



**XXXVI. Országos Tudományos Diákköri
Konferencia**

Biológia szekció



**Cickány és védett rágcsáló fajok területfoglalási
dinamikája a Kis-Balatonon**

Szerző:

Pisch Henriett

Biológia BSc hallgató

Témavezetők:

Dr. Horváth Győző

egyetemi docens

és

Kelemen Krisztina

PhD hallgató

Pécsi Tudományegyetem

Természettudományi Kar

Biológia intézet

Ökológia Tanszék

Budapest, 2022. április 24-26.

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés és irodalmi áttekintés.....	3
2. Kérdések és célkitűzések.....	5
3. Anyag és módszer	6
3.1 Vizsgált, monitorozott területek	6
3.2 Csapdázási metodika	9
3.3 Vizsgált, monitorozott fajok.....	9
3.4 Az adatfeldolgozás módszerei.....	10
4. Eredmények.....	13
5. Diskusszió.....	25
Köszönetnyilvánítás	30
Irodalomjegyzék.....	30

1. Bevezetés és irodalmi áttekintés

A 21. század egyik legjelentősebb kihívása a biodiverzitás fenntartása, mivel az emberi populáció és az egy főre jutó fogyasztás növekedésével a természetes élőhelyek és az általuk nyújtott szolgáltatások veszélyeztetettsége is egyre fokozódik (Williams *et al.* 2020). A wetland területek állandó vagy átmeneti vízborítás alatt álló vizes élőhelyek (Gardner & Finlayson 2018), melyek rendkívül gazdag élővilágnak adnak otthont (Keddy *et al.* 2009). Magas biodiverzitásuk miatt a wetland területeket gyakran biodiverzitási forráspontnak tekintik (Keddy *et al.* 2009), ahol a sokféleség nemcsak a nagy fajkészletnek, az élőhely specialista, ritka fajok nagy arányának, hanem a közösségek összetett szerkezetének is köszönhető (Toussaint *et al.* 2016, de Arruda Almeida *et al.* 2018). Ez a sokféleség rendkívül törékeny, melyet az emberi zavarások erősen veszélyeztetnek (Dudgeon *et al.* 2006, Kingsford *et al.* 2016). A vizes élőhelyeket a világ minden táján fenyegetik az emberi tevékenység által előidézett negatív hatások, például a tájhasználat változásával együtt járó degradáció (Kingsford *et al.* 2016), ami bizonyítottan a biodiverzitás csökkenéséhez vezet (Gardner & Finlayson 2018). Több becslés is kimutatta, hogy a vizes élőhelyeket világviszonylatban is nagy arányban károsította az élőhelyek elvesztése és degradációja (Millennium Ecosystem Assessment 2005, Davidson 2014, Dixon *et al.* 2016). A vizes élőhelyek azonban nemcsak a biodiverzitás szempontjából értékesek, hanem az általuk nyújtott nélkülözhetetlen ökoszisztéma szolgáltatások miatt is: szerepet játszanak a globális klíma alakításában, a globális vízkörforgás és a biodiverzitás fenntartásában, az emberi jólét védelmében (Xu *et al.* 2019). Mindezek ellenére a vizes élőhelyek a világon mindenhol veszélyeztetettek (Dudgeon *et al.* 2006, Reis *et al.* 2017). Az ebben szerepet játszó legfontosabb kiváltó okok a tájrendezés, a tájhasználat változása, a lecsapolások és feltöltések, a mezőgazdasági fejlesztések voltak (Millennium Ecosystem Assessment 2005, Van Asselen *et al.* 2013). Ezek a hatások a mai napig érintik az értékes vizes élőhelyeket (Davidson 2014), emellett számos olyan erősödő hatású tényezőt azonosítottak, amik felerősítik a már meglévő károkat (Reid *et al.* 2019)

Bár a tudományos közösség kifejezte, hogy azonnali szükség van a vizes élőhelyek ökoszisztémáinak elszegényedésének mérséklésére (Verhoeven 2014, Gardner & Finlayson 2018), a növekvő emberi nyomás továbbra is hatással van a vizes élőhelyek élővilágára az élővilág szerveződésének különböző szintjein (Sievers *et al.* 2018). A kisemlősök számos fontos szerepet töltenek be az ökológiai hálózatokban, amelyek elengedhetetlenek az ökoszisztémák működéséhez nemcsak szárazföldi, hanem vizes környezetben is (pl. Hambäck

et al. 2004, Gedan *et al.* 2009), ezért a kisemlősöket gyakran választják indikátorfajnak a vizes élőhelyek monitorozásában (Scott *et al.* 2008, Romañach *et al.* 2021).

Magyarország 1995-ben ratifikálta a Biológiai Sokféleségről szóló Egyezményt, majd az Európai Unióba lépéssel a Natura 2000 hálózathoz is csatlakozott. „A Natura 2000 hálózat az Európai Unió tagországaiban található legértékesebb természeti területek összefüggő rendszere. A Natura 2000 a világon egyedülálló, egységes szabályozású ökológiai hálózat, amelynek célja, hogy hozzájáruljon Európa vadon élő állat- és növényfajainak, valamint természetes élőhelyeinek hosszú távú fennmaradásához, az ember számára létfontosságú természeti környezet megőrzéséhez.” (Natura 2000). A nemzetközi egyezményekhez csatlakozva Magyarország vállalta az egyezményekben foglalt kötelezettségeket. Ennek kapcsán került kidolgozásra a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR), amelynek feladata a magyarországi biodiverzitás állapotának és változásainak monitorozása. A Kis-Balaton Közép-Európa egyik legjelentősebb vizes élőhely-komplexuma, így a terület sokféleségének hosszú távú monitorozása az NBmR keretein belül önálló projektként indult meg. A PTE TTK Ökológia Tanszékének kisemlős kutatócsoportja már a projekt kezdete, 1999 óta folytat felméréseket a program keretein belül a Kis-Balaton területén.

A Kis-Balaton egyrészt a Balatonnal együttesen egy komplex vízvédelmi rendszert képez, amelynek kiépítését a Zala vizének megszürése céljából több ütemben valósították meg. Másrészt a Kis-Balaton egy regionálisan is nagy jelentőséggel bíró vizes élőhely, amelynek területe több állatfaj szempontjából is kiemelkedően fontos (Báldi *et al.* 1999, Czabán *et al.* 2015, Árva *et al.* 2017, Lanszki *et al.* 2020). A Kis-Balaton Natura 2000 terület, kisemlős faunájának értékes elemét képezi sok védett és fokozottan védett faj - számos cickány koegzisztenciája (*Neomys*, *Sorex*, *Crocidura*), a törpeegér (*Micromys minutus*) vagy Magyarország egyik legritkább kisemlőseként a fokozottan védett jégkorszaki reliktum északi pocok (*Alexandromys oeconomus*) előfordulása teszi értékessé a közösséget.

Az állatok, kiemelten a veszélyeztetett fajok területhasználatának, az élőhelyek jellemzőinek, az állatok és a különböző környezeti változók kapcsolatainak megértése alapvető fontosságú a biodiverzitás megőrzése szempontjából, ezek az eredmények ugyanis értékes információt nyújtanak a jövőbeni monitorozási tevékenységekhez és a közösségek megőrzéséhez (Gu & Swihart 2004, Mori *et al.* 2020), valamint az élőhelyek helyreállításához (Kalies *et al.* 2012, Tobin *et al.* 2014). Jelen dolgozatban tárgyalt munkánk során a Kis-Balatonon előforduló, általunk detektált védett kisemlős fajok területhasználata és különböző környezeti tényezők közötti kapcsolatot vizsgáltuk, melyek értékes információt nyújthatnak a további monitorozás megtervezéséhez.

2. Kérdések és célkitűzések

Jelen kutatás célkitűzése annak vizsgálata volt, hogy a kisemlősök csapdázásos protokoll alapján végzett felmérése során kapott jelenlét-hiány adatokat a különböző csapdaráfordítás alapján milyen feltételek mellett tudjuk hatékonyan felhasználni alacsonyabb frekvenciával befogott kisemlősök területfoglalási valószínűségének becsléséhez, illetve a detektálási valószínűség időbeli változásának értékeléséhez. Továbbá célunk volt annak értékelése, hogy a kapott eredmények milyen információt szolgáltatnak a fajok természetvédelmi biológiájához, illetve a gyakorlati természetvédelem számára a kezelések és beavatkozások tervezéséhez.

A fenti célok alapján a Kis-Balatonon 2017-2019 között végzett elevenfogó csapdázásos felmérés jelenlét-hiány adatait felhasználva egy védett cickányfaj, nevezetesen az erdei cickány (*Sorex araneus*) és kettő genus, a szárazságtűrő *Crocidura* és a víztűrő *Neomys*, valamint két védett rágeszáló, a törpeegér (*Micromys minutus*) és a csalitjáró pocok (*Microtus agrestis*), illetve a fokozottan védett északi pocok (*Alexandromys oeconomus*) területfoglalási és detektálási valószínűségét modelleztük

A célkitűzések alapján a következő kérdéseket fogalmaztuk meg:

- Milyen hatással vannak az élőhely vegetáció borítását leíró változók a területfoglalási valószínűségre?
- Milyen hatással van a csapdaráfordítás, a csapadék mennyisége és a hőmérséklet a detektálási valószínűségre?

3. Anyag és módszer

3.1 Vizsgált, monitorozott területek

Jelen kutatáshoz a Kis-Balaton területén belül 4 különböző helyről származó adatokat használtunk fel. A területeket aszerint választottuk ki, hogy hol folyt egymást követő években monitorozás ugyanazon a helyen, így a 2017, 2018 és 2019-es év adatait használtuk fel. A 4 érintett területet Google Earth térképén jelöltük.



1. ábra: Mintavételi területek (1: Balaton berek, 2: Keleti berek, 3: Halász-rét, 4: Zimányi berek)

Balaton berek

A Balaton berek Sármellék és Keszthely között, a 76-os út északi oldalán található. Ez az egyetlen terület, amely nem része a Balaton-felvidéki Nemzeti Parknak, annak ellenére, hogy a területen több alkalommal is bizonyították az északi pocok (*Alexandromys oeconomicus*) jelenlétét. Jelenleg a terület magánkézből van, legeltetéssel és rendszeres kaszálással terhelt terület (**1-2. kép**), ezért már 2020-ban sem tudtuk folytatni a monitorozást a területen. A 2010-ben lehullott nagy csapadékmennyiség miatt a lápterület kb. fél évig vízborítás alá került, ami a területet borító sásos vegetáció nagymértékű pusztulásához vezetett. A vízborítás 2017-től megszűnt, és a területet újra viszonylag homogén sásos vegetáció borította, melyek homogenitását kisebb-nagyobb nádfoltok szakították meg, így a

terület regenerálódott, potenciális élőhelyet jelentve az északi pocok és más kisemlős fajok számára.



1. kép: Balaton berek kaszálás után



2. kép: Legeltetés a Balaton berekben

Keleti berek

A Keleti berek a 76-os út déli oldalán, a Balaton berekkel szemben található. A területre a homogén, üde sásos vegetáció jellemző, amelyet kisebb-nagyobb nádfoltok vesznek körbe és tagolnak fel. Ezen a területen már 1999 óta folyik kisemlős monitorozás, így erről a területről rendelkezünk a legtöbb adattal. Ez a terület kiemelten fontos az északi pocok szempontjából, hiszen a Balaton berken kívül ez az egyetlen terület ahol a fajt az elmúlt 10 évben több éven keresztül detektáltuk. A Keleti berek (**3-4. kép**) a Balaton-felvidéki Nemzeti Park részeként Natura 2000 terület, több védett és fokozottan védett faj számára biztosít élőhelyet, többek között az északi pocok, az élőhelyvédelmi irányelv jelölőlistás faja számára.



3. kép: a Keleti berek nyáron



4. kép: a Keleti berek ősszel

Halász-rét

A Halász-rét (**5. kép**) a Keleti és a Balaton berektől keletebbre, Balatonszentgyörgy irányába található, részben a 76-os út és a nemzeti park szélén húzódó vasút mellett. A Halász-réten belül több, egymástól távolabb eső területen is történt monitorozás, mivel a területek a vízborítás tekintetében eltérőek. A láprétre jellemző a heterogén vegetáció borítás: az üde, homogén sásos foltok, a magasabb fekvésű területek *Solidago* borítottsága, a nagy kiterjedésű nád vegetáció együttesen komplex és változatos élőhelyet biztosít a fajok számára.



