

TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK

31. ÉVFOLYAM
VOLUME 31.

A Magyar Biológiai Társaság
Természetvédelmi és Ökológiai
Szakosztályának közleményei

—

Bulletins of the Nature Conservation and Ecology Section
of the Hungarian Biological Society



Budapest, 2025

A kiadvány a Magyar Tudományos Akadémia támogatásával készült. –
The publication was supported by the Hungarian Academy of Sciences.



Szakmai támogató: HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont –
Professional support: HUN-REN Centre for Ecological Research

A kötetet szerkesztette – Editors:

TINYA FLÓRA & KOVÁCS ESZTER

Szerkesztőbizottság – Editorial board:

TINYA FLÓRA (elnök – Editor-in-Chief, Vácrátót), TORMÁNÉ KOVÁCS ESZTER
(Gödöllő), BÁLDI ANDRÁS (Vácrátót), Zuzana Dítě (Bratislava, Slovak Republic)
FABÓK VERONIKA (Budapest), FENESI ANNAMÁRIA (Cluj Napoca, Romania)
HORVÁTH FERENC (Vácrátót), HORVÁTH GYÖZÖ (Pécs),
LIKER ANDRÁS (Veszprém) & MARGÓCZI KATALIN (Szeged)

Technikai szerkesztés, tördelés – Technical editor:

SOLTÉSZ ZOLTÁN

Korrektor – Proofreading:

KÓTAI KATA

Angol nyelvi lektor – English language editor:

SZÖVÉNYINÉ MÁRIALIGETI SÁRA

Szerkesztőség címe:

TINYA FLÓRA

HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont –
HUN-REN Centre for Ecological Research,

2163 Vácrátót, Alkotmány út 2–4.

E-mail: termeszetvedelmi.kozlemenyek@gmail.com

e-ISSN 2786-3506

Magyar Biológiai Társaság – Hungarian Biological Society

H-1113 Budapest, Karolina út 29/A 1. em. 102.

A folyóirat cikkei szabad hozzáférésűek és a Creative Commons Attribution 4.0 (CC BY 4.0) licenc alatt jelennek meg. – The articles of the journal are open-access, and are distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License 4.0 (CC BY 4.0).

Tartalomjegyzék

Gyakorlati természetvédelmi tapasztalatok

- Molnár Ábel Péter, Máté Klaudia és Bánfi Péter: „Nagyvizites módszertan”
– Ökológiai koncepcióra, közös tudásalkotásra és visszatérő terepi
egyeztetésekre épülő természetvédelmi élőhelykezelési gyakorlat a Körös–
Maros Nemzeti Parkban 19729

Természettudományos kutatások

- Varga Szabolcs, Riezing Norbert és Kenyeres Zoltán: A fűrészlábú szöcske
(*Saga pedo*) aktivitásának jelölés-visszafogás vizsgálata a csákvári Nagy-
Vásár-hegyen 19162
- Bozó László: Énekesmadarak fogásszámának középtávú változása egy dél-
tiszántúli fásításban 19163
- Szilágyi Sarolta, Aszalós Réka, Bölöni János, Frank Tamás, Kovács Bence,
Ódor Péter és Tinya Flóra: Természetvédelmi célú léknyítások hatása egy
cseres-tölgyes újulatára 19164
- Kováts László: A magyar futrinka (*Carabus hungaricus* Fabricius, 1792)
elterjedésének és élőhelyeinek természetvédelmi szempontú értékelése a
Dél-Mezőföldön 19726
- Kiss Réka, Lukács Katalin, Tóth Katalin, Tóth Ágnes, Godó Laura, Deák Balázs
és Valkó Orsolya: A restauráció korának és a magkeverék típusának szerepe
a restaurált gyepek beszántást követő regenerációjában 220964

Társadalomtudományi módszerek a természetvédelem szolgálatában

- Kanizsay Borbála, Ulicsni Viktor, Molnár Zsolt, Cserkész Tamás, Lanszki József
és Juhász Erika: Amerikai nyérc (*Neogale vison*): egy újonnan felbukkanó
inváziós emlősfaj Magyarországon 19799
- Székely Áron, Schlitt Bence Péter, Jásdi Mihály, Lóczi Zsolt és Mészáros Ádám:
Perspektívák az inváziós fajok gyérítésében: Tanulságok az I. Budapesti
Rákász Napról (Crustacea: Decapoda). 19803
- Mihók Barbara és Ballai Anna Mária: Láthatatlan Zöld: legyen a madárdal
mindenkié! – Inkluzív természetélmények látássérült személyek számára 20961

Könyvek és digitális anyagok ismertetése

- Tinya Flóra: Szakmai leltár és bakancslista Magyarország legjobb erdeiről . . . 19212

Contents

Lessons in Conservation Practice

Ábel Péter Molnár, Klaudia Máté & Péter Bánfi: 'Grand round'-like approach to nature conservation management planning based on iterative ecological conceptualization, knowledge co-production and recurring field consultations.	19729
---	-------

Scientific Research

Szabolcs Varga, Norbert Riezing & Zoltán Kenyeres: Activity of the Common Predatory Bush-cricket (<i>Saga pedo</i>) – based on a mark-recapture study carried out on the Nagy-Vásár Hill (Csákvár)	19162
László Bozó: Medium-term changes in the number of Passerines captured in a forested area in the South Transdanubia region.	19163
Sarolta Szilágyi, Réka Aszalós, János Bölöni, Tamás Frank, Bence Kovács, Péter Ódor & Flóra Tinya: Effects of conservation-oriented gap-cuttings on the regeneration of a Pannonian-Balkan Turkey oak–sessile oak forest.	19164
László Kovács: Conservation assessment of the distribution and habitats of <i>Carabus hungaricus</i> (Fabricius, 1792) in the Dél-Mezőföld region	19726
Réka Kiss, Katalin Lukács, Katalin Tóth, Ágnes Tóth, Laura Godó, Balázs Deák & Orsolya Valkó: Resilience of restored grasslands – Recovery processes after disturbance depend on the initial restoration method	220964

Social Sciences in Conservation

- Borbála Kanizsay, Viktor Ulicsni, Zsolt Molnár, Tamás Cserkész, József Lanszki
& Erika Juhász: American mink (*Neogale vison*): A newly emerging
invasive mammal species in Hungary 19799
- Áron Székely, Bence Péter Schlitt Mihály Jásdi, Zsolt Lóczi & Ádám Mészáros:
Perspectives on invasive species control: lessons from Hungary's first red
swamp crayfish removal day (Crustacea: Decapoda) 19803
- Barbara Mihók & Anna Mária Ballai: Invisible Green: let birdsong be for
everyone! – Improving access to nature for the blind and partially
sighted 20961

Reviews of Books and Digital Materials

- Flóra Tinya: Szakmai leltár és bakancslista Magyarország legjobb erdeiről . . . 19212

„Nagyvizites módszertan” – Ökológiai koncepcióra, közös tudásalkotásra és visszatérő terepi egyeztetésekre épülő természetvédelmi élőhelykezelési gyakorlat a Körös–Maros Nemzeti Parkban

Molnár Ábel Péter^{1*}, Máté Klaudia² és Bánfi Péter²

¹Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, 2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

²Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság, 5540 Szarvas, Anna-liget 1.

*E-mail: molnar.abel.peter@uni-mate.hu

Összefoglaló: Természetközeli élőhelyeink megőrzése a jelenlegi klimatikus, inváziós és gazdálkodási környezetben számos kihívással terhelt. A Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság az utóbbi évtizedben egyre nagyobb hangsúlyt fektet a tervezett, tudományosan megalapozott élőhelykezelések belső folyamatainak kidolgozására. Jelen tanulmányban az ún. „nagyvizites” élőhelykezelési módszertant ismertetjük, melynek célja a természetvédelmi élőhelykezelés intézményesítése, természetközeli élőhelyeink megőrzésének hatékonyabbá tétele. A módszertan legfontosabb elemei az ökológiai szempontú koncepció, a közös tudásalkotás és a rendszeres terepi egyeztetések. A „nagyvizites” módszertan első lépése a terület megismerése (pl. ökológiai adottságok, történetiség, vegetációdinamika). A terület adottságai ismeretében kezdődik meg a koncepció előkészítése. A koncepció készítése során történik meg az első terepi egyeztetés („nagyvizit”), ahol a koncepció részletes átbeszélése, finomítása és elfogadása zajlik, illetve megfogalmazódnak a koncepciónak megfelelő első elvégezhető beavatkozások is. A beavatkozás előtt további ökológiai szempontú részletes egyeztetések zajlanak, majd a beavatkozás után monitorozással történik a hatás nyomon követése. Az ún. „visszatérő nagyvizitek” során történik meg a beavatkozások közös értékelése, a jövőbeli beavatkozások tervezése, és adott esetben a koncepció módosítása. A módszertan alkalmazása során szerzett tapasztalataink alapján úgy gondoljuk, hogy jelentősen növelheti a természeti értékeink megőrzésének hatékonyságát, ha a fontosabbnak ítélt természetvédelmi élőhelykezelési kérdésekben (pl. egy különösen értékes terület kezelése vagy egy restaurációs beavatkozás) elkészül egy közös tudásalkotáson alapuló, ökológiai szempontú koncepció, és a beavatkozások tervezését és kivitelezését rendszeres ökológiai szempontú terepi egyeztetések kísérik.

Kulcsszavak: erdőssztyepp, természetvédelmi tervezés, adaptív menedzsment, Tiszántúl, Pannon régió

Bevezetés

A Föld ökológiai rendszerei az utóbbi évszázadokban korábban nem látott antropogén eredetű átalakulásokon mennek keresztül (IPBES 2019), mely jelenség hazánkban is tetten érhető (Báldi & Batáry 2011; Biró *et al.* 2018). A modern kori élőhelypusztulásoknak és fajkihalásoknak a háttérében zömében közvetlenül (pl. területhasználat) vagy közvetetten (pl. inváziós fajok terjedése, klímaváltozás) az emberi tevékenység áll (pl. Pievani 2014). Természeti értékeink megőrzése korunk legnagyobb kihívásai közé tartozik (pl. Rands *et al.* 2010), bizonyos esetekben még egyes fajok megőrzése is jelentős kihívások elé állítja a természetvédelmi szakembereket (pl. Haraszthy 2014; Gameiro *et al.* 2020), a komplex ökológiai rendszerek megőrzése pedig sok esetben még összetettebb feladat (pl. Molnár 2014; Keith *et al.* 2015).

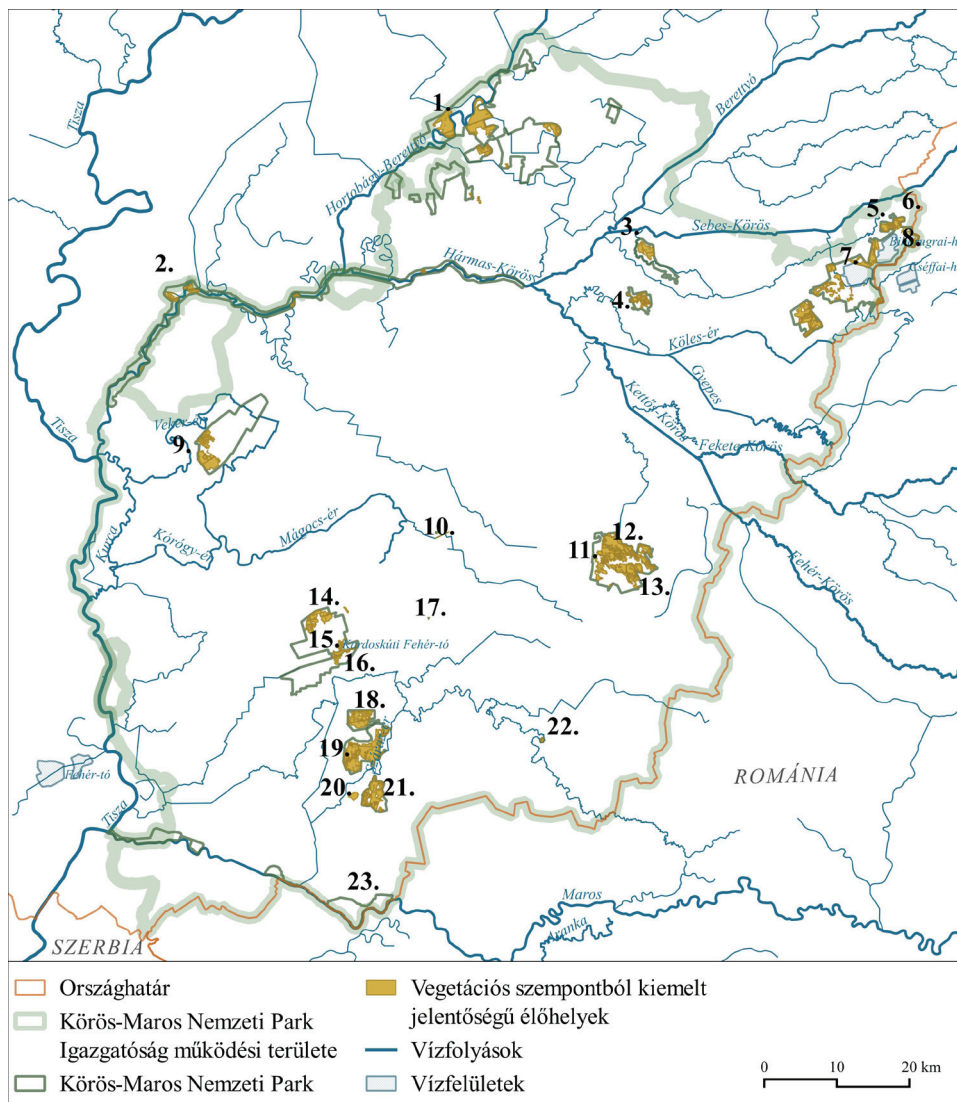
Minden szakterületen, így a természetvédelmi élőhelykezelésben is alapvető igény és elvárás a tervezés, tervezettség. Az elmúlt időszakban számos törekvés született kezelési, fenntartási és fajmegőrzési tervek formájában a kiemelten értékes fajok és természeti rendszerek védelmének érdekében. A gyakorlati hasznosulásig azonban ezek a dokumentumok túlságosan átfogó jellegük és statikusságuk miatt meglepően ritkán jutottak el (lásd European Commission 2023). A tapasztalatok alapján a feladat további nehézsége, hogy összetettségéből, jellemzően sokszereplős voltából fakadóan még egy jól összeállított tervet is nehéz a gyakorlatba átültetni, illetve a hatékony végrehajtását elérni (Hockings *et al.* 2006).

A hazai természetvédelem előtt hatalmas kihívások állnak (pl. klímaváltozás, özönfajok), de a lehetőségek sem lebecsülendők (pl. Európai Unió Természet-helyreállítási rendelete, LIFE program). Mindezek szinte köteleznek bennünket, természetvédelemmel foglalkozókat, arra, hogy a gyors ütemben halmozódó ökológiai tudást a lehető leghatékonyabban a gyakorlati természetvédelemben hasznosulóvá tegyük.

Cikkünkben a Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság által kidolgozott, és 2020 óta a gyakorlatban is alkalmazott, folyamatosan fejlődő természetvédelmi élőhelykezelési módszertant mutatjuk be, melynek három fő alappillére: 1) ökológiai szempontrendszerű koncepció, 2) különböző szakterületek képviselőinek közös tudásalkotása és 3) rendszeres terepi egyeztetések.

A módszertan kialakulása

A módszertan a Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság tudatosabb, ökológiailag megalapozottabb és tervezett élőhelykezelési gyakorlatának fejlesztése céljából



1. ábra. A Körös–Maros Nemzeti Park és az elkészült természetvédelmi élőhelykezelési koncepciók helyszínei. 1. Dévaványai-Ecsegi puszták mocsarai (2022); 2. Álom-zug és a Körös-ártér egyéb fás gyepek mozaikjai (2020); 3. Mágor-pusztá (2021); 4. Bélmegyeri Fáspusztá (2021); 5. Ugrai-rét (2023); 6. Sző-rét (2020); 7. Kis-Sárrét egyéb mocsarai (2023); 8. Kis-Sárrét cserjésedő-fásodó élőhelyei (2020); 9. Rekettys (2022); 10. Csorvási löszgyep (2021); 11. Szabadkígyósi Nagyerdő (2020); 12. Nagy-gyöp mocsara (2020); 13. Kígyósi-pusztá szárazgyepjei (2024); 14. Kis-Sóstó (2024); 15. Kardoskúti mocsarak (2024); 16. Kardoskúti Fehér-tó (2022); 17. Tatársánci ösgyep (2021); 18. Csanádi puszták szárazgyepjei (2024); 19. Nagy-Zsombék (2020); 20. Csikópusztai-tó (2024); 21. Liliomos (2020); 22. Tompapusztai löszgyep (2022); 23. Bökényi-öblözet (2022).

