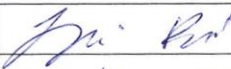


JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2017. március 25-30.
Helyszín:	Keszthely-Sármellék-Zalakomár-Keszthely-Pécs, Kis-Balaton kisémlős csapdázás
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Dr. Horváth Győző	
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Lanszki Zsófia	
Horváth Adrienn	
Kismarci Henrietta	
Harmat Máté	





.....
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
intézetigazgató

JELENLÉTI ÍV

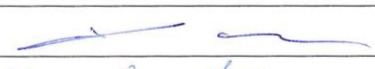
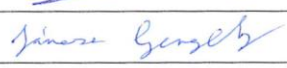
Dátum:	2017. április 01.
Helyszín:	Pécs-Matty-Drávaiványi-Sellye-Vajszló-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Somogyi Balázs	
Horváth Adrienn	
Kismarci Henrietta	






 2. a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
 Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
 intézetigazgató

JELLENLÉTI ÍV



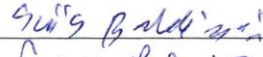
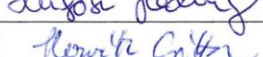
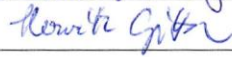
Dátum:	2017. április 02.
Helyszín:	Pécs-Mohács-Dunaszekcső-Szászvár-Köblény- Egyházaskozár-Sásd-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Dr. Horváth Győző	
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Tóth Dániel	
Jánosa Gergely	
Szünstein Máté	





 2. a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
 Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
 intézetigazgató

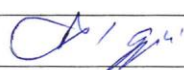
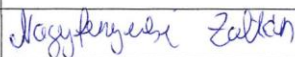


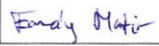
JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2017. április 03.
Helyszín:	Pécs-Bolhó-Drávafok-Zaláta-Sámod- Drávacsehi-Matty-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Dr. Horváth Győző	
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Jánosa Gergely	
Szücs Boldizsár	
Lugosi Hedvig	
Horváth Gitta	




a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
intézetigazgató

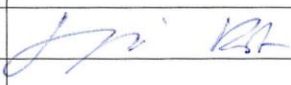
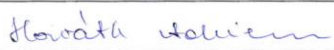


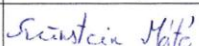
JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2017. április 04.
Helyszín:	Pécs-Drávafok-Drávatamási-Vejti-Sellye-Old-Csúrgó-Vajszló-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Dr. Horváth Győző	
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Nagyfenyvesi Zoltán	
Maurer Máté	
Závodi Boglárka	
Egerváry Martin	




a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
intézetigazgató

JELENLÉTI ÍV




Dátum:	2017. április 03-08.
Helyszín:	Bükkhát Erdőrezervátum, Vajszló, kisémlős csapdázás
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Somogyi Balázs	
együttutató, programban résztvevő hallgatók:	
Horváth Adrienn	
Morvai Anita	
Kismarci Henrietta	
Szünstein Máté	




2.

a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
intézetigazgató


JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2017. április 07.
Helyszín:	Pécs-Matty-Drávaiványi-Selye-Vajszló-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Harmat Máté	
Szűcs Boldizsár	




.....
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
intézetigazgató


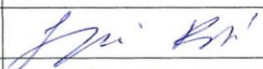

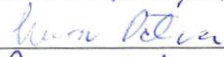

JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2017. április 08.
Helyszín:	Pécs-Mohács-Dunaszekcső-Szászvár-Köblény-Egyházaskozár-Sásd-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Kelemen Krisztina	
Jánosa Gergely	





.....
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
intézetigazgató

JELENLÉTI ÍV

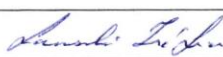
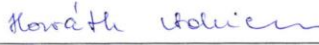

Dátum:	2017. április 10-15.
Helyszín:	Pécs-Mánfa-Pécs, Kőszegi-forrás ER kisemlős csapdázás
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Tóth Dániel	
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Somogyi Balázs	
Szűcs Boldizsár	
Kusz Petra	
Lugosi Hedvig	



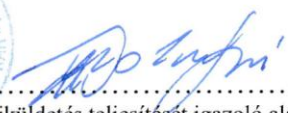


 a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
 Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
 intézetigazgató

JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2017. április 18-23.
Helyszín:	Keszthely-Sármellék-Zalakomár-Keszthely-Pécs, Kis-Balaton kisémlős csapdázás
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Lanszki Zsófia	
Horváth Adrienn	
Szűcs Boldizsár	
Hoóz Rebeka	




 a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
 Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
 intézetigazgató

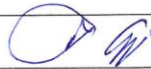


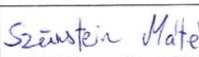
JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2017. április 25.
Helyszín:	Pécs-Drávafok-Drávatamási-Vejti-Sellye-Old-Csurgó-Vajszló-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Dr. Horváth Győző	
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Kelemen Krisztina	<i>Kelemen Krisztina</i>
Horváth Adrienn	<i>Horváth Adrienn</i>
Somogyi Balázs	<i>Somogyi Balázs</i>




a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
intézetigazgató

JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2017. április 27.
Helyszín:	Pécs-Gyékényes-Pécs, bagolyköpet gyűjtés, terep bejárás
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Dr. Horváth Győző	
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Harmat Máté	
Horváth Adrienn	
Szünstein Máté	

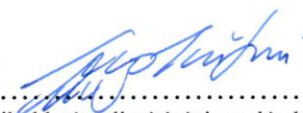



a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
intézetigazgató

JELENLÉTI ÍV


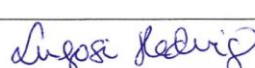
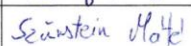
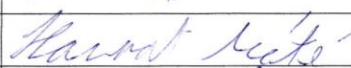
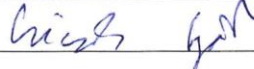
Dátum:	2017. április 28.
Helyszín:	Pécs-Budapest-Pécs, szakmai konzultáció
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Dr. Horváth Győző	
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Somogyi Balázs	
Tóth Dániel	





 a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
 Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
 intézetigazgató


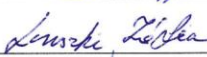


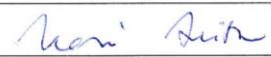

JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2017. május 14-19.
Helyszín:	Pécs-Gyékényes-Pécs, Lankóci erdő kisémlős csapdázás
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Tóth Dániel	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Lugosi Hedvig	
Szünstein Máté	
Harmat Máté	
Csicsek Gábor	




a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
intézetigazgató

JELENLÉTI ÍV


Dátum:	2017. május 19-24.
Helyszín:	Keszthely-Sármellék-Zalakomár-Keszthely- Pécs, Kis-Balaton kisémlős csapdázás
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Lanszki Zsófia	
Kelemen Krisztina	
Morvai Anita	
Szűcs Boldizsár	




a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
intézetigazgató



JELENLÉTI ÍV

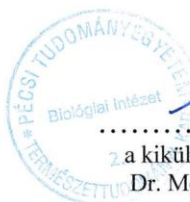
Dátum:	2017. május 25-27.
Helyszín:	Pécs-Szeged-Pécs, Tájökológia Konferencia
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Somogyi Balázs	
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Horváth Adrienn	
Csicsek Gábor	

a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
intézetigazgató

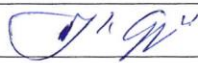



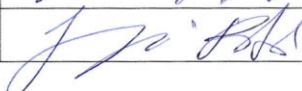
JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2017. június 8.
Helyszín:	Pécs-Budapest-Pécs, OTDT Szakbizottsági ülés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Dr. Hoffmann Gyula	



.....
 2. a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
 Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
 intézetigazgató

JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2017. június 20-25.
Helyszín:	Keszthely-Sármellék-Zalakomár-Keszthely-Pécs, Kis-Balaton kisemlős csapdázás
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Dr. Horváth Győző	
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Lanszki Zsófia	
Kelemen Krisztina	
Jánosa Gergely	
Somogyi Balázs	




2. a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens
intézetigazgató