5. kép: a Halász-rét nyáron

Zimányi berek

A Zimányi berek a Halász-réthez hasonlóan a II. ütem területén található. A II. ütem rekonstrukció keretein belül 1992-ben elárasztották a Fenéki-tavat, amelynek alapvető célja a Zala vizének megszürése és a vizes élőhelyek rekonstrukciója volt (Kalocsai és Bognár 2021). A Zimányi berek növényzete igen heterogén, a sásos és nádas foltok mellett *Solidago* borítás, illetve füzes foltok is találhatóak a területen. Nagyobb csapadék mennyiség következtében a területen igen magas szintű a vízborítás (a mélyebb fekvésű területeken 60 cm is lehet), ezért itt a csapdázások ütemezését nagyban meghatározta a vízborítás mértéke. Az alacsony vízállás miatt azonban 2017 és 2019 között lehetőség volt a monitorozásra, így ezen évek adatait használtuk fel vizsgálataink során.

3.2 Csapdázási metodika

A kisemlősök monitorozásához az NBmR programban megírt protokollt követtük, amely szerint a fogás-jelölés-visszafogás (capture-mark-recapture = CMR) módszert alkalmazva elevenfogó dobozcsapdák segítségével detektáltuk az állatokat. A csapdákat transzekt vagy kiskvadrát elrendezésben helyeztük le. A transzekttek 18, a kiskvadrátok 36 csapdát tartalmaztak. Egy vizsgált területen belül több transzekt és/vagy kiskvadrát került kihelyezésre. Értékelésünkhöz ezúttal nem a fogás-visszafogás adatokat használtuk fel, hanem a csapdákban detektált fajok jelenlét-hiány adatait. A vizsgált fajok detektálási történetét kódoló bináris adatsort az összes mintavételi pont (transzekt, kvadrát) adatai alapján származtattuk az adott területre. A vizsgálatba bevont 4 terület összesített adatai alapján állítottuk össze a célfajok detektálás történeti mátrixát.

3.3 Vizsgált, monitorozott fajok

A Kis-Balaton magas sásos, nádas területén gazdag kisemlős fauna található. A kisemlős monitorozás elsődleges célfaja az északi pocok (*Alexandromys oeconomus*) volt, de a csapdázások során a teljes kisemlős közösség vonatkozásában vannak értékelhető adataink. Jelen dolgozatban a védett és fokozottan védett fajokat vizsgáltuk meg, amelyeknek listája a következő:

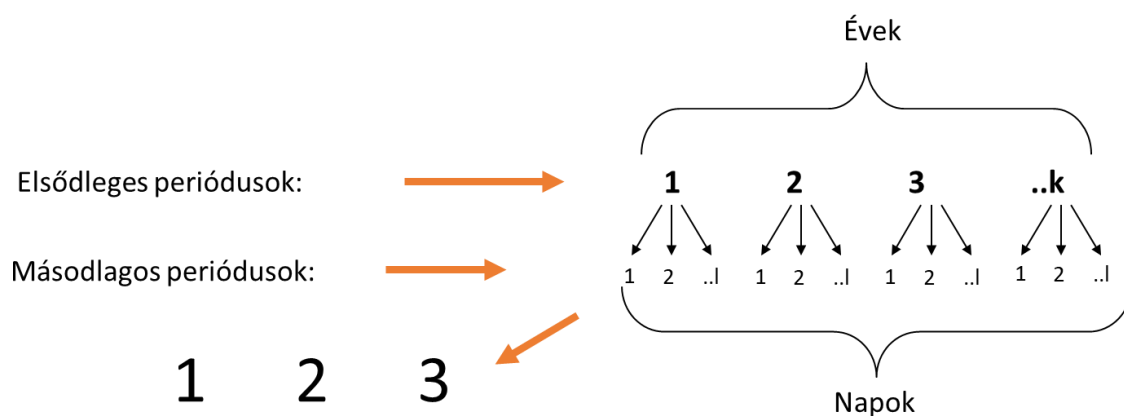
- erdei cickány (*Sorex araneus*)
- Miller-vízicikány (*Neomys anomalus*)
- közönséges vízicikány (*Neomys fodiens*)
- keleti cickány (*Crocidura suaveolens*)
- mezei cickány (*Crocidura leucodon*)
- északi pocok (*Alexandromys oeconomus*)
- csaltitjáró pocok (*Microtus agrestis*)
- törpeegér (*Micromys minutus*)

A vízicickányok, valamint a két *Crocidura* faj esetén összevontuk az adatokat, így a *Neomys* és a *Crocidura* nemzetség jelenlét-hiány adatait vettük figyelembe.

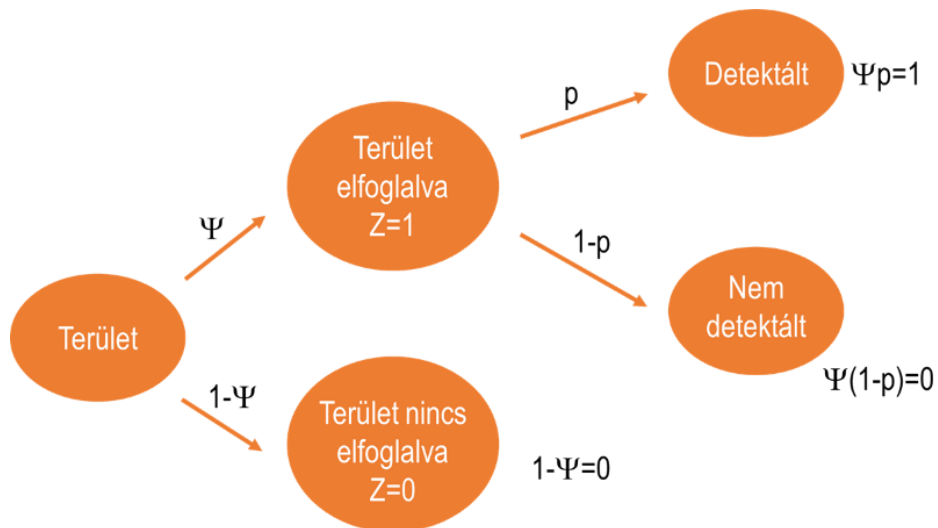
3.4 Az adatfeldolgozás módszerei

A jelenlét alapú modellezés a dinamikus (multi-season) site occupancy módszerrel történt. Ezt a 2000-es évek elején dolgozták ki (MacKenzie *et al.* 2002), amit azóta is finomítanak és fejlesztenek. Kidolgozásának fő szempontja az volt, hogy a nehezen detektálható és a nagy térskálán előforduló fajok monitorozása lehetséges legyen, és ezekből az adatokból számolásokat és becsléseket végezhesünk, figyelembe véve a nem tökéletes detektálást (imperfect detection). A területfoglalási vagy site occupancy módszer meg tudja becsülni két időpont között a foltok, területek elfoglalása/el nem foglalása alapján a kolonizáció (γ) és a kihalás valószínűségét (ϵ) is. A módszer jelenlét-hiány adatokkal dolgozik, ezért a fajonkénti detektálás történeti mátrix a dinamikus modell bemeneti adata. Ez a módszer azért is hasznos, mert az állatok indirekt detektálásából származó adatokkal is tud dolgozni. A dinamikus modell a robusztus design alapján épül fel: elsődleges és másodlagos minták együttes figyelembe vételével (**2. ábra**). Esetünkben az elsődleges mintavételi periódusok a hónapok (összesen 12), a másodlagos mintavételi periódusok pedig a napok (összesen 48) voltak.

A dinamikus modell képes becsülni egy kezdeti, iniciális területfoglalási valószínűséget (Ψ), majd a becsült adatokból, származtatott módon ki tudja számolni a detektálási valószínűséget (p) (**3. ábra**).



2. ábra: A területfoglalási vagy site occupancy modellezésben elemzett mintavételi periódusok szintjei



3. ábra: A területfoglalási modellekben becsült paraméterek

A területfoglalási modellezést R környezetben (v. 3.3.2., R CORE TEAM 2016) végeztük az unmarked programcsomag segítségével, ami kimondottan erre a site occupancy modellezésre alkalmas. A modellekben a független változókat a berekterületek növényzeti borításának jellemzői, a koegzisztens potenciális kompetitor fajok abundancia értékei, valamint a legközelebbi meteorológiai mérőponton, Sármelléken mért időjárás adatok jelentették. A vegetáció borítás jellemzéséhez QGIS programcsomagot használtunk, melynek segítségével mind a négy berek esetén lehatároltuk a vizsgált mintavételi pontokat lefedő, természetes és mesterséges barrierek által határolt területet. A kijelölt területen a műholdkép alapján különböző vegetációborítású foltokat különítettünk el és kiszámítottuk a különböző foltok, így a nádasok, a sásosok, a füves területek és a fás területek borításának %-os értékét. Emellett figyelembe vettük a különböző vegetációfoltok számát, valamint megmértük a terület távolságát a legközelebb található víztesttől. A modellekben ezeket a változókat tekintettük a jelenlét-hiány adatok alapján becsült, területfoglalási valószínűséget, mint függő változót meghatározó prediktor változónak. A koegzisztens fajok abundancia adatait a Kis-Balatonon végzett csapdázások fogásadataiból számítottuk. Az erdei cickány, a Neomys és a Crocidura fajok esetén a koegzisztens cickányfajok adatait vettük figyelembe. A csaltijáró pocok és az északi pocok esetén a csapdázás során detektált pocokfajok, a törpeegér esetén az egérfajok abundancia adatai kerültek a modellekbe a kihalási és kolonizációs valószínűséget magyarázó független változóként. Végül a Sármellék közelében, a Hévíz-Balaton repülőtérén található meteorológiai mérőállomás adatai közül a napi átlaghőmérséklet és a napi

csapadékmennyiség értékeit építettük a modellekbe a fajok detektálási valószínűségét meghatározó független változóként.

Minden vizsgált kisémlős faj, illetve nem esetén több modelleszaládban végeztük a modellépítést. Az első modelleszaládban hat modell szerepelt, elsősorban arra voltunk kíváncsiak, hogy a detektálási valószínűséget befolyásoló változók közül melyik hatása erősebb. A modellek felépítését, Akaike's Information Criterion (AIC) értékeit, a ΔAIC , a modellsúly és a kumulatív modellsúly értékeit modellszelekciós táblázatban foglaltuk össze. Minden modelleszaládból a legnagyobb súlyú modell eredményeit értékeltük Burnham és Anderson (2002) javaslata alapján, mely szerint a 2-nél kisebb ΔAIC értékű modellek nagy jelentőségűek, a 4 és 7 közé eső ΔAIC értékek kisebb jelentőségre utalnak, végül azon modellek, melyek ΔAIC értéke nagyobb mint 10, nem jelentősek. Az első modelleszaládból kiválasztott legnagyobb magyarázó erejű modellek detektálási valószínűséget befolyásoló magyarázó változóival minden faj, illetve fajcsoport esetén egy második modelleszaládot hoztunk létre. Ezekben a modellekben a területfoglalási valószínűséget meghatározó magyarázó változók, a terület borítását jellemző különböző változók kerültek. A modellek összehasonlításánál ugyanúgy jártunk el, mint az első modelleszalád esetében. A legnagyobb magyarázó erejű modellek szignifikáns jelentőségű magyarázó változóinak hatását vonaldiagramon szemléltettük, majd a modell által prediktált területfoglalási valószínűségeket külön ábrázoltuk az idő függvényében. A továbbiakban nem parametrikus vizsgálatot végeztünk a magyarázó változó hatásának további teszteléséhez. A független változó különböző értékeinél megbecsültük variációs koefficiens (CV%) értékét, ami a becslés standard hiba érték (SE) és a becslés paraméter értékének hányadosaként a becslés pontosságának mutatója. A 15%-nál kisebb CV értékű becslések értékeit felhasználva a független változó értékeit két csoportra osztottuk, a változó átlagértéke feletti és alatti tartományra, majd a modell segítségével mindkét tartományban megbecsültük a függő változó (pl. detektálási valószínűség) értékét a független változó különböző értékeinél. A függő változó két csoportja közti különbséget vizsgáló Mann-Whitney tesztet STATISTICA 8.0 (StatSoft Ltd., Bedford) programmal futtattuk le, melyek eredményeit grafikonon ábrázoltuk. Végül Spearman-féle rangkorrelációval vizsgáltuk, hogy van-e kapcsolat a kisémlős fajok és nemek 12 hónapra becslés területfoglalási valószínűsége között.

4. Eredmények

A modellezés eredményeit elsőként az erdei cickány vonatkozásában értékeltük. Az első modellcsaládban összehasonlított modellek közül a rangsorban két legerősebb modell a hőmérsékletet tartalmazta a detektálási valószínűsége ható független változóként. A rangsor harmadik modellje 11-et meghaladó ΔAIC értékkel már nem bizonyult jelentősnek (**1. táblázat**).