Figure 1. The area of the Körös–Maros National Park and the sites covered by nature conservation habitat management concepts. (For the numbering, see the Hungarian caption.)

jött létre. Az első igény, amely megfogalmazódott, az a vegetációs szempontból kiemelt jelentőségű élőhelyekre készülő koncepciók elkészítése volt. A koncepciók gyakorlatba illesztése során erősödött meg a rendszeres terepi egyeztetések (ún. „nagyvizitek”) szükségessége, mint a kezelés hatékonyabbá tételének egy eszköze. A módszertan harmadik pillére, tehát a közös tudásalkotás, a folyamat során vált egyre hangsúlyosabbá.

A módszertan olyan kiemelten értékes élőhelyekre koncentrál, amelyekkel külön is érdemes foglalkozni, de egyben példaként is szolgálhatnak és szolgálhatnak hasonló területek kezelése során. Ezek a vegetációs szempontból kiemelten értékes élőhelyek az élőhelytérképek természetességi attribútumai segítségével, illetve az évek alatt felhalmozódott tapasztalati tudáson alapuló intézményen belüli „jó élőhelyek” listája alapján lettek kijelölve és lehatárolva. Az adatbázis összesen 100 eltérő lokalitású területet foglal magában, amelyek átlagos kiterjedése 105 hektár (Máté és Bánfi 2023).

2020 óta összesen 23 természetvédelmi élőhelykezelési koncepció készült el (1. ábra), és 61 nagyvizit zajlott le (1. táblázat). A módszertan ismertetése az elmúlt 5 év tapasztalatain alapul, és annak ellenére, hogy továbbra is formálódik, jelen állapotában elég kiforottnak érezzük a közléshez és a szakmai diskurzusra bocsátáshoz.

1. táblázat. Az elmúlt öt évben megvalósult nagyvizitek élőhelytípusok szerint rendezve. (A táblázatban a számok a helyszíneket, a zárójelben szereplő számok a bejárásán részt vevő személyek számát jelöli.)

Table 1. „Grand round”-like surveys carried out in the past five years, categorized by habitat type. (In the table, the numbers indicate the sites, while the numbers in parentheses show the number of participants.)

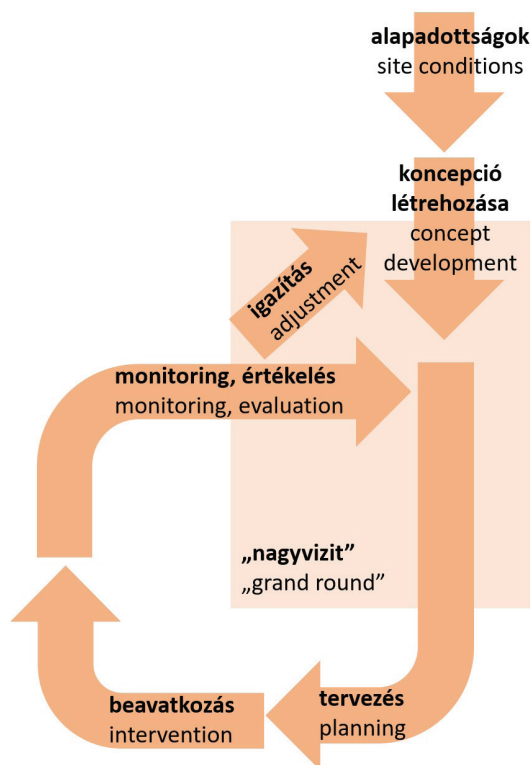
	Löszgyepek, sztyepprétek (Loess grasslands)	Szikesek és szikes tavak (Alkaline steppes and lakes)	Sziki magaskórósok (Alkaline tall herb vegetation)	Mocsarak (Marshlands)	Összes (Total)
2020	1 (6)			3 (7)	4 (7)
2021	1 (8)			4 (7)	5 (10)
2022	4 (14)	1 (8)	2 (10)	5 (14)	12 (18)
2023	4 (13)	1 (8)	2 (10)	4 (11)	11 (16)
2024	9 (24)	4 (17)	8 (14)	8 (24)	29 (24)

A módszertan ismertetése

A módszertan fő célja a természetvédelmi élőhelykezelés intézményesítése, hatékonyságának növelése egy közösségi szinten átlátható és következetes

struktúrával, közös tudásalkotással, ökológiai irányelvekkel és rendszeres terepi bejárásokkal. A módszertan a széles körben használt adaptív menedzsment alaplogikájára épül (Holling 1978; 2. ábra).

A „nagyvizites” módszertan első lépése a terület megismerése (pl. ökológiai adottságok, történetiség, vegetációdinamika). A terület adottságai ismeretében kezdődik meg a koncepció előkészítése. A koncepció készítése során történik meg az első terepi egyeztetés („nagyvizit”), ahol a koncepció részletes átbeszélése, finomítása és elfogadása zajlik, illetve megfogalmazódnak a koncepciónak megfelelő kezelések, beavatkozások is. A beavatkozás előtt további ökológiai szempontú, részleteket pontosító egyeztetések zajlanak, majd a beavatkozás után monitorozással történik a hatás nyomon követése. A visszatérő nagyvizitek során történik meg a beavatkozások közös értékelése, a jövőbeli beavatkozások tervezése és adott esetben a koncepció módosítása.



2. ábra. A „nagyvizites” természetvédelmi élőhelykezelés módszertanának logikai felépítése.

Figure 2. Structure of the „grand round”-like nature conservation habitat management methodology.

A módszertan fő elemei

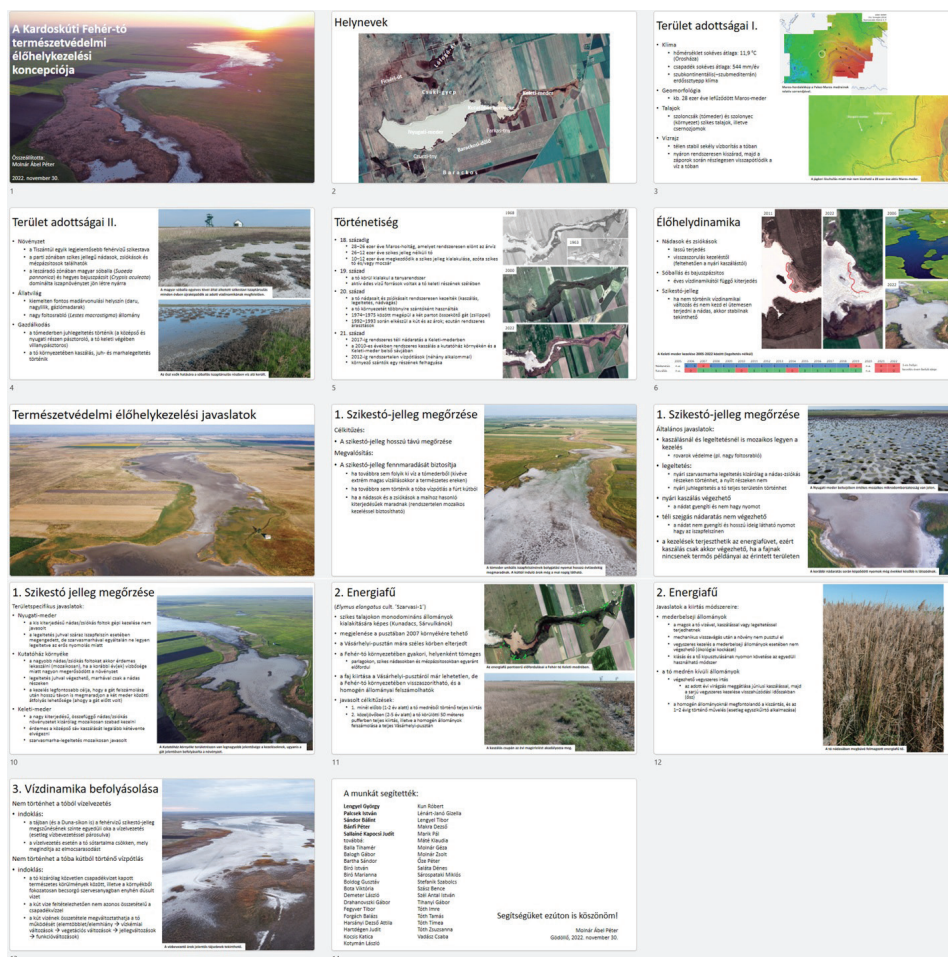
A természetvédelmi élőhelykezelésben nincsenek univerzális megoldások, ezért a tervezés előtt elkerülhetetlen a terület alapadottságainak részletes feltárása. A megismerésnek különböző módjai lehetnek, a módszertan fejlesztése során az alábbiakat alkalmazzuk: 1) a terület élőhely-térképezése – lehetőleg a környezetével együtt – (lásd pl. Molnár 2018) és táji kontextusának vizsgálata (lásd Molnár és Demeter 2020); 2) az év minden időszakát érintő rendszeres bejárások (legalább 2-3 évig, 2-4 havonta), mely során mindig megtörténik a terület aktuális állapotának dokumentálása (feljegyzések, drónfelvételek, fotók, fix lokalitású visszafotózások); 3) történeti ökológiai (lásd pl. Biró és Molnár 2016) és vegetációdinamikai (Molnár 2020) vizsgálatok végzése; valamint 4) a Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság munkatársainak élőhely-dinamikai és élőhelykezelési megfigyeléseinek dokumentálása interjúzással (ökológiai emlékezet, „oral history”) (lásd pl. Molnár 2018).

A koncepció a terület alapadottságait és a jövőbeli élőhelykezelések ökológiai szempontú irányelveit tartalmazza. A koncepció két főbb részből épül fel: az első részében az adott terület alapadottságainak összefoglalása található (területnevek, élőhelytérkép, klíma, geomorfológia, talaj, vízrajz, növényzet, állatvilág, gazdálkodás, történetiség, vegetációdinamikai modell), a második részében pedig az élőhelykezelési javaslatok szerepelnek (lásd pl. 3. ábra). A koncepcióhoz minden esetben tartozik egy melléklet (képtár), melyben az alapadottságok és a javaslatok további részletezése, magyarázása, szemléltetése történik képek, térképek, légi felvételek segítségével.

A koncepció formailag tömör, magyarázóábrákkal tagolt, könnyen befogadható szövegezésű, pdf-be exportált „ppt-előadás”. Formátumában és szövegezésében elsődleges szempont volt, hogy könnyen használható legyen hétköznapi döntéshozási szituációkban is.

A természetvédelmi élőhelykezelési koncepció elkészítéséért felelős személy a koncepció megalkotása során a fent felsorolt alapadottság-feltáró vizsgálatok elvégzése után és közben egyeztetéseket végez különböző specialistákkal és a Nemzeti Park Igazgatóság kollégáival, majd az előzetes koncepciót az első nagyvizit során vitára bocsátja, és a módosítási javaslatok szerint időlegesen véglegesíti.

Az élőhelykezelési javaslatok megfogalmazása egy elvrendszer alapján történik, mely alapvetően – még ha mások bevonásával is készül – a koncepció készítéséért felelős személy szakmai tudására épül, ezért valamilyen formában érdemes ismertetni egy külön dokumentumban.



3. ábra. A kardoskúti Fehér-tó természetvédelmi élőhelykezelési koncepciója (olvasható formában lásd a Függelékben).

Figure 3. Conservation management concept of Fehér Lake in Kardoskút (see Appendix for readable version [in Hungarian]).

A módszertan kiemelt eleme a rendszeres terepi egyeztetés (4. ábra). Ezeket összefoglaló néven nagyviziteknek nevezzük, céljuk a közös tudásalkotás a kezelés irányelveivel és részleteivel kapcsolatban. Alapvetően az őszi időszakban kerülnek megszervezésre, a tájegységek és a Természetmegőrzési Osztály érintett munkatársai, illetve külsős kutatók részvételével (összesen 6-10 fő). Az úgynevezett „első évi nagyvizit” során az érintett terület bejárása közben megtörténik az előzetes koncepció átbeszélése és finomítása, illetve az első elvégezhető beavatkozások meghatározása és tervezése. Emellett megtörténik



4. ábra. Nagyvizit a Csorvási mezsgyén (2022, 2023), a Tompapusztai löszgyepen (2021) és a Bélmegyeri Fáspusztán (2023). (A fényképeket a szerzők készítették.)

Figure 4. „Grand round”-like surveys at Csorvás (2022, 2023.), Tompapuszta (2021), and Bélmegyer (2023). (Photographs taken by the authors.)

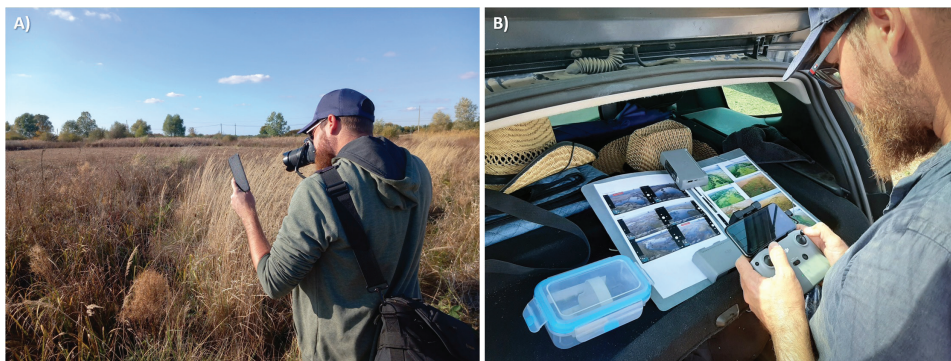
a tájegységi (terepi) és központi (adminisztratív) témafelelős kijelölése, az ő feladatuk lesz a beavatkozások koordinálása.

A beavatkozás (kezelés) megvalósulásáig szükség esetén további ökológiai szempontú részletező egyeztetések zajlanak, melyek között rendszeresen vannak kis létszámú terepi bejárások is.

A beavatkozás a Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság mindennapi szervezeti és működési rendszerébe illeszkedve valósul meg, koordinálását a területi és központi felelős végzi. A beavatkozás dokumentálásának igazgatóságon belüli platformja az éves ökológiai állapotjelentés.

A beavatkozás után megkezdődik a hatásmonitoring. A 2-4 havonta végzett monitoringbejárások során drónos és normál fényképezőgépes állapotdokumentáció, fix lokalitású visszafotózások, videófelvételek készítése történik, illetve hasonló, de máshogy kezelt élőhelyek nyomon követése is zajlik párhuzamosan (5. ábra).

Egy adott területen 1-3 éves rendszerességgel történnek úgynevezett „visszatérő nagyvizitek”, melyek során a hatásmonitoringból és a kezelés témafelelőseinek



5. ábra. Földi és drónos fotómonitoring szolgálja a területek változásainak nyomon követését.
(fényképek: Kovács Balázs és Máté Klaudia.)

Figure 5. Ground-based and drone photo monitoring track changes in the habitats. (Photo by Balázs Kovács and Klaudia Máté.)

tapasztalataiból levonható tanulságok alapján a további beavatkozások tervezése és – amennyiben szükséges – a koncepció módosítása zajlik. A koncepció módosítására abban az esetben is szükség lehet, ha olyan új hatás érinti a területet, amely a koncepció létrehozásakor még nem volt jelen (pl. 2022-es aszály hatása, vaddisznó megjelenése).

A módszertan elemeinek fejlesztése folyamatos. Formálódóban van például a visszatérő nagyvizitek alkalmával megtartott beszámolók tematikája, melynek során a témafelelősök ismertetik az adott terület legfontosabb ökológiai értékeit, az elmúlt egy év történéseit (pl. vízdinamika, kezelés), illetve ezek alapján javaslatot tesznek a jövőbeli kezelések finomítására. Szintén kiemelt jelentőségű a résztvevők tudásának szinten tartása, szinkronizálása. Ennek érdekében az élőhelyek ismeretével, dinamikájával, gyakorlati kezelési tapasztalataival kapcsolatos ismeretek megosztását segítő gyakorlatok is elindultak.

Zárógondolatok

Az ökológiai koncepcióra, közös tudásalkotásra és rendszeres terepi egyeztetésekre épülő természetvédelmi élőhelykezelési módszertan a kezelési célokat és beavatkozási folyamatokat szervezeti szinten átláthatóvá teszi – a koncepcionális kérdésektől a napi munkavégzés szintjéig. A módszertan lehetőséget biztosít arra, hogy a kiemelten értékes területek kezelése konszenzusosan tervezett legyen, ezzel a Nemzeti Park Igazgatóság élőhelykezelési feladatkörének egyfajta minőségbiztosítási rendszereként működjön.

A módszertan más hazai nemzeti parkok vagy egyéb természetvédelmi szervezetek számára is segítségül szolgálhat az élőhelykezelési munkájuk

hatékonyabbá tételében. A módszertan kellően rugalmas ahhoz, hogy könnyedén lehessen a helyi adottságokra formálni (pl. intézményi struktúra, feladattípus, rendelkezésre álló tudás és munkaerő).

A módszertan alkalmazása során szerzett tapasztalataink alapján úgy gondoljuk, hogy jelentősen növelheti a természeti értékeink megőrzésének hatékonyságát, ha a fontosabbnak ítélt természetvédelmi élőhelykezelési kérdésekben (pl. egy különösen értékes terület kezelése vagy egy restaurációs beavatkozás) elkészül egy közös tudásalkotáson alapuló, ökológiai szempontú koncepció, és a beavatkozások tervezését és kivitelezését rendszeres ökológiai szempontú terepi egyeztetések kísérik.

Reméljük, hogy a módszertan ismertetése inspirálóan fog hatni más nemzeti parkok élőhelykezelési gyakorlatára is, és ezáltal segítheti természeti értékeink hatékonyabb megőrzését a jelenlegi változó klimatikus, ökológiai, társadalmi és gazdasági körülmények között.

Köszönetnyilvánítás – A módszertan megalkotása egy iteratív folyamat volt, mely sokak gondolatai hatására alakult, formálódott, ezért szeretnénk megköszönni mindazoknak, akik ilyen jellegű gondolatokkal tudatosan vagy közvetve segítették a módszertan fejlesztését. KMNP: Balla Tihamér, Balogh Gábor, Biró István, Boldog Gusztáv, Drahanovszki Gábor, Forgách Balázs, Harsányi Dezső Attila, Járvás Katalin, Kalivoda Béla, Koszta Mihály, Kotymán László, Lénárt-Janó Gizella, Lengyel György, Lengyel Tibor, Makra Dezső, Marik Pál, Mihálka Bence, Molnár Géza, Óze Péter, Palcsek István Szilárd, Rómerné Bota Viktória, Sallainé Kapocsi Judit, Sándor Bálint, Sármayné Láng Katalin, Skripek Kamilla Klára, Stefanik Szabolcs, Szász Bence, Szél Antal István, Tirják László, Tóth Imre, Tóth Tamás, Tóth Zsuzsanna, továbbá: Bartha Sándor (HUN-REN ÖK), Bartha Csaba (BNPI), Bihaly Áron (HUN-REN ÖK), Biró Marianna (HUN-REN ÖK), Erdélyi Arnold (MATE), Csathó András István, Danyik Tibor (HOI), Demeter László (HUN-REN ÖK), Fegyver Tibor, Gebei Lóránt (HNPI), Guller Zsófia Eszter (MATE), Hartdégen Judit, Kálmán Nikolett, Kocsis Katica (HUN-REN ATK), Kovács Balázs (MATE), Kun Róbert (MATE), Malatinszky Ákos (MATE), Máté András, Molnár Attila (HNPI), Molnár Zsolt (HUN-REN ÖK), Németh Tamás (MATE), Saláta Dénes (MATE), Sárospataki Miklós (MATE), Tihanyi Gábor (HNPI), Tóth Tímea (KNPI), Vadász Csaba (KNPI). Köszönjük Kézdy Pálnak (DINPI) és Demeter Lászlónak (HUN-REN ÖK) a kézirat finomításához nyújtott észrevételeiket és javaslataikat.

Irodalomjegyzék

- Báldi, A., Batáry, P. (2011): The past and future of farmland birds in Hungary. *Bird Study* 58(3): 365–377. <https://doi.org/10.1080/00063657.2011.588685>
- Biró M., Molnár Á. (2016): A Kis-Sárrét törzsterület tájtörténeti elemzése. In: Biró M. & Molnár Á.: *A KMNP Kis-Sárrét országos jelentőségű természeti terület Kisgyantái-gyep élőhely-térképezése és a teljes védett terület tájtörténeti elemzése*. Kutatási jelentés, Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas. 197 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. *Conservation Biology* 32(3): 660–671. <https://doi.org/10.1111/cobi.13038>
- European Commission (2023): Assessment of the measures established in special protection areas and their effectiveness – Final report, *Publications Office of the European Union*. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/488430>
- Gameiro, J., Franco, A. M., Catry, T., Palmeirim, J. M., Catry, I. (2020): Long-term persistence of conservation-reliant species: Challenges and opportunities. *Biological Conservation* 243: 108452. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108452>
- Haraszthy, L. (2014): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértess Közalapítvány. 956 p.
- Hockings, M., Stolton, S., Leverington, F., Dudley, N., Courrau, J. (2006): *Evaluating Effectiveness: A framework for assessing management effectiveness of protected areas*. 2nd edition. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 105 p.
- Holling, C. S. (1978): *Adaptive Environmental Assessment and Management*. John Wiley & Sons. 402 p.
- IPBES (2019): *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental SciencePolicy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Bonn: IPBES secretariat, 56 p.
- Keith, D. A., Rodríguez, J. P., Brooks, T. M., Burgman, M. A., Barrow, E. G., Bland, L., et al., Spalding, M. D. (2015): The IUCN red list of ecosystems: Motivations, challenges, and applications. *Conservation Letters* 8(3): 214–226. <https://doi.org/10.1111/conl.12167>
- Máté, K., Bánfi, P. (2023): *Kiemelt élőhelyek lehatárolása*. Kézirat, Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas. 8 p.
- Molnár Á. (2018): *A Körös–Maros Nemzeti Park területhasználati feltárása*. Kutatási jelentés, Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas. 153 p.
- Molnár Á. P. (2020): *Élőhelykezelések növényzetalapú nyomon követése I*. Kutatási jelentés, Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas.
- Molnár Á. P., Demeter L. (2020): Egy Kárpát-medencei síkság–hegység flóragrádiens – A Tisza és a Bihar-csúcs közötti gyepek jellemzése, zonációs és vegetációtörténeti kontextusba helyezése. *Crisicum* 11: 7–39.
- Molnár, Zs. (2014): Élőhelyek. In: Haraszthy, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértess Közalapítvány. pp. 749–934.
- Pievani, T. (2014): The sixth mass extinction: Anthropocene and the human impact on biodiversity. *Rendiconti Lincei* 25: 85–93. <https://doi.org/10.1007/s12210-013-0258-9>
- Rands, M. R., Adams, W. M., Bennun, L., Butchart, S. H., Clements, A., Coomes, D., et al., Vira, B. (2010): Biodiversity conservation: challenges beyond 2010. *Science* 329(5997): 1298–1303. <https://doi.org/10.1126/science.1189138>

Függelék:

A cikkhez tartozó Függelék a folyóirat honlapján található.

1. Függelék: A Kardoskúti Fehér-tó természetvédelmi élőhelykezelési koncepciója

„Grand round”-like approach to nature conservation management planning based on iterative ecological conceptualization, knowledge co-production and recurring field consultations

Ábel Péter Molnár¹, Klaudia Máté² & Péter Bánfi²

¹*Hungarian University of Agriculture and Life Sciences,
Páter K. u. 1, H-2100 Gödöllő, Hungary*

²*Körös–Maros National Park Directorate, Anna liget 1, H-5540 Szarvas, Hungary*

The conservation of our semi-natural habitats faces numerous challenges in the current climatic, invasion, and land management context. Over the past decade, the Körös–Maros National Park Directorate has increasingly focused on developing internally consistent, scientifically grounded habitat management practices. In this study, we present the so-called ‘grand round’ (Hungarian: „nagyvizit”) habitat management methodology, which is aimed at institutionalizing nature conservation based habitat management and enhancing the effectiveness of preserving semi-natural habitats. The most important elements of this methodology are an iteratively developing ecological model (concept) of the site, the collaborative knowledge production, and the regular on-site consultations. The first step of the ‘grand round’-like methodology is getting to know the area (e.g., ecological characteristics, historical context, vegetation dynamics). Based on the site’s attributes, the preparation of the management concept begins. The first field consultation („grand round”) takes place during the concept development phase, where the plan is discussed in detail, refined, and approved collectively, and the initial interventions are also defined, aligned with the concept. Before any interventions, further, detailed ecological consultations take place. After an intervention, its effects are monitored. During the so-called “follow-up grand rounds”, interventions are jointly evaluated, future action is planned, and the concept is revised if necessary. Based on our experience with the application of this methodology, we believe that the effectiveness of conserving our natural assets can be significantly enhanced if, in the case of habitat management issues deemed particularly important (e.g., the management of highly valuable areas or the implementation of restorative interventions), an ecologically grounded concept is developed through collaborative knowledge production. We also consider it essential for the planning and implementation of interventions to be accompanied by regular field consultations focusing on ecological aspects.

Keywords: forest steppe, conservation planning, adaptive management, Trans-Tisza region, Pannonian region

Beérkezett/Received: 2025. 04. 17.

Javítás után beérkezett/Received in revised form: 2025. 07. 03.

Elfogadva/Accepted: 2025. 07. 17.

© A Szerzők/The Authors, 2025

Ez egy szabad hozzáférésű cikk, amely a Creative Commons Attribution 4.0 (CC BY 4.0) licenc alatt jelenik meg./This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (CC BY 4.0).



A fűrészlábú szöcske (*Saga pedo*) aktivitásának jelölés-visszafogás vizsgálata a csákvári Nagy-Vásár-hegyen

Varga Szabolcs¹, Riezing Norbert² és Kenyeres Zoltán^{3*}

¹Pannon Egyetem, Mérnöki Kar, Természettudományi Központ,
8200 Veszprém, Egyetem u. 10.

²Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, 1121 Budapest, Költő u. 21.

³Acrida Természetvédelmi Kutató Betéti Társaság, 8300 Tapolca, Deák F. u. 7.

*E-mail: kenyeres@acridabt.hu

Összefoglaló: 2024 júliusában a csákvári Nagy-Vásár-hegy fűrészlábú szöcske (*Saga pedo*) állományának fogás-jelölés-visszafogás vizsgálatát végeztük UV-fényben látható, filctollas jelölések és éjszaka végzett keresések módszerével. A vizsgálat során összesen 20 észlelésünk volt (eltérő napon, eltérő egyed), melyből 11 volt jelölt példány. A visszafogások sikeressége 48%-osnak adódott. A napi elmozdulások mediánjaként 12,7, a legkisebb napi elmozdulásként 4,6, a legnagyobb napi elmozdulásként 43,7 métert mértünk. Az eredmények alapján a vizsgált egyedek aktivitása jelentősen nagyobbak bizonyult, mint az az eddig publikált adatokból ismert volt. A vizsgált állományt, termőhelyi okokból, szukcessziós növényzetváltozások nem veszélyeztetik, a vadlétszám tolerálható mértékű, megőrzést célzó egyedi természetvédelmi akció tervezése nem szükséges.

Kulcsszavak: autökológia, élőhelykezelés, megőrzés, mozgásmintázat, reliktum, természetvédelem, UV-fény, Vértes

Bevezetés

Közép-Európa gyepek élőhelyeire a 20. század közepe óta egyre erősödő módon nehezednek az élőhelyhasználat intenzifikációjából, vagy épp a felhagyásból, esetleg a beerdősítésből adódó negatív hatások (Fartmann 2024). Erdőterületekkel mozaikoló gyepek esetében a vadállomány egyedszámának drasztikus növekedése (Csányi *et al.* 2017) is jelentős veszélyeztető tényezővé vált bizonyos egyenesszárnýúak számára (Kenyeres *et al.* 2020). A fentiek hatását az utóbbi évtizedektől kezdődően egyre jobban fokozza a globális felmelegedés. A gyepek esetében ezen belül a fő problémát elsősorban az aszályos nyarak gyakoribbá válása jelenti (az éves összes csapadékmennyiség csökkenése viszonylag kis mértékű) – kiegészülve az emelkedő nyári hőmérséklet miatti fokozott evapotranszpirációval (Masson-Delmotte *et al.* 2021). A gyepek rendszeres

kiszáradásával, alacsonyabbá, szerkezetileg egyszerűbbé válásával járó fenti folyamatok már nemcsak a mezofil, de a szárazgyepek esetében is a növényzetlakó egyenesszárný-együttesek egyedszám-csökkenését idézik elő (Fartmann *et al.* 2022). Az egyes területek rovardiverzitásának és a rovarfajok állományainak megőrzésében egyre nagyobb szerepe van a védett területeknek és a célzott fajmegőrzési programoknak (Samways 2019, Cardoso *et al.* 2020, Poniatowski *et al.* 2024). Utóbbiak kialakításához alapvetőek a specifikus veszélyeztetettséget, aktivitást és állományméretet feltáró vizsgálatok (Bonte *et al.* 2012, Habel *et al.* 2018, Kral-O'Brien és Harmon 2021).

A korlátozott mobilitású (szárnyatlan), izolált populációkkal rendelkező rovarok aktivitás- és állományméret-alapú sérülékenységének vizsgálatához jó tesztállatnak tekinthető a fűrészlábú szöcske (*Saga pedo* [Pallas, 1771]). A faj szerepel a Berni Konvenció II. függelékében, valamint az EU Habitat direktívájának IV. függelékében, Magyarországon védett (természetvédelmi értéke: 50 000 Ft). Ez a nagytestű (tojócsővel együtt ~15 cm), röpképtelen, szűznemzéssel szaporodó, ragadozó életmódot folytató, melegkedvelő rovar az olyan közepes, vagy magasfüvű gyepfoltokhoz mutat kötődést, melyek nyílt talajfelszíneket, sziklakibúvásokat is tartalmaznak. A Kárpát-medencében alapvetően középhegységi sztyepréteken, illetve változatos alapközetben kialakult, különböző mértékben felnyíló, de magasabb füvű foltokat is tartalmazó gyepekben fordul elő (Kenyeres *et al.* 2002, [http1](http://)). Miután Bugacon, majd Belgrád mellett, később Győrszentivánnál alföldi homoki gyepből is előkerült, bizonyítottá vált, hogy a faj a középhegységi és alföldi reliktumörző élőhelyek faunatörténeti kapcsolatainak egyik legkiválóbb példája (Kenyeres *et al.* 2018).

A korábbi tapasztalatok alapján a fűrészlábú szöcske hazai populációi kis egyedszámúak (néhány tíz egyed). Egy terület állományának indirekt felmérésére a Somló hegy platójának leégését követően 2002-ben nyílt alkalom. A területet átvizsgálva, az előkerült elpusztult fűrészlábúszöcske-egyedek alapján az előfordulási területen minimum 0,7 egyed/1000 m²-es denzitás volt becsülhető ([http1](http://)). Az egyedek napi mozgásaktivitása a korábbi vizsgálatok szerint 0,5–2,9 m/nap közé tehető (Holuša *et al.* 2013, Anselmo 2022).

A fogás-jelölés-visszafogás módszert régóta alkalmazzák a rovarfajok populációméretének és mozgásmintázatának vizsgálatában (Southwood 1966, Baguette *et al.* 1998, Schtickzelle *et al.* 2003, Casula és Nichols 2003, Zimmermann *et al.* 2005, Szövényi 2006, Watts *et al.* 2017, Heller 2020, Nuhlíčková *et al.* 2023). A jelöléshez a nem toxikus anyagokat tartalmazó festékek, filctollak is jól alkalmazhatók bizonyos rovaraxonok esetén, különösen a nyílt, rövidfüvű növényzetben élő rovarok vizsgálata során (Matenaar *et al.* 2014). A zártabb, strukturáltabb vegetációjú vizsgálati területeken inkább az UV-fényben látható jelölések és sötétedés után, UV-fényű lámpákkal történő keresések célravezetőek

(Faiman *et al.* 2021, Nuhličková *et al.* 2023). A módszer hatékonysága a magyar tarsza (*Isophya costata* Brunner von Wattenwyl, 1878) egy magyarországi állományán nyert igazolást (Varga és Kenyeres 2024).

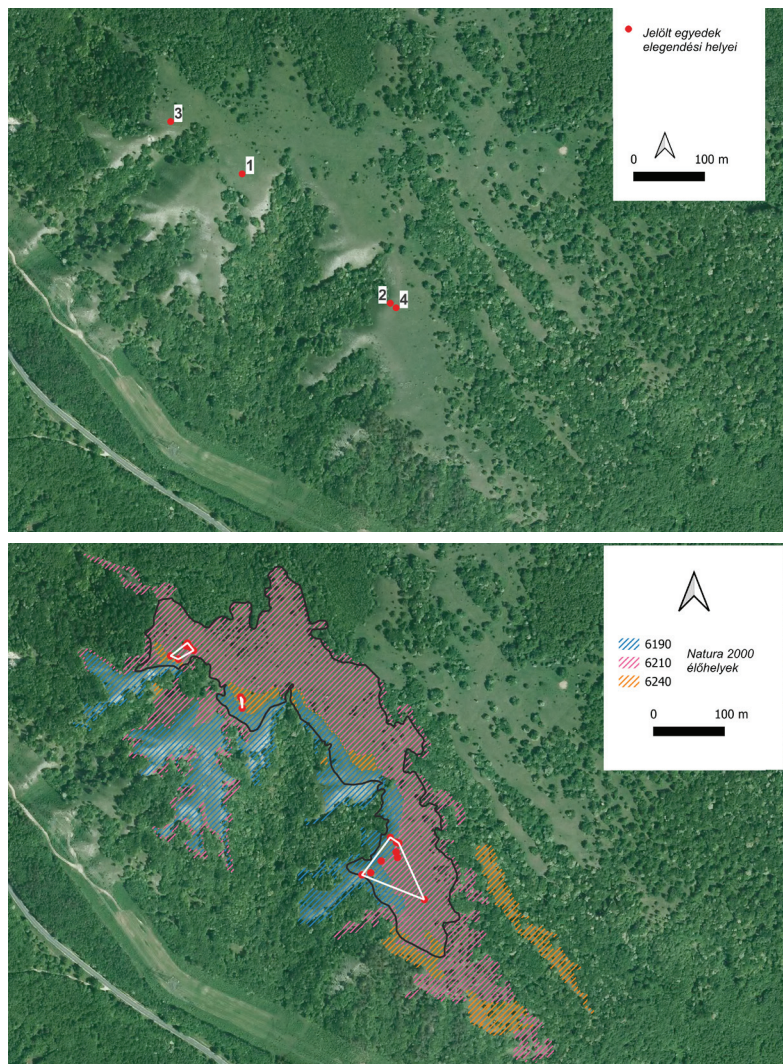
Jelen vizsgálat során a csákvári Nagy-Vásár-hegyen élő, a 2023-as többszöri előzetes bejárás alapján érdemi egyedszámúnak tapasztalt fűrészlábúszöcske-állomány fogás-jelölés-visszafogás vizsgálatát végeztük 2024. júliusában, UV-fényben látható jelölések és éjszaka végzett keresések módszerével. A vizsgálat kérdései a következők voltak: (1) Milyen hatékonysággal alkalmazható a fűrészlábú szöcske fogás-jelölés-visszafogás vizsgálatában a magyar tarszánál bevált UV-fényben látható jelölés? (2) Mekkora napi elmozdulásokat mutatnak az állomány egyedei? (3) A vizsgálat eredményei alapján mennyire tekinthető veszélyeztetettnek a Nagy-Vásár-hegyen élő fűrészlábúszöcske-állomány, és szükségesek-e intézkedések annak megőrzése érdekében?

Anyag és módszer

A vizsgálat helyszínéül választott Nagy-Vásár-hegy a Vértes HUDI30001 Natura 2000 területen fekszik, egyben az országos védettségű Vértesi Tájvédelmi Körzethez tartozik. A jó természetességi állapotú gyepterületet dolomit alapkőzetén kialakult mészkedvelő nyílt sziklagyepek (Á-NÉR 2011: G2), köves talajú lejtősztyepppek (H3a), valamint stabilizálódott fűlszáraz irtásrétek, és erdőssztyeprétek (H4) mozaikja alkotja. Natura 2000 élőhely-kategóriák alapján a plató gyepterületén pannon sziklagyepek (*Stipo-Festucetalia pallentis*) (6190), meszes alapkőzetű féltermészetes száraz gyepek és cserjésedett változataik (*Festuco-Brometalia*) (6210), valamint szubpannon sztyeppék (6240) fordulnak elő. A faj vizsgálata erdőterületekkel körülvett, hét hektár kiterjedésű gyepterületen történt (1. és 2. ábra).

2024. július 11-én a vizsgálati terület bejárása során három fűrészlábúszöcske-egyedet találtunk. Az állatokat a megtalálásuk helyén, UV-fényben látható, nem toxikus, Sharpie Permanent Neon Marker tollal jelöltük (számjelzés az előhátra + három hosszanti csík a háton és a test két oldalán), majd elengedtük (3. ábra). A jelölt egyedek utánkövetése, napi gyakorisággal, 2024. július 12. és 16. között, majd 2024. július 22-én zajlott (összesen 6 alkalommal). 2024. július 13-án egy negyedik egyedet is jelöltünk, illetve másnaptól annak utánkövetését is megkezdtük. A későbbi napokon megtalált jelöletlen példányokat már nem jelöltük, de a megtalálási helyüket rögzítettük.

A keresések a szürkületi időszaktól (19:30) éjjel 1:00 óráig tartottak. A bejárások szisztematikusan, egymástól négy méter távolságra lévő párhuzamos közép vonalakból álló útvonalon történtek. (Az előzetes tapasztalatok alapján



1. ábra. A jelölt egyedek elengedési helyei (fent). A vizsgálati terület (fekete vonal) Natura 2000 élőhelytérképe*, a faj észlelési helyeinek (piros pontok) és a faj előfordulását mutató részterületeknek (fehér vonal) a feltüntetésével (lent). *6190: Pannon sziklagyepek (*Stipo-Festucetalia pallentis*), 6210: Meszes alapközetű féltermészetes száraz gyepek és cserjésedett változataik (*Festuco-Brometalia*), 6240: Szubpannon sztyeppék.

Figure 1. Release sites of marked individuals (above). Natura 2000 habitat map* of the study area (black line), showing the sites of detection (red dots) and sub-areas of occurrence (white line) of the species (below). *6190: Rupicolous Pannonian grasslands (*Stipo-Festucetalia pallentis*), 6210: Semi-natural dry grasslands and scrubland facies on calcareous substrates (*Festuco-Brometalia*), 6240: Sub-Pannonian steppic grassland.



2. ábra. A Nagy-Vásár-hegy platóján jó természetességi állapotú, alapvetően háborítatlan, nagy kiterjedésű *Saga pedo* élőhely található.

Figure 2. The plateau of Nagy-Vásár Hill is a large area of essentially undisturbed, highly natural *Saga pedo* habitat.



3. ábra. A fűrészlábú szöcske egyik jelölt példánya a 2024. július 15-én történt visszafogáskor.

Figure 3. A marked specimen of *Saga pedo* when recaptured on 15 July 2024.

a középvonaltól jobbra-balra 2 méter széles növényzeti sávok jól átláthatók.) A jelölt állatok megtalálásához uvBeast V1 (385-395nm) és uvBeast V3 (385-395nm) lámpákat használtunk. A megtalált egyedek előfordulási helyeinek rögzítése Garmin GPSMAP 62s és Trimble Juno 3 GPS-PDA eszközökkel történt. A használt GPS-ek pontossága 1-2 méter, a felhőzetben a vizsgálati napokon nem volt eltérés (minden alkalommal derült volt az idő), ezért a műholdak láthatósága, a mérések pontossága egyenletesnek volt vehető. A keresések során fokozottan ügyeltünk arra, hogy a taposással se a vizsgált faj egyedeit, se a növényzetet ne károsítsuk.

Az időjárási körülmények a vizsgálati napokon egymáshoz nagyon hasonlóan alakultak: csapadégmentes éjszakák, rendszeresen enyhe széllel, 20-25 °C-os hőmérsékleti értékekkel. A nappali maximum-hőmérsékletek a 2024. július 12. és 16. közötti időszakban 33,4 és 37,1 °C között alakultak, a térségben érdemi csapadékhullás (10 mm) egy napon (július 16.) fordult elő. A 2024. július 17–22. időszak csapadégmentes volt, 28,0–34,4 °C közötti nappali csúcshőmérsékletekkel és 16,4–21,6 °C közötti éjszakai minimum-hőmérsékletekkel (forrás: <http1>, Felcsút mérőpont).

Az egyes egyedek mozgásának ábrázolásához, valamint az egyes észlelési pontok közötti távolságok meghatározásához QGIS 3.34.13 (QGIS Development Team 2016) szoftvert használtunk. A rögzített pontok mindegyike platóhelyzetű, így a felszínmorfológia szerepe a térinformatikai mérések során elhanyagolható volt.

A nyers adatok alapján meghatároztuk a visszafogások sikerességét, az egyes egyedek által naponta megtett távolságok átlagát, mediánját és szélsőértékeit. A napi mozgást az előző észleléshez képest határoztuk meg. Ez az esetek zömében az előző nap volt. Abban az egy esetben, amikor ettől eltérő volt az időintervallum, a napi mozgást a mért távolság és az előző észleléshez képest eltelt napok hányadosaként határoztuk meg.

Eredmények

A 2024. július 12. és 16. között napi visszatéréssel végzett keresések, illetve a július 22-i záróbejárás során az 1-es jelölésű egyedet két alkalommal (összes potenciális eset 33,3%-a), a 2-es egyedet egy alkalommal (16,6%), a 3-as egyedet négy alkalommal (66,6%), a 4-es egyedet pedig három alkalommal (75%) fogtuk vissza. A visszafogások sikeressége átlagosan 48% volt (10 visszafogás a potenciális 22-ből). A 2024. július 22-i bejárás során már egyetlen jelölt egyedet sem találtunk.

A vizsgálat során összesen 20 fűrészlábúszöcske-észlelésünk volt (eltérő napon, bizonyosan eltérő egyed), melyből tíz volt jelölt példány. A számított napi elmozdulások (1. táblázat, 4. ábra) átlaga 17,6 m, mediánja 12,7 m volt. A legkisebb napi elmozdulás 4,6, a legnagyobb 43,7 méternek adódott. A 4-es jelölésű egyedet 2024. július 16-án hosszabb ideig is megfigyeltük, ekkor 20:48 és 1:02 között 17,7 métert tett meg. Az elengedési és visszafogási helyek térbeli helyzete alapján a faj egyedei a plató gyepterületén aggregáltan fordultak elő (1. ábra). A fűrészlábúszöcske-egyedek tíz észlelése (jelölt egyedek egyszeri figyelembevétele + nem jelölt egyedek adatai) 4000 m²-t lefedő részterületen történt. Ez ott, ahol a faj előfordult, minimum 2,5 egyed/1000 m² egyedsűrűségnek felelt meg.

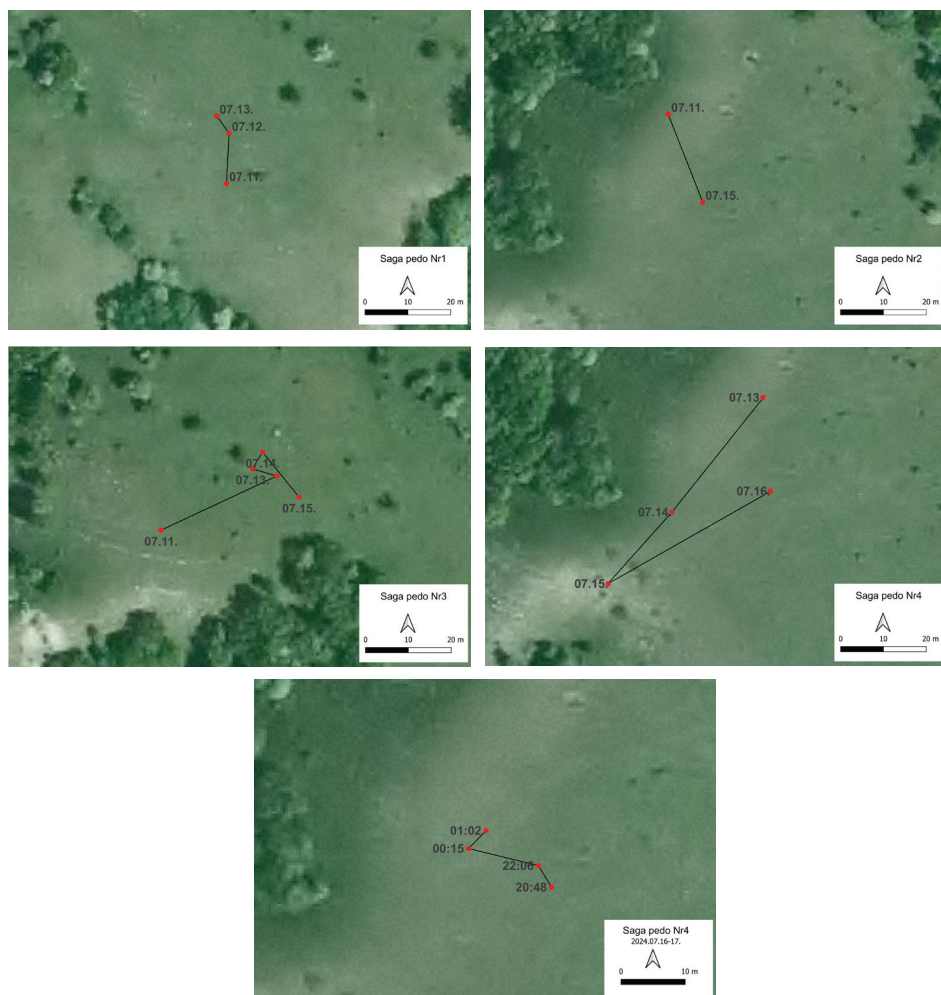
1. táblázat. A jelölt fűrészlábúszöcske-egyedek napi mozgásával kapcsolatos alapadatok
Table 1. Descriptive data on the daily movements of the marked *Saga pedo* individuals. (1): Individual; (2): Distance from the previous capture location.

Egyed (1)	Az előző megtalálástól mért távolság (m) (2)									
	11.júl	12.júl	13.júl	14.júl	15.júl	16.júl 20:48	16.júl 22:06	16.júl 0:15	16.júl 1:02	22.júl
Nr1		11,9	4,9	n.a.	n.a.	n.a.				n.a.
Nr2		n.a.	n.a.	n.a.	22,1	n.a.				n.a.
Nr3		29,8	5,9	4,6	13,5	n.a.				n.a.
Nr4				34,3	22,3	43,7	3,9	9,8	3,9	n.a.

Diskusszió

A rejtőzködő életmódot folytató, kis egyedszámú, éjszakai aktivitású fűrészlábú szöcske vizsgálata számos nehézségbe ütközik (Lemonnier-Darcemont *et al.* 2009). Az UV-fényben látható filctollal történő jelölés, majd a naplementét követő időszakban végrehajtott napi szintű lámpás keresés jó eredményt hozott a faj esetében. A vizsgálati módszer jelentősége nagy, ugyanis lehetővé teszi a természetvédelmi szempontból figyelmet érdemlő fűrészlábú szöcske autökológiai vizsgálatát.

A fűrészlábú szöcske általunk feltárt napi szintű elmozdulásai (4,6–43,7 m, medián: 17,8 m) a korábbi eredményekhez (Holuša *et al.* 2013, Anselmo 2022) képest a faj jóval nagyobb aktivitását mutatják. A napi megtett úthosszokban tapasztalt jelentős eltérés nem meglepő, azonban a jelen vizsgálat során feltárt napi elmozdulások mediánjának magas értéke figyelemre méltó. A faj mozgásintenzitásában a növényzeti mintázat hatása a faj korábbi vizsgálatai alapján egyértelműnek látszik. Azon túl, hogy a megfelelő szerkezetű növényzet



4. ábra. Az egyes jelölt egyedek visszafogási helyei és időpontjai (a legelső ábra az állat néhány órán belüli elmozdulását mutatja).

Figure 4. Recapture locations and times for each marked specimen (the lowermost figure shows the movement of the individual within a few hours).

biztosítja a faj számára alkalmas mikroklíma-viszonyokat, illetve rejtőzködési lehetőségeket, a fűrészlábú szöcske egyedei a táplálékállatokat nagyobb mennyiségben biztosító élőhelyfoltokra irányuló keresési viselkedést mutatnak. Anselmo (2022) eredményei szerint utóbbit az bizonyítja, hogy több egyed egymástól kis távolságra általában olyan növényzeti foltokon fordul elő, ahol a legkevésbé intenzív az állatok mozgása. Ez azt jelenti, hogy ahol táplálékbotányt találnak, ott alig mozognak, a számukra táplálékban szegény helyeken viszont

gyorsabban haladnak. Ez a jelenség, miszerint az egyedek ott időznek, ahol az élőhely táplálékot, búvóhelyet vagy más pozitív körülményt biztosít számukra, más rovarcsoportoknál is jellemző (Hossain *et al.* 2002, Thorbek és Bilde 2004, Körösi *et al.* 2012, 2014, Gallé *et al.* 2024).

Az egyedek általunk tapasztalt fokozott mobilitásának hátterében felvethető annak hatása is, hogy a felvételezések meleg nyári napokon történtek – az éjszakai lehülés hiányában nem állt elő az egyedek alacsonyabb energiaszintje, ezáltal mérsékelt aktivitása. A magas esti-éjszakai gyeptermi hőmérsékletek szerepének pontos megállapításához azonban további kutatások szükségesek.

Holuša *et al.* (2013) szerint a fűrészlábú szöcske egyértelműen gyeplakó, az erdőfoltok barriert jelentenek a rovar mozgásában. Az alacsonyabb (Kolics *et al.* 2008) és magasabb gyeptermi (Holuša *et al.* 2009), zártabb foltokat is tartalmazó, heterogén gyeptermi szerkezet egyértelműen kedvező a rovar számára (ld. fenti táplálkozási okok) – feltehetően erre vezethető vissza, hogy egyedei Krištín és Kaňuch (2007) szerint előszeretettel tartózkodnak az erdőszegélyek 10 méteres zónájában. A jelen vizsgálat során mi az utóbbit nem tapasztaltuk (1. és 4. ábra).

Annak a hátterében, hogy a jelölést követő 11. napon már nem találtunk jelölt példányt, több ok is állhat. A jelölés eltűnését korábbi, magyar tarszán végzett vizsgálataink során hosszabb távon sem tapasztaltuk, azok 30 napon túl is megmaradtak (Varga és Kenyeres unpubl.). Tekintettel arra, hogy a fűrészlábú szöcske igen jelentős napi mozgási aktivitását tártuk fel, felvethető, hogy a jelölt egyedek egyszerűen elhagyták a vizsgálati területet. A jelölt példányok fogyatkozását ezen túl okozhatta predáció is. Felvethető, hogy a jelölés esetleg növeli a jelölt egyedek ragadozó fajok számára való kitettségét, ennek feltárása azonban szintén további vizsgálatokat igényel.

A vonatkozó irodalom szerint a fűrészlábú szöcske állomány nagyságának becslése csak meglehetősen nagy bizonytalansággal végezhető – melyet az állomány fenológiai állapota is befolyásol. Holuša *et al.* (2013) első stádiumú lárváknál 20-40 egyed/1000 m²-es egyedsűrűséget, Krištín és Kaňuch (2007) 3–5. lárvastádiumú egyedek esetében 12 egyed/1000 m²-es, 6. lárvastádiumú egyedek esetében pedig 6 egyed/1000 m²-es egyedsűrűséget állapított meg. A jelen vizsgálat az imágók jelenlétére irányult, és a faj az észlelési helyekre vetítve a fentihez hasonló nagyságrendű egyedsűrűséget mutatott a területen. Fontos megjegyezni, hogy az egyedsűrűség bizonyosan nem egyenletesen jelentkezik a plató vizsgált gyepterületének teljes területén.

Nolte és munkatársai (2019) megállapításai szerint az élőhely-specialista, nagy testméretű, gyeplakó fajok magas kihalási kockázatot mutatnak, ezért megőrzésüket és az arra irányuló tervezést előtérbe kell helyezni. A fűrészlábú szöcske populációi, a fentiek alapján, valamint a faj röpképtelen voltából és szűznemzéssel való szaporodásából adódóan, veszélyeztetettek (Kenyeres *et al.*

2002, Kolics *et al.* 2008). Az állományokat általánosan veszélyezteti a globális felmelegedés (Fartmann *et al.* 2022), melyből adódó aszályos tavaszi és nyári periódusok nem kedveznek a faj számára kielégítő, vertikálisan strukturált gyepterület kialakulásának (http2). További veszélyeztető tényező lehet a gyepek szukcessziója (becserjésedés, beerdősülés), illetve erdősítése (Krištín és Kaňuch 2007), valamint az exponenciális ütemben növekvő vadállomány túrása, taposása (http2).

A faj ismert és potenciális élőhelyein a gyepek égetése, leégése (http2), erdősítése (Holuša *et al.* 2013) feltétlenül kerülendő. Mérsékelt cserjésedés, elinduló erdősődés kezdeti szakaszában a fűrészlábú szöcske élőhelyein mérsékelt legeltetés, illetve körütekintő kaszálás (Krištín és Kaňuch 2007) javíthatja az adott élőhely alkalmasságát a faj számára. Zuna-Kratky *et al.* (2017) szerint a faj egyes élőhelyein a juhokkal történő legeltetés az élőhelyszerkezet fenntartása, valamint a faj zoochor terjedése szempontjából egyaránt előnyös. Tekintettel arra, hogy a fűrészlábú szöcske tojásrakása augusztus közepén történik (Schall 2002), mindennemű aktív élőhelykezelés végzése legkorábban szeptemberre ütemezendő. A rovar észak-amerikai, behurcolás-eredetű megtelepedésének (Cantrall 1972) ismeretében feltehető, hogy a megfelelő élőhelyekre mesterségesen is sikeresen visszatelepíthető vagy betelepíthető (Schall 2002).

A Nagy-Vásár-hegyen a fűrészlábú szöcske megőrzése szempontjából kedvező, hogy itt nagy kiterjedésű, jó természetességű gyepterületek vannak, melyek kevésbé veszélyeztetettek, mint a kicsi, negatív behatásoknak kitett, élőhely-fragmentumok (Löffler és Fartmann 2017, Helbing *et al.* 2017). Ezen túl a vizsgált állomány élőhelyét, termőhelyi okokból (vékony talajréteg, sziklás felszín), sem a szukcesszió, sem a beerdősődés nem veszélyezteti. A faj itteni előfordulási helyén egyedüli potenciális veszélyeztető tényezőnek a vadhatás említhető. A faj lokális állományának megőrzése céljából egyedi természetvédelmi akció nem szükséges. A kis mobilitású, szárnyatlan egyenesszárnýú-fajok megfelelő egyedszámú, zárt populációi hasonló méretű és jó minőségű izolált élőhelyeken jó eséllyel maradnak fenn hosszú távon (Jamieson és Allendorf 2012, Poniatowski *et al.* 2018, Fartmann 2024). A gyepterület leégése természetesen kerülendő, illetve megelőzendő. Tekintettel arra, hogy megfelelő gépjárművel a plató földúton megközelíthető, összhangban a Natura 2000 terület fenntartási tervével (http3), a gyepterületen a turizmus intenzívebb jelenléte, vadászati létesítmények létrehozása, a területre gépjárművel történő behajtás és más hasonló degradációs hatások alacsony szinten tartása szükséges.

A fűrészlábú szöcske fogás-jelölés-visszafogás vizsgálata bizonyította, hogy a Nagy-Vásár-hegy jó természetességi állapotú gyepeiben a fajnak kifejezetten erős állománya él. A populáció mozgásmintázatát, predációs nyomásnak való

kitettségét, előfordulásának táplálékbázistól való függését a lárvastádiumokra is kiterjedően és rendszeres nappali felvételezéseket is magába foglalóan kell tovább vizsgálni.

Köszönetnyilvánítás - A szerzők részéről köszönet illeti a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóságot, azon belül Bérces Sándort, a kutatást támogató hozzáállásért. Az anonim lektoroknak és Tinya Flóra főszerkesztőnek köszönjük a kézirat korábbi verziójához tett javító szándékú észrevételeiket.

Irodalomjegyzék

- Anselmo, L. (2022): A field study on *Saga pedo* (Ensifera, Tettigoniidae, Saginae): Spatial behavior of adult specimens. *Journal of Orthoptera Research* 31: 41–46. <https://doi.org/10.3897/jor.31.69425>
- Baguette, M., Vansteenwegen, C., Convi, I., Neve, G. (1998): Sex-biased density dependent migration in a metapopulation of the butterfly *Proclossiana eunomia*. *Acta Oecologica* 19: 17–24. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(98\)80004-0](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(98)80004-0)
- Bonte, D., Van Dyck, H., Bullock, J. M., Coulon, A., Delgado, M., Gibbs, M., Lehouck, V., Matthysen, E., Mustin, K., Saastamoinen, M., Schtickzelle, N., Stevens, V. M., Vandewoestijne, S., Baguette, M., Barton, K., Benton, T. G., Chaput-Bardy, A., Clobert, J., Dytham, C., Hovestadt, T., Meier, C. M., Palmer, S. C. F., Turlure, C., Travis, J. M. J. (2012): Costs of dispersal. *Biological Reviews* 87: 290–312. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00201.x>
- Cantrall, I. J. (1972): *Saga pedo* (Pallas) (Tettigoniidae: Saginae) an old world katydid new to Michigan. *Great Lakes Entomologist* 5: 103–106. <https://doi.org/10.22543/0090-0222.1224>
- Cardoso, P., Barton, P. S., Birkhofer, K., Chichorro, F., Deacon, C., Fartmann, T., Fukushima, C. S., Gaigher, R., Habel, J., Hallmann, C. A., Hill, M., Hochkirch, A., Kwak, M. L., Mammola, S., Noriega, J. A., Orfinger, A. B., Pedraza, F., Pryke, J. S., Roque, F. O., Settele, J., Simaika, J. P., Stork, N. E., Suhling, F., Vorster, C., Samways, M. J. (2020): Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biological Conservation* 242: 108426. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108426>
- Casula, P., Nichols, J. D. (2003): Temporal variability of local abundance, sex ratio and activity in the Sardinian chalk hill blue butterfly. *Oecologia* 136: 374–382. <https://doi.org/10.1007/s00442-003-1288-2>
- Csányi, S., Schally, G., Márton, M., Kovács, V., Putz, K. (2017): Vadgazdálkodási Adattár 1960–2016/2017. vadászati év. A vadállomány és a hasznosítás fontosabb adatai számokban és diagramokban. SZIE MKK Vadvilág Megőrzési Intézet, Gödöllő.
- Faiman, R., Krajacich, B. J., Graber, L., Dao, A., Yaro, A. S., Yossi, O., Sanogo, Z. L., Diallo, M., Samaké, D., Sylla, D., Coulibaly, M., Kone, S., Goita, S., Coulibaly, M. B., Muratova, O., McCormack, A., Gonçalves, B. P., Hume, J., Duffy, P., Lehmann, T. (2021): A novel fluorescence and DNA combination for versatile, long-term marking of mosquitoes. *Methods in Ecology and Evolution* 12: 1008–1016. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13592>
- Fartmann, T. (2024): Insect conservation in grasslands. In: Pryke, J., Samways, M. J., New, T., Cardoso, P., Gaigher, R. (eds.): *Routledge handbook of insect conservation*. Routledge, London, pp. 263–274. <https://doi.org/10.4324/9781003285793-2>

- Fartmann, T., Brüggeshemke, J., Poniatowski, D., Löffler, F. (2022): Summer drought affects abundance of grassland grasshoppers differentially along an elevation gradient. *Ecological Entomology* 47: 778–790. <https://doi.org/10.1111/een.13168>
- Gallé, R., Sarok, B., Gallé-Szpisjak, N., Dudás, Gy., Korsoveczky, L., Torma, A., Szabó, M., Madarász, E., Révész, K. (2024): A bűvösávok kialakítása meghatározó fontosságú a kaszálók diverz ízeltlábú-faunájának megőrzésében. *Természetvédelmi Közlemények* 30: 17036. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2024.30.17036>
- Habel, J. C., Teucher, M., Rödder, D. (2018): Mark-release-recapture meets species distribution models: identifying micro-habitats of grassland butterflies in agricultural landscapes. *PLoS ONE* 13: e0207052. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0207052>
- Helbing, F., Fartmann, T., Löffler, F., Poniatowski, D. (2017): Effects of local climate, landscape structure and habitat quality on leafhopper assemblages of acidic grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 246: 94–101. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.05.024>
- Heller, K.-G. (2020): Diel movement pattern and microhabitat choice in males and females of a flightless phytophagous bush-cricket (Orthoptera: Tettigoniidae: *Poecilimon veluchianus*). *Articulata* 35: 37–46.
- Holuša, J., Kočárek, P., Drozd, P., Vlk, R. (2009): Analysis of population trend in *Saga pedo* (Orthoptera: Tettigoniidae) on the edge of its range: more abundant or more intensively studied? *Metaleptea* 29: 120–121.
- Holuša, J., Kočárek, P., Vlk, R. (2013): Monitoring and conservation of *Saga pedo* (Orthoptera: Tettigoniidae) in an isolated northwestern population. *Journal of Insect Conservation* 17: 663–669. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9550-3>
- Hossain, Z., Gurr, G. M., Wratten, S. D., Raman, A. (2002): Habitat manipulation in lucerne *Medicago sativa*: arthropod population dynamics in har vested and ‘refuge’ crop strips. *Journal of Applied Ecology* 39: 445–454. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00729.x>
- Jamieson, I. G., Allendorf, F. W. (2012): How does the 50/500 rule apply to MVPs? *Trends in Ecology & Evolution* 27: 578–584. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.001>
- Kenyeres, Z., Bauer, N., Rácz, I. (2002): *Saga pedo* Pallas dans le bassin Carpates, synthèse et nouvelles données (Orthoptera, Tettigoniidae). *Bulletin de la Société entomologique de France* 107(2): 149–156. <https://doi.org/10.3406/bsef.2002.16828>
- Kenyeres, Z., Szabó, Sz., Bauer, N. (2020): Conservation possibilities of the rare grasshopper *Stenobothrus eurasius* Zubovski, 1898 are hampered by wild game in its fragmented western outposts. *Journal of Insect Conservation* 24: 115–124. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00186-2>
- Kenyeres, Z., Szász, M., Szinetár, Cs. (2018): A fűrészlábú szöcske (*Saga pedo*) előkerülése kistáji homokpusztágyepben. *Natura Somogyiensis* 32: 5–10. <https://doi.org/10.24394/NatSom.2018.32.5>
- Kolics, B., Nagy, B., Kondorosy, E., Puskás, G., Müller, T. (2008): A fűrészlábú szöcske (*Saga pedo* Pallas, 1771) életciklusa és magyarországi előfordulása. *Állattani Közlemények* 93: 39–52.
- Körösi, Á., Batáry, P., Orosz, A., Rédei, D., Báldi, A. (2012): Effects of grazing, vegetation structure and landscape complexity on grassland leafhoppers (Hemiptera: Auchenorrhyncha) and true bugs (Hemiptera: Heteroptera) in Hungary. *Insect Conservation and Diversity* 5: 57–66. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2011.00153.x>
- Körösi, Á., Szentirmai, I., Batáry, P., Kövér, Sz., Örvössy, N., Peregovits, L. (2014): Effects of timing and frequency of mowing on the threatened scar ce large blue butterfly – A fine-scale experiment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 196: 24–33. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.06.019>

- Kral-O'Brien, K. C., Harmon, J. P. (2021): The expanding role of movement behavior in insect conservation ecology. *Current Opinion in Insect Science* 45: 69–74. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2021.02.006>
- Krištín, A., Kaňuch, P. (2007): Population, ecology and morphology of *Saga pedo* (Orthoptera: Tettigoniidae) at the northern limit of its distribution. *European Journal of Entomology* 104: 73–79. <https://doi.org/10.14411/eje.2007.012>
- Lemonnier-Darcemont, M., Bernier, C., Darcemont, C. (2009): Field and breeding data on the European species of the genus *Saga* (Orthoptera: Tettigoniidae). *Articulata* 24: 1–14.
- Löffler, F., Fartmann, T. (2017): Effects of landscape and habitat quality on Orthoptera assemblages of pre-alpine calcareous grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 248: 71–81. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.07.029>
- Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S.L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M. I., Huang, M., Leitzell, K., Lonnoy, E., Matthews, J. B. R., Maycock, T. K., Waterfield, T., Yelekçi, O., Yu, R., Zhou, B. (eds.) (2021): *Climate Change 2021: The physical science basis. Contribution of working group I to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge University Press, Cambridge, 31 p.
- Matenaar, D., Bröder, L., Bazelet, C. S., Hochkirch, A. (2014): Persisting in a windy habitat: population ecology and behavioral adaptations of two endemic grasshopper species in the Cape region (South Africa). *Journal of Insect Conservation* 18: 447–456. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9654-4>
- Nolte, D., Boutaud, E., Kotze, D. J., Schuldt, A., Assmann, T. (2019): Habitat specialization, distribution range size and body size drive extinction risk in carabid beetles. *Biodiversity and Conservation* 28: 1267–1283. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01724-9>
- Nuhlíčková, S., Svetlík, J., Kaňuch, P., Krištín, A., Jarčuška, B. (2023): Movement patterns of the endemic flightless bush-cricket, *Isophya beybienkoi*. *Journal of Insect Conservation* 28: 141–150. <https://doi.org/10.1007/s10841-023-00529-0>
- Poniatowski, D., Stuhldreher, G., Löffler, F., Fartmann, T. (2018): Patch occupancy of grassland specialists: Habitat quality matters more than habitat connectivity. *Biological Conservation* 225: 237–244. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.018>
- Poniatowski, D., Weißgräber, V., Drung, M., Freienstein, F. M., Kettermann, M., Scherer, G., Fartmann, T. (2024): Grassland nature reserves safeguard a high species richness and biomass of grasshoppers. *Journal of Applied Ecology* 61: 2739–2750. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.1477>
- QGIS Development Team (2016): QGIS Geographic Information System. OpenSource Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- Samways, M. J. (2019): *Insect Conservation: A Global Synthesis*. CABI, Boston, MA, 540 p.
- Schall, A. (2002): Details on the knowledge of *Saga pedo* (Pallas, 1771), biological cycle in captivity (Orthoptera. Tettigoniidae. Saginae). *Bulletin de la Société entomologique de France* 107: 157–164.
- Schtickzelle, N., Baguette, M., Le Boulengé, É. (2003): Modelling insect demography from capture–recapture data: Comparison between the constrained linear models and the Jolly-Seber analytical method. *The Canadian Entomologist* 135: 313–323. <https://doi.org/10.4039/n02-045>
- Southwood, T. R. E. (1966): *Ecological methods: with particular reference to the study of insect populations*. Methuen and Co. Ltd, London, pp. 57–98.
- Szővényi, G. (2006): *Egyenesszárnyú rovar (Orthoptera) közösségek szerveződése Magyarországon*. Doktori értekezés, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Biológia Doktori Iskola, Budapest.

- Thorbek, P., Bilde, T. (2004): Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. *Journal of Applied Ecology* 41: 526–538. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00913.x>
- Varga, Sz., Kenyeres, Z. (2024): Testing of UV fluorescence marking with daily recaptures of a low-mobile bush-cricket species. *Journal of Orthoptera Research* 33(2): 281–288. <https://doi.org/10.3897/jor.33.120070>
- Watts, C., Thornburrow, D., Stringer, I., Cave, V. (2017): Population expansion by Cook Strait giant wētā, *Deinacrida rugosa* (Orthoptera: Anostostomatidae), following translocation to Matiu/ Somes Island, New Zealand, and subsequent changes in abundance. *Journal of Orthoptera Research* 26: 171–180. <https://doi.org/10.3897/jor.26.21712>
- Zimmermann, K., Fric, Z., Filipová, L., Konvička, M. (2005): Adult demography, dispersal and behaviour of *Brenthis ino* (Lepidoptera: Nymphalidae): how to be a successful wetland butterfly. *European Journal of Entomology* 102: 699–706. <https://doi.org/10.14411/eje.2005.100>
- Zuna-Kratky, T., Landmann, A., Illich, I., Zechner, L., Essl, F., Lechner, K., Ortner, A., Weißmair, W., Wöss, G. (2017): *Die Heuschrecken Österreichs*. Biologiezentrum des Oberösterreichischen Landesmuseums, Linz. Denisia 39., pp. 419–423.

Internetes források:

http1: <https://www.metnet.hu>

http1: <https://termeszetvedelmikezeles.hu/adatlap-allatok?showAll=0&id=1107>

http2: https://termeszetvedelem.hu/wp-content/uploads/2021/08/HUDI30001_Vertes.pdf

Activity of the Common Predatory Bush-cricket (*Saga pedo*) – based on a mark-recapture study carried out on the Nagy-Vásár Hill (Csákvár)

Szabolcs Varga¹, Norbert Riezing² & Zoltán Kenyeres^{3*}

¹*Faculty of Engineering, Centre for Natural Sciences, University of Pannonia, Egyetem u. 10, H-8200 Veszprém, Hungary*

²*Duna–Ipoly National Park Directorate, Költő u. 21, H-1121 Budapest, Hungary*

³*Acrida Conservational Research L. P., Deák F. u. 7, H-8300 Tapolca, Hungary*

*E-mail: kenyeres@acridabt.hu

In July 2024, we conducted a capture-mark-recapture study of the Common Predatory Bush-cricket on Nagy-Vásár Hill (Csákvár), using UV-light visible markings with felt-tip pens and night searches. During the study, we had a total of 20 *Saga pedo* records (different individuals on different days), of which 11 were marked. The average recapture rate was 48% (based on recaptures/potential recaptures per individuals). The median of the measured daily movements was 12.7 m. The minimum daily shift was 4.6 m and the maximum 43.7 m. The results showed that the activity of the studied individuals was significantly higher than previously known from published data. Because of the habitat, the study population is not threatened by succession, game density is tolerable, and no specific conservation action is required to preserve the local population of the species.

Keywords: autecology, conservation, habitat management, movement pattern, nature conservation, relic, UV light, Vértes Mts.

Beérkezett/Received: 2025. 01. 13. Elfogadva/Accepted: 2025. 03. 25.

© A Szerzők/The Authors, 2025

Ez egy szabad hozzáférésű cikk, amely a Creative Commons Attribution 4.0 (CC BY 4.0) licenc alatt jelenik meg./This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (CC BY 4.0).



Énekesmadarak fogásszámának középtávú változása egy dél-tiszántúli fásításban

Bozó László

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

E-mail: bozolaszlo91@gmail.com

Összefoglaló: Munkám során 25 állandó és vonuló énekesmadárfaj befogott egyedeinek éves mennyiségének változását vizsgáltam egy dél-tiszántúli antropogén fás területen. Ehhez 11 916 gyűrűzési adatot használtam fel a 2016 és 2024 közötti kilenc év őszi időszakaiból. A legtöbb faj esetében nem lehet meghatározni egyértelmű trendet, aminek elsődleges oka az állomány nagyságának költési sikertől függő erős évenkénti fluktuációja. A nádasban fészkelő fajok fogásszáma csökkent, a mezőgazdasági területeken fészkelőké stabil volt, de az eredmény egyik esetben sem volt szignifikáns. Az erdei fajok közül a kerti geze fogásszáma szignifikánsan csökkent, míg az ökörszemé és a kis posztáté szignifikánsan nőtt. Erős növekedés jellemezte a fülemülét is. A terepi adatgyűjtés folytatására a madarak állományának hosszabb távú változásának detektálása miatt is szükség van.

Kulcsszavak: állományváltozás, *Curruca curruca*, fásítás, *Hippolais icterina*, madárvonulás, mezőgazdasági területek, *Troglodytes troglodytes*

Bevezetés

A mezőgazdasági területek dominálta tájakon fészkelő madárfajok állománycsökkenése Magyarországon és Európa más részein is az elmúlt évtizedekben drasztikus mértékűvé vált. Néhány faj állománya 50-60 százalékára csökkent a 20. század közepéhez képest (Reif 2013, Brodier *et al.* 2014, Kosicki *et al.* 2014, Hanane 2017, Traba és Morales 2019, Keller *et al.* 2020, Rosin *et al.* 2021, De Vries *et al.* 2022, Szép *et al.* 2022, Šálek *et al.* 2023). A második világháborút követően az állománycsökkenés sokkal nagyobb mértékű volt Nyugat-Európában, mint Közép-Európában, ami az említett országok gazdasági és technológiai elszigeteltségének volt köszönhető (Robinson és Sutherland 2002, Benton *et al.* 2003, Tryjanowski *et al.* 2011). Az Európai Unióhoz való csatlakozás óta azonban a mezőgazdasági területek biológiai sokféleségének csökkenési üteme ezekben a régiókban is jelentősen megnőtt, különösen a nyílt mezőgazdasági területek fészkelői esetében (Donald *et al.* 2006, Goławski 2006).

A mezőgazdasági területeken kizárólag vonulási időszakban és télen megjelenő madárfajok számának változását sokkal kevésbé vizsgálták Európában, mint az

ott fészkelőket. A télen megjelenő fajok közül a legtöbb tanulmány a városokban és falvakban telelő fajokra összpontosított (Jokimäki *et al.* 2002, Tryjanowski *et al.* 2015). Nagy-Britanniában Atkinson és munkatársai (2006) a Winter Farmland Bird Survey program keretében elvégzett téli madárszámlálások eredményeiről közöltek adatokat. Magyarországon a telelő fajok számának változásában bekövetkező változások elemzésére először a 2000 és 2012 közötti időszakban a Mindennapi Madaraink Monitoringja program adott lehetőséget. A Szép és munkatársai (2012) által vizsgált 57 fajból 28 esetben volt lehetőség az állományok alakulásának meghatározására. A fajok kétharmadánál növekvő tendenciát tapasztaltak, és csak négy fajnál volt megfigyelhető csökkenés. Ennek az lehet az oka, hogy míg a mezőgazdasági területekhez kötődő költőfajok állományai a mezőgazdasági művelés miatt csökkennek, addig a télen érkező fajok a kedvezőbb klíma miatt nagyobb számban maradhatnak Magyarországon.

Az erdőkhoz, fás területekhez kötődő madárfajok állománya számos faj esetében növekszik Európában és Magyarországon is (Keller *et al.* 2020, Reif *et al.* 2022, Szép *et al.* 2022), de vannak olyan fajok és földrajzi régiók, ahol ezzel ellentétes irányú folyamatok zajlanak (Fraixedas *et al.* 2015).

Az állományváltozás trendjét befolyásolja az is, hogy az adott faj egész évben a területen marad-e, vagy ősszel elvonul onnan. Az állandó fajokra általában stabil vagy növekvő, míg a vonuló fajokra csökkenő trend jellemző (Kamp *et al.* 2021, Szép *et al.* 2022). Ez a pihenő- és telelőhelyeken tapasztalható élőhely-átalakítás, és ezzel együtt a megfelelő táplálékbázis elvesztése, valamint a klímaváltozás miatt egyre szélsőségesebbé váló időjárás következménye (Keller *et al.* 2020). Mindezt tovább erősíti az egyre intenzívebb vegyszerhasználat a mezőgazdasági területeken és antropogén élőhelyeken, ami szintén csökkenti a rovarok mennyiségét (Moreau *et al.* 2022).

A madarak állományának változására a hosszú távú madárgyűrűzési adatokból is következtetni lehet (Franzoi *et al.* 2021, Maggini *et al.* 2021). Ilyen vizsgálatokat Magyarországon is végeztek (Gyurácz *et al.* 2017, Bozó *et al.* 2023, Kiss *et al.* 2023), azonban a vizsgálatok természetes élőhelyeken működő gyűrűzőállomásokon történtek. Mivel a madarak a vonulás során nem természetes élőhelyeken is átvonulnak, így ezekről a területekről is nagyon fontos az adatgyűjtés.

Munkám során egy délkelet-magyarországi, mezőgazdasági területek határolta keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia* Linnaeus, 1758) dominálta fásításban működő madárgyűrűző állomás kilencéves adatainak felhasználásával vizsgáltam meg, hogy a különböző élőhelyeken fészkelő és eltérő vonulási stratégiával rendelkező énekesmadárfajok fogásszáma hogyan változott ennyi idő alatt. Feltételeztem, hogy az erdőkhoz kötődő fajok fogásszáma növekedett, míg a nádasban, vizes élőhelyeken és mezőgazdasági területeken fészkelőké csökkent.

Anyag és módszer

A vizsgálatokat Magyarország délkeleti részén, Kevermes település közigazgatási határán belül, egy egykori fácántelep területén végeztem (46°26'N, 21°12'E) 2016 és 2024 között. A terület egy héhektáros, megközelítőleg negyvenéves, ültetett keskenylevelű ezüstfa dominálta fásítás, amelynek északkeleti szélén egy hajdani vízelvezető csatorna, a Tulkánéri-csatorna húzódik. A kutatás helyszínéül a keskenylevelű ezüstfás északi részén található körülbelül 0,5 hektáros területet és a hozzá kapcsolódó csatornaszakaszt jelöltem ki. A terület részletes bemutatását Bozó és Csörgő 2024-es publikációja tartalmazza.

A vizsgálat kilenc éve alatt az adatgyűjtéshez a madárgyűrűzés módszerét alkalmaztam. Ennek során a madarakat minden évben 13 darab, évről évre ugyanazon a helyen álló, egyenként 12 méter hosszú függőhálójával fogtam be. A hálók közül kilencet az ezüstfásban, négyet a csatorna mentén állítottam fel. Esős és szeles napokon nem gyűrűztem. A madarakat a Magyar Madárgyűrűzési Központ által biztosított alumíniumgyűrűkkel jelöltem. A munka minden évben augusztus 1. és október 31. között zajlott. Heti 2 napon, napi 8 órában dolgoztam – négy délelőtti és négy délutáni – ellenőrzéssel.

A kilenc év alatt 74 madárfaj 14 229 példánya akadt hálóba. Az adatelemzés során azokat a fajokat választottam ki, amelyekből minden évben fogtam legalább egy példányt, és a kilenc év alatt legalább 90 gyűrűzési adata volt. Ezeknek a kritériumoknak 25 faj felelt meg. A fajok között voltak hosszú- és rövidtávú vonulók, állandók, illetve erdei és fás élőhelyeken, mezőgazdasági területeken és vizes élőhelyeken, nádasokban fészkelők is. Az elemzéseket csoportonként is elvégeztem. A fajok egy-egy csoportba sorolása szakirodalmi adatok figyelembevételével történt meg (Csörgő *et al.* 2009, Haraszthy 2019, Szép *et al.* 2022). Az évenként fogott madarak számában bekövetkező változások vizsgálatára az első megfogás (gyűrűzés) adata mellett az éven túl visszafogott madarak adott éven belüli első megfogásának adataival is számoltam. Összesen 11 916 fogási adat volt alkalmas az elemzésekre (1. táblázat).

Az első évben (2016) fogott madarak számát 100 százaléknak tekintettem, és a fogásszám évenkénti változására egy populációs indexet számoltam, ami úgy értelmezhető, hogy az előző évi egyedszám hány százaléka az adott évi egyedszámnak (Greenwood *et al.* 1993). Ezt Greenwood és munkatársai (1993) alapján a következő képlettel számoltam ki:

$$I_x = \frac{N_x}{N_{x-1}} * I_{x-1}$$

ahol I_x az adott év indexe, I_{x-1} az előző év indexe, N_x az adott év fogásszáma, N_{x-1} pedig az előző év fogásszáma (Greenwood *et al.* 1993). Ez azt jelenti, hogy

például a 2017-ben fogott madarak számát elosztottam a 2016-ban fogott madarak számával, majd megszoroztam 100-zal. A populációsindex-arányok változásának meghatározására általános lineáris modellt (GLM) használtam, ahol a magyarázó változó az év, a függő változó pedig a populációs index volt. A szignifikanciaszintet $p \leq 0,05$ valószínűségi értéknél határoztam meg. Minden statisztikai elemzést a Past 4.14 és a Microsoft Office Excel 2017 programmal végeztem.

Eredmények

A legtöbb faj fogásszáma nem változott szignifikánsan a vizsgálati időszakban (1. táblázat). A nádasban fészkelő fajok fogásszáma mind a négy faj esetében csökkent, de a változás egyik esetben sem volt szignifikáns (1. táblázat), éppúgy, mint a négy fajt egy csoportban elemezve (1A. ábra, 1. táblázat). A mezőgazdasági területekhez kötődő három faj esetében fajonként (1. táblázat) és a fajokat közös csoportba sorolva sem volt szignifikáns a változás (1B. ábra). Az erdei fajokat egy közös csoportba sorolva látszik, hogy 2017-ben és 2021-ben a többi évhez képest több madár akadt hálóba (1C. ábra). A kerti geze (*Hippolais icterina* Vieillot, 1817) fogásszáma szignifikánsan csökkent, míg az ökörszemé (*Troglodytes troglodytes* Linnaeus, 1758) és a kis posztáté (*Curruca curruca* Linnaeus, 1758) szignifikánsan nőtt (2. ábra). Erős, de nem szignifikáns növekedés jellemezte a fülemület (*Luscinia megarhynchos* Brehm, 1831) is (1. táblázat). Nem volt szignifikáns a változás a különböző vonulási szokásokkal rendelkező fajoknál sem (3. ábra).

Diskusszió

A 2016 és 2024 közötti kilencéves periódusban az őszi vonulás során a legnagyobb számban gyűrűzött 25 faj fogásszámát jelentős évek közti fluktuáció jellemezte. Valószínűleg ennek volt köszönhető, hogy a gyűrűzött madarak száma mindössze három faj esetében mutatott szignifikáns változást, míg a többi faj trendje stabilnak bizonyult. A fluktuáció hátterében valószínűleg az évek közti eltérő költési siker állhat (Nuijten *et al.* 2020, Wegge *et al.* 2022). A legfeltűnőbb fluktuáció a nádas élőhelyekhez kötődő fajokat jellemezte. Ezeknél a 2017-es esztendőben négyszer annyi madár akadt hálóba, mint a kilenc évi átlagérték. Minden második évben volt az átlagosnál magasabb a fogásszámuk, a mintázat azonban 2023-ban megszakadt, és az utolsó három évben az átlagosnál kevesebb nádi énekesmadarat fogtam. Az összes vizsgált faj közül a nádasban fészkelő fajok állományát befolyásolja leginkább az éves csapadékmennyiség. Száraz időben

1. táblázat. A vizsgált fajok és a fajokból képzett csoportok teljes fogásszáma, az általuk költési időben használt élőhely típusa, vonulási stratégiájuk, valamint a fogásszám változását jellemző statisztikai adatok az általános lineáris modell alapján. A rövidítések a következők: M: mezőgazdasági területek, E: erdők, N: nádasok, V: hosszútávú vonuló, Á: rövidtávú vonuló vagy állandó. Az átlagos populáció index az egyes évek populációs indexeinek átlagát jelenti. A szignifikáns értékeket félkövérrel szedtem.

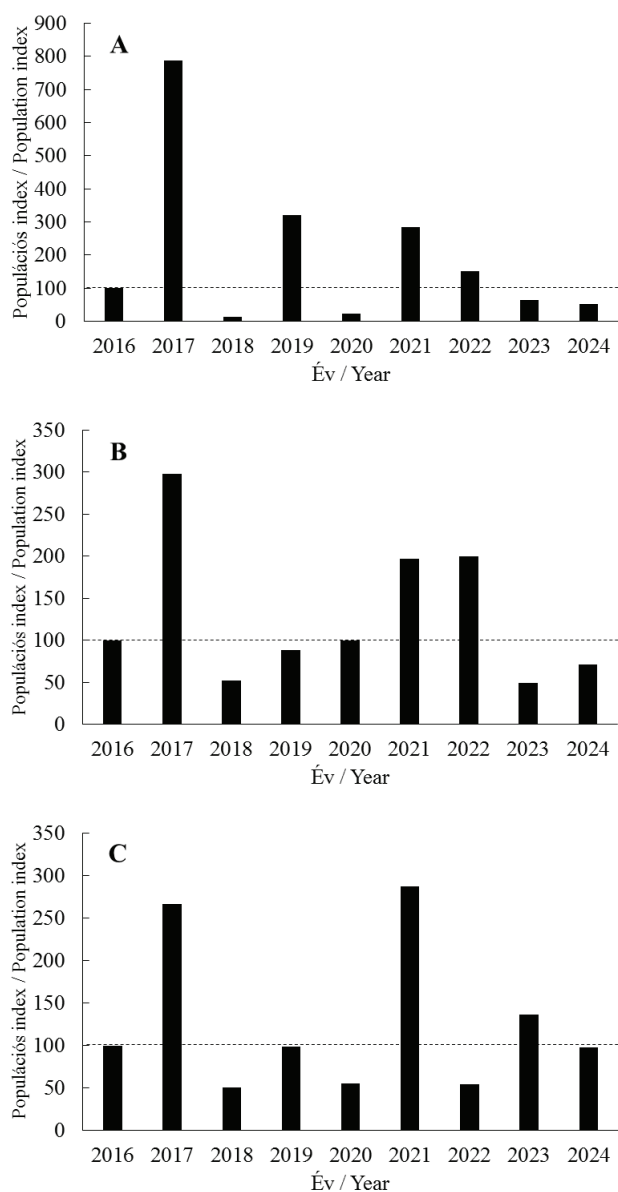
Table 1. The total captures of the studied species and species groups, the type of habitat they use during the breeding season, their migration strategy, and the statistics characterising the variation in captures based on the General Linear Model. The abbreviations are as follows: M: farmland, E: forest, N: reedbed, V: long-distance migrant, Á: short-distance migrant or resident. The mean population index is the average of the population indices for each year. Significant values are in bold. (1): Species, (2) Scientific name; (3): Number of captures; (4): Habitat; (5): Migration strategy; (6): Mean population index; (7): Skewness.

Faj (1) Tudományos név (2)	Fogásszám (3)	Élőhely (4)	Vonulási stratégia (5)	Átlagos populációs index (6)	Ferdesség (7)	SE	r	p
E	9764	-	-	127,589	-3,4	12,26	0,104	0,781
N	1178	-	-	199,463	-35,27	31,25	0,392	0,259
M	974	-	-	128,569	-7,6	11,28	0,247	0,5
V	6327	-	-	121,162	-6,88	9,71	0,259	0,478
Á	5589	-	-	146,83	-4,36	19,41	0,085	0,822
töviszúró gébics <i>Lanius collurio</i>	238	M	V	661,111	44,59	34,92	0,435	0,201
kék cinege <i>Cyanistes caeruleus</i>	1460	E	Á	235,105	-42,03	44,33	0,337	0,343
széncinege <i>Parus major</i>	893	E	Á	621,528	12,81	102,45	0,047	0,9
őszapó <i>Aegithalos caudatus</i>	270	E	Á	138,889	1,29	6,64	0,073	0,84
sisegő füzike <i>Phylloscopus sibilatrix</i>	135	E	V	222,222	29,05	21,76	0,451	0,181
fitiszfüzike <i>Phylloscopus trochilus</i>	1026	E	V	200	2,89	10,15	0,107	0,775
csilcsalpfüzike <i>Phylloscopus collybita</i>	803	E	V	92,325	-3,52	3	0,405	0,24
nádirigó <i>Acrocephalus arundinaceus</i>	97	N	V	272,222	-37,08	36,21	0,361	0,305
foltos nádiposzáta <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	488	N	V	193,651	-21,55	23,61	0,326	0,361

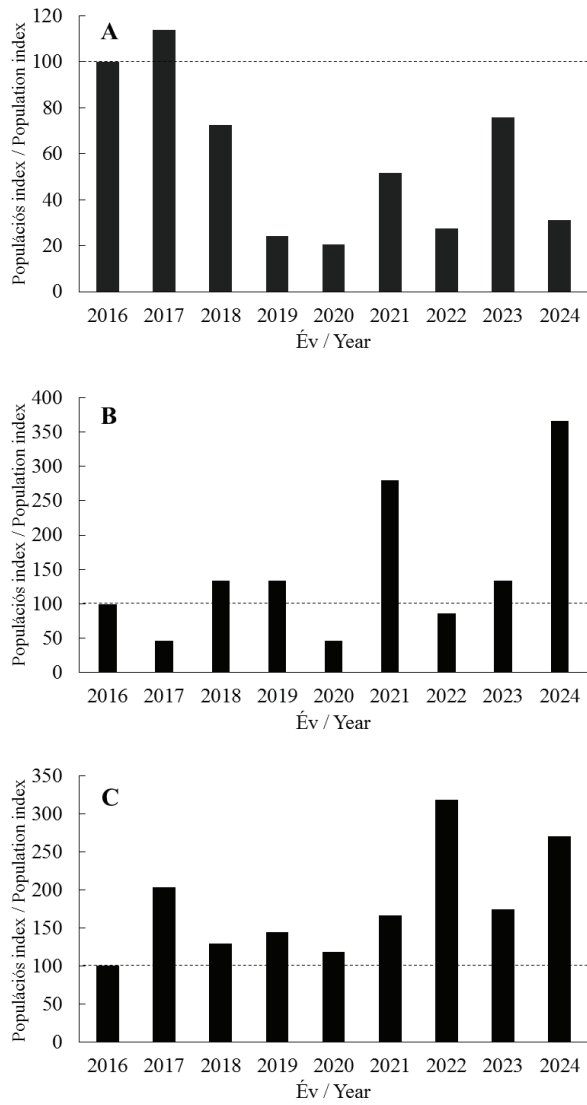
1. táblázat. Folytatás

Table 1. Continuation

Faj (1) Tudományos név (2)	Fogásszám (3)	Élőhely (4)	Vonulási stratégia (5)	Átlagos populációs index (6)	Ferdesség (7)	SE	r	p
cserregő nádiposzáta <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	204	N	V	566,667	-61,67	77,39	0,288	0,425
énekes nádiposzáta <i>Acrocephalus palustris</i>	389	N	V	254,248	-14,51	28,84	0,308	0,614
kerti geze <i>Hippolais icterina</i>	150	E	V	57,472	-7,53	3,85	0,594	0,05
barátposzáta <i>Sylvia atricapilla</i>	1151	E	V	152,249	12,12	10,03	0,415	0,226
kerti poszáta <i>Sylvia borin</i>	162	E	V	360	19	24,99	0,276	0,447
kis poszáta <i>Curruca curruca</i>	439	E	V	180,658	16,54	7,82	0,625	0,034
mezei poszáta <i>Curruca communis</i>	501	M	V	265,079	15,24	17,96	0,305	0,396
ökörszem <i>Troglodytes troglodytes</i>	199	E	Á	147,407	23	12,03	0,586	0,049
fekete rigó <i>Turdus merula</i>	840	E	Á	87,227	0,14	3,83	0,014	0,971
énekes rigó <i>Turdus philomelos</i>	294	E	Á	116,667	-0,36	5,06	0,026	0,943
szürke légykapó <i>Muscicapa striata</i>	92	E	V	1011,111	<0,0001	66,35	0	1
vörösbegy <i>Erithacus rubecula</i>	1122	E	Á	109,357	2,14	4,16	0,19	0,608
nagy fülemüle <i>Luscinia luscinia</i>	111	E	V	246,667	-13,67	16,73	0,295	0,414
fülemüle <i>Luscinia megarhynchos</i>	341	E	V	291,453	23,97	13,09	0,569	0,067
mezei veréb <i>Passer montanus</i>	235	M	Á	124,339	20,32	20,49	0,351	0,321
erdei pinty <i>Fringilla coelebs</i>	276	E	Á	126,389	-7,08	11,51	0,227	0,538

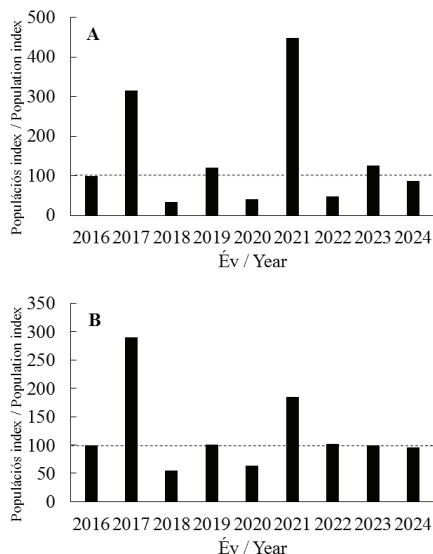


1. ábra. A nádaszhoz (A), a mezőgazdasági területekhez (B) és az erdőkhöz (C) kötődő fajok fogásszámának változása a populációs index alapján 2016 és 2024 között.
Figure 1. Changes in captures of species associated with reedbeds (A), farmland (B) and forests (C) between 2016 and 2024 based on the population index.



2. ábra. Az állandó és rövidtávú vonuló (A), valamint a hosszútávú vonuló fajok fogásszámának változása a populációs index alapján 2016 és 2024 között.

Figure 2. Changes in captures of short-distance migratory or resident (A) and long-distance migratory (B) species between 2016 and 2024 based on the population index.



3. ábra. A kerti geze (A), az ökörszem (B) és a kis poszáta (C) fogásszámának változása a populációs index alapján 2016 és 2024 között.

Figure 3. Changes in captures of the Icterine Warbler (A), the Eurasian Wren (B) and the Lesser Whitethroat (C) between 2016 and 2024 based on the population index.

a nádas kiterjedése és a táplálék mennyisége is korlátozottabb, mint megfelelő vízállás esetén (Poulin *et al.* 2002, Harrison és Whitehouse 2012, Bozó *et al.* 2023). Minden bizonnyal a 2023-as év rendkívüli aszályának köszönhető az, hogy a 2022-es visszaesést követően nem nőtt meg a fogásszám. Érdekes kérdés, hogy az elkövetkező években hogyan fog alakulni ezen fajok állománya, pontosan mekkora hatással voltak rájuk az elmúlt évek aszályai. 2017-ben ezzel szemben rég nem látott csapadékmennyiség hullott le a térségben június első hetében. Rendkívüli belvizek alakultak ki, és azokon a helyeken, ahol a nádiposzátafélék költenek, szintén megnőtt a víz szintje (Bozó *et al.* 2021). A kedvező feltételeknek köszönhetően nem meglepő az adott évi kimagasló fogásszám. Mindezt erősíti az a feltételezés is, hogy a vizsgálati területen elsősorban a környező területek populációiból származó egyedek vonulnak át (Bozó 2020, Bozó és Csörgő 2024). Így ha a regionális fészkelőállomány megnő, akkor ősszel az átvonuló madarak mennyiségének is magasabbnak kell lennie. Továbbá megemlítenő, hogy a 2017-es évhez hasonlóan csapadékos év nem volt 2016 és 2024 között. A nádi énekesmadarak állománya Európa számos országában (Tanneberger *et al.* 2008,

Haran *et al.* 2019, Keller *et al.* 2020), köztük Magyarországon is csökkent (Vadász *et al.* 2008, Szép *et al.* 2022, Bozó *et al.* 2023) az elmúlt évtizedekben. Emiatt elképzelhető, hogy a tapasztalt fluktuációkat egy állandósult alacsony fogásszám fogja felváltani, ahogy azt az utolsó években kapott alacsonyabb fogásszámok már sejtetik.

Eredményeim szerint a mezőgazdasági területeken és erdőkben fészkelő fajok állománya jóval stabilabb volt, még ha bizonyos években megnőtt vagy csökkent is a gyűrűzött madarak száma. A 2017-es esztendő mindkét csoportnál kimagasló értéket produkált, de arányaiban jóval kisebb volt az átlagtól való eltérés mértéke, mint a nádi fajoknál. Az erdei fajok közé tartozó kék cinegének (*Cyanistes caeruleus* Linnaeus, 1758) ebben az évben volt egy országos szinten is extrémnek tekinthető lokális inváziója (Bozó és Bozóné Borbáth 2019), míg a széncinegék (*Parus major* Linnaeus, 1758) 2021-ben vonultak át szokatlan mennyiségben a területen. A mezőgazdasági területeken 2017-ben a mezei posztáták (*Curruca communis* Latham, 1787) és a töviszúró gébicsek (*Lanius collurio* Linnaeus, 1758) költése is az átlagosnál jobban sikerülhetett. Gyurácz és munkatársai (2017) Tömördön az általuk vizsgált mezőgazdasági területekhez kötődő fajok 42 százalékánál tapasztaltak csökkenést a fogásszámban, míg növekedés egyik fajnál sem volt. Ennek az ellenkezőjét találták az erdei fajoknál: 22 százalékuk fogásszáma nőtt, csökkenő trendet viszont egyetlen fajnál sem mértek. Az országos állománytrendek ettől némiképp eltérő eredményt mutatnak, aminek az lehet a magyarázata, hogy regionális léptékben számos faj esetében tapasztalható eltérés a lokális viszonyok (élőhelyek megszűnése/állapotuk javulása, erdősítés/erdők kivágása, magasabb/alacsonyabb szintű iparosodás stb.) miatt. A töviszúró gébics, a mezei veréb (*Passer montanus* Linnaeus, 1758) és a mezei posztát állománya stabil, esetleg helyenként csökkenő vagy növekvő, míg az erdei fajoké általában stabil vagy növekvő volt a 21. században (Szép *et al.* 2022).

A vonulási szokások alapján nem lehet különbséget tenni a fogásszámban: az állandó és rövidtávú vonuló fajok fogásszáma átfedésben volt a hosszútávú vonuló fajokéval. Ez az eredmény azt jelzi, hogy az ősszel átvonuló madarak mennyisége nagyrészt a költési sikertől függ, a vonulási szokásoktól egyáltalán nem, vagy csak kevésbé.

Egyetlen fajként a kerti geze fogásszáma csökkent szignifikánsan az évek során. Európában 1980 és 2016 között stabil vagy mérsékelten csökkenő volt az állománya. Megjegyzendő azonban, hogy az elterjedési terület délnyugati részén a déli geze (*Hippolais polyglotta* Vieillot, 1817) areabővülésével egyidejűleg visszahúzódott a kerti geze areája, illetve a faj azon szokása miatt, hogy énekel a tavaszi vonulás során, ezeknek a terepi felméréseknek az eredményei torzíthatják a valós adatokat (Engler *et al.* 2013, Keller *et al.* 2020). Magyarországon a

legnagyobb állományai az ártéri erdőkben élnek, de parkokban, kertekben és egyéb fás élőhelyeken is megtelepszik (Haraszthy 2019). Országos állománya stabil volt a 21. században, azonban például a Körös–Maros közén – ahol a vizsgálati területhez legközelebbi jelentősebb állománya él – 1999 és 2018 között nagyobb állománycsökkenést tapasztaltak (a csökkenés oka ismeretlen) (Szép *et al.* 2022). Elképzelhető, hogy a területen átvonuló kerti gezék többsége a Körös és Maros folyók ártéri erdeiben költ, így megmagyarázható a gyűrűzött madarak számának csökkenése.

A kis poszáta és az ökörszem fogásszáma szignifikáns, míg a fülemüléére viszonylag erős növekedés volt jellemző. A kis poszáta és az ökörszem fészkelőállománya országsszerte stabil volt 1999 és 2018 között (Szép *et al.* 2022), utóbbi faj fogásszáma Tömördön nőtt is 1998 és 2016 között (Gyurác *et al.* 2017). A fülemüle közép-tiszántúli populációiban erős növekedés következett be. Az ország más részein helyenként azonban ettől eltérően csökkent is az állományuk. Mindez azt jelzi, hogy egy adott faj országos trendjének iránya nem feltétlenül egyezik meg a táji léptékű értékekkel.

A csilpcsalpfüzikének (*Phylloscopus collybita* Vieillot, 1818), amelynek bár nem szignifikánsan, de mégiscsak csökkent a fogásszáma Kevermesen, nemcsak az ország hegyvidéki területein, de még a Tiszántúlon is nőtt az állománya 1999 és 2018 között (Szép *et al.* 2022). Az eltérés hátterében meghúzódó okok nem nyilvánvalóak, további kutatások szükségesek.

Összességében elmondható, hogy a változó környezeti és antropogén hatások a nádasban fészkelő fajok állományát általában negatívan, míg az erdőben fészkelőket pozitívan befolyásolják. Európa más térségeire is ez az általános mintázat jellemző (Keller *et al.* 2020), azonban ahogy az eredményekből láthattuk, jelentős eltérés lehet fajok – és adott esetben fajon belül évek – között is. A trendek irányának megállapítására éppen ezért további évek adataira lesz szükség. A munka folytatására azonban nemcsak ezért van szükség, hanem azért is, mert a Tiszától keletre egészen a Fekete-tengerig ez az egyetlen standard gyűrűzőhely, Kárpát-medencei szinten is fontos a további adatgyűjtés. Az itt átvonuló madarak tanulmányozása nemcsak az agrárterületeken található élőhelyfragmentumok, hanem a Tiszántúl madárvilágának vizsgálata szempontjából is értékes adatokat szolgáltat. Az eredmények ezenkívül hozzájárulhatnak az antropogén fásítások jövőbeli védelmének hangsúlyozása szempontjából is.

Köszönetnyilvánítás – Hálával tartozom a kevermesi madárgyűrűző akciókban részt vevő önkénteseknek, valamint a Dél-békés Természetvédelmi és Madártani Egyesület anyagi támogatásának. A cikk a Kulturális és Innovációs Minisztérium EKÖP-24 kódszámú Egyetemi Kiválósági Ösztöndíj Programjának a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Alapból finanszírozott szakmai támogatásával készült.

Irodalomjegyzék

- Atkinson, P. W., Fuller, R. A., Gillings, S., Vickery, J. A. (2006): Counting birds on farmland habitats in winter. *Bird Study* 53(3): 303–309. <https://doi.org/10.1080/00063650609461446>
- Benton, T. G., Vickery, J. A., Wilson, J. D. (2003): Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* 18(4): 182–188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Bozó, L. (2020): The role of reedbeds in secondary habitats during the migration and breeding of reed warblers. *Ornis Hungarica* 28(1): 76–91. <https://doi.org/10.2478/orhu-2020-0006>
- Bozó, L., Bozóné Borbáth, E. (2019): Extrém kékcinege-vonulás agrárterületen. *Madártávlat* 26(3): 28.
- Bozó, L., Csörgő, T. (2024): Idegenhonos fajok állományainak szerepe a hosszútávú vonuló énekesmadarak pihenőhely-használatában. *Természetvédelmi Közlemények* 30: 1–17. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2024.30.15842>
- Bozó, L., Németh, Á., Csörgő, T. (2023): Long-term population changes of the Moustached Warbler in a Central Hungarian wetland habitat. *Ornis Hungarica* 31(2): 89–98. <https://doi.org/10.2478/orhu-2023-0021>
- Bozó, L., Rozgonyi, J., Csáthó, A. I. (2021): A Natura 2000 területek természetvédelmi jelentősége az agrártájban: esettanulmány a lökösházi Turai-gyep tájban betöltött szerepéről. *Természetvédelmi Közlemények* 27: 77–97. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2021.27.77>
- Brodier, S., Augiron, S., Cornulier, T., Bretagnolle, V. (2014): Local improvement of skylark and corn bunting population trends on intensive arable landscape: a case study of the conservation tool Natura 2000. *Animal Conservation* 17(3): 204–216. <https://doi.org/10.1111/acv.12077>
- Csörgő, T., Karcza, Zs., Halmos, G., Magyar, G., Gyurácz, J., Szép, T., Bankovics, A., Schmidt, A., Schmidt, E. (szerk.) (2009): *Magyar madárvonulási atlasz*. Kossuth Kiadó Zrt., Budapest, 672 p.
- De Vries, E. H. J., Foppen, R. P., Van Der Jeugd, H., Jongejans, E. (2022): Searching for the causes of decline in the Dutch population of European Turtle Doves (*Streptopelia turtur*). *Ibis* 164(2): 552–573. <https://doi.org/10.1111/ibi.13031>
- Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J., Van Bommel, F. P. (2006): Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 116(3–4): 189–196. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.02.007>
- Engler, J. O., Rödder, D., Elle, O., Hochkirch, A., Secondi, J. (2013): Species distribution models contribute to determine the effect of climate and interspecific interactions in moving hybrid zones. *Journal of Evolutionary Biology* 26(11): 2487–2496. <https://doi.org/10.1111/jeb.12244>
- Fraixedas, S., Lindén, A., Lehikoinen, A. (2015): Population trends of common breeding forest birds in southern Finland are consistent with trends in forest management and climate change. *Ornis Fennica* 92(4): 187–203. <https://doi.org/10.51812/of.133879>
- Franzoi, A., Tenan, S., Sanchez, P. L., Pedrini, P. (2021): Temporal trends in abundance and phenology of migratory birds across the Italian Alps during a 20-year period. *Rivista Italiana di Ornitologia* 91(2): 13–28. <https://doi.org/10.4081/rio.2021.528>
- Goławski, A. (2006): Changes in numbers of some bird species in the agricultural landscape of eastern Poland. *Ring* 28(2): 127–133. <https://doi.org/10.2478/v10050-008-0036-8>
- Greenwood, J. J. D., Baillie, S. R., Crick, H. P. Q., Marchant, J. H., Peach, W. J. (1993): Integrated population monitoring: detecting the effects of diverse changes. In: Furness, R. W., Greenwood, J. J. D. (szerk.): *Birds as monitors of environmental change*. Chapman and Hall, London, pp. 267–328.

- Gyurácz, J., Bánhidi, P., Góczán, J., Illés, P., Kalmár, S., Koszorús, P., Lukács, Z., Németh, Cs., Varga, L. (2017): Bird number dynamics during the post-breeding period at the Tömörd Bird Ringing Station, western Hungary. *Ring* 39: 23–82. <https://doi.org/10.1515/ring-2017-0002>
- Hanane, S. (2017): The European turtle-dove *Streptopelia turtur* in Northwest Africa: a review of current knowledge and priorities for future research. *Ardeola* 64(2): 273–287. <https://doi.org/10.13157/arla.64.2.2017.rp1>
- Haran, R., Shachal, R., Izhaki, I. (2019): Effects of extreme habitat loss on a local population of Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus*. *Ring & Migration* 34(2): 103–112. <https://doi.org/10.1080/03078698.2019.1830533>
- Haraszthy, L. (2019): *Magyarország fészkelő madarainak költésbiológiája. 2. kötet. Sárgarigóféléktől a sármányfélékig (Passeriformes)*. Pro Vértess Nonprofit Zrt., Csákvár, 827 p.
- Harrison, N., Whitehouse, M. (2012): Drivers of songbird productivity at a restored gravel pit: Influence of seasonal flooding and rainfall patterns and implications for habitat management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 162: 138–143. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.09.004>
- Jokimäki, J., Clergeau, P., Kaisanlahti-Jokimäki, M. L. (2002): Winter bird communities in urban habitats: a comparative study between central and northern Europe. *Journal of Biogeography* 29(1): 69–79. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2002.00649.x>
- Kamp, J., Frank, C., Trautmann, S., Busch, M., Dröschmeister, R., Flade, M., Gerlach, B., Karthäuser, J., Kunz, F., Mitschke, A., Schwarz, J., Sudfeldt, C. (2021): Population trends of common breeding birds in Germany 1990–2018. *Journal of Ornithology* 162(1): 1–15. <https://doi.org/10.1007/s10336-020-01830-4>
- Keller, V., Herrando, S., Vorišek, P., Franch, M., Kipson, M., Milanese, P., Martí, D., Anton, M., Klvanová, A., Kalyakin, M. V., Bauer, H-G., Foppen, R. P. B. (szerk.) (2020): *European Breeding Bird Atlas 2. Distribution, Abundance and Change*. European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona, 967 p.
- Kiss, Cs., Karcza, Zs., Lukács, K. O., Winkler, D., Gyurácz, J. (2023): Population trend and breeding productivity of some migrant passerines in Hungary. *Ornis Hungarica* 31(2): 74–88. <https://doi.org/10.2478/orhu-2023-0020>
- Kosicki, J. Z., Chylarecki, P., Zduniak, P. (2014): Factors affecting Common Quail's *Coturnix coturnix* occurrence in farmland of Poland: is agriculture intensity important? *Ecological Research* 29: 21–32. <https://doi.org/10.1007/s11284-013-1093-2>
- Maggini, I., Cardinale, M., Favaretto, A., Voříšek, P., Spina, F., Maoret, F., Ferri, A., Riello, S., Fusani, L. (2021): Comparing population trend estimates of migratory birds from breeding censuses and capture data at a spring migration bottleneck. *Ecology and Evolution* 11(2): 967–977. <https://doi.org/10.1002/ece3.7110>
- Moreau, J., Rabreau, J., Badenhausser, I., Giraudeau, M., Sepp, T., Crépin, M., Gaffard, A., Bretagnolle, V. & Monceau, K. (2022): Pesticide impacts on avian species with special reference to farmland birds: a review. *Environmental Monitoring and Assessment* 194(11): 790. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10394-0>
- Nuijten, R. J., Vriend, S. J., Wood, K. A., Haitjema, T., Rees, E. C., Jongejans, E., Nolet, B. A. (2020): Apparent breeding success drives long-term population dynamics of a migratory swan. *Journal of Avian Biology* 51(11): e02574 <https://doi.org/10.1111/jav.02574>
- Poulin, B., Lefebvre, G., Mauchamp, A. (2002): Habitat requirements of passerines and reedbed management in southern France. *Biological Conservation* 107(3): 315–325. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00070-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00070-8)

- Reif, J. (2013): Long-term trends in bird populations: a review of patterns and potential drivers in North America and Europe. *Acta Ornithologica* 48(1): 1–16. <https://doi.org/10.3161/000164513X669955>
- Reif, J., Skálová, A. J., Vermouzek, Z., Voříšek, P. (2022): Long-term trends in forest bird populations reflect management changes in Central European forests. *Ecological Indicators* 141: 109137. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109137>
- Robinson, R. A., Sutherland, W. J. (2002): Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39(1): 157–176. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x>
- Rosin, Z. M., Pärt, T., Low, M., Kotowska, D., Tobolka, M., Szymański, P., Hiron, M. (2021): Village modernization may contribute more to farmland bird declines than agricultural intensification. *Conservation Letters* 14(6): e12843. <https://doi.org/10.1111/conl.12843>
- Šálek, M., Kalinová, K., Daňková, R., Grill, S., Žmihorski, M. (2021): Reduced diversity of farmland birds in homogenized agricultural landscape: a cross-border comparison over the former Iron Curtain. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 321: 107628. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107628>
- Szép, T., Csörgő, T., Halmos, G., Lovászi, P., Nagy, K., Schmidt, A. (szerk.) (2022): *Magyarország madáratlasza. 2., javított és kiegészített kiadás.* Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 799 p.
- Szép, T., Nagy, K., Nagy, Z., Halmos, G. (2012): Population trends of common breeding and wintering birds in Hungary, decline of longdistance migrant and farmland birds during 1999–2012. *Ornis Hungarica* 20(2): 13–63. <https://doi.org/10.2478/orhu-2013-0007>
- Tanneberger, F., Bellebaum, J., Fartmann, T., Haferland, H. J., Helmecke, A., Jehle, P., Just, P., Sadlik, J. (2008): Rapid deterioration of Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* habitats at the western margin of the breeding range. *Journal of Ornithology* 149(1): 105–115. <https://doi.org/10.1007/s10336-007-0241-2>
- Traba, J., Morales, M. B. (2019): The decline of farmland birds in Spain is strongly associated to the loss of fallowland. *Scientific Reports* 9(1): 9473. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45854-0>
- Tryjanowski, P., Hartel, T., Baldi, A., Szymański, P., Tobolka, M., Herzon, I., Goławski, A., Konvička, M., Hromada, M., Jerzak, L., Kujawa, K., Lenda, M., Orłowski, M., Panek, M., Skórka, P., Sparks, T. H., Tworek, S., Wuczyński, A., Žmihorski, M. (2011): Conservation of Farmland birds faces different challenges in Western and Central-Eastern Europe *Acta Ornithologica* 46: 79–90. <https://doi.org/10.3161/000164511X589857>
- