

TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK

26. ÉVFOLYAM

A Magyar Biológiai Társaság
Természetvédelmi és Ökológiai
Szakosztályának közleményei



A kiadvány a Magyar Tudományos Akadémia támogatásával készült.

Szakmai támogató: ELKH Ökológiai Kutatóközpont

A kötetet szerkesztette:
Tinya Flóra & Kovács Eszter

Szerkesztőbizottság:
Tinya Flóra (elnök), Báldi András, Fabók Veronika, Horváth Ferenc,
Horváth Győző, Kovács Eszter, Liker András & Margóczi Katalin

Technikai szerkesztés, tördelés:
Soltész Zoltán

Angol nyelvi lektor:
Szövényiné Márialigeti Sára

Szerkesztőség címe:
Tinya Flóra
ELKH Ökológiai Kutatóközpont,
2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.
E-mail: termeszetvedelmi.kozlemenyek@gmail.com

ISSN 1216-4585

© Magyar Biológiai Társaság
1088 Budapest, Baross u. 13.

A selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) tömegességének változásai homoki parlagokon szukcesszió és természetvédelmi kezelés hatására

Csecserits Anikó, Halassy Melinda, Rédei Tamás, Szitár Katalin és Botta-Dukát Zoltán

Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet,
2163 Vácraátót, Alkotmány u. 2–4.
E-mail: csecserits.aniko@ecolres.hu

Összefoglaló: Hazánk egyik jelentős özönnövénye az élőlágyszárú selyemkóró (*Asclepias syriaca*), mely leginkább homoki parlagokon és zavart homokgyepekben válik dominánssá. Bár számos védett területen végeztek természetvédelmi kezeléseket a visszaszorítása érdekében, a kezelések monitorozása sokszor – megfelelő erőforrás hiányában – elmarad. Egy 2000-ben indult parlagszukcessziós vizsgálatunk helyszínén 2014-ben selyemkóró elleni vegyszeres kezelést végeztek. A vizsgálat állandó mintavételi helyei alkalmat adtak a kezelés hatásának megfigyelésére is. A vizsgált parlagok egy részén a selyemkóró a művelés felhagyása után fokozatosan vált dominánssá. A vegyszeres kezelés hatására a faj tömegessége lecsökkent, de nem tűnt el a területről. Az őshonos növénycsoportok tömegessége a kezelés után 3 évvel sem nőtt szignifikánsan, tehát egyelőre nem történt jelentős regeneráció a korábban selyemkóróval előzőlött területeken.

Kulcsszavak: homoki gyepek, invázió, Kiskunság, monitoring, özöngyom, parlag, természetvédelmi kezelés, vegyszeres irtás

Bevezetés

Az idegenhonos özönfajok (az angol nyelvű szakirodalomban invasive alien species – IAS) terjedése az egyik legfontosabb a biodiverzitást veszélyeztető tényezők közül, a természetközeli élőhelyek felszámolása és feldarabolódása mellett (Hobbs 2000, Sala *et al.* 2000, Millennium Ecosystem Assessment 2005, Pyšek & Richardson 2010). Épp ezért az inváziós folyamat elleni küzdelem az egyik legfontosabb természetvédelmi tevékenység (Török *et al.* 2019). Attól függően, hogy egy özönfaj egy adott helyen hol tart a terjedésben, eltérő kezelésekre, intézkedésekre van szükség, és a várható eredmények is mások lehetnek. Az inváziós folyamat elején még a nemkívánatos faj megjelenését és megtelepedését kell

megelőzni, ugyanakkor egy sikeres özönfaj esetén, rövid távon csak a további terjedés korlátozása a reális cél (Clout & Williams 2009, Epanchin-Niell & Hastings 2010).

A jelenleg elfogadott meghatározás szerint idegenhonosnak tekintjük azokat a fajokat, amelyek egy adott földrajzi régióba a különböző földrajzi akadályokat emberi segítséggel leküzdve kerültek (Richardson *et al.* 2000, Pyšek *et al.* 2004). Növények esetén, amennyiben az idegenhonos fajok önfenntartó populációt hoznak létre, akkor meghonosodottnak tekintjük, és ha az új elterjedési területük és populációméretük is monoton nő, akkor özönnövényeknek (vagy inváziós növényeknek) nevezzük őket (Richardson *et al.* 2000, Pyšek *et al.* 2004, Mihály & Botta-Dukát 2004). Ugyanakkor az IUCN (<http1>) meghatározása szerint természetvédelmi szempontból csak azokat a fajokat tekintik inváziósnak, melyek negatív hatással vannak az őshonos élővilágra. Így a kezelések megalapozásához az idegenhonos fajok tömegesség-változásáról és hatásáról kell minél több információ.

Az inváziós fajoknak többféle hatása lehet – akár egyidejűleg is – az őshonos növény- és állatközösségekre és a környezeti tényezőkre. Az özönnövények hatására – irodalmi áttekintés alapján (Pyšek *et al.* 2012) – elsődlegesen az őshonos növényfajok és -közösségek szorúlnak vissza, majd ezt követi az állatfajok és -közösségek visszaszorulása. Az özönnövények környezeti tényezőkre vonatkozó hatásai közül leggyakoribb a talaj tápanyag- és ásványi-anyag tartalmának növelése (Pyšek *et al.* 2012). A káros hatások miatt mindenképpen szükséges az inváziós fajok kontrollja, ezen belül elsődlegesen a megmaradt, természetközeli állapotú élőhelyeken szükséges az inváziós növényfajok visszaszorítása (Csiszár & Korda 2015). Ugyanakkor ma már egyre nagyobb kiterjedésűek – hazánkban is – a zavart, regenerálódó élőhelyek, például a parlagok, és sokszor ezek veszik körül a megmaradt természetközeli élőhelyeket (Molnár *et al.* 2008). Emiatt természetvédelmi okokból is fontos ismerni, hogyan alakul az özöngyomok mennyisége zavart élőhelyeken – például a másodlagos szukcesszió folyamán –, és jelenlétük milyen hatással van az őshonos növények regenerációjára.

Mivel az elmúlt évtizedekben jelentős homoki területeken hagytak fel a szántó-földi műveléssel, ezért lenne tere a homokgyepek regenerációjának. Azonban sokszor jelentős mennyiségű inváziós növényfaj telepszik meg és dominálja tartósan ezeket a regenerálódó parlagokat (Csecserits *et al.* 2016, Halassy *et al.* 2019). Az inváziós fajok visszaszorítása érdekében ezért különböző kezeléseket alkalmaznak, főleg természetvédelmi területeken belül.

Az inváziós fajok elleni kezelések célja mind a regenerálódó területeken, mind az előzőnlott természetközeli területeken elsősorban az inváziós faj visszaszorítása azzal számolva, hogy kezelés után az őshonos közösség spontán regenerálódik

(Csiszár & Korda 2015, Török *et al.* 2019, Reis *et al.* in press). Az egyes inváziós fajok irtásának hatékonyságára, sikerességére vonatkozó gyakorlati tapasztalatokat Csiszár és Korda (2015) gyűjtötte egybe. Ugyanakkor a kezeléseknél a többi fajra és közösségre vonatkozó hatását kevés hazai kutatás vizsgálta és publikálta eddig (pl. Tóth *et al.* 2012, Gergely & Tenk 2013, Szépligeti *et al.* 2015, Bajor *et al.* 2016, Halassy *et al.* 2020). Emiatt minden ilyen jellegű – akár tervezett, akár talált – vizsgálat értékes információkat szolgáltathat a természetvédelem számára.

Az egyik legelőzölöttebb hazai élőhelyünk a nyílt homokpusztagyep, és ezen az élőhelyen a közönséges akác (*Robinia pseudoacacia* L.) mellett a közönséges selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) a legfontosabb inváziós növényfaj (Botta-Dukát 2008). A faj országos szinten is az egyik legjelentősebb inváziós növény (Kézdy *et al.* 2018). A selyemkóró inváziójának történetét Bagi (2004) részletesen leírja, megállapítva, hogy jelentős terjedése várható a jövőben. Ugyanakkor a selyemkóró természetközeli élőhelyekre gyakorolt hatásáról rendelkezésre álló irodalomban vannak ellentmondások. Kelemen és munkatársai (2016) homoki parlagokon vizsgálták a selyemkóró hatását, és megállapították, hogy leginkább az évelő kétszikűek tömegességére hat negatívan. Ugyanakkor Szitár és munkatársai (2016) homoki gyep tűz utáni regenerációja során kevés negatív hatását tapasztalták, sőt parlagon pozitív hatását találták a domináns fűfaj (*Festuca vaginata* Waldst. et Kit. ex Willd.) csiranövényeinek túlélésére (Szitár *et al.* 2018). Többféle izeltlábú-csoportot vizsgálva Gallé és munkatársai (2015) azt találták, hogy míg a pókokra negatív hatással lehet ez a faj, bizonyos hangyafajok felszaporodnak a jelenlétében, mivel a selyemkórón élő levéltetvekkel táplálkoznak. Tehát a selyemkórónak változatos hatása lehet egy adott közösség tagjaira, és bizonyos fajok tömegességét akár növelheti is.

Bár természetvédelmi célból rendszeresen végeznek gyomirtóval vegyszeres selyemkóró-irtást, eddig kevés kutatást ismerünk ezek sikerességéről (pl. Bolla 2012, Takács *et al.* 2015, Verő & Csóka 2015, Bakacsy & Bagi *early view*). Mind-egyik vizsgálat során megállapították, hogy egyszeri, egy évben elvégzett kezelés nem irtotta ki a selyemkóró-állományokat, és a teljes kiirtáshoz többéves kezelés szükséges. Valószínűleg a selyemkóró jelentős földalatti rügybankja túléli az egyszeri kezelést, és emiatt képes regenerációra. Ugyanakkor minden kezelés esetén kérdés, hogy a növényzet összessége hogyan reagál az inváziós faj állományának csökkentésére és a gyomirtószeres kezelésre, tapasztalható-e a többi faj állományának növekedése a kezelés hatására. Erről a selyemkóró esetén még kevés információ áll a rendelkezésünkre.

A restaurációs célú vagy akár inváziós fajok eltávolítását célzó kezelések esetén is gyakran alkalmazott módszer az ún. BACI elrendezés (Conner *et al.* 2016), melynek során adott restaurációs vagy egyéb kezelés előtti („before”) és utáni

(„after”) állapotot az előre kijelölt kontroll („control”) és kezelt („impact”) területeken mérik fel és ezek adatait vetik össze. Ezáltal lehetővé válik a kezelés hatásának pontosabb értékelése, mert szétválasztható a kezelés hatása a pusztán időbeli változásoktól, csak a kezelt és kontroll területek közti különbség megváltozását tulajdonítva a kezelés hatásának.

2000 és 2017 között homoki parlagokon állandó mintavételi pontokkal, hosszú távú monitorozással vizsgáltuk a növényzet regenerációját (Csecserits & Rédei 2001, Csecserits *et al.* 2007), és ennek részeként a selyemkóró állományának változását. Az időközben egyszeri alkalommal, 2014-ben végzett selyemkóró elleni természetvédelmi beavatkozás lehetővé tette a gyomirtószeres kezelés eredményességének vizsgálatát.

Jelen kutatásban kérdéseink a következők voltak: 1) Hogyan változott a selyemkóró tömegessége a parlagszukcesszió során, valamint a gyomirtós kezelés után a kezelt és nem kezelt területeken? 2) Hogyan változott a generalista egyéves és évelő fajok, valamint a homokgyepi specialista fajok tömegessége a vizsgált időszakban a kezelt és nem kezelt területeken? 3) Van-e összefüggés a generalista és a homoki specialista évelők és a selyemkóró tömegessége közt a kezelés előtt, valamint a kezelés után a parlagokon? A vizsgálatunk leírásával a természetvédelmi kezelések eredményes monitorozását szeretnénk segíteni.

Anyag és módszer

A vizsgálatot a Kiskunsági Nemzeti Park fülöpházi buckavidékén végeztük (E 46°52,853' – 46°53,578', N 19°24,654' – 19°25,682'). A terület KISKUN LTER helyszín is egyben, így rendelkezésre állnak róla részletes múltbeli és aktuális légifotók és tájhasználat térképek (Kovács-Láng *et al.* 2008). A korábbi szikes tó, a Szappan-szék melletti rossz termőképességű homoki területen az 1960-as évek óta folyamatosan hagyták fel a szántókat és szőlőket (Bagi 1990, Csecserits & Rédei 2001, Csecserits *et al.* 2007). Az így kialakult parlagokat a felhagyás ideje alapján négy korcsoportba soroltuk 2000-ben, a kutatás kezdetén: 1–6, 7–11, 12–25 és 26–35 éve felhagyott parlagok. Korcsoportonként 10-10 (összesen 40) db 4 m × 4 m-es állandó mintavételi négyzetet jelöltünk ki, ahol növényzeti felvételeket készítettünk a 2000, 2008, 2010, 2015 és 2017-es években.

2014-ben a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság megbízásából a területen selyemkóró-irtást végeztek dikamba, fluroxypyr és glifozát hatóanyagú gyomirtószerrel, kisméretű járműre szerelt kenőadapter segítségével (projekt-szám: KEOP-7.3.1.2-09-2010-0024, Pál Szabó Ferenc szóbeli közlése, Bakacsy & Bagi *early view*). A kezelés ugyan visszaszorította a célfaj populációját, de nem

tüntette el teljesen a területről (Bakacsy & Bagi *early view*). Jellemzően az eleve nagy selyemkóró-borítással bíró területek voltak kezelve, ugyanakkor a kezelt területek kiválasztásánál feltehetőleg nem volt szempont a többi növényfaj jelenléte és tömegessége. Összesen 22 parlag volt kezelve, 18 pedig a 2015-ös felmérés alapján kimaradt a kezelésből, ami lehetőséget adott a gyomirtószeres kezelés (továbbiakban: kezelés) hatásának vizsgálatára, a kezelt és nem kezelt területek növényzetének összehasonlítására a kezelés előtt és után. Így a korábban indított vizsgálatunk „talált kísérletként” megfelelt a BACI elrendezés feltételeinek: rendelkezésre álltak kezelés előtti, utáni, valamint kezelt és nem kezelt, de hasonló adottságú területekről származó adatok is. Ugyanakkor probléma, hogy a projekt során minden olyan területet kezelték, ahol jelentős volt a selyemkóró tömegessége. Így a nem kezelt területek nem teljesen véletlenszerűen lettek kiválasztva. Ez a probléma minden hasonló, teljes irtásra törekvő kezelés esetén fennáll. Eredményeinket ezért ennek figyelembevételével értékeljük ki.

Az öt vizsgálati évben készült növényzeti felvételekben összesen 142 edényes növényfajt találtunk. A kultúrából visszamaradt fajokat (pl. szőlő, birs) kivettük a további elemzésből. A többi fajt élőhelyi preferenciájuk alapján, Borhidi (1993) besorolását felhasználva négy csoportba soroltuk: egyéves generalisták (44 faj), élő generalisták (21 faj), homoki gyepi specialista fajok (48 faj, mind élő) és gyomok. A területen 11 idegenhonos (neofita) faj fordult elő, ebből 4 fásszárú, 1 élő – a selyemkóró – és 6 egyéves. Az elemzések során a neofita fajokat kihagytuk a vizsgált fajcsoportokból, csak az őshonos fajok és a selyemkóró tömegesség-változását néztük. Továbbá kihagytuk az vizsgált fajcsoportokból a fásszárú fajokat is, mivel ezek nem a homoki gyep célfajai.

A selyemkóró tömegességnek változását lineáris kevert modellel vizsgáltuk, ahol a vizsgálati év és a kezelés voltak a magyarázó változók, míg a parlag azonosítója random faktorként szerepelt. A selyemkóró tömegesség-értékét arcusinus transzformáltuk, hogy a modell reziduálisainak eloszlása normális legyen. A csoportokon belül a szórások eltérhettek, ezért a két magyarázó változó, illetve kombinációik szerint eltérő szórást feltételező modellt is illesztettünk, majd az AICc-értékek alapján választottuk ki a legjobb modellt. Végül a legjobb modell alapján páros Tukey-féle post-hoc vizsgálatot végeztünk, hogy a magyarázó faktorok hatását feltárjuk.

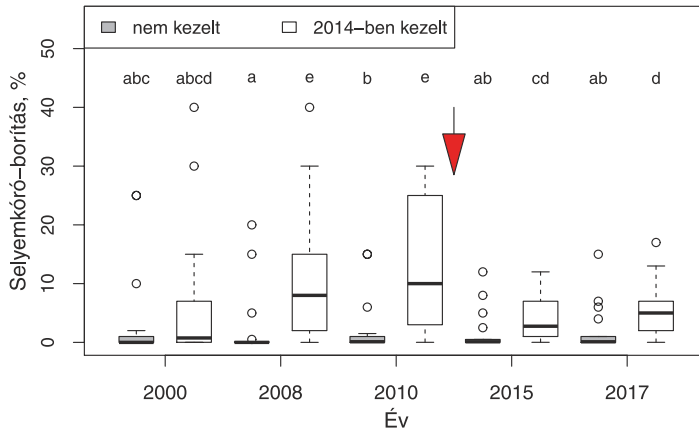
A növényzeti felvételekben az összborítás és az egyes fajcsoportok abszolút borításának változását szintén lineáris kevert modellekkel vizsgáltuk, ahol a magyarázó változó a vizsgálati év, a parlag korcsoportja és a kezelés volt, míg a parlag azonosítója random faktorként szerepelt. A modellszelekciót és a post-hoc vizsgálatot az előzőekben leírttal megegyező módon végeztük el.

A selyemkóró és az évelő fajok, valamint a homoki specialista évelők tömegessége közti kapcsolatot is lineáris kevert modellekkel vizsgáltuk, külön modellben a kezelés előtti éveket és a kezelés utániakat. A magyarázó változó a vizsgálati év, és az évelő fajok tömegessége volt, míg a parlag azonosítója random faktorként szerepelt. A modellszelekciót és a post-hoc vizsgálatot az előzőekben leírttal megegyező módon végeztük el.

A statisztikai elemzéseket az R program 3.3.1-es változatában (R Development Core Team, 2016), az 'nlme' (Pinheiro *et al.* 2014, 'emmeans' (Lenth 2020) és 'AICcmodavg' (Mazerolle 2016) csomagokkal végeztük.

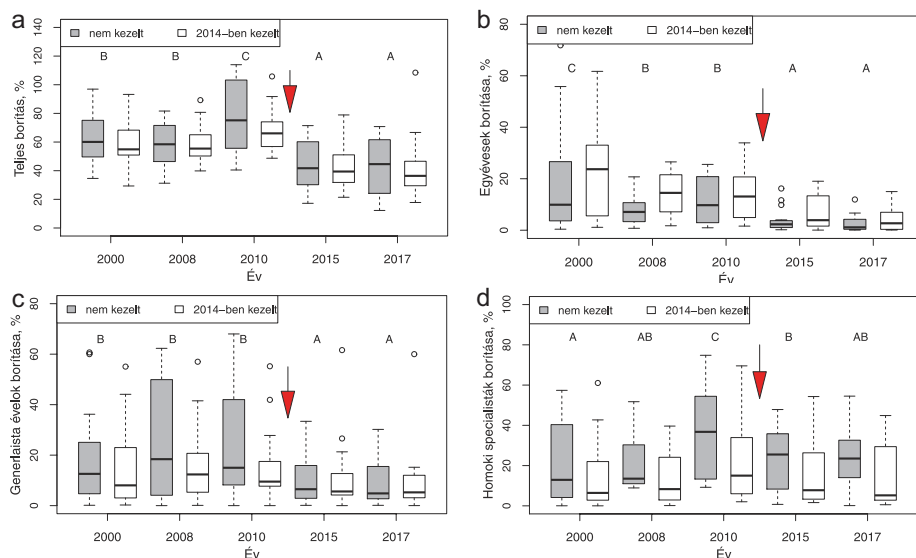
Eredmények

A selyemkóró tömegessége 2000-ben még nem különbözött a parlagok két csoportja, a később, 2014-ben kezelt és nem kezelt parlagok között. Viszont 2008-ban és 2010-ben a később kezelt parlagokon szignifikánsan nagyobb volt a tömegessége, mint 2000-ben, és nagyobb volt, mint a nem kezelt parlagokon ugyanabban az évben. Ez igazolja a kezelt területek kiválasztását: tényleg ott végezték a kezelést, ahol több volt a selyemkóró. A nem kezelt területeken a vizsgált időpontok között nem különbözött a selyemkóró tömegessége. A kezelt parlagokon a kezelés utáni időpontokra (2015 és 2017) a tömegesség lecsökkent olyan mértékre, ami nem különbözött a 2000-es, „kiinduló” állapottól, de még mindig nagyobb volt, mint a nem kezelt területeken. Tehát a selyemkóró nem tűnt el a kezelt vizsgálati területekről (1. ábra).



1. ábra: A selyemkóró tömegesség-változása a vizsgált években, külön ábrázolva a 2014-ben kezelt (fehér) és nem kezelt (szürke) területeket. A piros nyíl a kezelés időpontját (2014 nyár) jelöli. A modell adatai: Év: $F=1,383$; $p=0,2424$; Gyomirtós_kezeles: $F=13,247$; $p=0,00004$, Év*Gyomirtós_kezeles: $F=7,34$; $p<0,0001$. Az oszlopok feletti eltérő kisbetűk a szignifikánsan eltérő értékeket jelölik az Év*Gyomirtós_kezeles interakcióra.

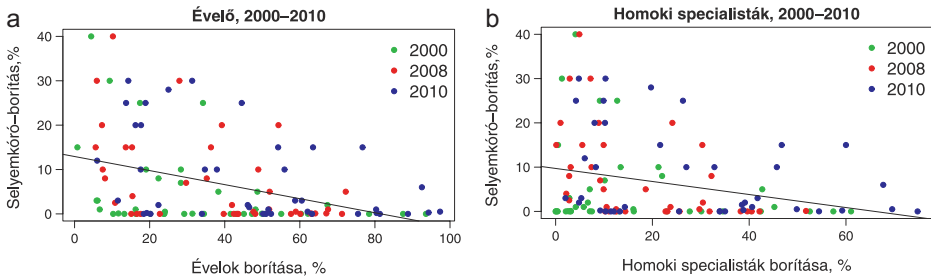
A növényzet összborítására nem hatott a kezelés. 2000 és 2010 között szignifikánsan nőtt az összborítás, majd 2015-ben kisebb volt, mint a korábbi vizsgálati időpontokban (2.a ábra).



2. ábra: A vizsgált fajcsoportok tömegesség-változása a vizsgált években, külön ábrázolva a 2014-ben kezelt (szürke) és nem kezelt (fehér) területeket. a) teljes borítás, b) generalista egyévesek c) generalista évelők, d) homoki specialista évelők. A piros nyíl a kezelés időpontját (2014 nyár) jelöli. Egyévesek: $\text{Év: } F=32,37568; p<0,0001$; generalista évelő: $\text{Év: } F=8,61361; p<0,0001$; homoki specialista évelő: $\text{Év: } F=7,98723; p<0,0001$; teljes borítás: $\text{Év: } F=45,8925; p<0,0001$. Az oszlopok feletti eltérő nagybetűk a szignifikánsan eltérő éveket jelölik.

A vizsgált fajcsoportoknak az eltelt idő alatt változott a tömegessége, de ez a változás nem volt eltérő a kezelt és nem kezelt területeken. A generalista egyévesek tömegessége csökkent, míg a generalista évelő és homoki specialista fajok tömegessége nőtt 2000 és 2010 között. 2010 és 2015, 2017 között viszont mindkét évelő csoport tömegessége csökkent (2.b, c, d ábra).

A selyemkóró tömegessége és az évelők, valamint ezen belül a homoki specialista évelők tömegessége között is szignifikáns negatív kapcsolatot találtunk a kezelés előtti években (3.a, b ábra). Ugyanakkor a kezelés utáni két vizsgált évben nem találtunk kapcsolatot.



3. ábra: Selyemkóró-borítás és a) az összes évelő, b) a homoki specialista évelők borítása közti kapcsolat 2000 és 2010 között. Az eltérő színek az eltérő évekből származó adatokat jelölik. Összes évelő: $F=16,60528$; $p=0,0001$; homoki specialista évelők: $F=6,26191$; $p=0,0146$.

Diszkusszió

A vizsgálatot a spontán parlagszukcesszió során bekövetkező növényzeti változások leírására terveztük 2000-ban, ugyanakkor alkalmat adott a közben, 2014-ben lezajlott természetvédelmi kezelés, a selyemkóró-irtás eredményességének dokumentálására is. A szukcesszió során nőtt a selyemkóró tömegessége, de nem minden parlagon egyformán: a parlagok egy részén, ahol már a vizsgálat elején jelentős évelő-borítás volt, kevesebb volt a selyemkóró. A természetvédelmi kezelés kimondott célja az volt, hogy a nagy inváziós fertőzöttségű területeken szorítsák vissza a selyemkórót. Ez sikerült is: vizsgálatunkkal kimutattuk, hogy a kezelt területeken lecsökkent a selyemkóró tömegessége annyira, hogy az nem különbözött a kiindulási, 2000-es szinttől. Ugyanakkor a selyemkóró teljes irtása nem valósult meg, maradtak állományai a vizsgált parlagokon. Más hasonló, évelő lágyszárú fajokat érintő kezelés esetén is az a tapasztalat, hogy egyszeri gyomirtószeres kezelés hatására jelentős állománycsökkenést ugyan el lehet érni, de az adott faj teljes eltűnését nem, ahhoz legalább 3–5 évig tartó rendszeres gyomirtós kezelés szükséges (Szitár *et al.* 2008, Szépligeti *et al.* 2015, Takács *et al.* 2015, Sallainé & Danyik 2015, Verő & Csóka 2015, Bakacsy & Bagi *early view*).

Az inváziós fajok kezelésének a célja nem önmagában a problémás faj eltávolítása, hanem az őshonos fajok és közösségek visszatérésének elősegítése. Ebben a vizsgálatban azt találtuk, hogy a kezelésnek nem volt hatása a vizsgált fajcsoportok tömegességére, csak az évnak: 2010 és 2015 között a kezeléstől függetlenül minden parlagon a generalista és homoki specialista évelők tömegességének csökkenését tapasztaltunk. Egy korábbi vizsgálat azt találta, hogy a gyomirtós selyemkóró-kezelés az egyéb növényfajok – főleg az évelők – tömegességét is jelentősen lecsökkentette, ami már a kezelés utáni regenerációt is gátolta (Szitár *et al.* 2008). Ugyanakkor valószínűleg az itteni 2014-es kezelés során alkalma-

zott, szelektívebb vegyszer-kijuttatási technológia miatt ez a hatás sokkal kisebb volt. Bár a terepi mintavétel során megfigyelhető volt lokális évelő-pusztulás a gyomirtóval kezelt területeken, ez nem volt annyira általános, hogy statisztikailag kimutatható legyen.

Az évelő fajok 2015 után megfigyelt tömegesség-csökkenését okozhatta a 2012-ban tapasztalt száraz időjárás (az éves csapadék a vizsgálat helyszínén 2012-ben 438 mm, 2015-ben 523 mm volt). Ugyanakkor ez a tömegesség-csökkenés azt is jelenti, hogy a kezelt területeken a selyemkóró visszaszorulása után elmaradt az évelő fajok jelentős tömegesség-növekedése. Ennek részben a megtelepedés-limitáció is az oka lehet. Más homoki parlag-regenerációs vizsgálatok során is azt tapasztalták, hogy a felhagyás utáni nyílt területeken gyors lehet az évelő fajok megtelepedése, de pár év elteltével, amikor már nem jelentős a talajbolygatás, nincs elég megfelelő nyílt felszín, akkor gátolt lehet a megtelepedés (Török *et al.* 2014). Számos évelő faj megtelepedéséhez szükség van ún. kolonizációs ablakokra (Bartha *et al.* 2003, Valkó *et al.* 2016), melyek lehetőséget teremtenek az évelő fajok számára a csírázáshoz. Ilyen kolonizációs ablakok létrejöhetnek véletlenszerűen (pl. emlősök talajbolygatásával), de akár az élőhely-helyreállítás része is lehet ezek kialakítása (Valkó *et al.* 2018). Valószínűleg esetünkben a kezelés után nem vagy alig jöttek létre ilyenek: például amiatt, hogy a kezelés nem érintette a mohák borítását. A moha és egyéb kriptogám fajok borítása a homokfelszínen jelentős lehet, és komoly csírázásgátló hatása van (Lhotsky *et al.* 2008, Langhans *et al.* 2009, Török *et al.* 2014). Így a kolonizációs ablakok hiánya és a kezelés utáni száraz évek együttes hatására csökkenhetett a parlagokon mind a generalista, mind a homoki specialista évelők tömegessége.

Az évelő és ezen belül a homoki specialista évelők és a selyemkóró között a kezelés előtt szignifikáns negatív kapcsolatot találtunk. Az évelő fajok versengenek az elfoglalható helyekért, ezért nem meglepő a köztük lévő negatív kapcsolat. Ugyanakkor nem egyértelmű, hogy az évelők jelenléte megakadályozza-e a selyemkóró betelepülését, a selyemkóró eleve a csak egyévesek dominálta helyekre telepszik be, vagy ki tudja szorítani a meglévő más évelő fajokat az adott területről. Ennek megválaszolásához további vizsgálatok szükségesek.

Természetvédelmi kezelések monitorozásának problémái

A természetvédelmi és restaurációs beavatkozások egyik célja az adott területen problémát okozó inváziós faj kiirtása (Cole *et al.* 2007, Adams & Galatowitsch 2008, Buisson *et al.* 2019, Török *et al.* 2019) Ugyanakkor főleg hazánkban viszonylag hiányos az ilyen jellegű beavatkozások követése (de pl. Csiszár & Korda 2015); különösen hiányos annak vizsgálata, hogy mi történt az inváziós faj kezelése után az őshonos, védett fajokkal: vajon a kezelés hatására nőtt-e az állomá-

nyuk. A vizsgálat elmaradásának csak részben az esetleges forráshiány az oka, sokszor a kezelés tervezésekor a hatékony kivitelezés a legfontosabb szempont, és a tudományos vizsgálat szempontjai hátrébb szorulnak (Blossey 1999, Bernhardt *et al.* 2007, Clark *et al.* 2019). Épp ezért érdemes kihasználni azokat az eseteket, amikor az adott területen voltak előzetes vizsgálatok, és lehetőség van ezek folytatására. A vegetáció tényleges időbeli követése megbízhatóbb adatokat szolgáltat, mint a sokszor – az egyéb lehetőség hiányában – használt tér-idő helyettesítéses vizsgálatok (Johnson & Miyanishi 2008, Thomaz *et al.* 2012).

A mi vizsgálatunk esetében részben alkalmazható volt az ún. BACI-elrendezés, mivel megközelítőleg egyforma nagyságrendű volt a kezelt és nem kezelt parlagok száma, és voltak a kezelést megelőző adatok is. Ugyanakkor a mi esetünkben is felmerül az a probléma, ami számos más hasonló vizsgálat esetében: az adott, kontrollként kiválasztott, nem előzőnlt területen miért nincs invázió? Csak véletlen megtelepedési események miatt maradt ki az invázióból, vagy a különbség mögött más, nem vizsgált termőhelyi okok állnak (Thomaz *et al.* 2012)? Ha az utóbbiak, akkor nem teljesül a BACI elrendezésnek az az előfeltevése, hogy kezelés nélkül minden területen egyforma lenne az időbeli dinamika. Esetünkben a parlagokon 2000-ben nem tért el a selyemkóró tömegessége a később kezelt és nem kezelt területek között, ez a különbség később alakult ki. A terület talajadottságai egységesnek mondhatók (Csecserits 2007). Valószínűleg a területen nincs hiány a selyemkóró propagulumaiból, így inkább a megtelepedést és későbbi dominánssá válást befolyásoló tényezők térhetnek el, például ilyen lehet a 2000-ben az adott parlagon található évelők mennyisége.

Más restaurációs vizsgálatoknál is megállapították, hogy a kezelés monitorozásra alkalmas a BACI-elrendezés (pl. Sher *et al.* 2018, Heleno *et al.* 2010), lehetőleg több ismétlést használva, és akár többféle kontroll bevonásával (Kövendi-Jakó *et al.* 2019). Viszont az inváziós faj hatásának vizsgálatához más megközelítés is szükséges. Barney és munkatársai (2013, 2015) szerint az inváziós faj kísérletes eltávolítása és ennek időbeli vizsgálata szükséges, ahol egyrészt a nem előzőnlt területek, másrészt az előzőnlt, de nem kezelt területek szolgálnak kontrollként (Barney *et al.* 2013, 2015). Ugyanakkor előzőnlt területek kezelés nélkül hagyása egy természetvédelmi beavatkozás során épp a kezelés célja miatt nem megvalósítható. Mindezek miatt is érdemes felhasználni az itt bemutatotthoz hasonló, véletlenül kialakult, a statisztikai elemzés szempontjából nem optimális vizsgálati helyzetek eredményeit is.

Összegzés

Vizsgálatunkban homoki parlagokon követtük a selyemkóró tömegesség-változását a szukcesszió során, valamint egy egyszeri gyomirtószeres kezelés után. A vizsgálat kezdetekor alacsony selyemkóró-tömegesség mintegy 10 év alatt jelentősen megnőtt. Az egyszeri kezelés hatására csökkent ugyan a faj tömegessége, de nem tűnt el a területről. Más hasonló természetvédelmi kezeléseknél is az egyik legfontosabb megállapítása, hogy a selyemkóró kiirtásához többévi gyomirtószeres kezelés szükséges, de ennek nem ismert az őshonos élővilágra gyakorolt hosszú távú hatása. A kezelés utáni három évben nem nőtt meg az őshonos évelők tömegessége. Ez arra utal, hogy az őshonos közösség regenerációja lassú folyamat, több évet vehet igénybe, és esetleg további beavatkozást igényelhet. Emiatt is fontos lenne az inváziós fajok irtása utáni hosszú távú monitoring.

Köszönetnyilvánítás – Ezúton is szeretnénk megköszönni Pál Szabó Ferenc természetvédelmi ör hasznos tanácsait és támogatását. A kutatást a FK-NKFIH 128465 és FK-NKFIH 127996 pályázat támogatta.

Irodalomjegyzék

- Adams, C. R. & Galatowitsch, S. M. (2008): The transition from invasive species control to native species promotion and its dependence on seed density thresholds. – *Appl. Veg. Sci.* **347**: 131–138. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2008.tb00211.x>
- Bagi, I. (1990): The vegetation map of the Szappan-szék UNESCO biosphere reserve core area, Kiskunság National Park, Hungary. – *Acta Biol. Szeged.* **36**: 27–42.
- Bagi, I. (2004): Selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.). – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon – Özönművények*. KvVM TvH & TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 319–336.
- Bajor, Z., Zimmermann, Z., Szabó, G., Fehér, Z., Járdi, I., Lisztes-Szabó, Z. & Penksza, K. (2016): Effect of conservation management practices on sand grassland vegetation in Budapest, Hungary. – *Appl. Ecol. Env. Research* **14**: 233–247. http://doi.org/10.15666/aecer/1403_233247
- Bakacsy, L. & Bagi, I. (early view): Survival and regeneration ability of clonal common milkweed (*Asclepias syriaca* L.) after a single herbicide treatment in natural open sand grasslands. – PRE-PRINT (Version 1) at *Research Square*. <https://doi.org/10.21203/rs.2.21992/v1>
- Barney, J. N., Tekiel, D. R., Dollete, E. S. & Tomasek, B. J. (2013): What is the “real” impact of invasive plant species? – *Frontiers in Ecol. Environ.* **11**: 322–329. <https://doi.org/10.1890/120120>
- Barney, J. N., Tekiel, D. R., Barrios-Garcia, M. N., Dimarco, R. D., Hufbauer, R. A., Leipzig-Scott, P., ... & Maxwell, B. D. (2015): Global Invader Impact Network (GIIN): toward standardized evaluation of the ecological impacts of invasive plants. – *Ecol. Evol.* **5**: 2878–2889. <https://doi.org/10.1002/ece3.1551>
- Bartha, S., Meiners, S. J., Pickett, S. T. & Cadenasso, M. L. (2003): Plant colonization windows in a mesic old field succession. – *Appl. Veg. Sci.* **6**: 205–212. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2003.tb00581.x>

- Bernhardt, E. S., Sudduth, E. B., Palmer, M. A., Allan, J. D., Meyer, J. L., Alexander, G., ... & Rumps, J. (2007): Restoring rivers one reach at a time: results from a survey of US river restoration practitioners. – *Restor. Ecol.* **15**: 482–493. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00244.x>
- Blossey, B. (1999): Before, during and after: the need for long-term monitoring in invasive plant species management. – *Biol. Inv.* **1**: 301–311. <https://doi.org/10.1023/A:1010084724526>
- Bolla, B. (2012): Inváziós növényfajok irtása a Csengödi-síkon. – *Termvéd Közlem.* **18**: 77–81.
- Borhidi, A. (1993): *A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámjai*. – Janus Pannonius Tudományegyetem, Pécs, 95 p.
- Botta-Dukát, Z. (2008): Invasion of alien species to Hungarian (semi-) natural habitats. – *Acta Bot. Hung.* **50**: 219–227. <https://doi.org/10.1556/ABot.50.2008.Suppl.11>
- Buisson, E., Le Stradic, S., Silveira, F. A., Durigan, G., Overbeck, G. E., Fidelis, A., Bond, W. J., Hermann, J. M., Mahy, G., Alvarado, S. T., Zaloumis, N. P. & Veldman, J. W. (2019): Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. – *Biol. Rev.* **94**: 590–609. <https://doi.org/10.1111/brv.12470>
- Clark, L. B., Henry, A. L., Lave, R., Sayre, N. F., González, E. & Sher, A. A. (2019): Successful information exchange between restoration science and practice. – *Restor. Ecol.* **27**: 1241–1250. <https://doi.org/10.1111/rec.12979>
- Clout, M. N. & Williams, P. A. (eds.) (2009): *Invasive species management: a handbook of principles and techniques*. – Oxford University Press, Oxford, 308 p.
- Cole, D. E., King, J. R., Oyarzun, D. A., Dietzler, T. H. & McClay, A. S. (2007): Experiences with invasive plant management and ecology in Alberta. – *Canadian J. Plant Sci.* **87**: 1013–1022. <https://doi.org/10.4141/CJPS07119>
- Conner, M. M., Saunders, W. C., Bouwes, N. & Jordan, C. (2016): Evaluating impacts using a BACI design, ratios, and a Bayesian approach with a focus on restoration. – *Environ. Monit. Assess.* **188**: 555. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5526-6>
- Csecserits, A. & Rédei, T. (2001): Secondary succession on sandy old-fields in Hungary. – *Appl. Veg. Sci.* **4**: 63–74. <https://www.jstor.org/stable/1479037>
- Csecserits, A., Botta-Dukát, Z., Kröel-Dulay, Gy., Lhotsky, B., Ónodi, G., Rédei, T., ... & Halassy, M. (2016): Tree plantations are hot-spots of plant invasion in a landscape with heterogeneous land-use. – *Agri. Ecosys. Env.* **226**: 88–98. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.024>
- Csecserits, A., Szabó, R., Halassy, M. & Rédei, T. (2007): Testing the validity of successional predictions on an old-field chronosequence in Hungary. – *Community. Ecol.* **8**: 195–207. <https://doi.org/10.1556/ComEc.8.2007.2.6>
- Csecserits, A. (2007): *Másodlagos szukcesszió vizsgálata homoki parlagokon*. – Doktori értekezés, ELTE, Budapest, 133 p.
- Csiszár, Á. & Korda, M. (2015): *Özönnyövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Rosalia kézikönyvek 3*. – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 239 p.
- Epanchin-Niell, R. S. & Hastings, A. (2010): Controlling established invaders: integrating economics and spread dynamics to determine optimal management. – *Ecol. Lett.* **13**: 528–541. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01440.x>
- Gallé, R., Erdélyi, N., Szpisjak, N., Tölgyesi, Cs. & Maák, I. (2015): The effect of the invasive *Asclepias syriaca* on the ground-dwelling arthropod fauna. – *Biologia* **70**: 104–111. <https://doi.org/10.1515/biolog-2015-0011>
- Gergely, A. & Tenk, A. (2013): A Csepeli Tamariska-Domb országos jelentőségű védett természeti terület élőhely-rekonstrukciós eredményei. – *Tájökológiai Lapok* **11**: 205–214.
- Halassy, M., Botta-Dukát, Z., Csecserits, A., Szitár, K. & Török, K. (2019): Trait-based approach confirms the importance of propagule limitation and assembly rules in old-field restoration. – *Restor. Ecol.* **27**: 840–849. <https://doi.org/10.1111/rec.12929>

- Halassy, M., Kövendi-Jakó, A., Reis, B. P., Sáradi, N., Szitár, K. & Török, K. (2020): Nyílt homokpusztagyep helyreállítási lehetőségei akác ültetvények helyén: a kaszálás hosszú távú hatása – *Termvéd Közlem.* **26**: 28–38. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2020.26.28>
- Heleno, R., Lacerda, I., Ramos, J. A. & Memmott, J. (2010): Evaluation of restoration effectiveness: community response to the removal of alien plants. – *Ecol. Appl.* **20**: 1191–1203. <https://www.jstor.org/stable/25680372>
- Hobbs, R. J. (2000): Land-use changes and invasions. – In: Mooney, H. A. & Hobbs, R. J. (eds.): *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington, DC., pp. 55–64.
- Johnson, E. A. & Miyanishi, K. (2008): Testing the assumptions of chronosequences in succession. – *Ecol. Lett.* **11**: 419–431. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01173.x>
- Kelemen, A., Valkó, O., Kröel-Dulay, Gy., Deák, B., Török, P., Tóth, K. & Tóthmérész, B. (2016): The invasion of common milkweed (*Asclepias syriaca* L.) in sandy old-fields – is it a threat to the native flora? – *Appl. Veg. Sci.* **19**: 218–224. <https://doi.org/10.1111/avsc.12225>
- Kézdy, P., Csiszár, Á., Korda, M. & Bartha, D. (2018): Inváziós fajok előfordulása és kezelése Magyarország védett és Natura 2000 területein, európai összehasonlítással. – *Termvéd Közlem.* **24**: 85–103.
- Kovács-Láng, E., Molnár, E., Kröel-Dulay, Gy. & Barabás, S. (eds.) (2008): *The Kiskun LTER: Long-term ecological research in the Kiskunság, Hungary*. – Institute of Ecology and Botany, Vácrátót, 82 p.
- Kövendi-Jakó, A., Halassy, M., Csecserits, A., Hülber, K., Szitár, K., Wrbka, T. & Török, K. (2019): Three years of vegetation development worth 30 years of secondary succession in urban-industrial grassland restoration. – *Appl. Veg. Sci.* **22**: 138–149. <https://doi.org/10.1111/avsc.12410>
- Langhans, T. M., Storm, C. & Schwabe, A. (2009): Biological soil crusts and their microenvironment: impact on emergence, survival and establishment of seedlings. – *Flora*, **204**: 157–168. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2008.01.001>
- Lhotsky, B., Kovács-Láng, E. & Veres, K. (2008): The role of the cryptogam layer in the sand grasslands. – In: Kovács-Láng, E., Kröel-Dulay Gy. & Barabás, S. (eds.): *The Kiskun LTER: Long-term ecological research in the Kiskunság, Hungary*, Institute of Ecology and Botany, Vácrátót, pp. 45–46.
- Mazerolle, M. J. (2016): *AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q) AIC(c)*. – R package version 2.2-2. <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>
- Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.) (2004): *Özönművek*. – Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, 426 p.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and human well-being: synthesis*. – Island Press, Washington, DC.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D. & R Core Team (2014): *nlme: linear and nonlinear mixed effects models*. – R package version 3.1–131.1. <http://CRAN.R-project.org/package=nlme>
- Pyšek, P., Richardson, D. M., Rejmánek, M., Webster, G. L., Williamson, M. & Kirschner, J. (2004): Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. – *Taxon* **53**: 131–143. <https://doi.org/10.2307/4135498>
- Pyšek, P. & Richardson, D. M. (2010): Invasive species, environmental change and management, and health. – *Annual review of environment and resources* **35**: 25–55. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-033009-095548>
- Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U. & Vilà, M. (2012): A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. – *Glob. Chang. Biol.* **18**: 1725–1737. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02636.x>

- R Development Core Team (2016): *R: A language and environment for statistical computing*. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org/>
- Reis, B. P., Kövendi-Jakó, A., Szitár, K., Török, K. & Halassy, M. (2009): Long-term effect of mowing on the restoration of Pannonian sand grassland to replace invasive black locust plantation. – *Restor. Ecol.* <https://doi.org/10.1111/rec.13152>
- Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D. & West, C. J. (2000): Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. – *Div. Distr.* **6**: 93–107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>
- Lenth, R. (2020): *emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means*. – R package version 1.4.4. <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>
- Sala, O. E., F. S. Chapin, J. J. Armesto, E., Berlow, J., Bloomfield, R., Dirzo, E., Huber-Sanwald, L. F., Huenneke, R. B., Jackson, A., Kinzig, R., Leemans, D. M., Lodge, H. A., Mooney, M., Oesterheld, N. L., Poff, M. T., Sykes, B. H., Walker, M. & Wall, D. H. (2000): Global biodiversity scenarios for the year 2100. – *Science* **287**: 1770–1774.
- Sallainé Kapocsi, J. & Dányik T. (2015): A selyemkóró és a gyalogakác elterjedési viszonyai és a visszaszorításuk a Körös–Maros Nemzeti Park területén – In: Csiszár, Á. & Korda, M. (szerk.): *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Rosalia kézikönyvek 3.* Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 113–122.
- Sher, A. A., El Waer, H., González, E., Anderson, R., Henry, A. L., Biedron, R. & Yue, P. (2018): Native species recovery after reduction of an invasive tree by biological control with and without active removal. – *Ecol. Eng.* **111**: 167–175. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.11.018>
- Szépliget, M., Kun, R., Bartha, S., Bodoncz, L. & Szentirmai, I. (2015): A magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) természetvédelmi célú kezelésének tapasztalatai az Őrségi Nemzeti Park területén. – In: Csiszár, Á. & Korda, M. (szerk.): *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Rosalia kézikönyvek 3.* Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 131–135.
- Szitár, K., Kröel-Dulay, Gy. & Török, K. (2018): Invasive *Asclepias syriaca* can have facilitative effects on native grass establishment in a water-stressed ecosystem. – *Appl. Veg. Sci.* **21**: 607–614. <https://doi.org/10.1111/avsc.12397>
- Szitár, K., Ónodi, G., Somay, L., Pándi, I., Kucs, P. & Kröel-Dulay, Gy. (2016): Contrasting effects of land use legacies on grassland restoration in burnt pine plantations. – *Biol. Conserv.* **201**: 356–362. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.004G>
- Szitár, K., Török, K. & Szabó, R. (2008): Vegetation composition changes in ex-arable fields following glyphosate application: the role of soil seed bank and timing of seed production. – *Cereal Res. Commun.* **36**: 1587–1590. <https://www.jstor.org/stable/90003022>
- Takács, G., Szidonya, I., Endrődyne Király, N., Kele, F., Király, M., Peszlen, R. & Szőke, P. (2015): Özönnövények irtási tapasztalatai kísérleti és üzemi körülmények között a Győr környéki homokpusztán. – In: Csiszár, Á. & Korda, M. (szerk.) *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Rosalia kézikönyvek 3.* Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 145–158.
- Thomaz, S. M., Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Silveira, M. J., Rejmánek, M., Aslan, C. E. & Chow, E. (2012): Using space for time substitution and time sequence approaches in invasion ecology. – *Freshwater Biol.* **57**: 2401–2410. <https://doi.org/10.1111/fwb.12005>
- Tóth, Z., Dániel, A. & Papp, L. (2012): Idegenhonos fásszárúak, irtásuk tapasztalatai és az irtás utáni szukcessziós folyamatok monitorozása a Budai Sas-hegyen. – In: Kézdy, P. & Tóth, Z. (szerk.): *Természetvédelem és kutatás a budai Sas-hegyen. Rosalia 8.* Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 83–127.
- Török, K., Szitár, K., Halassy, M., Szabó, R., Szili-Kovács, T., Baráth, N. & Paschke, M. W. (2014): Long-term outcome of nitrogen immobilization to restore endemic sand grassland in Hungary. – *J. App. Ecol.* **51**: 756–765. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12220>

- Török, K., Horváth, F., Kövendi-Jakó, A., Halassy, M., Bölöni, J. & Szitár, K. (2019): Meeting Aichi Target 15: Efforts and further needs of ecological restoration in Hungary. – *Biol. Conserv.* **235**: 128–135. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.04.020>
- Valkó, O., Deák, B., Török, P., Kirmer, A., Tischew, S., Kelemen, A., ... & Tóth, E. (2016): High-diversity sowing in establishment gaps: a promising new tool for enhancing grassland biodiversity. – *Tuexenia*, **36**: 359–378. <https://doi.org/10.14471/2016.36.020>
- Valkó, O., Tóth, K., Kelemen, A., Miglécz, T., Radócz, S., Sonkoly, J., ... & Deák, B. (2018): Cultural heritage and biodiversity conservation – plant introduction and practical restoration on ancient burial mounds. – *Natur Conserv.* **24**: 65–80. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.24.20019>
- Verő, Gy. & Csóka, A. (2015): Özönnövény-kezelési tapasztalatok a nagykovácsi pusztai tölgyesekben és a Turjánvidéken. – In: Csiszár, Á. & Korda, M. (szerk.): *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Rosalia kézikönyvek 3.* Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 191–198.

Internetes források:

http1: <https://www.iucn.org/theme/species/our-work/invasive-species>

Changes in abundance of common milkweed (*Asclepias syriaca* L.) on sandy old-fields during succession and due to conservation management

Anikó Csecserits, Melinda Halassy, Tamás Rédei, Katalin Szitár
& Zoltán Botta-Dukát

*Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany,
H-2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4., Hungary*

E-mail: csecserits.aniko@ecolres.hu

One of the most significant invasive species in Hungary is common milkweed (*Asclepias syriaca*), a perennial herb species, which typically invades disturbed sandy grasslands and regenerating sandy old-fields. Various nature conservation management actions are implemented against this species, but their monitoring often fails, because of the lack of long-term resources. We started a study on the recovery of abandoned agricultural fields in 2000. In 2014, herbicide control of milkweed took place in some of our study sites. The permanent plots of the study gave us the opportunity to monitor the effect of the management on milkweed and on the native vegetation. In some of our old-fields, milkweed became dominant gradually after abandonment of cultivation, between 2000 and 2010. After the herbicide treatment, milkweed cover decreased, however it did not disappear totally from the vegetation. The cover of native plant species did not increase significantly for three years after the treatment, meaning there was no remarkable regeneration on the sites previously invaded by milkweed.

Keywords: chemical eradication, invasion, invasive alien species, Kiskunság, monitoring, nature management, old-field, sandy grassland

Picea abies és *Pinus mugo* fafajok egészségi állapotának vizsgálata a Wechsel-hegység természetközeli erdőállományaiban

Falvai Dominika¹, Baltazár Tivadar², Szegleti Zsófia¹
és Czóbel Szilárd^{1,*}

¹Szent István Egyetem, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék,
2100 Gödöllő, Péter Károly u. 1.

²Mendelova univerzita v Brně, Agronomická fakulta, Ústav agrochemie, půdoznalství,
mikrobiologie a výživy rostlin, Zemědělská 1665/1, 613 00 Brno, Česká Republika
E-mail: Czobel.Szilard@szie.hu

Összefoglaló: Számos klimatikus modell a hőmérséklet jelentős emelkedését prognosztizálja a hegyvidéki régiókban, amely más tényezőkkel együtt befolyásolhatja a montán fajok eloszlását és az itteni életközösségek összetételét. A hegyvidéki területeken eddig észlelt, illetve előrejelzett termofilizáció felgyorsíthatja az erdőalkotó fásszárúak elterjedésének magasabb térszínek felé történő elmozdulását az Alpokban. Kutatásunk során arra kerestük a választ, hogy az ausztriai Wechsel-hegység montán és szubalpin zónájában a domináns tülevelű fajok egészségi állapota hogyan változik egy magassági transzekt mentén. A terepi méréseket ArborSonic FAKOPP 3D akusztikus tomográf és ArborElectro impedancia tomográf segítségével végeztük el, amelyek roncsolásmentesen képesek megállapítani a korhadt részek kiterjedését és pontos elhelyezkedését, illetve a gombafertőzöttség mértékét és lokalizációját. Mind a közönséges lucfenyő (*Picea abies*), mind a havasi törpefenyő (*Pinus mugo*) esetében szignifikáns, de részben eltérő jellegű összefüggést találtunk a korhadság mértéke és a tengerszint feletti magasság között. A lucos övben a romlottsági értékekre illesztett trendvonal haranggörbe jellegű lefutást mutatott. A lucfenyő szignifikánsan korhadtabbnak bizonyult elterjedésének alsó magassági területén, ami alapján a lucos zóna areájának szűkülése valószínűsíthető a vizsgált területen. Ez természetvédelmi szempontból nem túl kedvező, hiszen a *Picea abies* domináns, állományalkotó fafaj, emiatt a komplett lucos élőhely beszűkülése több, az élőhelyhez köthető, kisebb ökológiai alkalmazkodó-képességgel jellemezhető faj esetében negatív következményekkel járhat.

Kulcsszavak: lucfenyő, törpefenyő, magassági transzekt, korhadság, gomba-fertőzöttség

Bevezetés

A világszerte tapasztalható éghajlati melegezés az eddigi mérések szerint a hegyvidéki ökoszisztémákat nagyobb mértékben érinti, mint az alacsonyabban fekvő

régiókat (IPCC 2007). Ebben az évszázadban végzett klíma-mérések alapján a hegyvidéki területek hőmérséklet-növekedésének üteme két-háromszor nagyobb, mint a 20. században (Nogués-Bravo *et al.* 2007, Wipf *et al.* 2013). Emellett egyre több bizonyíték van arra, hogy a felmelegedés sebessége növekszik a vertikális magassággal. A felmelegedés tengerszint feletti magasságtól függő eltérő sebessége a különböző magassági régiókban eltérő mértékben gyorsítja fel az ökoszisztémák változásának ütemét (Pepin *et al.* 2015). A felmelegedés valószínűleg befolyásolja a hegyvidéki erdők biodiverzitását és ökoszisztéma-szolgáltatásait is (Máliš *et al.* 2016). Előbbi egyes fajok eltűnésével és a társulások összetételének megváltozásával járhat (Nogués-Bravo *et al.* 2007).

1951 óta minden évtizedben átlagosan 2,7 nappal meghosszabbodik a vegetációs időszak (Defila & Clot 2005, OcCC 2008), ami lehetővé teszi a növények számára, hogy egyre magasabban lévő területeken terjedjenek el (Lenoir *et al.* 2008). Mivel a fák megtelepedését és növekedését az alacsony hőmérséklet limitálja (Liang *et al.* 2016), a felmelegedés várhatóan felfelé tolja majd az erdők, és ezzel az alpesi fahatár és számos faj elterjedését (Vittoz *et al.* 2013, Bussotti *et al.* 2015, Máliš *et al.* 2016). Ezzel párhuzamosan a fafajok elterjedésének alsó (szárazsági) határán a felmelegedés-okozta erőteljes stressz-szelekció a genetikai diverzitás és a stabilitás csökkenésével járhat. Azonban a klímaváltozásnak az európai erdők fainak jövőbeni növekedésére és egészségi állapotára gyakorolt hatása egyelőre tisztázatlan (Mátyás & Kramer 2016). Északnyugat-Kanadában a magassági fahatáron végzett kutatások kimutatták, hogy 11,3 °C-os júliusi-augusztusi átlaghőmérséklet optimális a fák növekedése szempontjából. Amennyiben ezen hónapok átlagos értéke meghaladja ezt a küszöbértéket, az évgyűrű-szélesség és a hőmérséklet között fennálló pozitív összefüggés gyengül, és csökken az évgyűrűk vastagsága (D'Arrigo *et al.* 2004). Egy másik, 230 éves dendrokronológiai adatsort felhasználó vizsgálat szerint a magasabb nyári hőmérséklet és a kevesebb havazás egyaránt pozitívan hatnak a fahatáron tenyésző fák növekedésére (Dolezal *et al.* 2014).

A hazai középhegységi régióban végzett, különféle korú kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.) állományok korhadtságát vizsgáló elemzés kimutatta, hogy a szubatlanti térségben fekvő állományok a legegészségesebbek (Trenyik *et al.* 2019). A legnagyobb mértékben leromlott állományok a szárazabb klímájú, kontinentális területeken fordultak elő, ahol a faj korhadtságának átlagos értéke a 60 éves korosztály esetében 4,24% volt (Trenyik *et al.* 2019). Csehországban egy országos léptékű reprezentatív felmérés eredményeként azt tapasztalták, hogy a száradó telepített lucfenyő (*Picea abies* [L.] Karst) állományok 61,2%-a, míg a vizuálisan egészségesnek tűnő egyedek 42,9%-a volt korhasztó hatású

tuskógombával (*Armillaria ostoyae* [Romagnesi] Herink) fertőzött, feltehetőleg a szárazodás és a csökkenő talajvízszint miatt (Holuša *et al.* 2018).

Lucfenyők egészségi állapotának tengerszint feletti magassággal való összefüggését legtöbb esetben dendrokronológiai elemzésekkel vizsgálták. A Magas-Tátra területén egy magassági gradiens (839–1468 m) mentén végzett kutatás azt mutatta ki, hogy az adott évi sugárirányú évgyűrű-vastagodás, valamint az átlagos márciusi, áprilisi, júniusi és júliusi, illetve a megelőző év októberi hőmérséklete között pozitív korreláció figyelhető meg (Savva *et al.* 2006). A magasabb térszíneken tenyésző fák szenzitívebbnek bizonyultak a hőmérséklet-változással szemben. Egy páneurópai elemzés igazolta, hogy a lucfenyő vertikális elterjedésének alsó határát képviselő hegyvidéki elegyes erdőkben az elmúlt 30 évben a faj produktója szignifikánsan, közel negyedével csökkent (Hilmers *et al.* 2019). Szintén európai léptékű modellezéssel mutatták ki, hogy a jövőbeli klimatikus változások következtében feltételezhető a lucfenyő elterjedésének magasabb hegyvidéki régiók felé történő elmozdulása (Falk & Hempelmann 2013). A *P. abies* klimatikus változásokkal szembeni ellenállóképessége elmarad például a közönséges bükkétől és a kocsánytalan tölgyétől, amit a faj melegebb és szárazabb élőhelyeken tapasztalható produkció-csökkenése is jelez (Sáenz-Romero *et al.* 2019).

A Svájci-Alpokban közel 600 faegyed évgyűrűvizsgálata kimutatta, hogy a lucfenyő esetében az évgyűrű-vastagodás és a rövid nyári időszak hőmérséklete között erős, pozitív összefüggés van. Magasabb tengerszint feletti magasságban és hosszabb időskálán modellezve mind a lucfenyő, mind a havasi törpefenyő (*Pinus mugo* Turra) produktója erősebb hőmérsékletfüggést mutatott (Matthias *et al.* 2017). A havasi törpefenyő esetében az eddigi egészségi állapot-vizsgálatok a faj és a légszennyezettség kapcsolatára fókuszáltak, mivel a *P. mugo* kiváló bioindikátornak számít. A havasi törpefenyő pollenmag-abortivitása és a légszennyezettség között pozitív összefüggést figyeltek meg, ami legerősebben a faj vertikális elterjedésének felső határán volt észlelhető (Chropeňová *et al.* 2016). Ez egyben jelzi a fahatáron előforduló egyedek abiotikus stressztényezőknek való fokozott mértékű kitétségét.

Kutatásunk fő célja az volt, hogy meghatározzuk és összehasonlítsuk a *Picea abies* és a *Pinus mugo* – mint domináns erdőalkotó fafajok – egészségi állapotát (korhadtságát és a lucfenyő esetében gombafertőzöttségét) a Keleti-Alpokhoz tartozó Wechsel-hegységben. További cél volt a vizsgált fajok egészségi állapotának értékelése a tengerszint feletti magasság függvényében. Eredményeink alapján következtetni szeretnénk arra, hogy elképzelhető-e, hogy ezeknek a fafajoknak az areája el fog mozdulni felfelé, mivel ennek jelentős ökológiai és természetvédelmi következménye lehet az általuk dominált életközösségek esetében.

Módszerek

Adatgyűjtés

A vizsgálatokat Ausztriában, a Keleti-Alpokhoz tartozó Wechsel-hegységben végeztük 2019-ben, 800 és 1700 méter közötti tengerszint feletti magasságban. A vizsgálati területen a hegyvidéki (montán) övben 800 és 1600 m tengerszint feletti magasság között a lucfenyő, míg a keskenyebb alhavasi (szubalpin) övben 1600 és 1700 m között a havasi törpefenyő dominált, ezért ezeket a fafajokat választottuk ki mérésre.

A vizsgálatra kiválasztott tengerszint feletti magasságok kijelöléséhez 2018-ban elővizsgálatot végeztünk. Ennek során 50 méteres tengerszint feletti magasságonként mértük 3-3 faegyed korhadtságát akusztikus tomográfal mindkét faj esetében. Az elővizsgálat eredményei alapján azokban a magassági régiókban, ahol kiugró volt a korhadtság mértéke, 2019-ben sűrűbb mintavételezést választottunk. Így végül 800–1000 méter között 10 méteres tengerszint feletti magasságonként, 1000–1500 méter között 50 méterenként, 1500–1600 méter között 10 méterenként, míg 1600–1700 méter között 5 méterenként 3-3 faegyedet vizsgáltunk. A közönséges lucfenyőt 800–1600-ig, a havasi törpefenyőt pedig 1600–1700 méterig mértük. A faegyedek kiválasztásánál alapvető szempont volt, hogy minimum 10 méterre legyenek a legközelebbi úttól, valamint törzsmérőjük és lombkoronájuk minél jobban reprezentálja az adott magasságban előforduló faegyedeket.

A fák egészségi állapotát két változóval jellemeztük: a korhadtság és a romlottság (=gombafertőzöttség) mértékével. A korhadtság mérésére akusztikus tomográfot (FAKOPP 3D, Sopron) használtunk, amely képes roncsolásmentesen kimutatni a korhadt vagy üreges régiók méretét és pontos elhelyezkedését (Trenyik *et al.* 2017), valamint ki tudja számítani az egészséges rész arányát a teljes törzskeresztmetszethez képest egy adott talajszint feletti sík esetében. A korhadtságot százalékos arányban adtuk meg, ami komplementere az egészséges rész arányának. A FAKOPP műszer a hang terjedési sebességét méri (akusztikus mérés) a fatörzsön belül (Divós & Divós 2005, Divós *et al.* 2005). A rostokkal párhuzamosan a hang terjedési sebessége elérheti a 4000–5000 m/s-ot, mely 15-ször gyorsabb a levegőben terjedés sebességénél. Ezt a jelentős különbséget használja ki a műszer, valamint azt a tényt, miszerint a hanghullámok terjedési sebessége szoros összefüggésben van a faanyag mechanikai tulajdonságaival. Az akusztikus tomográfós méréseket több vertikális törzsrétegben végeztük el, figyelembe véve a vizsgált fajok eltérő fiziognómiáját. A lucfenyőnél a talajszinttől számítva három magasságban (0,4; 0,8 és 1,2 méteren), míg a havasi törpefenyő esetében két magasságban (0,2 és 0,4 méteren). Mivel a kocsánytalan tölgy esetében történt akusztikus tomográf mérések jelentős eltérést mutattak a törzs különböző rétegei-

nek korhadtsága között (Trenyik *et al.* 2019), ezért láttuk szükségesnek, hogy ezeket a méréseket több rétegben is elvégezzük annak érdekében, hogy a faegyedek korhadtságáról reprezentatívabb mintát kapjunk.

A gombafertőzöttséget impedancia tomográffal (ArborElectro, Sopron) vizsgáltuk, ami roncsolásmentes módon képes kimutatni a törzsön belüli aktív gombafertőzöttség helyét és méretét. A műszer elektródák közötti elektromos ellenállást mér a törzs egy adott szeletén (mértékegysége: Ohm m⁻¹). Az elektromos ellenállás függ a két elektróda közötti terület ion-koncentrációjától, amit pedig a gomba jelenléte vagy hiánya határoz meg. Ezzel a módszerrel a gombafertőzések már igen korai fázisban meghatározhatóak és kimutathatóak (Divós *et al.* 2007). A gombafertőzöttség impedancia tomográffal történő méréséhez minimum 15 cm vastag törzsmérőjű szükséges. A havasi törpefenyő esetében a vizsgálati területen előforduló fák törzsmérője ennél kisebb volt, ezért ennél a fajnál az ArborElectro műszeres méréseket nem tudtuk elvégezni.

Statisztikai elemzések

Lineáris regresszióval (*Linear Regression Analysis*) vizsgáltuk a fa korhadtsága, ill. romlottsága és a tengerszint feletti magasság közötti összefüggést (Faraway 2005). A regressziós kapcsolatban a korhadtságot, illetve romlottságot függő változóként (*response variable*), míg a tengerszint feletti magasságot mint magyarázó változót (*explanatory variable*) használtuk. Vizsgáltuk a faegyedek hatását is, mint random faktor, de mivel nem volt érdemi hatása, ezért elhagyhatónak bizonyult és az egyszerűsítés kedvéért kikerült a modellből.

Az összes modell esetében a regressziós egyenes illesztése a legkisebb négyzetek (*method of ordinary least squares – OLS*) módszere szerint történt. A determinációs együtthatót (*Coefficient of Determination – R²*) használtuk fel annak megállapítására, hogy a függő változó varianciájának mekkora részét magyarázza meg a független változóval mérhető kapcsolata. A grafikus ábrázolás során lokális regressziót (*Locally Weighted Linear Regression – LOESS*) használtunk és 95%-os konfidencia intervallummal ábrázoltuk a regressziós görbét (Jacoby 2000).