1. táblázat: Az első modellcsalád modellszelekciós táblázata az erdei cickány (*Sorex araneus*) vonatkozásában

MODELLEK	AIC	ΔAIC	AICw	w(cumltv)
$\Psi \sim \text{patchnumber}, \gamma \sim \text{abundtime}, \varepsilon \sim \text{abundtime}, p \sim \text{temp}$	117,42	0,00	0,877	0,880
$\Psi \sim \text{sedgeratio} + \text{reedratio} + \text{forestratio}, \gamma \sim \text{abundtime}, \varepsilon \sim \text{abundtime}, p \sim \text{temp}$	121,43	4,01	0,118	1,000
$\Psi \sim \text{patchnumber}, \gamma \sim \text{abundtime}, \varepsilon \sim \text{abundtime}, p \sim \text{trapnumbers}$	129,34	11,92	0,002	1,000
$\Psi \sim \text{patchnumber}, \gamma \sim \text{abundtime}, \varepsilon \sim \text{abundtime}, p \sim \text{rain}$	130,46	13,04	0,001	1,000
$\Psi \sim \text{sedgeratio} + \text{reedratio} + \text{forestratio}, \gamma \sim \text{abundtime}, \varepsilon \sim \text{abundtime}, p \sim \text{rain}$	132,46	15,04	0,000	1,000
$\Psi \sim \text{sedgeratio} + \text{reedratio} + \text{forestratio}, \gamma \sim \text{abundtime}, \varepsilon \sim \text{abundtime}, p \sim \text{trapnumbers}$	133,33	15,91	0,000	1,000

Ψ - területfoglalási valószínűség; γ - a kolonizáció valószínűsége; ε - a kihalás valószínűsége; p - detektálási valószínűség; patchnumber- a vegetációfoltok száma; sedgeratio - a sásfoltok aránya; reedratio - a nádfoltok aránya; forestratio - a fás foltok aránya; abundtime - a koegzisztens fajok abundanciája; rain - csapadékmennyiség; trapnumbers - csapdaszám; temp - hőmérséklet; AICw - modellsúly; w(cumltv) - kumulatív modellsúly

A második modellcsaládban ezért minden modellbe a hőmérséklet hatását építettük be a terület vegetációborítását és a koegzisztens fajok abundanciáját jellemző változók mellett (**2. táblázat**). A modellszelekció során megállapított ΔAIC értékek minden modellnek hasonlóan magas jelentőséget tulajdonítottak, melynek oka feltételezhetően az lehetett, hogy az időjárás kivételével egyik változó hatása sem volt szignifikáns, még a legerősebb modellben sem.

A modellszelekció által kiemelt legerősebb modell paraméterbecslése egyedül a hőmérséklet hatását találta szignifikánsnak (**4. ábra**), sem a sás borításának, sem a potenciális kompetitor cickányfajok abundanciájának nem volt statisztikai jelentőségű hatása (**3. táblázat**). Az időjárás hatását tekintve tehát ez a modell a napi átlagos hőmérséklet detektálási valószínűsége gyakorolt negatív hatását igazolta, csakúgy, mint a második modell ($B = -0,176, z = -3,43, P < 0.001$).

2. táblázat: A második modelles család modellszelekciós táblázata az erdei cickány (*Sorex araneus*) vonatkozásában

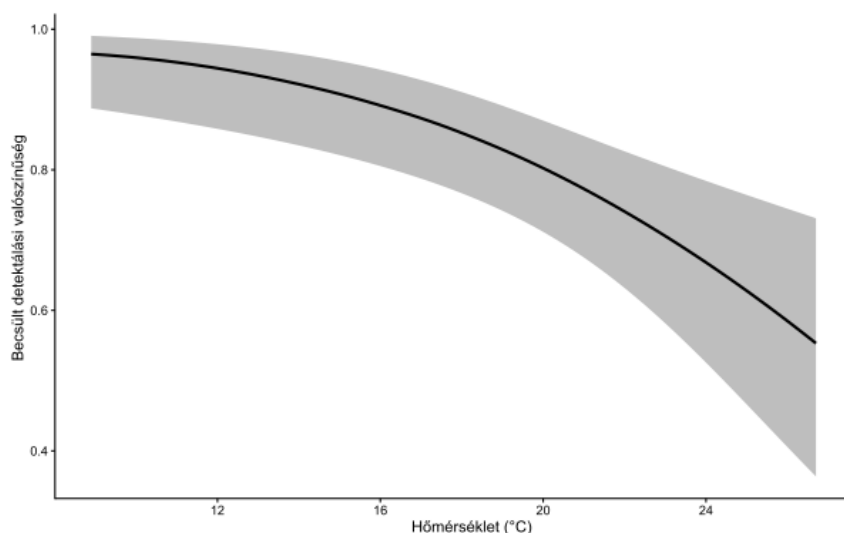
MODELLEK	AIC	Δ AIC	AICw	w(cumltv)
$\Psi \sim \text{sedgeratio}, \gamma \sim \text{abundtime}, \varepsilon \sim \text{abundtime}, p \sim \text{temp}$	117,42	0,000	0,17	0,17
$\Psi \sim \text{patchnumber}, \gamma \sim \text{abundtime}, \varepsilon \sim \text{abundtime}, p \sim \text{temp}$	117,42	0,000	0,17	0,33
$\Psi \sim \text{reedratio}, \gamma \sim \text{abundtime}, \varepsilon \sim \text{abundtime}, p \sim \text{temp}$	117,42	0,001	0,17	0,50
$\Psi \sim \text{grassratio}, \gamma \sim \text{abundtime}, \varepsilon \sim \text{abundtime}, p \sim \text{temp}$	117,43	0,011	0,17	0,67
$\Psi \sim \text{avgdistfromwater}, \gamma \sim \text{abundtime}, \varepsilon \sim \text{abundtime}, p \sim \text{temp}$	117,43	0,011	0,17	0,83
$\Psi \sim \text{forestratio}, \gamma \sim \text{abundtime}, \varepsilon \sim \text{abundtime}, p \sim \text{temp}$	117,43	0,013	0,17	1,00

Ψ - területfoglalási valószínűség; γ - a kolonizáció valószínűsége; ε - a kihalás valószínűsége; p - detektálási valószínűség; patchnumber- a vegetációfoltok száma; sedgeratio – a sásfoltok aránya; reedratio – a nádfoltok aránya; forestratio – a fás foltok aránya; grassratio – füves foltok aránya; avgdistfromwater – a legközelebbi víztesttől mért távolság; abundtime – a koegzisztens fajok abundanciája; temp – hőmérséklet; AICcw – modellsúly; w(cumltv) – kumulatív modellsúly

3. táblázat: A modellezés prediktor változói és hatásuk tesztje az erdei cickány (*Sorex araneus*) vonatkozásában a legerősebb modell alapján

AIC=117,42 $\Psi \sim \text{sedgeratio}, \gamma \sim \text{abundtime}, \varepsilon \sim \text{abundtime}, p \sim \text{temp}$			
Változók	B	z	P
$\Psi \sim \text{sedgeratio}$	1,119	0,041	n.s.
$\gamma \sim \text{abundtime}$	0,016	0,000	n.s.
$\varepsilon \sim \text{abundtime}$	-1,970	-0,043	n.s.
$p \sim \text{temp}$	-0,176	-3,420	P<0,01

Ψ - területfoglalási valószínűség; γ - a kolonizáció valószínűsége; ε - a kihalás valószínűsége; p – detektálási valószínűség; sedgeratio – a sásfoltok aránya; abundtime – a koegzisztens fajok abundanciája; temp – hőmérséklet



4. ábra: A hőmérséklet hatása az erdei cickány detektálási valószínűségére

A törpeegér területfoglalási modellezésében az első modelles család értékelése három modell esetén mutatott ki jelentőséget (Δ AIC < 7, 4. táblázat). Mivel az első és harmadik legerősebb modell a csapadyszámot, a második legerősebb pedig a csapadékot tartalmazza,

ezért a második modelleszaládban olyan modelleket hoztunk létre, amelyek vagy a csapdaszámot, vagy a csapadékot tartalmazták a detektálási valószínűségekre ható független változóként.

4. táblázat: Az első modelleszalád modellszelekciós táblázata a törpeegér (*Micromys minutus*) vonatkozásában

MODELLEK	AIC	Δ AIC	AICw	w(cumltv)
$\Psi \sim$ patchnumber, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ trapnumbers	107,97	0,00	0,750	0,75
$\Psi \sim$ patchnumber, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ rain	111,42	3,45	0,130	0,88
$\Psi \sim$ sedgeratio+reedratio+forestratio, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ trapnumbers	111,97	4,00	0,100	0,98
$\Psi \sim$ sedgeratio+reedratio+forestratio, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ rain	115,42	7,44	0,018	1,00
$\Psi \sim$ patchnumber, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ temp	123,89	15,91	0,000	1,00
$\Psi \sim$ sedgeratio+reedratio+forestratio, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ temp	127,88	19,91	0,000	1,00

Ψ - területfoglalási valószínűség; γ - a kolonizáció valószínűsége; ε - a kihalás valószínűsége; p - detektálási valószínűség; patchnumber- a vegetációfoltok száma; sedgeratio - a sásfoltok aránya; reedratio - a nádfoltok aránya; forestratio - a fás foltok aránya; abundtime - a koegzisztens fajok abundanciája; rain - csapadékmennyiség; trapnumbers - csapdaszám; temp - hőmérséklet; AICw - modellsúly; w(cumltv) - kumulatív modellsúly

A második modelleszaládnál, melybe ezek hatását építettük, a modellszelekció minden modell esetén nagy jelentőséget detektált (Δ AIC < 4, **5. táblázat**). A modellek hatástesztjét értékelve azt az eredményt tapasztaltuk, hogy minden modellben csak a detektálási valószínűség esetén igazoltuk a független változó hatását, ezért a csapadék, valamint a csapdaszám hatását tartalmazó modellek közül is csak a legjobb modell paraméterbecslésének részleteit mutatjuk be részletesebben.

5. táblázat: A második modelleszalád modellszelekciós táblázata a törpeegér (*Micromys minutus*) vonatkozásában

MODELLEK	AIC	Δ AIC	AICw	w(cumltv)
$\Psi \sim$ reedratio, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ trapnumbers	107,97	0,000	0,142	0,14
$\Psi \sim$ sedgeratio+reedratio+forestratio, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ temp	107,97	0,001	0,142	0,28
$\Psi \sim$ patchnumber, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ trapnumbers	107,97	0,003	0,142	0,43
$\Psi \sim$ grassratio, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ trapnumbers	107,98	0,010	0,141	0,57
$\Psi \sim$ forestratio, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ trapnumbers	107,98	0,011	0,141	0,71
$\Psi \sim$ reedratio, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ rain	107,98	0,012	0,141	0,85
$\Psi \sim$ sedgeratio, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ rain	111,42	3,446	0,025	0,87
$\Psi \sim$ patchnumber, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ rain	111,42	3,446	0,025	0,90
$\Psi \sim$ grassratio, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ rain	111,42	3,449	0,025	0,92
$\Psi \sim$ forestratio, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ rain	111,43	3,458	0,025	0,95
$\Psi \sim$ avgdistfromwater, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ rain	111,43	3,458	0,025	0,97
$\Psi \sim$ forestratio, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ rain	111,43	3,459	0,025	1,00

Ψ - területfoglalási valószínűség; γ - a kolonizáció valószínűsége; ε - a kihalás valószínűsége; p - detektálási valószínűség; patchnumber- a vegetációfoltok száma; sedgeratio - a sásfoltok aránya; reedratio - a nádfoltok aránya; forestratio - a fás foltok aránya; grassratio - füves foltok aránya; avgdistfromwater - a legközelebbi víztesttől mért távolság; abundtime - a koegzisztens fajok abundanciája; trapnumbers - csapdaszám; rain - csapadékmennyiség; temp - hőmérséklet; AICw - modellsúly; w(cumltv) - kumulatív modellsúly

A csapdaszámot, mint független változót tartalmazó legerősebb modell csak e változónál igazolt szignifikáns pozitív hatást (6. táblázat, 5. ábra). A csapadékmennyiséget, mint független változót tartalmazó legerősebb modell azt mutatta, hogy e változó szignifikánsan pozitívan befolyásolta a törpeegér detektálási valószínűségét (7. táblázat, 6. ábra), de a területfoglalás, a kihalás és a kolonizáció valószínűségére sem a nádas vagy sásos foltok aránya, sem a koegzisztens fajok abundanciája nem volt hatással a modellekben.

6. táblázat: A modellezés prediktor változói és hatásuk tesztje a törpeegér (*Micromys minutus*) vonatkozásában a csapdaszám változót tartalmazó legerősebb modell alapján

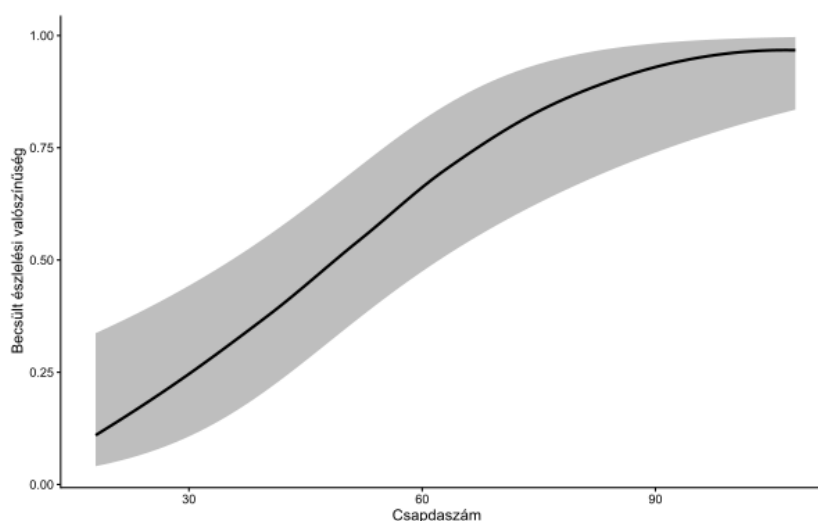
Változók	AIC=107,97 $\Psi \sim \text{reedratio}, \gamma \sim \text{abundtime}, \varepsilon \sim \text{abundtime}, p \sim \text{trapnumbers}$		
	B	z	P
$\Psi \sim \text{reedratio}$	-0,549	-0,034	n.s.
$\gamma \sim \text{abundtime}$	0,103	1,330	n.s.
$\varepsilon \sim \text{abundtime}$	-0,068	-0,867	n.s.
$p \sim \text{trapnumbers}$	0,062	3,730	P<0,001

Ψ - területfoglalási valószínűség; γ - a kolonizáció valószínűsége; ε - a kihalás valószínűsége; p – detektálási valószínűség; reedratio – a nádfoltok aránya; abundtime – a koegzisztens fajok abundanciája; trapnumbers – csapdaszám

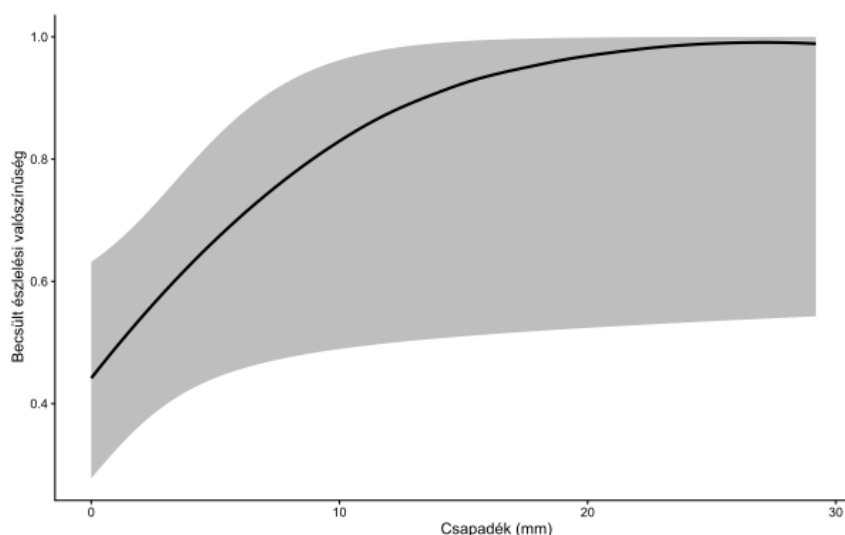
7. táblázat: A modellezés prediktor változói és hatásuk tesztje a törpeegér (*Micromys minutus*) vonatkozásában a csapadékmennyiség változót tartalmazó legerősebb modell alapján

Változók	AIC=107,98 $\Psi \sim \text{reedratio}, \gamma \sim \text{abundtime}, \varepsilon \sim \text{abundtime}, p \sim \text{rain}$		
	B	z	P
$\Psi \sim \text{reedratio}$	-0,440	-0,091	n.s.
$\gamma \sim \text{abundtime}$	0,117	1,680	n.s.
$\varepsilon \sim \text{abundtime}$	-0,010	-0,295	n.s.
$p \sim \text{rain}$	0,180	2,023	P<0,05

Ψ - területfoglalási valószínűség; γ - a kolonizáció valószínűsége; ε - a kihalás valószínűsége; p – detektálási valószínűség; reedratio – a nádfoltok aránya; abundtime – a koegzisztens fajok abundanciája; rain – csapadék



5. ábra: A csapdaszám hatása a törpeegér detektálási valószínűségére



6. ábra: A csapadékmennyiség hatása a törpeegér detektálási valószínűségére

A *Neomys* nembe tartozó Miller-vízicickány és a közönséges vízicickány területfoglalását együtt vizsgáltuk, tekintettel arra, hogy a fajokról külön kevés adattal rendelkezünk, így az eredmények a nemzetségekre vonatkoznak. Az első modelleszaládban ismét 6 modellt hoztunk létre (8. táblázat), amelyből a modellszelekció az első három modellnek tulajdonított nagyobb jelentőséget. A legerősebb modellben a csapadék szerepelt, mint a detektálási valószínűségre ható független változó. A második legerősebb modell a *Neomys* genus esetén is a hőmérsékletet tartalmazta, azonban itt az eredmény már nem volt szignifikáns ($B = 0,029$, $z = 0,638$, *n.s.*), ahogy a csapdászám hatását tartalmazó harmadik modell sem ($B = 0,003$, $z = 0,009$, *n.s.*). A többi modell súlya a modellszelekció szerint 7-et meghaladó ΔAIC értékkel elhanyagolható volt.

8. táblázat: Az első modelleszalád modellszelekciós táblázata a vízicickányok (*Neomys* fajok) vonatkozásában

MODELLEK	AIC	ΔAIC	AICw	w(cumltv)
$\Psi \sim \text{patchnumber} + \text{avgdistfromwater}$, $\gamma \sim \text{abundtime}$, $\varepsilon \sim \text{abundtime}$, $\sim \text{rain}$	166,76	0,00	0,751	0,75
$\Psi \sim \text{patchnumber} + \text{avgdistfromwater}$, $\gamma \sim \text{abundtime}$, $\varepsilon \sim \text{abundtime}$, $\sim \text{temp}$	170,40	3,64	0,122	0,87
$\Psi \sim \text{patchnumber} + \text{avgdistfromwater}$, $\gamma \sim \text{abundtime}$, $\varepsilon \sim \text{abundtime}$, $\sim \text{trapnumbers}$	170,71	3,96	0,104	0,98
$\Psi \sim \text{sedgeratio} + \text{reedratio} + \text{forestratio}$, $\gamma \sim \text{abundtime}$, $\varepsilon \sim \text{abundtime}$, $p \sim \text{trapnumbers}$	174,70	7,94	0,014	0,99
$\Psi \sim \text{sedgeratio} + \text{reedratio} + \text{forestratio}$, $\gamma \sim \text{abundtime}$, $\varepsilon \sim \text{abundtime}$, $p \sim \text{rain}$	175,70	8,95	0,009	1,00
$\Psi \sim \text{sedgeratio} + \text{reedratio} + \text{forestratio}$, $\gamma \sim \text{abundtime}$, $\varepsilon \sim \text{abundtime}$, $p \sim \text{temp}$	179,57	12,82	0,001	1,00

Ψ - területfoglalási valószínűség; γ - a kolonizáció valószínűsége; ε - a kihalás valószínűsége; p - detektálási valószínűség; patchnumber- a vegetációfoltok száma; sedgeratio - a sásfoltok aránya; reedratio - a nádfoltok aránya; forestratio - a fás foltok aránya; avgdistfromwater - a legközelebbi víztesttől mért távolság; abundtime - a koegzisztens fajok abundanciája; rain - csapadékmennyiség; trapnumbers - csapdászám; temp - hőmérséklet; AICw - modellsúly; w(cumltv) - kumulatív modellsúly

A második modelleszaládban olyan modelleket alkottunk, amelyek a csapadékot tartalmazták a detektálási valószínűségre ható változóként (9. táblázat, 7. ábra). A rangsorban első helyet elfoglaló modell igazolta a csapadékmennyiség szignifikáns negatív

hatását (**10. táblázat**). A vegetáció foltok száma és a füves területek aránya sem volt szignifikáns hatással a területfoglalási valószínűsége, valamint a koegzisztens fajok abundanciájának sem volt statisztikailag értékelhető hatása a kolonizációra és a kihalásra. A második modell szintén kiemelte a csapadék negatív hatását ($B = -0,057$, $z = -2,02$, $P < 0.05$), csakúgy, mint az első modell.

9. táblázat: A második modelles család modellszelekciós táblázata a vízcickányok (*Neomys* fajok) vonatkozásában

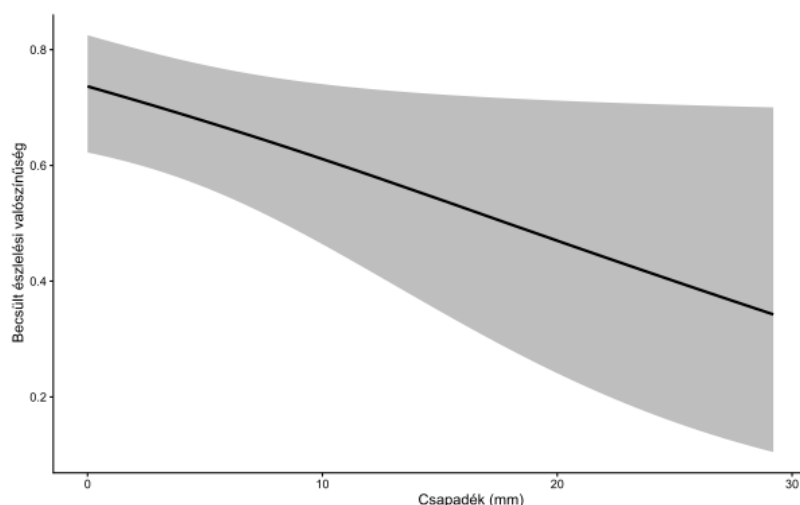
MODELLEK	AIC	ΔAIC	AICw	w(cumltv)
$\Psi \sim \text{patchnumber}$, $\gamma \sim \text{abundtime}$, $\varepsilon \sim \text{abundtime}$, $p \sim \text{rain}$	166,76	0,000	0,295	0,29
$\Psi \sim \text{grassratio}$, $\gamma \sim \text{abundtime}$, $\varepsilon \sim \text{abundtime}$, $p \sim \text{rain}$	166,76	0,004	0,294	0,59
$\Psi \sim \text{avgdistfromwater}$, $\gamma \sim \text{abundtime}$, $\varepsilon \sim \text{abundtime}$, $p \sim \text{rain}$	166,87	0,116	0,278	0,87
$\Psi \sim \text{forestratio}$, $\gamma \sim \text{abundtime}$, $\varepsilon \sim \text{abundtime}$, $p \sim \text{rain}$	169,28	2,523	0,083	0,95
$\Psi \sim \text{reedratio}$, $\gamma \sim \text{abundtime}$, $\varepsilon \sim \text{abundtime}$, $p \sim \text{rain}$	171,70	4,948	0,025	0,98
$\Psi \sim \text{sedgeratio}$, $\gamma \sim \text{abundtime}$, $\varepsilon \sim \text{abundtime}$, $p \sim \text{rain}$	171,70	4,948	0,025	1,00

Ψ - területfoglalási valószínűség; γ - a kolonizáció valószínűsége; ε - a kihalás valószínűsége; p - detektálási valószínűség; patchnumber- a vegetációfoltok száma; sedgeratio – a sásfoltok aránya; reedratio – a nádfoltok aránya; forestratio – a fás foltok aránya; grassratio – füves foltok aránya; avgdistfromwater – a legközelebbi víztesttől mért távolság; abundtime – a koegzisztens fajok abundanciája; rain – csapadékmennyiség; AICw – modellsúly; w(cumltv) – kumulatív modellsúly

10. táblázat: A modellezés prediktor változói és hatásuk tesztje a vízcickányok (*Neomys* fajok) vonatkozásában a legerősebb modell alapján

AIC=166,76	$\Psi \sim \text{patchnumber}$, $\gamma \sim \text{abundtime}$, $\varepsilon \sim \text{abundtime}$, $p \sim \text{rain}$		
Változók	B	z	P
$\Psi \sim \text{patchnumber}$	0,846	0,040	n.s.
$\gamma \sim \text{abundtime}$	-0,082	-0,436	n.s.
$\varepsilon \sim \text{abundtime}$	-0,102	-0,898	n.s.
$p \sim \text{rain}$	-0,057	-2,020	P<0,05

Ψ - területfoglalási valószínűség; γ - a kolonizáció valószínűsége; ε - a kihalás valószínűsége; p - detektálási valószínűség; patchnumber – a vegetációfoltok száma; abundtime – a koegzisztens fajok abundanciája; rain – csapadék



7. ábra: A csapadatszám hatása a *Neomys* fajok detektálási valószínűségére

A *Crocidura* nemben szintén összevontuk a fajokat a kevés adat miatt, így az eredmények a genusra vonatkoznak. Az első modelleszaládnál a legerősebb modell a vegetáció foltok arányát és a víztől való távolságot tartalmazza a területfoglalási valószínűségekre ható változóként (**11. táblázat**), míg a csapdaszámok kerültek a modellbe a detektálási valószínűséget befolyásoló változóként. Ebben az esetben már a legerősebb modell esetén sem mutattunk ki szignifikáns kapcsolatot (**12. táblázat**), ezért nem hoztuk létre a második modelleszaládot.

11. táblázat: Az első modelleszalád modelszelekciós táblázata a *Crocidura* cickányfajok vonatkozásában

MODELLEK	AIC	ΔAIC	AICw	w(cumltv)
$\Psi \sim \text{patchnumber} + \text{avgdistfromwater}, \gamma \sim \text{abundtime}, \varepsilon \sim \text{abundtime}, p \sim \text{trapnumbers}$	103,49	0,00	0,400	0,40
$\Psi \sim \text{patchnumber} + \text{avgdistfromwater}, \gamma \sim \text{abundtime}, \varepsilon \sim \text{abundtime}, p \sim \text{rain}$	104,29	0,80	0,268	0,67
$\Psi \sim \text{patchnumber} + \text{avgdistfromwater}, \gamma \sim \text{abundtime}, \varepsilon \sim \text{abundtime}, p \sim \text{temp}$	104,76	1,27	0,211	0,88
$\Psi \sim \text{sedgeratio} + \text{reedratio} + \text{forestratio}, \gamma \sim \text{abundtime}, \varepsilon \sim \text{abundtime}, p \sim \text{trapnumbers}$	107,44	3,96	0,055	0,93
$\Psi \sim \text{sedgeratio} + \text{reedratio} + \text{forestratio}, \gamma \sim \text{abundtime}, \varepsilon \sim \text{abundtime}, p \sim \text{rain}$	108,24	4,76	0,037	0,97
$\Psi \sim \text{sedgeratio} + \text{reedratio} + \text{forestratio}, \gamma \sim \text{abundtime}, \varepsilon \sim \text{abundtime}, p \sim \text{temp}$	108,72	5,23	0,029	1,00

Ψ - területfoglalási valószínűség; γ - a kolonizáció valószínűsége; ε - a kihalás valószínűsége; p - detektálási valószínűség; patchnumber- a vegetációfoltok száma; sedgeratio - a sásfoltok aránya; reedratio - a nádfoltok aránya; forestratio - a fás foltok aránya; avgdistfromwater - a legközelebbi víztesttől mért távolság; abundtime - a koegzisztens fajok abundanciája; rain

12. táblázat: A modellezés prediktor változói és hatásuk tesztje a vízicickányok (*Crocidura* fajok) vonatkozásában a legerősebb modell alapján

AIC=103,49 $\Psi \sim \text{patchnumber} + \text{avgdistfromwater}, \gamma \sim \text{abundtime}, \varepsilon \sim \text{abundtime}, p \sim \text{trapnumbers}$			
Változók	B	z	P
$\Psi \sim \text{patchnumber} + \text{avgdistfromwater}$	0,403	0,452	n.s.
$\gamma \sim \text{abundtime}$	0,0292	0,434	n.s.
$\varepsilon \sim \text{abundtime}$	0,118	1,071	n.s.
$p \sim \text{trapnumbers}$	-0,0143	-1,17	n.s.

Ψ - területfoglalási valószínűség; γ - a kolonizáció valószínűsége; ε - a kihalás valószínűsége; p - detektálási valószínűség; patchnumber - a vegetációfoltok száma; avgdistfromwater - a legközelebbi víztesttől mért távolság; abundtime - a koegzisztens fajok abundanciája; trapnumbers - csapdaszám

Az északi pocok és a csalitjáró pocok esetében is hasonló eredményeket kaptunk, mint a *Crocidura* nemzetségnél. Mindkettő pocok esetében az első modelleszaládban 6 modellt készítettünk, amelyekből az északi pocok modelljei közül mindegyik ΔAIC értéke 10 alatt volt, míg a csalitjáró pocok modelljei közül az utolsó 2 modell ΔAIC értéke 10 feletti volt. A rangsorban első helyen szereplő modellek sem a csalitjáró pocok (**13. táblázat**), sem az északi pocok (**14. táblázat**) esetében nem mutattak szignifikáns eredményt, így itt sem készítettünk

második modelleszalád. Az északi pocokra vonatkozó legerősebb modell a vegetáció foltok számát, az abundanciát és a csapdászámokat tartalmazta prediktor változóként. A csalitjáró pocokra vonatkozó legjobb modell csak a detektálási valószínűségre ható változó esetében különbözött, itt ugyanis a csapdászám helyett a hőmérséklet szerepelt.

13. táblázat: Az első modelleszalád modelleszelekciós táblázata a csalitjáró pocok (*Microtus agrestis*) vonatkozásában

MODELLEK	AIC	Δ AIC	AICw	w(cumltv)
$\Psi \sim$ patchnumber, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ temp	145,62	0,00	0,468	0,47
$\Psi \sim$ patchnumber, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ rain	145,90	0,28	0,408	0,88
$\Psi \sim$ sedgeratio+reedratio+forestratio, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ temp	149,59	3,96	0,065	0,94
$\Psi \sim$ sedgeratio+reedratio+forestratio, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ rain	149,86	4,24	0,056	1,00
$\Psi \sim$ patchnumber, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ trapnumbers	155,64	10,02	0,003	1,00
$\Psi \sim$ sedgeratio+reedratio+forestratio, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ trapnumbers	159,61	13,99	0,000	1,00

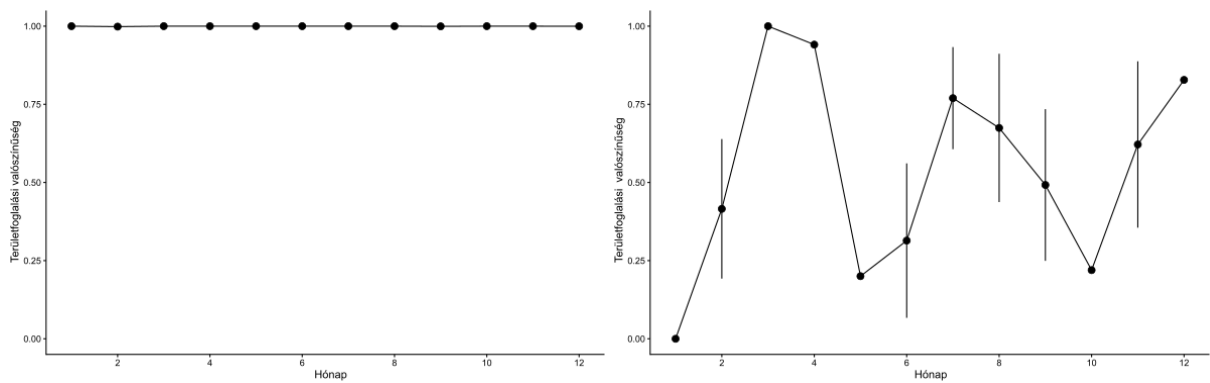
Ψ - területfoglalási valószínűség; γ - a kolonizáció valószínűsége; ε - a kihalás valószínűsége; p - detektálási valószínűség; patchnumber- a vegetációfoltok száma; sedgeratio - a sásfoltok aránya; reedratio - a nádoltok aránya; forestratio - a fás foltok aránya; abundtime - a koegzisztens fajok abundanciája; rain - csapadékmennyiség; trapnumbers - csapdászám; temp - hőmérséklet; AICw - modellsúly; w(cumltv) - kumulatív modellsúly

14. táblázat: Az első modelleszalád modelleszelekciós táblázata az északi pocok (*Alexandromys oeconomus*) vonatkozásában

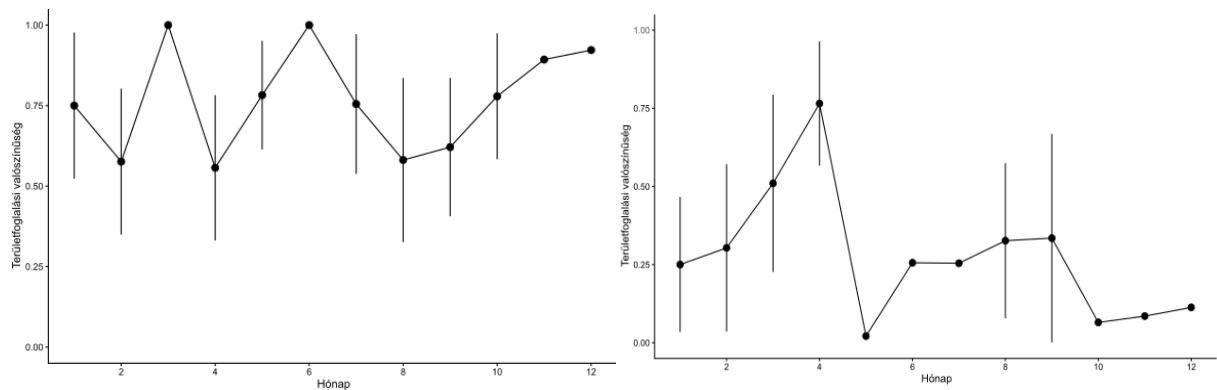
MODELLEK	AIC	Δ AIC	AICw	w(cumltv)
$\Psi \sim$ patchnumber, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ trapnumbers	77,04	0,00	0,587	0,59
$\Psi \sim$ patchnumber, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ rain	79,06	2,01	0,215	0,80
$\Psi \sim$ sedgeratio+reedratio+forestratio, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ trapnumbers	81,04	4,00	0,080	0,88
$\Psi \sim$ patchnumber, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ temp	81,06	4,02	0,079	0,96
$\Psi \sim$ sedgeratio+reedratio+forestratio, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ rain	83,05	6,01	0,029	0,99
$\Psi \sim$ sedgeratio+reedratio+forestratio, $\gamma \sim$ abundtime, $\varepsilon \sim$ abundtime, $p \sim$ temp	85,06	8,02	0,011	1,00

Ψ - területfoglalási valószínűség; γ - a kolonizáció valószínűsége; ε - a kihalás valószínűsége; p - detektálási valószínűség; patchnumber- a vegetációfoltok száma; sedgeratio - a sásfoltok aránya; reedratio - a nádoltok aránya; forestratio - a fás foltok aránya; abundtime - a koegzisztens fajok abundanciája; rain - csapadékmennyiség; trapnumbers - csapdászám; temp - hőmérséklet; AICw - modellsúly; w(cumltv) - kumulatív modellsúly

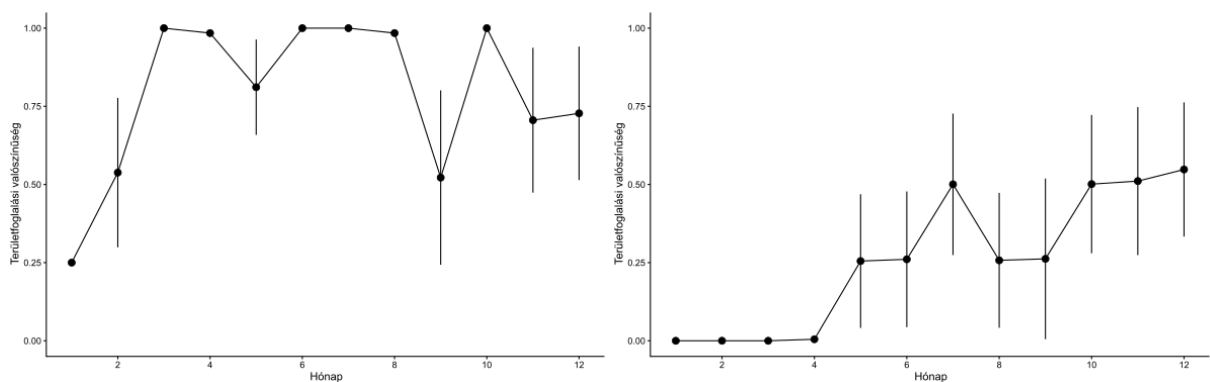
A fajok területfoglalási valószínűségét az idő függvényében ábrázolva változatos eredményeket kaptunk **(8-10. ábra)**. Míg a gyakori fajnak számító erdei cickány területfoglalási valószínűsége gyakorlatilag minden vizsgált hónapban elérte az egyet **(8. ábra)**, addig a többi faj területfoglalási valószínűsége szinte mindig 1 alatt maradt **(9-10 ábra)**.



8. ábra: Az erdei cickány (bal oldal) és a törpeegér (jobb oldal) területfoglalási valószínűsége az idő függvényében. Az első négy hónap a 2017-es, a második négy hónap a 2018-as, az utolsó négy hónap a 2019-es mintavételi évet reprezentálja.



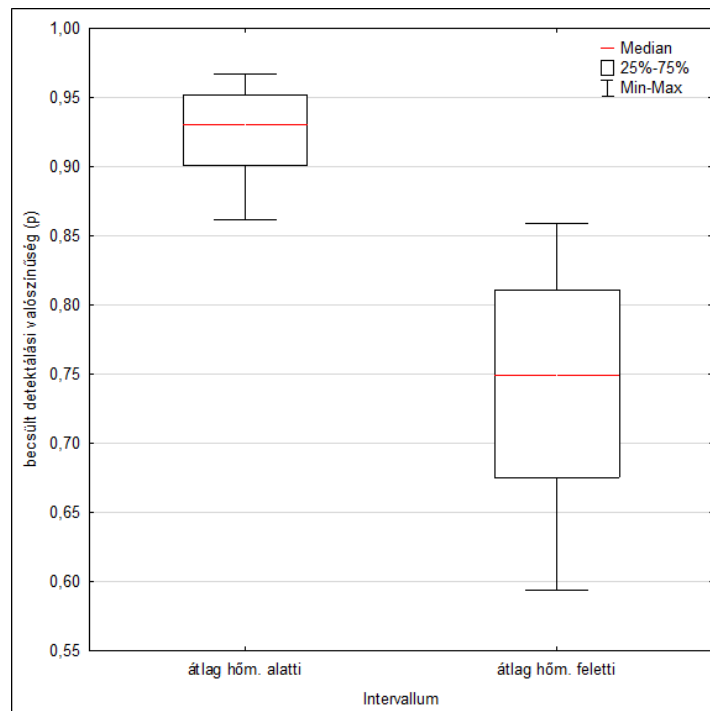
9. ábra: A *Neomys* (bal oldal) és a *Crocidura* fajok (jobb oldal) területfoglalási valószínűsége az idő függvényében. Az első négy hónap a 2017-es, a második négy hónap a 2018-as, az utolsó négy hónap a 2019-es mintavételi évet reprezentálja.



10. ábra: A csaltjáró pocok (bal oldal) és az északi pocok (jobb oldal) területfoglalási valószínűsége az idő függvényében. Az első négy hónap a 2017-es, a második négy hónap a 2018-as, az utolsó négy hónap a 2019-es mintavételi évet reprezentálja.

A továbbiakban Mann-Whitney teszt segítségével teszteltük a különbséget a változók átlagérték feletti és alatti tartományában becsült detektálási valószínűségek között. Az erdei

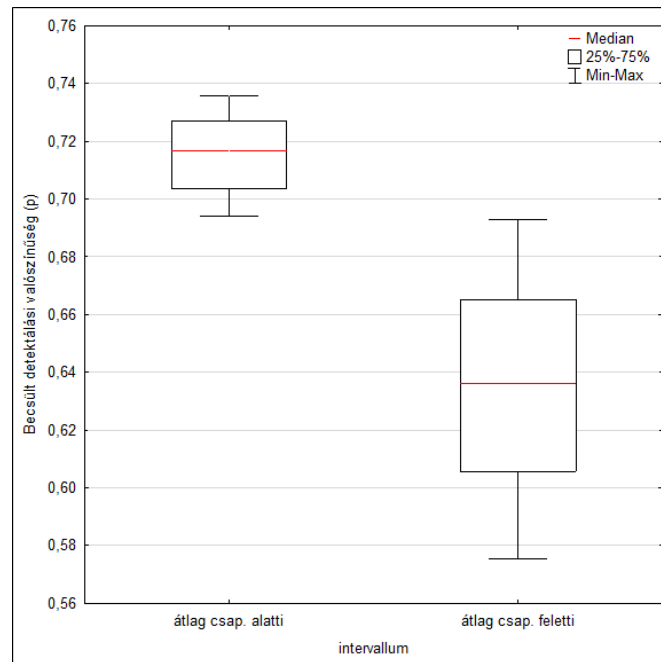
cickány esetében a Mann-Whitney teszt szignifikáns különbséget mutatott az átlag hőmérséklet alatti és feletti tartományban becsült detektálási valószínűségeken ($z = 11,249$, $P < 0,001$). A grafikonon is jól látszik, hogy a fajt nagyobb valószínűséggel detektálhatjuk, amikor a hőmérséklet az átlag alatt van (**11. ábra**).



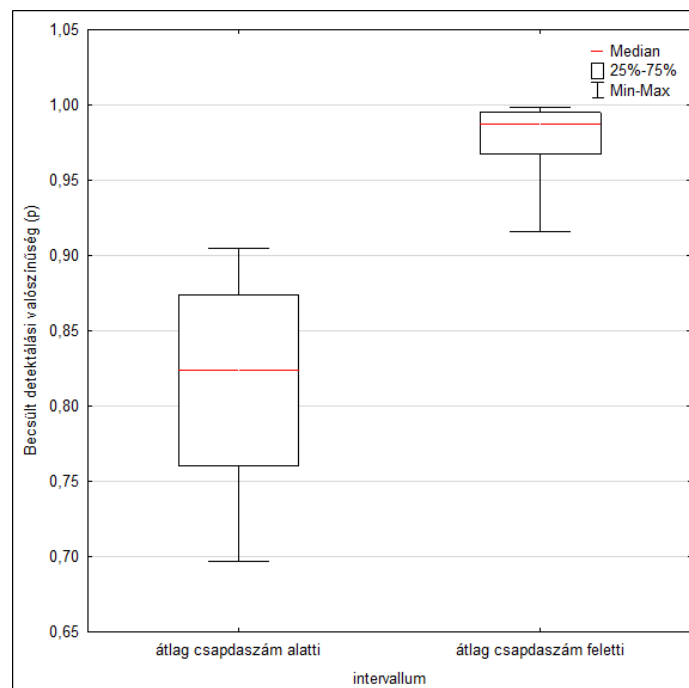
11. ábra: A Mann-Whitney teszt eredménye az erdei cickány detektálási valószínűségét befolyásoló hőmérséklet hatásának vizsgálatában

A törpeegér esetében a felső tartományban becsült variációs koefficiens értékek magasak voltak. Mivel ezeket nem használtuk fel Mann-Whitney tesztben, a két tartomány közti különbség értékeléséhez nem volt elegendő adat.

A Neomys nem esetében a csapadékmennyiség detektálási valószínűsége gyakorolt hatását elemeztük. A Mann-Whitney teszt itt is szignifikáns különbséget igazolt az átlag csapadékmennyiség alatti és feletti becsült érték között ($z = 8,832$, $P < 0,001$). A faj becsült detektálási valószínűsége nagyobb, amikor a csapadék mennyisége átlag alatti (**12. ábra**).



12. ábra: A Mann-Whitney teszt eredménye a *Neomys* nem detektálási valószínűségét befolyásoló csapadékmennyiség hatásának vizsgálatában

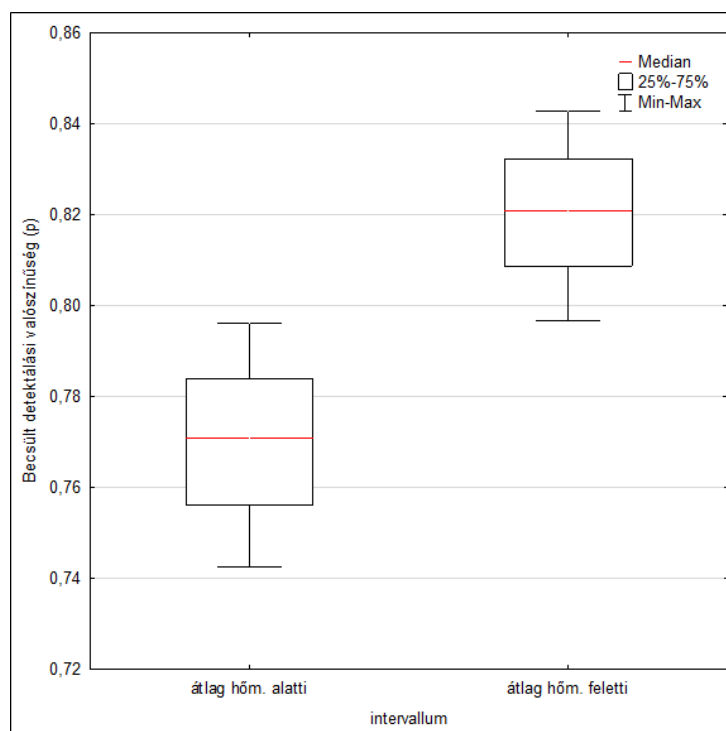


13. ábra: A Mann-Whitney teszt eredménye az északi pocok detektálási valószínűségét befolyásoló csapdászám hatásának vizsgálatában

Az északi pocok esetében azt vizsgáltuk, hogy mennyire befolyásolja a csapdaráfordítás a detektálási valószínűséget. A teszt kimutatta, hogy az átlagos csapdászám alatti és feletti tartományban becsült detektálási valószínűség szignifikánsan különbözik ($z = -$

7,048, $P < 0,001$). Tehát minél több csapdát helyezünk ki, annál nagyobb a valószínűsége, hogy a fajt detektáljuk (**13. ábra**).

A csalitjáró pocok esetében a teszt szintén szignifikáns különbséget mutatott az átlagos hőmérséklet alatti és feletti tartományban becsült detektálási valószínűség között ($z = -11,483$, $P < 0,001$). A becsült detektálási valószínűség tehát nagyobb az átlag hőmérséklet feletti tartományban (**14. ábra**).



14. ábra: A Mann-Whitney teszt eredménye a csalitjáró pocok detektálási valószínűségét befolyásoló hőmérséklet hatásának vizsgálatában

5. Diskusszió

Az állatok élőhely-használatának vizsgálatában a jelenlét-hiány adatok széles körben használhatók, mivel számos faj nehezen detektálható kis populációmérete, nehéz csapdázhatósága vagy a korlátozott csapdázási erőforrások miatt (Gu & Swihart 2004). Ennek konzervációbiológiai szempontból is nagy jelentősége lehet, hiszen a természetvédelmi fókuszú ökológiai vizsgálatok elsősorban ritka fajokkal foglalkoznak.

Mortelliti *et al.* (2010) felhívta a figyelmet, hogy az európai kisemlősök jelentős része nehezen detektálható. Ebben az esetben az élőhelyvizsgálatok eredményeinek helyes értelmezéséhez előnyös lehet figyelembe venni, hogy a detektálási valószínűség kisebb, mint 1 (Gu & Swihart 2004). A vizsgálatunkba bevont fajok nagyrészt ritka, élőhely specialista kisemlősök, melyek detektálási valószínűsége alacsony, így a területfoglalási és detektálási valószínűséget befolyásoló környezeti változók azonosítása fontos információval szolgálhat a természetvédelmi intézkedések és a Kis-Balatonon folyó monitorozás eredményességének növeléséhez.

Számos kisemlősökre fókuszáló kutatás látott napvilágot, melyek a területfoglalási valószínűség modellezésével azonosították az élőhelyek azon jellemzőit, melyek befolyásolják a fajok előfordulását. Ezek részben a kisemlősök területhasználatára vonatkozó alapismeretek bővítését szolgálták (Mori *et al.* 2020), mások zavarások vagy élőhelykezelések hatását vizsgálták (Moore & Swihart 2005, Tobin *et al.* 2014, Noe *et al.* 2022). A mikrohabitatot (pl. növényzeti változókat, durva fatörmelék mennyiségét) leíró (Urban & Swihart 2011, Kalies *et al.* 2012, Kellner & Swihart 2014), csakúgy, mint a nagyobb léptékben (Pereoglou *et al.* 2016, Perkins-Taylor & Frey 2018), akár tájszinten (Moore & Swihart 2005) értelmezhető változókat vizsgáló tanulmányok konkrét élőhelykezelési javaslatokat fogalmaztak meg, illetve kiemelték, hogy eredményeik fényében előrejelezhető a különböző élőhelykezelések vagy zavarások hatása. Foster és munkatársai (2021, 2022) az területfoglalási modellekkel olyan környezeti sajátságokat azonosítottak, amelyek barrierek kialakításával akadályozták az invazív kisemlős fajok terjedését. Mindez rámutat a területfoglalási modellek sokoldalú alkalmazhatóságára (Bailey *et al.* 2014).

Több tanulmány foglalkozott wetland területekre jellemző kisemlősök területfoglalási valószínűségének becslésével. Tobin és munkatársai (2014) egy észak-amerikai partmenti mocsárvidéken vizsgálták, hogy az eltérő növényközösségekben, hogyan változott az élőhely specialista mocsári rizspatkány (*Oryzomys palustris*) területfoglalási valószínűsége. Pozitív

kapcsolatot mutattak ki egy őshonos növényfajjal, amely egyrészt fontos forrást jelent a faj számára, másrészt az élőhely állapotának indikátora lehet. Eredményeik összegzéseként kiemelték, hogy az élőhely leggyakoribb kisemlős fajának előfordulását a flóra fajkompozíciójának az élőhely-átalakítás hatására jelentkező kisebb eltérései is befolyásolják. Horváth és Herczeg (2013) a Kis-Balatonon (a Balaton berekben és a Keleti berekben, jelen dolgozat mintavételi helyszínén) gyűjtött 12 éves adatsor alapján az élőhely specialista északi pocok területfoglalását modellezték azt vizsgálva, hogy a faj milyen választ ad a monitorozott élőhelyeket érintő emberi és természetes zavarásokra (pl. égetés, kaszálás, magas vízállás, szárazság). A detektálási és területfoglalási valószínűség becslése azt mutatta, hogy a nagy területet érintő kaszálás a menekülő területek meghagyása nélkül a faj eltűnéséhez vezetett, de az égetés és természetes szárazság kumulatív hatása ugyancsak erős negatív hatásként jelentkezett. Az elevenfogó csapdázás során gyűjtött visszafogás adatok kiegészítették a jelenlét-hiány adatokat, így sikerült alátámasztani, hogy a zavarások az állatok nagyobb távú mozgását idézték elő. Ezzel szemben Noe és munkatársai (2022), akik az őzegér (*Peromyscus maniculatus*) területfoglalását modellezték nem kezelt és élőhely restauráción átesett wetland területeken, nem találtak különbséget a kétféle területen jellemző területfoglalási valószínűség között.

A törpeegér a szakirodalom szerint jellemzően a magasabb sásos, nádas vegetációhoz köthető faj (Haberl & Kryštufek 2003, Hata *et al.* 2010), fészket leginkább nádoltokban építi (Surmacki *et al.* 2005, Kuroe *et al.* 2007). Ismert, hogy a *Neomys* fajok erősen kötődnek a víztestekhez (Hutterer 1985, Keckel *et al.* 2014). A két vizsgált *Microtus* faj, a csaltíjáró pocok és az északi pocok élőhelypreferenciái is jól ismertek (Tast 1966, Horváth & Gubányi 2006, Gubányi 2007). Mindketten kedvelik a zsombéksásosok és magassásrétek által dominált területeket, illetve ezek nádasokkal alkotott mozaikos élőhelyeit, bár a csaltíjáró pocok többféle élőhelyet használ (Hansson 1977, Mathias *et al.* 2017). Munkánk során a vizsgálatunkba bevont környezeti változók területfoglalási valószínűségre gyakorolt hatását egy faj esetében sem tudtuk bizonyítani, annak ellenére, hogy nemcsak a növényzet borítását, hanem a terület foltosságát és a legközelebbi víztesttől való távolságot is bevontuk a modellezésbe. Mivel a területfoglalási valószínűség becslése a Kis-Balatonon az északi pocok esetén korábban alkalmasnak bizonyult az élőhely-változás hatásának értékelésére (Horváth & Herczeg 2013), feltételezhető, hogy hosszabb adatsor vizsgálata lehetővé tenné a vizsgált fajok területhasználatának részletesebb megismerését. Churchfield és Rychlik (2006), valamint Keckel és munkatársai (2014) egyértelműen kimutatták, hogy mikrohabitat szintű változók segítették a cickányfajok (*Neomys*, *Sorex araneus*) koegzisztenciáját. Kuroe és

munkatársai (2017) is egyértelmű kapcsolatot találtak a törpeegér fészeképítéskor jellemző élőhely-preferenciája és több mikrohabitat változó között. Ezért további munkánk során érdemes lehet kisebb léptékben is felmérni a növényzeti változókat és mikroklíma paramétereket.

A területfoglalási valószínűségek időbeli változását vizsgálva azt tapasztaltuk, hogy a gyakori fajnak számító erdei cickány területfoglalási valószínűsége gyakorlatilag minden vizsgált hónapban elérte az egyet, addig a többi faj területfoglalási valószínűsége szinte mindig 1 alatt maradt és sokszor nagymértékben változott. A törpeegér területfoglalási valószínűsége a 2017-es időszakban volt a legnagyobb. Ezt az évet megelőzően a területen extrém magas vízállás volt, ami feltételezhetően kedvezett a faj magas abundanciájának, mivel korábban kimutatták, hogy a magas vízállás más fajok kiszorításával csökkenti az interspecifikus kompetíciót, amennyiben a törpeegér a magasabb növényzeten túlél (Balčiauskas & Balčiauskienė 2022). Érdekes eredmény figyelhető meg a csalitjáró és az északi pocok területfoglalási valószínűségének értékelésében. Míg az előbbi faj területfoglalási valószínűsége kezdetben alacsony volt és hamar megemelkedett, addig az északi pocok területfoglalási valószínűsége csak lassan növekedett, ami megfelel annak a megfigyelésnek, hogy a tágabb tűrőképességű csalitjáró pocok zavarás után hamarabb kolonizálja az élőhelyeket, majd az érzékenyebb északi pocok csak később kolonizál és a populáció is csak később kezd növekedni (Henttonen *et al.* 1977, Horváth & Gubányi 2006).

A kisemlősök detektálási valószínűségének vizsgálatában Kalies *et al.* (2012) a hőmérséklet, csapadékmennyiség és a csapdázás idejének (év, hét) hatását elemezte, de nem talált összefüggést a csapadék és a hőmérséklet esetén sem. Urban és Swihart (2011) tanulmánya azonban megerősítette a hőmérséklet hatását. Korábban Getz (1961) is rámutatott, hogy a hőmérséklet befolyásolja az állatok aktivitását és így a csapdázhatóságot, mivel a nagyon meleg napokon (amikor a hőmérséklet meghaladta a 20 °C-ot) az állatok inkább éjszaka vagy a szürkületben mozogtak. Sidorowicz (1960) szintén a fogásszám csökkenését tapasztalta azokon a nyári napokon, amikor a maximum hőmérséklet meghaladta 24-27 °C-ot. Egy ennél is korábbi, több genusba tartozó fajt vizsgáló tanulmány (Brown 1956) kiemelte, hogy esős időben az állatok hajlamosak járataikban megbújni, ám amennyiben az eső olyan időben eredt el, amikor az állatok a felszínen voltak, sokszor a felmérésekhez kihelyezett csapdáknak kerestek menedéket. Azok az egyedek, melyek járataikban megvárták, amíg eláll az eső, később bújtak elő, ami időben elcsúsztatva emelte a fogásszámot. A csapadék és a fogásszámok között tehát összetett kapcsolat van, mely függ a csapdázás időpontjától vagy attól, hogy a csapadék folyamatosan vagy szaggatott periódusokban esik. Brown (1956)

eredményei szerint az állatok aktivitását a hőmérséklet kevésbé befolyásolta, mint a csapadék, de extrém meleg napokon az állatokat dehidratáció és túlmelegedés veszélyeztette. A szerző kiemelte továbbá, hogy kifejezetten a cickányoknál az időjárási paraméterek az elérhető táplálék mennyiségén keresztül befolyásolják az állatok aktivitását. A Białowieża Nemzeti Park területén élő kisemlősök aktivitását kutatva Borowski és Dehnel (1952) pozitív összefüggést talált a csapadék mennyisége és a fogásszám között. A csapadékhullás hosszától és mennyiségétől függően a befogott egyedek száma akár tízszeresére is emelkedhetett. Ivanter és Makarov (2002) szintén leírták az erdei cickány mobilitása és a csapadék mennyisége közötti szembetűnő összefüggést: nyáron a befogott állatok száma minden csapadék után megnőtt, száraz időben csökkent. A szerzők pozitív kapcsolatot találtak a páratartalom és a fogásszám között. Getz (1961) emellett kiemelte a talaj nedvességtartamának hatását is, mivel melegebb időben a szárazabb talaj kedvezőtlené tette a területet a cickányok számára. A rövidfarkú cickány (*Blarina brevicauda*) élőhely asszociációinak vizsgálata kimutatta, hogy a talajfelszíni avar fontos szerepet játszik az állat kiszáradástól való védelmében (Pruitt 1953, 1959). Az északi pocok napi aktivitásának vizsgálatában Halle (1995) az északi pocok aktivitását vizsgálva megfigyelte, hogy az állatok inkább napkelte és napnyugta környékén aktívak, és arra a következtetésre jutott, hogy ezt a viselkedésmintázatot a fény, a hőmérséklet és a páratartalom alakíthatják. Erkinaro (1961) a csaltitjáró pocok aktivitását elemezte, és eredményei szerint az állatok a melegebb nyári hónapokban délután voltak a legkevésbé aktívak, míg a hűvös téli időszakban ezzel ellentétesen éppen délutánra időzítették aktivitásuk maximumát.

A fent idézett szakirodalom fényében nem meglepő tehát, hogy jelen munkánkban a gyakorinak mondható erdei cickány detektálási valószínűsége és a hőmérséklet emelkedése között szignifikáns negatív kapcsolatot tártunk fel. A várttal ellentétben azonban sem a csaltitjáró pocok, sem az északi pocok esetén nem találtunk kapcsolatot a detektálási valószínűséggel sem a csapadék mennyisége, sem a hőmérséklet, sem a mintavételhez alkalmazott csapdázási ráfordítás (csapdaszám) között. Ezzel szemben igazoltuk a csapdaszám és a csapadékmennyiség pozitív hatását a törpeegér, valamint a csapadékmennyiség negatív hatását a *Neomys* fajok detektálási valószínűségére. A Mann-Whitney tesztek részben alátámasztották ezeket az eredményeket. Az erdei cickány esetében megerősítették a hőmérséklet negatív hatását, a *Neomys* fajok esetében a csapadék negatív hatását, míg a törpeegér esetén a tesztek nem mutattak különbséget. Míg a modellek a két pocokfajnál nem találtak kapcsolatot a független változók és a detektálási valószínűség

között, addig a pontos becsléseket használva a Mann-Whitney tesztek az északi pocok esetén bizonyította a csapdaszám pozitív, a csalitjáró pocok esetén a hőmérséklet negatív hatását.

Az állatok, kiemelten a veszélyeztetett fajok területhasználatának, az élőhelyek jellemzőinek, az állatok és a különböző környezeti változók kapcsolatainak megértése alapvető fontosságú a biodiverzitás megőrzése szempontjából, ezek az eredmények ugyanis értékes információt nyújtanak a jövőbeni monitorozási tevékenységekhez és a közösségek megőrzéséhez (Gu & Swihart 2004, Mori *et al.* 2020), valamint az élőhelyek helyreállításához (Kalies *et al.* 2012, Tobin *et al.* 2014). Eredményeink fényében az NBmR keretében végzett további természetvédelmi célú monitorozás során érdemes lehet kisebb léptékben felmért mikroklíma és mikroélőhely változókat is beépíteni a területfoglalási modellezésbe az állatfaj-élőhely kapcsolatok részletesebb feltárásához. Mivel a vizsgált védett fajok detektálási valószínűsége sok esetben alacsonynak bizonyult, a kisemlős közösség monitorozásában a kisebb területre fókuszáló, főként az északi pocok abundancia becslést szolgáló nagy csapdázási ráfordítású, fogás-jelölés-visszafogás módszert alkalmazó mintavételt érdemes lehet kiegészíteni több lokalitást érintő, kisebb ráfordítást igénylő jelenlét-hiány alapú mintavételezéssel.

Köszönetnyilvánítás

A kisemlős monitorozást a Balaton-felvidéki Nemzeti Park támogatta. Köszönet illeti Dr. Horváth Győző egyetemi docens és Kelemen Krisztina PhD hallgató témavezetőket, akik szakmai tanácsaikkal segítették munkámat és a prezentáció létrejöttét, illetve Horváth Adrienn a térinformatikai számításokban és ábrázolásában nyújtott segítségével. Köszönet minden hallgatónak, akik a mintavételben segédkeztek.

Irodalomjegyzék

- Árva, D., Tóth, M., Mozsár, A., & Specziár, A. (2017). The roles of environment, site position, and seasonality in taxonomic and functional organization of chironomid assemblages in a heterogeneous wetland, Kis-Balaton (Hungary). *Hydrobiologia*, 787(1), 353-373.
- Bailey, L. L., MacKenzie, D. I., & Nichols, J. D. (2014). Advances and applications of occupancy models. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(12), 1269-1279.
- Balčiauskas, L., & Balčiauskienė, L. (2022). Long-term changes in a small mammal community in a temperate zone meadow subject to seasonal floods and habitat transformation. *Integrative Zoology*, 17(3), 443-455.
- Balčiauskas, L., Balčiauskienė, L., & Janonytė, A. (2012). The influence of spring floods on small mammal communities in the Nemunas River Delta, Lithuania. *Biologia*, 67(6), 1220-1229.
- Báldi, A., Moskát, C., Palkó, S., Gáti, E. (1999). Effects of reconstruction works on the breeding birds of the Kis-Balaton. *Vogelwelt*, 120:273–276.
- Borowski, S. & Dehnel, A. (1952). Materiały do biologii Soricidae. *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska, Sectio C*, 7(6): 305—448. 1952.
- Brown, L. E. (1956, July). Field experiments on the activity of the small mammals, *Apodemus*, *Clethrionomys* and *Microtus*. In *Proceedings of the Zoological Society of London* (Vol. 126, No. 4, pp. 549-564). Oxford, UK: Blackwell Publishing Ltd.
- Ceradini, J. P., & Chalfoun, A. D. (2017). Species' traits help predict small mammal responses to habitat homogenization by an invasive grass. *Ecological applications*, 27(5), 1451-1465.
- Churchfield, S., & Rychlik, L. (2006). Diets and coexistence in *Neomys* and *Sorex* shrews in Białowieża forest, eastern Poland. *Journal of Zoology*, 269(3), 381-390.
- Czabán, D., Zsebok, S., Cserkész, T., & Farkas, J. (2015). Impact of changing water level on shrew populations in the Kis-Balaton wetlands, Western Hungary. *Applied Ecology and Environmental Research*, 13(2), 349-360.

- Davidson, N. C. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65, 934-941.
- de Arruda Almeida B, Green AJ, Sebastián-González E, dos Anjos L (2018). Comparing species richness, functional diversity and functional composition of waterbird communities along environmental gradients in the neotropics. *PLoS ONE* 13, e0200959.
- Dixon, M. J. R., Loh, J., Davidson, N. C., Beltrame, C., Freeman, R., & Walpole, M. (2016). Tracking global change in ecosystem area: The Wetland Extent Trends index. *Biological Conservation*, 193, 27-35.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O, Kawabata, Z., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81, 163-182.
- Erkinaro, E. (1961). The seasonal change of the activity of *Microtus agrestis*. *Oikos*, 12(1), 157-163.
- Foster, N. J., Maloney, R. F., Seddon, P. J., Recio, M. R., Khan, M. S. I., & van Heezik, Y. (2021). Altitudinal distribution of the entire invasive small mammal guild in the eastern dryland zone of New Zealand's Southern Alps. *Biological Invasions*, 23(6), 1837-1857.
- Foster, N. J., Maloney, R. F., Seddon, P. J., Rodríguez-Recio, M., & van Heezik, Y. (2022). High-elevation landforms limit the movement of invasive small mammal species. *Landscape Ecology*, 37(10), 2651-2670.
- Gardner & Finlayson (2018). Global Wetland Outlook: State of the World's Wetlands and their Services to People. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat. 98 pp.
- Gedan KB, Crain CM, Bertness MD (2009). Small-mammal herbivore control of secondary succession in New England tidal marshes. *Ecology* 90, 430-440.
- Getz, L. L. (1961). Responses of small mammals to live-traps and weather conditions. *American Midland Naturalist*, 160-170.
- González, T. M., González-Trujillo, J. D., Muñoz, A., & Armenteras, D. (2021). Differential effects of fire on the occupancy of small mammals in neotropical savanna-gallery forests. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(2), 179-188.
- Gu, W., & Swihart, R. K. (2004). Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. *Biological Conservation*, 116(2), 195-203.
- Gubányi, A. (2007): Északi pocok. In: Bihari, Z., Csorba, G. & Heltai, M. (szerk.): Magyarország emlőseinek atlasza. Kossuth Kiadó, Budapest, Magyarország, pp. 164–165.
- Haberl, W., & Kryštufek, B. (2003). Spatial distribution and population density of the harvest mouse *Micromys minutus* in a habitat mosaic at Lake Neusiedl, Austria.
- Halle, S. (1995b). Effect of extrinsic factors on activity of root voles, *Microtus oeconomus*. *Journal of Mammalogy*, 76(1), 88-99.

- Hambäck PA, Oksanen L, Ekerholm P, Lindgren Å, Oksanen T, Schneider M (2004). Predators indirectly protect tundra plants by reducing herbivore abundance. *Oikos* 106, 85-92.
- Hansson, L. (1977). Spatial dynamics of field voles *Microtus agrestis* in heterogeneous landscapes. *Oikos*, 539-544.
- Hata, S., Sawabe, K., & Natuhara, Y. (2010). A suitable embankment mowing strategy for habitat conservation of the harvest mouse. *Landscape and ecological engineering*, 6(1), 133-142.
- Henttonen, H., Kaikusalo, A., Tast, J., & Viitala, J. (1977). Interspecific competition between small rodents in subarctic and boreal ecosystems. *Oikos*, 581-590.
- Horváth, G. F., & Herczeg, R. (2013). Site occupancy response to natural and anthropogenic disturbances of root vole: conservation problem of a vulnerable relict subspecies. *Journal for nature conservation*, 21(5), 350-358.
- Horváth, Gy. & Gubányi, A. (2006): Észak pocok (*Microtus oeconomus mehelyi*) Fajmegőrzési tervek. KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, Magyarország, 20 pp.
- Hutterer, R. (1985). Anatomical adaptations of shrews. *Mammal review*, 15(1), 43-55.
- Ivanter, E. V., & Makarov, A. M. (2002). Daily activity and mobility of the common shrew (*Sorex araneus* L.). *Russian Journal of Ecology*, 33(4), 280-285.
- Kalies, E. L., Dickson, B. G., Chambers, C. L., & Covington, W. W. (2012). Community occupancy responses of small mammals to restoration treatments in ponderosa pine forests, northern Arizona, USA. *Ecological Applications*, 22(1), 204-217.
- Kalocsai N., Bognár L., Horváth Gy., 2021: Kisemlős közösségi mintázatok a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer II. ütem rekonstrukciója alapján elkülönített időszakok összehasonlításában. TDK dolgozat: XXXV. Országos Tudományos Diákköri Konferencia, Kolozsvár
- Keckel, M. R., Ansorge, H., & Stefen, C. (2014). Differences in the microhabitat preferences of *Neomys fodiens* (Pennant 1771) and *Neomys anomalus* Cabrera, 1907 in Saxony, Germany. *Acta Theriologica*, 59(4), 485-494.
- Keddy PA, Fraser LH, Solomeshch AI et al. (2009). Wet and wonderful: the world's largest wetlands are conservation priorities. *BioScience* 59, 39-51.
- Kellner, K. F., & Swihart, R. K. (2014). Changes in small mammal microhabitat use following silvicultural disturbance. *The American Midland Naturalist*, 172(2), 348-358.
- Kingsford, R. T., Basset, A., & Jackson, L. (2016). Wetlands: conservation's poor cousins. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26, 892-916.
- Kuroe, M., Ohori, S., Takatsuki, S., & Miyashita, T. (2007). Nest-site selection by the harvest mouse *Micromys minutus* in seasonally changing environments. *Acta Theriologica*, 52(4), 355-360.
- Lanszki, Z., Horváth, G. F., Bende, Z., & Lanszki, J. (2020). Differences in the diet and trophic niche of three sympatric carnivores in a marshland. *Mammal Research*, 65(1), 93-104.

- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Andrew Royle, J., & Langtimm, C. A. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83(8), 2248-2255.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Andrew Royle, J., & Langtimm, C. A. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83(8), 2248-2255.
- Mathias, M. D. L., Hart, E. B., Ramalhinho, M. D. G., & Jaarola, M. (2017). *Microtus agrestis* (Rodentia: Cricetidae). *Mammalian Species*, 49(944), 23-39.
- McDonald, P. J., Griffiths, A. D., Nano, C. E., Dickman, C. R., Ward, S. J., & Luck, G. W. (2015). Landscape-scale factors determine occupancy of the critically endangered central rock-rat in arid Australia: the utility of camera trapping. *Biological Conservation*, 191, 93-100.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). Ecosystems and human well-being: wetlands and water: synthesis. World Resources Institute, Washington DC, USA.
- Moore, J. E., & Swihart, R. K. (2005). Modeling patch occupancy by forest rodents: incorporating detectability and spatial autocorrelation with hierarchically structured data. *The Journal of Wildlife Management*, 69(3), 933-949.
- Mori, E., Sangiovanni, G., & Corlatti, L. (2020). Gimme shelter: The effect of rocks and moonlight on occupancy and activity pattern of an endangered rodent, the garden dormouse *Eliomys quercinus*. *Behavioural processes*, 170, 103999.
- Mortelliti, A., Amori, G., Capizzi, D., Rondinini, C., & Boitani, L. (2010). Experimental design and taxonomic scope of fragmentation studies on European mammals: current status and future priorities. *Mammal Review*, 40(2), 125-154.
- Natura 2000. <https://natura.2000.hu/hu> (internetes hivatkozás). megtekintve: 2023 január 25.
- Noe, K. L., Rota, C. T., Frantz, M. W., & Anderson, J. T. (2022). Restored and Natural Wetland Small Mammal Communities in West Virginia, USA. *Land*, 11(9), 1482.
- Nupp, T. E., & Swihart, R. K. (1996). Effect of forest patch area on population attributes of white-footed mice (*Peromyscus leucopus*) in fragmented landscapes. *Canadian Journal of Zoology*, 74(3), 467-472.
- Pereoglou, F., MacGregor, C., Banks, S. C., Wood, J., Ford, F., & Lindenmayer, D. B. (2016). Landscape, fire and habitat: which features of recently burned heathland influence site occupancy of an early successional specialist?. *Landscape ecology*, 31(2), 255-269.
- Perkins-Taylor, I. E., & Frey, J. K. (2018). Ecological factors associated with site occupancy of an endemic chipmunk. *The Journal of Wildlife Management*, 82(7), 1466-1477.
- Reid AJ, Carlson AK, Creed IF *et al.* (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews* 94, 849-873.
- Reis, V., Hermoso, V., Hamilton, S. K. Ward, D., Fluet-Chouinard, E., Lehner, B., & Linke, S. (2017). A global assessment of inland wetland conservation status. *Bioscience*, 67, 523-533.

- Sidorowicz, J. (1960). Influence of the weather on capture of Micromammalia. I. Rodents (Rodentia); Wpływ pogody na odłow y Micromammalia. I. Gryzonie (Rodentia). *Acta Theriologica*, 4(9), 139-158.
- Sidorowicz, J. (1960). Influence of the weather on capture of Micromammalia. I. Rodents (Rodentia); Wpływ pogody na odłow y Micromammalia. I. Gryzonie (Rodentia). *Acta Theriologica*, 4(9), 139-158.
- Sievers M, Hale R, Parris KM, Swearer SE (2018). Impacts of human-induced environmental change in wetlands on aquatic animals. *Biological Reviews* 93, 529-554.
- Surmacki, A., Gołdyn, B., & Tryjanowski, P. (2005). Location and habitat characteristics of the breeding nests of the harvest mouse (*Micromys minutus*) in the reed-beds of an intensively used farmland.
- Tast, J. (1966): The root vole, *Microtus oeconomus* (Pallas), as an inhabitant of seasonally flooded land. *Annales Zoologici Fennici* 3(3): 127-171
- Tobin, E. J., Visser, J. M., Peterson, J. K., & Leberg, P. L. (2014). Small-mammal occupancy in freshwater marshes of Mandalay National Wildlife Refuge, Louisiana. *Southeastern Naturalist*, 13(3), 463-474.
- Toussaint A, Charpin N, Brosse S, Villéger S (2016). Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Scientific Reports* 6, 1-9.
- Urban, N. A., & Swihart, R. K. (2011). Small mammal responses to forest management for oak regeneration in southern Indiana. *Forest Ecology and Management*, 261(3), 353-361.
- Van Asselen, S., Verburg, P. H., Vermaat, J. E., & Janse, J. H. (2013). Drivers of wetland conversion: a global meta-analysis. *PloSone*, 8, e81292.
- Verhoeven JT (2014). Wetlands in Europe: perspectives for restoration of a lost paradise. *Ecological Engineering* 66, 6-9.
- Pruitt, W. O. (1953). An Analysis of Some Physical Factors Affecting the Local Distribution of the Short-Tail Shrew (*Blarina brevicauda*) in the Northeast Part of the Lower Peninsula of Michigan, vol. 79, Museum of Zoology, University of Michigan Press, Ann Arbor, MI p. 39
- Pruitt, W. O. (1959). Microclimates and Local Distribution of Small Mammals on the George Reserve, Michigan, vol. 109, Museum of Zoology, University of Michigan Press, Ann Arbor, MI pp. 1–27
- Williams, D. R., Balmford, A., & Wilcove, D. S. (2020). The past and future role of conservation science in saving biodiversity. *Conservation Letters*, 13(4), e12720.
- Xu, T., Weng, B., Yan, D., Wang, K., Li, X., Bi, W., Li, M., Cheng, X., & Liu, Y. (2019). Wetlands of international importance: Status, threats, and future protection. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(10), 1818.