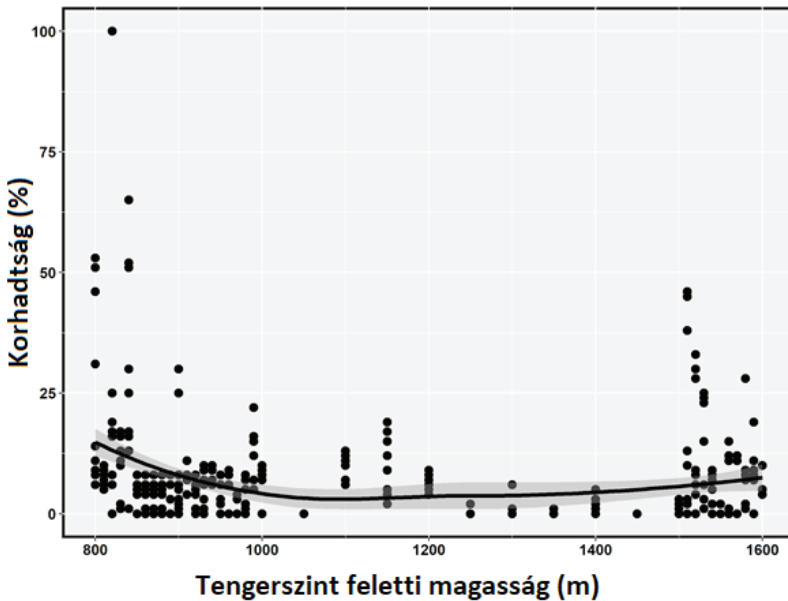
Az összes statisztikai modell esetében elvégeztük az adott próbára vonatkozó feltételeket. A normalitás vizsgálatához a Kolmogorov-Szmirnov és a Shapiro-Wilk próbát használtuk fel, a szórás-homogenitás tesztelése pedig a Bartlett-próba és a Levene-próba segítségével történt, mindkét esetben ugyancsak 5%-os megbízhatósági szinten.

A statisztikai elemzéseket az R program 3.6.3 verziójával végeztük (R Core Team 2020). Ezekhez az elemzésekhez a „nortest” (Gross & Ligges 2015) és „car” (Fox & Weisberg 2019), míg a grafikus ábrázolásokhoz a „ggplot2” (Wickham 2016) kiegészítő csomagokat használtuk fel.

Eredmények

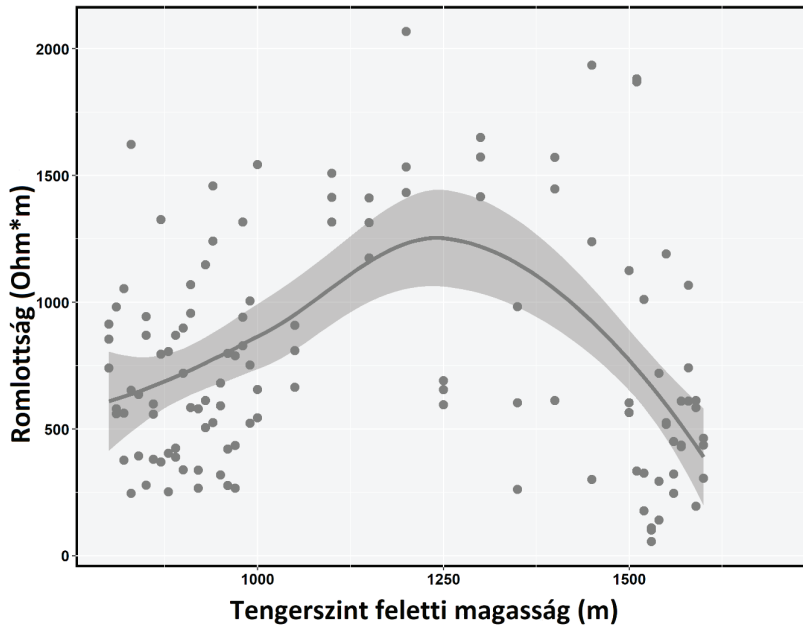
Közönséges lucfenyő

A lucfenyő korhadtsága és a tengerszint feletti magasság közötti kapcsolatot regresziós analízissel vizsgálva gyenge szignifikanciát mutatott ($F_{1,367}=5,12$; $p=0,02$), illetve a korrelációs együttható értéke nagyon kicsinek bizonyult ($R^2=0,01$), ami arra utal, hogy klasszikus görbével nem írható le ez a kapcsolat. A lokális regreszió alapján (1. ábra) nem volt egyértelmű összefüggés a lucfenyő korhadtsága és a tengerszint feletti magasság között. Mindazonáltal az 1. ábrából látható, hogy 800 és 1000 m, illetve 1500 és 1600 m tengerszint feletti magasság között a korhadtsági százalék magasabb volt, mint 1000 és 1500 m közötti tengerszint feletti magasság esetében. A legnagyobb mértékű romlottságot a *Picea abies* esetében 840 méteren mértük, átlagosan 30%-os (95% CI: 24,36; 35,64; $n=9$) értékkel. 1500 métertől felfelé haladva a fafaj felső elterjedési határáig fokozatosan nőtt a korhadtság mértéke, ahogy azt a konfidencia-intervallum is jelzi, de ebben a magassági zónában kisebb mértékű volt a fák károsodása, mint az alacsonyabb térszíneken.



1. ábra: A lucfenyő (*P. abies*) korhadtságának mértéke a vizsgált tengerszint feletti magassági gradiens mentén (Wechsel-hegység, montán öv). A fekete pontok a vizsgált faegyedek ($n=123$) mért törzsréteg-pontjainak korhadtsági értékét jelzik (3 pont/faegyed, $n=369$).

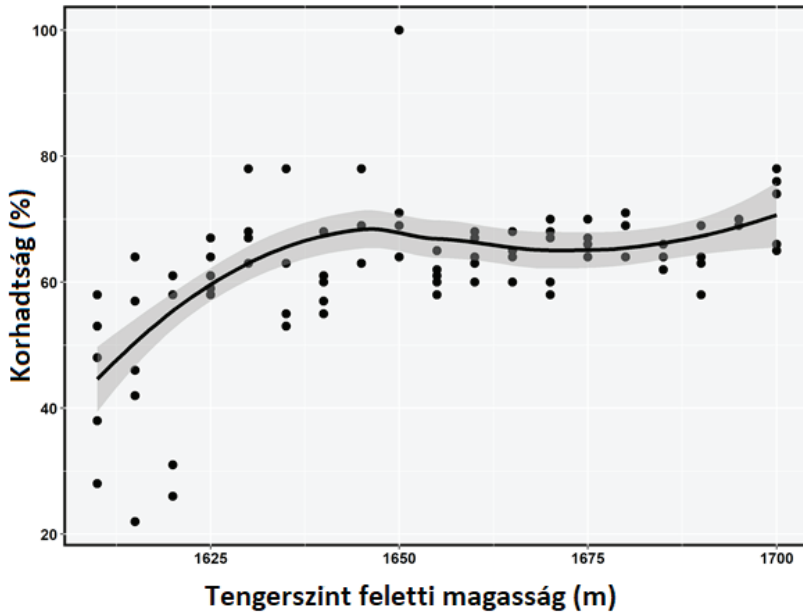
A romlottsági értékekre illesztett trendvonal a korhadtságtól eltérő, haranggörbe jellegű lefutást mutatott (2. ábra). A romlottság értékeinek szórása 800 és 1000, illetve 1500 és 1550 m között volt a legmagasabb, míg a legkisebb szórásértékek 1250, illetve 1600 m körül voltak megfigyelhetők.



2. ábra: A lucfenyő (*P. abies*) gomba-fertőzőttségének mértéke a vizsgált magassági gradiens mentén (Wechsel-hegység, montán öv). A fekete pontok a vizsgált faegyedek ($n=123$) mért törzsréteg-pontjainak romlottsági értékét jelzik (3 pont/faegyed, $n=369$).

Havasi törpefenyő

A *Pinus mugo* esetében a regressziós analízis szignifikáns kapcsolatot mutatott (3. ábra, $F_{1,112}=25,35$; $p<0,001$) a tengerszint feletti magasság és a korhadtság között, a determinációs együttható értéke is magasabb volt, mint a lucfenyő esetében ($R^2=0,18$). A lokális regresszió alapján megállapítható, hogy a korhadtság mértéke nőtt a magasabb térszín felé haladva (3. ábra). A korhadtság mértéke a faj elterjedésének alsó határán, 1610 és 1640 m között emelkedett jelentősebb mértékben. Ennél nagyobb tengerszint feletti magasságban a mért értékek közel azonos tartományban voltak, egészen a törpefenyő elterjedésének legfelső határáig. A fahatár közelében újra emelkedett a korhadtság mértéke. A *Pinus mugo* esetében 1700 m magasságban mértük a legnagyobb mértékű átlagos korhadtságot, átlagosan 72,2%-ot (95% CI: 65,4; 78,9; $n=6$), míg a legalacsonyabb korhadtsági értéket a elterjedési terület legalsó részén detektáltuk: 1610 m tengerszint feletti magasság-



3. ábra: A havasi törpefenyő (*P. mugo*) korhadtságának mértéke a vizsgált magassági gradiens mentén (Wechsel-hegység, szubalpin öv). A fekete pontok a vizsgált faegyedek ($n=57$) mért törzsréteg pontjainak korhadtsági értékét jelzik (2 pont/faegyed, $n=114$). Az illesztett görbe polinomiális ($\pm 95\%$ konfidencia intervallum).

ban átlagosan 41,7% volt (95% CI: 40,4; 53,9; $n=6$). A havasi törpefenyő elterjedésének alsó határán mért korhadtsági értékek – az 1615 és 1620 m magasan mért értékek kivételével – szignifikánsan alacsonyabbak voltak a többi szinthez képest ($p<0,001$; 1625, 1640 és 1655 méterrel összevetve).

Értékelés

A korhadtsági eredmények azt mutatják, hogy a *Picea abies* egyedek egészségi állapota a faj alsó magassági elterjedési határán a legrosszabb, amit a gombaferőtözöttség magas szórásértéke is alátámaszt. Ez egyezik Hilmers és munkatársai (2019) lucfenyőre vonatkozó megfigyelésével. A korhadtsági mérések alapján úgy tűnik, hogy a lucfenyő a jelenlegi klimatikus viszonyok között 1050 és 1450 méter közötti tengerszint feletti magasságban van a legjobb egészségi állapotban, amely magassági tartomány egyben a faj elterjedési optimumának is tekinthető a vizsgált hegységben. Ebben a tartományban a *Picea abies* korhadtságának értékei

hasznalóak voltak, mint a Kárpát-medencében a különböző korú *Quercus petraea* állományok adatai (Trenyik *et al.* 2017, 2019). A lucfenyő alsó elterjedési határán megfigyelt szignifikánsan magasabb korhadtsági értékek és a romlottság jelentős szórása azt jelzi, hogy a faj elterjedési területének alsó régiója kevésbé kedvező a faj számára, így elképzelhető, hogy az alsó előfordulási határa el fog mozdulni felfelé. A gombafertőzöttség mértékének csökkenő trendje a *P. abies* felső magassági elterjedési határa felé pedig előrejelezhetné azt a lehetőséget, hogy a faj képes lehetne felfelé kiterjeszteni vertikális areáját. Vizsgálatunk alapján úgy tűnik, hogy gombafertőzöttség szempontjából ugyan kedvezőbb lehetne a lucfenyőnek magasabb térszínek felé tolni, azonban a fafaj elterjedésének felső magassági határa közelében – feltehetően a növekvő mértékű stressz miatt – jobban korhad. Utóbbi gátat szabhat a lucfenyő felfelé történő elmozdulásának, így az alsó elterjedési határ felfelé történő elmozdulásával akár egy area-szűkülés is előfordulhat a *Picea abies* esetében. Utóbbi természetvédelmi szempontból kedvezőtlen lenne, hiszen az általa dominált élőhely beszűkülésével járna együtt. Ehhez az area-szűküléshez feltehetően a lucosokhoz köthető fajoknak csak egy része tudna alkalmazkodni, ami hosszabb távon az élőhely fajdiverzitásának csökkenéséhez vezethet, a havasi gyepek kiterjedésének csökkenésekor tapasztaltakhoz hasonlóan (Baker & Moseley 2007, Cazzolla Gatti *et al.* 2019).

A *Pinus mugo* esetében a korhadtság mértéke nőtt a magasabb térszínek felé haladva, a két változó között pozitív szignifikáns összefüggés mutatható ki. A havasi törpefenyő esetén a faj alsó elterjedési határán mért alacsonyabb, míg a felső elterjedési övben mért magasabb korhadtsági értékek azt jelzik, hogy a faj vertikális areájának változása, felfelé történő elmozdulása – a lucfenyővel ellentétben – a közeljövőben nem valószínűsíthető a vizsgált területen. A havasi törpefenyő lucfenyőhöz képest jelentősen magasabb korhadtsági értékei a magasabb régióra jellemző nagyobb mértékű abiotikus stresszel magyarázhatóak.

Eredményeink részben összhangban állnak Lenoir *et al.* (2008), Liang *et al.* (2016) és Jump *et al.* (2009) terepi megfigyeléseken alapuló megállapításával, valamint Vittoz *et al.* (2013), Falk & Hempelmann (2013) és Bussotti *et al.* (2015) modellezési eredményeivel, azaz a jelenleg zajló éghajlatváltozás megváltoztathatja a fafajok elterjedését, illetve a hőmérséklet növekedése a hegyvidéki fajok areájának gyors ütemű felfelé történő elmozdulását idézheti elő. A *Picea abies* és a *Pinus mugo* elterjedésének felső határán tapasztalt magasabb korhadtsági értékek azt is jelezhetik, hogy amennyiben a fafajok areája felfelé tolódik, az növekvő mértékű hidegstressznek, szélsőségesebb időjárási eseményeknek (pl. erősebb és gyakoribb szélviharok, jégtörés) teszi ki őket, és ezáltal csökkenő fitnessszel járhat.

A hegyvidéki növényzeti övek potenciális eltolódása, az élőhelyek átalakulása természetvédelmi szempontból nem biztos, hogy kedvező, mert valószínűsíthető, hogy nem minden faj képes az állományalkotó fafajjal együtt vándorolni.

Irodalomjegyzék

- Baker, B. B. & Moseley, R. K. (2007): Advancing treeline and retreating glaciers: implications for conservation in Yunnan, PR China. – *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* **39**: 200–209. <https://doi.org/10.1657/1523-0430>
- Bussotti, F., Pollastrini, M., Holland, V. & Brüggemann, W. (2015): Functional traits and adaptive capacity of European forests to climate change. – *Environ. Exp. Bot.* **111**: 91–113. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2014.11.006>
- Cazzolla Gatti, R., Callaghan, T., Velichevskaya, A., Dudko, A., Fabbio, L., Battipaglia, G. & Liang, J. (2019): Accelerating upward treeline shift in the Altai Mountains under last-century climate change. – *Sci. Rep.* **9**: 7678. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44188-1>
- Chropeňová, M., Gregušková, E. K., Karásková, P., Příbylová, P., Kukučka, P., Baráková, D. & Čupr, P. (2016): Pine needles and pollen grains of *Pinus mugo* Turra – A biomonitoring tool in high mountain habitats identifying environmental contamination. – *Ecol Indic.* **66**: 132–142. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.004>
- D'Arrigo, R. D., Kaufmann, R. K., Davi, N., Jacoby, G. C., Laskowski, C., Myneni, R. B. & Cherubini, P. (2004): Thresholds for warming-induced growth decline at elevational tree line in the Yukon Territory, Canada. – *Global Biogeochem Cy.* **18**: GB3021. <https://doi.org/10.1029/2004gb002249>
- Defila, C. & Clot, B. (2005): Phytophenological trends in the Swiss Alps, 1951–2002. – *Meteorol Z.* **14**: 191–196. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2005/0021>
- Divós, F. & Divós, P. (2005): Resolution of stress wave based Acoustic Tomography. – In: Bröker, W. (ed.): *Proceedings of the 14th International Symposium on Nondestructive Testing of Wood*. Eberswalde, pp. 309–314.
- Divós, F., Dénes, L. & Iniguez, G. (2005): Effect of crosssectional change of a board specimen on stress wave velocity determination. – *Holzforschung* **59**: 230–231. <https://doi.org/10.1515/HF.2005.036>
- Divós, F., Divós, P. & Divós, Gy. (2007): Acoustic Technique use from seedling to wooden structures. – In: Brashaw, B. (ed.): *Proceedings of the 15th International Symposium on Nondestructive Testing of Wood*. Duluth, pp. 230–231.
- Dolezal, J., Altman, J., Vetrova, V. P. & Hara, T. (2014): Linking two centuries of tree growth and glacier dynamics with climate changes in Kamchatka. – *Clim Chang.* **124**: 207–220. <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1093-4>
- Falk, W. & Hempelmann, N. (2013): Species Favourability Shift in Europe due to Climate Change: A Case Study for *Fagus sylvatica* L. and *Picea abies* (L.) Karst. Based on an Ensemble of Climate Models. – *Int. J. Climatol.* ID 787250. <https://doi.org/10.1155/2013/787250>
- Faraway, J. J. (2005): *Linear Models with R*. – Boca Raton, Florida, 229 p.
- Fox, J. & Weisberg, S. (2019): *An {R} Companion to Applied Regression*. – Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>
- Gross, J. & Ligges, U. (2015): *Nortest: Tests for Normality*. – R package version 1.0-4. <http://CRAN.R-project.org/package=nortest>
- Hilmers, T., Avdagić, A., Bartkovicz, L., et al. (2019): The productivity of mixed mountain forests comprised of *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, and *Abies alba* across Europe. – *Int. J. For. Res.* **92**: 512–522. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpz035>
- Holuša, J., Lubojacký, J., Čurn, V., Tonka, T., Lukášová, K. & Horák, J. (2018): Combined effects of drought stress and Armillaria infection on tree mortality in Norway spruce plantations. – *Forest Ecol. Manag.* **427**: 434–445.
- IPCC (2007): *Fourth Assessment Report of Intergovernmental Panel on Climate Change*. <http://www.ipcc.ch>

- Jacoby, W. G. (2000): Loess: a nonparametric, graphical tool for depicting relationships between variables. – *Elect. Stud.* **19**: 577–613. [https://doi.org/10.1016/S0261-3794\(99\)00028-1](https://doi.org/10.1016/S0261-3794(99)00028-1)
- Jump, A. S., Mátyás, Cs. & Peñuelas, J. (2009): The altitude-for-latitude disparity in the range retractions of woody species. – *Trends Ecol. Evol.* **24**: 694–701. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.06.007>
- Lenoir, J., Gegout, J. C., Marquet, P. A., de Ruffray, P. & Brisse, H. (2008): A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. – *Science* **320**: 1768–1771. <https://doi.org/10.1126/science.1156831>
- Liang, E., Wang, Y., Piao, S., Lu, X., Camarero, J. J., Zhu, H., Zhu, L., Ellison, A. M., Ciais, P. & Peñuelas, J. (2016): Species interactions slow warming-induced upward shifts of treelines on the Tibetan Plateau. – *Proceedings of the National Academy of Sciences*. **113**: 4380–4385. <https://doi.org/10.1073/pnas.1520582113>
- Máliš, F., Kopecký, M., Petřík, P., Vladovič, J., Merganič, J. & Vida, T. (2016): Life stage, not climate change, explains observed tree range shifts. – *Glob. Change Biol.* **22**: 1904–1914. <https://doi.org/10.1111/gcb.13210>
- Matthias, J., Bugmann, H., Nötzli, M. & Bigler, C. (2017). Among-tree variability and feedback effects result in different growth responses to climate change at the upper treeline in the Swiss Alps. – *Ecol. Evol.* **7**: 7937–7953. <https://doi.org/10.1002/ece3.3290>
- Mátyás, Cs. & Kramer, K. (2016): Az erdei génkészletek szerepe a klímaváltozáshoz alkalmazkodó gazdálkodásban = Adaptive management of forests and their genetic resources in the face of climate change. – *Erdészettudományi Közlem.* **6**: 7–16.
- Nogués-Bravo, D., Araújo, M. B., Errea, M. P. & Martínez-Rica, J. P. (2007): Exposure of global mountain systems to climate warming during the 21st Century. – *Global Environ. Chang.* **17**: 420–428. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.11.007>
- OcCC (2008): *Le climat change - que faire?* – Le nouveau rapport des Nations Unies sur le climat (GIEC 2007) et ses principaux résultats dans l’optique de la Suisse. Berne: OcCC. <http://www.proclim.ch>
- Pepin, N., Bradley, R. & Diaz, H. (2015): Elevation-dependent warming in mountain regions of the world. – *Nature Clim. Change.* **5**: 424–430. <https://doi.org/10.1038/nclimate2563>
- R Core Team (2020): *R: A language and environment for statistical computing*. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org/>
- Savva, Y., Oleksyn, J., Reich, P. B., Tjoelker, M. G., Vaganov, E. A. & Modrzynski, J. (2006): Interannual growth response of Norway spruce to climate along an altitudinal gradient in the Tatra Mountains, Poland. – *Trees – Struct. Funct.* **20**: 735–746. <https://doi.org/10.1007/s00468-006-0088-9>
- Sáenz-Romero, C., Kremer, A., Nagy, L., Újvári-Jármay, É., Ducouso, A., Kóczán-Horváth, A., Hansen, J. K. & Mátyás, Cs. (2019): Common garden comparisons confirm inherited differences in sensitivity to climate change between forest tree species. – *PeerJ* **7**: e6213. <https://doi.org/10.7717/peerj.6213>
- Trenyik, P., Ficsor, Cs., Demeter, A., Falvai, D. & Czóbel, Sz. (2017): Examination the health state with instrumental measurements and the diversity of sessile oak stands in Zemplén mountains. – *Columella* **4**: 21–30. <https://doi.org/10.18380/SZIE.COLUM.2017.4.1.21>
- Trenyik, P., Skutai, J., Szirmai, O. & Czóbel, Sz. (2019): Instrumental analysis of health status of *Quercus petraea* stands in the Carpathian Basin. – *Central European Forestry Journal* **65**: 34–40. <https://doi.org/10.2478/forj-2019-0001>
- Vittoz, P., Cherix, D., Gonsseth, Y., Lubini, V., Maggini, R., Zbinden, N. & Zumbach, S. (2013): Climate change impacts on biodiversity in Switzerland: A review. – *J. Nat. Conserv.* **21**: 154–162. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2012.12.002>

- Wickham, H. (2016): *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. – Springer-Verlag, New York.
- Wipf, S., Stöckli, V., Herz, K. & Rixen, C. (2013): The oldest monitoring site of the Alps revisited: accelerated increase in plant species richness on Piz Linard summit since 1835. – *Plant Ecol. Divers.* **6**: 447–455. <https://doi.org/10.1080/17550874.2013.764943>

Investigation of the health status of *Picea abies* and *Pinus mugo* tree species in the semi-natural forest stands of the Wechsel Mountains

Dominika Falvai¹, Tivadar Baltazár², Zsófia Szegleti¹
& Szilárd Czóbel^{1,*}

¹*Szent István University, Department of Nature Conservation and Landscape Management, H-2100 Gödöllő, Péter Károly u. 1., Hungary*

²*Mendel University in Brno, Faculty of AgriSciences, Department of Agrochemistry, Soil Science, Microbiology and Plant Nutrition, 613 00 Brno, Zemědělská 1/1665, Czech Republic*

E-mail: Czobel.Szilard@szie.hu

Several climatic models predict a significant rise in temperature in mountainous regions, which, alongside other factors, may influence the distribution of montane species and the composition of local communities. Observed or predicted thermophilization in mountainous areas may accelerate the upward movement of forest-forming tree species in the Alps. In our research, we studied the changes of the health status of dominant coniferous species in the montane and subalpine zones of the Wechsel Mountains, along an elevation transect. Field measurements were performed using an ArborSonic FAKOPP 3D acoustic tomograph and an ArborElectro impedance tomograph, which are able to detect the extent and exact location of rotten parts, as well as the extent and location of fungal infestation, without destruction. For both *Picea abies* and *Pinus mugo*, we found significant but partly different correlations between the degree of rot and the altitude. In the spruce belt, the trend line fitted to the fungal infestation values was bell-shaped. Spruce proved to be significantly more rotten in the lower elevation area of its distribution. Consequently, a narrowing of the area of the spruce zone is likely to take place in the study area. From a conservational aspect, this is not favourable, as *Picea abies* is a dominant, stand-forming tree species, therefore the narrowing of the complete spruce habitat may have negative consequences for several species associated with the habitat, especially for those characterized by a lower ecological adaptability.

Keywords: Norway spruce, dwarf mountain pine, altitudinal transect, decay, fungal infestation

Nyílt homokpusztagyep helyreállítási lehetőségei akác ültetvények helyén: a kaszálás hosszú távú hatása

Halassy Melinda¹, Kövendi-Jakó Anna¹, Bruna Paolinelli Reis²,
Sáradiné Nóra³, Szitár Katalin¹ és Török Katalin¹

¹Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet,
2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.

²Eötvös Loránd Tudományegyetem, Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai
Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1/C

³Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola,
2100, Gödöllő, Péter Károly u. 1.

E-mail: halassy.melinda@ecolres.hu

Összefoglaló: A kaszálás hosszú távú hatását vizsgáltuk nyílt homoki gyepek regenerációjára akác-állományok felszámolását követően. Három homoki akácállomány került letermelésre 1994/1995 telén. Az akáctönköket vegyszeres lekenéssel kezeltük, majd a terület egy részén évi kétszeri kaszálást alkalmaztunk 1995 és 2001 között. A vegyszeres kezelés sikeresen visszaszorította az akácot a nyíltabb táji környezetben található állományok esetén. Itt a kaszált parcellákon szignifikánsan magasabb borítást értek el a nyílt homoki célfajok, mint a nem kaszált parcellákon, de 22 év alatt sem érték el a referencia gyepekre jellemző értéket, mivel a kaszálás elősegítette az idegenhonos fajok térnyerését is. Míg ültetvényekkel körülvett foltban a nem kaszált parcellákon újra felnőtt az akác, s a célfajok betelepődése elmaradt. A hosszú távú monitorozás alapján a kaszálás hatékonyan segítette elő a nyílt homokpusztagyep regenerációját letermelt homoki akácosok helyén, de a teljes helyreállításhoz további beavatkozások szükségesek.

Kulcsszavak: fehér akác, gyeprestauráció, hosszú távú monitorozás, invázió, vegyszeres kezelés

Bevezetés

A biológiai invázió az egyik kiemelt veszélyeztető tényező, amely a biológiai sokféleség csökkenéséhez vezet (Sala *et al.* 2000). A fásszárú inváziós fajok gazdasági megítélése ugyanakkor többnyire pozitív, ami az általában negatív környezeti hatások miatt érdeklentétekhez vezethet (Demeter *et al.* 2015, Ónodi 2016). A fehér akác (*Robinia pseudoacacia* Linnaeus) az erdőgazdálkodásban használt fajok közül a leggyakrabban ültetett idegenhonos faj hazánkban (Bartha *et al.*

2012). Ugyanakkor spontán terjedése számos élőhelyet veszélyeztet, többek között a hazai homoki gyepeket (Török *et al.* 2003, Botta-Dukát 2008).

Az akác legnagyobb hatása a nitrogén-fixációból fakad, amely megnöveli a talaj nitrogéntartalmát és mineralizációs sebességét, ami viszont megváltoztatja a nitrogén és más elemek mennyiségét és körforgását (Corbin & D'Antonio 2012). Ezek a változások nemcsak a föld feletti vegetációt érintik, elsősorban homogenizációt és a korai szukcessziós nitrogénkedvelő fajok – beleértve idegenhonos fajokat – dominanciáját eredményezve (Vítková *et al.* 2017), de jelentősen megváltoztathatják a talaj mikrobiális közösségét, ami hosszú távon is akadályozhatja az ökoszisztéma helyreállítását (Corbin & D'Antonio 2012). Szárazgyepei környezetben e változásokat tovább súlyosbítja, hogy a gyepre telepített erdő a mélyebb talajrétegek kiszáradásához, és ezáltal a talajvíz-utánpótlás csökkenéséhez vezet (Tölgyesi *et al.* 2020).

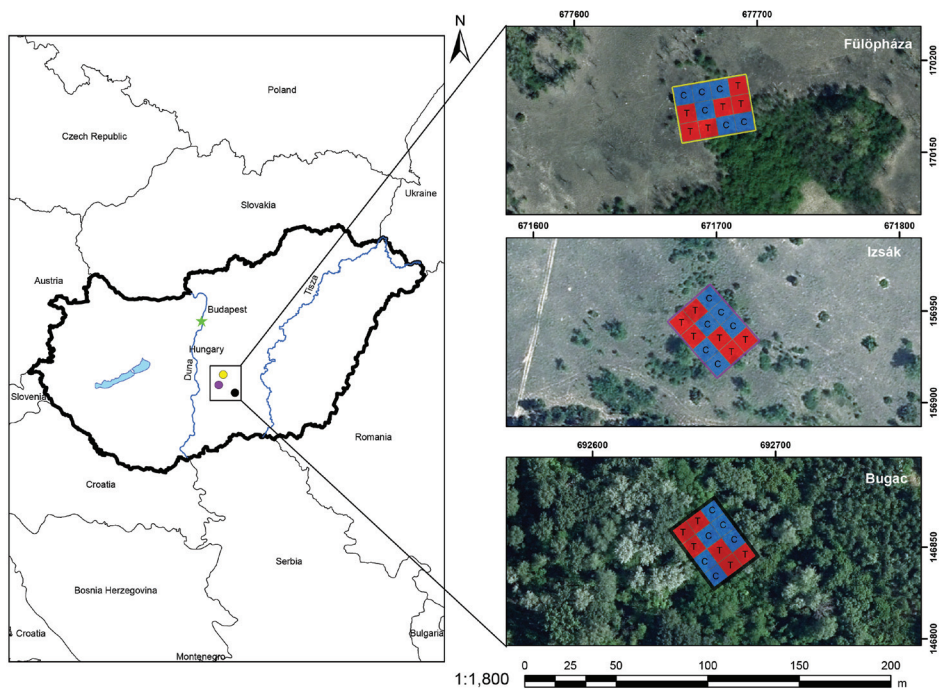
1992 óta az Európai Unió LIFE programja 33 projektet finanszírozott az akác eltávolítására, elsősorban az előzőlött száraz élőhelyeken (Vítková *et al.* 2017). Számos hazai beavatkozás is ismert az akác visszaszorítására, elsősorban a nemzeti parkokhoz köthetően (Bolla 2012, Csiszár & Korda 2015). Ennek ellenére azonban még nem alakult ki egységes, széles körben elfogadott módszer az akác eltávolítását követő élőhely-helyreállításra (Vítková *et al.* 2017). Az akácsarjak eltávolítására általában vegyszeres kezelést vagy mechanikus eltávolítást (pl. kaszálást vagy legeltetést) alkalmaznak, továbbá a magról történő felújulás megelőzésére lehet még szükség (Csiszár & Korda 2015). A kaszálással és a levágott növényi anyag eltávolításával csökkenthető a magas nitrogéntartalmú avar mennyisége, és felgyorsítható a nitrogén kiürülése a talaj felső rétegeiből (Tilman & Isbell 2015). A talajnitrogén lecsökkenése megnöveli a tápanyagszegény környezethez adaptált célfajok versenyképességét az akáchoz kötődő fajokkal szemben (Török *et al.* 2014).

Bár sokat tudunk az akácról és annak irtási lehetőségeiről, kevés ismeret áll rendelkezésre az akác eltávolítása utáni hosszú távú változásokról. Jelen munkában a kaszálás hosszú távú hatását vizsgáltuk a nyílt homokpusztagyep helyreállításában fehér akác eltávolítását követően három eltérő táji környezetű kísérleti területen. A kaszálás célja az akácsarjak visszaszorítása, továbbá a nitrogén talajból történő kiürülésének elősegítése volt, mely kedvező feltételeket teremthet a nyílt homokpusztagyepi fajok betelepedéséhez. Kérdéseink az alábbiak voltak: 1. A tönkök vegyszeres kezelésével és rendszeres kezdeti kaszálással hosszabb távon megelőzhető-e az akác felújulása? 2. A kezdeti kaszálás a kontroll területekhez képest felgyorsítja-e a nyílt homokpusztagyepi fajok betelepődését az akác letermelése után?

Anyag és módszer

1994 folyamán három mintaterületet választottunk ki a Kiskunsági Nemzeti Park területén: Fülöpháza (54B erdőrészlet, 1 ha); Izsák (68I erdőrészlet, 0,4 ha, teljes erdőrészlet); és Bugac (214B erdőrészlet, 1,1 ha) környékén. A kiválasztás szempontjai a következők voltak: (1) a Nemzeti Park felügyelete alá eső, (2) vágásérett (kb. 35 éves) erdőtag legyen, (3) buckaháton helyezkedjen el, és (4) az aljnövényzete szárazságot jelezzon, de ne legyen ún. akácmetető, ahol az akácos a nem megfelelő környezeti feltételek miatt magától összeomlik.

Az akácállományok letermelése 1994/95 telén történt meg. A letermelés után a sarjadzás megakadályozására a levágott tönkök felületét triklopir hatóanyagú GARLON®4E (Dow AgroSciences LLC) vegyszerrel kezeltük. A kezelést szükség szerint megismételtük a sarjak lekenésével/permetezésével 1995 tavaszán. A kaszálás vizsgálatára területenként egy 30 m × 40 m-es mintaterület jelöltünk ki, amit 12 db 10 m × 10 m parcellára osztottunk (1. ábra). A kezelést parcellánként végeztük véletlenszerű elrendezésben (6 kontroll és 6 kaszált parcella). A kaszálást 1995-től 2001-ig évente kétszer végeztük motoros fűkasza segítségével a fő



1. ábra: A kísérletek elhelyekedése a három helyszínen, melyek három különböző táji mátrixot képviselnek. A kezeléseket érintkező 10 m × 10 m-es parcellákon végeztük. Kék szín jelzi a kontroll (control – C), piros a vágással kezelt (treatment – T) parcellákat.

vegetációs periódusokban (május/június és augusztus/szeptember fordulóján), amikor a legnagyobb mennyiségű biomassza távolítható el. A kezelt parcellákon minden növényi anyagot levágtunk, és a levágott növényi anyagot ritka fogú gereblyével a parcellákon kívülre hordtuk.

A cönológiai mintavételezést parcellánként 3 db 2 m × 2 m-es állandó négyzetben végeztük évente kétszer, közvetlenül kaszálás előtt. A monitorozást 1995 és 1999 között évente végeztük, ezután Fülöpházán és Izsákon további hat felvételezés történt (2002, 2003, 2005, 2007, 2009, 2017). A bugaci területen 1999-ben megszűnt a további kezelés és monitorozás az akác erős újrasarjadása miatt, és csak 2019-ben felvételeztük újra. A környező tájakban referencia gyepeket is kijelöltünk. Ezek száma kezdetben területenként csak egy volt, majd Fülöpházán és Izsákon 1999-től 18-18 db felvételt készítettünk. 2019-ben a bugaci adatokat is kiegészítettük a közeli homoki gyepből származó 17 referencia felvétellel Ónodi és munkatársai (2014) adatsorából. A cönológiai becslést Braun-Blanquet (1965) módszerét követve végeztük, amit százalékos skálára transzformáltunk át Zólyomi (1951) módszere alapján. A statisztikai elemzésekhez a júniusi és augusztusi felvételekből fajonként az éves maximális értéket vettük figyelembe.

A beavatkozások sikerét három indikátorral mértük: az akác, a nyílt homoki célfajok és az akácon kívül megjelent egyéb idegenhonos fajok borításának változásával. A célfajok besorolásánál Csecserits és munkatársai (2011), az idegenhonos fajok esetén Balogh és munkatársai (2004) munkájára támaszkodtunk, és csak az újjövevény fajokat vettük figyelembe. Az összesen 112 fajból 44 célfaj és 22 idegenhonos faj került be az elemzésbe. Végül az egyes évekre és kezelésekre kiszámoltuk az indikátorok kvadrátonkénti relatív borítását.

A kezelések és évek közötti különbségek tesztelésére lineáris kevert modelleket (LME) alkalmaztunk külön-külön az egyes területekre az akác, a célfajok és idegenhonos fajok relatív borítására az „nlme” csomag felhasználásával (Pinheiro *et al.* 2017). A kezeléseket (kaszált, kontroll, referencia) és éveket rögzített kategorikus magyarázó változókként, az állandó felvételi négyzeteket random faktorként építettük be a modellekbe. Az idegenhonos fajokra és az akácra vonatkozó modellek csak a kaszált, nem kaszált kezelés párost tartalmazták, mivel ezek az indikátorok gyakorlatilag nulla borítással szerepeltek a referenciákban. A célfajok adatait arkusz-színusz négyzetgyök, az idegenhonos fajok adatait négyzetgyök transzformációnak vetettük alá, valamint varIdent varianciaszerkezetet használtunk a normalitás és a homoszkedaszticitás feltételeinek teljesítése érdekében. Az évek és kezelések szignifikanciáját a II. típusú Wald khi-négyzet teszttel határoztuk meg.

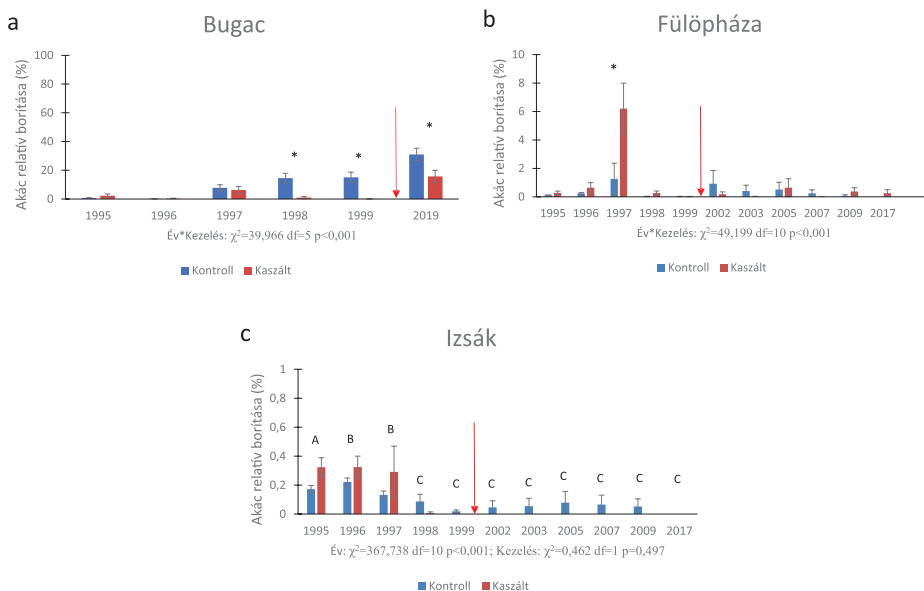
Végül, szignifikáns interakció esetén, a kezelések közötti szignifikáns különbségek kimutatására a Wald-tesztet alkalmaztuk post-hoc páros tesztként a

„contrast” csomag használatával (Kuhn *et al.* 2016). Amennyiben nem volt interakció, a kezeléseket és éveket külön-külön vizsgáltuk a Tukey HSD teszt alapján a “multcomp” csomag segítségével (Hothorn *et al.* 2008). A statisztikai elemzéseket az R v. 3.5.1 (R Core Team 2018) alkalmazásával végeztük.

Eredmények

Az akác tömegességének alakulása

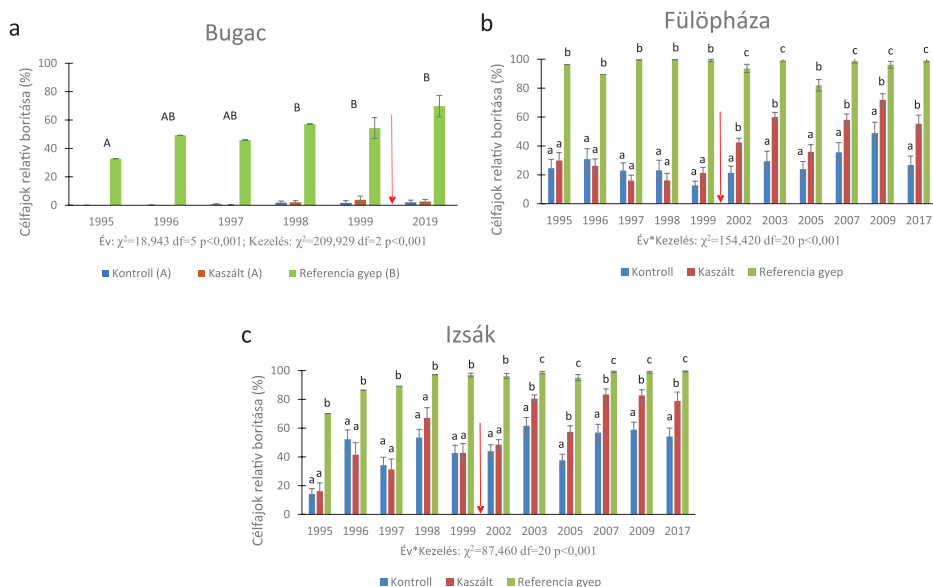
A három terület közül Bugacon volt a legerőteljesebb az akác újrasarjadása, ahol 1998-tól kezdődően szignifikáns különbség alakult ki a kontroll és kaszált parcellák között (2.a ábra). A kontroll parcellákban 2019-re az akác borítása átlagosan 30% körüli volt, a kaszált parcellákban 15%. Fülöpházán és Izsákon mind a kontroll, mind a kezelt parcellákon visszaszorult az akác. Fülöpházán csak 1997-ben volt szignifikáns különbség a kaszált és kontroll parcellák között (2.b ábra). Izsákon a kezelések között nem volt szignifikáns különbség (2.c ábra), az akác borítása a letermelést követően csökkenő tendenciát mutatott. 2017-ben már egyáltalán nem találtunk sarjakat.



2. ábra: Az akác relatív borításának alakulása. Szignifikáns év–kezelés interakció esetén az azonos éven belül a kezelések közötti szignifikáns ($p<0,05$) különbségeket csillaggal jelöltük. Izsák esetén nem volt interakció, itt az évek közötti szignifikáns ($p<0,05$) eltéréseket az oszlopok felett jelöltük nagybetűkkel. A piros nyíl a kaszálás végét jelzi.

A célfajok tömegességének alakulása

Bugacon az akác kivágását követően mindössze 2% körülire nőtt a célfajok borítása, és a kaszált – kontroll parcellák nem különböztek egymástól (3.a ábra). A másik két területen a kaszált parcellákon a kontroll területekénél magasabb borítást érték el a célfajok az évek előrehaladtával (3.b és 3.c ábra). Mindkét területen csak a kaszálás megszűntetése után, Fülöpházán 2002-től, Izsákon 2003-tól volt szignifikáns az eltérés. Bár a kaszált területeken a célfajok borítása a 70–80% százalékot is elérte egyes években, 22 évvel a beavatkozások megkezdése után is szignifikánsan eltértek a referencia gyeptől (kb. 100%).

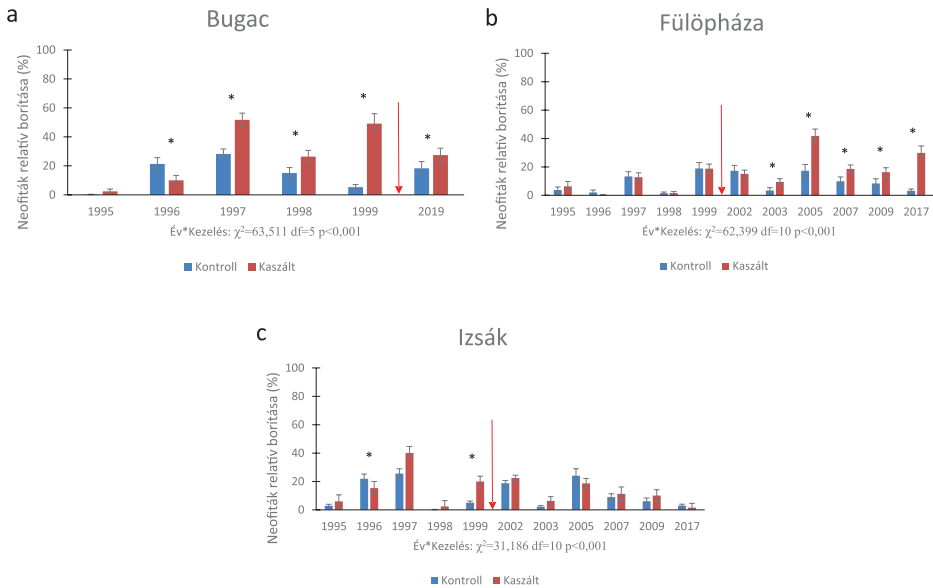


3. ábra: A nyílt homokpusztagyepi célfajok relatív borításának alakulása. Szignifikáns év–kezelés interakció esetén az azonos éven belül a kezelések közötti szignifikáns ($p<0,05$) különbségeket eltérő kisbetűkkel jelöltük. Bugac esetén nem volt interakció, itt az évek közötti szignifikáns ($p<0,05$) eltéréseket az oszlopok felett, a kezelések közötti eltérést a jelmagyarázat mellett jelöltük nagybetűkkel. A piros nyíl a kaszálás végét jelzi.

Az idegenhonos fajok tömegességének alakulása

A nem-akác idegenhonos fajok a kaszált területeken idővel magasabb borítást érték el, mint a nem kaszált területeken (4. ábra). Ez alól Izsák a kivétel, ahol az idegenhonos fajok borítása (elsősorban betyárkóró – *Conyza canadensis* (L.) Cronquist) mind a kaszált, mind a kontroll parcellákban 3% alá csökkent (4.c ábra). Bugacon 2019-ben a kaszált és a kontroll parcellákon rendre 27% és 18% volt az idegenhonos fajok borítása (4.a ábra). Domináns faj a mirigyes bálványfa

(*Ailanthus altissima* [Mill.] Swingle) volt, mellette megjelent a nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis* L.). Fülöpházán az idegenhonos fajok borítása a kaszált parcellákon 30% volt, míg a kontrollokban 3% (4.b ábra). Mind a kaszált, mind a nem kaszált területeken meghatározó volt a betyárkóró, emellett a kaszált területeken tömeges volt a selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.).



4. ábra: Az idegenhonos fajok relatív borításának alakulása. Szignifikáns év–kezelés interakció esetén az azonos éven belül a kezelések közötti szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket csillaggal jelöltük. A piros nyíl a kaszálás végét jelzi.

Diszkusszió

A fehér akác felszámolása és az őshonos növényzet helyreállítása általában drága, és kockázatosnak tekinthető az akác nagymértékű sarjadása miatt (Sádlo *et al.* 2017; Vítková *et al.* 2017). Esetünkben a kivágás és a vegyszer tönkön történő alkalmazása sikeresnek bizonyult a nyílt táji környezetben, buckatetői helyzetben (feltehetően korábbi gyepi élőhelyeken) fekvő vágásérett állományok elleni küzdelemben. Az ilyen jellegű területeken az akác mind a kaszált, mind a kontroll területekről visszaszorult. Az újrasarjadás a bugaci, akácos és nyaras ültetvények közé ékelt állomány esetén volt a legerőteljesebb: míg a kontroll területeken 24 év alatt gyakorlatilag újranőtt az akácos, addig a kaszált területeken az akác alacsony borítással volt jelen, inkább csak a parcellák fölé benyúló lombkoronaszintben.

Vagyis akácost is tartalmazó, erdős táji környezetben a vegyszeres kezelést követő rendszeres kezdeti kaszálás ajánlott az akác visszaszorítására.

A kezdeti kaszálás felgyorsította a nyílt homokpusztagyepi fajok betelepődését a fülöpházi és izsáki területeken a kontroll területekhez képest, de Bugacon nem. Ez feltehetően nem a talaj nitrogéntartalmától függött, mivel a letermelést követően a talaj nitrogéntartalma mindhárom területen lecsökkent mind a kontroll, mind a kezelt parcellákon, és 1999-ig nem különbözött szignifikánsan egymástól (Halassy 2004). A különbségek magyarázatát a táji környezet adja. Ahol a célfajok még mindig jelen vannak a tájban, ott a természetes regenerációs folyamatokra lehet támaszkodni a gyepterületek helyreállításakor (Csecserits *et al.* 2011). Ez igaz a fülöpházi és izsáki állományra, míg a bugaci állomány zárt nyaras-akácos ültetvényben, mint egy zárvány helyezkedett el, emiatt a homoki fajok propagulumai nem juthattak be a területre (Reis *et al. early view*). Ugyanakkor a kezdeti kaszálás kedvezett az egyéb idegenhonos fajok térnyerésének. A restaurációs célú kezelés, pl. a kaszálás többnyire zavarást okoz, amely betelepülésre alkalmas helyeket, ún. kolonizációs ablakokat hoz létre (Bartha *et al.* 2003). Amennyiben jelen vannak a tájban, jó terjedési képességeik miatt az inváziós fajok lehetnek az első betelepülők (Csecserits *et al.* 2016). A kontroll területeken a felnövő cserjés (Reis *et al. early view*) megakadályozta mind a lágyszárú homoki fajok, mind az idegenhonos fajok térnyerését.

Megállapítottuk, hogy nyílt táji környezetben az akácos letermelését követő vegyszeres kezelés, míg ültetvények közé zárt állomány esetén a vegyszeres kezelés kiegészítve hét évi kaszálással alkalmas volt az akác hosszú távú visszaszorítására. Továbbá a kaszálás felgyorsította a nyílt homokpusztagyepi fajok betelepődését, amennyiben az állományt körülvevő tájban jelen voltak a homoki fajok propagulumai. Teljes helyreállításhoz a kaszálást kiegészítő többféle kezelés együttes alkalmazása, elsősorban magvetés, másodsorban az inváziós fajok célzott visszaszorítása javasolt. A beavatkozások kiválasztásakor figyelembe kell venni a táj konfigurációját és az ebből következő táji korlátokat. Végezetül a hosszú távú monitorozás elengedhetetlen a vegetációs folyamatok megértéséhez és a beavatkozások értékeléséhez.

Köszönetnyilvánítás - A kutatást a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Hivatal támogatta (NKFIH FK127996).

Irodalomjegyzék

- Balogh, L., Dancza, I. & Király, G. (2004): A magyarországi neofitonok időszerű jegyzéke és besorolásuk inváziós szempontból. – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Özönművények*. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 61–92.
- Bartha, D., Csiszár, Á., Zagyvai, G. & Zsigmond, V. (2012): Fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.). – In: Csiszár, Á. (szerk.): *Inváziós növényfajok Magyarországon*. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, pp. 127–131.
- Bartha, S., Meiners, S. J., Pickett, S. T. & Cadenasso, M. L. (2003). Plant colonization windows in a mesic old field succession. – *Appl. Veg. Sci.* **6**: 205–212. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2003.tb00581.x>
- Bolla, B. (2012): Inváziós növények irtása a Csengődi-síkon. – *Termvéd Közlem.* **18**: 77–81.
- Botta-Dukát, Z. (2008): Invasion of alien species to Hungarian (semi-) natural habitats. – *Acta Bot. Hung.* **50**: 219–227.
- Braun-Blanquet, J. (1965): *Plant-Sociology: The Study of Plant Communities*. – Hafner, London.
- Corbin, J. D. & D’Antonio, C. M. (2012): Gone but not forgotten? Invasive plants’ legacies on community and ecosystem properties. – *Invas. Plant Sci. Mana.* **5**: 117–124. <https://doi.org/10.1614/IPSM-D-11-00005.1>
- Csecserits, A., Czúcz, B., Halassy, M., Kröel-Dulay, Gy., Rédei, T., Szabó, R., Szitar, K. & Török, K. (2011): Regeneration of sandy old-fields in the forest steppe region of Hungary. – *Plant Biosyst.* **145**: 715–729. <https://doi.org/10.1080/11263504.2011.601340>
- Csecserits, A., Botta-Dukát, Z., Kröel-Dulay, Gy., Lhotsky, B., Ónodi, G., Rédei, T., Szitár, K. & Halassy, M. (2016): Tree plantations are hot-spots of plant invasion in a landscape with heterogeneous land-use. – *Agric. Ecosyst. Environ.* **226**: 88–98. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.024>
- Csiszár, Á. & Korda, M. (szerk.) (2015): *Özönművények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Rosalia kézikönyvek 3*. – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 239 p.
- Demeter, A., Sarlós, D., Skutai, J., Tirczka, I., Ónodi, G. & Czöbel, Sz. (2015): Kiválasztott özönfajok gazdasági szempontú értékelése – a fehér akác és a mirigyes bálványfa. – *Tájékológiai Lapok* **13**: 193–201.
- Halassy, M. (2004): *A nyílt homokpusztagyep regenerációjának és restaurációjának lehetőségei degradált területeken*. – PhD értekezés. ELTE, Budapest, 151 p.
- Hothorn, T., Bretz, F. & Westfall, P. (2008): Simultaneous inference in general parametric models. – *Biometrical J.* **50**: 346–363. <https://doi.org/10.1002/bimj.200810425>
- Kuhn, M., Weston, S., Wing, J. & Forester, J. (2016): *The Contrast Package*. – <http://cran.ma.ic.ac.uk/web/packages/contrast/vignettes/contrast.pdf>
- Ónodi, G., Altbäcker, V., Aszalós, R., Botta-Dukát, Z., Hahn, I. & Kertész, M. (2014): Long-term weather sensitivity of open sand grasslands of the Kiskunság Sand Ridge forest-steppe mosaic after wildfires. – *Community. Ecol.* **15**: 121–129.
- Ónodi, G. (2016): Az idegenhonos, illetve inváziós fajok élőhelyformáló hatásai. – *Erdészettudományi Közlem.* **6**: 101–113.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., Heisterkamp, S., Van Willigen, B. & Maintainer, R. (2017): *Package ‘nlme’. Linear and nonlinear mixed effects models, 3-1*. – R package version 3.1-128. <https://cran.r-project.org/web/packages/nlme/index.html>
- R Core Team (2018): *R: A language and environment for statistical computing*. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org/>
- Reis, B. P., Kövendi-Jakó, A., Szitár, K., Török, K. & Halassy, M. (early view): Long-term effect of mowing on the restoration of Pannonian sand grassland to replace invasive black locust plantation. – *Restor. Ecol.* <https://doi.org/10.1111/rec.13152>

- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, E., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kizing, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M. & Wall, D. H. (2000): Global biodiversity scenarios for the year 2100. – *Science* **287**: 1770–1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Sádlo, J., Vítková, M., Pergl, J. & Pyšek, P. (2017): Towards site-specific management of invasive alien trees based on the assessment of their impacts: the case of *Robinia pseudoacacia*. – *Neobiota* **35**: 1–34. <https://doi.org/10.3897/neobiota.35.11909>
- Tilman, D. & Isbell, F. (2015): Biodiversity: recovery as nitrogen declines. – *Nature* **528**: 336. <https://doi.org/10.1038/nature16320>
- Tölgyesi, Cs., Török, P., Hábcenyus, A. A., Bátori, Z., Valkó, O., Deák, B., Tóthmérész, B., Erdős, L. & Kelemen, A. (2020): Underground deserts below fertility islands? Woody species desiccate lower soil layers in sandy drylands. – *Ecography* **43**: 848–859. <https://doi.org/10.1111/ecog.04906>
- Török, K., Botta-Dukát, Z., Dancza, I., Németh, I., Kiss, J., Mihály, B. & Magyar, D. (2003): Invasion gateways and corridors in the Carpathian Basin: biological invasions in Hungary. – *Biol. Invasions* **5**: 349–356. <https://doi.org/10.1023/B:BINV.00000005570.19429.73>
- Török, K., Szitár, K., Halassy, M., Szabó, R., Szili-Kovács, T., Baráth, N. & Paschke, M. W. (2014): Long-term outcome of nitrogen immobilization to restore endemic sand grassland in Hungary. – *J. Appl. Ecol.* **51**: 756–765. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12220>
- Vítková, M., Müllerová, J., Sádlo, J., Pergl, J. & Pyšek, P. (2017): Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. – *Forest Ecol. Manag.* **384**: 287–302. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.057>
- Zólyomi, B. (1951): Növényzociológiai alapfogalmak és felvételezési módszerek. – In: Soó, R. & Zólyomi, B. (szerk.) *Növényföldrajzi-térképezési tanfolyam jegyzete*. Vácrátót, pp. 103–107.

Possibilities to restore open sand grassland at clear-cut black locust stands: long-term effect of mowing

Melinda Halassy¹, Anna Kövendi-Jakó¹, Bruna Paolinelli Reis²,
Nóra Sáradi³, Katalin Szitár¹ & Katalin Török¹

¹Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany,
H-2163 Vácraátót, Alkotmány u. 2–4., Hungary

²Eötvös Loránd University, Department of Plant Taxonomy, Ecology and Theoretical
Biology, H-1117, Budapest, Pázmány P. stny. 1/C, Hungary

³Szent István University, Environmental Sciences PhD School,
H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1., Hungary

E-mail: halassy.melinda@ecolres.hu

Invasive species are among the main threats to grassland biodiversity, and nature conservation management is constantly looking for effective ways to eliminate them, and so to restore natural habitats. We studied the long-term effects of mowing on the recovery of Pannonian sand grasslands after the elimination of invasive black locust (*Robinia pseudoacacia*) plantations in Hungary, Europe. Stands of *R. pseudoacacia* had been felled and their stumps treated with herbicides at three sites in the winter of 1994/1995. Between 1995 and 2001, the sites were mowed and the hay removed twice a year, to assist grassland recovery. A block of twelve adjacent plots of 10 m by 10 m was assigned for the experiment at each site with six control (unmowed) and six treatment (mowed) plots, randomly distributed. The vegetation was sampled in June and August, between 1995 and 1999 yearly at every site, complemented by samplings in semi-natural reference grasslands, then re-sampled six times until 2017 in Izsák and Fülöpháza, plus once (2019) in Bugac. Chemical treatment successfully repressed *R. pseudoacacia* in stands surrounded by mostly open landscapes. However, in the lack of regular mowing, *R. pseudoacacia* could re-establish at the Bugac site, which was surrounded by forest plantation. A higher cover of target species could be found in mowed compared to unmowed plots at sites mostly surrounded by grasslands, though their cover was still significantly lower than at reference sites, as mowing facilitated the spread of neophyte species as well. Long-term monitoring revealed that initial mowing facilitated the recovery of the Pannonian sand grassland, but further management is needed to control secondary invasion and to increase target species cover.

Keywords: black locust, grassland restoration, long-term monitoring, invasion, mowing, open sand grassland

Parlagi sas (*Aquila heliaca*) párok költésbiológiája a Hevesi-síkon

Hák Flóra¹, Misik Tamás^{2,*} és Sasvári János³

¹Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 1121 Budapest, Költő u. 21.

²Eszterházy Károly Egyetem, Környezettudományi és Tájökológiai Tanszék,
3300 Eger, Leányka u. 6.

³Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, 3300 Eger, Sánc u. 6.

E-mail: misiktom@gmail.com

Összefoglaló: A parlagi sas (*Aquila heliaca*) hazánk egyik legnagyobb termetű ragadozómadara, amely 1954 óta fokozottan védett. Világszerte veszélyeztetett helyzetben lévő vágómadár, amelynek egyes európai, így a hazai állományai is öröndetesen növekszenek. A parlagi sas zavarásokra érzékeny faj. Igen jelentős a fiókák mortalitási aránya is. Kutatásunk során egy őrzött parlagi sas pár megfigyelését végeztük el Füzesabony térségében, a Hevesi-sík kistájon 2014-ben. Ezen felül a Dél-Hevesi-síkon számoltuk a sikeresen fészkelő párokat, azok fiókaszámát, és elemeztük az egyes revírekben talált táplálékmaradványokat. Az őrzött fészkek esetében a fő célkitűzések az alábbiak voltak: (1) bemutatni az őrzött fészkek fiókájának gyűrűzési adatlapját; (2) meghatározni a megfigyelt fészkekben és a közelében talált táplálékmaradványokat; és (3) költésbiológiai szempontból vizsgálni az antropogén hatások és a madarak viselkedése közötti lehetséges összefüggéseket. A mintaterületen 2014-ben 16 pár volt sikeres; 31 fióka született az átlagosan 43 napos inkubációs idő után, és 3 fióka-pusztulás történt. A sikeres fészkeknél a kirepült fiókák száma átlagosan tehát kettő. A részletesen megfigyelt revír esetében a táplálékhiány ellenére csak egyfiókás volt a fészkek. A vizsgált fészkeknél a madarak közül leggyakrabban erdei fülesbagolyból és varjúféléből, az emlősök közül pedig mezei pocokból és mezei nyúlból származó táplálékmaradványokat azonosítottunk. A revírek területén gyakran zajlott mezőgazdasági tevékenység, ez azonban egyetlen pár esetében sem vezetett a fészkek végleges elhagyásához. Eredményeink fontos részét képezik az éves faj-jelentésnek és a parlagi sas fajvédelmi programjának.

Kulcsszavak: fajvédelem, fokozottan védett, Vörös Lista, gyűrűzés

Bevezetés

A parlagi sas (*Aquila heliaca* Savigny, 1809) hazánk egyik fokozottan védett ragadozómadara. A fiatal madarak sorozatos vedlés után 4–6 éves korukra érik el az adult tollazatukat, testhosszuk 72–84 centiméter, testtömegük 2450–4530 gramm (Horváth *et al.* 2005). A parlagi sas a biocönózis trofikus szerkezetében

tercier konzumensnek, csúcsragadozónak számít, ezért a konzervációbiológiában zászlóshajó-fajként és kulcsfajként is kiemelt szerephez jut (Standovár & Primack 2001). Zászlóshajó-fajként a parlagi sas veszélyeztetett, az emberiség számára kiemelt jelentőséggel bíró faj, kulcsfajként pedig fontos szerepet játszik az adott ökológiai rendszer működésében.

A faj táplálkozását tekintve oportunista, vagyis táplálékbázisa igen változatos. A zsákmányállatok összetétele nagyon eltérhet régióként, attól függően, hogy hol milyen táplálékforráshoz jut elsősorban a madár (Hoyo 1994). Egy 2005-ös összesített lista alapján legalább 62 faj szerepel a madarak táplálékspektrumában, azonban ebből három szerepe kiemelkedő: a mezei nyúlé (*Lepus europaeus* Pallas, 1778), a mezei hörcsögé (*Cricetus cricetus* Linnaeus, 1758), és a fácáné (*Phasianus colchicus* Linnaeus, 1758) (Horváth *et al.* 2005). Horváth és munkatársai 2010-es átfogó tanulmánya alapján pedig a parlagi sasok zsákmányának 58,9%-át emlősök adták, míg a fennmaradó részt 46 azonosított madárfaj alkotta. A madarak közül leggyakrabban fácánt, parlagi galambot (*Columba livia f. domestica* Gmelin, 1789) és erdei fülesbaglyot (*Asio otus* Linnaeus, 1758) zsákmányoltak. Az emlősök osztályából kiemelkedett a mezei nyúl és a mezei hörcsög.

A faj világszerte veszélyeztetett (Meyburg 1986, BirdLife International 2008), Európában pedig ritka státuszú (BirdLife International 2004). Kontinensünkön három jelentősebb állománya ismert: az Ausztriában, Csehországban, Szlovákiában és hazánkban élő Kárpát-medencei populáció, amely jól monitorozott, és növekvő tendenciát mutat; a balkáni populáció Macedóniában, Bulgáriában és Törökországban, ahol pici, töredezett állományokat találunk; továbbá a kelet-európai Ukrajnában és Oroszországban, amely a legnagyobb, de kevésbé feltárt (Horváth *et al.* 2002). A parlagi sas hazai populációja a II. világháború során megfogyatkozott, és az 1980-as évek elején érte el mélypontját, amikor csupán 15–25 költőpár körül mozgott a hegyvidéki erdőkbe visszaszorult állomány (Haraszthy & Bagyura 1993, Bagyura *et al.* 2002, 2003). Ekkor kezdődött el az állomány- adatok folyamatos rögzítése a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Ragadozómadár-Védelmi Szakosztályának koordinálásával. A fészkelő párok száma az 1980-as évek végén növekedésnek indult, és ez gyorsuló ütemben folytatódott 2001 és 2009 között (Haraszthy 1998, Bagyura *et al.* 2002). Az 1991 és 2000 közötti időszakban már 388 kirepült fiókat regisztráltak. 2005-re az Európai Unió parlagisis-állománya – részben a hazai jelentős növekedés hatására – 110 párra nőtt (Demeter *et al.* 2005). A költőpárok száma az ezredfordulóig hazánk kivételével világszerte csökkenő vagy stagnáló tendenciát mutatott (Horváth *et al.* 2002, 2011). A madár európai állományának kétharmad része nálunk fészkel, így a magyarországi populáció kitüntetett hazai és nemzetközi odafigyelést érdemel.

Hazai elterjedési területe az elmúlt három évtized során húzódott le a középhegy-
ségi erdőkből az alföldi területekre (Horváth 2014).

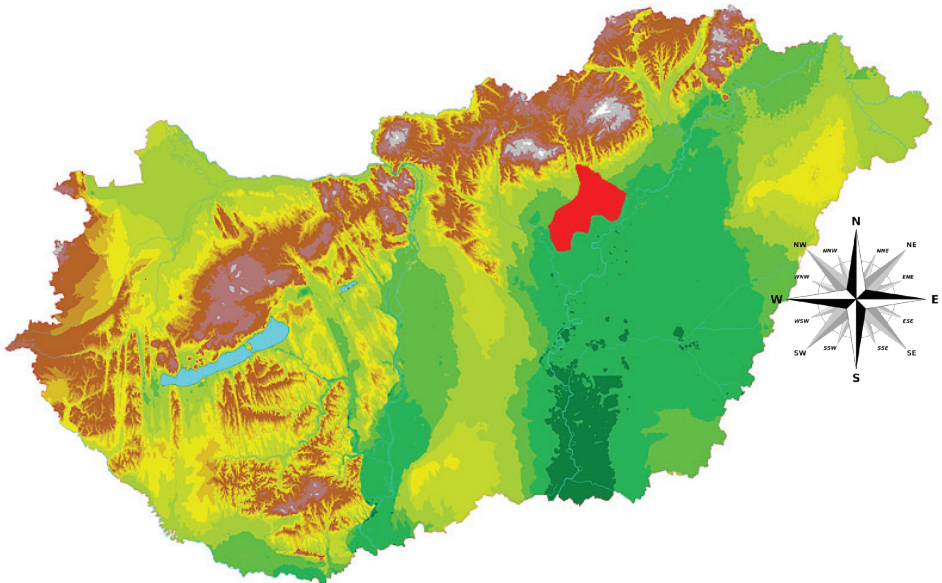
A parlagi sas Magyarországon 1940 óta élvez törvényes védelmet (145.900/1940
FM-rendelet), és 1954 óta fokozottan védett (59/1954 [IX. 9.] MT rendelet),
mivel állománya igen sérülékeny. Szerepel a Vörös Listán; a fokozottan védett
ragadozómadár pénzben kifejezett természetvédelmi értéke jelenleg 1.000.000
Ft (145.900/1940. FM-rendelet, 59/1954. [IX. 9.] MT rendelet, 13/2001. [V. 9.]
KÖM-rendelet és a 100/2012. [IX. 28.] VM rendelet). 2012 és 2016 között a par-
lagisas-védelmi munkák jelentős része a “HELICON – A parlagi sas védelme Ma-
gyarországon” LIFE projekt keretében valósult meg.

A védelmi akciók részeként költésbiológiai megfigyelések is zajlanak, ugyan-
is a tojás- és a fióka-mortalitás nemcsak biotikus tényezőktől függ, hanem nagy
szerepe van benne az emberi zavarásnak is. Az Európai Unióhoz való 2004-es
csatlakozásunk aggodalmakat keltett az állomány jövőjére nézve, ugyanis nehéz
volt megjósolni, hogy milyen következményekkel fognak járni a földhasználati
változások (Demeter *et al.* 2005). A parlagi sas a fészek közelében történő zavará-
sokra nagyon érzékeny, egy autó vagy egy ember közeledése is a fészek elhagyá-
sára készítheti a madarat (Haraszthy 1996). A költő madarak a fiókák kelésének
az időszakában különösen érzékenyek, ilyenkor még a szakemberek sem mennek
a fészkek közvetlen közelébe. Fejlett, 4–5 hetes korukra a fiókák már kevésbé
igénylik a szülők folyamatos közelségét, ekkor már lehetőség van a gyűrűzésre
és a fészek alól köpetek, tollak begyűjtésére, a táplálékmaradványok helyszíni
vizsgálatára (Horváth *et al.* 2005). A monitoring részeként minden évben június
végén/július elején gyűrűzés, és a befogott madarokról részletes adatgyűjtés törté-
nik, így követhetővé válik az éves fiókaszámok változása. A védelmi intézkedések
részeként fészekörzés is zajlik. A terepi jelenlét a mindennapos védelem mellett
tudományos jelentőséggel is bír, mivel az ennek során begyűjtött ismeretekre ala-
pozva biztosítható a jövőben is a faj állománynövekedése.

Kutatásunk célja a Dél-Hevesi-síkon lévő parlagi sas revírek általános
monitoringja, költési sikerességük, táplálékmaradványaik helyszíni vizsgálata,
valamint egy új revír őrzött fészkeének részletes megfigyelése volt. Bemutatjuk az
őrzött fészek fiókájának gyűrűzési adatlapját és ismertetjük a helyszínen meghatá-
rozott táplálékmaradványokat. Mivel a környező területeken zajló mezőgazdasági
tevékenységek egy része egybeesik a költési és az etetési időszakokkal, költésbio-
lógiai megfigyeléseink hozzájárulnak az antropogén hatások és a madarak visel-
kedése közötti összefüggések feltárásához is. Célunk, hogy felhívjuk a figyelmet
a természetvédelem és a gazdálkodók együttműködésének fontosságára, valamint
átfogó képet nyújtsunk a parlagi sas védelmével foglalkozó szakemberek és ön-
kéntesek munkájáról, kihangsúlyozva a fajvédelmi program aktualitását és jelen-
tőségét. Munkánk az éves parlagi sas monitoringnak és a fajvédelmi programnak
is részét képezi.

Anyag és módszer

Vizsgálatainkat 2014 tavaszán és nyarán a Hevesi-sík kistájban végeztük (Marosi & Somogyi 1990) (1. ábra). A 20, korábról ismert parlagi sas revír a Dél-Hevesi-síkon helyezkedett el, míg a fókuszba helyezett, Sasvári János által 2014-ben felfedezett fészkek Füzesabony térségében volt található. A fészkelőhelyek pontos koordinátáit természetvédelmi okokból nem közöljük. A régió száraz éghajlattal jellemezhető. Kutatási területünk mezőgazdasági kultúrtáj részét képezi. Gyakori a kistájon a méhészkedés, ami az agrárgazdálkodás mellett ugyancsak zavarásnak minősülhet.



1. ábra: A Hevesi-sík elhelyezkedése Magyarországon.

A revírekben a fejlett fiókák gyűrűzésére június–július hónapokban került sor. Vizsgáltuk a fészkelők nagyságát, a táplálékmaradványokat, összegyűjtöttük a köpeteket, majd a fiókák alapadataival és a gyűrűszámával együtt ezek rögzítésre kerültek. A fészkelő- és a táplálékmaradvány-vizsgálatokat a kutatási terület valamennyi revírjében elvégeztük. A táplálékvizsgálatok során a maradványokon részben helyszíni meghatározás történt, részben az összegyűjtött köpetek és maradványok elemzését később szakember végezte el. A szerteágazó munkában az MME szakembereinek vezetésével számos önkéntes vett részt.

A kiválasztott költőpár április 14-től, a költés kezdetétől július 29-ig, a fióka kirepüléséig állt folyamatos megfigyelés alatt, körülbelül 30 önkéntes részvétel-

vel. A fészeknél az antropogén zavarásokkal való viselkedésbeli összefüggéseket is vizsgáltuk, a fészekőrző naplót előre megadott viselkedés- és zavarás-kódok alapján töltöttük ki.

A részletesen elemzett fészeknél a fióka gyűrűzésének alkalmával (2. ábra) a madár korának becslése mellett lemértük a testtömegét, a lábtő (tarsus) hosszát, annak átmérőjét, valamint a farktoll és a hátsó karom hosszát. Ezek a kondíció ellenőrzésére is szolgálnak, hiszen az adatokból látszik, hogy egészségesen fejlődik-e a fióka. Végül rögzítettük a fészek adatait: földrajzi koordinátáit, hogy milyen fafajra épült a fészek, továbbá a fa és a fészek magasságát.



2. ábra: A megfigyelt fészekből származó parlagi sas fióka gyűrűzése a Hevesi-síkon.

Eredmények és értékelésük

Költési eredmények a Hevesi-sík revírjeiben

A Dél-Hevesi-síkon 2014-ben 20 revírt jegyeztünk fel, ebből 30 fiókát láttunk el gyűrűvel. A 20 revír fészke mind az alföldi agrárterületek jellemző fáira épült: 14 darabot a madarak nemes nyárra (*Populus x canadensis* Moench) raktak, a többi fehér akácra (*Robinia pseudoacacia* L.), enyves égerre (*Alnus glutinosa* L. Gaertn) és amerikai kőrisre (*Fraxinus pennsylvanica* Marshall) építették. Három pár költése ismeretlen okból/okokból sikertelen volt, egy pedig steril párnak bizonyult, ahol a tojás megzápult. Egy pár esetében pótköltés történt, hiszen június

közepén nem fejlett fióka, hanem még tojás volt a fészkekben. A Dél-Hevesi-síkon a 2014-es költési időszakban tehát 16 pár volt sikeres a megfigyelések időpontjában, 31 fiatal kelt ki az átlagosan 43 napos inkubációs idő után, és 3 pusztulás történt (1. táblázat), ami jó aránynak mondható (Horváth 2014). Az 1995 és 2004 között zajló kutatások szerint ugyanis a síkvidéki párok jóval alacsonyabb arányban sikeresek, mint a hegyvidéki erdőkben élők (Horváth *et al.* 2005). A sikeres fészkeknél a kirepült fiókák száma legtöbbször kettő, ritkább esetben egy, három fióka csak ritkán fordul elő (Horváth *et al.* 2005). Jelen kutatásunkban a három fiókás fészkek aránya 25%-nak bizonyult, dominánsak a mi esetünkben is a kétfiókás fészkek voltak. Pelyhes kor után, mikor már a tojó nem osztja el egyenlően a fiókáknak az eleséget, a testvérekre fészken belül még jellemző lehet az élelemért való versengés, de nem olyan mértékben, mint például a békászó sas (*Aquila pomarina* Brehm 1831) káinizmusa.

A részletesen megfigyelt fészkek esetében kirepülés után gyakran lehetett a testvéreket együtt látni; egy megfigyelésünk alkalmával azt is tapasztaltuk, hogy a két fiatal madár egymás mellett ült a földön, és csak akkor szállt fel a jobb kondícióban lévő, amikor már a személyes területüket is megközelítettük. Ez az összetartás feltételezhetően inkább túlélési stratégia jellegű, mint altruizmus, hiszen együtt sikeresebben védhetik meg magukat vagy találhatnak dögöt, esetleg zsákmányt.

1. táblázat: A fiókaszám eloszlása a Dél-Hevesi-síkon élő parlagi sas pároknál 2014-ben (n=20).

Fészkek nagysága	Fészkek száma (db)
Meghiúsult költés	3
Steril pár (tojás megzápult)	1
Egyfiókás	5
Kétfiókás	7
Háromfiókás	4
Összes fióka	31

Az őrzött fészkek gyűrzési adatai

A Hevesi-síkon 2014-ben részletesen megfigyelt saspár fészkeiben csupán egy fiókat találtunk. Részletesen ennek a fiókának gyűrzési adatait mutatjuk be (2. táblázat). A madarak a fészket egy körülbelül 12 méteres fehér akácra, 10 méteres magasságba építették. A fióka átlagos fejlettsége és kondíciója a madár testsúlya (2685 g), valamint tarsushossza (10,54 cm) és a kiválasztott faroktoll hossza (40,00 cm) alapján átlagosnak bizonyult.

A madarak viselkedése

A részletesen megfigyelt fészkek esetében mindkét költőmadár szerepe jelentős volt a kotlási időszakban. Szinte mindig a tojó ült a tojáson, a hím csupán néha

2. táblázat: Gyűrűzési adatok a Hevesi-síkon őrzött parlagi sas fészeknél 2014-ben.

AQUHEL gyűrűzés a Hevesi-síkon, 2014	
Revír kód	HS-28
Toll / DNS	+ / +
Dátum	2014.06.17.
Érkezés / Távozás	10:12 / 11:00
Fióka (élő) / Fióka (halott)	1 / 0
Gyűrűszám	A503
Kor (hét) / Tömeg (g)	6 / 2685
Tarsushossz (mm) / Tarsus-átmérő (cm)	105,4 / 16
Faroktoll (cm) / Hátsó karom (mm)	40 / 30
Fafaj	fehér akác (<i>Robinia pseudoacacia</i>)
Famagasság (m)	12
Fészek (m) / Köpet	10 / +

vette át tőle ezt a szerepet, azonban a vadászatokon kívül mindig a fészek közelében tartózkodott. Olykor berepült a fészekbe, vagy kiülőfán ült a fészektől maximum 1500 méterre. A kotlás május 16-ig tartott, eközben olykor nagyobb viharok is érintették a sasok lakóhelyét, és emberi zavarások is történtek, de ezek az események nem készítették a párt a fészek elhagyására.

Többször megfigyelhető volt a fészek zöld ágakkal való toldozása, javítása, ami jellemző a parlagi sasokra. Ennek a magyarázata a hím udvarlási viselkedése, valamint a zöld levelek párologtató szerepe, ami hőelvonással jár, ezzel is hűtve a fiókát. Mindezekén túl a paraziták elleni védelmet és a fertőzés csökkentését is szolgálja a fészekben. A levelek részben takarják is a lakott fészket, valamint egyes fák levelei olyan hatóanyagokat tartalmaznak, amelyeket a paraziták elkerülnek (Haraszthy 1996).

Ahogy a fióka fejlődött, a költőpár egyre többet tartózkodott kiülőfán, és nem a fészek közvetlen közelében. Az öreg madarak felváltva hoztak zsákmányt a fészekhez, amit a fióka a pelyhes kor után már magának tépett fel. A fejlődésben lévő madár később egyre többet emelgette a szárnyait, csapkodott velük; a kirepülés előtt már sokszor ült a fészek szélén és próbálgatta az elemelkedéshez szükséges kezdő szárnymozdulatokat. Végül július 26-án hagyta el először hosszabb időre a fészket.

A madarak táplálkozása

A 2014-es megfigyelések idején a dél-hevesi 20 darab parlagi sas fészeknél a madarak közül leggyakrabban erdei fülesbagoly, vetési és dolmányos varjú (*Corvus*

frugilegus Linnaeus, 1758 és *Corvus cornix* Linnaeus, 1758), továbbá fácán maradványait határoztunk meg. Az emlősök osztályából a leggyakoribb zsákmányállat ezen megfigyelések alapján a mezei nyúl és az őz (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758) volt. Mezei nyúlra utaló maradvány szinte mindegyik revíren fellelhető volt, őzet pedig a fészkek felénél (10 revír területén) találtunk. Az általunk részletesen megfigyelt fészkeknél talált táplálékmaradványok közül leggyakrabban a mezei pocok (*Microtus arvalis* (Pallas, 1778)) (43%) és a mezei nyúl (17%) került beazonosításra; a maradványok faj szerinti részletes megoszlását a 3. táblázat mutatja be.

Vizsgálataink is tükrözik, hogy a parlagi sas nem kifejezetten táplálékspecialista madár, azonban vannak meghatározó fontosságú zsákmányállatai. Az emlősök között a leggyakoribb prédának a mezei nyúl és az őz bizonyult. A mezei nyúl

3. táblázat: Meghatározott táplálékmaradványok a Hevesi-síkon őrzött parlagi sas pár revírjében 2014-ben (n=23).

		Táplálékmaradvány helye			
			A fészkek alatt	A fészekben	A kiülőfa alatt
	vetési varjú	<i>Corvus frugilegus</i>	1	1	
madarak osztálya	dolmányos varjú	<i>Corvus cornix</i>	1	1	
–	szarka	<i>Pica pica</i>	1		
Aves classic	parlagi galamb	<i>Columba livia f. domestica</i>	1		1
	fűrj	<i>Coturnix coturnix</i>	1		
emlősök osztálya	mezei nyúl	<i>Lepus europaeus</i>	3	1	
–	mezei pocok	<i>Microtus arvalis</i>	3		7
Mammalia classic	őz	<i>Capreolus capreolus</i>		1	

nagyon elterjedt állat a Hevesi-sík szántóföldjein, az utóbbi faj gyakorisága pedig annak köszönhető, hogy a vizsgálatok ideje egybeesett az őzgidák szezonjával és a mezőgazdasági munkákkal, amelyeknek a gidák nagy számban esnek áldozatul. Az általunk őrzött sasfészkekben ellenben igen magas volt a mezei pocok aránya, amely az élőhely és a vizsgálati év jelentős pocokállományával volt összefüggésben.

A prédaállatok és a köpetek összetételét a kutatók az elmúlt évtizedekben alaposan feltérképezték, ennek ellenére a jövőben is fontos ezek monitorozása. Az eredményekből ugyanis következtethetünk a sasok számára táplálékbázist képező egyes fajok elterjedésére, egyedszám-dinamikájára. Mivel a parlagi sas nem táplálékspecialista ragadozó, így általa követhetővé válik a trofikus szintben alatta álló zsákmányállatok fajkészlete, indikálva, ha valamelyik faj kiszorul vagy eltűnik a területről. Az 1980-as évek elején a madarak fő táplálékát a hörcsög és az ürge alkotta, nyulat csak elvétve fogtak (Schmidt & Bécsy 1981). Az 1990-es évek során vizsgált sasok által zsákmányolt 474 emlősállatból 311 ürge volt (Haraszthy *et al.* 1996), míg az 1995 és 2004 közötti egy évtizedet górcső alá véve a sasok prédái közül kiemelkedett a mezei nyúl, a mezei hörcsög és a fácán (Horváth *et al.* 2010). Horváth és munkatársai (2010) tanulmánya azt is bizonyította, hogy nem csak az idő-tényező áll a jelentős táplálék összetétel-változások mögött; a sasok táplálékbázisa aszerint is változott, hogy milyen élőhelyet foglaltak el a madarak. A változás fő oka az volt, hogy az ürge állománya országszerte megritkult, a számára alkalmas élőhelyek közül pedig számos eltűnt, illetve átalakult (Horváth 2000, Váczi 2006). Szlovákiában a kutatók 51 pár esetben gyűjtötték be 1971 és 2005 között a táplálékmaradványokat, és határozták meg ezek alapján a legfontosabb zsákmányállatokat. A leggyakoribbak az alábbiak voltak: mezei nyúl (34,6%), mezei hörcsög (19,7%), fácán (12,9%) és parlagi galamb (10,0%) (Chavko *et al.* 2007), vagyis a szlovák példányok zsákmányállat-összetétele nagyon hasonlít a hazai állományhoz.

Zavarás

A leggyakoribb zavarások közé a megfigyelt fészeknél a mezőgazdasági gépi munkák tartoztak, mint az aratás, vegyszerezés, és többször előfordult repülőgépes, helikopteres átrepülés, közlekedési zavarás is. A költési időszakban a tojó madár abiotikus eredetű zavarások hatására olykor elhagyta a fészket, de rövidesen, néhány percen belül mindig visszatért rá. Arra azonban nem készítette semmi, hogy hosszabb ideig magára hagyja a tojást, vagy a fiókat.

A parlagi sas zavarásra való érzékenysége ugyan tudományosan megalapozott (Haraszthy 1993, Horváth 2000), viszont az általunk megfigyelt költőpár tagjai kevésbé ingerlékeny madaraknak bizonyultak. Jól tűrték a mezőgazdasági tevékenységeket, az ezzel együtt járó gyakori gépi munkák jelenlétét, zaját; kisrepülőgép, vagy helikopter átrepülése után is hamar visszatértek a fészkekre. A madarak zavarásokkal szembeni toleranciáját számos kutató vizsgálta. Horváth (2000) vizsgálatai szerint az északkeleti országrész sasfészkei jól meghatározható minimális távolságokra voltak a különböző emberi zavaró tényezőktől. A talált fészkek minimum 750 méterre voltak lakott településtől, 350 méterre műúttól,

250 méterre vasúttól és 125 méterre elektromos távvezetéktől. Spanyolországban az ibériai sas (*Aquila adalberti* Brehm, 1861) fészkelőhely-választását vizsgálták, jellemezték az élőhelyet a topográfiai viszonyok, a mozaikosság, a növényborítás, az előforduló növénytársulások aránya és az emberi zavarás szempontjából is. A topográfiai tényezők kivételével az összes változó, amelyben szignifikáns különbség mutatkozott a fészkek és a random pontok között, az emberi zavarással állt kapcsolatban. Az egyes fészkek távolabb estek településektől, műutaktól és földutaktól, továbbá a fészkek 0,5 kilométeres körzetében kevesebb elektromos távvezeték és műút húzódott (Gonzalez *et al.* 1992).

A fióka gyűrűzése is zavarásnak számított, hiszen a fészket közvetlenül érintette, azonban az eljárás problémamentesen zajlott, és semmilyen negatív következménnyel nem járt.

Gyakorlati természetvédelmi vonatkozások

Eredményeink és az elmúlt két évtizedben a parlagi sas hazai állományában megfigyelhető pozitív tendencia azt igazolják, hogy Magyarország parlagisas-védelmi akciója és a folyamatos fészkekörzések működképesek és hatékonyak. A faj teljes európai állományát a 2000 és 2010 közötti időszak felmérései alapján 1800–2200 párra tették, ami szignifikáns emelkedést jelentett az előző időszak vizsgálataihoz képest (Demerdzhiev *et al.* 2011), vagyis az ezredforduló után nem csak hazánkban, hanem a parlagi sas néhány további élőhelyén is kedvező változások történtek.

A szakembereknek továbbra is törekedniük kell az érintett gazdálkodókkal való hatékony együttműködésre, hogy a madarak fészkelési időszakban való zavartalansága hosszú távon biztosítva legyen. Az őrzés pedig nemcsak a fészkek nyugalalmát biztosítja, és az aktív terepi megfigyelés révén tudományos értékű adatokat szolgáltat, hanem az önkéntesek bevonásával az érdeklődők számára elérhetővé teszi a gyakorlati fajvédelmet, és növeli a társadalmi ismertségét és népszerűségét ennek a legtöbb élőhelyén veszélyeztetett fajnak. A hatékony védelem fenntartásához a már meglévő szakembereken kívül a jövő generációjának „felnevelésére” is szükség van, hiszen a parlagi sas védelme és monitoringja a jövőben is embereket és munkaerőt fog igényelni.

Köszönetnyilvánítás – A kutatás a „Parlagi sas védelme Magyarországon” címet viselő LIFE (LIFE10NAT/HU/019) projekt keretén belül valósult meg, az Európai Unió támogatásával. Köszönetet mondunk Pongrácz Ádámnak, a Bükk Nemzeti Park Igazgatóság munkatársának, aki a fészkekörző naplót juttatta el hozzánk, Dr. Solt Bélának az öszszegyűjtött tápálékmaradványok meghatározásáért, valamint Dr. Horváth Mártonnak, a fenti LIFE projekt vezetőjének. Hálásan köszönjük a Bírálóknak, valamint Főszerkesztő Asszonynak a javaslataikat.

Irodalomjegyzék

- Bagyura, J., Szitta, T., Haraszthy, L., Firmánszky, G., Viszló, L., Kovács, A., Demeter, Cs. I. & Horváth, M. (2002): Population increase of Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) in Hungary between 1980 and 2000. – *Aquila* **107–108**: 133–144.
- Bagyura, J., Fatér, I., Firmánszky, G., Haraszthy, L. & Szitta, T. (2003): Parlagi sas (*Aquila heliaca*). – In: Haraszthy, L. (szerk.): *Veszélyeztetett madarak fajvédelmi tervei*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, pp. 57–66.
- BirdLife International (2004): *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. – BirdLife Conservation Series No 12. BirdLife International, Cambridge, 374 p.
- BirdLife International (2008): *Species factsheet: Aquila heliaca*. <http://www.birdlife.org>
- Chavko, J., Danko, Š., Obuch, J. & Mihók, J. (2007): The food of the Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) in Slovakia. – *Slovak Rapt. J.* **1**: 1–18.
- Demerdzhiev, D., Horváth, M., Kovács, A., Stoychev, S. & Karyakin I. (2011): Status and population trend of the Eastern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) in Europe in the period 2000–2010. – *Acta Zool. Bulg.* **3**: 5–14.
- Demeter, I., Horváth, M. & Kovács, A. (2005): *Parlagisas-védelem a Kárpát-medencében 2002–2005*. – A LIFE 02 NAT/H/8627 projekt összefoglaló jelentése, 15 p.
- Gonzalez, L. M., Bustamente, J. & Hiraldo, F. (1992): Nesting habitat selection by the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*. – *Biol. Conser.* **59**: 45–50.
- Haraszthy, L. (1993): *Gyakorlati ragadozómadár-védelem*. – MME Könyvtára 5., Budapest, 160 p.
- Haraszthy, L. (1996): *Gyakorlati ragadozómadár-védelem*. – Kállay György, Budapest, 160 p.
- Haraszthy, L. (szerk.) (1998): *Magyarország madarai*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 93 p.
- Haraszthy, L. & Bagyura, J. (1993): Ragadozómadár-védelem az elmúlt 100 évben Magyarországon. – *Aquila* **100**: 105–121.
- Haraszthy, L., Bagyura, J., Szitta, T. & Petrovics, Z. (1996): Biology status and conservation of the imperial eagle in Hungary. – In: Meyburg B.-U. & Chancellor, R. D. (eds.): *Eagles studies*. World working group on birds of prey (WWGBP), Berlin – London – Paris, pp. 425–428.
- Horváth, M. (2000): *A parlagi sas (Aquila heliaca) fészkelőhely-választása Északkelet-Magyarországon*. – MSc szakdolgozat, Szent István Egyetem, Gödöllő. <http://doi.org/10.13140/RG.2.2.18719.18083>
- Horváth, M., Haraszthy, L., Bagyura, J. & Kovács, A. (2002): Eastern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) populations in Europe. – *Aquila* **107–108**: 193–204.
- Horváth, M., Kovács, A. & Demeter, I. (2005): A parlagi sas biológiája a Kárpát-medencében. – In: Kovács, A. (szerk.): *Parlagisas-védelmi kezelési javaslatok*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, pp. 13–22.
- Horváth, M., Szitta, T., Firmánszky, G., Solti, B., Kovács, A. & Moskát, Cs. (2010): Spatial variation in prey composition and its possible effect on reproductive success in an expanding eastern imperial eagle (*Aquila heliaca*) population. – *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* **56**: 187–200.
- Horváth, M., Demeter, I., Fatér, I., Firmánszky, G., Kleszó, A., Kovács, A., Szitta, T., Tóth, I., Zalai, T. & Bagyura, J. (2011): Population dynamics of the eastern imperial eagle (*Aquila heliaca*) in Hungary between 2001 and 2009. – *Acta Zool. Bulg.* **3**: 61–70.
- Horváth, M. (2014): Parlagi sas. – In: Haraszthy, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 562–565.
- Hoyo, J. (ed.) (1994): *Handbook of the Birds of the World. Vol. 2*. – Lynx Edicions, Barcelona.
- Marosi, S. & Somogyi, S. (1990): *Magyarország kistájainak katasztere I*. – MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest, 479 p.

- Meyburg, B. U. (1986): Threatened and near-threatened diurnal birds of prey of the world. – *Birds Prey Bull.* **3**: 1–12.
- Schmidt, E. & Bécsy, L. (1981): Parlagi sas. – In: Schmidt, E. & Bécsy, L.: *Ezer ágán ezer fészek*. Móra Könyvkiadó, Budapest, pp. 47–50.
- Standovár, T. & Primack, R. B. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 542 p.
- Váczai, O. (2006): The effects of abiotic environmental factors on spatio-temporal activity pattern of the European ground squirrel (*Spermophilus citellus*). – PhD Thesis, Eötvös Loránd University, 131 p.

Hivatkozott jogszabályok:

145.900/1940. FM rendelet

59/1954. (IX. 9.) MT rendelet a madárvédelemről

13/2001. (V. 9.) KÖM rendelet a védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről

100/2012. (IX. 28.) VM rendelet a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről szóló 13/2001. (V. 9.) KÖM rendelet és a növényvédelmi tevékenységről szóló 43/2010. (IV. 23.) FVM rendelet módosításáról

Breeding biology of imperial eagle pairs (*Aquila heliaca*) on the Heves-Plain

Flóra Hák¹, Tamás Misik^{2,*} & János Sasvári³

¹*Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society,
H-1121 Budapest, Költő u. 21., Hungary*

²*Eszterházy Károly University, Department of Environmental Sciences and Landscape
Ecology, H-3300 Eger, Leányka u. 6., Hungary*

³*Bükk National Park Directorate, H-3300 Eger, Sánc u. 6., Hungary*

E-mail: misiktom@gmail.com

The imperial eagle (*Aquila heliaca*) is one of the largest birds of prey in Hungary; it has been highly protected since 1954. The species belongs to the *Accipitriformes* ordo, and is classified as ‘vulnerable’ all over the world; but recently, their populations have been reported to show an increasing trend in Hungary and some other European countries as well. The imperial eagle is typically very sensitive to disturbances. Chick mortality rate is also remarkably high. We studied a guarded pair of imperial eagles near Füzesabony, in the Heves-Plain landscape, in 2014. In addition, the reproductive success and diet composition of the eagle pairs on the South-Heves Plain were also observed. For the guarded nets, the aims of this study were as follows: (1) to interpret the ringing data bank of the chick, (2) to determine the diet composition near and inside the nest, and (3) to investigate the possible effects of human disturbances on the birds’ behaviour. On the sampling site, 16 imperial eagle pairs could breed successfully in 2014. 31 chicks hatched after an average 43 days of incubation, and 3 chicks perished. The average chick number of the successful imperial eagle pairs was 2.0 chicks per breeding pair. The particularly observed pair only hatched a single chick, in spite of the abundance of food in the area. In this area, the studied imperial eagle pairs most frequently preyed on the following: from birds, long-eared owl and crow species, from mammals, common vole and European hare. In the area of the territories, agricultural activity was frequently conducted; however, it did not lead to the final desertion of the nests, in the case of any of the eagle pairs. The results of our investigation form a part of the imperial eagle annual report, and are fundamental to the species protection program.

Keywords: species protection, highly protected, Red List, ringing

Mindig útban? – Városias környezetben fennmaradt földikutya-állományok megőrzésének kihívásai Magyarországon

Németh Attila^{1,2}, Moldován Orsolya³ és Szél László³

¹Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 1121 Budapest, Költő u. 21.

²Magyar Természettudományi Múzeum, 1088 Budapest, Baross u. 13.

³Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, 4024 Debrecen, Sumen u. 2

E-mail: dr.attila.nemeth@gmail.com

Összefoglaló: A nyugati földikutyák (*Nannospalax* (superspecies *leucodon*)) Magyarország legveszélyeztetettebb emlősei közé tartoznak. Az elmúlt fél évszázad során drámai mértékű és gyors ütemű állománycsökkenésen estek át, ezért elterjedésük, fennmaradt állományaik száma pontosan nem ismert. Még létező populációik felkutatása a konzervációbiológia aktuális feladata. Az előkerülő újabb töredékállományok azonban gyakran okoznak a természetvédelem számára szokatlan, nehezen kezelhető helyzeteket, mivel jellemzően nem védett területeken, hanem beruházások, fejlesztések helyszínein, építési vagy mezőgazdasági hasznosítás alatt álló területeken találhatóak. Bemutatjuk az utóbbi évtizedben megtalált állományokat, valamint azokat a problémákat, melyeket ezeknek az állományoknak a megőrzése okoz. Az eddigi erőfeszítések, az alkalmazott megoldások és azok tanulságai hozzájárulhatnak más fajok, illetve hasonlóan kényes helyzetek természetvédelmi szempontból megfelelő kezeléséhez is.

Kulcsszavak: *Nannospalax* (superspecies *leucodon*), elterjedés-térképezés, állományfelmérés, monitorozás, élőhelyigény

Bevezetés

Az utóbbi évszázadok során a száraz, füves élőhelyek Európa-szerte drámai mértékben szorultak vissza (Bakker 1989, Poschlod & Bonn 1998). A Kárpát-medence sztyepp jellegű élőhelyei is a történelem előtti idők óta szenvednek az emberi tevékenység természeti környezetre gyakorolt hatásaitól (Németh *et al.* 2017). Ez az érzékeny ökoszisztéma azonban nem csupán a távoli múltban szenvedett el komoly veszteségeket, a száraz füves élőhelyek a történelmi időkben, de különösen a legutóbbi száz év során mind jobban összezsugorodtak Magyarországon (Bíró *et al.* 2018). Az élőhelyvesztés a biológiai sokféleség nagymértékű csökkenését vonja maga után (Hanski 2011, Newbold *et al.* 2015). Jó néhány, a füves élőhe-

lyekhez kötődő és egy-két évszázada még gyakorinak számító állatfaj pusztult ki vagy ritkult meg drámai módon (Rakonczay 1989). A Kárpát-medencei száraz, füves élőhelyek jellegzetes emlősközösségének egyik utolsó, máig fennmaradt, erősen specializált tagja a nyugati földikutyá (*Nannospalax* (superspecies *leucodon*) Nordmann, 1840) (Horváth *et al.* 2007, Németh *et al.* 2018). A földikutyák a talajlakó életmódhoz szélsőségesen alkalmazkodott rágcsálók (Topachevskii 1969, Vidacs *et al.* 2013). Sajátos testfelépítésük és különös életmódjuk a hazai emlősfauna egyedülálló tagjává teszik őket (Vásárhelyi 1926) csakúgy, mint rendhagyó evolúciós történetük (Németh & Csorba 2014). Ugyanakkor a fokozottan védett földikutyák Magyarország legveszélyeztetettebb emlősei közé tartoznak. Bár e talajlakó rágcsálók egykor széles körben elterjedtek voltak az ország területén, élőhelyeik átalakításának és megszűnésének következtében kritikus helyzetbe kerültek (Németh *et al.* 2013a). Mivel azonban a földikutyák egyetlen évtized leforgása alatt váltak rettegett mezőgazdasági kártevőből ritka és veszélyeztetett állattá (Sterbetz 2002), ezért visszaszorulásuk története egyáltalán nem ismert. Ahogyan az sem, hogy esetleg hol találtak menedékekre abban az agrárterületek-uralta kultúrtájban, amely egykori élőhelyükön jött létre. Így aktuális hazai elterjedésük, fennmaradt állományaik száma ma sem ismert pontosan (Németh *et al.* 2010). Ugyanakkor a még létező populációk felkutatása a természetvédelmi biológia egyik legaktuálisabb feladata (Németh *et al.* 2013a).

A 20. század második felének túlnyomó részében csupán egyetlen földikutyá-állomány volt ismert Magyarországon, a Hajdúbagosi Földikutyá Rezervátumban élő. Az 1990-es évekre ez két további, a Debrecen–Józsán (Dudás & Lánszky 1988) és a hajdúhadházi Liget-legelő nevű honvédségi területen (Horváth 2001) élő populáció, megtalálásával egészült ki. A 2000-es évek elején végzett, az Alföld egészére kiterjedő felmérés során két Békés megyei területen, a Tompapusztai löszgyepen és a Battonya területén lévő Gulyagyepen is valószínűsítették földikutyá-állomány létezését (Horváth & Vadnay 2006). Így a 2000-es évek elején öt helyen volt ismert földikutyák előfordulása Magyarországon.

Azonban az ország különböző vidékeiről időről-időre előkerülnek olyan anekdotikus történetek, melyek arra utalhatnak, hogy a Magyarországon ténylegesen létező földikutyá-populációk száma esetleg magasabb lehet aktuálisan igazoltnál. A földikutyá-állományok valós számának és a földikutyák pontos hazai elterjedésének megismerése ugyanakkor alapjaiban határozzák meg az egyes hazai földikutyá-fajokkal kapcsolatos természetvédelmi stratégiákat. Ezért a 2000-es évek derekán kezdődött, a Magyar Természettudományi Múzeum irányításával zajló, átfogó földikutyá-kutatások során ezeknek a kérdéseknek a tisztázása mindig is az egyik legfontosabb feladat volt, folyamatosan zajlott a potenciális földikutyá előfordulási helyek módszeres ellenőrzése.

Cikkünkben bemutatjuk a 2005 óta Magyarországon azonosított, korábban a szakemberek számára ismeretlen földikutya-állományokat. Összefoglaljuk jellemzőiket, és megvitatjuk sajátásaikat, melyek olykor jelentősen különböznek a korábban ismert állományok tulajdonságaitól. Részletesen megtárgyaljuk, hogy milyen nehézségeket okoz az új állományok megőrzése. Áttekintjük és értékeljük megőrzésük érdekében tett természetvédelmi erőfeszítéseket és azok eredményeit. A következtetések levonása után pedig javaslatokat fogalmazunk meg a gyakorlati természetvédelem szakemberei számára.

Anyag és módszer

A bemutatott felmérések és vizsgálatok elvégzésére a mindenkorai természetvédelmi hatóságok (aktuálisan a Pest Megyei Kormányhivatal Környezet és Természetvédelmi Főosztálya) által kibocsátott kutatási engedélyek (14/1840-3/2008, 14/01439-9/2012, OKTF-KP/6903-21/2015, PE-KTF/5215-22/2017) nyújtottak lehetőséget.

Földikutya-állományok azonosítása

Az ismeretlen földikutya-populációk felkutatása során egyrészt a szakirodalomból ismert korábbi előfordulási helyek környezetében még megmaradt gyepek bejárása történt meg, másrészt pedig a földikutya jelenlétére utaló, ismertté vált jelzések, történetek ellenőrzésére került sor.

A földikutyák előfordulásáról egy adott potenciális élőhelyen a túrások árulkodnak, minthogy a földikutyatúrások az egyetlen – a felszínen is észlelhető – nyomai e talajlakó rágcsálók jelenlétének (Vidacs *et al.* 2013). Azonban más, talajlakó vagy akár részben a felszínen élő állatok, mint amilyenek a közönséges vakond (*Talpa europaea* Linnaeus, 1758) vagy a közönséges kőszapocok (*Arvicola amphibius* Linnaeus, 1758) is hasonló túrásokat hozhatnak létre (Vásárhelyi 1930). Ugyanakkor túrás- és járatmorfológiai alapon lehetséges az egyes fajok túrásainak, illetve járatrendszerének megkülönböztetése (Boldog 2010, Németh 2011). A földikutyák túrásaira jellemző, hogy általában (i.) nagyméretűek, (ii.) a szomszédos túrások egymástól mérhető távolsága nagy (1,5–2 m), (iii.) a túrások térbeli elrendeződése szabályos, közel egyenes vonal mentén sorakoznak, (iv.) a túrások tetején megfigyelhető ún. földhurkák átmérője nagy (6–9 cm), (v.) továbbá a földikutyatúrásokban a talajjal keveredve megfigyelhetőek rövid gyökérdarabok, melyek vége hegyes szögben van leharapva (Boldogh 2010, Németh 2011). A földikutyák járataira jellemző, hogy rendszerint (i.) nehéz megtalálni őket a túrás alatt, (ii.) a járat jellemzően nem a túrás közepe alatt található, hanem

a szélénél, érintő mentén halad, (iii.) a járatok kerek, nagyméretűek (>6 cm), tapinthatóan kemény falúak és nem lógnak be gyökerek a járatba, (iv.) a járatok egyenes lefutásúak, nem kanyargóak, valamint (v.) megfelelő talajtani jellemzők (kötött, agyagos és nedves talajok) esetén a járatok falában láthatóak a földikutya orrának lenyomatai (Németh 2011). Az előbb felsorolt bélyegek együttes megléte igazolni tudja, hogy földikutya fordul elő a vizsgált területen.

Az egyedszámbeclés és a monitorozás

Az állománybecslések alapjául szolgáló felmérésekre a tavaszi, illetve az őszi aktivitási időszakokban került sor. Mivel a földikutyák aktivitását az adott év időjárása erősen befolyásolja, a tavaszi felmérések tél végétől (február) májusig terjedő időszakban zajlottak. Az őszi felmérésekre szeptember és november között került sor. Egy adott aktivitási időszakon belül a populáció egyedszámának minél pontosabb beclése érdekében egyazon élőhelyen legalább két állományfelmérés zajlott. Az állományok egyedszámának meghatározása a földikutya-élőhelyek térképére ráhelyezett négyzetrács-háló segítségével, vonalas felmérési módszer szerint történt. A friss túsók pozíciója kézi GPS készülékkel (Garmin Oregon 600) került rögzítésre. Kizárólag a friss túsók rögzítésére került sor, az időjárás által elsimított, ellapult túsók nem kerültek felvételre. Annak érdekében, hogy minden túsó csak egyszer kerüljön rögzítésre, a már felvett pozíciójú halmokat elsimítottuk. Mindez abban is segített, hogy az ugyanazon a helyen történő újbóli rátúsók is észlelhetőek legyenek. A földikutyák magányos életmódot folytató, territóriumukat elszántan védelmező állatok (Vásárhelyi 1926), ezért az egymás szoros közelségében levő túsókat egy egyedtől származó életnyomnak tekintettük. Az adatok térinformatikai feldolgozása és értékelése Quantum GIS program segítségével történt (QGIS Development Team 2013).

Tájtörténeti vizsgálatok

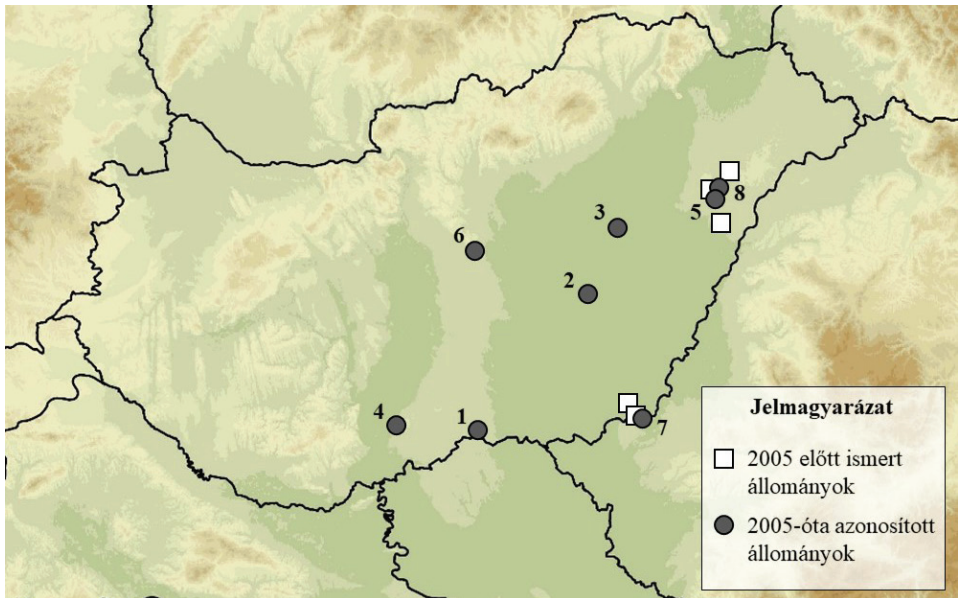
Az eredmények és tapasztalatok helyes és megalapozott értékelése érdekében a földikutya-élőhelyek és áttelepítési helyszínek adottságairól, jellemzőiről minél teljesebb képet igyekeztünk nyerni. Az élőhelyek és környezetük tájtörténetének feltárása az Első (1783-as), a Második (1858-as), és a Harmadik (1881-es) Katonai Felmérés térképlapjai ([http1,2,3](#)), valamint a II. világháború idején (1941) készült katonai térképezések ([http4](#)) segítségével történt. Az elmúlt fél évszázad során (1959–2007) az élőhelyeken zajlott folyamatokat a Lechner Nonprofit Kft. légifilmtárában található felvételek ([http5](#)) segítettek nyomon követni. A legutóbbi két évtized változásait a Google Föld program korábbi térképeinek („történelmi térképek”) vizsgálata tette lehetővé (Google Earth Pro, ver. 7.3.2.5776). A térképfeldolgozások során a Quantum GIS programot használtuk (QGIS Development Team 2013).

Eredmények

2005 után azonosított földikutyá-állományok

Az alábbi, korábban ismeretlen állományokat sikerült 2005 óta azonosítani (1. ábra):

- *1. Kelebia*: 2008 márciusában három egymástól izolált gyeppragmentumon sikerült földikutyát fogni (Németh *et al.* 2013b). Az állomány Kelebia és Ásotthalom külterületén, a szerb-magyar határ közelében él, utak, erdőfoltok és művelt területek által elválasztott, jellemzően erősen degradált, homoktalajú gyeppragmentumokon. A becsült egyedszám körülbelül 100–150 egyed (Németh *et al.* 2013a).
- *2. Mezőtúr*: 2008 júliusában a város belterületén, egy ipari telephelyen a felszínen mozgó, élő földikutyát találtak. A populáció még beépítetlen, de hasznosításra, ingatlanfejlesztésre szánt üres telkeken él, két, egymástól izolált gyeppragmentumon és egy széles mezsgyén. Az élőhelyeket jellegtelen növényzetű mezofil gyepek borították. 2019 tavaszán további, az ismert előfordulásokhoz hasonló adottságú területek ellenőrzésére is sor került. Két további helyszínen sikerült megállapítani a földikutyá jelenlétét: egy, a városon belül fekvő gyeppragmentumon, valamint a városhatáron kívül található mezsgyén és a mellette fekvő nem művelt téglagyár területén is. Ez utóbbi terület állománya minden előzetes várakozásnál nagyobbának bizonyult, így Mezőtúron összesen mintegy 200 példány földikutyá jelenlétét sikerült igazolni.



1. ábra: Az ismert földikutyá-előfordulási helyek Magyarországon. A 2005 óta azonosított állományok számozása megfelel a szövegben olvashatónak.

- 3. *Kunmadaras*: 2008 júliusában a Kunmadaras közelében fekvő egykori szovjet légbázis területén földikutyára utaló túrásnyomokat lehetett megfigyelni. A közvetett bizonyítékok alapján (táplálékraktár, orrlenyomatok a megbontott járatok falain) valószínűsíthető volt a földikutya előfordulása a területen, noha bizonyító példányt csak 2010 tavaszán sikerült fogni. Az élőhelyen a felmérések szerint biztosan nem több, mint 10 földikutya-egyed élhet, három, egymástól betonutakkal elzárt, apró gyepfragmentumon.
- 4. *Baja*: 2013 tavaszán lakossági jelzés alapján merült fel, hogy Baja város szélén, egy korábbi honvédségi lőtér területén földikutyák élhetnek. A terület ellenőrzése során sikerült három eleven földikutyát befogni, a későbbi vizsgálatok és állományfelmérések alapján pedig kiderült, hogy az ország második legnagyobb eddig ismert földikutya-populációját sikerült megtalálni (Csorba *et al.* 2015). Az állományfelmérések szerint több mint 300 egyed él az egyéb jelentős természeti értékeket is őrző, homoktalajú területen.
- 5. *Debrecen*: 2014 őszén a város északi szélén (a Nyulas nevű részen), egy autószalom mögötti lucernatáblában földikutyatúrásokat azonosítottak. A túrások és megbontott járatrendszerek morfológiai vizsgálata alapján egyértelmű volt, hogy földikutyák élnek a területen. Az első bizonyító példány megfogására 2015 őszén került sor, a felmérések alapján a populáció nagysága 50–60 egyed. Az előbbi élőhelyet nyugatról határoló, magas töltésen futó vasút túloldalán, a vasút és a Tóció-patak közötti területen változatos szántóföldi kultúrák voltak, melyek korábban nem biztosítottak életfeltételeket földikutyák számára. Azonban 2018-ban felmerült, hogy az előző évben a területre vetett lucernában is megtalálhatóak földikutyák. A felmérések során egy mintegy 10 példányból álló kis állomány előfordulása nyert igazolást.
- 6. *Albertirsa*: 2017 tavaszán, Albertirsa szélén, felszínen mozgó földikutya-egyedet figyeltek meg. A megtalált földikutya-populáció váratlan meglepetést okozott, mivel Pest megyéből több mint száz éve (1905 óta) nem volt ismert előfordulási adat (Németh *et al.* 2009). A Gerje-patak mentén két természetes gyepen, és az azok közelében fekvő parlagokon és üres telkeken mintegy 100 példány él.
- 7. *Battonya*: 2018 tavaszán végzett terepbejárások során Battonya területén összesen négy helyen sikerült földikutyákat találni. Az ezredforduló táján is ismert Gulyagyep mellett, az annak közelében fekvő temető területén, valamint egy mezőgazdasági géptelegen is élnek földikutyák. A géptelep és a Gulyagyep között található elnéptelenedő városrészből ismert a legtöbb földikutyákkal kapcsolatos lakossági beszámoló (Csathó A. *pers. comm.*), ami alapján valószínűsíthető, hogy e terület kertjeiben is előfordulnak földikutyák, összeköttetést biztosítva az egymástól távolabb fekvő élőhelyek között. A negyedik élőhelyfolt az előbbiektől távolabb, a város délkeleti szélén, a tornyai határátkelő felé vezető út mellett fekszik.

- 8. *Debrecen–Józsa*: 2018 őszén érkezett jelzés arról, hogy a földikutya-élőhelyként ismert, a Tóció-patak mellett elhelyezkedő helyi védett, Natura 2000 besorolású terület keleti szomszédságában, már felparcellázott, közművesített építési telkeken, a fokozottan védett ürge (*Spermophilus citellus* Linnaeus, 1766) egy kisebb állománya található. A jelzés ellenőrzése során derült fény arra, hogy 3–4 példány földikutya is él a még beépítetlen telkeken. Ezeket az állatokat a védett területen lévő állománytól mindössze a vasúti sín és az azt kísérő fasor, ill. bozótos választja el.

Veszélyeztető tényezők

A feltárt új földikutya-állományok számára az élőhelyvesztés a legjelentősebb veszélyforrás, hiszen folyamatos a gazdasági és társadalmi igény a „kihasználatlan”, „üres” területek hasznosítására. Néhány esetben ez a mezőgazdasági hasznosítás (művelésbe vonás) veszélyét jelenti. Az élőhely egészére kiterjedő, egyidőben végrehajtott szántás a teljes populáció pusztulását okozhatja. A legtöbb esetben azonban egyértelműen a beépítés a legtipikusabb oka a földikutya-élőhelyek felszámolására irányuló törekvéseknek. Mivel ezek az élőhelyek legtöbbször semmilyen védelemben nem részesülnek, így akár egyik napról a másikra teljes földikutya-populációk semmisülhetnek meg.

Komoly fenyegetést jelentenek azok a veszélyeztető tényezők is, melyeket összefoglaló néven spontán kedvezőtlen folyamatoknak nevezhetünk. Mivel a városias közegben fennmaradt földikutya-élőhelyek jellemzően nem állami tulajdonban és nem nemzeti parki vagyongazdálkodásban állnak, ezért az állami természetvédelem szerveinek kevés valódi ráhatása van arra, hogy az élőhelyeken a földikutyák számára kedvező folyamatok legyenek a meghatározók. A kívánatos kezelések elmaradásának következtében spontán cserjésedés, valamint özöngyomok terjedése következhet be. Ezek eredményeként a földikutyák számára táplálékot jelentő lágyszárúak visszaszorulhatnak, ami jelentős táplálékbázis-vesztéssel járhat. Ezek a folyamatok különböző mértékben, de valamennyi, az utóbbi időben megtalált földikutya-élőhelyen megfigyelhetők. Bár a földikutyák számára a legeltetés ideálisabb a kaszálásnál, az utóbbi időkben azonosított földikutya-élőhelyeket legfeljebb kaszálással kezelik. Hasonló problémák tapasztalhatók a lucernásokban élő földikutyák esetében, ahol a lucerna évenkénti kezelésére, illetve betakarítására (kaszálásra) nehéz kötelezni a terület használóit. A spontán kedvezőtlen folyamatok kategóriába sorolható veszélyforrások egy további csoportját jelentik a szélsőséges időjárási események, a globális klímaváltozás és a genetikai leromlás jelentette veszélyek is. Bár e folyamatok minden földikutya-állományt egyformán érintenek, a városias közegben fennmaradt, kisebb kiterjedésű és rendszerint degradált állapotú élőhelyek kevésbé képesek védelmet nyújtani a rajtuk

élő egyedeknek. A városias környezetben fennmaradt állományokra általában alacsonyabb egyedszám jellemző, emiatt jelentkezhet a genetikai leromlás jelensége is.

A veszélyeztető tényezők harmadik nagy csoportját a fokozódó emberi jelenlét okozta problémák jelentik, mely tényezők pontosan az emberi települések közelében a legjelentősebbek. Ilyen például az illegális hulladéklerakás, ami több, az utóbbi időben megtalált földikutya-élőhelyen gondot jelent. Bár manapság szerencsére egyre kevésbé jellemző, de meg kell említeni a közvetlen emberi pusztítást is. Mindez a faj fokozottan védett státusza ellenére is előfordulhat, a töredékállományokban pedig egy-egy egyed elvesztése is komoly veszteségnek számíthat. Az emberhez köthető további veszélyforrás a háziállatként tartott kutyák és macskák okozta zavarás, pusztítás. Az utóbbi években mind több megfigyelés igazolja, milyen jelentős mértékű az eredeti élőhelyükről kiszoruló, fiatal földikutyákhoz köthető felszíni vándorlás. A felszínen vándorló fiatalok körében óriási pusztítást végezhetnek a településeken élő kutyák és macskák csakúgy, mint például az urbanizálódott varjúfélék (Németh *et al.* 2016). A földikutyák számára átjárhatatlan barrierek (utak, parkolók, lakóövezetek) szinte teljesen ellehetetlenítik a töredékállományok közötti génáramlást, így a fragmentáció és az izoláció a belterületen élő populációk esetében komoly kockázatot jelent a hosszú távú fennmaradás szempontjából.

Diszkusszió

2005 után azonosított földikutya-állományok jellemzői

2005-ben, a Magyar Természettudományi Múzeum által koordinált földikutyakutatások kezdetekor, Magyarország területén öt helyen (Hajdúbágyos, Debrecen–Józsa, Hajdúhadház, Tompapusztá és Battonya) volt ismert földikutyák jelenléte. Ezek az állományok jellemzően a természetvédelem által ismert, természetvédelmi szempontból értékes (védett vagy védelemre tervezett) helyeken élnek, ahol a földikutyákon kívül is számos más, kiemelkedő jelentőségű természeti érték található. Ezzel szemben a később megtalált állományok többsége olyan helyeken került elő, melyeket az állami természetvédelem alapvetően nem tartott számon. Kisebb részük kiemelkedő természeti értékekkel bír, ám mindaddig alaposan nem vizsgált területeken bukkant elő, de a megtalált állományok nagyobb része degradált területeken él. Ez utóbbi területek épp ezért jellemzően nem védettek, nem Natura 2000 besorolásúak, és védelemre sem voltak tervezve.

Földikutyák városias környezetben

A földikutyákat korábban, mint az érintetlen füves élőhelyek szélsőségesen specializált kisemlősét ismertük (Horváth *et al.* 2007). Az utóbbi években megtalált állományok jó része ugyanakkor nehezen illeszthető bele ebbe a képbe, ami magyarázatul is szolgálhat arra, miért maradhattak oly sokáig rejtve a természetvédelmi szakemberek előtt. Bár a földikutyák életmódjukat illetően valóban szélsőségesen specialisták (Vidacs *et al.* 2013), de zavartalan élőhely és kellő mennyiségű táplálék esetén a száraz, füves élőhelyek sokféle típusán képesek túlélni. Az említett viszonyok – a rendszeres talajbolygatással nem járó területhasználat, vízhatásoktól mentes élőhelyek – a múlt század derekán a tájhasználatban, illetve a mezőgazdasági termelés szerkezetében bekövetkező változások, valamint a rendszerváltás utáni gazdasági változások nyomán nagyon sok esetben éppen a települések közvetlen közelében maradtak csak fenn. Ezt a lehetőséget pedig, a jelek szerint, a földikutyák sok esetben meg is ragadták.

Mindez felveti a kérdést, hogy a városias élőhelyek valamiféle refúgiumot jelentenek, és korábban jelentős földikutya-állományok utolsó menedékét képviselik, vagy ökológiai csapdaként a biztos pusztulásba csalták a földikutyákat?

A tájtörténeti vizsgálatok alapján a 18. század végétől folyamatosan csökkent a földikutyák számára alkalmas élőhelyek kiterjedése. A folyamat az utóbbi száz évben drámaian felgyorsult. Az eredeti élőhelyekből sok esetben csupán a települések közelében fekvő, zsebkendőnyi foltok maradtak fenn napjainkig. Egy adott földrajzi régióban ugyanakkor ezek az élőhelyek – drasztikusan lecsökkent egyedszám mellett, de – képesek voltak a korábbi, jelentős földikutya-állományok fennmaradását biztosítani, és így genetikai értelemben is megőrizték a populációkat. Jól példázzák ezt Mezőtúr vagy Battonya belterületi élőhelyei, ahol a kiemelkedő termőképességű, magas aranykorona-értékű talajokkal rendelkező területeken a szántóföldi termelés mind intenzívebbé válásával párhuzamosan a földikutyák életfeltételei szinte teljesen megszűntek. Ugyanakkor a belterületen túlélő állományok mindkét régióban biztosították a földikutyák fennmaradását.

Annak kimenete, hogy ezek a legtöbbször kis egyedszámú, lakott területek szomszédságában fekvő földikutya-állományok végül fenn fognak-e maradni, vagy csupán néhány évtizeddel elodázták a földikutyák egy-egy térségből történő kihalását, az a hazai természetvédelmen (is) múlik. Az esetek döntő többségében ezek az élőhelyek eddig valóban refúgiumként szolgáltak.

Ugyanakkor a városi környezetben megtalálható földikutya-élőhelyek között valódi ökológiai csapdát is találunk. A kis kiterjedésű, ezért kevés egyed eltartására képes, és így túltelített élőhelyek esetében komoly probléma, hogy az onnan kiszoruló és ezért felszíni vándorlásba kezdő fiatal egyedek (Heth 1991, Németh *et al.* 2016) az eredeti élőhelyükhöz legközelebbi alkalmasnak látszó gyepterüle-

ten telepednek meg. A Debrecen–Józsán építési telkeken megtalált állomány jó példa erre. A korábbi fatelep elhagyott és elhanyagolt területét a 2000-es évek derekán felvásárolták, rendbe tették és építési telkekké alakították. Ám a 2000-es évek közepének gazdasági válsága miatt a tervezett beruházások elmaradtak. A telkek legalább tíz évig háborítatlanul álltak és közben potenciális földikutya-élőhelyekké váltak. Azonban 2018-ban megkezdődtek a beruházások. A megtalált földikutya-állomány egy új házából álló, kész lakópark még beépítetlen részein, foghíjtelkeken került elő. Ezek a gyepel borított, a beépült telkek közé ékelődő területek csapdaként működhetnek a szomszédos védett területéről kiszoruló, és ezért a felszínen vándorolva új élőhelyet kereső fiatal egyedek számára. A betelepülő földikutyák ugyanis nem képesek valódi populációt kialakítani a területen, sokkal inkább jellemző, hogy a zavarások miatt időről időre eltűnnek (elpusztulnak vagy elvándorolnak), és helyükön jelennek meg a védett területről minden évben kiszoruló új, fiatal példányok.

A városias környezetben fennmaradt földikutya-állományok típusai

A települések közelében megtalált földikutya-állományokat két markánsan különböző csoportba lehet sorolni. A legtöbb állomány élőhelye a természetes élőhelyekhez hasonlít, csak éppen egy település közvetlen közelében, vagy akár annak belterületén helyezkedik el, ezeket fragmentált természetközeli élőhelyfoltoknak tekinthetjük.

Ezzel szemben a mezőgazdasági kultúrában található földikutya-állományok egy teljesen más típust képviselnek. Élőhelyeik nem csupán urbanizált környezetben helyezkednek el, de maguk is antropogén eredetűek. Ember által létrehozott, fenntartott és szabályozott, szélsőségesen fajszegény, ám ugyanakkor táplálékban rendkívül gazdag területek. Az élőhelyeket uraló folyamatokat (például a növényzet megújulásának módját, térbeli- és időbeli ütemét, valamint mértékét) az emberi tevékenység irányítja.

A két élőhelytípus jellemzői alapvetően befolyásolják az állományok népességét, az egyedek testméretét és viselkedését. Míg a legtöbb városi környezetben fennmaradt populációban az egyedek viselkedése alapvetően megegyezik a korábban ismert, természetes élőhelyekről származó egyedeknél megfigyelttel, addig a lucernaföldek földikutya-állományaiban élő egyedek viselkedése nagyon eltérő, olyan jellegzetességekkel, melyek ezidáig ismeretlenek voltak a Kárpát-medencei földikutyák esetében.

A természetes élőhelyeken ideális esetben tapasztalható hektáronkénti 2–3 egyed előfordulásával szemben, a mezőgazdasági területeken az egyedsűrűség szokatlanul magas, a hektáronkénti 10 egyedet is meghaladja. Mindez leginkább a lucernaföldek természetes élőhelyekkel szemben fennálló nagyfokú táplálékhiányával magyarázható. Az egyedek járatrendszere is eltér a természetes élőhelyeken

megszokottól: rövid járatszakaszokból álló, sűrűn elágazó járatrendszereket találunk. Mivel az élőhely talaját sűrűn behálózzák a lucerna tápláló, vastag gyökerei, az egyedeknek a táplálék felkutatásához nincs szükségük hosszú, egyenes járatokra. Ez magyarázhatja a földikutyákra más élőhelyeken egyáltalán nem jellemző, sokkal inkább a vakondéra emlékeztető járatrendszereket. A járatokban szokatlanul nagyméretű földikutyák élnek. A 2005 óta a Kárpát-medencében megfogott öt legnagyobb testtömegű földikutyából négy a debreceni lucernaföldön került kézre. A lucernaföldi példányok testtömege akár 100 grammal (35–50%-kal) is meghaladhatja a térségben élő földikutyákra egyébként jellemző értéket. A megfogott példányokon feltűnően gyakoriak voltak korábbi sebesülések gyógyult nyomai. Bár a nagy hímeken általában láthatók korábbi csatározásokból származó hegek, a Debrecenben fogott példányok esetében egészen extrém eseteket lehetett megfigyelni. Az egyik hatalmas hímnek például az ágyéktáján voltak gyógyult sebei, valamint hiányzott az egyik testtiszte. A magasabb egyedsűrűség az agresszivitás növekedéséhez vezethet (Calhoun 1962, Judge & De Waal 1997, Knell 2009), ugyanakkor a betegségeknek és a parazitáknak is kedvez (Dobson & Hudson 1986, Ives 1992). Nagyon sok megfogott példányon voltak megfigyelhetőek szőr nélküli kopasz foltok, vagy ezek gyógyuló nyomai. Ilyet más állományokban korábban nem tapasztaltunk. Az állatorvosi vizsgálat megerősítette az élősködő atkák (*Listophorus* sp.) jelenlétét ezeken az egyedeken (Sós-Koroknai V. *pers. comm.*).

A földikutyák az evolúcióból (Nevo 1991) a rákkutatás területéig (Gorbunova *et al.* 2012, Malik *et al.* 2016) számos kiemelt kutatási irány elsőszámú vizsgálati alanyai. A szántóföldi kultúrákban lévő földikutyá-állományok megőrzése ezért tudományos szempontból kiemelkedő jelentőségű, hiszen ez az új típusú élőhely új lehetőségeket biztosít a földikutyák sokoldalú adaptációinak vizsgálatára.

Természetvédelmi tapasztalatok

A 2005 óta megtalált földikutyá-állományok története természetvédelmi szempontból kétféleképpen alakult. Bizonyos élőhelyek – természetes jellegük, a rajtuk élő nagyszámú földikutyá, valamint az ott megtalálható további jelentős természeti értékek miatt – országos védelemben részesültek (pl. Körös-éri Tájvédelmi Körzet, Bajai Földikutyá Rezervátum Természetvédelmi Terület). A legtöbb állomány esetben viszont ilyenre nem került sor. Ez utóbbiak jellemzően települések szélén vagy belterületeken találhatóak, ami pedig merőben új szituáció az állami természetvédelem számára, és amelynek kezelése óriási kihívás. Érthetően nehezen kezelhető probléma egy fokozottan védett emlősállat lakott területen belül található élőhellyel. Bár a földikutyá fokozottan védett státusza elegendő biztosíték

kellene, hogy legyen mind a példányok, mind az élőhelyek védelméhez is – hiszen a védett élő szervezetek életközösségének, vagy élőhelyének károsítása is bűncselekmény (Büntető Törvénykönyvről szóló 2012. évi tv., XXIII. Fejezet, 242–243. §) – általában olyan erős (gazdasági) érdekek jelentkeznek ezen élőhelyek hasznosítására, melyeket az állami természetvédelem csak nagy erőfeszítések árán, és sokszor így is csak ideig-óráig képes elhárítani. Mindezek alapján joggal merülhet fel az a vélemény, amely az utóbbi időben többször szakmai álláspontként is előkerült, hogy a szóban forgó állományok hosszabb távon nem megőrizhetőek. Ugyanakkor ezek az állományok pótolhatatlan értéket képviselnek, amennyiben szeretnék a hazánk területén előforduló földikutya-fajokat hosszú távon is megőrizni. A probléma egy lehetséges megoldásként – már viszonylag korán – felmerült a földikutya-egyedek áttelepítésének lehetősége. Az eddig elvégzett földikutya-áttelepítések eredményeinek szakmai értékelése ugyanakkor számos tanulsággal szolgált. Nyilvánvalóvá vált például, hogy egy populáció teljes befogása és áttelepítése az eddig alkalmazott módszerekkel nem megvalósítható. Ráadásul, a monitorozások eredményei alapján a közvetlen veszélyhelyzet (havária) elhárítására, illetve veszélybe kerülő egyed kimentésére irányuló földikutya-áttelepítések közül egyetlen akció sem bizonyult sikeresnek (Ruzsa *et al.* 2020).

Az áttelepítési kísérletek mellett az elmúlt évek során komoly erőfeszítések történtek a megtalált földikutya-állományok eredeti élőhelyükön történő megőrzése érdekében is. A debreceni lucernaföld kapcsán történt intézkedések jól példázzák e lépések hatékonyságát. Az állomány megtalálását követően (illetve valamennyi későbbi, Hajdú-Bihar megyei töredékállomány előkerülése esetén is) a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság rögtön tájékoztatta a Hajdú-Bihar Megyei Kormányhivatal Környezetvédelmi és Természetvédelmi Főosztályát a fokozottan védett faj jelenlétéről, egyszersmind kérte korlátozás elrendelését az élőhelyre. Bár az elrendelt korlátozásokat a bíróságon többször is megtámadták, végül valamennyi felbbiteli fórum helybenhagyta azokat. A korlátozások megtiltanak mindennemű talajbolygatással járó tevékenységet, valamint minden olyan beavatkozást, mely a földikutya-állományt veszélyezteti, és addig szólnak, amíg a fokozottan védett faj jelenléte kimutatható a területen. A korlátozásoknak köszönhetően sikerült több, az élőhelyek feldarabolódását, degradálódását vagy területének csökkenését okozó eseményt megakadályozni.

A különböző megyék kormányhivatalai ugyanakkor tapasztalataik, szakmai meggyőződésük vagy jogértelmezésük alapján eltérő gyakorlatot követhetnek. Egyes megyékben előfordult, hogy csupán a tulajdonosok és területhasználók tájékoztatására került sor, de korlátozást nem rendeltek el. Ismét más esetekben, az illetékes nemzeti park igazgatóságok nem is kezdeményeztek korlátozást. Mészáros például régóta ismert a földikutya belterületi jelenléte, azonban sosem rendeltek el korlátozást, csupán tájékoztatták a tulajdonosokat. A település köz-

pontjához legközelebb fekvő élőhelyfolton a tulajdonosoknak már a populáció megtalálásakor érvényes építési engedélyeik voltak a terület hasznosítására. Tiltás hiányában egymást követően valósultak meg a beruházások a frissen azonosított földikutya-élőhelyen. Legelőször olyan helyrajzi számon került sor a beruházásra, melyről nem volt közvetlen földikutya-előfordulási adat. Az építkezéssel járó zavarás azonban elegendőnek bizonyult, hogy a szomszédos helyrajzi számokról is távozásra bírja a földikutyákat. Így elhárult az akadály a szomszédos területek beruházásai előtt is. Mostanra az eredeti élőhely több mint fele beépült. A még megmaradt élőhely hasznosítására az elmúlt években támadt igény, a tulajdonos pedig a még ott élő földikutyák kitelepítéséért kezdett lobbizni. Ez a példa jól mutatja, hogy a természetvédelem határozott fellépése nélkül milyen sors vár a belterületen élő földikutya-állományokra. Természetesen ismertek olyan példák is, ahol korlátozás elrendelése nélkül is hosszú ideje fennmaradtak belterületi földikutya-állományok, az egyedszám drámai csökkenése vagy az élőhely degradálódása nélkül is. Ilyenek például Battonya belterületi földikutya-állományai.

A területhasználati korlátozás láthatóan nem az egyetlen módja a belterületi földikutya-állományok megóvásának, de az eddigi tapasztalatok alapján igen hasznos, jogszabály adta eszköz, melynek elrendelése biztosan javítja az adott állomány túlélési esélyeit.

Megoldási javaslatok, jövőbeli lehetőségek

Az eddigi tapasztalatok szerint a (városias környezetben fennmaradt) földikutya-állományok megőrzése szempontjából a védetté nyilvánítás jelent megfelelő módszert a populáció hosszú távú fennmaradásának biztosítására. Az áttelepítés viszont ezekben az esetekben a tapasztalatok alapján nem működőképes alternatíva (Ruzsa *et al.* 2020). Ugyanakkor a városias környezetben fennmaradt állományok élőhelyén elrendelt területhasználati korlátozás hatékony jogi eszköznek bizonyult a populáció rövid-, illetve középtávú fennmaradásának biztosítására. Bár ez nyilvánvalóan nem jelent végleges megoldást, de szavatolni tudja az állomány biztonságát mindaddig, amíg a természetvédelmi szakemberek megnyugtató és kivitelezhető megoldást találnak a populáció megőrzésére. Az eddigi tapasztalatok alapján azonban az egyetlen valódi, hosszú távú megoldás az állományok élőhelyének jogi védelme. A legtöbb esetben az állami természetvédelem mindaddig ódzkodott a védetté nyilvánításoktól. A jelen cikkben tárgyalt állományok megőrzése ugyanakkor elengedhetetlen a földikutyák magyarországi fennmaradásának biztosításához. A természetvédelemtől elvárt szükségzerű célkitűzés pedig az, hogy valamennyi, természetes élőhelyek összehúzódásának és feldarabolódásának eredményeként visszamaradt területen előforduló, egykori természetes populáció maradványaként fennmaradt életképes állomány „in situ” megőrzésére törekedjen.

Fontos szakmai feladat azonban – és egyben kihívás is – az ökológiai csapdát jelentő élőhelyek kiszűrése. Ezek a látszólagos élőhelyek ugyanis nem képesek hosszú távon biztosítani a földikutya-egyedek fennmaradását, rajtuk életképes populáció nem tud kialakulni. Természetes élőhely látszatát keltve azonban elég vonzóak a fiatal földikutyák számára, hogy az ott elpusztuló egyedek által megüresedett helyeken megtelepedjenek. Az ilyen területek esetében, az aktuálisan ott élő földikutya-egyedek befogását követően vagy a látszólagos élőhely felszámolásáról kell gondoskodni, vagy a földikutyák számára megközelíthetetlené kell tenni a helyet. Az így befogott példányok elhelyezése ugyanakkor további problémát jelent. A legszerencsésebb megoldás az lehet, ha ezek az egyedek – a kérdés alapos szakmai vizsgálatát követően – egy már folyamatban lévő, új populáció létrehozására irányuló, természetvédelmi beavatkozásba bevonhatók.

A városias környezetben található földikutya-állományok élőhelyeinek helyes kezelése további kihívásokat is tartalmaz. Élőhelyeik fenntartása ugyanis sok esetben folyamatos emberi beavatkozást, kezelést igényel. Éppen ezért természetvédelmi szempontból szerencsés volna a szóban forgó állományok élőhelyének védetté nyilvánításán túl az élőhelyek állami tulajdonba és nemzeti parki vagyongazdálkodásba kerülése is. Ezzel biztosítható lenne a földikutyák szempontjából szükséges, ám a tulajdonosok számára kötelező módon nem előírható élőhelykezelési beavatkozások megvalósítása.

A bemutatott eredmények alapján a jövőben városias környezetben előkerülő földikutya-állományokat illetően a következő ajánlások fogalmazhatóak meg: Mindenképp szükséges az illetékes hatóság mielőbbi tájékoztatása a fokozottan védett faj jelenlétéről, ezzel együtt fontos kezdeményezni területhasználati, művelési korlátozás elrendelését az érintett helyrajzi számokon. A szükséges élőhelyi és állományadatok összegyűjtése után, meggyőződve az élőhely fenntarthatóságáról és az állomány életképességéről (vagyis kizárva az ökológiai csapda lehetőségét), célszerű kezdeményezni az élőhely védetté nyilvánítását. Ezt követően, ha lehetőség nyílik rá, szerencsés lenne az élőhely állami tulajdonba vétele és nemzeti parki vagyongazdálkodásba kerülése is. Így lehetne biztosítani, hogy az olykor természetvédelmi szempontból szokatlan helyeken előkerülő, ám kiemelkedő természeti értéket képviselő, a Kárpát-medence kevés ismert bennszülött emlősfaja közé tartozó magyarországi földikutyafajok hosszú távon is fennmaradhassanak.

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk a Hortobágyi, a Kiskunsági, a Körös-Maros és a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóságok munkatársainak és a Magyar Természettudományi Múzeumnak, amiért munkánkat nem csupán lehetővé tették, de nagymértékben támogatták és segítették is. Külön köszönettel tartozunk dr. Csorba Gábornak, valamint a Fővárosi Állat- és Növénykert állatorvosainak, dr. Sós-Koroknai Viktoriának és dr. Sós Endrének szakértő közreműködésükért. A bemutatott munka és eredmények részben az

Európai Unió LIFE17 IPE/HU/000018 számú pályázatának támogatásából megvalósuló „Grassland LIFE IP” projekt keretében jöttek létre.

Irodalomjegyzék

- Bakker, J. P. (1989): *Nature Management by Grazing and Cutting. On the Ecological Significance of Grazing and Cutting Regimes Applied to Restore Former Species-rich Grassland Communities in the Netherlands*. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 400 p.
- Biró, M., Bölöni, J. & Molnár, Zs. (2018): Use of long-term data to evaluate loss and endangerment status of Natura 2000 habitats and effects of protected areas. – *Conserv. Biol.* **32**: 660–671. <https://doi.org/10.1111/cobi.13038>
- Boldog, G. (2010): Talajlakó emlősök túrásmorfológiai vizsgálata, különös tekintettel a nyugati földikutyára (*Spalax leucodon*) természetvédelmi monitorozására. – *Crisicum* **6**: 199–211.
- Calhoun, J. B. (1962): Population density and social pathology. – *Sci. Am.* **206**: 139–149.
- Csorba, G., Krivek, G., Sendula, T., Homonnay Z. G., Hegyeli, Zs., Sugár, Sz., Farkas, J., Stojnić, N. & Németh, A. (2015): How can scientific research change conservation priorities? – A review of decade-long research on blind mole rats (Rodentia: Spalacinae) in the Carpathian Basin. – *Therya* **6**: 103–121. <https://doi.org/10.12933/therya-15-245>
- Dobson, A. P. & Hudson, P. J. (1986): Parasites, disease and the structure of ecological communities. – *Trends Ecol. Evol.* **1**: 11–15. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(86\)90060-1](https://doi.org/10.1016/0169-5347(86)90060-1)
- Dudás, M. & Lánszky, I. (1988): A földikutyára újabb lelőhelye. – *TermészetBúvár* **53**: 21.
- Gorbunova, V., Hine, C., Tian, X., Ablaeva, J., Gudkov, A. V., Nevo, E. & Seluanov, A. (2012): Cancer resistance in the blind mole rat is mediated by concerted necrotic cell death mechanism. – *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* **109**: 19392–19396. <https://doi.org/10.1073/pnas.1217211109>
- Hanski, I. (2011): Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. – *Ambio* **40**: 248–255. <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0147-3>
- Heth, G. (1991): Evidence of aboveground predation and age determination of the preyed, in subterranean mole-rats (*Spalax ehrenbergi*) in Israel. – *Mammalia* **55**: 529–542. <https://doi.org/10.1515/mamm.1991.55.4.529>
- Horváth, R. (2001): *A Hortobágyi Nemzeti Park földikutyára (Spalax leucodon) állományának vizsgálata*. – Kutatási jelentés, 21 p.
- Horváth, R., Bihari, Z., Németh, A. & Csorba, G. (2007): Nyugati földikutyára – In: Bihari, Z., Csorba, G. & Heltai, M. (szerk.): *Magyarország emlőseinek atlasza*. Kossuth Kiadó, Budapest, pp. 157–159.
- Horváth, R. & Vadnai, R. (2006): *A földikutyára*. Szabolcs-Szatmár-Beregi Természet- és Környezetvédelmi Kulturális Értéktörző Alapítvány, Fehérgyarmat. 20 p.
- Ives, A. R. (1992): Density-dependent and density-independent parasitoid aggregation in model host-parasitoid systems. – *Am. Nat.* **140**: 912–937. <https://doi.org/10.1086/285448>
- Judge, P. G. & De Waal, F. B. (1997): Rhesus monkey behaviour under diverse population densities: coping with long-term crowding. – *Anim. Behav.* **54**: 643–662. <https://doi.org/10.1006/anbe.1997.0469>
- Knell, R. J. (2009): Population density and the evolution of male aggression. – *J. Zool.* **278**: 83–90. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2009.00566.x>
- Malik, A., Domankevich, V., Lijuan, H., Xiaodong, F., Korol, A., Avivi, A. & Shams, I. (2016): Genome maintenance and bioenergetics of the long-lived hypoxia-tolerant and cancer-resistant

- blind mole rat, *Spalax*: a cross-species analysis of brain transcriptome. – *Sci. Rep.* **6**: 38624. <https://doi.org/10.1038/srep38624>
- Moldován, O. (2014): *Az erdélyi földikutya Nannospalax (leucodon) transsylvaniaicus új populációjának létrehozása és az első év tapasztalatai.* – Diplomamunka, Debreceni Egyetem, Debrecen, 44 p.
- Németh, A. (2011): *A kárpát-medencei földikutyák (Rodentia: Spalacinae) rendszertana, elterjedése és természetvédelmi helyzete.* – Doktori értekezés. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest. 136 p.
- Németh, A. & Csorba, G. (2014): Morfológia, genetika és ős-környeztetan – 100 év kutatásai a Kárpát-medence endemikus rágszálócsoportján. – *Magyar Tudomány* **175**: 432–436.
- Németh, A., Révay, T., Hegyeli, Zs., Farkas, J., Czabán, D., Rózsás, A. & Csorba, G. (2009): Chromosomal forms and risk assessment of *Nannospalax* (superspecies *leucodon*) (Mammalia: Rodentia) in the Carpathian Basin. – *Folia Zool.* **58**: 349–361.
- Németh, A., Farkas, J., Krnács, Gy. & Csorba, G. (2010): *KvVM Fajmegőrzési tervek: Nyugati földikutya (Nannospalax leucodon).* – KvVM Természetvédelmi Szakállamtitkárság, Budapest. 31 p.
- Németh, A., Csorba, G., Farkas, J., Krnács, Gy., Molnár, A., Boldogh, G. & Szelényi, B. (2013a): *VM Fajmegőrzési tervek: Kárpát-medencei Nyugati földikutya kisfajok (Nannospalax [superspecies leucodon]).* – VM Környezetügyért Felelős Államtitkárság, Budapest. 68 p. <https://doi.org/10.13140/RG2.2.25180.59529>
- Németh, A., Krnács, Gy., Krizsik, V., Révay, T., Czabán, D., Stojnic, N., Farkas, J. & Csorba, G. (2013b): European rodent on the edge: status and distribution of the Vojvodina blind mole rat. – *SpringerPlus* **2**: 2. <https://doi.org/10.1186/2193-1801-2-2>
- Németh, A., Hegyeli, Zs., Sendula, T., Horváth, M. & Csorba, G. (2016): Danger underground and in the open – predation on blind mole rats (Rodentia: Spalacinae) revisited. – *Mammal Rev.* **46**: 204–214. <https://doi.org/10.1111/mam.12062>
- Németh, A., Bárány, A., Csorba, G., Magyar, E., Pazonyi, P. & Pálffy, J. (2017): Holocene mammal extinctions in the Carpathian Basin: a review. – *Mammal Rev.* **47**: 38–52. <https://doi.org/10.1111/mam.12075>
- Németh, A., Sramkó, G., Csorba, G., Czabán, D., Hegyeli, Zs. & Cserkész, T. (2018): „Fogas vakonys, földi köllök és háromövű csikosegér” Molekuláris diverzitás és endemikus emlősfajok a Kárpát-medencében – In: *Tardy J. & Dévai Gy. (szerk.): A biodiverzitásról másképp.* Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, pp. 138–148.
- Nevo, E. (1991): The subterranean mole rats (*Spalax ehrenbergi* superspecies) in Israel as an evolutionary model of active speciation and adaptive radiation. – *Isr. J. Zool.* **37**: 174–175.
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Börger, L., Bennett, D. J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverria-Londoño, S., Edgar, M. J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M. L. K., Alhousseini, T., Ingram, D. J., Itescu, Y., Kattge, J., Kemp, V., Kirkpatrick, L., Kleyer, M., Correia, D. L. P., Martin, C. D., Meiri, S., Novosolov, M., Pan, Y., Phillips, H. R. P., Purves, D. W., Robinson, A., Simpson, J., Tuck, S. L., Weiher, E., White, H. J., Ewers, R. M., Mace, G. M., Scharlemann J. P. W. & Purvis A. (2015): Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. – *Nature*, **520**: 45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Poschlod, P. & Bonn, S. (1998): Changing dispersal processes in the central European landscape since the last ice age: an explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats? – *Acta Bot. Neerl.* **47**: 27–44.
- QGIS Development Team (2013): *QGIS Geographic Information System.* – Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>

- Rakonczay, Z. (szerk.) (1989): *Vörös Könyv: a Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajok*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 360 p.
- Ruzsa, J., Schneider, V., Farkas, J. & Németh A. (2020): A magyarországi földikutya (Rodentia: Spalacinae) áttelepítések értékelése – *Termvéd Közlem.* **26**:70–92. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2020.26.70>
- Schneider, V., Ruzsa, J., Czabán, D. & Németh A. (2019): Egy földikutya-áttelepítés tanulságai. – *Termvéd Közlem.* **25**: 14–33. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2019.25.14>
- Sterbetz, I. (2002): Földikutya (*Microspalax leucodon*, Nordmann 1840) előfordulások a Délkelet-Alföldről. – *A Békés Megyei Múzeumok Közleményei* **23**:17–22.
- Topachevskii, V. A. 1969: *Fauna of the USSR: Mammals. Mole rats, Spalacidae*. – Smithsonian Institution and the National Science Foundation, Washington.
- Vásárhelyi, I. (1926): Adatok a földikutya (*Spalax hungaricus hungaricus* Nhrig.) életmódjának ismeretéhez. – *Állattani Közlem.* **23**:169–226.
- Vásárhelyi, I. (1930): A vakondok vára és a kőszapocok fészke. – *Állattani Közlem.* **27**: 173–181.
- Vidacs, J. A., Farkas, J. & Németh, A. (2013): Konvergenciák, divergenciák és adaptáció a talajlakó életmódot folytató emlősöknél. – *Állattani Közlem.* **98**:21–46.

Hivatkozott jogszabályok

2012. évi C. törvény a Büntető Törvénykönyvről, XXIII. Fejezet: A Környezet és a Természet Elleni Bűncselekmények, 242–243. § Természetkárosítás.

Internetes térképforrások

- http1: I. Katonai Felmérés (1782–85): HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest. <http://mapire.eu/hu/map/firstsurvey/>
- http2: II. Katonai Felmérés (1806–1869): HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest. <http://mapire.eu/hu/map/secondsurvey/>
- http3: III. Katonai Felmérés (1869–1887): HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest. <http://mapire.eu/hu/map/thirdsurvey25000/>
- http4: II. Világháborús Katonai Felmérés (1941): HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest. <http://mapire.eu/hu/map/hungary1941/>
- http5: 1959– 2007 időszakból származó légifelvételek: Digitális légifelvétel archívum, Lechner Nonprofit Kft. légifilmtára (FÖMI, Budapest) <https://www.fentrol.hu/hu/>

Do they always stand in the way? – Challenges of blind mole rat protection in urban environments in Hungary

Attila Németh^{1,2}, Orsolya Moldován³ & László Szél³

¹*BirdLife Hungary – Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society, H-1121 Budapest, Költő u. 21., Hungary*

²*Hungarian Natural History Museum, H-1088 Budapest, Baross u. 13., Hungary*

³*Hortobágy National Park Directorate, H-4024 Debrecen, Sumen u. 2, Hungary*

E-mail: dr.attila.nemeth@gmail.com

Endemic rodents belonging to the lesser blind mole rat (*Nannospalax* (superspecies *leucodon*)) species complex are among the most endangered mammals in Hungary. They have suffered a dramatic and rapid population decline over the past fifty years, thus their current distribution and the number of the remaining localities are not exactly known. Finding previously unknown but still existing populations in Hungary is a current task for the conservation professionals. However, the discovery of such previously unknown populations often causes situations that are unusual and difficult to manage for nature conservation, as they are typically located in territories not under protection, rather in places of investment, development, construction or agricultural use. Here we present the previously unknown populations found in Hungary over the last decade, as well as the problems and challenges caused by the conservation of those localities. The conservation efforts made so far, the applied solutions and the lessons we learned may contribute to successful nature conservation management of other species or similarly sensitive situations.

Keywords: *Nannospalax* (superspecies *leucodon*), distribution mapping, population size estimation, monitoring, habitat requirements

A magyarországi földikutya-áttelepítések értékelése

Ruzsa János¹, Schneider Viktor², Farkas János¹ és Németh Attila^{3,4}

¹Eötvös Loránd Tudományegyetem, Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék
1117 Budapest, Pázmány Péter stny. 1/C

²Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
2100 Gödöllő, Péter Károly u. 1.

³Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület,
1121 Budapest, Költő u. 21.

⁴Magyar Természetudományi Múzeum,
1088 Budapest, Baross u. 13.
E-mail: dr.attila.nemeth@gmail.com

Összefoglaló: A nyugati földikutyák, *Nannospalax* (superspecies *leucodon*) Magyarország legveszélyeztetettebb emlősállatai közé tartoznak. Sajátos életmódjuk miatt megőrzésük különösen nehéz feladatot jelent a természetvédelem számára. 2013 óta összesen négy áttelepítés történt, amelyek célja új populációk létrehozása, így az állományok számának növelése, ezáltal pedig a földikutyák természetvédelmi helyzetének, hosszútávú fennmaradásuk esélyeinek javítása volt. Az áttelepítések – kezdő évük szerinti sorrendben – Bagamér (2013), Pocsaj (2015), Öttömös (2016) és Baja (2017) települések közelében történtek. Az egyes akciók sikerességének értékelése mellett igyekeztünk magyarázatot találni az áttelepítések eredményessége között megfigyelhető jelentős különbségekre is. Az áttelepítés helyszínének sajátosságai éppolyan fontos befolyásoló tényezőnek bizonyultak, mint az előzetesen kidolgozott protokoll pontos követése. Reményeink szerint a bemutatott eredmények hozzájárulnak a jövőbeli sikeres akciók végrehajtásához.

Kulcsszavak: *Nannospalax* (superspecies *leucodon*), élőhely-alkalmassági vizsgálat, monitoring, Bagamér, Pocsaj, Öttömös, Baja

Bevezetés

Az emberi tevékenység hatására bekövetkező biodiverzitás-csökkenés napjainkra riasztó mértéket öltött, így ez korunk egyik legjelentősebb környezeti problémája (Ceballos *et al.* 2010, Barnosky *et al.* 2011, McGill *et al.* 2015). A probléma azonban nem újkeletű, több száz jól dokumentált eset ismert a történelem előtti és történelmi időkből, amikor az ember okozta egy-egy faj vesztét (Baillie & Cokelliss 2004, Dirzo *et al.* 2014). Ennek ellenére az emberiségnek ezidáig nem sikerült

eszközt találnia a probléma megoldására. A kedvezőtlen folyamatok következményei többnyire nem, vagy csak kivételes erőfeszítésekkel állíthatók helyre (Vida 2018).

Hazánk történetében a természetvédelemnek mélyen gyökerező hagyományai vannak (Andrési 2002, Hadarics 2011), azonban így sem sikerült megakadályozni megannyi faj jelentős mértékű visszaszorulását, sőt kipusztulását (Rakonczay 1989). Mindezen okok miatt a természetvédelmi erőfeszítések globális szinten jelentős eszközt képviselő vissza- és áttelepítések (Griffith *et al.* 1989, Pullin & Bajomi 2008, Seddon *et al.* 2007) az utóbbi időkben a hazai természetvédelemben is mind gyakoribb megoldásokká váltak (Olajos 2012).

Bár az át- és visszatelepítési programok nem mentesek a kockázatoktól, és nem minden veszélyeztetett faj számára jelentik a legjobb megoldást, mégis a jól felépített visszatelepítési programok nyújthatják a legtöbb esélyt a természetes élőhelyén a kihalás szélére sodródott vagy rohamosan fogyatkozó egyedszámú fajok számára (Reading & Kellert 1993). Éppen ezért nem meglepő, hogy már az 1980-as években, csupán Észak-Amerikában, évente 700 áttelepítési program valósult meg (Griffith *et al.* 1989). Az IUCN (Természetvédelmi Világszövetség) áttelepítésekre szakosodott szakosztályának (Re-Introduction Specialist Group) adatbázisa szerint közel 500 állatfajt érintenek a már zajló vagy a közeljövőre tervezett áttelepítési akciók (Seddon *et al.* 2007). A 20. század végéig a legkülönbözőbb gazdasági megfontolásokból, vadászati, halászati célokból számos faj betelepítésére került sor Magyarországon (Márkus 2004). Az 1970-es évektől azonban egy új tudományág, a természetvédelmi biológia (is) kezdett teret hódítani hazánkban (Sterbetz 1979), így a zárttéri szaporítás, a visszavádítás, a visszatelepítés, a mentés jellegű áttelepítés mind inkább része lett a hazai természetvédelmi gyakorlatnak (Márkus 2004). Számos faj hazai át- és visszatelepítésére került sor, meglehetősen változatos eredménnyel (Bajomi 2003). Az érintett fajok is széles rendszertani skálán mozogtak, melyek közül a jelen publikáció témája kapcsán számunkra érdekes rágcsálókat a hazai telepítési gyakorlatban sokáig csupán két faj, az ürge és a hód képviselte (Olajos 2012). Míg a hód visszatelepítése egyetlen, sikeres program keretében valósult meg (Bajomi *et al.* 2016), addig az ürge esetében számos különböző, egymástól független akcióra került sor az 1970-es évek végétől napjainkig. Az idők során a programok céljai és az akciók módszertana, kivitelezése is jelentősen változott. Ráadásul az ürge-áttelepítések sikeressége is változatos képet mutat: míg a 2000 előtt áttelepített állományok közül egy sem maradt fenn 2016-ig, addig a 2000 után végrehajtott áttelepítések közel a fele (47%-a) tekinthető hosszú távon sikeresnek (Fidlóczy *et al.* 2017).

A hazai rágcsálók talán legveszélyeztetettebb csoportját a Kárpát-medence bennszülött, nyugati földikutyája (*Nannospalax* (superspecies *leucodon*) Nordmann, 1840) fajcsoportba tartozó földikutyafajai képviselik (Csorba *et al.* 2015,

Németh *et al.* 2013a). Ezek a talajlakó életmódhoz tökéletesen alkalmazkodott állatok (Topachevskii 1969, Vidacs *et al.* 2013), sajátos testfelépítésük és különös életmódjuk miatt a hazai emlősfauna egyedülálló tagjai (Vásárhelyi 1926). Bár egykor széles körben elterjedtek voltak Magyarországon, élőhelyeik átalakításának és megszűnésének következtében kritikus helyzetbe kerültek (Németh *et al.* 2013a). Veszélyeztetettségük ellenére ismert hazai előfordulási helyeiknek csupán kevesebb, mint a fele élvez védelmet (Csorba *et al.* 2015), ugyanakkor számos veszélyeztető tényező fenyegeti állományaik fennmaradását (Németh *et al.* 2013a). A földikutyá-populációk jelentős része pedig olyan élőhelyeken található, ahol a fokozottan védett kismélt megőrzése az állami természetvédelem számára különösen nagy gondot jelent (Németh *et al.* 2020). A hazai földikutyafajok hosszú távú fennmaradásának biztosításához azonban minden, még létező populációra szükség van Magyarországon (Németh *et al.* 2013a). Ezért lehetséges megoldásként már viszonylag korán felmerült a földikutyá-egyedek áttelepítése (Németh *et al.* 2010). Mivel azonban a szakirodalom alapján a földikutyák (vagy más, hasonlóan szélsőséges talajlakó életmódot folytató kisméltok) áttelepítésére korábban még sehol a világon nem volt példa (Németh *et al.* 2013b), e beavatkozás gondolata sokáig csupán elméleti lehetőség maradt. Végül 2012-ben vette kezdetét a földikutyá-áttelepítés módszertanának kidolgozása. A megszületett protokoll (Németh *et al.* 2013b) számos szempontot figyelembe vesz, és részletesen kitér a földikutyá-áttelepítés során felmerülő kérdésekre és/vagy problémákra, az áttelepítési helyszín kiválasztásától a létrejövő új állomány monitorozásáig. A kidolgozott módszertan segítségével 2013 és 2014 között egy rendkívül sikeres akció zajlott, melynek során egy teljesen új, azóta önállóan is életképes populációt sikerült létrehozni védett területen, Bagamér közelében (Moldován 2014). Mindez arra bátorította a szakembereket, hogy a fokozott veszélynek kitett élőhelyeken fennmaradt állományok egyedeit is jobban védhető területekre próbálják menekíteni. Így vette kezdetét egy belterületi állomány egyedeinek befogása Debrecenben, és áttelepítésük egy Pocsaj közelében fekvő Natura 2000 besorolású területre. Hasonló akciók kezdődtek később a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság működési területén is, Öttömös közelében (Németh *et al.* 2018), valamint Baján (Schneider *et al.* 2019).

Az elvégzett földikutyá-telepítések eredményei változatos képet mutatnak, ugyanakkor mindeddig csupán két akció szakmai értékelésre került sor (Moldován 2014, Schneider *et al.* 2019). Az egyes akciók összehasonlítása, eredményességük egységes szempontrendszerű, átfogó értékelése ez idáig váratott magára. Természetvédelmi szempontból azonban jelentős kérdésről van szó, hiszen a sikeresen és hatékonyan végrehajtható földikutyá-telepítések csökkenthetik a kiszemelt földikutyafaj sérülékenységét azáltal, hogy növelik a populációi számát és jelentősen

növelhetik a földikutyákra vonatkozó ismereteink körét is. Amennyiben sikerül a természetvédelmi gyakorlatban rutinszerűen alkalmazható áttelepítési módszert kidolgozni a hazai földikutyákra, az később akár a világ más tájain élő további talajlakó kisemlősökön is segíthet. Jelen publikációban ezért áttekintjük és értékeljük az eddigi négy földikutya-áttelepítés folyamatát és eredményét. Összegezzük eddigi tapasztalatokat, megpróbáljuk meghatározni a sikerek és kudarcok okait, valamint ajánlásokat fogalmazunk meg a jövőbeli hatékonyabb áttelepítési akciók érdekében.

Módszerek

A monitorozás módszertana

A vizsgálatok és az értékelések során felhasznált állományadatok a létrehozott új populációk monitoringjának eredményeiből származnak. A monitorozás során a földikutyatúrásokat, azok mennyiségének és térbeli-, időbeli eloszlásának változásait követtük nyomon. Az áttelepítések után, az első túrások megjelenésétől kezdve naponta-kétnaponta GPS készülékkel (Garmin Oregon 600) rögzítésre kerültek a földikutyatúrások koordinátái, mintegy 3–4 héten keresztül. Ezt az időszakot követően további 1 évig minimum havi rendszerességű monitorozás zajlott az új populációk élőhelyein. Annak érdekében, hogy minden túrás csak egyszer kerüljön felmérésre, a már rögzített pozíciójú halmokat elsimítottuk. Mindez abban is segített, hogy az ugyanazon a helyen történő újbóli rátúrások is egyértelműen észlelhetőek legyenek. A túrások helyzetét értékelve nyomon követhető az állatok aktivitása, elmozdulása és vándorlása a területen.

Az egyedek szabadon bocsátását követő második évben már nem azonosíthatók egyedi szinten az áttelepített földikutyák. Az állomány felmérésére ekkor már nem a szabadon engedési helyektől kiindulva került sor, hanem az élőhely egészére kiterjedően, a területek térképére ráhelyezett négyzetrácsáló segítségével, vonalas felmérési módszer szerint történt az állomány egyedszámának meghatározása. A földikutyák magányos életmódot folytató, territóriumokat elszántan védő állatok (Vásárhelyi 1926), ezért az egymás szoros közelségében lévő túrásokat egy egyedtől származó életnyomnak tekintettük.

A földikutyák szaporodásáról szintén a túrások, valamint az egyedek aktivitási mintázata árulkodik. A földikutyák egész éves nyomon követése során az egyedek megnövekedett aktivitása révén jól azonosítható a párzás, valamint az utódgondozás időszaka. A fiatalok szétterjedésének idején (nyár elején), a szembetűnően megnövekedő aktivitás mellett bizonyos túrás-morfológiai jellegzetességek is utalhatnak az azévi szaporulatra (Moldován 2014). Egy adott helyen történő

többszöri feltúrás, a dupla vagy háromszoros túrások azt mutatják, hogy a földikutya-egyed jelentős járatépítési tevékenységet folytat. Jellemzően az áttelepítést követően, az elengedés után készítenek ilyeneket az egyedek, amikor új élőhelyükön, az új járatrendszerük kiépítésén dolgoznak, de a nyár során megfigyelhető hasonló túrások szétterjedő fiatalok jelenlétére utalnak (Moldován 2014), akik a szülőtől való elválás részeként, az anya járatrendszeréből kiindulva saját járatrendszert készítenek maguknak (Rado *et al.* 1992).

A monitorozás során gyűjtött adatok térinformatikai feldolgozása és értékelése a Quantum GIS program segítségével történt (QGIS Development Team 2013).

Az áttelepítések sikerességének vizsgálatára alkalmazott módszerek

Az áttelepítések megítélését a sikeresség mérésére használt módszerek is befolyásolhatják (Wolf *et al.* 1996), ezért a szakirodalom szerint javasolt elsősorban demográfiai paramétereket figyelembe venni a sikeresség megállapításához (Seddon 1999), mint:

- (i.) a kiengedett generáció túlélése,
- (ii.) a kiengedett generáció és utódainak szaporodása, valamint
- (iii.) a létrehozott populáció hosszú távú megmaradása.

Vizsgálatunk során ezért – kisebb módosításokkal – az Olajos (2012) által a hazai visszatelepítési programok értékelésére már használt módszert alkalmaztuk. Az általa követett, a sikeresség értékelésére szolgáló módszer (Lee és Hughes 2008) használata mellett ugyanakkor a sikerek és kudarcok okainak feltárására is kísérletet tettünk. Ez utóbbi esetben azt vizsgáltuk, hogy az egyes akciók megvalósításakor milyen mértékben követték különféle, széles körben elfogadott, vagy éppen az érintett állatsoport esetében releváns áttelepítési útmutatók ajánlásait. Az IUCN áttelepítési útmutatójának követése és az adott áttelepítési akció sikeressége közötti kapcsolat vizsgálatának részletes szakirodalma van (Lee és Hughes 2008, Olajos 2012). A hazai szakemberek által kidolgozott földikutya-telepítési útmutatóban (Németh *et al.* 2013b) megfogalmazott ajánlások pedig pont az új földikutya-populációk sikeres létrehozása érdekében születtek meg. Mindezek mellett, az egyes akciók eredményességének értelmezése és értékelése céljából az élőhelyekhez kapcsolódó háttér adatok (élőhelyi jellemzők) széles spektruma is megvizsgáltuk.

A telepítések sikerességi mutatójának kiszámítása

Az új földikutya-állományok létrehozását célzó természetvédelmi beavatkozások sikerességének értékeléséhez egy Lee és Hughes (2008) által kidolgozott, és Olajos (2012) által a hazai viszonyok között már kipróbált, értékelési rendszert módosítottuk úgy, hogy az a földikutyák sajátos jellemzői mellett is használható legyen

(1. melléklet). A szerzőpáros által eredetileg használt hat kritérium közül az első a telepítés minőségének az indikátora, a következő három a kialakuló új populáció sikerességét méri, az ötödik a projekt eredeti céljaihoz képest elért eredményt, a hatodik pedig az új populáció hosszú távú sikerességét vizsgálja. A módosított értékelési rendszerünkben az első pont, vagyis a szabadon engedett egyedek száma változatlanul szerepel. A létrejövő új populáció sikerességének mérésére viszont négy kritériumot használtunk: Az áttelepítés folyamatát közvetlenül túlélte egyedek arányának mérése mellett bekerült az első évet túlélők arányának vizsgálata is, ezenkívül megmaradt a szaporodás meglétére vonatkozó kérdés, valamint az új populáció növekedési rátáját vizsgáló pont. E demográfiai jellegű paraméterek vizsgálata talán a leghatékonyabb módja annak, hogy a létrejött új populáció életképességét, az új élőhely elfoglalása során mutatott sikerességét meghatározzuk (Seddon 1999).

A soron következő mindkét kérdés az új populáció hosszú távú sikerességét vizsgálja azáltal, hogy az önfenntartó populáció meglétére, illetve az állomány gyarapodásának mértékére kérdez rá. Mivel olyan földikutya-populáció, melynek mérete 500 egyedet meghaladó, sajnos mindössze egyetlen található hazánkban az egyébként önfenntartónak és stabilnak tartott állományok között is (Csorba *et al.* 2015), így ezen kritérium használata a földikutyák esetében kevésbé lett volna reális. A több mint 500 egyedből álló önfenntartó populáció (Beck *et al.* 1994) megléte, mint kritérium helyett ezért az áttelepített egyedek számához viszonyított jelenlegi populációméretre kérdezzük rá. Az általunk használt értékelési rendszerben 12 volt az elérhető maximális pontszám, a minimum pedig 0.

Az IUCN áttelepítési javaslataival való egyezés meghatározása

A földikutya-áttelepítési akciók eredményessége mögötti okok feltárásához szintén használtunk egy, Lee és Hughes (2008) által kidolgozott rendszert. A módszer az egyes telepítési akciókat aszerint pontozza, hogy azok az általános áttelepítési útmutatók közül legszélesebb körben használt, IUCN telepítési útmutatójában megfogalmazott ajánlásokkal (IUCN/SSC 1998, 2013) milyen mértékben mutatnak egyezést. E módszert korábban már sikeresen alkalmazták hazai telepítési programok értékelésére (Olajos 2012). Az eredeti értékelési rendszert azonban kissé módosítottuk (2. melléklet) úgy, hogy a földikutya-telepítések szempontjából nem releváns pontokat kihagytuk belőle. Ezáltal az eredetileg használt 43 helyett, csupán 41 kritérium (39 előírás és 2 javaslat) maradt az értékelési rendszerben. Minden kérdésre nullától négy pontig értékelhető választ lehet adni. Az IUCN útmutatóval való teljes egyezés négy, a részleges három, kettő vagy egy pontot ér, míg az útmutatóban leírtaktól való teljes eltérés nulla pontot jelent. A két, az útmutatóban megfogalmazott javaslat után, annak követése esetén további 1–1 pont járhat. Az IUCN útmutatójában található összes kötelező kritérium

egyenlő fontossággal szerepel, így a javaslatra kapható pontokkal együtt, összesen 158 pont érhető el. Ebből 86 a telepítést megelőző tevékenységekre, 40 az előkészületekre, tervezésre és a telepítésre magára, valamint 32 a telepítés utáni tevékenységekre adható.

A földikutyá-telepítési útmutató javaslataival való egyezés meghatározása

Mivel a legelső földikutyá-áttelepítést megelőzően készült egy rendkívül alapos földikutyá-telepítési útmutató (Németh *et al.* 2013b), ezért fontosnak tartottuk megvizsgálni azt is, hogy miként befolyásolta az áttelepítések sikerességét az útmutatóban megfogalmazott ajánlások minél pontosabb követése. Ennek vizsgálatára összeállítottunk egy, a Lee és Hughes (2008) által kidolgozott és az IUCN áttelepítési javaslataival való egyezés meghatározása szolgáló rendszerhez nagyon hasonló, de önálló értékelési rendszert (3. melléklet). A kidolgozott módszer tehát az egyes telepítési akciókat aszerint pontozza, hogy azok a földikutyá-telepítési útmutatóban megfogalmazott ajánlásokkal mekkora mértékben mutatnak egyezést. Azonban az értékelési rendszerünkben nem csupán egy-egy megalapozó vizsgálat megléte vagy hiánya szerepel kritériumként, de a vizsgálat eredményére vonatkozó kérdéseket is elhelyeztünk. Amennyiben az akció előkészítése során nem került sor ezeknek a vizsgálatoknak az elvégzésére, abban az esetben ezeket utólag pótoltuk. Az általunk kidolgozott értékelési rendszer összesen 36 kritériumot tartalmaz. Minden kérdésre nullától négy pontig értékelhető választ lehet adni: a földikutyá-telepítési útmutatóval való teljes egyezés négy, a részleges három, kettő vagy egy pontot ér, míg az útmutatóban leírtaktól való teljes eltérés nulla pontot jelent. Az összes kritérium egyenlő fontossággal szerepel, így összesen 144 pont érhető el. Mindez úgy áll össze, hogy az áttelepítési helyszín kiválasztása 56, a befogások helyszíneinek kiválasztására 20, a befogások kivitelezésének kérdéseire 24, az ideiglenes tartás metodikájára 4, a szabadon bocsátás kivitelezésére 12, az ellenőrzés és monitoring kérdéseire pedig 28 pont adható.

Élőhelyi jellemzők vizsgálata

Az egyes áttelepítési akciók eredményének megértéséhez, valamint az akciók során szerzett pozitív vagy negatív tapasztalatok okainak feltáráshoz szükség volt a forrásállományok régi élőhelyeinek, valamint az új élőhelyek jellemzőinek összehasonlító vizsgálatára. A vizsgálatokat bizonyos áttelepítési akciók előkészítése során már elvégezték, más esetekben viszont ezek elmaradtak, így utólagos pótlásuk vált szükségessé.

A tájtörténeti vizsgálatok elvégzésére a Katonai Felmérések (Első (1783), Második (1858) és Harmadik (1881)) térképlapjai ([http1–3](#)), valamint a II. Világháború idején (1941) készült ([http4](#)) katonai térképezések nyújtottak lehetőséget. Az elmúlt fél évszázad során (1959–2007) az élőhelyeken zajlott változásokat

a Lechner Nonprofit Kft. légifilmtárában található felvételek (<http5>) segítettek megismerni. A legutóbbi két évtized változásait a Google Föld program korábbi térképeinek („történelmi térképek”) vizsgálata tette lehetővé (Google Earth Pro, ver. 7.3.2.5776).

Fontos volt a területek talajtani és domborzati jellemzőinek összehasonlítása is. Az érintett területek mikrodomborzatának vizsgálatához a Földmérési és Távérzékelési Intézet (FÖMI) 1:10000 EOTR térképei nyújtottak segítséget. A talajtani jellemzők összehasonlításához a Kreybig-féle 1:25000 méretarányú „Átnézetes Talajismereti Térképek”-et használtuk (Kreybig 1934). A térképlapokon egy foltra vonatkoztatva megtaláljuk a fontosabb fizikai és kémiai jellemzőket, a ’Sigmond-féle’ talajosztályokat, valamint az adott foltok reprezentatív talajszelvényeit, és a heterogenitását jellemző eltérő tulajdonságú talajszelvényeket is (Nagy *et al.* 2001).

Mivel a földikutyák kizárólag növényi eredetű táplálékot fogyasztanak, ezért az áttelepítési helyszín növényzeti jellemzői minden bizonnyal hatással lehetnek az áttelepített egyedek életére, viselkedésére. Ehhez csak a már rendelkezésre álló növényzeti adatokat volt lehetőségünk használni. Az áttelepítésekben érintett területekről a helyi nemzeti park igazgatóságok biztosították számunkra a Natura 2000 területhálózat egyes részeire vonatkozó fenntartási tervekhez készített növényzeti felmérések adatait (Kerpely 2014, Magura 2014a, 2014b, Szilágyi 2007); segítségükkel összehasonlíthatóvá vált a forrásállományok élőhelyeinek és az új élőhelyeknek a növényzete. A bajai helyszínről Sipos Ferencnek, a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság belső vizsgálata keretében végzett növényzeti felmérési adatai nyújtottak segítséget.

A háttéradatok feldolgozása és értékelése során a Quantum GIS programot (QGIS Development Team 2013) használtuk.

Eredmények

A bagaméri áttelepítés értékelése

A Hajdúsági Tájvédelmi Körzet Kék-Káló menti területének, bagaméri Malomgát nevű részén a 2013-as és a 2014-es évek során összesen 21 földikutyát engedtek szabadon. Az elengedett egyedek közül 9 hím, 12 pedig nőstény volt. A földikutyákat a hajdúhadházi populációból (Liget-legelő) fogták be. Mindkét telepítési évben, az állatok áthelyezését követő első napokban keletkeztek friss túrások. Valamennyi áttelepített egyed túlélte a természetvédelmi beavatkozás okozta stresszhatásokat. Már a 2014-es évben történt párzás az új élőhelyen és fiatal egyedekkel gyarapodott az új populáció (Moldován 2014). Sikertelen szaporodóképes állományt létrehozni. A 2016-os állományfelmérés eredményei szerint

legalább 44, a 2019-es szerint legalább 72 egyed fordul elő a területen. A növekedés nem csupán az egyedszámban volt megfigyelhető, a földikutyák az évek során fokozatosan birtokba vették a területet, mostanra mindenhova eljutottak, ahol száraz homoki gyepek találhatóak.

A befogott földikutyá-egyedek áttelepítése révén tehát sikerült életképes, dinamikusan növekedő, öfenntartó földikutyá-populációt létrehozni a Nyírség egyik védett területén, Bagamér közelében. Az akció minden előzetes várakozást felülmúlóan sikeresnek bizonyult.

A pocsaji áttelepítés értékelése

Debrecen északi szélén, egy belterületi lucernatáblában 2014 őszén földikutyá-állományt találtak (Németh *et al.* 2020). A szokatlan élőhelyen előkerült populáció fennmaradását közvetlen veszélyforrások fenyegették (Németh *et al.* 2020), ezért – a sikeres bagaméri akció hatására – a lucernaföldi állomány kimenekítéséről született döntés. A befogott állatok számára – hosszas mérlegelés, valamint számos terület bejárása és vizsgálata után – a Pocsaji-kapu nevű Natura 2000-es terület Lőszletörés elnevezésű része került kiválasztásra. Az eredeti terv a teljes állomány befogása és biztonságos élőhelyre telepítése volt, azonban az élőhely sajátos jellemzőiből fakadóan már a befogások kezdetekor számos váratlan nehézséggel kellett szembesülni. A területen élő földikutyák számát korábban jelentősen alulbecsülték, a járatrendszerek nagymértékben eltértek a korábban megismertektől, a nagy méretű, de óvatos példányok befogása pedig további gondot okozott. Az akció 2015-ben vette kezdetét, és 2018-ig összesen 23 példány földikutyá áttelepítésére került sor. Az áttelepített egyedek között 10 hím és 13 nőstény volt.

Az áttelepített egyedek monitoringját további problémák nehezítették. A kiválasztott élőhely szükséges természetvédelmi kezelése csupán részben megoldott. A legeltetés hiánya miatt tavasztól jellemző dús vegetáció következtében évente csak egyetlen időszakban (tél végén, kora tavasszal) van lehetőség az állomány felmérésére. A monitoringozás közben megtalált földikutyacsontok tanúsítják, hogy legalább három egyed elpusztult az új élőhelyen. Ugyanakkor a szaporulatra utaló jelek alapján helyben született egyedek is élnek az állományban. Azonban az új populáció egyedszáma stagnál. Biztató, hogy az állomány térben is terjeszkedett, de az egyedszám nagymértékű növekedésének elmaradása, ami Bagamér esetében olyan szembeűnő volt, mindenképp problémát jelez. A nehézkes monitoring mellett sem túl valószínű ugyanis, hogy a populáció valós egyedszáma nagyságrendekkel nagyobb lehetne az állományfelmérések során megfigyeltnél. Ezáltal egyértelmű kudarcnak semmiképpen sem tekinthető az akció, és biztató jelek is ismertek, de még további erőfeszítésekre van szükség, hogy a Lőszletörésen is erős, növekvő állomány jöhessen létre.

Az öttömösi áttelepítés értékelése

A szerb-magyar határ mentén 2015-től kezdődően kiépített határkerítés földikutyá-élőhelyeket is fenyegetett. Az építési munkálatok miatt veszélybe került, és ezért eredeti élőhelyükről kimentett egyedek segítségével kísérlet történt egy új földikutyá-populáció létrehozására, a Körös-éri Tájvédelmi Körzethez tartozó Öttömösi Baromjárás nevű védett területen. Összesen 17 földikutyá áttelepítése történt meg 2016 és 2018 között. Az áthelyezett egyedek között 6 hím és 11 nőstény volt. Már az első példányok elengedését követően jelentkeztek problémák: Az első évben áttelepített 9 egyed közül kettőnek közvetlenül az elengedést követően nyoma veszett. Az ekkor áttelepített állatok többségének ugyanakkor sikerült megtelepednie az új élőhelyen. Az akció kivitelezését azonban nagyban nehezítették azok a szakmai viták, amelyek nyomán gyakorlatilag évről-évre változott az áttelepítés koncepciója és prioritásai, sőt a kivitelezést végző személyek is. A 2017-es évben például ezek következtében mindössze egyetlen példány áttelepítésére került sor, kedvezőtlen időjárási körülmények között, az aktivitási időszak legvégén. A 2018-as évi áttelepítésre vonatkozóan az Agrárminisztérium Természetvédelemért felelős Helyettes Államtitkárságának szakmai tanácsadó szervezeteként működő Földikutyá- és Űrgevédelmi Szakértői Csoport alapos szakmai vitát követően, széles szakmai konszenzuson nyugvó, részletes javaslattal állt elő. Sajnos a sok egyeztetés ellenére az áttelepítés kivitelezése során ezektől a javaslatoktól is nagymértékben eltértek.

A monitoring során az állomány gyarapodására, helyben történő szaporodásra vonatkozó adat nem vált ismertté. Az állomány egyedszáma évről-évre lassú, de folyamatos csökkenést mutat. A 2019 tavaszán végzett állományfelmérés során csupán 10 példány jelenlétét sikerült megállapítani. Mindezek alapján nem látszik reális esély arra, hogy egy önfenntartó, a potenciálisan alkalmas élőhely egészét meghódítani képes földikutyá-populáció jöjjön létre ezen az élőhelyen.

A bajai áttelepítés értékelése

A Bajai Földikutyá Rezervátum közvetlen közelében szükségessé vált egy kisebb töredékállomány kimenekítése egy napelem park építési területéről. A 2017-ben végrehajtott akció során 10 földikutyá áttelepítésére került sor a védett terület egy, az akció idején földikutyák által nem lakott részére. Az áttelepített egyedek között 1 hím és 9 nőstény volt. Az akció során a beruházási területen élő valamennyi földikutyá befogásra került, és az összes áttelepített egyed mutatott aktivitást az elengedést követően, vagyis nekikezdett saját, új járatrendszerének kiépítésének.

A földikutyák elengedését követő eseményeket és azok lehetséges okait részletesen vizsgálták (Schneider *et al.* 2019). A monitoring adatokból jól látható, hogy az áthelyezett állatok az elengedést követő bő félév folyamán gyakorlatilag

eltűntek a számukra kiválasztott élőhelyről. 2018 nyarára már csupán legfeljebb 2 példány volt megtalálható a területen. A 2019-es állományfelmérés adatai szerint pedig legjobb esetben is csupán egyetlen földikutya fordulhatott elő a területen. Az áttelepített állomány gyakorlatilag teljes felszámolódását követően aligha várható, hogy új populáció jöhessen létre ezen a területen, az akció sikertelennek tekinthető.

A telepítések sikerességi mutatói és a telepítési útmutatókkal való egyezés mértéke

Az új földikutya-állományok létrehozását célzó természetvédelmi beavatkozások sikerességi mutatójának kiszámítására kidolgozott értékelési rendszerben a bagaméri populáció létrehozása maximális pontszámot ért el (2. táblázat). A pocsaji telepítés viszont az elérhető összpontszám csupán 67%-át kapta. Az öttömösi és bajai áttelepítések még rosszabbul szerepeltek, előbbi az elérhető maximális pontszám 25%-át, utóbbi csupán 17%-át érte el.

A sikerek és tanulságok okainak feltárása céljából elvégzett, a telepítési útmutatók ajánlásainak való megfelelés vizsgálata során a következő eredményeket kaptuk: Az IUCN telepítési útmutatójában megfogalmazott ajánlásokkal való egyezés mértékét tekintve (3. táblázat) az öttömösi akció érte el a legmagasabb értéket, 83%-os egyezést mutatott a javasolt ajánlásokkal. A második legnagyobb mértékű egyezést, 80%-ot a bagaméri áttelepítés érte el. A pocsaji 77%-os egyezéssel következik, majd a bajai akció zárja a sort a maga 61%-os egyezésével. A földikutya-telepítésekhez kidolgozott specifikusabb útmutató ajánlásaival való egyezés meghatározása szolgáló értékelési rendszerben a legmagasabb pontszámot, az elérhető maximális érték 95%-át a bagaméri telepítés érte el (4. táblázat). A pocsaji akció az elért 83%-os egyezéssel a második helyen szerepel, majd a bajai telepítés következik a maximálisan elérhető érték 64%-ával, és a sort az öttömösi telepítés zárja, a megfogalmazott ajánlásokkal mutatott 55%-os egyezéssel.

A befogási és az áttelepítési helyszínek élőhelyi jellemzőinek összehasonlítása

A különböző akciók estében nagy különbségeket találhatunk a forráspopulációk élőhelyei és az elengedési helyszínek jellemzői között (1. táblázat). A bagaméri akció során például teljesen azonosak voltak a forrásállomány élőhelyének és az áttelepítési helyszínnel a jellemzői. Tájégtörténetük alapján mindkét területen hosszú idő óta adottak a földikutyák fennmaradása szempontjából nélkülözhetetlen feltételek. A két terület tájképi, domborzati és talajtani tulajdonságai szinte teljesen azonosak, csakúgy, mint a növényzetük. A földikutyák tehát pontosan olyan talajú és domborzatú tájba kerültek, mint ahonnan befogták őket és a rendelkezésükre álló táplálékkinálat is gyakorlatilag azonos volt.

I. táblázat: A befogási- és az áttelepítési helyszínek jellemzőinek összehasonlítása az egyes áttelepítési akciók esetében.

	Helyszín		Helyszín		
	Új populáció	Forráspopuláció	Új populáció	Forráspopuláció	
Tájtörténet	I. katonai felmérés	Bagaméri Malomgát	Hajdúhadház, Liget-legelő	Pocsaji Kapu (Lőszletörés)	Debrecen, lucerna föld
	II. katonai felmérés	száraz gyepek homokbuckás tájban	száraz gyepek, ill. szántók mozaikja homokbuckás tájban	meredek lejtő, gyeppel, nem állt szántóföldi művelés alatt, de a környező területek igen	sík száraz gyepek
	III. katonai felmérés	száraz gyepek homokbuckás tájban	száraz gyepek buckavonulatosságtól mentes tájban	meredek lejtő, gyeppel, nem állt szántóföldi művelés alatt	sík legelő, helyenként vízállásos foltokkal
	1941-es katonai térkép	száraz legelő homokbuckás tájban	homokbuckás száraz legelő	meredek lejtő, száraz legelővel, aljában faszorral, teteje művelés alatt áll	sík száraz legelő
	1950-2000	homokbuckás legelő, száraz gyeppel	homokbuckás legelő, száraz gyeppel	meredek lejtő, száraz legelővel, aljában faszorral, teteje művelés alatt áll	sík legelő, száraz gyeppel
	2000-2020	homokbuckás legelő, száraz gyeppel	hatalmas kiterjedésű, változatos homokpuszta zömében száraz homoki élőhelyekkel	meredek lejtő, gyeppel, alját is művelésbe vonják	szántóföld
Tájkép, geomorfológia	homokbuckás felszín	hatalmas kiterjedésű, változatos homokpuszta zömében száraz homoki élőhelyekkel	meredek lejtő, gyeppel, mely az utóbbi időben cserjésedni kezdett, az aljában pedig regenerálódó parlaggal	szántóföld	
Domborzat	homokbuckás felszín	homokbuckás felszín	lőszlejtő	sík terület	
Talaj	változatos felszín közepes és magas buckákkal és buckaközi mélyedésekkel	változatos felszín közepes és magas buckákkal és buckaközi mélyedésekkel	meredek lejtő	teljesen sík terület	
Növényzet	homoktalaj: durva homok (sárga)	homoktalaj: durva homok (sárga)	mészlepedékes csernozjom talaj	mészlepedékes csernozjom talaj	
	száraz homoki gyepek (homoki sztyeprét)	változatos élőhelyek nagy kiterjedésű száraz homoki gyepekkel (homoki sztyeprétekkel)	lőszgyep	szántóföldi kultúra (lucerna)	

1. táblázat (folytatás): A befogási- és az áttelepítési helyszínek jellemzőinek összehasonlítása az egyes áttelepítési akciók esetében.

	Új populáció	Helyszín			
		Forráspopuláció	Helyszín		
		Forráspopuláció	Új populáció	Forráspopuláció	
Táj történet	I. katonai felmérés	Öttömösi Baromjárás	szerb-magyar államhatár (Kelebia és Ásotthalom térségében)	Bajai földikútja rezervátum (keleti széle)	Baja (napelempark)
	II. katonai felmérés	sík füves terület vízállásos foltokkal	futóhomokos homokhátak, homokdűnékkel ill. egy buckákkal övezett, sík felszínű, zárt, száraz gyepek	szántó	homokbuckás táj, száraz gyepek
	III. katonai felmérés	vizenyős rét kicsi homokhátakkal	párhuzamos buckavonulatokkal, helyenként futóhomokos felszínekkel tagolt száraz gyepek ill. ezek szomszédságában egy sík területű zárt, száraz gyepek	nedves kaszáló	homokbuckás táj, száraz gyepek
	1941-es katonai térkép	vizenyős rét kicsi homokhátakkal	fátlan legelők párhuzamos buckavonulatokkal ill. ezek szomszédságában sík fátlan legelő	ritkás náddal foltolt legelő	homokbuckás táj, száraz fátlan legelő
	1950-2000	vizenyős terület, tavak rendszerével, amit később csatornaépítéssel lecsapolnak	művelés alatt álló területek, ill. tanyák művelt területekkel	részben szántó, részben ritka nádasal borított rét	száraz gyepek
	2000-2020	száraz homokpuszta bizonyos években jelentős kiterjedésű időszakos tavakkal	tanyák intenzíven művelt szántókkal ill. intenzíven művelt szántók	fűves parlag	száraz gyepek
Tájkép, geomorfológia	száraz homokpuszta bizonyos években jelentős kiterjedésű időszakos tavakkal	a nagy kiterjedésű felhagyott szántók és elhagyott tanyák helyén maradt parlagok mind inkább begyepesedtek, majd jelentős kiterjedésű területeken történt erdőtelepítés, ami súlyosan fragmentálta a megmaradt gyepeket	fűves parlag	száraz gyepek	
Domborzat	homokbuckás felszín	sík területek	sík terület	tagolt, homokbuckás felszín	
Talaj	alacsony, lapos buckák és széles, (lapos) sík területek	jellemzően sík homokterületek, egyetlen helyszínen közepes magasságú buckák	közel sík terület, enyhe lejtéssel	korábbi emberi beavatkozások tájsebei révén létrejött erősen tagolt, változatos felszín	
Növényzet	kötött homoktalaj: agyagfinom homok (barna), buckákon finom homok (sötét barna)	homoktalaj: durva homok (sárga)	homoktalaj: durva homok (sárga)	homoktalaj: durva homok (sárga)	
Növényzet	száraz homoki gyepek (homoki sztyeprét)	óparlagok, jellegtelen száraz gyepek és degradált száraz homoki gyepek	óparlag és jellegtelen száraz gyepek	jellegtelen száraz gyepek és száraz homoki gyepek (homoki sztyeprét)	

2. táblázat: Az egyes földikutya-áttelepítési akciókhoz tartozó sikerességi mutatók.

Sikerességi kritériumok	Egyes válaszokhoz tartozó pontszámok			
	Bagamér	Pocsaj	Öttömös	Baja
Szabadon engedett egyedek száma	2	2	1	0
Hány % élte túl a telepítést?	2	2	1	2
Hány % élte túl az első évet?	2	1	1	0
Szaporodtak-e?	2	1	0	0
A populáció növekedési rátája	2	1	0	0
Kialakult-e önnfenntartó populáció?	1	1	0	0
Egyedszám minimum megduplázódott-e?	1	0	0	0
Összpontszám	12	8	3	2
Max. elérhető érték %-a	100%	67%	25%	17%

3. táblázat: Az IUCN telepítési útmutatójában megfogalmazott ajánlásokkal való egyezés mértéke az egyes földikutya-áttelepítési akciók tekintetében.

	Telepítést megelőző tevékenység	Előkészületek, tervezés és telepítés	Telepítés utáni tevékenység	Össz.
Bagamér	77%	75%	97%	80%
Pocsaj	78%	75%	75%	77%
Öttömös	80%	90%	81%	83%
Baja	64%	63%	50%	61%

4. táblázat: A földikutya-áttelepítési útmutatóban megfogalmazott ajánlásokkal való egyezés mértéke az egyes földikutya-áttelepítési akciók tekintetében.

	Áttelepítési helyszín kiválasztása	Befogások helyszínének kiválasztása	Befogások kivitelezése	Ideiglenes tartás	Szabadon bocsátás	Ellenőrzés és monitoring	Össz.
Bagamér	89%	100%	96%	100%	100%	100%	95%
Pocsaj	77%	60%	88%	100%	100%	96%	83%
Öttömös	54%	55%	46%	50%	75%	57%	55%
Baja	39%	80%	67%	100%	92%	82%	64%

A további áttelepítési akciók során azonban a földikutyák számára az új élőhelyeken már nem voltak ilyen kedvezők a körülmények. A Lőszletőresre telepített földikutyák például a korábban megszokottól teljesen különböző viszonyok közé kerültek. Bár talajtani szempontból a két terület nagyon hasonló, de domborzati és növényzeti szempontból jelentősen eltérnek. Míg a lucernaföld egy rendkívül fajszegény, de táplálékban szélsőségesen gazdag élőhely, addig a Lőszletőres magas fajgazdagságú, de (legalábbis) a szántóföldi kultúrához képest táplálékban szegényebb élőhely.

Az Öttömös közelébe telepített földikutyák esetében első ránézésre nagyon hasonlónak tűnnek a határkerítés mentén elterülő forráspopulációk élőhelyeinek és az áttelepítési helyszínek a jellemzői. Ez a látszólag nagyfokú hasonlóság vezetett ahhoz, hogy nem is került sor alternatív helyszínek vizsgálatára az áttelepítési helyszín kiválasztása során. Azonban az utólag elvégzett vizsgálatok nagyon is eltérő élőhelyi jellemzőket tártak fel. Míg a befogási helyszínek mind ugyanazon az egykori nagy kiterjedésű, buckás, futóhomokos homokhátságon találhatóak, addig az áttelepítési helyszín az előbbitől keletre fekvő, nagy kiterjedésű, lapos és egykor kifejezetten vizenyős területen fekszik. Bár az idők során mind a forrásállományok élőhelyeinek, mind az áttelepítési helyszínek a képe sokat változott az ember tájatalakító tevékenysége nyomán, a két terület eredetéből adódó különbségek máig meghatározók. A forrásállományok élőhelyein durva homokból álló, világos színű, laza szerkezetű talajok találhatóak, míg az áttelepítés helyszínén kifejezetten kemény, kötött, agyagfinomságú homokból álló, sötét színű talaj jellemző (Kreybig 1934). Mivel azonban az áttelepítési helyszín eredetileg lápos és mocsaras vidékét (kékperjés lápréteket és szikes mocsarakat) teljesen lecsapolták, azon napjainkra száraz homoki növényzet alakult ki, csak kis kiterjedésű foltokban megőrizve az eredeti növényzetet (Gaskó 2006). Így a terület az első, felszínes vizsgálatok alapján (legalábbis növényzeti szempontból) ideális földikutyá-élőhelynek látszott.

A bajai akció korábban elvégzett részletes értékelése során kiderült, hogy a kiválasztott áttelepítési helyszín a befogási helytől tájtörténetében, domborzatilag, vízgazdálkodási szempontból és botanikailag is meglehetősen különbözik. Nem tekinthető ideális földikutyá-élőhelynek, és táplálékban szegény jellege miatt a legjobb esetben is csak nagyon kis egyedszámú földikutyá-állomány eltartására lehet képes (Schneider *et al.* 2019).

Diszkusszió

Áttelepítések értékelése: sikerek és tanulságok

Az egyes áttelepítési akciók sikerességének értékelése alapján a bagaméri populáció létrehozása bizonyult messze a legsikeresebbnek. A második helyre, jóval lemaradva, a pocsaji akció került. Azonban egyáltalán nem egyértelmű, hogy ez az akció sikeresnek mondható-e egyáltalán? Bizonyos jelek bizakodásra adnak okot, de az egyszám látványos növekedésének elmaradása jelzi, hogy az életképes és önfenntartó földikutya-populáció kialakulásához a legoptimistább forgatókönyv szerint is, hosszabb időre és további természetvédelmi (élőhelykezelési és élőhely rekonstrukciós) beavatkozásokra van szükség. A további akciók esetében azonban inkább a sikertelenség okainak feltárása és a szükséges tanulságok levonása lehet a feladat. Az öttömösi akció csupán az elérhető pontszám negyedét kapta. Az egyszám csökken, szaporodás valószínűleg sosem történt az új élőhelyen, így sikerről biztosan nem beszélhetünk. A bajai akció még ennél is gyengébb pontszámot ért el, gyakorlatilag eltűntek az áttelepített földikutyák az új élőhelyről, így ebben az esetben sikerességi mutatók számítása nélkül is teljesen egyértelmű az akció kudarca (Schneider *et al.* 2019).

A sikeresség tekintetében elért nagyon különböző eredményeknek két oka lehet. Okozhatja a rendelkezésre álló, releváns útmutatók ajánlásaitól való eltérés, de az áttelepítésre kiválasztott új élőhely alkalmatlansága is. Az eredmények alapján ugyanakkor az áttelepítések sikeres vagy a kevésbé sikeres voltát nem az akciók során érintett élőhelyek talajtani jellemzői (homok vagy kötött talaj), sem pedig az akciókban részt vevő földikutyák faji hovatartozása határozta meg (Schneider *et al.* 2019).

Telepítési útmutatók követése

Olajos (2012) eredményeihez hasonlóan azt találtuk, hogy az útmutatók minél pontosabb követése nagyban hozzájárul egy-egy akció sikerességéhez. Az IUCN telepítési útmutatójában foglalt ajánlások követésének vizsgálata azonban meglepő eredményt hozott, ennek alapján az öttömösi telepítés érte el a legmagasabb értéket. Tekintve, hogy ez az akció a sikeresség értékelése során kifejezetten alacsony pontszámot kapott, és sikeresnek így egyáltalán nem tekinthető, az eredmény további magyarázatra szorul. Az öttömösi telepítés az alábbi kritériumok alapján ért el kimagasló pontszámot: a helyi lakosság bevonása, a szocio-ökonómiai vizsgálatok megléte, valamint a hosszútávú finanszírozás biztosítottasága az új állomány fenntartása érdekében. Az akció egy Európai Unió által finanszírozott LIFE projekt keretében valósult meg (Németh *et al.* 2018), így alapvető elvárás volt ezen feltételek teljesítése. A többi áttelepítés során viszont ezek nem voltak hangsúlyo-

sak. Alapvetően ezek mind fontos szempontok, különösen egy univerzális, bármely fajra alkalmazható útmutatóban, az akciók sikerességének értékelése során azonban láthattuk, hogy ezek a szempontok nem meghatározó feltételei a sikeres földikutyatelepítésnek. A földikutyák ugyanis nagyon sajátos életmódot folytató állatok, melyek élőhelyük zavartalansága esetén gyakorlatilag semmilyen interakcióba nem kerülnek a helyi lakossággal. Ezért védett területre történő telepítés esetén a helyi közösséggel kialakított pozitív kapcsolat nem tud jelentősen hozzájárulni az akció sikeréhez. Ugyanakkor általánosságban megállapítható, hogy az IUCN útmutatójának minél pontosabb követése hozzájárulhat ahhoz, hogy egy földikutyatelepítési akció sikeres legyen.

A földikutyatelepítési útmutató javasolataival való egyezés mértéke jobb egyezést mutat a telepítések sikerességének sorrendjével. A földikutyatelepítések annál sikeresebbek voltak, minél pontosabban betartották az útmutató javaslatait. Az ajánlások minél pontosabb betartása, az iránymutatások minél alaposabb követése biztosítékot jelenthet új földikutyapopulációk sikeres létrehozására. Ezért az elmúlt időszakban szakmai körökben felmerült véleménnyel szemben nem a földikutyatelepítési útmutató módosítására, sokkal inkább a benne foglaltak minél következetesebb betartására lenne szükség a sikeresebb földikutyatelepítések érdekében.

Jellemzően sikertelennek bizonyultak az akciók, ha az útmutató eredeti koncepciójától eltérve egy állomány teljes áttelepítésével, kimenekítésével próbálkoztak. Az útmutató létrehozásának eredeti célja ugyanis az volt, hogy elősegítse a földikutyafajok helyzetének javítását azáltal, hogy erős, stabil populációkból befogott egyedek áttelepítése révén potenciálisan alkalmas és védhető élőhelyeken új földikutyapopulációkat hoznak létre (Németh *et al.* 2013b). Veszélybe került földikutyapopulációk sikeres áttelepítése azonban az eddigi eredmények szerint nem megvalósítható. Ezekben az esetekben például, mivel nem nagy és stabil populációkból történik a befogás, nehéz a kellő számú egyed megfogása, és nagyobb az elhullás veszélye is. Így azonban nem sikerül kellő számú és megfelelő ivarányú állományt telepíteni az új élőhelyre, ami viszont az új populáció megalapítása szempontjából kritikus jelentőségű lenne. Az elmúlt évek tapasztalatai mindezt kellően igazolták, egyetlen mentőakció-jellegű áttelepítés sem ért el egyértelmű sikert. A földikutyállományokat a jelenlegi tudásunk mellett, úgy tűnik, csakis az eredeti élőhelyükön tudjuk megőrizni, veszélyeztetett élőhelyekről biztonságosabbra telepítésükhöz egyelőre nincsen bevált módszer (Németh *et al.* 2020).

Áttelepítési helyszín kiválasztása

Ha megvizsgáljuk, mely pontokban tértek el leginkább a kevésbé sikeres akciók a földikutyatelepítési útmutató javaslataitól, azt láthatjuk, hogy a forráspopuláció

kijelölésének kérdése mellett a létrehozandó populáció élőhelyének kiválasztása okozta a legtöbb problémát. A kijelölt áttelepítési helyszín körüli gondok a bagaméri telepítésen kívül minden akció esetében felmerültek. Bár láthatunk példát arra is, hogy a kijelölt helyszín teljesen alkalmatlan a földikutyák számára, gyakoribb, hogy az élőhely alapvetően megfelelő, de a forrásállomány élőhelyétől olyan mértékben különbözik, ami már komoly nehézséget jelent a megtelepedés első, kritikus fázisában. A pocsaji áttelepítés esetében pontosan ez történt. Mindez pedig elegendő volt ahhoz, hogy az útmutató ajánlásainak követése mellett is jelentősen rontsa az akció sikerességének mértékét. Az öttömösi akció esetében a probléma összetettebb, mert bár ennek az akciónak a során követték legkevésbé az útmutató ajánlásait, de az élőhely sem tekinthető teljesen megfelelőnek. A bajai telepítés során alapvetően sikerült az útmutató szerint eljárni, de a szerencsétlen helyszínválasztás miatt (ami valószínűleg egyáltalán nem volt alkalmas földikutyák számára), az áttelepítés sikertelenül zárult (Schneider *et al.* 2019).

Ugyanakkor mindezek ellenére a különböző akciók során nagyon különböző mértékű erőfeszítések történtek a probléma megoldására. A pocsaji áttelepítés esetében például egy éven át tartó vizsgálatokat követően több mint tíz helyszínből választották ki a végsőt. Ezzel szemben a bajai kimenekítés alatt mindössze három helyszín közül, de igazán átfogó vizsgálatok nélkül történt a választás. Öttömös esetében viszont fel sem merült alternatív helyszín(ek) lehetősége. Mindezekből az is látható, hogy a mentőakció-jellegű telepítések közepette mennyire korlátozottak a lehetőségek az új élőhely kiválasztására. Stabil állományból létrehozott új populáció kialakítása közben sokkal szabadabban dönthetnek a szakemberek, a lehetséges helyszínek széles spektrumát megvizsgálva. A szóba jöhető forráspopulációk és a lehetséges áttelepítési helyszínek között keresgélve összepárosítható az egymáshoz leginkább hasonlító két élőhely. De veszélyeztetett egyedek kimenekítése során mindegyikre sincsen lehetőség: rövid idő alatt, alapos vizsgálatok nélkül kell döntenie, ami ritkán vezet sikerhez.

További veszélyforrások

Az áttelepítések során felmerülő eltérő szakmai álláspontok és nézetkülönbségek nem kedveznek az akciók sikerének. A szakmai viták okozta kényszerű, kompromisszumos döntések negatív következményei a bajai áttelepítés értékelése során egyértelművé váltak (Schneider *et al.* 2019). Hasonló jelenséget láthatunk ugyanakkor az öttömösi áttelepítés esetében is, ahol jelentős koncepcionális változások következtek be az akció megvalósítása során. Eredetileg egy a bagamérihoz hasonló akció terve merült fel, ahol a Kelebia és Ásotthalom közötti populációból származó egyedekkel hoztak volna létre új populációt. A terv szerint az apró töredékállományok mindegyikéből csak egy-két egyed befogására lett volna

szükség, így a szükséges egyedszám összegyűjtése nem fenyegette volna egyik szub-populáció fennmaradását sem. A védett területen létrejövő új állomány garantálhatta volna az eredeti populáció egészének genetikai fennmaradását. Ezt a koncepciót a Földikutya- és Űrgevédelmi Szakértői Csoport is támogatta 2015-ben. Azonban a szerb-magyar határra épülő határkerítés okozta fenyegetés miatt az eredeti koncepció megváltozott, az akció kezdetekor már a veszélyeztetett egyedek kimenekítése vált a fő prioritássá. Így az eredeti cél már a telepítés első évében is csak részben valósulhatott meg. Később viszont komoly szakmai vitákhoz vezetett annak eldöntése, hogy az eredeti koncepcióhoz való visszatérés, vagy pedig a veszélyeztetett, esetleg csak nehezen védhető töredékállományok teljes áttelepítése legyen a cél. A Földikutya- és Űrgevédelmi Szakértői Csoport több ülésén is napirendre került a téma, amit heves szakmai viták öveztek. Az így született kompromisszumos megoldások következtében egyre nehezebbé vált az akciót a földikutya-telepítési útmutató ajánlásainak megfelelően megvalósítani.

Nehéz realisan megítélni az öttömösi áttelepítés végeredményét. Az eddigi áttelepítési akció kétségkívül súlyosan elhibázott volt: a forrásállomány kiválasztása és a kivitelezés módja is problémás volt. Mindez pedig minimum szuboptimális, de talán alkalmatlan élőhelyen történt, ahol aligha várható, hogy életképes, önfenntartó populáció jöjjön létre. Ugyanakkor, a rendelkezésre álló ismeretek alapján az Öttömösi Baromjárás nevű védett területnek lehet olyan része, amelyen talán lehetséges életképes populáció megalapítása. A kérdés további alapos vizsgálata mindenképpen javasolt. A kelebiai és ásothalmi élőhelyeken élő földikutya-populációval azonban nagyon súlyos genetikai problémák is vannak (Sramkó 2019), ami miatt forráspopulációként való alkalmasságuk is mérlegelésre szorul.

Konklúzió és javaslatok

Új földikutya-populáció létrehozására irányuló áttelepítések során legfontosabb az alapos tervezés még jóval az akció megkezdése előtt. Részletes és pontos terv kidolgozása szükséges az áttelepítés egészét illetően. A kidolgozott koncepciótól pedig az akció kezdetét követően már semmiképpen nem javasolt eltérni. A menet közben született új ötletek, a koncepció újraértelmezése, az ehhez társuló szakmai viták, és az azok eredményeként hozott kényszerű kompromisszumok nagyon nagy mértékben veszélyeztetik az egész akció sikerét.

Egy új földikutya-populáció létrehozásához az alkalmas új élőhely kiválasztása a legfontosabb, de egyben legnehezebb feladat. Ennek során az új élőhely földikutyák szempontjából való biológiai, ökológiai alkalmassága kell, hogy legyen a fő szempont, a potenciális új élőhelyek jogi státuszával szemben (Schneider *et al.* 2019). Az alkalmas befogadó élőhely megtalálását követően a telepítés sikere

érdekében a teljes akció során minél pontosabban követni kell a földikutya-telepítési útmutató ajánlásait.

Az eddigi tapasztalatok alapján nem ismert olyan módszer, mellyel reális esélye lehetne veszélyeztetett földikutya-állományok sikeres áttelepítésnek – bármennyire is fontos is lenne ez a gyakorlati természetvédelmi munka során. Így a helyben való megőrzés fontosságát szükséges hangsúlyozni (Németh *et al.* 2020).

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk a Hortobágyi és a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságok munkatársainak, amiért munkánkat nem csupán lehetővé tették, de nagymértékben segítettek is. További köszönettel tartozunk a Magyar Természettudományi Múzeumnak, és különösen Dr. Csorba Gábornak a vizsgálatok során nyújtott sokrétű és pótolhatatlan segítségért. Szeretnénk köszönetet mondani Fidlóczky Józsefnek a kézirat minőségének javítása érdekében tett javaslataiért és tanácsaiért. A bemutatott munka és az eredmények részben az Európai Unió LIFE17 IPE/HU/000018 számú pályázatának támogatásából megvalósuló „Grassland LIFE IP” projekt keretében jöttek létre.

Irodalomjegyzék

- Andrési, P. (2002): *Cselekvő természetvédelem*. – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület – Orchis Természetvédelmi Egyesület, Budapest – Ásotthalom, 266 p.
- Baillie, J. & Cokeliss, Z. (2004): Extinctions in recent time. – In: Baillie, J., Hilton-Taylor, C. & Stuart, S. N. (eds.): *IUCN Red List of Threatened Species: A Global Species Assessment*, IUCN, Gland – Cambridge, pp. 33–50.
- Bajomi, B. (2003): *Veszélyeztetett állatfajok visszatelepítésének eredményességét befolyásoló tényezők: a kékcőrű réce és az eurázsiai hód magyarországi visszatelepítésének összehasonlító elemzése*. – MSc diplomamunka, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest, 79 p.
- Bajomi, B., Bera, M., Czabán, D. & Gruber, T. (2016). Eurasian beaver re-introduction in Hungary. – In: Soorae, P. S. (ed.): *Global re-introduction perspectives: 2016. Case-studies from around the globe*. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group, Environmental Agency, Gland – Abu-Dhabi, pp. 211–215.
- Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O., Swartz, B., Quental, T. B., Marshall, C., McGuire, J. L., Lindsey, E. L., McGuire, K. C., Mersey, B. & Ferrer, E. A. (2011): Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? – *Nature* **471**: 51–57. <https://doi.org/10.1038/nature09678>
- Beck, B. B., Rapaport, I. G., Stanley-Price, M. R. & Wilson, A. C. (1994): Reintroduction of captive reared animals – In: Olney, P. J. S., Mace, J. M. & Feistner, A. T. C. (eds.): *Creative Conservation: Interactive management of wild and captive animals*. Chapman & Hall, London, pp. 265–286.
- Ceballos, G., García, A. & Ehrlich, P. R. (2010): The sixth extinction crisis: loss of animal populations and species. – *Journal of Cosmology* **8**: 1821–1831.
- Csorba, G., Krivek, G., Sendula, T., Homonnay, Z. G., Hegyeli, Zs., Sugár, Sz., Farkas, J., Stojnić N. & Németh, A. (2015): How can scientific research change conservation priorities? – A review of decade-long research on blind mole rats (Rodentia: Spalacinae) in the Carpathian Basin. – *Therya*, **6**: 103–121. <https://doi.org/10.12933/therya-15-245>

- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. & Collen, B. (2014): Defaunation in the Anthropocene. – *Science* **345**: 401–406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Fidlóczy, J., Sziitta, T., Nagy, L., Dudás, M., Fidlóczy, Zs., Tokaji, K., Altbäcker, V., Németh, A. & Cserkés, T. (2017): Sikerek és tanulságok: Három évtized ürge-áttelepítéseinek tapasztalatai – In: Mizsei, E. & Szepesváry, Cs. (szerk.): „Sikerek és Tanulságok a természetvédelemben” XI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Absztrakt-kötet. Magyar Biológiai Társaság – MTA Ökológiai Kutatóközpont, pp. 34–35.
- Gaskó, B. (2006): *Javaslatok természetes és természetközeli élőhelyek védelmére a kiskunsági homokhát délkeleti felében (Kelebia, Öttömös, Ásothalom, Mórahalom)*. – Kutatási jelentés, Szeged, 193 p.
- Griffith, B., Scott, J. M., Carpenter, J. W. & Reed, C. (1989): Translocation as a species conservation tool: Status and strategy. – *Science* **245**: 477–480. <https://doi.org/10.1126/science.245.4917.477>
- Hadarics, T. (2011): Rudolf trónörökös, az ornitológus. – *Ornis Hungarica* **19**: 149–163.
- IUCN/SSC (1998): *IUCN Guidelines for Re-introductions*. – IUCN, Gland – Cambridge, 11 p.
- IUCN/SSC (2013): *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0*. – IUCN Species Survival Commission, Gland, viiii + 57 p.
- Kerpely, K. (2014): *Déli-homokhátság (HUKN20008) kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület*. – Natura 2000 Fenntartási Terv, WWF Magyarország, Budapest, 93 p.
- Kreybig, L. (1934): A M. Kir. Földtani Intézet talajfelvételi, vizsgálati és térképezési módszere és célja. – *A Magyar mérnök és Építész Egylet Közlönyének Havi Füzetei* 12., 31 p.
- Lee, R. & Hughes, B. (2008): *Review of Waterbird Re-establishment in the AEW region*. – Research report to AEW. Wildfowl & Wetlands Trust, Slimbridge, Gloucestershire, 107 p.
- Magura, T. (szerk.) (2014a): *A Kék-Kálló-völgye (HUHN20016) kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület fenntartási terve*. – Natura 2000 Fenntartási Terv, Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen, 44 p.
- Magura, T. (szerk.) (2014b): *A Pocsaji-kapu (HUHN20010) kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területfenntartási terve*. – Natura 2000 Fenntartási Terv, Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen, 37 p.
- Márkus, F. (2004): Gerinces állatfajok visszatelepítésének természetrajza Magyarországon, 1970-től napjainkig. – *Termvéd Közlem.* **11**: 359–369.
- McGill, B. J., Dornelas, M., Gotelli, N. J. & Magurran, A. E. (2015): Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene. – *Trends Ecol. Evol.* **30**: 104–113. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.11.006>
- Moldován, O. (2014): *Az erdélyi földikutyá Nannospalax (leucodon) transsylvaniaicus új populációjának létrehozása és az első év tapasztalatai*. – Diplomamunka, Debreceni Egyetem, Debrecen, 44 p.
- Nagy, J., Németh, T., Szabó, J., Pásztor, L. & Dobos, A. (2001): Tájgazdálkodási körzetek kialakítása a Kreybig-féle „Átnetzes Talajismereti Térképsorozat” alapján. – *Acta Agraria Debreceniensis* **1**: 20–25.
- Németh, A., Farkas, J., Krnács, Gy. & Csorba, G. (2010): *KvVM Fajmegőrzési tervek: Nyugati földikutyá (Nannospalax leucodon)*. – KvVM Természetvédelmi Szakállamtitkárság, Budapest, 31 p.
- Németh, A., Csorba, G., Farkas, J., Krnács, Gy., Molnár, A., Boldogh, G. & Szélényi, B. (2013a): *VM Fajmegőrzési tervek: Kárpát-medencei Nyugati földikutyá kisfajok (Nannospalax (super-species leucodon))*. – VM Környezetügyért Felelős Államtitkárság, Budapest, 68 p. <https://doi.org/10.13140/RG2.2.25180.59529>
- Németh, A., Molnár, A., Szél, L., Horváth, T., Demeter, L. & Csorba, G. (2013b): *Hogyan telepítsünk át földikutyát? Módszertani megfontolások szélsőségesen talajlakó rágcsálók megmentéséhez*. – *Termvéd Közlem.* **19**: 15–33.

- Németh, A., Cserkés, T., Nagy, L., Altbäcker, V., Horváth, M., Prommer, M. & Váczi, O. (2018): *RaptorsPrey LIFE project (LIFE13 NAT/HU/000183/b)* – Layman’s report (2014–2018). Nimfea Nature Conservation Society, Túrkeve, 28 p.
- Németh, A., Moldován, O. & Szél, L. (2020): Mindig útbán? – Városias környezetben fennmaradt földikutya-állományok megőrzésének kihívásai Magyarországon. – *Termvéd Közlem.* **26**: 52–69. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2020.26.52>
- Olajos, T. (2012): *A magyarországi állatfaj-visszatelepítések elemzése az IUCN útmutató alapján.* – BSc diplomamunka, Szent István Egyetem, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék, Gödöllő, 59 p.
- Pullin, A. S. & Bajomi, B. (2008): Are we doing more good than harm? Evaluating effectiveness of nature restoration policy in Europe. – In: *Sixth European Conference on Ecological Restoration.* Ghent, pp. 1–5.
- QGIS Development Team (2013): *QGIS Geographic Information System.* – Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- Rado, R., Wollberg, Z. & Terkel, J. (1992): Dispersal of young mole rats (*Spalax ehrenbergi*) from the natal burrow. – *J. Mammal.* **73**: 885–890. <https://doi.org/10.2307/1382211>
- Rakonczay, Z. (szerk.) (1989): *Vörös Könyv: a Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajok.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 360 p.
- Reading, R. P. & Kellert, S. R. (1993): Attitudes toward a proposed reintroduction of black footed ferrets (*Mustela nigripes*). – *Conserv. Biol.* **7**: 569–580. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1993.07030569.x>
- Schneider, V., Ruzsa, J., Czabán, D. & Németh A. (2019): Egy földikutya-áttelepítés tanulságai. – *Termvéd Közlem.* **25**: 14–33. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2019.25.14>
- Seddon, P. J. (1999): Persistence without intervention: assessing success in wildlife reintroductions. – *Trends Ecol. Evol.* **14**: 503. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01720-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01720-6)
- Seddon, P. J., Armstrong, D. P & Maloney, R. F. (2007): Developing the science of reintroduction biology. – *Conserv. Biol.* **21**: 303–312. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00627.x>
- Sramkó, G. (2019): *Délvidéki földikutya-állományok (Nannospalax montanosyrmienensis) filogeográfiai és populációgenetikai szerkezetének feltárása, genetikai állapotának értékelése céljából de novo SSR fejlesztés az új generációs módszerekkel.* – Kutatási jelentés, Mikepércs, 24 p.
- Sterbetz, I. (1979): *Élő örökségünk. Génerezózió, génbank.* – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 194 p.
- Szilágyi, G. (szerk.) (2007): *A Liget-legelő (Geszteréd, Hajdúhadház, Hajdúsámson) javasolt kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület természetvédelmi fenntartási terve.* – Natura 2000 Fenntartási Terv, Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen, 76 p.
- Topachevskii, V. A. (1969): *Fauna of the USSR: Mammals. Mole rats, Spalacidae.* – Smithsonian Institution and the National Science Foundation, Washington, 308 p.
- Vásárhelyi, I. (1926): Adatok a földikutya (*Spalax hungaricus hungaricus* Nhrng.) életmódjának ismeretéhez. – *Állattani Közlem.* **23**: 169–226.
- Vida, G. (2018): Csökkenő biodiverzitás, növekvő gazdaság. Meddig? – In: Tardy J. & Dévai Gy. (szerk.): *A biodiverzitásról másképp.* Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, pp. 14–25.
- Vidacs, J. A., Farkas, J. & Németh, A. (2013): Konvergenciák, divergenciák és adaptáció a talajlakó életmódot folytató emlősöknél. – *Állattani Közlem.* **98**: 21–46.
- Wolf, C. M., Griffith, B., Reed, C. & Temple, S. A. (1996): Avian and mammalian translocations: update and reanalysis of 1987 survey data. – *Conserv. Biol.* **10**: 1142–1154. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10041142.x>

Internetes térképforrások

- http1: I. Katonai Felmérés (1782–85): HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest. <http://mapire.eu/hu/map/firstsurvey/>
- http2: II. Katonai Felmérés (1806–1869): HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest. <http://mapire.eu/hu/map/secondsurvey/>
- http3: III. Katonai Felmérés (1869–1887): HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest. <http://mapire.eu/hu/map/thirdsurvey25000/>
- http4: II. Világháborús Katonai Felmérés (1941): HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest. <http://mapire.eu/hu/map/hungary1941/>
- http5: 1959–2007 időszakból származó légifelvételek: Digitális légifelvétel archívum, Lechner Nonprofit Kft. légifilmtára (FÖMI, Budapest) <https://www.fentrol.hu/hu/>

Evaluation of the Hungarian blind mole rat translocation projects

János Ruzsa¹, Viktor Schneider², János Farkas¹ & Attila Németh^{3,4}

¹*Eötvös Loránd University, Department of Systematic Zoology and Ecology
H-1117 Budapest, Pázmány Péter stny. 1/C, Hungary*

²*Szent István University, Faculty of Agriculture and Environmental Sciences,
H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1., Hungary*

³*BirdLife Hungary – Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society,
H-1121 Budapest, Költő u. 21., Hungary*

⁴*Hungarian Natural History Museum,
H-1088 Budapest, Baross u. 13., Hungary*

E-mail: dr.attila.nemeth@gmail.com

Lesser blind mole rats, *Nannospalax* (superspecies *leucodon*) are among the most threatened mammals of Hungary. Because of their special lifestyle, the conservation of blind mole rats is especially challenging for nature conservation. Since 2013, a conservation program is underway in order to increase the number of the local blind mole rat populations. Four new populations have been established in the vicinity of different localities, in order of the year started: Bagamér (2013), Pocsaj (2015), Öttömös (2016) and Baja (2017). In this paper we are not only evaluating the success of each action, but we also try to find an explanation for the significant differences among the results of these actions. The features of the relocation site turned out to be just as important as the proper implementation of the recommendations of the blind mole rat translocation protocol. The presented results may contribute to successful conservation measurements in the future.

Keywords: *Nannospalax* (superspecies *leucodon*), habitat suitability analysis, monitoring, Bagamér, Pocsaj, Öttömös, Baja

Ürgék gyakoriságát befolyásoló élőhelyi tényezők vizsgálata

Szórádi Zsófia, Csete Sándor és Altbäcker Vilmos*

Szent István Egyetem, Kaposvári Campus, AKK Környezettudományi és Természetvédelmi Intézet, 7400 Kaposvár, Guba Sándor u. 40.

E-mail: Altbacker.Vilmos@szie.hu

Összefoglaló: A fokozottan védett közönséges ürge (*Spermophilus citellus*) ható legkomolyabb veszélyeztető tényező az élőhelyeinek átalakulása és megszűnése. Vizsgálatunkban 14 jelentős ürgepopuláció élőhelyét mértük fel a Dunántúlon és a Duna-Tisza közén az NBmR protokoll szerint, amit kiegészítettünk a talaj, a növényzet, valamint a tájhasználat vizsgálatával. Eredményeink alapján az ürgek változatos növényzetű, talajú és kezelésű élőhelyeken fordulnak elő, de a legsűrűbb kolóniák a közepes kötöttségű talajon kifejlődött, zárt, csenkesz fajok (*Festuca* spp.) által uralt gyepekben vannak. Közepes csenkesz-borítás mellett is létrejöhet nagy sűrűségű kolónia, ha azok erős legeltetésnek vagy rendszeres kaszálásnak vannak kitéve. A legsűrűbben lakott ürgeélőhelyek alacsonyabb növényi diverzitása felveti egy ürge koncentráció élőhely-kezelés kidolgozásának szükségességét.

Kulcsszavak: *Spermophilus citellus*, ürgegyűkszáma, *Festuca*, cönológiai diverzitás, talajkötöttség

Bevezetés

A globális klímaváltozás és a tájhasználat átalakulása soha nem látott kipuhtulási hullámot indított el az élővilágban (Millenium Ecosystem Assessment 2005). Ez a folyamat regionális léptékben hazánk élővilágát is érinti. Veszélyeztetett fajaink védelme nem vihető véghez az élőhelyeik védelme nélkül (Báldi *et al.* 2007). Ahhoz azonban, hogy a védelmi tevékenység célravezető legyen, meg kell ismerünk védett fajaink élőhelyi igényeit, különösen azokat, melyek a fajok számára kulcsfontosságúak.

A közönséges ürge (*Spermophilus citellus* Linnaeus, 1766) a Kárpát-medence területén is élő őshonos rágcsáló. A XX. század végéig gyakori mezőgazdasági kártevőnek számított, minden leadott ürgefarkokért fizettek, illetve népi eledelként fogyasztották is (Lovassy 1927, Vásárhelyi 1964). Azonban az 1980-as évekre, feltehetően az állattartás visszaszorulásával, annyira lecsökkent élőhelyeinek és a lokális populációinak száma, hogy 1982-ben védetté (1/1982. (III. 15.) OKTH

rendelkezés), majd 2001-ben fokozottan védetté nyilvánították (13/2001. (V. 9.) KöM rendelet), európai védettséget is élvez (Council 1992), az IUCN is a veszélyeztetett kategóriába sorolja (Hegyeli 2020). Az ürge, amíg nagy létszámban élt a pusztákon, a kerecsensólyom (*Falco cherrug* Gray, 1834) és a parlagi sas (*Aquila heliaca* Savigny, 1809) fő táplálékállata volt, de fokozott védettséget is a pusztai élővilágban betöltött kulcsfaj jellege miatt kapott (Benedek *et al.* 2007).

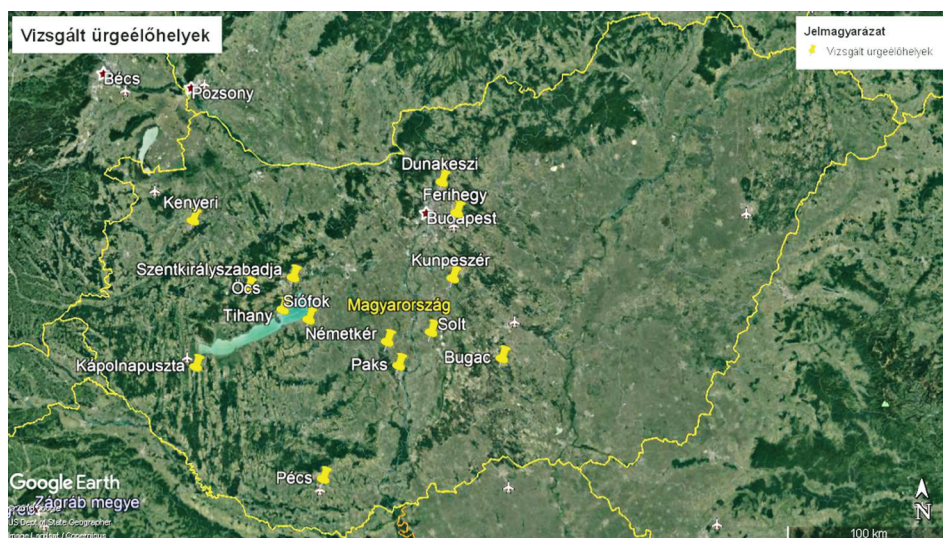
Az ürge járatának kiásása során talajhalmokat hoz létre a bejáratok lyuk mellett, ezzel szabad talajfelszínt, új élőhelyet teremt, miközben ásásával befolyásolja a talajok fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságait (Lindtner *et al.* 2019). Az általa ásott lyukakba behúzódnak a forróság elől a zöld varangyok (*Bufo viridis* Laurenti, 1768) és a fokozottan védett rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis* Méhely, 1893) is (Vácsi *et al.* 1996). Az ürge szőrzete segítségével elősegítheti a növények magterjesztését, járatai pedig segítik a talaj szellőzését és vízgazdálkodását (Laundré 1998). Az ürge fontos élőlény a gyepeknek, megóvása tehát elengedhetetlen a füves élőhelyek jól működő egészséges természeti rendszerének fenntartásához. Ezt a kényes egyensúlyt alapjaiban veszélyezteti az élőhelyek átalakulása, melynek hátterében mind klimatikus, mind tájhasználat-változással kapcsolatos okok is állhatnak.

Az ürge nappali életmódja, viszonylagos ismertsége és kutatottsága alapján került a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) által kiemelten követett fajok közé, így hazai állományainak változásáról részletes képünk van (Vácsi *et al.* 2015). A lassan két évtizedes adatsor alapján mind az egyes állományok eltűnése, mind a meglévő elszigetelt kolóniák kiesése gyakori, és a csökkenő trend megállítása és az azt kiváltó okok feltárása fontos feladat. Az ürgepopulációk létszámcsökkenése azért is érdemel fokozott figyelmet, mert míg a múltban az elterjedési terület periferiájáról szorult vissza az állomány, ma már a magpopulációk is pusztulnak (Cserkész 2018).

Az országos ürgeállomány további csökkenésének megelőzése érdekében fontos megismernünk, hogy milyen élőhelyi adottságoktól függ az ürge jelenléte, hol alkotja a legsűrűbb kolóniákat. Vizsgálatunk ezen adottságok meghatározására irányult a Duna-Tisza köze és a Dunántúl jelentős ürgepopulációinak élőhelyein. Kutatásunk során arra kerestük a választ, hogy az egyes ürgeélőhelyek eltérő talajtani, vegetációs vagy tájhasználati különbségei mutatnak-e szoros kapcsolatot az ürgekolóniák sűrűségével. Ha ezeket a jellemzőket megismerjük, akkor a jövőben hatékonyabbá válhatnak a védelmi intézkedések, célzott beavatkozással jobban elősegíthetjük az ürgeállományok stabilizálódását vagy akár növekedését is.

Anyag és módszer

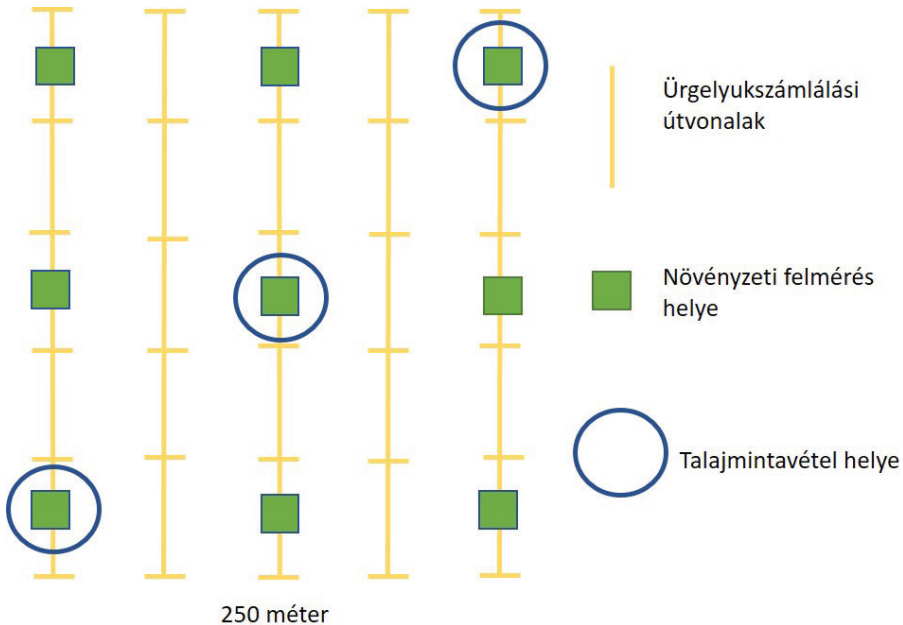
Az ürgeélőhelyek felmérésére 2018 májusa és júniusa során került sor. A vizsgálat keretében hazánk 14 jelentős ürgeélőhelyét mértük fel a Dunántúlon és a Duna-Tisza közén (1. ábra). A vizsgálatra kiválasztott ürgeélőhelyek a következők voltak: Siófok–Kiliti (repülőtér), Szentkirályszabadja (repülőtér), Tihany (Belső-tó déli partja), Öcs (juhlegelő), Kenyeri (volt repülőtér, ma juhlegelő), Dunakeszi (repülőtér), Kunpeszér (marhalegelő), Bugac (ló- és marhalegelő), Solt (juhlegelő), Németkér (Hardi-legelő), Paks (Ürge-mező), Kápolnapuszta (Bivalyrezervátum), Budapest–Ferihegy (repülőtér) és Pécs–Pogány (repülőtér). Ezen állományok az eddigi NBmR adatok alapján elegendő létszámúak és stabilak voltak ahhoz, hogy a kolónián belüli sűrűség-ingadozásokat összevethessük az élőhelyen belüli talaj- és növényzeti tulajdonságokkal.



1. ábra: A vizsgált ürgekolóniák elhelyezkedése Magyarország területén.

Valamennyi élőhelyen vizsgáltuk az ürgepopuláció sűrűségével párhuzamba állítható ürgegyuk-denzitást (Katona 1997), az adott élőhelyre jellemző fizikai talajféleséget, a növényzet összetételét, diverzitását és fiziognómiai jellemzőit (gyepmagasság, összborítás), valamint az élőhely kezelési módját.

Az ürgegyukak denzitásának felmérését a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer módszertana szerint (Váczi *et al.* 2015) és annak helyszínein végeztük. Az ürgegyuk-számlálás 5 párhuzamos, egymástól 50 méterre lévő és egyenként 250 méter hosszú bejárési útvonalon történt (2. ábra). Az ürgegyukak száma a 250



2. ábra: A terepi mintavételek sematikus ábrája. A növényzeti (négyzet) és a talajminták (kör) felvétele szorosan kötődik az ürgelyukszámlálás útvonalaihoz, ami 5 db 250 méteres, 50 m-es szakaszokra bontott egységből áll.

méteres szakaszokon belül 5-5 darab 50 méter hosszú és 2 méter széles egységben lett megállapítva, így minden élőhelyen 25, egyenletes eloszlású, egyenként 100 négyzetméteres mintaegységben került sor a lyukak denzitásának rögzítésére. Ebből a 25 adatból a cikk alapját képező elemzésekhez a növényzeti mintavételi helyekkel átfedő, élőhelyenként 9 adatot használtunk fel. Valamennyi e cikkben bemutatott elemzésben élőhelyenként ezen 9 adat átlagértékével számoltunk.

A növényzeti összborítás és a diverzitás összehasonlító elemzésekor az egyes élőhelyeket ürgelyuk-denzitás szempontjából három csoportba soroltuk. A csoportbeosztáshoz az adott élőhelyen mért ürgelyuk-sűrűség medián értékét vettük figyelembe (1. táblázat). A csoportelnevezések (magas, közepes és alacsony) tükrözik az adott élőhelyre kapott mediánértékeket: magas (3–4 ürgelyuk/100 m²), közepes (2 ürgelyuk/100 m²), alacsony (1 ürgelyuk/100 m²), a korábbi vizsgálatokban tapasztaltaknak megfelelően (Váczai *et al.* 1996).

A növényzet mintavételezése helyszínenként 9 db 1 négyzetméteres kvadrátban történt az ürgelyuk-felmérés egységeihez szorosan igazodva, a 2. ábra szerinti elrendezésben. Minden egyes kvadráton belül 10 véletlenszerű ponton mértük a növényzet magasságát, meghatároztuk a gyökerező növényfajokat, a százalékos borítást fajonként, valamint a növényzet, a csupasz talajfelszín és az avar

összborítását. A növényzeti magasságot és a növényzet összborítását mint fizionómiai változókat használtuk az ürgeélőhelyek növényzetének összehasonlító elemzése során.

Élőhelyenként három darab, egyenként öt részmintából álló talajmintát gyűjtöttünk. Az egyes minták a 2. ábrán jelzett elosztásban az első, ötödik és kilencedik kvadrát körüli területéről lettek begyűjtve, a talaj felső 12 centiméteres rétegeből. A fizikai talajféleség jellemzésére az Arany-féle kötöttségi számot használtuk (K_A). Ennek kiszámításához először a begyűjtött talajmintákat légszáraz állapotban 2 milliméteres lyukátmérőjű szitán átszitáltuk. Majd 50 g talajmintához annyi desztillált vizet adtunk, hogy az elérje képlékenysége felső határát. A fogyott desztillált víz mennyiségét 100 g talajra vonatkoztatva kaptuk meg az Arany-féle kötöttségi számot.

A természetvédelmi kezelésre vonatkozó adatokat az élőhelyek kezelőitől kérdőíves módszerrel gyűjtöttük össze. A kérdőíveken a kezelt terület nagyságát (ha), az évenkénti kaszálások számát, a legeltetett állatok fajtát és létszámát, illetve a legeltetés időtartamát kérdeztük.

Az adatok elemzésekor többféle statisztikai eljárást használtunk. A növénycönológiai adatokat sokváltozós statisztikai módszerrel (főkomponensanalízis, PCA) elemeztük. Az egyes komponensek jelentéstartalmát a vizsgált fizionómiai, növénycönológiai és talajtani változókkal való Spearman-korrelációjuk alapján értékeltük.

Az eltérő ürgelyuk-sűrűségű (magas, közepes, alacsony) valamint az eltérően kezelt élőhelyek (juhlegelő, marhalegelő, nyírt gyepek) tulajdonságai közötti különbségeket Kruskal-Wallis teszttel vizsgáltuk, post-hoc Dunn-tesztet alkalmazva az elsőfajú hiba csökkentésére. Szignifikancia-szintnek a $p < 5\%$ értéket választottuk.

Mivel a sokváltozós statisztikai vizsgálatok az egyes ürgeélőhelyek növényzeti különbségeiben kiemelt fontosságot tulajdonítottak a gyepalkotó csenkesz fajoknak, ezért a csenkesz (*Festuca* spp.) fajok hatását az ürgelyuksűrűség alakulására külön is vizsgáltuk, lineáris regressziót alkalmazva. A talajok kötöttségi értékszáma és az ürgelyuksűrűség értéke közötti összefüggést polinomiális regresszióval vizsgáltuk.

A diverzitás számításánál a Simpson-féle diverzitási indexet használtuk a következő formában: $1-D$, ahol $D = \sum p_i^2$, p_i pedig az egyes növényfajok relatív borítása egy adott kvadráton belül. Valamennyi statisztikai vizsgálatot a Past 3.22 programmal végeztük (Hammer *et al.* 2001).

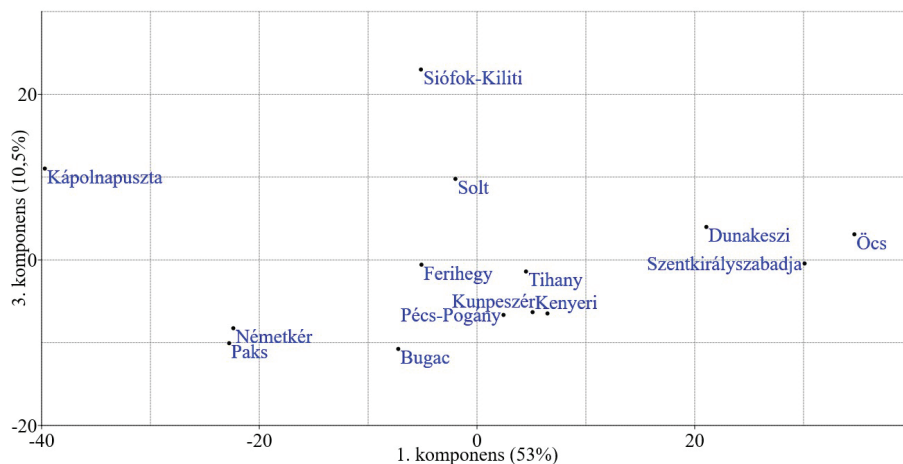
Eredmények

A vizsgált ürgeállományok között és azokon belül is nagy eltéréseket találtunk az ürgelyukak sűrűségében (1. táblázat). A legsűrűbb ürgekolóniák esetében a 100 m²-re eső (50 méteren 2 méteres sávban talált) átlagos lyukszám három és négy közé adódott, míg a legritkább ürgeállományok esetén ez az érték éppen csak elérte az egyet.

1. táblázat: A vizsgált élőhelyeken mért átlagos, minimális és maximális ürgelyuk-sűrűség.

Élőhelyek	Ürgelyuk-sűrűség (db/100 m ²)		
	Medián	Min.	Max.
Dunakeszi	4	1	7
Öcs	4	1	6
Siófok–Kiliti	4	1	5
Pécs–Pogány	4	1	6
Szentkirályszabadja	3	2	6
Solt	2	1	6
Bugac	2	1	5
Budapest–Ferihegy	2	0	5
Tihany	2	0	5
Kunpeszér	1	1	3
Paks	1	0	2
Németkér	1	0	2
Kenyeri	1	0	3
Kápolnapuszta	0	0	5

A növényzet összetétele alapján elvégzett főkomponens-analízis részben elkülönülő csoportokat rajzolt a vizsgált élőhelyek viszonylatában (3. ábra). Az uralkodó egyszikűek alapján jelentős volt az egyes felvételszámok szétválása. A PCA állapotteret meghatározó 1. komponens szoros korrelációt mutatott a csenkesz fajok (*Festuca* spp.) borításával (2. táblázat), az egyes felvételek közötti topológiai távolságok jelentős hányadéért (53%) ez a változó volt a felelős. Az uralkodó egyszikűek alapján négy növényzeti csoportba oszthatjuk a 14 mintavételi területünket. Az első csoportot a közönséges csillagpázsit (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.) és az angolperje (*Lolium perenne* L.) által uralt, erősen legeltetett, üdőbb, réti jellegű gyepek alkotják (jellemzően Tihany, Solt és Kápolnapuszta). A következő csoportra a barázdált és a sovány csenkesz (*Festuca rupicola* Heuff. és *F. pseudovina* Hack.) dominanciája jellemző (Öcs, Kenyeri, Kunpeszér, Dunakeszi,



3. ábra: A vizsgált ürgeélőhelyek cönológiai mintáinak főkomponens-analízise. Az 1. komponens a *Festuca*-borítással, míg a 3. komponens a növényzet összborításával korrelál szorosan. (A tengelyeken zárójelben az adott komponensre jutó varianciarány látható.)

Bugac, Szentkirályszabadja). Külön csoportot alkotnak a sás fajok (*Carex* spp.) uralta száraz, nyílt homoki gyepek (Németskér, Paks). A negyedik csoportba jellemzően az árva rozsnok (*Bromus inermis* Leyss.) tömegességével jellemezhető gyepek kerültek, melyek rendszeresen kaszált reptereken fordultak elő (Siófok–Kiliti, Budapest–Ferihegy).

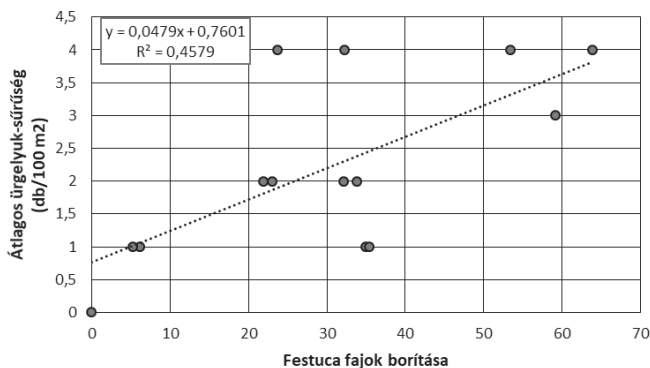
Erős korrelációt találtunk a PCA 3. komponense és a növényzeti összborítás között is (2. táblázat). A 3. komponens az összvariancia 10,5%-át képviselte. A tengely mentén elváló élőhelyek növényzete jelentősen eltért egymástól a talajfelszín borítottságát tekintve, bár e fiziognómiai jellemző tekintetében közel sem volt akkora változatosság a vizsgált élőhelyek között, mint a gyepek fajösszetételében. Az összborítás mértéke a paksi homokterületen volt a legkisebb (45%), míg a főleg kötött, üde termőhelyeken ez az érték több élőhelyen is (pl. Solt, Szentkirályszabadja, Tihany) meghaladta a 90%-ot. Az összborítás mértékére a vizsgált gyepek mindegyikében az egyszikűek voltak legnagyobb hatással, így e két változó között is szoros korrelációt kaptunk valamennyi vizsgált élőhely esetében (2. táblázat).

Az ürgekolóniák nagyobb lyuksűrűségű állományrészei szignifikánsan kapcsolódtak a talajok mechanikai ellenállásának nagyságára jellemző ún. Arany-féle kötöttségi szám nagyobb értékeihez ($r_s=0,57$). Szignifikáns összefüggést kaptunk az ürgelyukak sűrűsége és az egyszikűek borítása között is ($r_s=0,69$). Mivel az egyszikűborításért sokszor a *Festuca* fajok voltak a felelősek, így nem meglepő, hogy a nagyobb ürgelyuksűrűséget mutató területrészekhez a *Festuca* nemzetség

2. táblázat: Az ürgelyuk-sűrűség és a vizsgált élőhelyi változók közötti kapcsolatok. Az átló alatti értékek a Spearman-korrelációs együtthatók (rs), míg az átló fölött tükrözve az összefüggéshez tartozó valószínűségi érték (p) található. *: p<5%; **: p<1%; ***: p<0,1%

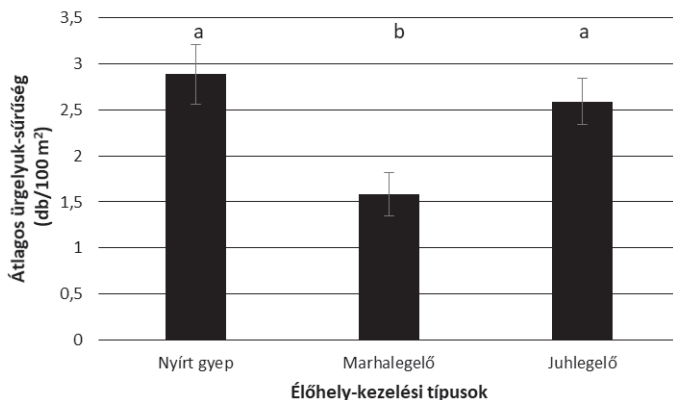
rs/p	Ürgelyuk-sűrűség	Arany-kötöttség	Fűmagasság	Összborítás	Diverzitás	Egyszikűborítás	<i>Festuca</i> -borítás	PC 1	PC 2	PC 3
Ürgelyuk-sűrűség		*				**	*			
Arany-kötöttség	0,57			***		***				*
Fűmagasság										
Összborítás		0,79				***			*	**
Diverzitás							*	*		
Egyszikűborítás	0,69	0,79		0,86			**	*	*	**
<i>Festuca</i> -borítás	0,56				-0,61	0,69		***		
PC 1					-0,62	0,65	0,99			
PC 2				0,65		0,62				
PC 3		0,57		0,69		0,77				

is nagyobb borítással kapcsolódott ($rs=0,56$) (2. táblázat és 4. ábra). Az összefüggés szorossága a *Festuca*-borítás értékeitől függött. Alacsony és magas borításnál szoros illeszkedést, míg közepes *Festuca*-borításnál jelentős variabilitást és laza illeszkedést találtunk az ürgelyukak sűrűségében. Az ürgeélőhelyek vegetációjának diverzitása ugyanakkor nem mutatott korrelációt az ürgek intenzívebb jelenlétét mutató ürgelyuk-denzitással.



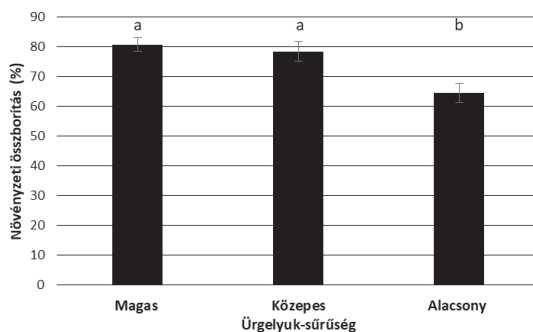
4. ábra: Az élőhelyenként átlagolt ürgelyuk-sűrűség (db/100 m²) és a *Festuca* fajok százalékos borítása közötti kapcsolat. A pontozott vonal a lineáris regresszió értékét mutatja.

Az egyes ürgeélőhelyek kezelési módja és az ürgek lyuksűrűsége közötti kapcsolatot támasztja alá az 5. ábrán látható szignifikáns összefüggés ($H=10,5$; $p<0,01$). Azokon a területeken, ahol jellemző a juhokkal történő legeltetés, illetve a kaszálás, jelentősen nagyobb lyukszámokat találtunk egységnyi területen (2,6



5. ábra: Az élőhelyenként átlagolt ürgegyuk-sűrűség (átlag+SE) az eltérő kezelési élőhelyeken. Az oszlopok feletti eltérő betűk a szignifikánsan különböző csoportokat jelölik.

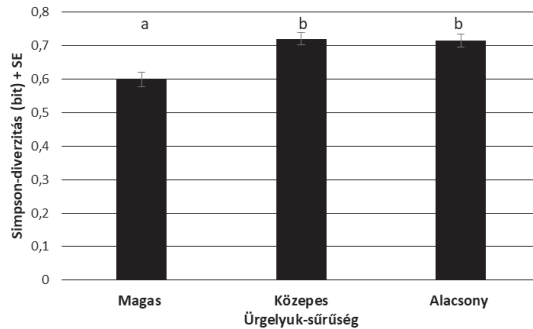
illetve 2,9 ürgegyuk /100 m²), mint a szarvasmarhával legeltetett területek átlagosnál alacsonyabb ürgegyuk-denzitásai (1,6 ürgegyuk /100 m²). A 4. ábrán látható magas *Festuca*-borítású élőhelyek valamennyien kiemelkedő ürgegyuk-sűrűségű élőhelyek voltak: Öcs, Szentkirályszabadja és Dunakeszi. Közös jellemzőjük a birkával való rendszeres legeltetés is. A közepes *Festuca*-borítású gyepek közül az átlagnál nagyobb lyuksűrűségű területek rendszeresen kaszáltak voltak (Siófok–Kiliti, Pécs–Pogány). Ezzel szemben azokat a közepes *Festuca*-borítású gyepeket, melyek az átlagnál alacsonyabb ürgegyuk-sűrűségűek voltak marhalegelőként hasznosították (Kunpeszér), vagy ugyan birkalegelők voltak, de csak időszakosan legeltették őket (Kenyeri).



6. ábra: A növényzeti összborítás (átlag+SE) értékei az eltérő ürgegyuk-sűrűségű élőhelyeken. Az oszlopok feletti eltérő betűk a szignifikánsan különböző csoportokat jelölik.

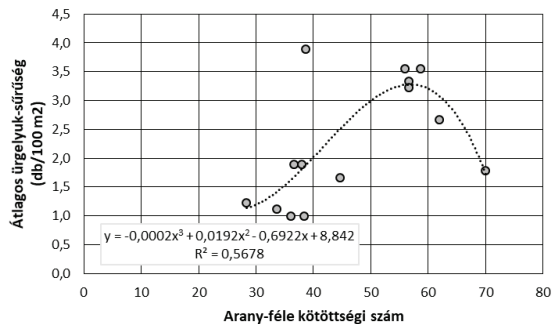
Az ürgeélőhelyek növényzetének fiziognómiai jellemzői közül az összborítás alakulását mutatja a 6. ábra. Az ábra alapján látható, hogy a magas és közepes ürgelyuk-sűrűségű élőhelyeken a vegetáció egyformán zárt (80% körüli borítási értékkel bír), míg az alacsony ürgelyuk-sűrűségű élőhelyeket felnyíló növényzet jellemzi, ahol az összborítás átlagban nem haladja meg a 60%-ot ($H=17,05$; $p<0,001$).

A növényi diverzitást vizsgálva (7. ábra) látható, hogy a nagy ürgelyuk-sűrűségű élőhelyek diverzitása alacsonyabb a közepes és alacsony ürgelyuk-sűrűségű élőhelyekénél ($H=24,93$; $p<0,001$). A különbség mértéke ugyanakkor nem túl nagy (0,1 körüli).



7. ábra: A cönológiai diverzitás (Simpson-diverzitás, átlag + SE) alakulása az eltérő ürgelyuk-sűrűségű élőhelyeken. Az oszlopok feletti eltérő betűk a szignifikánsan különböző csoportokat jelölik.

A 8. ábrán mutatjuk be az Arany-féle kötöttségi szám és a lyuksűrűség részletesebb, regresszióvizsgálattal kapott összefüggését. Minél kisebb az Arany-féle kötöttségi szám, annál lazább a talaj, vagyis annál kevésbé áll ellen bármiféle mechanikai hatásnak. Első megközelítésben láthatjuk, hogy kötöttebb talajú élőhe-



8. ábra: Az élőhelyenként átlagolt ürgelyuk-sűrűség (db/100 m²) és az Arany-féle kötöttségi szám közötti kapcsolat. A pontozott vonal a polinomiális regressziós összefüggést mutatja, feltüntettük a regressziós függvényt is.

lyeken lényegesen nagyobb az ürgekolóniák átlagos lyuksűrűsége a lazább talajú élőhelyekhez képest. Míg a laza, homokos vályogtalajoknál az átlagos lyuksűrűség értéke 1 körülnek adódott 100 négyzetméterenként, addig az agyagtalajoknál ez az érték 3–3,5 volt. Az Arany-féle kötöttségi szám további növekedésével ($K_A > 60$) ugyanakkor az ürgelyuk-sűrűség értéke újra csökkenni kezdett, majd 2 alá esett.

Diszkusszió

Vizsgálataink alapján megállapítottuk, hogy az ürgek többféle domináns növényzetű élőhelyen élnek. Ezek különbözhetnek kezelésükben és keletkezésükben is: lehetnek felülvetett gyepek, évszázadok óta hasznosított juh- vagy marhalegelők, esetleg kaszált vagy juhok által legeltetett repülőterek. Hasonlóan széles spektrumú élőhelyi adottságokat találtak Matějů *et al.* (2011) Csehországban, és Zaharia *et al.* (2016) Romániában.

Különböző élőhelyi tényezők hatását vizsgálva szoros kapcsolatot találtunk az ürgelyuk-sűrűség és a növényzeti diverzitás, az egyszikű-borítás és az Arany-féle kötöttségi szám között, a legszorosabb összefüggést pedig a lyuksűrűség és a *Festuca*-borítás mutatta. Ezek alapján feltételezhető, hogy a *Festuca* fajok jelenléte kiemelkedően fontos az ürgek számára. Ezt támasztja alá Altbäcker (2007) valamint Gedeon és munkatársainak (2010) vizsgálata is, melyek során a felkínált *Festuca* és *Bothriochloa* fajok közül kizárólag a *Festucát* választották az állatok fészkeik építésére. A táplálkozásukban is nagy szerepet játszanak ezek a fajok, 10–30%-át is alkothatják az elfogyasztott növényeknek (Győri-Koósz *et al.* 2013).

A vizsgált élőhely-kezelési adatok alapján megállapítottuk, hogy még alacsonyabb *Festuca*-borítású élőhelyek is átlag feletti ürgepopulációt tarthatnak fenn, ha azokat rendszeresen legeltetik birkával, vagy gyakran nyírják/szárzúzzák őket (vö. Váczi & Altbäcker 1999). Ha azonban a hasonló növényzetű gyepekben az élőhelyek kezelését felhagyják, vagy a legeltetést marhával végzik, az ürgeállományok sűrűsége lecsökkenhet. A marhával történő legeltetés, ha nem elég intenzív, ugyan változatos kétszikű fajkészletet tart fenn, de az ürgek számára fontos rövidfüves gyep fenntartásához nem elegendő. A marhalegelőn élő ürgek valószínűleg kedvezőbb táplálékkínálatból válogathatnak, de a birkalegelő ürgéi a megfelelőbb struktúrájú élőhely miatt nagyobb egyedszámot érhetnek el (Gedeon *et al.* 2011).

Az általunk vizsgált élőhelyek közül a legkedvezőbbek az ürgek számára a rendszeresen kaszált vagy az intenzív birkalegelésnek kitett területek voltak. Tapasztalatunk szerint rendszeres kaszálás leginkább repülőterek vagy nemzeti parki bemutatóhelyek környékén fordult elő, ahol az ürgeknek is kedvező állapotú

gyepek létrejöttét vagy fennmaradását valamilyen, a természetvédelmi célokon túlmutató emberi tevékenység alapozta meg. A juhlegeléssel hasznosított gyepek sem egyöntetűen lehetnek alkalmasak nagy sűrűségű ürgepopulációk fenntartására annak ellenére sem, hogy a legelők gyepmagasságát elviekben egységesen alacsonyan lehet tartani ezzel a kezelési móddal (Ónodi *et al.* 2008). A terepi megfigyeléseink szerint egy-egy juhlegelő rendszerint a hodályok környékén a legintenzívebben legelt, és az ürgekolóniák nagyobb lyuksűrűségű része is rendszerint ide koncentráldott.

A felnyíló gyepekben kisebb az ürgék egyedszáma. Az általuk preferált gyepek általában zártak, továbbá ezekben viszonylag fajszegény a növényzet, és az egyszikű-borítás magas, ami a gyakori kaszálás és az intenzív legeltetés hatására alakulhatott ki. A növényi diverzitás tekintetében nem találtunk különbséget az eltérő ürgelyuk-sűrűségű élőhelyek között az alacsony és a közepesen magas lyuksűrűségű ürgekolóniák területén, de szignifikánsan alacsonyabbnak bizonyult a diverzitás a magas ürgelyuk-sűrűségű területen. A különbség mértéke ugyanakkor nem túl nagy. Mivel a használt diverzitási index (Simpson-index) kifejezetten nem érzékeny a ritka fajokra (Tóthmérész 1997), feltételezhetjük, hogy a fenti csekély diverzitásbeli különbség nagyrészt a közepesen gyakori vagy gyakori fajok alacsonyabb számának, esetleg azok egyenetlen abundanciájának köszönhető. A magas ürge-sűrűségű helyeken tapasztalt alacsonyabb növényzeti diverzitási érték utalhat arra, hogy az ürge számára kedvező rövidfüves legelőt eredményező legeltetési nyomás valamivel erősebb kell, hogy legyen, mint ami a növényzeti diverzitás szempontjából optimális lenne (vö. Csecserits *et al.* 2001). Ugyanakkor a kapott eredményeink összecsengenek Györi-Koósz és munkatársai (2013) vizsgálatával is. Ebben megállapították, hogy az ürgék táplálkozásában jelentős részarányt képviselnek a kétszikűek, így azok számának csökkenése érzékenyen érintheti az ürgeélőhelyek növényi diverzitását is.

Korábban többen is beszámoltak arról, hogy a gyepmagasság befolyásolta az ürgék élőhely-választását. Kis és munkatársai (1998) kísérletükben bizonyították, hogy gyepek magasságának változása még rövid távon is hatással lehet az ürgék élőhelyen belüli területfoglalására, így sűrűségére is. Esetükben a rövid és hosszú fűű gyepek magasságkülönbsége kb. 50 cm volt. Kenyeres és munkatársai (2018) szintén fontos változóként definiálták az ürgeélőhelyek fűmagasságát. Vizsgálatainkban kimutatták, hogy már kisebb magasságbeli különbség is (~10 cm) elegendő lehet magasabb ürge-sűrűség létrejöttéhez. Ugyanakkor cikkünkben nem tesznek említést arról, hogy mikor, hányszor és milyen módon mérték a gyepek magasságát, így nem tudhatjuk, hogy az általuk bemutatott értékek az ürgék aktív időszakára jellemző átlagértékek-e, vagy csupán az év valamilyen kitüntetett rövidebb időszakára vonatkoznak.

Vizsgálatunkban a növényzet magassága nem mutatott szignifikáns korrelációt az ürgék lyuksűrűségével. Az általunk vizsgált gyepmagassági értékek élőhelyenként egyszeri, május-június folyamán elvégzett mérésből származnak. Nem tudjuk ugyanakkor, hogy ez a magasságmérési időszak hogyan viszonyul a legeltetés vagy a gyepek nyírásának időzítéséhez, mely ismeret elengedhetetlen lenne annak megbecsléséhez, hogy a mért magassági értékek miképpen viszonyulnak az ürgeélőhelyek egész éves jellemző gyepmagasságához.

Mivel a növényzet struktúrája és összetétele nemcsak a kezelési módtól, hanem az abiotikus tényezőktől, így a talajtípustól is függ, ezért vizsgáltuk az ürgék élőhely-választása és a növényzet szempontjából lényegesnek tűnő talajtulajdonságokat is. Az ürgék élőhelyfoglalása a járatok elkészítése nélkül nem mehet végbe. A talajok mechanikai ellenállóképessége a kotorékok kiásásának idejét, a kotorék készítésére fordított energia nagyságát döntően meghatározhatja. Vizsgálatunkból kiderült, hogy a közepesen kötött talajokon a lyuksűrűség sokszorosa lehet a laza talajok lyuksűrűségének, ugyanakkor a nehéz agyagtalajok ($K_A > 60$) az egységnyi területen vett ürgelyukszám csökkenését hozták magukkal. Ennek hátterében különböző okok állhatnak. Valószínű, hogy a Katona és munkatársai (2002) által korábban Bugacpusztán végzett részletes vizsgálatnak megfelelően a lazább, homoktalajokon létrehozott ürgelyukak tartóssága kisebb, a legelő állatok taposása hatására vagy a járművek nyomvonalai mentén beomolva csökken a felmérhető lyukszám, még akkor is, ha a kolónia mérete lényegében nem változik. Ugyanakkor az agyag- és vályogtalajok a kiásott lyukakat tovább is megőrzik, mint a lazább homokos vályog, illetve homoktalajok. Ezzel szemben már korábbi vizsgálatok is utalnak arra (Altbäcker, nem publikált adat), hogy erősen kötött talajoknál vagy sziklás-köves termőhelyeken az ürgék karomkopása kifejezetten nagyobb mértékű az ásás következtében. Így mi is joggal feltételezhetjük, hogy az igen kötött ún. nehéz agyagtalajú élőhelyeken lecsökkenő átlagos ürgelyukszám nem a véletlen műve, hanem a sokkal nehezebb ásási lehetőségek tükröződnek benne. Hasonló következtetésre jutottak Janderková és munkatársai (2011) illetve Kenyeres és munkatársai (2018), akik kimutatták, hogy az ürgék nem preferálják a nehezebben ásható, köves és magas agyagtartalmú talajokat. Hasonló fizikai korlátokat állapítottak meg prérikutyák élőhelyválasztásában is (Wagner & Drickamer 2004).

Az általunk vizsgált, viszonylag nagy és stabil ürgeállományokon túl jelentős mennyiségű csökkenő létszámú kolónia is található hazánkban (Cserkész 2018). Vizsgálataink alapján javasoljuk erős legeltetés vagy gyakori szárazzás/kaszálás alkalmazását minden ilyen élőhelyen, mely reményeink szerint hozzájárulhat az ürgepopulációk stabilizálásához vagy növeléséhez az élőhelyül szolgáló gyepek közepes diverzitásának fenntartása mellett. A javasolt élőhelykezelési módszertan pontos részleteinek kidolgozása (pl. a kaszálás/szárazzás évenkénti ismétlés-

számának, a legelési nyomásnak vagy a kezelések időzítésének meghatározása) még további vizsgálatokat igényel, de a már itt bemutatott eredményeink is segíthetik a hazai természetvédelmi gyakorlatot a fokozottan védett ürge állomány-csökkenésének megállításában.

Köszönetnyilvánítás – A munka a LIFE13NAT/HU/00018 számú LIFE+NATURE pályázat, valamint az EFOP-3.6.3-VEKOP-16-2017-00005, illetve az EFOP-3.6.3-VEKOP-16-2017-00008 keretében kiírt TDK-kutatás pályázat támogatásával zajlott. Köszönjük dr. Vadász Csabának és a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság munkatársainak a terepi munkában nyújtott segítségüket, a védett területek kezelőinek a készséges információszolgáltatást, és köszönjük a cikk bírálóinak értékes javaslatait, mellyel jelentősen hozzájárultak a cikk jobbá tételéhez.

Irodalomjegyzék

- Altbäcker, V. (2007): *Szaporodási stratégiák vizsgálata az ürgénél (Spermophilus citellus)*. – OTKA Zárójelentés. ELTE Etológia Tanszék, Göd, 23 p.
- Báldi, A., Batáry, P., Erdős, S., Kisbenedek, T., Orci, K. M., Orosz, A., Podlussány, A., Rédei, D., Rédei, T., Rozner, I., Sárospataki, M., Szél, Gy. & Szüts, T. (2007): Legelés intenzitásának hatása alföldi gyepek biodiverzitására. – *Termvéd Közlem.* **13**: 249–257.
- Benedek, Zs., Jordán, F. & Báldi, A. (2007): Kulcsfajkomplexek kutatása és ennek alkalmazási perspektívái a természetvédelem hatékonyságának növelésében. – *Termvéd Közlem.* **13**: 27–36.
- Council (1992): Council Directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the European Communities No. L 206*: 7–50. Consolidated version 01/01/2007.
- Csecserits, A., Váczi, O., Katona, K. & Altbäcker, V. (2001): Optimális legelési intenzitás vizsgálata homokpusztagyepben. – In: Nagy, G. (szerk.) *Gyepgazdálkodásunk helyzete és kilátásai: Többirányú gyephasználat szaktanácsadási alapjai*. III. Debreceni Gyepgazdálkodási Napok, Debrecen, pp. 34–38.
- Cserkész, T. (2018): Az ürge (*Spermophilus citellus*) gyakoriságának változása Magyarországon 1950 és 2017 között. – LIFE13NAT/HU/000183 számú „A kerecsensólyom és a parlagi sas táplálékbazisának megőrzése a Kárpát-medencében” LIFE+NATURE projekt A1 akció. 25 p.
- Gedeon, Cs., Markó, G., Németh, I., Nyitrai, V. & Altbäcker, V. (2010): Nest material selection affects nest insulation quality for the European ground squirrel (*Spermophilus citellus*). – *J. Mammal.* **91**: 636–641. <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-A-089.1>
- Gedeon, Cs., Boross, G., Németh, A. & Altbäcker V. (2011): Release site manipulation to favour European ground squirrel *Spermophilus citellus* translocations: translocation and habitat manipulation. – *Wildl. Biol.* **17**: 97–104. <https://doi.org/10.2981/10-124>
- Györi-Koós, B., Katona, K. & Altbäcker, V. (2013): Az ürge (*Spermophilus citellus*) évtrendjének vizsgálata legelt és kaszált gyepterületeken. – *Magyar Ápróvad Közl.* **11**: 215–226.
- Hammer, O., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. (2001): PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. – *Palaeontol Electron* **4**: 1–9.
- Hegyeli, Z. (2020): *Spermophilus citellus*. – The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T20472A91282380 <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T20472A91282380.en>.

- Janderková, J., Matějů, J., Schnitzerová, P., Petruš, J., Sedláček, J. & Uhlíková, J. (2011): Soil characteristics at *Spermophilus citellus* localities in the Czech Republic (Rodentia, Sciuridae). – *Lynx n. s. (Praha)* **42**: 99–111.
- Katona, K. (1997): *Az ürge (Spermophilus citellus) mikrohabitat használata Bugacpusztán.* – Szakdolgozat, ELTE, Etológia Tanszék, Göd, 47 p.
- Katona, K., Váczi, O. & Altbäcker, V. (2002): Topographic distribution and daily activity of the European ground squirrel population in Bugacpuszta, Hungary. – *Acta Theriol* **47**: 45–54. <https://doi.org/10.1007/BF03193565>
- Kenyeres, Z., Bauer, N., Nagy, L. & Szabó, Sz. (2018): Enhancement of a declining European ground squirrel (*Spermophilus citellus*) population with habitat restoration. – *J. Nat. Conserv.* **45**: 98–106. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2018.08.006>
- Kis, J., Váczi, O., Katona, K. & Altbäcker, V. (1998): A növényzet magasságának hatása a cinegési ürgék élőhelyválasztására. – *Termvéd Közlem.* **7**: 117–123.
- Laundré, J. W. (1998): Effect of ground squirrel burrows on plant productivity in a cool desert environment. – *J. Range Manage.* **51**: 638–643.
- Lindtner, P., Gömöryová, E., Gömöry, D., Stašiov, S. & Kubovčík, V. (2019): Development of physico-chemical and biological soil properties on the European ground squirrel mounds. – *Geoderma*, **339**: 85–93. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.12.043>
- Lovassy, S. (1927): *Magyarország gerinces állatai és gazdasági vonatkozásai.* – Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, 895 p.
- Matějů, J., Šašek, J., Vojta, J. & Poláková, S. (2011): Vegetation of *Spermophilus citellus* localities in the Czech Republic (Rodentia : Sciuridae). Vegetace na lokalitách sysla obecného (*Spermophilus citellus*) v České republice (Rodentia : Sciuridae). – *Lynx, n. s. (Praha)* **42**: 133–143.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and human well-being: Synthesis.* – Island Press World Resources Institute, Washington, DC. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6172-8_81-1
- Ónodi, G., Csatádi, K., Németh, I., Váczi, O., Botta-Dukát, Z., Kertész, M. & Altbäcker, V. (2008): Birka- (*Ovis aries* L.) és nyúllegelés (*Oryctolagus cuniculus* L.) hatásainak vizsgálata az égésre homokpusztagyepekben. – *Termvéd Közlem.* **14**: 117–129.
- Tóthmérész, B. (1997): *Diverzitási rendezések.* – Scientia Kiadó, Budapest, 98 p.
- Váczi, O. & Altbäcker, V. (1999): Fűves repülőterek ürgeállományának felmérése. – *Termvéd Közlem.* **8**: 205–214.
- Váczi, O., Katona, K. & Altbäcker, V. (1996): A bugacpusztai ürgepopuláció tér- és időbeli mintázata. – *Vadbiológia* **5**: 141–148.
- Váczi, O., Altbäcker, V. & Takács, G. (2015): *Ürgemonitorozás.* – Természetvédelmi Információs Rendszer, Központi protokoll: 9.
- Wagner, D. & Drickamer, L. C. (2004): Abiotic habitat correlates of Gunnison's prairie dog in Arizona. – *J. Wildl. Manage.* **68**: 188–197. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2004\)068\[0188:AHCOGP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2004)068[0188:AHCOGP]2.0.CO;2)
- Vásárhelyi, I. (1964): *Borsod-Abauj-Zemplén megye gerinces faunája.* – Kézirat.
- Zaharia, G., Petrencu, L. & Baktag, E. S. (2016): Site selection of European ground squirrels (*Spermophilus citellus*) in Eastern Romania and how they are influenced by climate, relief, and vegetation. – *Turk. J. Zool.* **40**: 917–924. <http://doi:10.3906/zoo-1505-28>

Hivatkozott jogszabályok:

1/1982. (III. 15.) OKTH rendelkezés a védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, egyedeik értékéről, a fokozottan védett barlangok körének megállapításáról, valamint egyes védett állatfajokkal kapcsolatos korlátozások és tilalmak alóli felmentésekről

13/2001. (V. 9.) KöM rendelet a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről

Habitat characteristics affecting the density of European ground squirrel colonies

Zsófia Szórádi, Sándor Csete & Vilmos Altbäcker*

Szent István University, Kaposvár Campus, Institute of Environmental Sciences and Nature Conservation, H-7400 Kaposvár, Guba Sándor u. 40., Hungary

E-mail: Altbacker.Vilmos@szie.hu

Habitat loss and degradation are major concerns in the recent reduction of biodiversity. Habitat characteristics around the largest remaining European ground squirrel colonies were evaluated in the western part of Hungary. We supposed that both within and between colonies, ground squirrel densities indicate habitat quality. We found that ground squirrels inhabit grasslands with various soil types of medium hardness, but they reached the highest density in fescue (*Festuca* spp.) dominated, from moderately to heavily grazed or frequently mowed grasslands. As this strictly protected animal is a key species in the steppe ecosystem, we suggest following specific management measurements, targeting the habitat characteristics preferred by this species, in order to protect the remaining colonies.

Keywords: *Spermophilus citellus*, hole density, *Festuca* spp., plant diversity, soil hardness

Származási régiók növényföldrajzi felülvizsgálata honos fajok magjainak restaurációs célú felhasználására

Török Katalin¹, David Cevallos^{1,2} és Bede-Fazekas Ákos^{1,3}

¹Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet,
2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.

²Eötvös Loránd Tudományegyetem, Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai
Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter stny. 1/C

³Ökológiai Kutatóközpont, GINOP Fenntartható Ökoszisztémák Csoport,
8237 Tihany, Klebelsberg K. u. 3.

E-mail: torok.katalin@ecolres.hu

Összefoglaló: A biodiverzitás pusztulása miatt az ökológiai restauráció a legmagasabb szintű politikai döntéshozás homlokterébe került. A restauráció területének növelése érdekében a honos fajok magjainak nagyobb mértékű felhasználására van szükség. A lokálisan adaptálódott populációból származó magok használatát rendelet szabályozza, melyet hazánkban a közigazgatási régiók határaihoz igazítottak. Jelen dolgozatban magtranszferzónák kijelölésére teszünk kísérletet flóra-, vegetáció- és tájszintű régiós térképek, valamint többrétegű potenciálisvegetáció-modell felhasználásával. Új módszert fejlesztettünk a zónahatárolás megbízhatóságának elemzésére. A 4–9 egységből álló magtranszferzóna-rendszerek megbízhatósági elemzésének eredménye alapján a négy vagy a hét zónából álló rendszer tűnik alkalmasabbnak. További finomhangolás és tesztelések után a jelenleg érvényben lévő rendelet módosítandó.

Kulcsszavak: növényföldrajz, restaurációs ökológia, helyi adaptálódás, honos fajok magjainak termesztése, többrétegű potenciálisvegetáció-becslés, magtranszfer-szabályozás

Bevezetés

Azzal, hogy az ENSZ a 2020–2030 közötti időszakot az ökoszisztéma-restauráció évtizedének nevezte ki, az ökológiai restauráció a legmagasabb szintű politikai döntéshozás homlokterébe került (http1). Ezt a döntést olyan aggasztó jelentések indokolják, melyek az élővilág rohamos pusztulásáról, és ennek az emberi életminőségre gyakorolt káros hatásáról számolnak be (IPBES 2019). Az ökológiai restauráció közérdek, ezért térbeli kiterjedését és a beavatkozások intenzitását növelni szükséges (Aronson & Alexander 2013). Ezen célok csak a honos fajok

szaporítóanyagának, elsősorban magjainak nagyobb mértékű felhasználásával érhetők el (Massatti *et al.* 2020, Pedrini & Dixon 2020). A „restaurációs fajkínálat”, vagyis a piacon hozzáférhető fajok magkészlete a restaurációs projektek kritikus pontját jelenthetik (Ladouceur *et al.* 2018). Hazánkban is van igény szaporítóanyagra pl. nemzeti parki restaurációs tevékenységekhez (Valkó *et al.* 2018, Török *et al.* 2019). Honos fajok restaurációs fajkínálata akkor fogja biztosítani a restaurált területek genetikai diverzitásának fenntartását, ha a vetőmagokat a fajok elterjedését, populációit és azok változatosságát is figyelembe vevő, szisztematikusan begyűjtött forrásokból biztosítjuk (Hoban & Schlarbaum 2014).

A magok vetésével történő restauráció során fontos szempont, hogy lokálisan adaptálódott populációból származó magot használjunk, és elkerüljük a genetikai szennyezést (Bischoff *et al.* 2006, 2010). Nagy számú, a fajok genetikai változatosságát leíró adat hiányában a szakirodalomban még vita folyik arról, hogy milyen mértékben szükséges a lokális magokra támaszkodni, de általános vélemény, hogy a telepítéseket származás szerint szabályozni szükséges (Gibson & Nelson 2017, Giencke *et al.* 2018). A telepítések szabályozására ún. magtranszferzónákat (MTZ-ket), vagy származási zónákat hozhatunk létre, melyeken belül a fajok alacsony kipusztulási kockázattal telepíthetők át (Bucharova *et al.* 2017, Breed *et al.* 2018), és minimális a biodiverzitás-veszteség a helyi populációk esetleges kiszorításával (Malaval *et al.* 2010). Az MTZ-k kijelölését egy európai bizottsági irányelv írja elő (EC 2010), melyet Magyarországon az adminisztrációs zónák (NUTS2) átvételével oldottak meg (VM 2012). Mivel az MTZ-k azok a területek, melyeken belül a fajok, ill. magkeverékek gyűjtése, szaporítása, telepítése engedélyezhető, ezért átgondolatlan, szakmai megalapozást nélkülöző kijelölésük esetén a restaurációs beavatkozások egy részét indokolatlanul megnehezítenék. Más országokban a MTZ-k kijelölésének alapja valamilyen biogeográfiai, vegetációs, vagy ökorégió (Prasse *et al.* 2010, FCBN 2014, Krautzer *et al.* 2018). Ezen megközelítés helyességét átültetéses és genetikai kísérletekkel alá is támasztották (Bucharova *et al.* 2017, Durka *et al.* 2017, Gibson & Nelson 2017). Európában a vegetáció leírása és térképezése hosszú múltra tekint vissza (Mucina *et al.* 2016), így jó alapot adhat a biogeográfiai megközelítésű származási zónák, vagy MTZ-k kialakításához. Magyarország területére flóra-, vegetáció- és tájszintű régiókat különítettek el (Hajdú-Moharos & Hevesi 2002, Molnár *et al.* 2008, Kocsis & Schweitzer 2011), melyek a származási zónák tervezésének alapját adhatják. A régióhatárokat nagymértékben befolyásolták szakértői döntések és a helyi vegetáció ismerete, ám léptékük területenként eltérő lehet. Ez a torzítás csökkenthető, ha a fenti térképek mellett finom felbontású, terepi megfigyelési adatokra támaszkodó nagy adatbázisokat és környezeti változókat is figyelembe veszünk. Ilyen adatbázis lehet a potenciális természetes vegetáció modellje, mely a már elpusztult

élőhelyek területére is képes a vegetációtípusok előfordulásának valószínűségét megadni.

Az új fejlesztésű, Magyarországra kidolgozott többrétegű potenciális természetes vegetáció (MPNV) modell (<http2>) egy adott pontra több élőhelytípus valószínűségére is becslést ad (Somodi *et al.* 2017). A modell a természetközeli élőhelyek megfigyelt előfordulása mellett környezeti háttérváltozókat vesz figyelembe, nevezetesen az éghajlatot, a hidrológiai és talajjellemzőket, valamint a domborzati viszonyokat. A modell felbontása lehetővé teszi, hogy a biogeográfiai térképek régióinak összevonásával, a hasonló potenciális élőhelytípus-összetételű szomszédos egységek összesítése alapján operatív méretű és mennyiségű MTZ-t hozzunk létre. Ezt a megközelítést korábban már sikeresen alkalmaztuk az így nyert zónák és a jelenleg hatályos adminisztratív régiók megbízhatóságának összevetésére (Cevallos *et al.* 2020). Az alkalmassági tesztelés során azonban a hét adminisztratív régióval értelemszerűen csak azonos számú MTZ-t hasonlíthattunk össze. Belátható, hogy ez az önkényes zónaszám nem feltétlenül a legmegfelelőbb beosztás a magok származási és telepítési zónáinak meghatározására. Az említett korábbi munka módszereit és eredményeit itt is röviden összefoglaljuk az érthetőség érdekében.

Dolgozatunk célja következő lépésként megvizsgálni, hogy az MPNV modell felhasználásával mennyi és milyen geometriájú területek határolhatók le, továbbá a különböző zónaszám esetén az eredmények megbízhatósága hogyan alakul. A megbízhatóság tekintetében a geometriától való függés elemzését végezzük el, hiszen joggal feltételezhető, hogy a zónák képzéséhez felhasznált kiindulási geometriák nagyban meghatározzák a kapott eredményt. Az eredmények alapján javaslatot teszünk a szabályozás módosítására, illetve a megbízhatóság geometriafüggéstől eltérő szempontú értékelésére is.

Anyag és módszer

Kitűzött céljaink megvalósításához az alábbi lépéseket végeztük el, melyeket e fejezetben röviden ismertetünk, a részletes leírásuk pedig Cevallos és munkatársai (2020) munkájában olvasható:

- alaptérkép létrehozása;
- alaptérkép feltöltése az MTZ-k létrehozásához szükséges vegetációs adatokkal;
- különböző számú zónából álló MTZ-k létrehozása klaszterezéssel;
- semleges geometriájú referenciaklaszterek létrehozása, és az MTZ-k kiindulási geometriától való függetlenségének értékelése e referenciaklaszterekkel való összevetés segítségével.

Az alaptérkép geometriájának (értsd: poligonjainak, foltjainak) létrehozásához a következő három térképet használtuk fel: Magyarország florisztikainövényföldrajzi beosztása (Molnár *et al.* 2018), Magyarország vegetációs tájbeosztása (Molnár *et al.* 2008) és a kárpát-pannon természeti tájbeosztás magyarországi kivágata (Hajdú-Moharos & Hevesi 2002). Az első említett térképet digitális formában Király Gergelytől kaptuk meg, a vegetációs tájbeosztás szabadon elérhető, a kárpát-pannon tájbeosztást a szerzők digitalizálták. A 136 foltot tartalmazó alaptérképet e három térkép metszeteként állítottuk elő kellő geometriai egyszerűsítés után.

Az alaptérkép geometriai vázát ezután vegetációs adatokkal töltöttük fel. Ebben Somodi és munkatársai (2017) többretegű potenciálisvegetáció-becslésére támaszkodtunk, amely 39 élőhely (Bölöni *et al.* 2011) előfordulási valószínűségét jelzi ötelemű ordinális skálán, teljes Magyarországra, 35 ha-os hatszöggrácsban. A következő lépéshez az élőhely-előfordulási valószínűségek alapján kiszámoltuk a foltok vegetációs távolságát.

A klaszterezéshez olyan algoritmust választottunk, amely képes térben összefüggő MTZ-ket kialakítani, hiszen szigetszerűen széteső foltcsoportok MTZ-ként való értelmezése, és az erre alapozott szabályozás nehézkes lenne. Ilyen algoritmus a SKATER (Assunção *et al.* 2006), amely előzetesen rögzített számú klaszter hoz létre. Kutatásunkban a klaszterek számát négy és kilenc között változtattuk, így összesen hat, egymástól független MTZ-térképet hoztunk létre.

A zónafelosztások megbízhatóságának (Dong *et al.* 2015, Retchless & Brewer 2016) számszerűsítéséhez 4–9 referenciaklasztert képeztünk a fentiekhez hasonló módon, de ezúttal semleges geometriából kiindulva. Ilyen semleges, az alaptérkép-püktől teljesen független kiindulási alapot biztosít Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisának (MÉTA; Molnár *et al.* 2007) 2834 – közel négyzet alakú – kvadrátja, melyek mérete megközelítőleg 35 km². A kvadrátok elrendezése teljesen szisztematikus, nem támaszkodik vegetációs vagy közigazgatási határokra. A kvadrátok klaszterei ezért jó közelítéssel a kiindulási geometriától független, csak a potenciálisvegetáció-becslésre támaszkodó MTZ-kként értékelhetők. Adott klaszterszám esetén az alaptérképből előállított MTZ-k és a referenciaklaszterek hasonlóságát, átfedését számszerűsítettük, ezzel becsülve, hogy az MTZ-k mennyire függetlenek a geometriától, amely a megbízhatóság egyik jellemzőjeként értékelhető. Ehhez előzetesen az MTZ-ket a referenciaklaszterekhez kapcsoltuk, és az összekapcsolt klaszterek területi átfedését („egyértésű”) számítottuk és jelenítettük meg a kvadrátok felbontásában.

Az elemzéseket ESRI ArcGIS 10.2 térinformatikai és R statisztikai szoftverrel (R Core Team 2018) végeztük, a következő R-csomagok felhasználásával: „sf” (Pebesma 2018a), „gtools” (Warnes *et al.* 2018), „lwgeom” (Pebesma 2018b) és „tidyverse” (Wickham 2017).

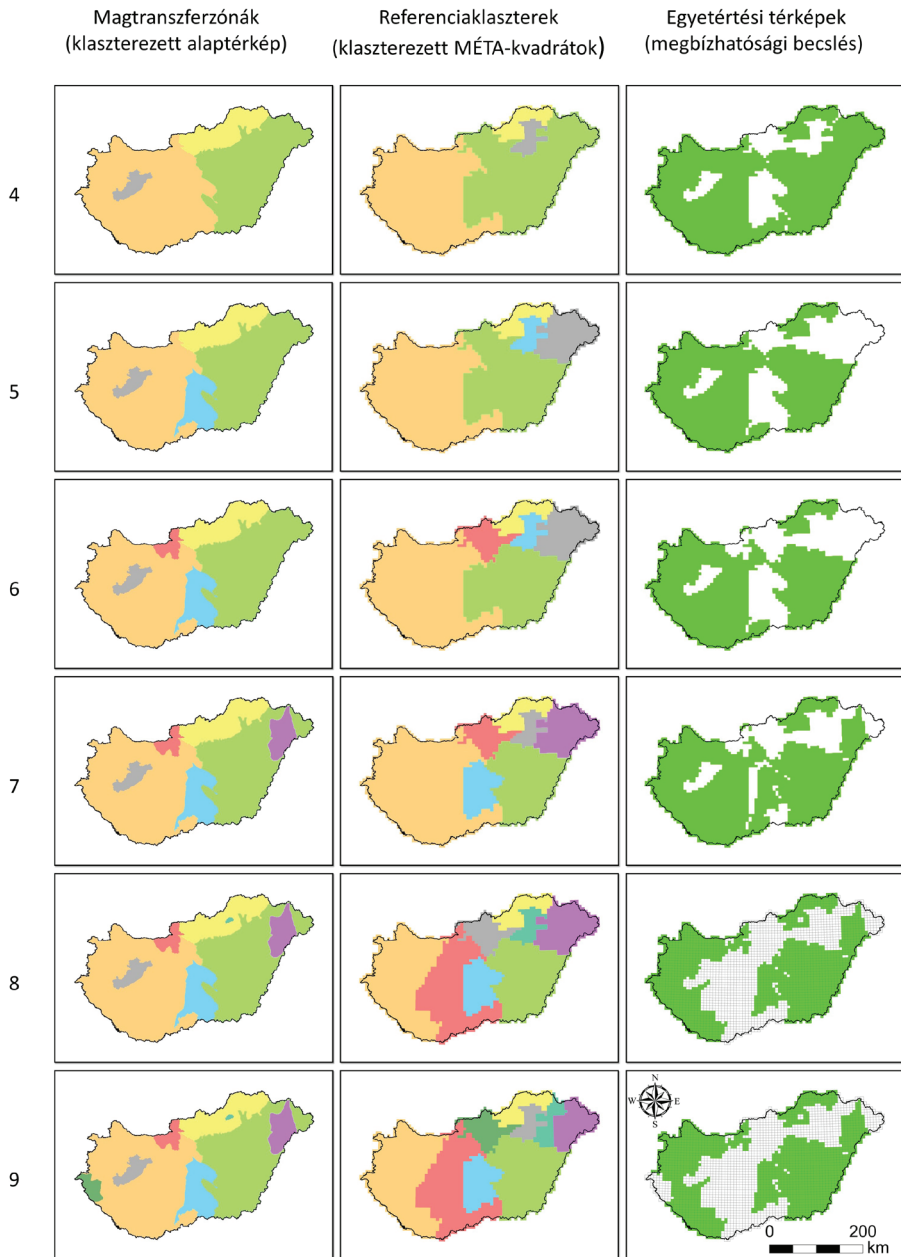
Eredmények

A klaszterezéssel nyert MTZ-térképeket különböző zónaszámok esetén az 1. ábra első oszlopa mutatja be. Mindegyik eredménytérképen a Dunántúl és az Alföld nagy része viszonylag egységes, és általános a Balaton-felvidék és a Bakony elkülönülése, már a négy zónás térképtől kezdve. A Kiskunság már öt zóna esetén is elválik, majd a zónák számának növekedésével a Pilis–Visegrádi-hegység, a Nyírség és az Őrség területe jelenik meg önálló egységként.

Az alaptérkép geometriája nélkül készült referenciaklaszterek az 1. ábra második oszlopában láthatók. Feltűnő különbség a MTZ-térképekhez képest a Balaton-felvidék/Bakony elkülönülésének hiánya. Az Északi-középhegység jobban tagolódik, a Kiskunság csak a hét zónás változattól kezdve válik el, majd a Dunántúl nyugati és keleti részre különül, így a két változat közötti különbség jelentős. Az egyetértési térképek (1. ábra 3. oszlop) adják a megbízhatósági becslést, ahol a zöld szín mutatja az egyezést az MTZ- és a referenciaklaszterek között, melyek területarányát a 2. ábrán tüntettük fel. Az egyezés mértéke az elkülönített egységek számának növekedésével egyenletesen csökken, kivéve a hét zónás esetet, amely kiemelkedően jó egyezést mutat.

Diszkusszió

Jelen cikkben kísérletet tettünk arra, hogy növényföldrajzi zónák és többretegű potenciálisvegetáció-becslés alapján az ökológiai restauráció területi szabályozására alkalmas régiókat határoljunk le. A honos növényfajok genetikai változatoságáról keveset tudunk, ami jelentős nehézséget okoz más országokban is a restauráció során szükséges magbeszerzések szabályozásában (Bucharova *et al.* 2019, León-Lobos *et al.* 2020). A vegetáció és a környezeti állapotváltozók együttes használatával helyettesíthetjük a faj alapú ismeretek hiányát, így megközelítésünk alkalmas lehet sok növényfaj számára megfelelő MTZ-k kijelölésére (Prasse *et al.* 2010, Krautzer *et al.* 2018). Korábban kényszerűen hét zóna lehatárolásával teszteltük a jelenleg érvényben lévő hét közigazgatási régió (NUTS2) és a módszerünkkel kapott zónák megbízhatóságát független geometriájú referenciaklaszterek segítségével (Cevallos *et al.* 2020). Hét MTZ esetén az alaptérkép klaszterei függetlenebbek a geometriától (76%-os egyezés), mint a NUTS2 közigazgatási régiók (42%), így ebből a szempontból a NUTS2 régiók kevésbé alkalmasak MTZ-k kijelölésére, mint az alaptérkép klaszterei (Cevallos *et al.* 2020). Ebben az új vizsgálatban ez a kényszer nem korlátozta az elemzést, így 4–9 számú zóna lehatárolásának eredményeit adhattuk meg.



1. ábra: Magtranszferzóna-elemzések eredményei 4–9 klaszterre. Az első oszlopban az alaptérkép geometriájára alapozott klaszterezés eredményei találhatóak; a második oszlopban a független geometriájú MÉTA-kvadrátok klasztereredményei; míg a harmadik oszlopban a két típusú klaszterezés közötti egyetértési térképek láthatók (zöld színel jelöltük azon kvadrátokat, ahol a két térkép megegyezik).



2. ábra: Az egyezések aránya (%) Magyarország területén belül a 4–9 zónára vonatkozó eredmények alapján.

A megbízhatósági eredmények alapján a négy vagy a hét zóna tűnik alkalmasabbnak restaurációs célú származási zónának. Mivel a klaszterszám növelésével részletesebb, a célnak mindinkább megfelelő eredményt kapunk, ugyanakkor a megbízhatóság általában csökken, a hét zónás változat megfelelő kompromisszumnak tűnik. A hét zóna esetén a Kiskunság mindkét térképen való elkülönülése adja a nagyobb egyezést. Ennek a változatnak a létjogosultságát faj szintű elemzésekkel kellene a későbbiekben alátámasztani.

A megbízhatósági elemzés, amelyet a MTZ-kre elvégeztünk, a zónák megbízhatóságának csak egy vetületéről, nevezetesen a geometriától való függetlenségükről árul el információt. Legfontosabb megállapításunk, hogy a klaszterek számát négytől kilencig növelve a kiindulási geometria mind nagyobb szerepet játszik a MTZ-k kialakításában. Kivételt ez alól csupán a hét klaszterből álló felosztás jelent, amely az öt és a hat klaszterből álló felosztásokhoz képest a geometriától függetlenebbnek bizonyult. Nem kívánunk jelen kutatás keretében egyértelmű javaslatot tenni a zónák számára, valamint a végleges lehatárolásukhoz is további vizsgálatokat, szakértői egyeztetéseket tartunk szükségesnek. E megállapításainkon túllépni, és az eredmények megbízhatóságát más szempontokból is körbejárni célzott, pl. csíráztatási, genetikai kísérletekkel, vagy faji jellegek elemzésével lehet. A megbízhatósági elemzés gyakorlati haszna a számszerű összehasonlításban rejlik, mely a jogszabály-módosítások esetén a döntéshozást megkönnyítheti.

Fontosnak tartjuk a zónabeosztás szabályozásának megváltoztatását, azonban a végleges javaslatához szükséges a terepet ismerő, élőhelyrekonstrukciós beavatkozásokban gyakorlott szakértők véleményének figyelembevétele. A jelenlegi szabályozás alapját képező EU irányelv tekintetében is módosításokra lenne szükség, mivel pl. a csíráképeségi követelmények irreálisak, honos fajokra nem teljesíthetők (Ladouceur *et al.* 2017). Miután sor kerül annak módosítására, majd a hazai szabályozásba való átültetésére, akkor következhet a zónahatárok módosítása is. A jelen munkában készített összehasonlítások és számszerű becslések alátámasztják a szabályozás módosításának szükségességét.

Köszönetnyilvánítás - A szerzők szeretnék ezúton köszönetüket kifejezni Király Gergelynek (Soproni Egyetem), aki a digitalizált florisztikai-növényföldrajzi tájbeosztást rendelkezésükre bocsátotta. Csiky János alapos, ösztönöző szakmai bírálata segítette a kézirat pontosítását, köszönjük. A kutatás megvalósítását a KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001, GINOP-2.3.2-15-2016-00019 és Stipendium Hungaricum programok támogatták.

Irodalomjegyzék

- Aronson, J. & Alexander, S. (2013): Ecosystem restoration is now a global priority; time to roll up our sleeves. – *Restor. Ecol.* **21**: 293–296. <https://doi.org/10.1111/rec.12011>
- Assunção, R. M., Neves, M. C., Câmara, G. & Da Costa Freitas, C. (2006): Efficient regionalization techniques for socio-economic geographical units using minimum spanning trees. – *Int. J. Geogr. Inf. Sci.* **20**: 797–811. <https://doi.org/10.1080/13658810600665111>
- Bischoff, A., Steinger, T. & Müller-Schärer, H. (2010): The importance of plant provenance and genotypic diversity of seed material used for ecological restoration. – *Restor. Ecol.* **18**: 338–348. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00454.x>
- Bischoff, A., Vonlanthen, B., Steinger, T. & Müller-Schärer, H. (2006): Seed provenance matters – effects on germination of four plant species used for ecological restoration. – *Basic. Appl. Ecol.* **7**: 347–359. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2005.07.009>
- Bölöni, J., Molnár, Zs. & Kun, A. (szerk.) (2011): *Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011.* – MTA ÖBKI, Vácrátót, 439 p.
- Breed, M., Harrison, P., Bischoff, A., Durruty, P., Gellie, N., Gonzales, E. K., Havens, K., Karmann, M., Kilkenny, F., Krauss, S. L., Lowe, A. J., Marques, P., Nevill, P. G., Vitt, P. L. & Bucharova, A. (2018): Priority actions to improve provenance decision-making. – *Bioscience* **68**: 510–516. <https://doi.org/10.1093/biosci/biy050>
- Bucharova, A., Bossdorf, O., Hölzel, N., Kollmann, J., Prasse, R. & Durka, W. (2019): Mix and match: regional admixture provenancing strikes a balance among different seed-sourcing strategies for ecological restoration. – *Conserv. Genet.* **20**: 7–17. <https://doi.org/10.1007/s10592-018-1067-6>
- Bucharova, A., Michalski, S., Hermann, J. M., Heveling, K., Durka, W., Hölzel, N., Kollmann, J. & Bossdorf, O. (2017): Genetic differentiation and regional adaptation among seed origins used for grassland restoration: Lessons from a multi-species transplant experiment. – *J. Appl. Ecol.* **54**: 127–136. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12645>

- Cevallos, D., Bede-Fazekas, Á., Tanács, E., Szitár, K., Halassy, M., Kövendi-Jakó, A. & Török, K. (2020): Seed transfer zones based on environmental variables better reflect variability in vegetation than administrative units: evidence from Hungary. – *Restor. Ecol.* **28**: 911–918. <https://doi.org/10.1111/rec.13150>
- Dong, M., Bryan, B. A., Connor, J. D., Nolan, M. & Gao, L. (2015): Land use mapping error introduces strongly-localised, scale-dependent uncertainty into land use and ecosystem services modelling. – *Ecosyst. Serv.* **15**: 63–74. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.07.006>
- Durka, W., Michalski, S. G., Berendzen, K. W., Bossdorf, O., Bucharova, A., Hermann, J. M., Hölzel, N. & Kollmann, J. (2017): Genetic differentiation within multiple common grassland plants supports seed transfer zones for ecological restoration. – *J. Appl. Ecol.* **54**: 116–126. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12636>
- EC (2010): Commission Directive 2010/60/EU of 30 August 2010 Providing for certain derogations for marketing of fodder plant seed mixtures intended for use in the preservation of the natural environment. – *Official Journal of the European Union* **228**: 1–14.
- FCBN (Fédération des Conservatoires Botaniques Nationaux) (2014): *Référentiel technique—Asocié au règlement d'usage de la marque collective simple végétal local*. https://www.plante-et-cite.fr/ressource/fiche/333/referentiel_technique_vegetal_local
- Gibson, A. & Nelson, C. R. (2017): Comparing provisional seed transfer zone strategies for a commonly seeded grass, *Pseudoroegneria spicata*. – *Nat. Area. J.* **37**: 188–199. <https://doi.org/10.3375/043.037.0208>
- Giencke, L. M., Denhof, R. C., Kirkman, L. K., Stuber, O. S. & Brantley, S. T. (2018): Seed sourcing for longleaf pine ground cover restoration: using plant performance to assess seed transfer zones and home-site advantage. – *Restor. Ecol.* **26**: 1127–1136. <https://doi.org/10.1111/rec.12673>
- Hajdú-Moharos, J. & Hevesi, A. (2002): A kárpát-pannon térség tájtagolódása.– In: Karátson D. (szerk.): *Magyarország földje*. Kertek 2000 Könyvkiadó, Budapest, pp. 294–306. <https://www.arcanum.hu/hu/onlinekiadvanyok/pannon-pannon-enciklopedia-1/magyarorszag-foldje-1D58/magyarorszag-tajai-2807/a-karpat-pannon-terseg-tajtagolodasa-hajdu-moharos-jozsefhevesi-attila-2809/tajbeosztasunk-szempontjai-281B/>
- Hoban, S. & Schlarbaum, S. (2014): Optimal sampling of seeds from plant populations for ex-situ conservation of genetic biodiversity, considering realistic population structure. – *Biol. Conserv.* **177**: 90–99. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.06.014>
- IPBES (2019): *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. – Díaz, S., Settele, J., Brondizio, E., Ngo, HT., Guèze, M., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K., Butchart, S., Chan, K., Garibaldi, LA., Ichii, K., Liu, J., Midgley, GF., Miloslavich, P., Molnár, Zs., Obura, D., Pfaff, A., Polasky, S., Purvis, A., Razaque, J., Reyers, B., Roy, R., Subramanian, S. M., Shin, YJ., Visseren-Hamakers, I., Willis, K. & Zayas, C. (eds.). IPBES secretariat, Bonn, 56 p.
- Kocsis, K. & Schweitzer, F. (szerk.) (2011): *Magyarország térképekben*. – MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. http://www.nemzetiatlasz.hu/2011/Magyarorszag_terkepekben.html
- Krautzer, B., Graiss, W. & Blaschka, A. (2018): *Prüfrichtlinie für die Zertifizierung und den Vertrieb von regionalen Wildgräsern und Wildkräutern nach „Gumpensteiner Herkunftszertifikat“ (G-Zert)*. – Federal Ministry for Sustainability and Tourism, Austria. <https://gzert.at/assets/downloads/G-Zert-Richtlinie-Web.pdf>
- Ladouceur, E., Jiménez-Alfaro, B., Marin, M., De Vitis, M., Abbandonato, H., Iannetta, P. P., Constantino, B. & Pritchard, H. W. (2018): Native seed supply and the restoration species pool. – *Conserv. Lett.* **11**: e12381. <https://doi.org/10.1111/conl.12381>

- León-Lobos, P., Bustamante-Sánchez, M. A., Nelson, C. R., Alarcón, D., Hasbún, R., Way, M., Pritchard, H. W. & Armesto, J. J. (2020): Lack of adequate seed supply is a major bottleneck for effective ecosystem restoration in Chile: Friendly amendment to Bannister *et al.* (2018). – *Restor. Ecol.* **28**: 277–281. <https://doi.org/10.1111/rec.13113>
- Malaval, S., Lauga, B., Regnault-Roger, C. & Largier, G. (2010): Combined definition of seed transfer guidelines for ecological restoration in the French Pyrenees. – *Appl. Veg. Sci.* **13**: 113–124. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01055.x>
- Massatti, R., Shriver, R. K., Winkler, D. E., Richardson, B. A. & Bradford, J. B. (2020): Assessment of population genetics and climatic variability can refine climate-informed seed transfer guidelines. – *Restor. Ecol.* **28**: 485–493. <https://doi.org/10.1111/rec.13142>
- Molnár, Cs., Molnár, Zs., Barina, Z., Bauer, N., Biró, M., Bodonczí, L., Csathó, A., Csiky, J., Deák, J., Fekete, G., Harnos, K., Horváth, A., Isépy, I., Juhász, M., Kállayné Szerényi, J., Király, G., Magos, G., Máté, A., Mesterházy, A., Molnár, A., Nagy, J., Óvári, M., Purger, D., Schmidt, D., Sramkó, G., Szénási, V., Szmorad, F., Szollát, G., Tóth, T., Vidra T. & Virók, V. (2008): Vegetation-based landscape-regions of Hungary. – *Acta. Bot. Hung.* **50**: 47–58. <https://doi.org/10.1556/ABot.50.2008.Suppl.4>
- Molnár, Zs., Bartha, S., Seregélyes, T., Illyés, E., Botta-Dukát, Z., Tímár, G., Horváth, F., Révész, A., Kun, A., Bölöni, J., Biró, M., Bodonczí, L., Deák, József Á., Fogarasi, P., Horváth, A., Isépy, I., Karas, L., Kecskés, F., Molnár, Cs., Ortmann-né Ajkai, A. & Rév, Sz. (2007) A gridbased, satellite-image supported multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). – *Folia Geobot.* **42**: 225–247. <https://doi.org/10.1007/BF02806465>
- Molnár, Zs., Király, G., Fekete, G., Aszalós, R., Barina, Z., Bartha, D., *et al.* (2018): Növényzet. – In: Kocsis K. (szerk.) *Magyarország Nemzeti Atlasza: természeti környezet*. MTA CSFK Földrajztudományi Intézet, Budapest, pp. 94–103.
- Mucina, L., Bültmann, H., Dierßen, K., Theurillat, J. P., Raus, T., Čarni, A., Šumberová, K., Willner, W., Dengler, J., Gaviilán García, R., Chytrý, M., Hájek, M., Di Pietro, R., Iakushenko, D., Pallas, J., Daniëls, F., Bergmeier, E., Santos Guerra, A., Ermakov, N., Valachovič, M., Schaminée, J., Lysenko, T., Didukh, Y. P., Pignatti, S., Rodwell, J. S., Capelo, J., Weber, H. E., Solomeshch, A., Dimopoulos, P., Aguiar, C., Hennekens, S. M. & Tichý, L. (2016): Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. – *Appl. Veg. Sci.* **19**: 3–264. <https://doi.org/10.1111/avsc.12257>
- Pedrini, S. & Dixon, K. W. (2020) International principles and standards for native seeds in ecological restoration. – *Restor. Ecol.* **28**: S286–S303. <https://doi.org/10.1111/rec.13155>
- Pebesma, E. (2018a): *sf: Simple features for R*. – R package version 0.6-3. <http://cran.rproject.org/package=sf>
- Pebesma, E. (2018b): *lwgeom: Bindings to selected 'liblwgeom' functions for simple features*. – R package version 0.1-4. <http://cran.r-project.org/package=lwgeom>
- Prasse, R., Kunzmann, D. & Schröder, R. (2010): *Entwicklung und praktische Umsetzung naturschutzfachlicher Mindestanforderungen an einen Herkunftsnachweis für gebietseigenes Wildpflanzensaatgut krautiger Pflanzen. Abschlussbericht*. – University of Leibniz. Hannover, 166 p. <https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-23931.pdf>
- R Core Team (2018): *R: A language and environment for statistical computing*. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna. www.r-project.org
- Retchless, D. P. & Brewer, C. A. (2016): Guidance for representing uncertainty on global temperature change maps. – *Int. J. Climatol.* **36**: 1143–1159. <https://doi.org/10.1002/joc.4408>
- Somodi, I., Molnár, Zs., Czúcz, B., Bede-Fazekas, Á., Bölöni, J., Pásztor, L., Laborczí, A. & Zimmermann, N. E. (2017): Implementation and application of multiple potential natural vegetation models – a case study of Hungary. – *J. Veg. Sci.* **28**: 1260–1269. <https://doi.org/10.1111/jvs.12564>

- Török, K., Horváth, F., Kövendi-Jakó, A., Halassy, M., Bölöni, J. & Sztár, K. (2019). Meeting Aichi Target 15: Efforts and further needs of ecological restoration in Hungary. – *Biol. Conserv.* **235**: 128–135. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.04.020>
- Valkó, O., Tóth, K., Kelemen, A., Migléc, T., Radócz, S., Sonkoly, J., Tóthmérész, B., Török, P. & Deák, B. (2018): Cultural heritage and biodiversity conservation—plant introduction and practical restoration on ancient burial mounds. – *Nat. Conserv.* **24**: 65–80. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.24.20019>
- Warnes, G. R., Bolker, B. & Lumley, T. (2018): *gtools: Various R programming tools*. – R package version 3.8.1. <http://cran.r-project.org/package=gtools>
- Wickham, H. (2017): *tidyverse: Easily install and load the ,Tidyverse’*. – R package version 1.2.1. <http://cran.r-project.org/package=tidyverse>

Hivatkozott jogszabályok:

- VM (2012): 86/2012. (VIII. 15.) VM rendelet a természetes környezet megőrzésére szánt takarmánynövény-vetőmagkeverékek kereskedelmi célú begyűjtéséről és forgalmazásáról. – *Magyar Közlöny*, **108**: 18490–19498.

Internetes források:

- http1: <https://www.decadeonrestoration.org>
http2: https://www.novenyzetiterkep.hu/potveg_modszer_hu

Vegetation-based survey of seed transfer zones for restoration

Katalin Török¹, David Cevallos^{1,2} & Ákos Bede-Fazekas^{1,3}

¹Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany,
H-2163 Vácraátót, Alkotmány u. 2–4., Hungary

²Eötvös Loránd University, Department of Plant Systematics, Ecology and Theoretical
Biology, H-1117 Budapest, Pázmány Péter stny. 1/C, Hungary

³Centre for Ecological Research, GINOP Sustainable Ecosystems Group,
H-8237 Tihany, Klebelsberg K. u. 3., Hungary

E-mail: torok.katalin@ecolres.hu

Due to the loss of biodiversity, the concept of ecological restoration has reached the highest political levels. The use of native seeds has to be increased in order to scale up restoration. The use of locally adapted seeds is suggested, and is regulated at EU level. However, in Hungary, “local” is defined based on administrative units. In the present research, we apply multiple potential natural vegetation model and combine it with floristic, vegetation and landscape maps for the delineation of seed transfer zones. We have developed a new methodology to estimate the reliability of the zonation, and found that four or seven zones are better suited to serve as seed transfer zones for restoration. After further fine tuning the zones, the regulation should be changed.

Keywords: ecological restoration, local adaptation, multiple potential natural vegetation, native seed production, phytogeography, regulation of seed transfer

Első budapesti közösségi denevérfelmérés – Módszertani tapasztalatok és eredmények

Győrössy Dorottya^{1,+}, Szabadi Kriszta Lilla^{1,+}, Sulyán Péter Gábor²,
Halmai Zalán³, Görföls Tamás⁴ és Zsebők Sándor^{5,6,*}

¹Állatorvostudományi Egyetem, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék,
1077 Budapest, Rottenbiller u. 50.

²Agrárminisztérium, Természetmegőrzési Főosztály,
1055 Budapest, Kossuth Lajos tér 11.

³9723 Gyöngyösfalu, Alkotmány u. 20.

⁴Magyar Természetudományi Múzeum, Állattár, 1088 Budapest, Baross u. 13.

⁵Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet,
2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.

⁶Eötvös Loránd Tudományegyetem, Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék,
1117 Budapest, Pázmány Péter stny. 1/C

+ Ezek a szerzők egyenlő arányban vettek részt a munkában.

E-mail*: zsebok.s@gmail.com

Összefoglaló: A denevérek rejtőzködő, éjszakai állatok, ezért nehéz vizuális adatokat gyűjteni jelenlétükről. Ultrahangjaik rögzítésével és elemzésével azonban nagy mennyiségű információ nyerhető életmódjukról és fajösszetételükről. Az első magyarországi, denevérek felmérésére irányuló „citizen science” projekt célja egy önkéntesbázis kialakítása, valamint új adatok gyűjtése volt Budapest denevérfaunájáról. Felmérésünkben 34 önkéntes segítségével hat denevérfaj biztos jelenlétét mutattuk ki Budapest bel-, és külterületéről, illetve a környező településekről. Leggyakoribbnak a rőt koraidenevér (*Nyctalus noctula*), az alpesi denevér (*Hypsugo savii*) és a fehérszélű törpedenevér (*Pipistrellus kuhlii*) bizonyult. Vizsgálatunk az első, mely felhívja a figyelmet az utóbbi két faj tömeges budapesti előfordulására. Tanulmányunkban összefoglaljuk a közösségi felmérés tapasztalatait, és javaslatokat fogalmazunk meg a jövőbeni felmérésekre vonatkozóan.

Kulcsszavak: citizen science, Budapest, akusztikus denevérfelmérés, urbanizáció

Bevezetés

Az urbanizáció, az ipari és mezőgazdasági területek terjeszkedése, valamint a nagyüzemi fakitermelések miatt a természetes élőhelyek megszűnésével egyre több – köztük számos védett – faj kénytelen alkalmazkodni a városi környezethez

(McKinney 2002, 2006, Russo & Ancillotto 2015). A legtöbb élőlény populációira a városok megnövekedett zajszintje (Slabbekoorn & Peet 2003, Ditchkoff *et al.* 2006), a mesterséges megvilágítás (Longcore & Rich 2004, Pauwels *et al.* 2019), ill. a mesterséges felületek polarizációs (Kriska *et al.* 2008, Malik *et al.* 2008) és akusztikai tulajdonságai (Greif *et al.* 2017) negatív hatással vannak. Kiemelten fontos az élővilág monitorozása városi környezetben is (Jung & Threlfall 2016, Gonsalves & Law 2018), hiszen így kaphatunk pontos képet egy faj elterjedéséről, populációinak méretéről, valamint arról, hogy a fentebb említett hatások mellett sikerül-e túlélniük.

A denevérek világszerte nagy számban jelennek meg városi környezetben (Kunz & Lumsden 2003, Russo & Ancillotto 2015). A városi denevérközösségek diverzitása kisebb, mint a természetes élőhelyeken lévő közösségé, továbbá gyakran figyelhető meg egy-egy faj kiemelkedő egyedszáma (Legakis *et al.* 2000, Hourigan *et al.* 2010, Luck *et al.* 2013). Sikeres urbanizálódást tapasztaltak például a fehérszélű törpedenevér (*Pipistrellus kuhlii*, Kuhl, 1817) európai állománya esetében (Russo & Ancillotto 2015). A városokban sok potenciális szálláshely található, melyek magasabb és stabilabb hőmérsékletűek a természetes szálláshelyeknél. A nőstény fehérszélű törpedenevérek számára a megemelkedett hőmérséklet kifejezetten előnyös, mivel kevesebb időt töltenek utódaik melegítésével és több időt zsákmányszerzéssel, így az utódok növekedése felgyorsul, és túlélési sikerük nő (Kerth *et al.* 2001). A faj képes továbbá kihasználni az utcai lámpák fényénél összegyűlő rovarok által biztosított táplálékforrást is (Russo & Ancillotto 2015).

A denevérek számos ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtanak: fontos szerepük van a beporzásban, növények terjesztésében és az ízeltlábúak mennyiségének szabályozásában (Kunz *et al.* 2011). Ennek ellenére a legtöbb esetben a denevérek fogadtatása negatív a babonáknak és közhiedelmeknek köszönhetően (Lunney & Moon 2011). A közösségi tudomány (angolul: citizen science) alkalmas a denevérek negatív megítélésének csökkentésére. A "civil kutatók" olyan érdeklődő laikusok, akik önként, aktívan vesznek részt tudományos munkákban (Kruger & Shannon 2000). Az önkéntesek kisebb-nagyobb feladatokat látnak el, mint pl. kutatási kérdések megfogalmazása, adatok gyűjtése, rendszerezése, adatbázisba való bevitele, feldolgozása és vizualizálása, ill. projekt design elkészítése. Ezekon kívül természetvédelmi beavatkozásokat is megvalósíthatnak, melyeknek hatásait a későbbiekben nyomon tudják követni (Wilson & Godinho 2013, McKinley *et al.* 2017, Turrini *et al.* 2018). Az így keletkezett eredményeket végül az adott kutatási terület szakemberei ellenőrzik és pontosítják. A résztvevők elsajátítják a felmérések elvégzéséhez szükséges speciális eszközök használatát, így hosszabb távú monitoring programok kialakítása is lehetővé válik (Conrad & Hilchey

2011). A civilek bevonása a tudományos munkába számos előnnyel jár, a közösségi kutatás folyamán az önkéntesek betekintés nyernek a tudományos munkába, tájékoztatást kapnak az aktuális tudományos kutatásokról, és jobban megismerik a célcsoportok életmódját, jelentőségüket az ökoszisztémákban és az őket veszélyeztető tényezőket, továbbá akár új fajokat is felfedezhetnek (Turrini *et al.* 2018, Vohland *et al.* 2019). Az önkéntesek mellett a kutatóknak is származik előnye az ilyen munkákból: sokkal nagyobb területeket mérhetnek fel, amely által eddig nem ismert élőhelyeket találhatnak, vagy új helyekről mutathatnak ki egyes fajokat, azaz új tudományos eredmények szülehetnek. Új fajokat is leírhatnak, korábban nem ismert veszélyeztető tényezőkkel szembesülhetnek, illetve a mi esetünkben jobban megérthetik, hogy a civilek közül sokan miért félnek annyira a denevérektől (Silvertown 2009, Dickinson *et al.* 2010, Haklay 2013, Wilson & Godinho 2013). Azonban, mint minden kutatási módszernek, a közösségi tudománynak is vannak kockázatai: hiányos vagy megbízhatatlan adatok keletkezése, illetve a keletkezett adatok minőségbeli különbségeiből eredő problémák, amiket befolyásolhat a résztvevők kora és képessége is. Különösen nagy a kockázata a megnövekedett zavarásnak, látogatásnak pl. a túl sok adatgyűjtő bevonása vagy a veszélyeztetett fajok élőhely-adatainak megosztása miatt (Dickinson *et al.* 2010, Conrad & Hilchey 2011). Mindezek elkerülésének érdekében az ilyen felmérések alapos tervezést igényelnek (Beeker *et al.* 2013, Wilson & Godinho 2013).

Madarak esetében az ilyen projektek már a XVIII. században elkezdődtek (Greenwood 2007), azonban a denevérekre vonatkozó közösségi felmérések csak az utóbbi évtizedben váltak nemzetközi szinten tömegessé. A denevérekről éjszakai életmódjuknál fogva nehéz vizuális adatokat gyűjteni, viszont az általuk kiadott, tájékozódásra és vadászatra használt ultrahangok, illetve az emberi fül számára is hallható kommunikációs hangjaik rögzítésével az adott területen már ki lehet mutatni jelenlétüket. Wilson & Godinho (2013) a 2009-ben elindított Melbourne Microbat Project keretében az önkéntesek bevonásának előnyeit, valamint a denevérek elterjedését és élőhelypreferenciáját vizsgálta. A terepi és akusztikai adatgyűjtésben több mint 100 önkéntes vett részt. A felmérés mind az önkéntesek, mind a szakemberek számára pozitív tapasztalatokkal zárult. Nagy-Britanniában 1997 és 2012 között a több mint 3500 önkéntessel dolgozó Nemzeti Denevérmonitorozó Programban (National Bat Monitoring Programme in Great Britain, <http1>) 10 fajt/fajcsoportot tudtak kimutatni a vizsgálati területekről denevérdetektorok segítségével. A program célja a denevérek városi környezethez való adaptációjának hosszú távú monitorozása volt, melyhez elengedhetetlennek bizonyult a civil kutatók segítsége (Barlow *et al.* 2015). Nemzetközi szinten talán a legjelentősebb projekt az iBats (Indicator Bats Program, <http2>), ami 2006-ban indult, és célja a denevérek globális szintű biodiverzitás-monitorozása. A máig is tartó

felmérésben eddig több ezer önkéntes vett részt 21 országból, öt kontinensen. A vizsgálatok során standard módszereket és telefonos alkalmazásokat használnak, illetve a keletkezett nagy adatmennyiség feldolgozására egy automata hanghatározót fejlesztettek ki (iBatsID), ami jelenleg 34 európai denevérfaj határozását könnyíti meg (Gibb *et al.* 2016).

Összefoglalva a nemzetközi projekteket elmondhatjuk, hogy mindegyik célja egy hosszabb távú monitoring program kialakítása volt, minél több önkéntes bevonásával a vizsgálatokba. A civilek aktív terepi részvételével sokkal nagyobb területek felmérésére nyílt lehetőség, és a denevérek jelenlétének, aktivitásának, táplálékpreferenciájának, valamint a denevérközösségek összetételének közelebbi megismerése is lehetővé vált. Az akusztikus adatok feldolgozását több esetben is automata fajhatározó segítségével végezték, de ezek mellett az önkéntesek a manuális határozást is megtanulhatták, így az elemzésekben is részt vehettek, persze eleinte csak a szakemberek szigorú utólagos ellenőrzésével.

Magyarországon – főként a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) keretein belül – a nemzeti park igazgatóságok, a Vadonleső Program, valamint civil szervezetek, mint a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME) foglalkoznak denevérek monitorozásával. Hazánkban 28 denevérfaj él, mind természetvédelmi oltalom alatt áll, nyolc faj fokozottan védett. Mindegyikük megtalálható az Élőhelyvédelmi Irányelv IV. mellékletében (közösségi jelentőségű fajok), és közülük tíz a II. mellékletben is szerepel (Natura 2000 jelölőfaj). A hazai denevérfajok közül több is előfordulhat városi környezetben (panelházak, templomtornyok, pincék, padlások), a leggyakoribb fajok a rőt koraidenevér (*Nyctalus noctula* Schreber, 1774), a közönséges késeidenevér (*Eptesicus serotinus* Schreber, 1774) és a közönséges törpedenevér (*Pipistrellus pipistrellus* Schreber, 1774) (Gombkötő 2008). Ezeken kívül szórványosan a fehértorkú denevért (*Vespertilio murinus* Linnaeus, 1758) is kimutatták városokban (Gombkötő *et al.* 1996, Bihari *et al.* 2007).

Magyarország csatlakozott az iBats felméréshez, de ennek során többnyire denevérkutatók végzik a felméréseket. Igazi, közösségi adatgyűjtésen alapuló, rendszeres monitorozó projekt tehát mindezidáig nem volt hazánkban. Budapest és környéke ígéretes vizsgálati terület ilyen jellegű kutatásokhoz: a városban található parkok és a város szomszédságában található erdők és barlangok jelentős táplálkozó- és szálláshelyeket biztosítanak a denevérek számára. A természetes búvóhelyek mellett potenciálisan az épületekben is sok denevérfaj talál szálláshelyet a városban és annak környékén. A város denevérközösségéről az első adatok főleg a budai hegyekben található barlangokból származnak (Méhely 1900, Topál 1954a, Topál 1954b). Azóta is főleg telelő- és szülőkolóniák felméréséből rendelkezünk adatokkal. Az átfogó felmérések, amelyekben akár több módszer-

rel is lehetne vizsgálni a denevérek előfordulását (pl. akusztikus mintavételezés, terepi hálózás) nem rendszerezsek. Az utolsó átfogó tanulmány 2015-ben jelent meg a város denevéreközösségéről, amely beszámol az 1900-as évek óta tapasztalt változásokról, mint a patkósdenevérek (*Rhinolophus* spp.), a közönséges (*Myotis myotis* Borkhausen, 1797) és a hegyesorrú denevérek (*M. blythii* Tomes, 1857) állományának drasztikus csökkenéséről; valamint javaslatokat tesz a további felmérésekre, egyes fajok célzott vizsgálatára (Tóth-Ronkay *et al.* 2015). Wizl (2009, 2013) detektoros módszerrel vizsgálta Budapest denevéreközösségének összetételét és élőhelypreferenciáját.

Jelenlegi tanulmányunkban az első budapesti közösségi alapú akusztikus denevérfelmérés eredményeit és annak módszertani tapasztalatait szeretnénk megosztani.

Anyag és módszer

Felmérésünket a különböző nemzetközi, önkéntesek bevonásán alapuló denevérmonitorozó programokhoz hasonlóan végeztük, igyekeztünk minél több civilt bevonni az akusztikus adatgyűjtésbe és az adatelemzésbe is.

Terepi adatgyűjtés

A vizsgálat 2019. október 11-e és 21-e között zajlott (ez beleesik a denevérek vándorlási és párzási időszakába), Budapest és agglomerációja területén. A felméréshez önkénteseket toboroztunk (a “Magyar denevérbartók közössége” nevű Facebook-csoportban, <http3>). A terepi adatgyűjtésre 32 személy jelentkezett, azonban a résztvevők száma ennél magasabb volt, ugyanis sokan családjukkal, barátaikkal közösen végezték a felmérést.

A hangadatok gyűjtését AudioMoth v.1.1.0 akusztikus adatgyűjtőkkel végeztük. Ennek a detektortípusnak előnye, hogy nyílt hozzáférésű szoftverrel rendelkezik, olcsó és kis méretű (58 × 48 × 15 mm). Valós idejű, teljes spektrumú (0–197 kHz-es frekvenciatartományú) felvételeket rögzít tömörítésmentes, WAV formátumban, microSD kártyára. Napnyugta (a felmérés időszakában ez 17:45 és 18:03 közé esett) után körülbelül egy órával már minden hazai denevérfaj aktív, így a felmérés idejét ehhez igazítottuk. A szervezők által előre beprogramozott denevérdetektorok automatikusan kapcsoltak be 19:00-kor, majd álltak le 21:00-kor, mely idő alatt ötperces felvételeket készítettek.

Az önkéntesek a felmérés során nem találkozhattak testközelből denevérral, hiszen terepi hálózással nem egészítettük ki a mintavételt, de a szemfülesek a sötét ellenére is láthatták a repülő egyedeket a felmérés során. Feladatuk az adott

időintervallumban a detektorokkal való minimum egy órás séta, vagy azok egy pontba történő kihelyezése volt. Az útvonalak kiválasztásának koordinálására online Google-táblázatot használtunk, és csak annyi feltételt szabtuk a résztvevőknek, hogy olyan helyen gyűjtsenek adatot, ahol más még nem mintavételezett. A résztvevőknek a felmérés megkezdésének, illetve befejezésének idejét és helyét fel kellett mondaniuk a felvételre. Emellett kértük, hogy útvonalukat térképen rögzítsék (telefonos alkalmazások segítségével, vagy utólag írásban, térképes bejelöléssel). Az útvonalak utólagos ellenőrzését segítette az is, hogy a résztvevők bizonyos időközönként rámondták a felvételre, hogy éppen merre járnak. Az útvonaladatokat az esetleg szükséges digitalizálás és konverzió után, egy PostgreSQL (PostGIS) adatbázisba töltöttük (pontgeometriával), ahol lehetőség volt az utófeldolgozásra is. Az útvonalak és pontok megjelenítését és térképi ábrázolását ArcGIS Pro programban végeztük.

Akusztikus fajhatározás

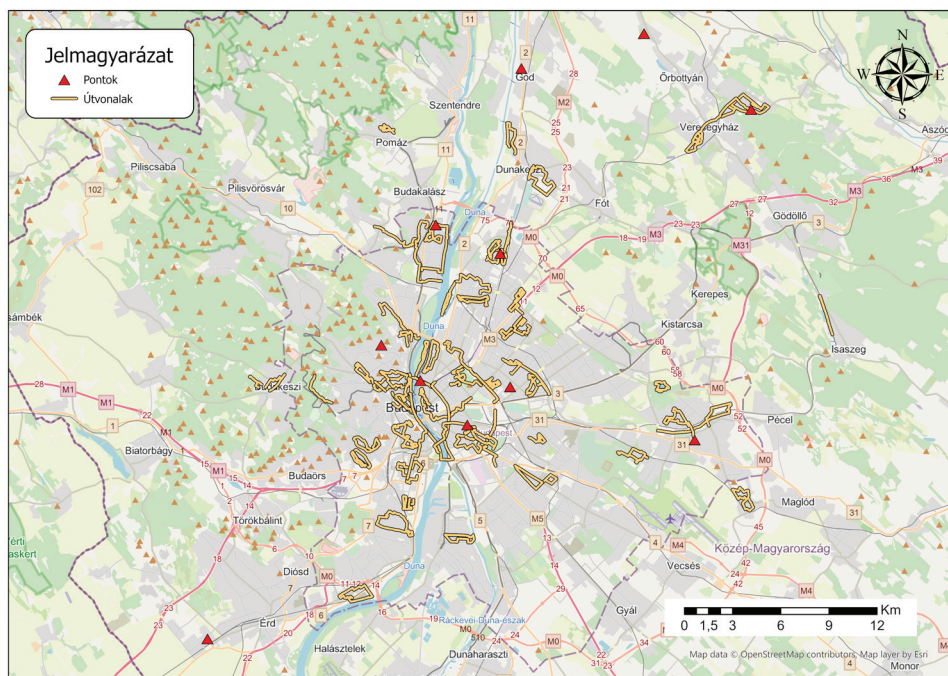
Első lépésben a gyűjtött hangfelvételeken automatikusan megkerestük a denevérhangokat Mac Aodha *et al.* (2018) számítógépes programjával, majd ezeket saját készítésű R-kóddal (R Core Team 2019) vágtuk ki. A talált szekvenciák közül minden mintavételezési útvonalra/pontra véletlenszerűen kiválasztottunk maximum 100 db-ot, hogy – amennyiben ennél több denevérhang került felvételre – csökkentsük a határozással járó munka mennyiségét, de mégis jó közelítést kapjunk az adott területen lévő denevérfajok előfordulásáról. Ezután a szekvenciákat a Kaleidoscope Pro nevű program (Wildlife Acoustics, Inc.) automatikus fajhatározó funkciójával vizsgáltuk. Csak abban az esetben fogadtuk el az automatikus határozás eredményét, amennyiben a program által megadott minőségjelző pontszám 3 feletti volt. Ilyen esetben már nagy egyezés található a manuális fajhatározással. Összesen 2404 felvétel lett automatikusan meghatározva, és 3375 felvétel maradt hátra, amit manuálisan kellett meghatározni. A rögzített hangok manuális elemzéséhez az Adobe Audition 3.0 szoftvert (Adobe Inc.) és a nyílt hozzáférésű Audacity (<http4>) programot választottuk. Mindkét program esetében meggyeztek a beállítások. A vállalkozó szellemű önkéntesek a gyűjtött hanganyag elemzésében aktívan is részt vehettek. Ebbe a munkaszakaszba öt olyan önkéntes csatlakozott, akik már a terepi adatgyűjtésben is részt vettek, illetve két olyan személlyel bővült a csapat, akik a terepi felmérésben nem tudtak részt venni.

A terepi adatgyűjtés után egy találkozót szerveztünk az önkéntesek számára a Fővárosi Állat- és Növénykert Sünispotály házában, hogy az összegyűjtött hanganyagokról beszámoljunk, és megismerjék a számítógépes fajhatározás gyakorlati alapjait. Az önkéntesek számára létrehoztunk egy Google Drive felületet, ahova minden szükséges segédanyagot és a határozandó hangokat feltöltöttünk. Itt

megtalálható volt az Audacity hangelemző program telepítője, valamint egy rövid videó a program használatáról. Létrehoztunk továbbá egy határozói útmutatót, melyben lépésről lépésre bemutattuk a munkafolyamatokat, illetve megadtuk a határozás során várható denevérfajok és fajcsoportok neveit és a szonogramjaikhoz tartozó főbb akusztikus paramétereket. Fajcsoportok létrehozására azért volt szükség, mert előfordulhat, hogy bizonyos fajok által használt frekvenciák átfednek, és szociális hangjaik sem látszódnak a felvételeken, így nem lehet egyértelműen megmondani faji hovatartozásukat. A fajcsoportok révén azonban lehetőségünk van besorolni őket egy tágabb kategóriába, ezzel is csökkentve a téves faunisztikai adatok keletkezését. Ezenfelül csatoltuk a hangok elemzéséhez segítséget nyújtó naprakész szakirodalmat is, mint pl. echolokációs hangokat bemutató európai (Walters *et al.* 2012), svájci (Obrist *et al.* 2004), görög (Papadatou *et al.* 2008) és olasz (Russo & Jones 2002) határozóanyagokat, illetve Pfalzer & Kusch (2003) denevérek szociális hangjait leíró cikkét. Az elkészített határozói útmutató és a szakirodalmat bemutató anyagok a továbbiakban is elérhetőek lesznek, így a jövőbeni új önkéntesek is beletanulhatnak a határozási folyamatba. Az oktatás után az elemzőknek otthon, gyakorlásként egy előre összeállított hangokból álló adatsort kellett faj/fajcsoport szintjén meghatározniuk, ezeket ellenőriztük, a felmerülő észrevételeket pedig személyesen írtuk meg az egyes résztvevőknek. Ezt követően nekikezdhettek az “élesben történő határozásnak”, a létrehozott Google táblázatban feltüntették, mely fájlokat töltötték le és minek határozták meg. Minden önkéntes esetében leellenőriztük az első éles határozásaik eredményét és újabb személyes üzenetek formájában tájékoztattuk őket, felhívtuk a figyelmüket mire érdemes odafigyelniük, ők pedig ez által visszajelzést kaptak fejlődésükről. Azt, hogy a további határozási eredményeiket is le kellett-e ellenőrizni, ezek alapján állapítottuk meg. A felmerülő kérdések, problémák és érdekes észrevételek megvitatására a “Budapesti denevérfelmérés (hangelemzés)” Facebook-csoportban volt lehetőség. A fajhatározás után Excelben összesítettük a denevér-előfordulásokat külön Budapest közigazgatási területére és külön az agglomerációra, és kiszámoltuk az egyes fajok gyakoriságát aszerint, hogy a mintavételezések hány százalékában fordultak elő.

Eredmények

Összesen 34 önkéntest sikerült bevonnunk a projektbe. Ebből 32-en vettek részt a terepi adatgyűjtésben (nem számolva az őket kísérő családtagokat és barátokat) és heten a hangok határozásában. A terepi adatgyűjtés során 83 helyszínt (útvonal és pont) sikerült felmérnünk 11 éjszaka alatt (1. ábra). A helyszínek közül 67 Buda-



1. ábra: Mintavételi helyek

pest közigazgatási határain belül (20 kerületből), 16 pedig Budapest vonzáskörzetében volt. Az útvonalakat összeadva összesen 339,510 km útszakaszt sikerült a résztvevők segítségével bejárni és kb. 166 órányi hangfelvétel keletkezett. Az önkéntesek bevonásával lehetőségünk nyílt szimultán mintavételek elvégzésére, nekik köszönhetően sikerült ilyen rövid idő alatt ilyen nagy területet bejárni, és kellő mennyiségű hangadatot összegyűjteni.

Összesen 10197 denevérhang-szekvenciát sikerült a felmérések során rögzíteni. Mintavételezésenként Budapesten átlagosan $127,4 \pm 137,8$; 102 (átlag \pm szórás; medián) hangszekvenciát rögzítettünk, mely érték az agglomerációra $53,3 \pm 55,3$; 25,5 (átlag \pm szórás; medián). Összesen 5779 szekvenciát határoztunk meg: 2404 darabot automatikusan, és 3375 darabot manuálisan (1. táblázat). A manuális határozás során az önkéntesek sikeresen elsajátították a faj/fajcsoport-szintű határozás alapjait, ezzel hozzájárulva az adatok gyorsabb elemzéséhez, valamint tapasztalatot szereztek a későbbi felmérések során esetlegesen nyújtott újbóli segítségükhöz. A részvételüknek köszönhetően ki tudtunk alakítani egy szisztematikus folyamatot az adatok minőségének ellenőrzésére is, mely ugyancsak hasznos lesz a későbbi felmérések során.

1. táblázat. Fajok/fajcsoportok előfordulása manuálisan, illetve program által határozott felvételeken, Budapest közigazgatási határain belül és az agglomerációban. A táblázatban szereplő számok a meghatározott szekvenciák számát jelentik. *E.ser.*: *Eptesicus serotinus*, *H.sav.*: *Hypsugo savii*, *M.sch.*: *Miniapterus schreibersii*, *N.lei.*: *Nyctalus leisleri*, *N.noc.*: *N. noctula*, *P.kuh.*: *Pipistrellus kuhlii*, *P.nat.*: *P. nathusii*, *P.pip.*: *P. pipistrellus*, *P.pyg.*: *P. pygmaeus*, *V.mur.*: *Vespertilio murinus*

Faj/Fajcsoport	Budapest			Agglomeráció		
	Manuális	Automata	Össz.	Manuális	Automata	Össz.
<i>P.kuh./P.nat.</i>	1086	1317	2403	186	236	422
<i>Nyctalus noctula</i>	261	542	803	44	21	65
<i>H.sav./P.kuh./P.nat.</i>	573	22	595	119	1	120
<i>Hypsugo savii</i>	372	129	501	44	7	51
<i>E.ser./N.lei./N.noc./V.mur.</i>	224	73	297	28	5	33
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	151	16	167	20	4	24
<i>M.sch./P.pyg.</i>	5	4	9	6	9	15
<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	4	1	5	10	0	10
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	22	4	0	0	0	
<i>Eptesicus serotinus</i>	2	1	3	0	0	0
<i>M.sch./P.pip.</i>	2	0	2	0	0	0
<i>Myotis ssp.</i>	0	0	0	1	1	2
Mintavételi helyek száma (db):		67			16	

Hat fajt biztosan sikerült kimutatni a területekről, mivel ezen fajokat egyértelműen elkülönülő echolokációs vagy szociális hangjaik alapján biztosan tudtuk határozni: a közönséges törpedenevért, a szoprán törpedenevért, a fehérszélű törpedenevért, az alpesi denevért (*Hypsugo savii* Bonaparte, 1837), a közönséges késeidenevért és a rőt koraidenevért. A fajcsoportok közül leggyakoribbnak a törpedenevéreket tömörítő fajcsoportok (*P. kuh./P. nat.*, *H. sav./P. kuh./P. nat.*) bizonyultak (2. táblázat). Ezekről biztosabb információt jelenleg nem tudunk mondani, mivel az egyes felvételeken szereplő hangok a fajcsoportokba tartozó fajok átfedő frekvenciatartományába esnek, és így nem lehetünk biztosak a pontos fajhatározásban. Ilyen hangok például a durvavitorlájú törpedenevér (*Pipistrellus nathusii* Keyserling & Blasius, 1839) tájékozódási hangjai, melyek alakja és hangmagassága megegyezik a fehérszélű törpedenevér hangjaival. Ezt a két fajt csak szociális hangjaik alapján tudjuk elkülöníteni, azonban vizsgálatunk során a durvavitorlájú törpedenevér szociális hangjait nem sikerült megtalálnunk. Fajra biztosan meghatározott szekvenciák alapján Budapesten és a környékén lévő településeken az alpesi denevér, a rőt koraidenevér és a fehérszélű törpedenevér mutatkozott a leggyakoribbnak.

2. táblázat. Fajok/fajcsoportok mintavételi helyeken való előfordulásának gyakorisága a mintavételi útvonalak százalékában, Budapest közigazgatási határain belül és az agglomerációban. *E.ser.*: *Eptesicus serotinus*, *H.sav.*: *Hypsugo savii*, *M.sch.*: *Miniopterus schreibersii*, *N.lei.*: *Nyctalus leisleri*, *N.noc.*: *N. noctula*, *P.kuh.*: *Pipistrellus kuhlii*, *P.nat.*: *P. nathusii*, *P.pip.*: *P. pipistrellus*, *P.pyg.*: *P. pygmaeus*, *V.mur.*: *Vespertilio murinus*

Faj/Fajcsoport	Budapest (%)	Agglomeráció (%)	Össz. (%)
<i>P.kuh./P.nat.</i>	98,51	87,50	96,39
<i>H.sav./P.kuh./P.nat.</i>	89,55	75,00	86,75
<i>Nyctalus noctula</i>	89,55	68,75	85,54
<i>Hypsugo savii</i>	86,57	56,25	80,72
<i>E.ser./N.lei./N.noc./V.mur.</i>	74,63	56,25	71,08
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	43,28	31,25	40,96
<i>M.sch./P.pyg.</i>	11,94	25,00	14,46
<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	7,46	25,00	10,84
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	5,97	0,00	4,82
<i>Eptesicus serotinus</i>	4,48	0,00	3,61
<i>Myotis ssp.</i>	1,49	0,00	1,20
<i>M.sch./P.pip.</i>	1,49	0,00	1,20
Mintavételi helyek száma (db):	67	16	83

Diszkusszió

Budapesten az utolsó átfogó akusztikus felmérést tíz évvel ezelőtt Wizl (2009) végezte, a denevérek szaporodási időszakában. Szakdolgozati kutatása áprilistól augusztusig folyt, a mintavételi területek útvonalain havi egy alkalommal, a hónap második felében végzett felmérést. A detektoros adatgyűjtés naplemente előtt kezdődött és két órán át tartott, mely idő alatt az útvonalon kétszer haladt végig. Budapest területéről kimutatta a rőt koraidenevér, az alpesi denevér, a fehérszélű törpedenevér, a közönséges késeidenevér, a fehértorkú denevér és a közönséges és hegyesorru denevér fajpár folyamatos jelenlétét, valamint a szoprán törpedenevér alkalmi előfordulását a felmérés első és utolsó hónapjában.

Adataink alapján mi is a rőt koraidenevért találtuk az egyik leggyakoribb fajnak, hiszen a mintavételi helyeink több mint 85%-áról sikerült kimutatni. A rőt koraidenevért már régóta gyakori fajként tartják számon a nagyvárosokban, Bihari (2004) cikkében úgy említi, mint Magyarország leginkább urbanizálódott denevérfaja. Vizsgálatai szerint a panelépületek rései hasonlítanak a természetes élőhelyeiken lévő üregekhez, odúkhöz, és ugyanolyan vagy jobb klimatikus feltételeket biztosíthatnak a faj számára.

Az alpesi denevért Estók és munkatársai (2007) még ritka denevérfajaink közé sorolták, azonban jelenlétét már kimutatták az ország egész területéről (Dombi & Somogyvári 2003, Szatyor *et al.* 2003), illetve Görföl és munkatársai (2007) is rögzítették hangjait Budapesten egy 2007-es detektoros vizsgálat során. Az észlelések háromnegyede nagyobb településekről és azok vonzáskörzetéből származik. Wizl (2009, 2013) és felmérésünk eredményei alapján viszont már elmondhatjuk, hogy az alpesi denevér, a fehérszélű törpedenevérhez hasonlóan, gyakori faj Budapesten. A fehérszélű törpedenevér és az alpesi denevér eredetileg mediterrán fajok, azonban előfordulásukat az 1980-as évek óta Európa-szerte számos új helyen regisztrálták. Előkerültek Lengyelország (Sachanowicz *et al.* 2006), Szlovákia (Lehotská & Lehotský 2006), a Cseh Köztársaság (Bartonička & Kaňuch 2006) és számos más közép-európai ország területéről (Uhrin *et al.* 2016). Úgy tűnik, ez kapcsolódik a jelenlegi éghajlatváltozás által okozott környezeti változásokhoz (Uhrin *et al.* 2016). A fehérszélű törpedenevér és az alpesi denevér az egyre gyakoribb város lakó fajaink közé tartozik. Budapesten történő tömeges megjelenésük kb. a 2000-es évek elejére tehető, de a rendszeres monitoring programok hiánya miatt ennek pontos idejét nem lehet megmondani (Zsebők *et al.* 2012).

A rőt koraidenevér, az alpesi denevér és a fehérszélű törpedenevér feltehetően egész évben jelen van Budapest területén. Ezt Wizl (2009, 2013) szaporodási időszakban gyűjtött adatai is igazolják, valamint a felmérésünk is alátámasztja, amely a denevérek vonulási-, illetve párzási időszakában készült. Wizl munkájával összevetve kutatásunkban szembeötlő lehet a *Myotis* fajok hangjainak hiánya, melyre két lehetséges magyarázatot találtunk. Az egyik, hogy vizsgálatunk idején már megkezdtek a vonulást, mivel a denevérek általában ősszel (szeptember, október) indulnak teleshelyeik felé (Fleming & Eby 2003, Dietz & Kiefer 2016). A másik lehetséges ok a nagy *Myotis* fajok (közönséges és hegyesorrú denevér) állományának városi élőhelyekről való kiszorulása, melyet a gyakori fajokkal történő táplálékforrásokért való versengés is okozhatott. Ilyen összefüggést mutattak ki Svájcban a kis patkósdenevér állománycsökkenése és a közönséges törpedenevér tömeges megjelenése között (Arlettaz *et al.* 2000). Az állományok csökkenését előidézhetheti továbbá a szálláshelyek zavarása és megszűnése (pl. barlanglezárások, épületfelújítások) is.

Eredményeinket a Fővárosi Állat- és Növénykert mentőközpontjának adatai is alátámasztják, ugyanis az általunk gyakorinak talált rőt koraidenevér, alpesi denevér és fehérszélű törpedenevér sérült példányai gyakran kerülnek be hozzájuk. Tavaszi időszakban ezen fajok fiatal egyedei nagy számmal érkeznek a mentőhelyre, a téli időszakban pedig sokszor hoznak be hibernáció közben megzavart, legyengült példányokat. Kutatásunkban a leggyakoribb fajcsoportoknak a törpedenevéreket tömörítő csoportok (*P.kuh./P.nat.*, illetve a *H.sav./P.kuh./P.nat.*) bizo-

nyultak. Ugyan a mostani felmérés során a durvavitorlájú törpedenevér szociális hangját nem találtuk meg (ami alapján pontosan azonosítani lehetne), de az elmúlt években számos fiatal példány (újszülött és már röpképes egyedek is) került a mentőhelyre, így valószínű, hogy ez a faj is jelen van és szaporodik Budapest területén. Az utóbbi években a nagy *Myotis* fajok (közönséges és hegyesorrú denevér) egyetlen példánya sem került be az állatkert mentőközpontjába. Ez alapján is arra következtethetünk, hogy állományuk jelentősen lecsökkent a város területén.

Az első hazai közösségi denevérfelmérés pozitív tapasztalatokkal zárult. Az önkéntesek segítségével lehetőség nyílt szimultán mintavételekre, így több adatot sikerült gyűjtenünk nagyobb területről, illetve közreműködésükkel a hangelemzést is gyorsabban kivitelezтік. Tanulmányunk közösségformáló hatása sem elhanyagolható, ugyanis a közös érdeklődések és programok összehozták az embereket, így kialakítva egy megbízható csapatot, ami mind a kutatók, mind az önkéntesek számára hasznos.

Tapasztalataink alapján a jövőbeli közösségi felmérésekre vonatkozóan számos javaslatot fogalmaztunk meg. Az adatkezelés és feldolgozás megkönnyítése érdekében célszerű lenne egy egységes GPS-es nyomvonall rögzítő program alkalmazása, mivel az egyéb módon közölt útvonal- és felvételi hely-adatok nagyban megnehezítik a helyinformációk feldolgozását, továbbá manuális korrekció nélkül nem mindig pontosak. Érdemes lenne a felmérés menetéről is létrehozni egy írásos tájékoztatót (pl. melyik alkalmazást töltsék le, hogyan nevezzék el a nyomvonalakat, mindig mondják rá a felvételre, hogy mikor és hol kezdik, illetve fejezik be a felmérést), így a később csatlakozók is teljes képet kaphatnak (Beeker *et al.* 2013). A jövőben fontos lehet a mintavételi helyek kiválasztásának irányítása is, hogy minél kevesebb átfedő terület legyen, és minél változatosabb élőhelyekről történjenek a mintavételezések. Monitoring program esetén kiemelten fontos lehet, hogy ugyanazokról a területekről valósulhasson meg rendszeres időközönként ismételt mintavételezés.

Igyekezünk minél jobb kommunikációt kialakítani az önkéntesekkel, de ez további fejlesztést igényel. A felkészítő hangelemző óra és a Facebook-csoport mellett további bátorításra van szükség, hogy jelezzék észrevételeiket, és merjenek kérdezni a felmérés egészével kapcsolatban. Emellett fontosnak tartjuk, hogy a felmerülő problémákra és kérdéseikre gyorsan kapjanak válaszokat az önkéntesek. A továbbiakban nagyobb hangsúlyt kell fektetnünk a megfelelő gyakorlólhangok kiválasztására, érdemes lenne egy-egy fajtól több tipikus szekvenciát is feltüntetni. A gyakorlólafeladatokat mindenkinek végig kell csinálnia, a koordinátoroknak pedig az eredményeket ki kell értékelnie. Ez mindkét fél számára hasznos lehet. Így az önkéntesek megerősítést kapnak a munkájukról, és szembe-sülhetnek az esetleges nehézségekkel, hibákkal, a kérdéseikre kapott válaszokkal pedig a személyes kommunikáció is javulhat. A tapasztaltabb szakemberek pedig

az önkéntesek hibáit látván, illetve azok javítása során eldönthetik, hogy mennyire bíznak meg az adott ember által szolgáltatott adatokban. Beeker és munkatársai (2013) azt is javasolják, hogy előre fel kell mérni az önkéntesek képességeit, hogy azok alapján később megfelelő feladatot lehessen kiosztani rájuk. További terveink között szerepel egy rövid online kérdőív elkészítése, amelynek segítségével összegyűjthetjük az önkéntesek visszajelzéseit, és amelyből kiderülhet, hogy mennyiben változott a résztvevők denevérekkel kapcsolatos hozzáállása.

Azt tapasztaltuk, hogy a fajcsoportok használata idegen a kezdők számára (hibának, bizonytalanságnak érezhetik), így sokszor az átfedő hangokat kiadó denevérek esetére létrehozott fajcsoportok helyett is egy-egy faj nevét alkalmazták. A hangelemzés összetettsége miatt csak azok tudtak igazán beletanulni a folyamatba, akik nagy mennyiségű hanganyag elemzésére vállalkoztak. Sok esetben fontos az egyes fajok életmódjának és előfordulásának ismerete, így elkerülhető a téves faunisztikai adatok keletkezése. A városi környezetben sok becsapós zajjal találkozunk (hangok, melyek hasonlítanak egy-egy denevér echolokációs hangjára) – érdemes lenne a tapasztaltabb elemzők segítségével ezekből is mintaadatbázist létrehozni.

További terveink közé tartozik az ilyen vizsgálatok különböző időszakokban történő többszöri megismétlése, akár terepi hálózással is kiegészítve (Wilson & Godinho 2013). A közben tartott egyedek faja pontosan határozható, ezenfelül megmondhatjuk az ivarukat, korukat, és arra is következtethetünk, hogy az adott faj szaporodik-e a területen. Ezáltal hosszú távon egyre pontosabb képet kaphatunk Budapest bel-, és külterületeinek állandó, illetve vonuló denevérközösségeinek összetételéről, az önkéntesek pedig testközelből megismerhetik a denevéreket, ami segíthet a motiválásukban és érdekesebbé teheti számukra a felmérést. Ennek köszönhetően pedig remélhetőleg részt fognak venni a jövőben hasonló vizsgálatokban és csapatunk új jelentkezőkkel fog bővülni, továbbá bízunk benne, hogy a természetvédelem iránti elkötelezettségük is nőtt és még nőni fog.

Köszönetnyilvánítás - Köszönjük az önkéntesek segítségét a terepi hanggyűjtésben és fajhatározásban, név szerint: Balogh Dániel, Barna Krisztián, Baróthi Veronika Zsófia, Bukor Boglárka, Czabán Dávid, Fejkó Eszter, Faragó Tamás, Fűrész Attila, Gránicz Laura, Golen Gerhárd, Hafenscher Viktória Priscilla, Jókay Ágnes, Keszthelyi Eleonóra, Kontsek András, Kováts Dávid, Kurali Anikó, Laczi Miklós, Lánzos Zsuzsanna, Magonyi Nóra, Nagy Ágnes, Nagy Gergely, Orbán Ildikó, Orci Kirill Márk, Pásztor Balázs, Pásztor Péter, Ruzsa János, Szabadi István, Szabó Gyula, Szederkényi Bernadett, Tóth Marietta, Ujhegyi Nikolett és Vaskúti Éva. Köszönjük Estók Péternek a hanganyag határozásában nyújtott segítségét, a Fővárosi Állat- és Növénykertnek pedig az önkéntesekkel való találkozás helyszínének biztosítását. Hálásak vagyunk Bela Györgyinek és a másik, névtelen bírálónak a kézirattal kapcsolatos észrevételeikért, javaslataikért. Köszönjük továbbá az Agrárminisztérium Zöld Forrás pályázatának támogatását.

Irodalomjegyzék

- Arlettaz, R., Godat, S. & Meyer, H. (2000): Competition for food by expanding pipistrelle bat populations (*Pipistrellus pipistrellus*) might contribute to the decline of lesser horseshoe bats (*Rhinolophus hipposideros*). – *Biol. Conserv.* **93**:55–60. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00112-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00112-3)
- Barlow, K. E., Briggs, P. A., Haysom, K. A., Hutson, A. M., Lechiara, N. L., Pacey, P. A., Walsh, A. L. & Langton, S. D. (2015): Citizen science reveals trends in bat populations: the National Bat Monitoring Programme in Great Britain. – *Biol. Conserv.* **182**:14–26. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.022>
- Bartonička, T. & Kaňuch, P. (2006): Savijs pipistrelle (*Hypsugo savii*): bat species breeding in the Czech Republic (Chiroptera Vespertilionidae). – *Lynx*. **31**:19–21.
- Becker, T. A., Millenbah, K. F., Gore, M. L. & Lundrigan, B. L. (2013): Guidelines for creating a bat-specific citizen science acoustic monitoring program. – *Human Dimensions of Wildlife* **18**:58–67. <https://doi.org/10.1080/10871209.2012.686147>
- Bihari, Z. (2004): The roost preference of *Nyctalus noctula* (Chiroptera, Vespertilionidae) in summer and the ecological background of their urbanization. – *Mammalia*. **68**:329–336. <https://doi.org/10.1515/mamm.2004.032>
- Bihari, Z., Estók, P., Gombkötő, P. & Petrovics, Z. (2007): A fehértorkú denevér magyarországi előfordulása és búvóhely preferenciája. – In: Molnár, V. (szerk.): *Az V. Magyar Denevérvédelmi Konferencia (Pécs, 2005. december 3-4.) és a VI. Magyar Denevérvédelmi Konferencia (Mártély, 2007. október 12-14.) kiadványa*. Magyar Denevérkutatók Baráti Köre, Budapest, pp. 77–79.
- Conrad, C. C. & Hilchey, K. G. (2011): A review of citizen science and community-based environmental monitoring: issues and opportunities. – *Environ. Monit. Assess.* **176**: 273–291. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1582-5>
- Dickinson, J. L., Zuckerberg, B. & Bonter, D. N. (2010): Citizen Science as an Ecological Research Tool: Challenges and Benefits. – *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **41**: 149–172. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144636>
- Dietz, C. & Kiefer, A. (eds.) (2016): *Bats of Britain and Europe*. – Bloomsbury Publishing, London, 400 p.
- Ditchkoff, S. S., Saalfeld, S. T. & Gibson, C. J. (2006): Animal behavior in urban ecosystems: modifications due to human-induced stress. – *Urban Ecosyst.* **9**: 5–12. <https://doi.org/10.1007/s11252-006-3262-3>
- Dombi, I. & Somogyvári, O. (2003): Szekszárd, a ritka denevérek hazája. – *Paonia: a Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóság értesítője*. **1**: 103–106.
- Estók, P., Görföls, T. & Szatyor, M. (2007): Alpesi denevér *Hypsugo savii* (Bonaparte, 1837). – In: Bihari, Z., Csorba, G. & Heltai, M. (szerk.): *Magyarország emlőseinek atlasza*. Kossuth Kiadó, Budapest, pp.103–104.
- Fleming, T. H. & Eby, P. (2003): Ecology of Bat Migration. – In: Kunz, T. H. & Fenton, M. B. (eds.): *Bat Ecology*. The University of Chicago Press, Chicago, pp. 156–208.
- Gibb, R., Mac Aodha, O. & Jones, K. E. (2016): Bat Detective: citizen science for eco-acoustic biodiversity monitoring. – *Environm. Sci.* **25**:10–17.
- Gombkötő, P. (2008): Panelépületekben előforduló denevérek által okozott problémák és megoldási lehetőségük. – *Denevérkutatás – Hungarian Bat Research News*. **4**: 50–56.
- Gombkötő, P., Bihari, Z. & Estók, P. (1996): Az óriás korai denevér (*Nyctalus lasiopterus*) és fehértorkú denevér (*Vespertilio murinus*) újabb előfordulási adatai Észak-Magyarország területén. – *Denevérkutatás – Hungarian Bat Research News*. **2**: 38–39.

- Gonsalves, L. & Law, B. S. (2018): Seasonal activity patterns of bats in North Sydney, New South Wales: implications for urban bat monitoring programs. – *Aust. Mammal.* **40**: 220–229. <https://doi.org/10.1071/AM17031>
- Görföl, T., Dombi, I. & Zsebők, S. (2007): Az alpesi denevér (*Hypsugo savii* Bonaparte, 1837) Magyarországon – a faj hazai adatainak áttekintése, új eredmények. – In: Molnár, V.: *A VI. Magyar Denevérvédelmi Konferencia (Mártély, 2007. október 12-14.) kiadványa*. Magyar Denevérkutatók Baráti Köre, Budapest, pp. 85–97.
- Greenwood, J. J. D. (2007): Citizens, science and bird conservation. – *J. Ornithol.* **148**: 77–124. <https://doi.org/10.1007/s10336-007-0239-9>
- Greif, S., Zsebők, S., Schmieder, D. A. & Siemers, B. M. (2017): Acoustic mirrors as sensory traps for bats. – *Science*. **357**: 1045–1047. <https://doi.org/10.1126/science.aam7817>
- Haklay, M. (2013): Citizen Science and Volunteered Geographic Information: Overview and Typology of Participation. – In: Sui, D., Elwood, S. & Goodchild, M. (eds.): *Crowdsourcing Geographic Knowledge*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 105–122. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4587-2_7
- Hourigan, C. L., Catterall, C. P., Jones, D. & Rhodes, M. (2010): The diversity of insectivorous bat assemblages among habitats within a subtropical urban landscape. – *Austral Ecol.* **35**: 849–857. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.02086.x>
- Jung, K. & Threlfall, C. G. (2016): Urbanisation and its effects on bats – a global meta-analysis. – In: Voigt, C. & Kingstone, T. (eds.): *Bats in the Anthropocene: Conservation of bats in a changing world*. Springer International Publishing, Cham, pp. 13–33.
- Kerth, G., Weissmann, K. & König, B. (2001): Day roost selection in female Bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*): a field experiment to determine the influence of roost temperature. – *Oecologia*. **126**: 1–9. <https://doi.org/10.1007/s004420000489>
- Kriska, Gy., Malik, P., Szivák, I. & Horváth, G. (2008): Glass buildings on river banks as “polarized light traps” for mass-swarming polarotactic caddis flies. – *Naturwissenschaften*. **95**: 461–467. <https://doi.org/10.1007/s00114-008-0345-4>
- Kruger, L. E. & Shannon, M. A. (2000): Getting to know ourselves and our places through participation in civic social assessment. – *Soc. Natur. Resour.* **13**: 461–478. <https://doi.org/10.1080/0894192000403866>
- Kunz, T. H., Braun de Torrez, E., Bauer, D., Lobova, T. & Fleming, T. H. (2011): Ecosystem services provided by bats. – *Ann. N. Y. Acad. Sci.* **1223**: 1–38. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06004.x>
- Kunz, T. H. & Lumsden, L. F. (2003): Ecology of cavity and foliage roosting bats. – In: Kunz, T. H. & Fenton, M. B. (eds.): *Bat Ecology*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 3–89.
- Legakis, A., Papadimitriou, C., Gaethlich, M. & Lazaris, D. (2000): Survey of the bats of the Athens metropolitan area. – *Myotis*. **38**: 41–46.
- Lehotská, B. & Lehotský, R. (2006): First record of *Hypsugo savii* (Chiroptera) in Slovakia. – *Biologia*. **61**: 192. <https://doi.org/10.2478/s11756-006-0042-8>
- Longcore, T. & Rich, C. (2004): Ecological light pollution. – *Ecol. Soc. Am.* **2**: 191–198. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0191:ELP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0191:ELP]2.0.CO;2)
- Luck, G. W., Smallbone, L., Threlfall, C. & Law, B. (2013): Patterns in bat functional guilds across multiple urban centres in south-eastern Australia. – *Landscape Ecol.* **28**: 455–469. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9842-0>
- Lunney, D. & Moon, C. (2011): Blind to bats: Traditional prejudices and today's bad press render bats invisible to public consciousness. – In: Law, B., Eby, P., Lunney, D. & Lumsden, L. (eds.): *The Biology and Conservation of Australasian Bats*. Royal Zoological Society of NSW, Mosman, pp. 44–63.

- Mac Aodha, O., Gibb, R., Barlow, K. E., Browning, E., Firman, M., Freeman, R., Harder, B., Kinsey, L., Mead, G. R., Newson, S. E., Pandourski, I., Parsons, S., Russ, J., Szodoray-Paradi, A., Szodoray-Paradi, F., Tilova, E., Girolami, M., Brostow, G. & Jones, K. E. (2018): Bat detective – Deep learning tools for bat acoustic signal detection. – *PLoS Comput. Biol.* **14**: e1005995. <https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1005995>
- Malik, P., Hegedüs, R., Kriska, Gy. & Horváth, G. (2008): Imaging polarimetry of glass buildings: why do vertical glass surfaces attract polarotactic insects? – *Appl. Optics.* **47**: 4361–4374. <https://doi.org/10.1364/AO.47.004361>
- McKinley, D. C., Miller-Rushing, A. J., Ballard, H. L., Bonney, R., Brown, H., Cook-Patton, S. C., Evans, D. M., French, R. A., Parrish, J. K., Phillips, T. B., Ryan, S. F., Shanley, L. A., Shirk, J. L., Stepenuck, K. F., Weltzin, J. F., Wiggins, A., Boyle, O. D., Briggs, R. D., Chapin, S. F., Hewitt, D. A., Preuss, P. W. & Soukup, M. A. (2017): Citizen science can improve conservation science, natural resource management, and environmental protection. – *Biol. Conserv.* **208**: 15–28. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.015>
- McKinney, M. L. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation: The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. – *Bioscience.* **52**: 883–890. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2)
- McKinney, M. L. (2006): Urbanization as a major cause of biotic homogenization. – *Biol. Conserv.* **127**: 247–260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- Méhely, L. (szerk.) (1900): *Magyarország denevéreinek monographiája*. – Magyar Nemzeti Múzeum, Budapest, 372 p.
- Obrist, M. K., Boesch, R. & Flückiger, P. F. (2004): Variability in echolocation call design of 26 Swiss bat species: consequences, limits and options for automated field identification with a synergetic pattern recognition approach. – *Mammalia.* **68**: 307–322. <https://doi.org/10.1515/mamm.2004.030>
- Papadatou, E., Butlin, R. K. & Altringham, J. D. (2008): Identification of bat species in Greece from their echolocation calls. – *Acta Chiropterol.* **10**: 127–143. <https://doi.org/10.3161/150811008X331153>
- Pauwels, J., Le Viol, I., Azam, C., Valet, N., Julien, J.-F., Bas, Y., Lemarchand, C., Sanchez de Miguel, A. & Kerbiriou, C. (2019): Accounting for artificial light impact on bat activity for a biodiversity-friendly urban planning. – *Landscape Urban Plan.* **183**: 12–25. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.030>
- Pfalzer, G. & Kusch, J. (2003): Structure and variability of bat social calls: implications for specificity and individual recognition. – *J. Zool.* **261**: 21–33. <https://doi.org/10.1017/S0952836903003935>
- R Core Team (2019): *R: A language and environment for statistical computing*. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org/>
- Russo, D. & Ancillotto, L. (2015): Sensitivity of bats to urbanization: a review. – *Mamm. Biol.* **80**: 205–212. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2014.10.003>
- Russo, D. & Jones, G. (2002): Identification of twenty-two bat species (Mammalia: Chiroptera) from Italy by analysis of time-expanded recordings of echolocation calls. – *J. Zool.* **258**: 91–103. <https://doi.org/10.1017/S0952836902001231>
- Sachanowicz, K., Ciechanowski, M. & Piksa, K. (2006): Distribution patterns, species richness and status of bats in Poland. – *Vespertilio.* **9–10**: 151–173.
- Silvertown, J. (2009): A new dawn for citizen science. – *Trends Ecol. Evol.* **24**: 467–471. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.03.017>
- Slabbekoorn, H. & Peet, M. (2003): Birds sing at a higher pitch in urban noise. – *Nature.* **424**: 267. <https://doi.org/10.1038/424267a>

- Szatyor, M., Estók, P., Dombi, I. & Somogyvári, O. (2003): Ritka denevérfajok (Chiroptera) újabb előfordulásai Magyarországon. – *Állattani Közlem.* **88**: 69–72.
- Topál, Gy. (1954a): Denevérgyűrzés Magyarországon I. – *Állattani Közlem.* **44**: 45–46.
- Topál, Gy. (1954b): Denevérgyűrzés Magyarországon II. – *Állattani Közlem.* **44**: 231–238.
- Tóth-Ronkay, M., Bajor, Z., Bárány, A., Földvári, G., Görföl, T., Halpern, B., Leél-Óssy, Sz., Mészáros, R., Péntek, A. L., Tóth, B., Tóth, Z. & Vörös, J. (2015): Budapest. – In: Kelecy, J. G. (ed.): *Vertebrates and Invertebrates of European Cities: Selected Non-Avian Fauna*. Springer Verlag, Berlin, pp. 27–73.
- Turrini, T., Dörler, D., Richter, A., Heigl, F. & Bonn, A. (2018): The threefold potential of environmental citizen science – Generating knowledge, creating learning opportunities and enabling civic participation. – *Biol. Conserv.* **225**: 176–186. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.03.024>
- Uhrin, M., Hüttmeir, U., Kipson, M., Estók, P., Sachanowicz, K., Bücs, Sz., Karapandza, B., Pounovic, M., Presetnik, P., Bashta, A.-T., Maximová, E., Lehotská, B., Lehotsky, R., Barti, L., Csősz, I., Szodoray-Parádi, F., Dombi, I., Görföl, T., Boldogh, S. A., Jére, Cs., Pocora, I. & Benda, P. (2016): Status of Savi's pipistrelle *Hypsugo savii* (Chiroptera) and range expansion in Central and south-eastern Europe: a review. – *Mammal Review.* **46**: 1–16. <https://doi.org/10.1111/mam.12050>
- Vohland, K., Weißpflug, M. & Pettibone, L. (2019): Citizen Science and the Neoliberal Transformation of Science – an Ambivalent Relationship. – *Citizen Science: Theory and Practice.* **4**: 1-9. <https://doi.org/10.5334/cstp.186>
- Walters, C. L., Freeman, R., Collen, A., Dietz, C., Fenton, M. B., Jones, G., Obrist, M. K., Puechmaile, S. J., Sattler, T., Siemers, B. M., Parsons, S. & Jones, K. E. (2012): A continental-scale tool for acoustic identification of European bats. – *J. Appl. Ecol.* **49**: 1064–1074. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02182.x>
- Wilson, C. & Godinho, L. (2013): The benefits of engaging volunteers in urban bat research. – *Victorian Naturalist.* **130**: 182–187.
- Wizl, V. (2009): *Budapest területén élő denevérek élőhelyválasztásának felmérése és védelmi lehetőségei.* – BSc szakdolgozat, Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Gödöllő, 48 p.
- Wizl, V. (2013): *Denevérek mozgásaktivitás-változása budapesti parkok élőhelymozaikjaiban.* – MSc szakdolgozat, Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Gödöllő, 50 p.
- Zsebők, S., Estók, P. & Görföl, T. (2012): Acoustic discrimination of *Pipistrellus kuhlii* and *Pipistrellus nathusii* (Chiroptera: Vespertilionidae) and its application to assess changes in species distribution. – *Acta Zool. Acad. Sci. H.* **58**: 199–209.

Internetes források:

http1: <https://www.bats.org.uk/our-work/national-bat-monitoring-programme>

http2: <https://sites.google.com/site/ibatsresources/>

http3: <https://www.facebook.com/groups/478528122216059/>

http4: <https://www.audacityteam.org>

Methodological experiences and results of the first bat citizen science project in Budapest

Dorottya Győrössi^{1,+}, Kriszta Lilla Szabadi^{1,+}, Péter Gábor Sulyán²,
Zalán Halmi³, Tamás Görföl⁴ & Sándor Zsebök^{5,6,*}

¹*University of Veterinary Medicine, Institute for Biology, Department of Ecology,
H-1077 Budapest, Rottenbiller u. 50., Hungary*

²*Ministry of Agriculture, Department for Nature Conservation,
H-1055 Budapest, Kossuth Lajos tér 11., Hungary*

³*H-9723 Gyöngyösfalu, Alkotmány u. 20., Hungary*

⁴*Hungarian Natural History Museum, Zoology,
H-1088 Budapest, Baross u. 13., Hungary*

⁵*Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany,
H-2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4., Hungary*

⁶*Eötvös Loránd University, Department of Systematic Zoology and Ecology,
H-1117 Budapest, Pázmány Péter stny. 1/C, Hungary*

+ Both authors contributed equally to the work.

E-mail*: zsebok.s@gmail.com

Bats lead a hidden, nocturnal lifestyle, thus it is hard to gather visual data on their occurrence. However, due to the availability of bat detectors and computer programs, the ultrasounds they emit can be measured properly, providing a significant amount of information about their activity, habitat use and species composition. The first Hungarian citizen science project aimed at acoustically detecting bats in and around a big city was carried out in 2019. The purpose of this project was to assess the possibility of creating a base of volunteers, and to collect fresh faunistic data about the bat population of Budapest. In the course of the project, with the help of 34 volunteers, we showed the presence of six bat species both in the inner districts and the outskirts of Budapest. Common noctule (*Nyctalus noctula*), Savi's pipistrelle (*Hypsugo savii*), and Kuhl's pipistrelle (*Pipistrellus kuhlii*) were the most common species. This study is the first to draw attention to the common occurrence of the latter two species in Budapest. We also summarized our experience on citizen science and made suggestions for future surveys.

Keywords: citizen science, acoustic bat survey, urbanisation, Budapest

Természetvédők és kutatók ismeretei az eurázsiai hód kapcsán a Kárpát-medencében II.: táplálkozás, építés, élőhelyválasztás, ismeretterjesztés

Juhász Erika^{1*}, Biró Marianna², Babai Dániel³ és Molnár Zsolt²

¹Eötvös Loránd Tudományegyetem, Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter stny. 1/C

²Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.

³Bölcsészettudományi Kutatóközpont, 1097 Budapest, Tóth Kálmán u. 4.

E-mail: erikamaria.juhasz@gmail.com

Összefoglaló: Természetvédelmi szakemberek és kutatók eurázsiai hóddal kapcsolatos tudásanyagát vizsgáltuk interjúk segítségével. Tanulmányunk első részében a hód elterjedésével, életnyomai-val, az együttélés lehetőségeivel és az elhullás okaival foglalkoztunk (Juhász *et al.* 2019). A második részben a hód életmódjával, valamint az ismeretterjesztéssel és a helyi lakosok adatközlők által érzékelt tudáshiányával kapcsolatos kérdésekre kapott válaszokat mutatjuk be. Az adatközlők 26 nemzetség fűszárú fajainak hasznosítását, 19 lágyszárú taxon fogyasztását és 15 lágyszárú taxon hódgátba, hódvárba való beépítését figyelték meg. Segítségükkel részletes információkat gyűjtöt-tünk a faj gátépítési, várépítési és élőhelyválasztási szokásainak élőhelyi adottságokkal való össze-függéseiről. Ezen információk jól kiegészíthetik a terepi felmérések eredményét, valamint segíthetik egyes jelenségek jobb megismerését és újabb terepi kutatások megalapozását. A helyi emberek tu-dásanyaga kapcsán az adatközlők által érzékelt hiányosságok rávilágítanak arra, hogy hóddal ka-pcsolatos ismereteket is érdemes a vizes élőhelyekről szóló általános ismeretterjesztésbe belefoglalni.

Kulcsszavak: *Castor fiber*, szakértői tudás, strukturált interjú, ökoszisztéma-mérnök, visszatelepítés

Bevezetés

Az eurázsiai hód (*Castor fiber* Linnaeus, 1758), valamint a *Castor* nemzetség másik recens képviselője a kanadai hód (*Castor canadensis* Kuhl, 1820) öko-szisztéma-mérnök fajok, egyes tevékenységeikkel képesek jelentős mértékben átalakítani saját élőhelyüket, ezzel számos más élőlénycsoportra és az ökológiai folyamatok széles spektrumára gyakorolnak jelentős hatást (Wright *et al.* 2002, Rosell *et al.* 2005, Law *et al.* 2017). A hód tájátalakító tevékenysége nemcsak a

természeti területekre lehet befolyással, hanem a helyi ember életére is (Enck *et al.* 1992, McKinstry & Anderson 1999). A helyi ember életére gyakorolt hatások az élőhelyek által nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatások megváltoztatásán keresztül érvényesülnek (Santo *et al.* 2017, Ulicsni *et al.* 2020). Egyes területeken a hód megjelenése ember-vadvilág konfliktusok kialakulásához vezethet (Payne & Peterson 1986, Valachovič 2014, Campbell-Palmer *et al.* 2015, Vorel *et al.* 2016). Ez más országokhoz hasonlóan Magyarországon is megfigyelhető (Czabán & Gruber 2018, Juhász *et al.* 2019). Mindezek alapján a faj életmódjának megismerése, a szakmai tudáshiány, valamint a helyi lakosok tudáshiányának feltárása és pótlása természetvédelmi szempontból és az ember-vadvilág konfliktusok szempontjából is fontossággal bír. A hód táplálékválasztásával, építési szokásaival és élőhelyválasztásával kapcsolatos ismeretek bővítésével átfogóbb képet kaphatunk a faj tevékenységének jelenlegi és várható következményeiről egymástól jelentősen eltérő területek esetén.

A nemzetközi szakirodalom gazdag a hód életmódját vizsgáló publikációkban. Számos, a kontinens más országaiból származó információ áll rendelkezésre a ráágaspreferencia és a táplálékválasztás (Nolet *et al.* 1994, Haarberg & Rosell 2006, Krojerová-Prokešová *et al.* 2010, Law *et al.* 2014, Vorel *et al.* 2015), a gát- és várépítés (Hartman & Törnlov 2006, Fustec & Cormier 2007, Danilov és Fyodorov 2015), továbbá az élőhelyválasztás és élőhelyhasználat (Fustec *et al.* 2001, Fustec *et al.* 2003, John & Kostkan 2009, John *et al.* 2010) témájában. Ezzel szemben a faj Kárpát-medencébe való visszatérése óta eltelt alig három évtized alatt kevés hasonló kérdésköröket vizsgáló, magyarországi terepi felméréseken alapuló tudományos publikáció (Varju & Jánoska 2015), illetve szakdolgozat (Czabán 2003, Právic 2012, Juhász 2017, Mátrai 2019) született. Ezért ismereteinket a kutatók, a természetvédelmi, vízügyi és erdészeti szakemberek, valamint a tájban élő helyi lakosok tapasztalati tudásának szintetizálása jelentősen gazdagíthatja (Juhász *et al.* 2017, Juhász *et al.* 2019, Ulicsni *et al.* 2020, Babai *et al.* 2019).

Kétrészes tanulmányunkban természetvédelmi szakemberek és kutatók eurázsiai hóddal kapcsolatos ismereteit vizsgáljuk. Az első részben a faj elterjedését, a kolonizációt, az életnyomokat, az ismert konfliktustípusokat, a konfliktusmegelőzési és -mérséklési lehetőségeket, az együttélés lehetőségeit, a gyérítés témakörét, a természetes ellenségeket és az elhullás okait mutattuk be (Juhász *et al.* 2019). A második (jelen) részben a faj táplálkozását, építő-tevékenységét és élőhelyválasztását vizsgáló kérdéseinkre kapott válaszokat elemezzük. Emellett külön alfejezetekben foglalkozunk azzal, hogy adatközlőink szerint hogyan tájékozódhat a helyi lakosság a hódról, valamint milyen tudáshiány jelentkezik a faj kapcsán a helyi lakosság körében.

Kutatásunk célja a terepen sokat dolgozó szakemberek jelentős mennyiségű tapasztalati tudásanyagának feltárása, a nem szisztematikusan gyűlt, és korábban többnyire nem is publikált információk halmazának összegyűjtése, rendszerezése és a napjainkban jellemző narratívákkal együtt történő közlése.

Anyag és módszer

Magyarország területét a hivatalos természetvédelem intézményrendszere tíz nemzeti park igazgatóság működési területére osztja (http1). A hazai természetvédelem szerkezetét követve a hódokkal kapcsolatos szakmai tudás feltárását e tíz térség köré szerveztük. Mivel az összes térséget megfelelően kívántuk reprezentálni, ezért minden nemzeti park igazgatóság esetében egy-egy természetvédelmi szakmai vezetőt (zoológiai referenst, osztályvezetőt, igazgatóhelyettest, igazgatót) kértünk meg arra, hogy ajánljon 4–4 személyt, aki gyakorlati természetvédő vagy kutató, a nemzeti park igazgatóság működési területén él vagy dolgozik (nem feltétlenül a nemzeti park igazgatóság munkatársa), és feltételezhető, hogy azok között a szakemberek között van, akik a térségben a legtöbbet tudják a hód-ról. További 9 magyarországi adatközlőt (5 kutatót, 2 nemzeti park igazgatósági alkalmazottat, valamint 2 szakirányú végzettséggel rendelkező, ökoturizmussal és természetvédelmi célú ismeretterjesztéssel foglalkozó személyt) más adatközlőink többszöri javaslata és előzetes ismereteink alapján vontunk be a kutatásba. A szélesebb, Kárpát-medencei kitekintés érdekében 6 romániai magyar szakembert is felkértünk kérdéseink megválaszolására. Kutatásunk során összesen 55 szakemberrel (49 magyarországi, 6 romániai) készítettünk strukturált interjút. A strukturált interjú Newing (2010) alapján egy előzetesen definiált kérdésekből álló interjúfonál szerint halad, melyet a kutatást végzők azonos módon prezentálnak a megkérdezetteknek, az így egységesített (uniformizált) interjú-kontextusnak köszönhetően a módszer egyaránt alkalmas kvalitatív és kvantitatív adatok szolgáltatására.

Az adatközlők többségével (48 személlyel) 2017–18-ban, a romániai szakemberekkel és egy hazai szakértővel 2014-ben készítettünk interjút (48 interjú az elsőszerző, 6 interjú a második szerző munkájaként jött létre). 16 beszélgetés az interjúkészítő személyes jelenlétében zajlott abban a térségben, ahol az adatközlő a vizsgálati időszakban dolgozott, 39 pedig telefonon keresztül valósult meg. Az interjúk átlagosan 85 perc hosszúságúak voltak, a legrövidebb interjú 53 percig, a leghosszabb 133 percig tartott. Tanulmányunk itt közölt, második részében a hód táplálkozásával, a faj által hasznosított fás- és lágyszárú növényfajokkal, a vár- és gátépítő tevékenységgel, az élőhelyválasztással, valamint a helyi ember és a hód

kapcsolatával foglalkozó kérdéseinket dolgoztuk fel. (Az elemzés alapját képező interjúkérdéseket az 1. függelék tartalmazza). Az interjúkat az adatközlők hozzájárulásával diktafonra rögzítettük, majd az elhangzott információkat témacsoportonként táblázatos formába rendeztük és elemeztük. Az értékesnek vélt, egyedi információkat tartalmazó interjúrészleteket visszahallgatva idézetgyűjteményt hoztunk létre. A törzsszövegből kimaradt, de fontos idézeteket a 2. függelék tartalmazza. Az anonimitás megőrzése érdekében az interjúkból való idézés során az adatközlőket véletlenszerű kódnevekkel láttuk el (H = magyarországi adatközlő, R = romániai adatközlő, kódnevek: H1–H49, R1–R6). A Köszönetnyilvánításban adatközlőinket nem ebben a sorrendben, hanem a betűrendet követve soroltuk fel.

Az eredmények állításai mögött zárójelben tüntettük fel az adatközlők általi említések számát (ld. Hartel *et al.* 2014). Az említésszám az információegységek adatközlők által vélt jelentőségéről, a különböző jelenségek ismertségéről tájékoztat. Az interjúfónál szabad felsoroláson alapuló (free-listing) kérdései esetében azonban nemcsak a nagyobb esetszámú, hanem olykor a csupán ritkán említett megfigyelések, vélemények is lényegesek lehetnek biológiai szempontból, mivel ritka jelenségekre utalhatnak, illetve új hipotéziseket generálhatnak.

Eredmények

Fásszárú fajok hasznosítása – rágás, táplálkozás

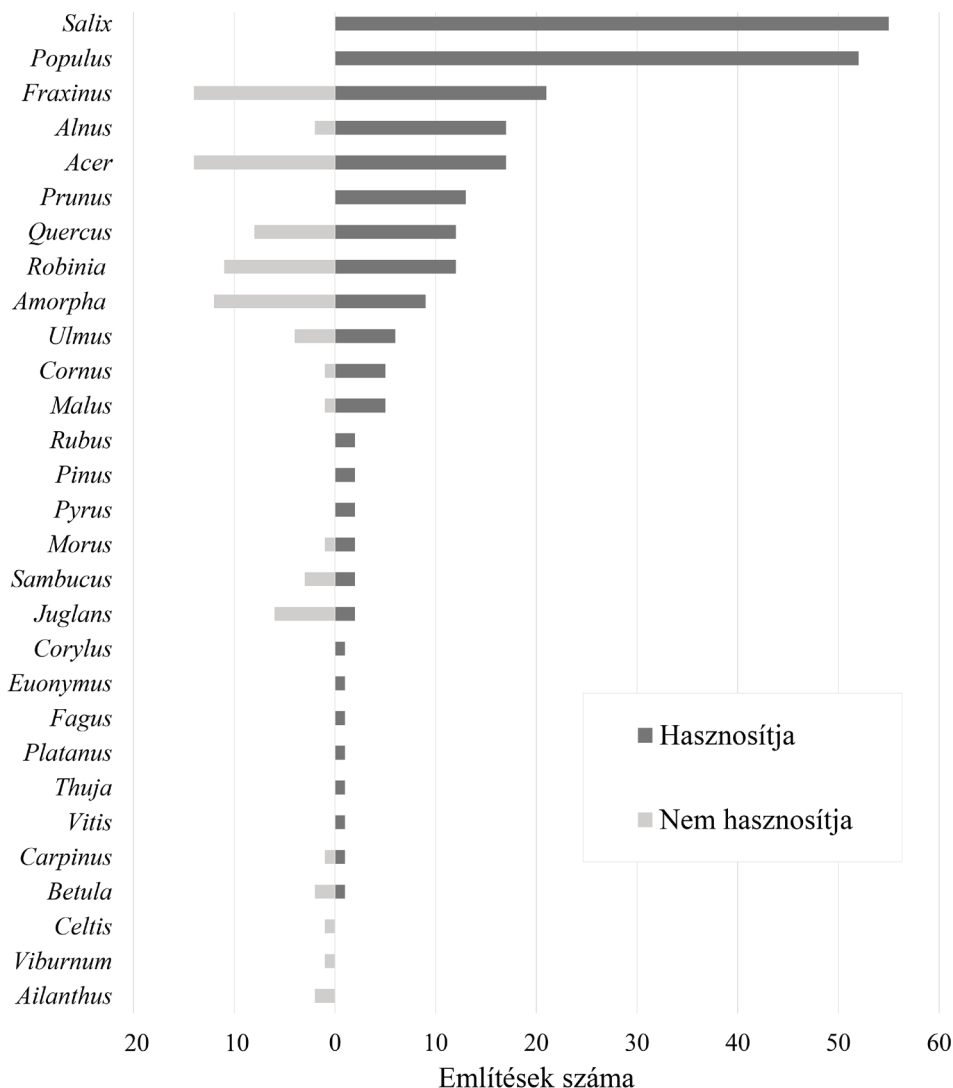
Minden adatközlő egyetértett abban, hogy a hód hasznosítja a puhafafajokat, a fűz fajok (*Salix* spp.) hasznosítását 55-en, a nyár fajokét (*Populus* spp.) 52-en említették. 51-en állították azt, hogy szerintük a hód egyes puhafafajokat gyakoriságukhoz mérten többnyire nagyobb arányban hasznosít a jelen lévő többi fásszárú fajnál, míg három adatközlő szerint ebben nincs éles különbség.

Egyesek úgy vélekedtek, hogy a hód az élőhelyen jelen levő valamennyi puhafafajt nagy mértékben hasznosítja: „*annak idején faji szinten határoztuk a fűzeket. Tehát a mandulalevelű fűz, a keskenylevelű fűz [azaz csigolyafűz], a fehér fűz, a rekettyefűz, ezek mindegyike kedvelt csemegéje a hódnak*” (H23). Mások véleménye az volt, hogy különbség van az egyes puhafafajok hasznosításának mértéke között. „*Tehát a fűzfélék azok egyértelműek, ugyanakkor például a cinerea-t, a rekettyefűzet azt annyira nem látom, hogy nagyon szeretné. Azon kevésbé látok rágásnyomot, [...] pedig az van többségében azokon a helyeken, ahol ilyen bokorfűzesek vannak*” (H48). Megismertünk olyan álláspontot is, mely szerint a hód inkább a nyárfajokat részesíti előnyben: „*Nemesített nyárból származó feketenyárszerű egyedek voltak, és azokat döntögette, pedig ott fűzből minden mennyiségben volt, amilyet akart, és a fűzeket nem is bántotta jóformán*” (H27).

A puhafák kivételével a legtöbb nemzetség fásszárú fajainak hasznosításával kapcsolatban megoszlottak a vélemények: az adatközlők egy része ezeken is figyelt meg rágásnyomokat, mások viszont ezek hasznosításának elmaradását tapasztalták az általuk ismert területeken (1. ábra). Az itt felsorolt 26 nemzetség hasznosítását legalább egy adatközlő megfigyelte: *Salix* (fűz), *Populus* (nyár), *Fraxinus* (kőris), *Alnus* (éger), *Acer* (juhar), *Prunus* (szilva), *Quercus* (tölgy), *Robinia* (akác), *Amorpha* (gyalogakác), *Ulmus* (szil), *Cornus* (som), *Malus* (alma), *Rubus* (szeder), *Pinus* (fenyő), *Pyrus* (körte), *Morus* (eperfa), *Sambucus* (bodza), *Juglans* (dió), *Corylus* (mogyoró), *Euonymus* (kecskerágó), *Fagus* (bükk), *Platanus* (platán), *Thuja* (tuja), *Vitis* (szőlő), *Carpinus* (gyertyán), *Betula* (nyír). Néhány nemzetség esetén csak a hasznosítás elmaradásáról számoltak be: *Ailanthus* (bálványfa), *Celtis* (ostorfa), *Viburnum* (bangita). A nemzetség megnevezése nélkül gyümölcsfák hasznosítását kilenc, díszfákét és fenyőkét négy-négy adatközlő említette, fenyők hasznosításának elmaradását pedig öt adatközlő.

Az adatközlők egy része kivételes, egyedi esetként értékelte némely nemzetség vagy fajcsoport hasznosításának megfigyelését. A leggyakrabban a *Robinia* esetén fordult ez elő (7), de elhangzott ilyen vélemény a fenyők (3), az *Alnus* (2), a *Quercus* (2), az *Amorpha* (1), a *Fraxinus* (1) és a *Sambucus* (1) esetén is.

A *Prunus* nemzetség hasznosított képviselői között szerepeltek a nemesített gyümölcsfák, a nemes szilva (*P. domestica*), a cseresznye (*P. avium*), a meggy (*P. cerasus*) és emellett vadon termő fajok is, a cseresznyeszilva (*P. cerasifera*) és a kökény (*P. spinosa*). Az *Acer* nemzetségen belül a legtöbb említés a folyók hullámterében, a partszegély mentén leggyakoribb, inváziós zöld juharhoz (*A. negundo*) kapcsolódott, de egy esetben egy másik idegenhonos faj, az ezüstjuhar (*A. saccharinum*), egy esetben pedig az őshonos mezei juhar (*A. campestre*) hasznosításáról is beszámoltak. A *Fraxinus* nemzetségen belül az inváziós amerikai kőris (*F. pennsylvanica*) és a hazai fajok, a magas és a magyar kőris (*F. excelsior* és *angustifolia* subsp. *pannonica*) hasznosítását egyaránt említették. Három adatközlő ismertetett arra vonatkozó megfigyelést, hogy a hód egy-egy területen jelentős, szerintük a puhafákat is meghaladó mértékben hasznosította a zöld juhart vagy az amerikai kőrist. „*Férfikar vastagságú amerikai kőris, zöld juhar egyedek voltak bedöntve, több is. A fűzfákhoz nem nyúlt hozzá meglepő módon*” (H44). Az ugyancsak inváziós gyalogakác hasznosításának mértéke szintén foglalkoztatta az adatközlőket. „*Sajnos nem tömegesen fogyasztja, de azért egy-két helyen látni, hogy belerág. [...] Lehet, hogy nem is fogyasztja, csak utat készít magának úgy-mond*” (H17).



1. ábra: A fásszárú fajok hasznosításával kapcsolatos említések száma az egyes nemzetiségek esetén. Az említésszám nem utal a hasznosítás valós vagy az adatközlők által vélt mértékére.

Minden adatközlő egyetértett abban, hogy a fadöntés célja elsődlegesen a fa vékony ágrendszerének elérése, mivel a hód ezen vékony ágak kérgét, hancsát (42), rügyeit (15), lombzatát (11), vékony hajtásait (9) fogyasztja. Emellett előfordul még a víz felé dőlő fák vízbe lógó ágainak (2), a szakadópartokon a kilátszódo gyökereknek (2), valamint a vágástéri hulladéknak (2) a fogyasztása is.

Azzal kapcsolatban, hogy milyen törzsátmérőjű fákat hasznosít nagyobb arányban a hód, megoszlottak a vélemények: inkább vékony (24), vékony és közepes (6), közepes (4), közepes és vastag (2), vastag (1), nem lehet egyértelműen megválaszolni (13). Azt, hogy a hód milyen átmérőjű fákat hasznosít, a rendelkezésre álló kínálat befolyásolhatja. „Fekete nyaraktól volt olyan, ahol méternél nagyobb átmérőjű fa volt. [...] Körberágtá szorgalmasan, egy szezon nem volt neki elég erre, és az lett a következménye, hogy a fa az kiszáradt, de még azóta sem dőlt ki. A fekete nyarak közül is inkább a comb- vagy annál kisebb vastagságúakat szokta jobban szeretni” (H23). Egy másik adatközlő így érvelt: „Ahol sok a bokorfüz, ott viszonylag kevés a kidöntött nagy fa” (H16). A megkérdezettek között volt olyan, aki ezt a vastag törzsek kidöntésére fordítandó energiabefektetés nagyságával magyarázta: „Azért nagyon nem szeret ő se sokat dolgozni a táplálékkal” (H48). Ezt a álláspontot azonban nem osztotta minden megkérdezett személy. „*A fűzfákat azokat nagyon imádja, tehát hogy ott aztán mindent. [...], de látszik is a döntéseken, hogy ott azokra sok időt szánt a hód*” (H44).

Az adatközlők egy része szerint vannak olyan fajok, amelyek esetében a hód csak a vékony törzseket hasznosítja. Ennek kapcsán az adatközlők a kőriseket (6), a zöld juhart (5), az égert (3) és az akácot (1) említették. Vastag, idős törzsek kidöntéséről vagy megrágásáról a fűz (11), a nyár (6) és a tölgy (2) esetén számoltak be. „*Inváziós fafajoknál a fiatal, ilyen karvastagságú egyedeket dönti. Ott nem tapasztaltam olyat, hogy mondjuk nekiállt volna egy ilyen combosabb kőrisnek vagy juharnak*” (H44). „*Égernél láttam már húsz-harminc centiset is kidöntve. [...] Főleg olyan helyen láttam ezt, ahol több volt az ilyen invazív faj, és akkor azokhoz nem annyira nyúlt*” (H34).

Néhányan azt figyelték meg, hogy egyes fajok kidöntött vagy éppen csak megkezdett törzsét a puhafákkal ellentétben a hód otthagya, nem dolgozta fel, illet észlelték a kőris (1), a tölgy (1), a fenyő (1) és a dió (1) kapcsán.

A holtfa vagy fából készült tárgyak megrágása ritka, de több példa is volt már csónak károsítására (2). Továbbá előfordult horgászpád lábának (1), csónakleeresztő csúszdának (1) és lépcsőnek (1) a megrágása is, valamint egy műemléki jellegű vízimalom lapátja szintén hód általi befaragás következtében sérült meg (1).

Lágyszárú fajok fogyasztása

A lágyszárúakkal való táplálkozást leginkább szakirodalomból ismerték, 48 adatközlő gondolta úgy, hogy a hód fogyaszt lágyszárúakat. „*Nyáron inkább azért tűnik el az emberi szem elől, mert hogy nem a fákat rágja, hanem a zöldet*” (H11). „*Látjuk, hogy a fákhoz nem nyúlt hozzá, mert nincsenek friss rágásnyomok, ellenben viszont le van legelve a növényzet*” (H44).

A lágyszárúfogyasztással kapcsolatos megfigyelések az alábbi taxonok esetében fordultak elő: *Typha* spp. (gyékény, 4), *Poaceae* (fűfélék, 2), *Carex* spp. (sás, 1), *Phragmites australis* (nád, 1), *Butomus umbellatus* (virágkáká, 1), *Sagittaria sagittifolia* (nyílfű, 1), *Nuphar lutea* (vízitök, 1), *Trapa natans* (sulyom, 1), *Glyceria* sp. (harmatkása, 1), hínárfélék pontosabb megnevezés nélkül (1), *Polygonum aviculare* (madárkeserűfű, 1), *Fallopia japonica* (japánkeserűfű, 1) és *Solidago* spp. (aranyvessző, 1). „Sokszor látok tövestől kirántott gyékényt, ami meg van rágva [...] Bent ült a virágkákás közepében, és ott rágta a virágkákát [...] Sokszor megy ki uszadék közepére, oda viszi a kis ennivalóját” (H22). „Itt a Rábca folyó partján a madárkeserűfű nevű, ilyen utakon felverődő gyomot vagy taposott helyeken felverődő gyomot, azt látjuk, hogy előszeretettel fogyasztja. Kímászik, és egy szabályos félkör alakban folytatja a legelést, ami a napok alatt egyre szélesedik” (H10).

A termények közül a kukoricát (*Zea mays*, 36), egyéb gabonaféléket (6), repcét (*Brassica napus*, 5), cukorrépát (*Beta vulgaris* subsp. *vulgaris* var. *altissima*, 4), napraforgót (*Helianthus annuus*, 3), kerti veteményt (3) és lucernát (*Medicago sativa*, 2) említették. „Úgy tűnt, hogy kijárnak a napraforgóföldre a vízből. A napraforgót mindenestül elhosszítják, szárastul, fejestül, és a vízben több tányér megrágott napraforgót találtunk meg szárdarabokat, amiket már fölaprított. Úgyhogy gondolom, hogy a levelét fogyaszthatja. Levelét nem találtunk egyet sem meg. A tányérba azért bele volt rágva. Tehát voltak ilyen dirib-darab tányérok” (H22).

Gátépítés: kanadai vagy eurázsiai?

35 adatközlő látott már hódgátat. Az eurázsiai hód gátjaival elsősorban keskeny csatornák, patakok mentén találkoztak (19). Szélesebb vízfolyások mentén ez a típusú építkezés ritka, mindössze egy kivételes esetről számoltak be (2): „Hát egy olyan fél Mosoni-Duna szélességű víztestet zártak el keresztbe’. Nagyon látványos nagyon szép, még a Google Earth-ön is lehetett látni” (H22). Van olyan nemzeti park igazgatóság, melynek területén a hód csak elvétve, nagyon kevés területen épít gátat (Duna-Dráva, Hortobágyi és Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság), illetve olyan is, ahol az adatközlők egyike sem tapasztalt gátépítést (Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság). Érdekes jelenség, hogy ezekben a térségekben, – de még akár olyan térségekben is, ahol a gátépítés jellemző bizonyos víztesteken – az adatközlők egy része (10) olvasmányélményeire vagy másoktól hallott információkra hivatkozva azt állította, hogy az eurázsiai hód semmilyen körülmények között nem épít gátat. További három adatközlő nem zárta ki ugyan a gátépítés lehetőségét, de nem is tartotta azt a fajra jellemzőnek. Két olyan esetre is fény derült, amikor egy hódcsaládot gátépítése miatt kanadai hódoknak hittek.

Az eurázsiai hód gátépítésének céljaként az adatközlők legtöbbször a megfelelő vízmélység biztosítását és/vagy a vízszint stabilizálását nevezték meg (33). Említésre került még a kotorék bejáratának víz alatt tartása (9), a ragadozók előli rejtőzködés, menekülés (7), az úszva történő közlekedés lehetőségének biztosítása (5), a vízfelület megnövelése által nagyobb táplálékmenyiség könnyebb elérése (4), a vízcsobogás megszüntetése (2) és a sodrás csökkentése (1). Egy adatközlő azt is megjegyezte, hogy ezen tevékenység hatására a hód számára további, táplálékként szolgáló növényfajok jelenhetnek meg a területen.

Egy 2 méternél magasabb, 8-10 éves hódgátról is információt kaptunk. A legtöbb térségben ilyen idős hódgátról nem számoltak be, ugyanis a gátak rendszeresen elbontásra kerülnek (12 említés, 5 térség), de a hód hamar visszaépíti ezeket (2). *„A hódgátat így emberi erővel nem nagyon érdemes bontogatni, [...] az első éjszaka újjáépíti határtalan szorgalommal”* (H10).

Vár vagy kotorék?

Mivel a hódvár fogalma többféle megjelenést takar, 'vár' alatt értettünk minden ágakból álló építményt, a gátak kivételével. Vár lehet tehát a kotorék befedésére, tetejének erősítésére vagy bejáratának elrejtésére használt ághalom is. Az egyik adatközlő a hódvárat a következőképpen jellemezte: *„Úgy néz ki a felületes szemlélőnek, hogy ott van, mint egy gallykupac, amit a favágók otffelejtettek a vízparton, de hogyha egy kicsit jobban ránézünk, akkor lehet mellette látni a legalább két-három fényesre taposott feljárót, frissen kihordott iszapot, és [...] a frissen rágcsált fadarabokat is”* (H10).

A hódvár alakja, megjelenése és szerkezete kapcsán többek között a következő gondolatok fogalmazódtak meg (különböző adatközlők által használt, hasonló jelentésű tartalmak felsorolása: '⁄'): gallykupac (12), kúp/kemence alakú (2/2), gallyak rendezetlen halmaza (4), egy méternél magasabb építmény (7), több köbméter nagyságú építmény (7), gondosan összerakott (1), nehéz megbontani (1), járni lehet rajta (1), róka/pézsmapocok várhoz hasonló (3/1), olyan, mint egy sasfészek/szalmakazal/rözsekupac/hangyaboly/vágástéri hulladékkupac/kunyhó (1/1/1/1/2), a meder és a partél találkozásánál található (2), a bejárat a víz alatt van (6), a lakóüreg szárazon van (2), bejárata széles (2). A legnagyobb hódvár, amelyről beszámoltak 2,5 méter magas volt.

Egy adatközlő a várépítés folyamatát is megfigyelte: *„Egyszer lefényképeztem egy olyat, amikor beszakadt az üregük teteje [...] Még nem volt idejük teljesen kijavítani, de már nekiláttak, és elkezdték pakolni körbe az üreg körül az ágakat. Tehát olyan volt, mint egy nagy sasfészek. [...] Nem volt még semmi kitapasztás. [...] Ha közelebb mentem akkor láttam, hogy ezek igazából hódrágtá ágak, és van a közepében egy ilyen harminc centi átmérőjű üreg. És amikor felé hajoltam és belenéztem, mi van benne, bent voltak a hódok is”* (H22).

Csupán egy adatközlő mondta azt, hogy az általa ismert területeken a hódcsaládok mindig építenek várat, négy adatközlő szerint pedig a kanadai hóddal szemben az eurázsiai hód esetén a várépítés nem jellemző vagy nagyon ritka. Akik találkoztak már valamiféle „várszerű” építménnyel, azok a várépítés célját többféleképpen határozták meg. 21 adatközlő szerint olyan helyen kell a hódnak mindenképpen várat építenie, ahol másként nem lehetne olyan kotorékot kialakítani, mely stabil és melynek legmagasabb pontja szárazon, a víz szintje felett marad. Ennek oka lehet a lapos part (18), a vízzel telített talaj (4) és/vagy a talajszerkezet (2). *„Nem mindenhol van elegendő földtérfogot, amibe furkálhat. Vagy azért, mert a talajvízszint alatt lenne, vagy egyszerűen teljesen sík területen van”* (H42). *„A Hanságban alacsonyak a partok, és ezért építenek várat többnyire. Öt-hatszáz méterenként látni egy-egy nagyobb várat. A Felső-Tiszán egy darab várat nem találtam, mert ott olyan magasak a partok, hogy ott egyszerűen elfér benne az üreg, és nem szakad be a teteje.”* (H11).

Mások megfigyelései szerint a hód a már meglévő kotorékaira épít várat a beszakadás (5) vagy a vízszint ingadozása (4) miatt. Vízszintcsökkenés esetén a kotorékbejáratot el kell fednie (1), vízszintemelkedés esetén a lakóüreget a vízszint felett kell tartania (1). További felvetések és vélemények is megfogalmazódtak, melyek szerint a várépítés a biztonsággal (3), a családalapítással (3), tanult viselkedésformával (2), a sodrással (1), az építőanyag elérhetőségével (1) vagy a medermorfológiával (1) függ össze. Két adatközlő kiemelte, hogy a hód általi területfoglalás idejére nem következtethetünk az alapján, hogy mekkora építmény fedti a kotorékrendszer tetejét. *„Vannak hódok, amelyek elsőre iszonyat nagy várat raknak.”* (H41). *„Olyan több is van, ahol 6-8 éve ugyanott laknak, és maximum jobbra vagy balra költöznek a kijáratral, de a tetején, a magaspart tetején nincsen semmi gally.”* (H23).

Egyes megkérdezettek szerint a várak vagy kotorékok akár 5-10 éven át (13), vagy annál hosszabb időn keresztül is (2) lakottak lehetnek, mások szerint a hód ezeket 1-3 évente vagy akár annál gyakrabban váltogatja (8). Olyan vélemény is megfogalmazódott, mely szerint egy kotorék használatának időtartama az élőhelytől, a víz dinamikájától, a vízfolyás mederformáló erejétől is függ: *„Hát úgy pár évig biztos megvannak. [...] A folyón szerintem nagyobb a dinamika, és ott mintha szerintem jobban változtatnának”* (H32).

Élőhelyválasztás

A territórium helyének kiválasztása során a hód 16 adatközlő szerint előnyben részesíti azokat a területeket, ahol legalább egy rövid szakaszon meredekebb, magasabb part is megtalálható. Egy adatközlő úgy vélekedett, hogy az a legjobb, ha változatos a partjelleg a territóriumon belül, hármuk véleménye pedig az volt,

hogy a part bizonyos meredeksége fölött nem vagy kisebb eséllyel foglalja el a hód a területet. Öt adatközlő szerint az épített, kövezett partokat, egy szerint a kavicsos lapospartokat nem foglalja el a hód. Tízen említették, hogy kedvezőbb a hód számára az, ha a vízszintingadozás mérsékelt.

A faj megtelepedése szempontjából fontos lehet a táplálék elérhetősége – mind a fásszárú (27), mind pedig a lágyszárú tápláléké (4) –, valamint a fásszárú fajösszetétel és a parti sáv szerkezete (17). Három adatközlő szerint a hód megjelenése szempontjából a növényzet nem limitáló tényező. Valamilyen minimális vízmélység meglétét 14-en vélték fontosnak, a zavarás hiányát pedig 19-en. Ezzel szemben három adatközlő tapasztalatai azt mutatták, hogy a jelentős emberi zavarás, állandó emberi jelenlét vagy a városi környezet sem zárja ki a megtelepedés lehetőségét. *„Az itteni állatoknak egy jó része olyan területen van, ahol folyamatos csónakforgalom van, folyamatos emberi jelenlét, és horgászok közé odamegy a horgászhelyre”* (H17).

Azzal kapcsolatban, hogy milyen szélességű vízfolyást részesít előnyben, megosztottak a vélemények. A szélesebb folyók és a keskenyebb vízfolyások mellett egyaránt hét-hét adatközlő érvelt, ugyanakkor három adatközlő szerint a szélesség nem limitáló tényező. (A kérdés megválaszolását nehezíti, hogy a területek elfoglalásának sorrendjét a faj adott térségen belüli terjedésének iránya is befolyásolhatta.) Az a megállapítás is többször hangzott el, hogy a hód kifejezetten a folyók mellékágait kedveli (3). Szintén három adatközlő állította azt, hogy a faj tartósan jelen van az adott térség legtöbb holtágán is. 14 adatközlő szerint kerüli a nagyon erős sodrást, hat szerint pedig az állóvizeket. Ketten vélték úgy, hogy a sodrásnak nincs jelentősége.

A magyarországi visszatelepítések egy része holtágakon, álló- vagy lassú folyású vizek mentén történt. Hat adatközlő azonban arról számolt be, hogy a hód a telepítési helyszínek egy részéről hamar elvándorolt: *„Most azt kell tudni, hogy a telepítést követő másfél év múlva a hetven százalékuk elköltözött [...] A helyzet az, hogy nem a Nagy-Dunára mentek ki, hanem inkább a mellékágakra, holtágakra. Ahová kiengedték, ott lapos part volt, meg néhány fűzfa állt a parton. Ők meg inkább átmentek egy kilométerrel arrébb, ahol egyik része szakadt part volt, a másikon egy nyaras, sarjadzó állapotban lévő erdő volt, fűzfabokrokkal, egyebekkel”* (H23). Máshol a telepítési helyszínekről csatornákra költöztek át a hódok: *„Hát eleinte úgy tűnt egyébként, hogy inkább az ilyen kisebb csatornákat, tehát nem túl széles, zavartalanabb, [...] bokrokkal fákkal benőtt vagy övezett csatornákat kedveli. Amikor a holtágba is kitelepítették, utána nem ott jelent meg, hanem egy csatornán”* (H8). Egy adatközlő szerint ennek az is lehet az oka, hogy a Bajorországból származó egyedek eredeti élőhelyükön is csatornák mentén éltek.

Néhány további gondolat is megfogalmazódott az élőhelyválasztással kapcsolatban: A hód előnyben részesíti azokat a vizeket, amelyek télen nem fagynak be, nyáron pedig nem melegednek fel túlságosan (1), kevésbé szereti a szabályozott szakaszokat (1) és a hegyvidéki patakokat (1). A náddal benőtt szakaszokat egy adatközlő szerint kedveli, egy másik szerint elkerüli. Három adatközlő véleménye az volt, hogy a hódnak „nincs élőhelypreferenciája”.

A kotorék helyének kiválasztása

A hód nemcsak territóriumának helyét választhatja tudatosan egy-egy víztest mentén, hanem kotorékának vagy várának helyét is a territóriumán belül. 13-an emelték ki, hogy ennek során előnyben részesíti a magaspartokat, magasabb térszíneket. „Zátonynál, ilyen lapos partokon nincsen kotorék. Ilyen helyeken sokszor ilyen evőhelyek vannak, de gyakran a szemben lévő, [...] a folyó másik partján lévő meredek részen [...] ott van a kotorék.” (H49). Egyesek megjegyezték, hogy az agyagos talaj (2) és a part stabilitása (2) is meghatározza azt, hogy alkalmas-e egy szakasz a kotorék kialakítására. Ketten úgy tapasztalták, hogy a kövezett részeket, épített partokat elkerüli a hód, de ennek ellentmondó megfigyelésről is beszámoltak: „Még olyan helyeken is látni az üregeit, konkrétan zárás oldalában, ami sziklából épült” (H22). 11 adatközlő figyelte meg azt, hogy a hód előszeretettel választ olyan helyet, amelyet sűrű növényzet takar, tesz nehezen megközelíthetővé, vagy olyat, amely gyökérzet rejtekében, esetleg bedőlt fák alatt található. A fásszárú és a lágyszárú növényzet minősége, mennyisége a táplálék könnyű elérhetősége szempontjából is fontos lehet a kotorék közelében (3). „Itt [...] bármilyen fásszárú nagyon elszórtan van, és abból viszont itt kifejezetten a hódvár környékén a legsűrűbb az állomány. Illetve ezt a partszakaszt gyalogakác is jóval sűrűbben borítja be, hogy így összefüggőbb állománya van, tehát egy kicsit rejtettebb, borítottabb részen van” (H13).

Nyolcan úgy vélekedtek, hogy a kotorék melletti területen a zavarás hiánya mindenképpen fontos a faj számára, egy adatközlő szerint azonban az ottani zavaráshoz is hozzá tudnak szokni. Néhányan a kotorék előtti vízmélységet is meghatározónak tartották (4), elsősorban a kisebb, sekélyebb vízfolyások esetén. Négy adatközlő szerint a kotorék helye nem különbözik jelentősen a territórium más szakaszaitól.

A hód aktivitása és életnyomainak sűrűsége is különbözhet a territórium eltérő szakaszain. Egyes adatközlők azt állapították meg, hogy a rágásnyomok (19) és a hód által felhalmozott ágak (4) rendszerint nagyobb mennyiségben találhatók meg a kotorékok és várak környékén. „Nagy kupleráj, összevisszaság van, és körülötte meg van rágva minden.” (H14). Más adatközlők tapasztalatai viszont arra mutatnak, hogy ez nem feltétlenül igaz (4), bizonyos területeken pedig kifejezetten

ennek ellenkezője jellemző (4). „*Én azt vettem észre, hogy ahol hódvár van, a hód figyel arra, hogy tiszta udvar, rendes ház legyen neki. A portáján, ahol van a vára, ott egy 100-150 méter sugarú körben nem csinál semmit. Úgy értem, ott nem látszik a döntögetés, rágásnyomok, hanem azon kívül*” (H46). „*Egyedül a nagy gallykupac, ami elárulja*” (H17).

Két adatközlő szerint a kotorék többnyire nagyjából szemközt van a túlparti táplálkozóhellyel. A várak és kotorékok mellett általában jól kitaposott csapások, csúszdák vezetnek a partra (18), emellett pedig friss sárfelhordás nyomát (3) és egyéb életnyomokat (7) is meg lehet figyelni. „*Pár év után betapasztják, sarat is hordanak rá, ami olyan [...] mintha az erdőt kisépérték volna*” (H21).

Építőanyagok (vár- és gátépítés együtt)

Egyes növényfajok, növényi részek hód általi hasznosításának célja nemcsak táplálkozás, hanem építés is lehet. Az adatközlők szerint a hód a táplálkozási célú hasznosítás mellett építésre is használja a fűzfajokat (6), a nyár fajokat (2), a veresgyűrűsomot (*Cornus sanguinea*, 2) és a kökényt (1). Az adatközlők egy része inkább építési célú hasznosítást feltételez a kőrisek (3), a gyalogakác (2), a zöld juhar (1) és a rekettyefűz (*Salix cinerea*, 1) metszése vagy kidöntése esetén.

A gyalogakáccal kapcsolatban hangzott el a következő megállapítás: „*Építéshez használja. Azt már láttam, hogy a hódvárban benne van, de hogy azt lecsupaszítani, lekérgezni... Azt még nem láttam, hogy ette volna*” (H46).

A hód felhasználja építőanyagként azokat az ágakat, melyeket ő metszett le (10), továbbá a területen talált letört ágakat, vékony uszadékfákat (9) és a vágástéri hulladékot (2) is. Nagyon ritkán ember által készített fa használati tárgyak is kerülhetnek az építmény elemei közé, az interjúk során extrém példaként került elő az akácból készült, megrágott villanypásztorkaró (1) és az evezőlapat (1) beépítése.

A faanyag mellett a lágyszárú növényi részek építőanyagként való hasznosítása is jellemző (16). Ennek kapcsán az adatközlők saját vagy ismerősöktől származó megfigyelésekről a következő lágyszárú fajok vagy fajcsoportok esetén számoltak be: *Zea mays* (kukorica, 10), *Phragmites australis* (nád, 4), *Carex* spp. (sás, 4), *Typha* spp. (gyékény, 3), káka pontosabb megnevezés nélkül (1), *Nuphar lutea* (vízitök, 1), *Sium* sp. (békakorsó, 1), *Alisma plantago-aquatica* (vízi hídör, 1), *Stratiotes aloides* (kolokán, 1), *Ceratophyllum demersum* (érdes tócsagaz, 1), egyéb hínárfélék pontosabb megnevezés nélkül (2), *Fallopia japonica* (japánkeserűfű, 3), *Poaceae* (fűfélék, 1), *Lysimachia* spp. (lizinka, 1), *Helianthus tuberosus* (csicsóka, 1). „*Amit a környezetben talál. Az egyik ilyen gát az egy szivárgó csatornán van, és ott főleg lizinkaféléket, nádat talál és abból van, illetve hínárfélékből. Főleg érdes tócsagaz van azon a részen. A másíknál pedig*

békakorsó, keskenylevelű gyékény van főleg, vízi hidőr. Ezeket láttam beépítve a gátba” (H17). „Ezeket így beletömökdte gondosan, meg látszott, hogy ez így össze van dolgozva az egész a sárral meg a növényekkel együtt, tehát kitömte az ágak közét” (H7).

Előfordul, hogy az építményben nincs vagy alig van faanyag, és a vár vagy gát döntően lágyszárú növényi részekből készül. „[...] egyértelműen nádból volt rakva, mert nem is nagyon van alkalma másból építkezni” (H48). „Többször láttam gátat is, és egy kis patakon volt, amit kukoricával gátalt el. Tehát kukoricából és sárból épített gátat, mert hogy a kis patak mindkét oldalán egy szántó volt, kukoricás, és ahhoz jutott könnyen hozzá” (H37). „Sok helyen probléma az, hogy gyakorlatilag a mederig be van szántva az ártér, [...] és akkor a kukoricának a szára is pont olyan jó gátanyag, mint mondjuk egy darab fűzfaág” (H16).

A hód iszappal, sárral tapasztja építményeit (21), olykor köveket is hord rá (3). Egyes esetekben kagylók (2) vagy pedig kavicsok (1) figyelhetők meg a vár tetején, melyeket az iszappal együtt hoz fel az állat, és ez az iszap később lemosódik (1). A műanyag beépítése ritka, elsősorban az uszadékkal együtt akad fenn a vár vagy gát oldalán (1), egyértelmű, direkt beépítést egy adatközlő tapasztalt.

Ismeretterjesztés, ismeretszerzés

A faj visszatérésének a visszatelepítések és a korai észlelések idejében jelentős médiavisszhangja volt Magyarországon (24). Hat adatközlő a „médiakampány” kifejezést használta. Néhány térségben pedig célzott ismeretterjesztés, szemléletformálás (12) folyt a hóddal kapcsolatban, elsősorban a telepítéseket koordináló WWF Magyarország szervezésében. „Olyan tíz évig futott a Hódóra nevű munkánk, amelynek során [...] általános iskolás korosztálynak tartottunk hódismereti órákat. [...] Tehát kifejezetten a telepítés vagy a hódok terjedési útvonalában lévő helyszíneken zajlott ez a tájékoztatás” (H33). Ismeretterjesztő kiadványok készültek (12), táblák kerültek kihelyezésre egyes telepítési helyszínekre (3), továbbá nyilvános szabadon engedésekre is sor került (2). „Amikor a WWF-nek a visszatelepítés eseményei voltak, akkor a környékről elég sok ember odajött, és megnézték a hódokat, meg hogy hogyan engedik ki őket. Ott rendszeren fotóztak a gyerekekkel.” (H43). Ezzel szemben adatközlőinktől úgy tudjuk, hogy Romániában még a telepítési helyszínek közelében sem hívták fel a lakosság figyelmét a faj visszatérésére, nem volt a fajjal kapcsolatos ismeretterjesztés (4). „Én már csak arra a fázisra emlékszek, amikor mindenki feleszmélt, hogy itt van a hód” (R6).

A fajjal kapcsolatban Magyarország egyes térségeiben ma is információkat szerezhetünk a médiából (13), öt adatközlő azonban azt hangsúlyozta, hogy a hód a sajtóban napjainkban inkább negatív színben tűnik fel. Két adatközlő kiemelte, hogy kezdetben a faj visszatérése jelentett szenzációt, a sajtó kommunikációja

a károk, konfliktusok jelentkezésével párhuzamosan kezdett változni. „Ebben is ugye nyomon követhető volt, hogy először ilyen örvendezés volt. De hát a sajtó az ilyen. [...] Amikor elkezdtek nyilatkozni a polgármesterek, az erdészek meg a vízügyesek, akkor mindjárt elkezdtek az ellenkező értelmű nótát is fújni” (H42). „Ezek ugye befolyásolják a közvéleményt. Azóta kicsit szerintem csökkent a hódok népszerűsége” (H43).

A média olykor leegyszerűsíti, egyoldalúan mutatja be a jelenségeket, ezzel kapcsolatos személyes negatív tapasztalatról is beszámoltak nekünk: „A hírek azok mindig úgy vannak, hogy ha hír akkor legyen komoly [...] Elmondtam neked nagyon-nagyon sok mindent a hódról. Pozitív dolgokat is. [...] És ebből egyetlen egy mondat került be a híradóba, az, amikor mondtam, hogy okoznak károkat.” (H22). A konfliktusokkal kevésbé érintett térségekben három adatközlő úgy vélte, hogy a sajtó nem érdeklődik a téma iránt vagy érdeklődése alábbhagyott.

A hód egyes térségekben említésre kerül oktatási, környezeti nevelési munka során (7), vezetett túrákon (3), helyet kap kiadványokban (2), a térség értékeit bemutató természetfilmekben (1). „A nyílt túrának az a része, ami bemutatja az ott élő gerinceseket, a hódra is mindig kitér” (H12). Ezzel szemben más térségekben nem vagy alig jelenik meg a faj a természetvédelem kommunikációjában (19). Három adatközlő szerint ennek oka a téma kényessége, konfliktusos mivolta.

Négy adatközlő azt nyilatkozta, hogy nem érzi kiemelten fontos kérdésnek a fajjal kapcsolatos ismeretterjesztést. Az interjúk során hatan tértek ki a szemléletformálás szükségességére, két másik adatközlő azonban hangsúlyozta, hogy a kommunikációnak nem a népszerűsítésről kell szólnia. Kilencen emelték ki, hogy a természetvédelmi örök érdeklődés vagy felmerülő problémák esetén tájékoztatást adnak. Öt adatközlő szerint a helyi lakosok elsősorban egymástól szerezhetnek információt.

A jövőben megvalósítandó ismeretterjesztés kapcsán a következő ötletek merültek még fel: ismeretterjesztő film vagy rövidfilm készítése a hódról (2), biológia-tankönyvben való megemlítés (1) és állatkertekben való bemutatás (1). „Nyilvánvalóan valamennyi természeti értékre ráférne, ahogy korábban volt a televízióban [...]. Gyakorlatilag ilyen egy perces snitteken mutattuk be hazánk természeti értékeit. Egy ilyenben mindenképpen helyet kaphatna a hód is, de nem gondolom azt, hogy kiemelném a többi, akár védett emlős közül” (H9).

Napjainkban a romániai sajtó is figyelmet fordít a fajra (6), ennek ellenére két adatközlő szerint továbbra is elsősorban „szájhagyomány” útján terjednek a fajjal kapcsolatos információk.

Az adatközlők által érzékelt tudáshiány a helyi lakosság körében

24 adatközlő véleménye szerint általános tudáshiány tapasztalható a fajjal és annak életmódjával kapcsolatban a helyi lakosok körében. „Azért észre lehet venni, hogy sokáig nem volt a hód, és az átlagember, aki sosem foglalkozott vele, nem tud túl sokat róla” (H22). „Tehát ez azért ennyi idő alatt kiveszett az emlékezetből is, tehát a nagyapám se hallott róla, annak a nagyapja se” (H9).

23-an számoltak be arról, hogy gyakori tévhit térségükben az, hogy a hód hallal táplálkozik. Mindössze egy adatközlő szerint sikerült ezt a tévhitet teljesen eloszlatni. „Hiába látják a kidőlt fákat meg a lerágott ágakat, nagyon érdekes, hogy nagyon sokan nem hiszik el még mindig, hogy növényevő. Amikor konkrétan az útrókon lévő hódhoz mentem, akkor ő két keszeget kapott a helyiektől, amiken rajta feküdt” (H12). Az emberek olykor keverik a hódot a vidrával (5) vagy a pézsmapocokkal (2). Az adatközlők szerint főként a következő témakörök kapcsán jelentkezik tudáshiány: a faj táplálkozása (24), őshonossága (7), területhasználata, víztől való eltávolodása (4), szaporodása (2), élőhelyátalakító tevékenysége (1), védettsége (1), visszatérésében a spontán folyamat szerepe (1), valamint az eurázsiai hód és a kanadai hód közötti különbségek (4). Kilenc adatközlő kiemelte, hogy több információt kellene közvetíteni a helyiek felé a konfliktusmérésről, konfliktusmegelőzés, együttélés lehetőségeiről. Vannak térségek, ahol a lakosság a faj jelenlétével sincsen tisztában (3).

Egyes adatközlők problémaként említették, hogy a helyiek közül sokan csak a károkat, a negatív hatásokat veszik észre a hód tevékenysége kapcsán (9), olykor pedig nehezen fogadják be az ellentétes információkat, azok nem érdeklik őket (2). „Hát szerintem ez a legfontosabb hiány, amit mondtam, hogy az élőhelyátalakító hatása egy ilyen állatnak az mennyire fontos és értékes, de ebből mi csak egy szeletet vagyunk hajlandóak észrevenni, azt, hogy gazdasági kár is keletkezhet” (H17). A helyiek és a turisták gyakran nem is a közvetlen gazdasági károkat, hanem a hód tevékenységét, a környezet rendezettségének csökkenését élik meg negatívan. „Nagyon sok ember – ezt a nyílt túrákon is tapasztalom – mindig ezt kérdezzétek, hogy a mi erdőnkben miért van ennyi kidőlt fa, hogy ez hogy néz ki, hogy ő hogy el van keseredve, hogy milyen ronda és rendetlen az erdő. És hiába mondja el az ember a holtfa jelentőségét az erdőben, nagyon-nagyon sok idő kell, hogy elteljen szerintem, hogy megértsék az emberek” (H12).

Diszkusszió

Táplálkozás

Az adatközlőktől származó információk szerint az eurázsiai hód legalább 26 növénynemzetség fásszárú fajait hasznosítja a Kárpát-medencében. Egy másik közép-európai országban, Csehországban végzett terepi kutatás ezek közül 15 nemzetség hasznosítását igazolta: legnagyobb arányban *Salix*, *Populus*, *Ulmus*, *Quercus*, *Prunus*, *Fraxinus*, *Betula*, *Alnus* és *Acer*, kisebb mértékben pedig *Carpinus*, *Cornus*, *Corylus*, *Juglans*, *Robinia* és *Sambucus* (Vorel *et al.* 2015). Emellett pedig ugyanezen vizsgálat során négy, az adatközlők által nem említett vagy nem hasznosítottként említett nemzetség (*Crataegus*, *Picea*, *Sorbus*, *Tilia*) esetén is detektáltak rágásnyomokat (Vorel *et al.* 2015). Táplálékválasztással és rágáspreferenciával kapcsolatban született hazai publikációk, szakdolgozatok, diplomamunkák szintén számos puhafa-, keményfa- és cserjefaj hód általi hasznosítását igazolták Magyarország különböző térségeiben (Czabán 2003, Právic 2012, Varju és Jánoska 2015, Mátrai 2019). Az inváziós fásszárú fajok (*Acer negundo*, *Amorpha fruticosa* és *Fraxinus pennsylvanica*) hasznosítását itt bemutatott öszszesítésünket megelőzően már jelezték terepi felméréseken alapuló tudományos munkák (Tallósi 2013, Juhász 2017, Juhász 2018). Korábban falusi, „tájban élő” emberekkel készített interjúk eredményei is segítettek bővíteni ismereteinket a hód rágási tevékenységének témakörében (Juhász *et al.* 2017).

A hód a téli időszakban élelemraktárt hozhat létre, amit a jellemző életnyomok felsorolásakor nyolc adatközlő említett (Juhász *et al.* 2019). Azzal kapcsolatban viszont nem számoltak be megfigyelésekről, hogy abban milyen fajok ágait halmozza fel az állat. Az élelemraktár észak-lengyelországi területeken főként *Salix*, *Betula*, *Corylus*, *Alnus* és *Populus* fajok ágából áll (Dzięciołowski & Misiukiewicz 2002).

Adatközlőink döntő többsége úgy vélte, hogy a hód nagyobb mértékben hasznosítja a puhafafajokat más nemzetségek képviselőinél. A rágáspreferencia kizárólag terepi vizsgálatok alapján, az adott területen jelenlévő kínálatnak és annak hasznosításának részletes felméréssel állapítható meg. A nemzetközi szakirodalom ennek ellenére igazolja az adatközlők által feltételezett jelenséget, a hód puhafa-preferenciáját (Nolet *et al.* 1994, Haarberg & Rosell 2006, Vorel *et al.* 2015). Megjegyezzük, hogy Európa egyes térségeiben más nemzetségek preferálására is akad példa (Haarberg & Rosell 2006, Vorel *et al.* 2015). Olykor pedig a kínálatban ritka fajok nagyarányú hasznosítása tapasztalható, amit a kiegészítő tápanyagok iránti igény magyarázhat (Nolet *et al.* 1994). Egyes szerzők említést tesznek nemzetségeken belüli, például fűzfajok közti preferencia-különbségről (Nolet *et al.* 1994), valamint a különböző átmérőjű törzsek és ágak hasznosításának mérték-

kében tapasztalt eltérésekről is (Haarberg & Rosell 2006). E témakörökkel kapcsolatban az adatközlők gyakran ellentmondásos véleményeket fogalmaztak meg, melyek értelmezése a lokális kínálat ismeretének hiányában nehézségekbe ütközött. A kanadai hód táplálkozási stratégiájának feltárását célzó kutatások szerint a nagy törzsek kidöntése és feldolgozása energetikailag költségesebb, a vízparttól való távolság növekedésével a kidöntött törzsek átmérője csökkenést mutat, az átmérő-szelektivitás és annak távolsággal való kapcsolata pedig nemzetségenként is különbözhet (Jenkins 1980).

A hódrágas egyes élőhelyeken a vízparti fásszárú növényzet megfiatalodásához, bokros szerkezetűvé alakulásához vezethet a kidöntött egyedek sarjadásának következtében (Fustec *et al.* 2001, Jones *et al.* 2009), más élőhelyeken pedig az egyedek elpusztulása és kompetitor fajok jelenléte miatt fajösszetételbeli változást eredményezhet (Johnston & Naiman 1990). A természetvédelmi szakemberek ezen természetvédelmi jelentőségű változásokkal kapcsolatban is figyelemre érdemes tapasztalatokkal, véleményekkel rendelkezhetnek, melyeket a jövőben szintén érdemes lesz vizsgálni.

A hódok lágyszárú fajokkal való táplálkozására terepi megfigyeléssel csak ritkán találhatunk bizonyítékot (megrágott vagy kihúzott növényi részek, élelemraktárba halmozás, a táplálkozó állat direkt megfigyelése), ezért ezzel kapcsolatban sok adatközlő nem rendelkezett tapasztalattal. Egyesek azonban nagyon értékes, egyedi, olykor nemzetközi szinten is új megfigyeléseket osztottak meg velünk összesen 19 lágyszárú taxon fogyasztásáról. A detektálás nehézsége ellenére néhány terepi vizsgálat alapján tudjuk azt, hogy az eurázsiai hód igen jelentős mértékben fogyaszthatja a vízben és a vízparton élő lágyszárú fajokat (Krojerová-Prokešová *et al.* 2010, Law *et al.* 2014).

A hódok táplálékösszetételének tudományos vizsgálata ürülékek, illetve elhullott példányok gyomortartalmának elemzésével, vagy táplálékválasztási kísérletekkel lehetséges. Egy kísérletben például *Iris pseudacorus*, *Carex rostrata*, *Equisetum fluviatile* és *Menyanthes trifoliata* fogyasztását igazolták, és a hódrágás terepi módszerekkel mérhető változásokat okozott a növényzetben, a diverzitás növekedését eredményezve (Law *et al.* 2014). Az eurázsiai hód számos egyéb lágyszárú taxont fogyaszthat még, csehországi mikrohisztológiai adatok szerint például az itt felsoroltakat: *Achillea millefolium*, *Arctium tomentosum*, *Campanula* sp., *Carex* sp., *Cirsium* sp., *Galium* sp., *Juncus* sp., *Myriophyllum* sp., *Origanum* sp., *Petasites* sp., *Plantago* sp., *Polygonum* sp., *Potentilla* sp., *Urtica dioica*, *Verbascum* sp., *Viscum album*, *Zea mays* (Krojerová-Prokešová *et al.* 2010). A természetes vízi és vízparti vegetáció kapcsán magyarországi közlemények korábban csak a *Nuphar lutea* és a *Nymphaea alba* fogyasztásáról számoltak be (Bozsér 2000), vizsgálatunk ehhez mindenképpen értékes adalékot szolgáltatott.

Az adatközlők által jelzett hasznosítás szisztematikusan gyűjtött terepi adatokkal való megerősítése a fásszárú fajokon észlelhető rágásnyomok regisztrálásával ellentétben a lágyszárúak esetén mindenképpen nehezebb feladat lesz, mivel ehhez sok területről és több vizsgálati időszakból származó biológiai mintákra van szükség.

A faj rágási tevékenysége számos konfliktus forrása (Vorel *et al.* 2016, Czabán & Gruber 2018). Ennek kapcsán Magyarországon elsősorban nemesnyár-ültetvényekben jelentkeznek káresemények, de a gyümölcsfák, dísfák kidöntése olykor szintén problémákhoz vezet (Czabán 2013, Juhász *et al.* 2019). A terményfogyasztás több európai országban jellemző, Csehországban elsősorban a kukorica, cukorrépa és a fiatal repce fogyasztása vezet konfliktushoz (Vorel *et al.* 2016). A termények, elsősorban pedig a kukorica begyűjtése kapcsán meglepően sok információt kaptunk adatközlőinktől, a jelenséget a megkérdezettek több mint fele ismerte. A szántóföldeken jelentkező hódkárt korábban a Kerka mentén is vizsgálták (Právic 2012), a kukorica hód általi begyűjtését a Dél-Alföldön vadkamera segítségével sikerült dokumentálni (Juhász 2018). A hód a kukoricatáblában jól kitaposott útvonalon, állandó csapáson közlekedik (Právic 2012). A kukoricát többnyire 5-10 méter átmérőjű körökben teljesen letermeli, a körökön és csapásain kívül azonban jelentős taposást nem végez, ezért hatása könnyen megkülönböztethető a vadkártól (Juhász E., nem publikált adat). A termőföldeken okozott hódkár egyes természetvédelmi szakemberek szerint a vadkárnál jóval kisebb mértékű (Juhász *et al.* 2019).

Építés

A hód általi gátépítés egyes térségekben általánosan ismert jelenség, más térségekben ezzel szemben alig tapasztalható. Ennek következtében egyes adatközlők részletes információkat tudtak megosztani velünk a gátak szerepéről, kinézetéről, sőt az építőanyagokról is. Más adatközlők azonban számos hódterritórium megismerése ellenére sohasem találtak hódgáttal, ezért egy részük úgy vélte, hogy az építkezés az eurázsiai hódra nem jellemző. Ezt a meggyőződést a médiában szereplő téves információk is erősíthetik.

Az eurázsiai hód és az Európában idegenhonos inváziós kanadai hód (*Castor canadensis*) közös elterjedési területén végzett oroszországi vizsgálatokban a 20. század végén azt állapították meg, hogy a kanadai hód gát- és várépítési aktivitása nagyobb mértékű (Danilov és Kanshiev 1983). Ezt az eredményt sok nemzetközi publikáció mellett magyarországi tanulmányok is közzétették (Bozsér 2001, Haarberg 2007, Bajomi 2011). Egy olyan kutatás azonban, amelyet ugyanabban a térségben, a hódok megtelepedésének későbbi fázisában folytattak, kimutatta,

hogyan azonos hidrológiai és geomorfológiai viszonyok esetén a két faj építkezési gyakoriságában nem igazolhatók különbségek (Danilov és Fyodorov 2015).

Az építkezés okai kapcsán az adatközlők többsége az adott vízfolyás tulajdonságaival és a partjelleggel kapcsolatos szempontokat emelt ki. Ezek meghatározó szerepét a nemzetközi szakirodalom is igazolja. Svédországi eredmények szerint az eurázsiai hódnak gátépítésre olyan helyeken van szüksége, ahol a 0,7-1 méteres, minimális vízmélység másként nem biztosítható (Hartman & Törnlov 2006). A várépítést, azaz a kotorék tetejének és bejáratának ágakkal való fedését pedig az élőhelyi adottságok és a vízszint változásai is befolyásolják (Müller-Schwarze 2011). A várak továbbá nem csak a ragadozókkal, hanem az extrém hőmérséklettel szemben is védelmet nyújtanak (Müller-Schwarze 2011).

Az eurázsiai hód által építésre használt fás- és lágyszárú növényfajokkal, valamint egyéb anyagokkal eddig kevés kutatás foglalkozott. Egy franciaországi vizsgálat azt mutatta ki, hogy a várépítésre használt ágak több mint fele *Salix* vagy *Populus* ág volt még azokon a területeken is, amelyeken nem ezek uralkodtak a kínálatban, és a vastagabb, a vár „vázát” jelentő ágakat szinte kizárólag ezen fajok adták (Fustec & Cormier 2007). A fajösszetétel és vegetációs szerkezet építőanyag kiválasztásában játszott szerepének tisztázásához a kutatást érdemes lenne más élőhelyeken, más országokban megismételni. Az adatközlők által is említett jellemzők közül az építmények iszappal való tapasztása és lágyszárú fajok, valamint egyéb anyagok beépítése ismert jelenség (Müller-Schwarze 2011), az építés során a faágak hosszú, lágyszárú növényekkel, például kukoricával való helyettesítése szintén (Vorel *et al.* 2016). Ezt az építkezési formát már Magyarországon is leírták (Právic 2012), valamint a Mura menti helyi lakosok ugyancsak ismerik (Juhász *et al.* 2017). Jelen vizsgálat adatközlői azonban 15 lágyszárú taxon felhasználásáról számoltak be, ezzel értékes, új adatokat szolgáltatva a témában.

A hódok, mint ökoszisztéma-mérnökök gátépítésükkel képesek táji léptékben megváltoztatni egyes vízfolyások jellegét (Naiman *et al.* 1986, Gorczyca *et al.* 2018). Nagyobb területek elárasztása esetén állóvízi élőhelyeket, „hódtavakat” és nedves gyepeket, „hódréteket” hozhatnak létre, ezzel pedig jelentős hatásokat gyakorolnak a területek flórájára, valamint gerinces és gerinctelen faunájára (Rosell *et al.* 2005, Law *et al.* 2017, Westbrook *et al.* 2011). A hód megjelenése emellett befolyásolja a táj által nyújtott ellátó, szabályozó és kulturális ökoszisztéma szolgáltatásokat, amit a tájban élő helyi lakosok is érzékelnek (Ulicsni *et al.* 2020). Mivel a gyakorlati természetvédelmi szakemberek ismerik, sőt néhányan közülük rendszeresen figyelemmel kísérik a hódok gátépítésével érintett helyszíneket, ezért jelentős segítséget nyújthatnak a visszaduzzasztás és elárasztás ökológiai, természetvédelmi következményeivel kapcsolatos jövőbeli vizsgálatok fókuszterületeinek kijelölésében.

A hód élőhelyátalakító tevékenysége sok esetben ütközik a területek hasznosításával kapcsolatos emberi célokkal. A gátépítés és a kotorékok ásása egyaránt vezethet konfliktusokhoz (Vorel *et al.* 2016). A Kárpát-medencében is jellemző, hogy a hódgátak hatására kaszálók, valamint egyéb, emberi hasznosítás alatt álló területek kerülnek víz alá (Czabán 2013, Juhász *et al.* 2017). A kotorékok pedig vízpart mellett futó földutak beszakadását eredményezhetik, továbbá – elsősorban keskeny hullámtér esetén – árvízvédelmi töltések szerkezetét gyengíthetik (Czabán & Gruber 2018). Adatközlőink ezen hatásokkal kapcsolatos tudásanyagát és véleményeit tanulmányunk első részében ismertettük (Juhász *et al.* 2019).

Élőhelyválasztás

Az élőhelyválasztásról főként azok az adatközlők tudtak komplex véleményt formálni, akik a különböző folyó-, patak- vagy csatornaszakaszok elfoglalásának sorrendjét nyomon követték. Ennek oka, hogy a faj ma már az alkalmas élőhelyek döntő többségén megjelent (Juhász *et al.* 2019). A témakör megismerését tovább nehezíti az, hogy a hód a Kárpát-medencébe való visszatérése során meghatározott útvonalakon, Magyarországon elsősorban a nagy folyókról a kisvízfolyások irányába haladva jutott el az ország különböző víztesteire.

Csehországban, a Morva mentén a bokorfüzeseket és a fűz-nyár ligeterdőket mind az élőhely, mind pedig a táplálkozóhely élőhelyen belüli kiválasztása során előnyben részesítette más társulástípusokhoz képest (John & Kostkan 2009). Ugyanabban a vizsgálati térségben a puhafákban gazdag folyószakaszokat már a visszatelepülés korai fázisában elfoglalta, és az utakhoz vagy településekhez közelebb eső területeken jelent meg legkésőbb (John *et al.* 2010). Franciaországban, a Loire mentén minél nagyobb volt a *Salix* és *Populus* fajokból rendelkezésre álló kínálat, annál kisebbnek bizonyult az egyedek a mozgáskörzete (Fustec *et al.* 2001). Azt is kimutatták, hogy a várak és kotorékok 50%-osnál nagyobb meredekségű partokon épültek, homokpadokon nem, továbbá a fásszárú növényzet borítása is szerepet játszott a hely kiválasztásában (Fustec *et al.* 2003). Ezen tudományos eredmények összhangban vannak adatközlőink többségének véleményeivel, sőt az interjúkból származó adatok és az interjúidézetek (2. függelék) tükrözik, hogy a megkérdezettek sok esetben törekednek az élőhely- és kotorékéhválasztás ennél mélyebb megértésére is.

A magyarországi visszatelepítések idején a telepítési helyszínek kijelölésével kapcsolatban még kevés európai ajánlás állt rendelkezésre (Macdonald *et al.* 2000). Az észak-amerikai élőhelyalkalmassági modell (Allen 1983) és az európai modellek Kárpát-medencén belüli élőhelyekre való adaptálásának lehetőségét korlátozottnak ítélték meg (Haarberg 2007). A Tisza menti telepítések tervezésekor a következő kritériumokat tartották fontosnak: tartós a vízborítás; megfelelő

fácsszárú táplálékkínálat áll rendelkezésre a víztől számított 20 méteres távolságon belül; a meder nem kövezett, nem betonozott; a part meredeksége helyenként meghaladja a 45%-ot, de nem szakadópart; a felső partél legalább 0,5-1 méterrel a „magas vízszint” felett van; a partot nem terheli jelentős gyalogos- vagy autóforgalom; a vízfolyás medrének esése 0-2%, mélysége 2-3 m, és szélessége legalább 5 méter; a vízszint stabil; a víz nem intenzíven halászott; nincs jelentős motorcsónak-forgalom; a terület közutaktól, vasutaktól távolabb esik (Bozsér 2002, Haarberg-Bozsér 2005). Adatközlőink szerint a visszatelepítések fenti ajánlásokat részben alkalmazó gyakorlata egyes esetekben a faj tartós megtelepedését vonta maga után, több esetben azonban az egyedek hosszabb-rövidebb idő után elhagyták a telepítési helyszínt. Az Alsó-Tisza völgy holtágain elengedett hódok az elengedést követően a mentett oldalon és az élő folyón kerestek új élőhelyeket (Juhász 2018).

Adatközlőink tapasztalatai és terepi vizsgálatok eredményei (Czabán 2017, Juhász 2018, Buzetky & Juhász 2019) ma már azt mutatják, hogy a hód megtelepszik és magas, akár 5 család/10 fkm állománysűrűséget is elérhet a jelentős vízszintingadozással bíró nagy folyóinokon is, tehát jól alkalmazkodik a vízszint szélsőséges változásaihoz. Gátépítésével pedig a sekély vízfolyásokat saját megtelepedésére alkalmassá teszi (Czabán 2016).

Ismeretterjesztés és az adatközlők által érzékelt tudáshiány a helyi lakosság körében

Helyi közösségekben a természettel kapcsolatos tudás kialakulásában fontos szerepe van a közösségen belüli tudásátadási mechanizmusoknak és a személyes tapasztalatoknak (Reyes-García *et al.* 2009, Guimbo *et al.* 2011). Az egyes fajokkal kapcsolatos jelenségek percepciójára és a konfliktusokra a média is jelentős hatást gyakorolhat (Gore & Knuth 2009, Jemison 2017). A tudományos eredmények lakossággal, érdekcsoportokkal való megismertetése változást okoz a fajok ismeretében, valamint hozzájárulhat a konfliktusok mérsékléséhez (Espinosa & Jacobson 2012).

Ahogy arról adatközlőink is beszámoltak, a magyarországi hód-visszatelepítések idején a telepítési helyszínek közelében, valamint néhány további kiválasztott területen lakossági tájékoztatás és ismeretterjesztő tevékenység zajlott. A WWF Magyarország és az OBI szervezésében megvalósult „hódórák” több mint 20 000 diákot szólítottak meg (Bajomi 2011). Minden telepítés esetén sor került egy sajtónyilvános elengedésre, ezekről újságok, televíziós és rádióműsorok, valamint internetes portálok is hírt adtak (Bajomi 2011). Egyes magyar nyelvű, online kiadványok (Bozsér 2001, Haarberg 2007, Czabán 2013) a fajjal kapcsolatos ismeret-szerzést a telepítési program lezárulása után is folyamatosan segítik.

A hóddal kapcsolatos hagyományos ökológiai tudás a faj korábbi kipusztulását követően, másfél évszázad alatt szinte teljesen elveszett (Babai *et al.* 2019). Jelen vizsgálat adatközlőinek közel fele szerint a tudáshiány általános, a lakosság számottevő része azzal sincs tisztában, hogy a hód növényevő, sokan halfogyasztónak gondolják. Ezt a képet azonban árnyalja egy három tájban végzett kutatás eredménye, mely szerint a helyiek ugyan sok esetben nem tudják azt, hogy mi a fadöntés célja, vagy azt, hogy mit eszik a hód, mégis széleskörű tapasztalati tudással rendelkeznek a hód által megrágott fásszárú fajokkal és a hód életmódjának néhány egyéb aspektusával kapcsolatban (Juhász *et al.* 2017).

A helyi közösségek tagjai jobban ismerik a feltűnő tevékenységet folytató, a lakóhelyük közelében élő, a közösség életére potenciálisan hatást gyakorló, tehát például gazdasági károkat okozó, továbbá a kulturális jelentőséggel bíró állatfajokat (Ulicsni *et al.* 2019). Ugyanakkor a természettel való személyes kapcsolat, a tájban töltött idő és az életmód is befolyásolja a természetismeretet (Zarger 2002, Karjalainen & Habeck 2004, Zent 2013). A hód esetén továbbá az élőhelyek jellege hatást gyakorolhat a megszerzett ismeretekre és a faj megítélésére: a nagyobb folyók hullámterében a hód tevékenysége olykor észrevétlen marad a laikus szemlélő számára (Juhász *et al.* 2019), a kisvízfolyásokon és a lakott területek közelében azonban annál szembeötlőbb, gyakran konfliktust generál (Czabán & Gruber 2018). Továbbá az adatközlőktől származó információk alapján eltérések mutatkoznak abban a tekintetben, hogy hol milyen forrásokból és milyen hatékonyan tájékozódhatnak a helyiek a faj jelenlétéről, tevékenységéről. Mindezen okok miatt jelentős különbségek lehetnek a hód ismeretében a különböző térségek között és a térségeken belül is. Úgy véljük, a hódot a társadalom szélesebb rétegét megszólító kommunikáció során nem szükséges kiemelten kezelni, de életmódjának bemutatását mindenképpen érdemes integrálni a vizes élőhelyekkel kapcsolatos általános ismeretterjesztésbe.

Általános megállapítások, ajánlások

Az adatközlők a kérdések megválaszolásakor elsősorban a saját térségükben végzett megfigyeléseiket, személyes tapasztalataikat ismertették. Az interjúk segítségével nyert információk szakirodalmi környezetben való értelmezése jelentősen segítette a hazánkban élő hódok jobb megismerését. Az adatközlőknek az ország más részeire, egészére többnyire kevés volt a rálátásuk a vizsgált jelenségekkel kapcsolatban. Ez egyfelől rámutat az ismeretek szintetizálásának szükségességre, ugyanakkor kétrészes tanulmányunk elkészítése során hozzájárult a térségek közti különbségek megismeréséhez, értelmezéséhez.

Egyes témakörök vizsgálatakor – ilyenek például a faj visszatérésének története, a konfliktusok és a faj helyiek általi ismerete – elsősorban a társadalomtudományos módszerekre támaszkodhatunk. Más kérdéscsoportok azonban ha-

tékonyan kutathatók terepi módszerekkel. Ugyanakkor nagyszámú szakember megkérdezésével utóbbiakkal kapcsolatban is előkerülhetnek olyan, ritkán megfigyelhető jelenségek, melyek intenzívebb, de alkalmi és lokális terepi vizsgálatok során nem biztos, hogy észlelhetők. A jövőben érdemes lesz a Kárpát-medencében végzett, célirányos terepi vizsgálatokkal is megerősíteni minél több, az interjúkban elhangzott megállapítást. Az interjúkészítés nem csak a tapasztalati tudás összegyűjtését teszi lehetővé, hanem a módszer segítségével fény derül a szakembereket leginkább foglalkoztató kérdésekre, ami jelentősen segítheti az új kutatási irányvonalak kijelölését, és a későbbi vizsgálatok megtervezését.

A tanulmány első részében (Juhász *et al.* 2019) bemutatott ember-vadvilág konfliktusok témája kiemelten aktuális, ezek a problémák több társadalmi csoportot érintenek és jelentőségük a hód állományának gyarodásával párhuzamosan növekszik. A konfliktusok mérséklésében a természetvédelmi szakemberek helyi szinten folytatott kommunikációs és ismeretterjesztési tevékenysége fontos szerepet játszhat, de a problémák országos szinten való kezeléséhez szakmaközi egyeztetésekre van szükség.

A hód állománya az Európa-szerte zajlott visszatelepítési programok következtében megerősödött. Ennek ellenére a faj ökoszisztéma-mérnök tevékenysége, élőhely-átalakító és élőhely-létrehozó képessége miatt továbbra sem kerülhet ki a természetvédelem fókuszából. A területek állapotának, flórájának és faunájának védelme érdekében terepi módszerekkel szükséges vizsgálni a hód ökológiai hatásait. Csak ilyen módon nyerhet megállapítást az, hogy milyen esetekben és miért fontos védeni a faj tevékenységét, vagy éppen ellenkezőleg, mikor szükséges egy-egy természetvédelmi szempontból kedvezőtlen következmény miatt beavatkozni.

Köszönetnyilvánítás – Szeretnénk köszönetet mondani adatközlőinknek: Albert András, Bajomi Bálint, Bártol István, Bátky Gellért, Czabán Dávid, Csór Sándor, Darányi László, Fülöp Tihamér, Füzfa Zoltán, Gáborik Ákos, Gál Lajos, Gruber Ágnes, Gruber Tamás, Habarics Béla, Harsányi Dezső, Harsányi Krisztián, Hegyeli Zsolt, Herczeg Ferenc, Imecs István, Kleszó András, Kovács Zoltán, Kovács László, Lelkes András, Lontay László, Lovászi Péter, dr. Lökkös Andor, Megyer Csaba, Mócsán András, Monoki Ákos, Mórocz Attila, Németh Árpád, Óze Péter, Peimli Piroska, Pellinger Attila, Petrovics Zoltán, Placzer Gábor, Právic Márk, Puskás József, Sallai Zoltán, Selmecei Kovács Ádám, Seres Mihály Nándor, Sipos Tibor, Sugár Szilárd, Szabó Csaba, Szekeres Zsófia, Dr. Szinetár Csaba, dr. Tallósi Béla, Tamás Ádám, Terhes Attila, Tóth Mihály, Urbán László, Varju József, Zákány Albert és két anonim adatközlő. Köszönjük továbbá Bajomi Bálint, Czabán Dávid, Gruber Tamás és az adatközlők kiválasztásában részt vett személyek szakmai segítségét, a tíz magyarországi nemzeti park igazgatóság együttműködését, valamint a WWF Magyarországnak a rendelkezésünkre bocsátott jelentéseket. Az Innovációs és Technológiai Minisztérium ÚNKP-19-3 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának szakmai támogatásával készült.

Irodalomjegyzék

- Allen, A. W. (1982): *Habitat suitability index models: Beaver*. – US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service Biological Report 82 (10.30 Revised), Washington, 20 p.
- Babai D., Ulicsni V., Biró M., Juhász E. & Molnár Zs. (2019): „Az emberek nem tudják miféle. Még emlékezet se volt róluk!” Természetismeret-szerzési mechanizmusok egy visszatelepített ökoszisztéma-mérnök faj (eurázsiai hód – *Castor fiber*) kapcsán. – *Ethno-Lore*. **36**: 227–244.
- Bajomi, B. (2011): *Az eurázsiai hód (Castor fiber) visszatelepítésének tapasztalatai Magyarországon*. – WWF Magyarország, Budapest, 54 p.
- Bozsér O. (2000) A jót választani kell – Hódok Gemencen. – *Élet és Tudomány* **12**: 368–370.
- Bozsér, O. (2001): *Hódok az óvilágban*. – WWF Magyarország, Budapest, 28 p.
- Bozsér, O. (2002): *Hódelőhely alkalmassági felmérés a Közép-Tiszaí Tájvédelmi Körzetben*. – WWF Magyarország, Budapest, 13 p.
- Buzetzký, Gy. & Juhász, E. (2019): *Eurázsiai hódok (Castor fiber) a Dráva Baranya megyei szakaszán*. – Kutatási jelentés. Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóság, 6 p.
- Campbell-Palmer, R., Schwab, G., Girling, S., Lisle, S. & Gow, D. (2015): *Managing wild Eurasian beavers: a review of European management practices with consideration for Scottish application*. – Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 812. Scottish Natural Heritage, Inverness, United Kingdom, 51 p.
- Czabán, D. (2003): *A Hanságba visszatelepített hódok (Castor fiber) élőhely- és táplálékválasztási szokásai*. – MSc diplomadolgozat, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest, 71 p.
- Czabán, D. (2013): *Éljünk együtt a hódokkal, de hogyan?* – WWF Magyarország, Budapest, 41 p.
- Czabán, D. (2016): Hódok a Szigetközben. – In: Korda, M. (szerk.): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére*. Tanulmánygyűjtemény. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 403–418.
- Czabán, D. (2017): *A hód állományának vizsgálata az FHNP működési területén*. – Kutatási jelentés. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród, Kézirat, 45 p.
- Czabán, D. & Gruber, T. (2018): Visszatértek a hódok – áldás vagy átok? – *Termvéd Közlem.* **24**: 67–74. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2018.24.67>
- Danilov P. I. & Kanshiev V. Y. (1983): The state of populations and ecological characteristics of European (*Castor fiber* L.) and Canadian (*Castor canadensis* Kuhl.) beavers in the north-western USSR. – *Acta Zool. Fenn.* **174**: 95–97.
- Danilov, P. I. & Fyodorov, F. V. (2015): Comparative characterization of the building activity of Canadian and European beavers in northern European Russia. – *Russ. J. Ecol.* **46**: 272–278. <https://doi.org/10.1134/S1067413615030029>
- Dzięciołowski, R. & Misiukiewicz, W. (2002): Winter food caches of beavers (*Castor fiber*) in NE Poland. – *Acta Theriol.* **47**: 471–478. <https://doi.org/10.1007/BF03192471>
- Enck, J. W., Bishop, P. G., Brown, T. L. & Lamendola, J. E. (1992): *Beaver-related Attitudes, Experiences, and Knowledge of Stakeholders in Wildlife Management Unit 21.*, 74 p.
- Espinosa, S. & Jacobson, S. K. (2012): Human-wildlife conflict and environmental education: Evaluating a community program to protect the Andean bear in Ecuador. – *J. Environ. Educ.* **43**: 55–65. <https://doi.org/10.1080/00958964.2011.579642>
- Fustec, J., Lodé, T., Le Jacques, D. & Cormier, J. P. (2001): Colonization, riparian habitat selection and home range size in a reintroduced population of European beavers in the Loire. – *Freshw. Biol.* **46**: 1361–1371. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00756.x>
- Fustec, J., Cormier, J. P. & Lodé, T. (2003): Beaver lodge location on the upstream Loire River. – *Comptes rendus biologies* **326**: 192–199. [https://doi.org/10.1016/S1631-0691\(03\)00057-X](https://doi.org/10.1016/S1631-0691(03)00057-X)

- Fustec, J. & Cormier, J. P. (2007): Utilisation of woody plants for lodge construction by European beaver (*Castor fiber*) in the Loire valley, France. – *Mammalia* **2007**: 11–15. <https://doi.org/10.1046/10.1515/MAMM.2007.002>
- Guimbo, I. D., Mueller, J. G. & Larwanou, M. (2011): Ethnobotanical knowledge of men, women and children in rural Niger: a mixed-methods approach. – *Ethnobot. Res. Appl.* **9**: 235–242.
- Gorzycza, E., Krzemiń, K., Sobucki, M. & Jarzyna, K. (2018). Can beaver impact promote river renaturalization? The example of the Raba River, southern Poland. – *Sci. Total Environ.* **615**: 1048–1060. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.245>
- Gore, M. L. & Knuth, B. A. (2009): Mass media effect on the operating environment of a wild-life related risk communication campaign. – *J. Wildl. Manage.* **73**(8): 1407–1413. <https://doi.org/10.2193/2008-343>
- Haarberg-Bozsér, O. (2005): *Hódélőhely alkalmassági felmérés az Alsó-Tisza-vidéken*. – WWF Magyarország, Budapest, 13 p.
- Haarberg, O. & Rosell, F. (2006): Selective foraging on woody plant species by the Eurasian beaver (*Castor fiber*) in Telemark, Norway. – *J. Zool.* **270**: 201–208. doi: <http://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00142.x>
- Haarberg, O. (2007): *Amit a hódról tudni érdemes*. – WWF füzetek 26. WWF Magyarország, Budapest, 30 p.
- Hartel, T., Fischer, J., Câmpeanu, C., Milcu, A. I., Hanspach J. & Fazey, I. (2014): The importance of ecosystem services for rural inhabitants in a changing cultural landscape in Romania. – *Ecol. Soc.* **19**: <https://doi.org/10.5751/ES-06333-190242>
- Hartman, G. & Törnlov, S. (2006): Influence of watercourse depth and width on dam-building behaviour by Eurasian beaver (*Castor fiber*). – *J. Zool.* **268**: 127–131. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2005.00025.x>
- Jemison, M. (2017): Communication considerations for one health: the influence of media framing on representations of a human-bat disease conflict in the Australian print media. – *Aust. Zool.* **38**: 505–517. <https://doi.org/10.7882/AZ.2017.002>
- Jenkins, S. H. (1980): A size distance relation in food selection by beavers. – *Ecology*, **61**: 740–746.
- Jones, K., Gilvear, D., Willby, N. & Gaywood, M. (2009): Willow (*Salix* spp.) and aspen (*Populus tremula*) regrowth after felling by the Eurasian beaver (*Castor fiber*): implications for riparian woodland conservation in Scotland. – *Aquat. Conserv.* **19**: 75. <http://doi.org/10.1002/aqc.981>
- John, F. & Kostkan, V. (2009): Compositional analysis and GPS/GIS for study of habitat selection by the European beaver, *Castor fiber* in the middle reaches of the Morava River. – *Folia Zool.* **58**: 76–86.
- John, F., Baker, S. & Kostkan, V. (2010): Habitat selection of an expanding beaver (*Castor fiber*) population in central and upper Morava River basin. – *Eur. J. Wildl. Res.* **56**: 663–671. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0361-5>
- Johnston C. A. & Naiman R. J. (1990) Browse selection by beaver: effects on riparian forest composition. – *Can. J. For. Res.* **20**: 1036–1043. <https://doi.org/10.1139/x90-138>
- Juhász, E. (2017): *Az eurázsiai hód (Castor fiber) táplálék-preferenciájának és területhasználatainak vizsgálata*. – OTDK dolgozat, Szegedi Tudományegyetem, 39 p.
- Juhász, E., Babai, D., Biró, M., Molnár, Zs. & Ulicsni, V. (2017): Az eurázsiai hód (*Castor fiber*) táplálkozási és fásszárú-használati szokásaival kapcsolatos helyi tudás két évtizeddel a visszatelepítések kezdete után a Kárpát-medencében. – *Termvéd. Közlem.* **23**: 182–200. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2017.23.182>
- Juhász, E. (2018): Az eurázsiai hód (*Castor fiber* Linnaeus, 1758) elterjedése és tevékenysége a Dél-Alföldön – *Állattani Közlem.* **103**: 15–32. <https://doi.org/10.20331/AllKoz.2018.103.1-2.15>

- Juhász E., Biró M., Ulicsni V. & Molnár Zs. (2019): Természetvédők és kutatók ismeretei az eurázsiai hód kapcsán a Kárpát-medencében I.: elterjedés, életnyomok, az együttélés lehetőségei, az elhullás okai. – *Termvéd Közlem.* **25**: 59–79. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2019.25.59>
- Karjalainen, T. P. & Habeck, J. O. (2004): When 'the environment' comes to visit: local environmental knowledge in the far north of Russia. – *Environ. Values* **2004**: 167–186.
- Krojerová-Prokešová, J., Barančeková, M., Hamšíková, L. & Vorel, A. (2010): Feeding habits of reintroduced Eurasian beaver: spatial and seasonal variation in the use of food resources. – *J. Zool.* **281**: 183–193. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2010.00695.x>
- Law, A., Jones, K. C. & Willby, N. J. (2014): Medium vs. short-term effects of herbivory by Eurasian beaver on aquatic vegetation. – *Aquat. Bot.* **116**: 27–34. <http://doi.org/10.1016/j.aquabot.2014.01.004>
- Law, A., Gaywood, M. J., Jones, K. C., Ramsay, P. & Willby, N. J. (2017): Using ecosystem engineers as tools in habitat restoration and rewilding: beaver and wetlands. – *Sci. Total Environ.* **605**: 1021–1030. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.173>
- Macdonald, D. W., Tattersall, F. H., Rushton, S., South, A. B., Rao, S., Maitland, P. & Strachan, R. (2000): Reintroducing the beaver (*Castor fiber*) to Scotland: a protocol for identifying and assessing suitable release sites. – *Animal Conservation forum* **3**: 125–133. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2000.tb00237.x>
- Mátrai, B. (2019): Az eurázsiai hód (*Castor fiber*) táplálkozásának vizsgálata Budapesten. – Szakdolgozat, Szent István Egyetem, 37 p.
- McKinstry, M. C. & Anderson, S. H. (1999): Attitudes of private-and public-land managers in Wyoming, USA, toward beaver. – *Environ. Manage.* **23**: 95–101. <https://doi.org/10.1007/s002679900170>
- Müller-Schwarze, D. (2011). *The beaver: its life and impact*. – Cornell University Press, 216 p.
- Naiman, R. J., Melillo J. M. & Hobbie J. E. (1986): Ecosystem alteration of boreal forest streams by beaver (*Castor canadensis*). – *Ecology* **67**: 1254–1269. <https://doi.org/10.2307/1938681>
- Newing, H. (2010). *Conducting research in conservation: social science methods and practice*. – Routledge, London and New York, 376 p.
- Nolet, B. A., Hoekstra, A. & Ottenheim, M. M. (1994): Selective foraging on woody species by the beaver *Castor fiber*, and its impact on a riparian willow forest. – *Biol. Conserv.* **70**: 117–128. [http://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)90279-8](http://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90279-8)
- Payne, N. F. & Peterson, R. P. (1986): Trends in complaints of beaver damage in Wisconsin. – *Wildl. Soc. Bull.* (1973-2006), **14**: 303–307.
- Právcis, M. (2012): *Az eurázsiai hód (Castor fiber) állományának és táplálkozásának vizsgálata a Kerka mentén*. – Szakdolgozat, Nyugat-Magyarországi Egyetem, 72 p.
- Reyes-García, V., Broesch, J., Calvet-Mir, L., Fuentes-Peláez, N., McDade, T. W., Parsa, S., Tanner, S., Huenca, T., Leonard, W.R., Martínez-Rodríguez, M. R. & TAPS Bolivian Study Team (2009): Cultural transmission of ethnobotanical knowledge and skills: an empirical analysis from an Amerindian society. – *Evol. Hum. Behav.* **30**: 274–285. <https://doi.org/10.1016/j.evolhumbehav.2009.02.001>
- Rosell, F., Bozser, O., Collen, P. & Parker, H. (2005): Ecological impact of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems. – *Mammal rev.* **35**: 248–276.
- Santo, A. R., Guillozet, K., Soricce, M. G., Baird, T. D., Gray, S., Donlan, C. J. & Anderson, C. B. (2017): Examining private landowners' knowledge systems for an invasive species. – *Hum. Ecol.* **45**: 449–462. <https://doi.org/10.1007/s10745-017-9920-7>
- Tallósi, B. (2013): *A betelepített hódpopulációra vonatkozó megfigyelési adatok és a faj természetvédelmi helyzete a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság Közép-Tisza-Jászság Természetvédelmi Tájégságének területén 2012 decembere és 2013 márciusa között*. – Kézirat, WWF Magyarország, Budapest, 28 p.

- Ulicsni, V., Babai, D., Vadász, Cs., Vadász-Besnyői, V., Báldi, A. & Molnár, Zs. (2019): Bridging conservation science and traditional knowledge of wild animals: The need for expert guidance and inclusion of local knowledge holders. – *Ambio*, **48**: 769–778. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1106-z>
- Ulicsni, V., Babai, D., Juhász, E., Molnár, Zs. & Biró, M. (2020): Local knowledge about a newly reintroduced, rapidly spreading species (Eurasian beaver) and perception of its impact on ecosystem services. – *Plos One*, **15**: e0233506. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0233506>
- Valachovič, D. (2014): *Manual of beaver management within Danube River basin*. Danube Parks, 76 p.
- Varju, J. & Jánoska, F. (2015): Az eurázsiai hód (*Castor fiber* Linnaeus, 1758) fás szárú táplálékpreferenciája és élőhelyhasználata a Mosoni-Dunán. – *Erdészettudományi Közlem.* **5**: 129–144. <https://doi.org/10.17164/EK.2015.009>
- Vorel, A., Válková, L., Hamšíková, L., Maloň, J. & Korbelová, J. (2015): Beaver foraging behaviour: Seasonal foraging specialization by a choosy generalist herbivore. – *Behav. Ecol. Sociobiol.* **69**: 1221–1235. <https://doi.org/10.1007/s00265-015-1936-7>
- Vorel, A., Dostál, T., Uhlíková, J., Korbelová, J. & Koudelka, P. (2016): *Handbook for Coexisting with beavers*. – Czech University of Life Sciences, Prague, 136 p.
- Westbrook, C. J., Cooper, D. J. & Baker, B. W. (2011): Beaver assisted river valley formation. – *River Res Appl.* **27**: 247–256. <https://doi.org/10.1002/rra.1359>
- Wright J. P., Jones C. G. & Flecker A. S. (2002): An ecosystem engineer, the beaver, increases species richness at the landscape scale. – *Oecologia* **132**: 96–101. <http://doi.org/10.1007/s00442-002-0929-1>
- Zarger, R. K. (2002): Acquisition and Transmission of Subsistence Knowledge by Q'eqchi' Maya in Belize. – In: Stepp J. R., Wyndham F. S. & Zarger R. K. (eds.): *Ethnobiology and Biocultural Diversity*. University of Georgia Press, Athens, GA., pp. 592–603.
- Zent, S. (2013): Processual perspectives on traditional environmental knowledge. – In: Ellen R., Lycett S. J. & Johns S. E. (eds.): *Understanding Cultural Transmission in Anthropology: A Critical Synthesis*. Berghahn Books, New York and Oxford pp. 213–265.

Internetes hivatkozások:

http1: <http://magyarnemzetiparkok.hu/> Utolsó letöltés időpontja: 2020. április 3.

Knowledge of nature conservationists and researchers in the Carpathian Basin associated with the Eurasian beaver II: food choice, building activity, habitat selection of the species, communication about beavers

Erika Juhász¹, Marianna Biró², Dániel Babai³ & Zsolt Molnár²

¹*Eötvös Loránd University, Department of Plant Systematics, Ecology and Theoretical Biology, H-1117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/C, Hungary*

²*Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany, H-2163 Vácraátót, Alkotmány u. 2–4., Hungary*

³*Research Centre for the Humanities, Institute of Ethnology, H-1097 Budapest, Tóth Kálmán u. 4, Hungary*

E-mail: erikamaria.juhasz@gmail.com

We examined the knowledge of local nature conservationists and researchers associated with the Eurasian beaver through interviews. In the first part of our study (Juhász *et al.* 2019), we reported the spread of the beaver, recognisable beaver signs, possibilities of human-beaver coexistence and causes of mortality. In the second part (present paper), we show the answers to the questions related to the beaver's behaviour, communication about beavers, and perceptions about local inhabitants' knowledge. The informants observed the utilization of woody species belonging to 26 genera, the consumption of 19 herbaceous taxa, and the building of 15 herbaceous taxa into beaver dams and lodges. Furthermore, we gathered detailed information about the relation between habitat conditions and beaver activity (dam building, lodge construction and habitat selection). Data from the interviews about the beaver's behaviour can be a good complement to the results of field surveys, as well as help to better understand certain phenomena and to lay the foundations for new field research. The gaps in the knowledge of local people reported by the informants highlight that beavers' habits and effects should definitely be included in the general education about wetlands.

Keywords: *Castor fiber*, expert knowledge, structured interview, ecosystem engineer, reintroduction

Tartalomjegyzék

Természettudományi módszerek

Csecserits Anikó, Halassy Melinda, Rédei Tamás, Szitár Katalin és Botta-Dukát Zoltán: A selyemkóró (<i>Asclepias syriaca</i> L.) tömegességének változásai homoki parlagokon szukcesszió és természetvédelmi kezelés hatására	1
Falvai Dominika, Baltazár Tivadar, Szegleti Zsófia és Czóbel Szilárd: <i>Picea abies</i> és <i>Pinus mugo</i> fafajok egészségi állapotának vizsgálata a Wechselhegység természetközeli erdőállományaiban	16
Halassy Melinda, Kövendi-Jakó Anna, Bruna Paolinelli Reis, Sáradi Nóra, Szitár Katalin és Török Katalin: Nyílt homokpusztagyep helyreállítási lehetőségei akác ültetvények helyén: a kaszálás hosszú távú hatása	28
Hák Flóra, Misik Tamás és Sasvári János: Parlagi sas (<i>Aquila heliaca</i>) párok költésbiológiája a Hevesi-síkon	39
Németh Attila, Moldován Orsolya és Szél László: Mindig útban? – Városias környezetben fennmaradt földikutya-állományok megőrzésének kihívásai Magyarországon	52
Ruzsa János, Schneider Viktor, Farkas János és Németh Attila: A magyarországi földikutya-áttelepítések értékelése	70
Szórádi Zsófia, Csete Sándor és Altbäcker Vilmos: Ürgék gyakoriságát befolyásoló élőhelyi tényezők vizsgálata	93
Török Katalin, David Cevallos és Bede-Fazekas Ákos: Származási régiók növényföldrajzi felülvizsgálata honos fajok magjainak restaurációs célú felhasználására	109

Társadalomtudományi módszerek a természetvédelem szolgálatában

- Győrössy Dorottya, Szabadi Kriszta Lilla, Sulyán Péter Gábor, Halmai Zalán,
Görföl Tamás és Zsebők Sándor: Első budapesti közösségi denevérfelmérés
– Módszertani tapasztalatok és eredmények 120
- Juhász Erika, Biró Marianna, Babai Dániel és Molnár Zsolt: Természetvédők
és kutatók ismeretei az eurázsiai hód kapcsán a Kárpát-medencében II.:
táplálkozás, építés, élőhelyválasztás, ismeretterjesztés 138

Contents

Natural science methods

Anikó Csecserits, Melinda Halassy, Tamás Rédei, Katalin Szitár & Zoltán Botta-Dukát: Changes in abundance of common milkweed (<i>Asclepias syriaca</i> L.) on sandy old-fields during succession and due to conservation management	15
Dominika Falvai, Tivadar Baltazár, Zsófia Szegleti & Szilárd Czóbel: Investigation of the health status of <i>Picea abies</i> and <i>Pinus mugo</i> tree species in the semi-natural forest stands of the Wechsel Mountains	27
Melinda Halassy, Anna Kövendi-Jakó, Bruna Paolinelli Reis, Nóra Sáradi, Katalin Szitár & Katalin Török: Possibilities to restore open sand grassland at clear-cut black locust stands: long-term effect of mowing.	38
Flóra Hák, Tamás Misik & János Sasvári: Breeding biology of imperial eagle pairs (<i>Aquila heliaca</i>) on the Heves-Plain	51
Attila Németh, Orsolya Moldován & László Szél: Do they always stand in the way? – Challenges of blind mole rat protection in urban environments in Hungary	69
János Ruzsa, Viktor Schneider, János Farkas & Attila Németh: Evaluation of the Hungarian blind mole rat translocation projects	92
Zsófia Szórádi, Sándor Csete and Vilmos Altbäcker: Habitat characteristics affecting the density of European ground squirrel colonies.	108
Katalin Török, David Cevallos & Ákos Bede-Fazekas: Vegetation-based survey of seed transfer zones for restoration	119

Social science methods

- Dorottya Győrössy, Kriszta Lilla Szabadi, Péter Gábor Sulyán, Zalán Halmi,
Tamás Görföl & Sándor Zsebők: Methodological experiences and results
of the first bat citizen science project in Budapest. 137
- Erika Juhász, Marianna Biró, Dániel Babai & Zsolt Molnár: Knowledge of
nature conservationists and researchers in the Carpathian Basin associated
with the Eurasian beaver II: food choice, building activity, habitat selection
of the species, communication about beavers 166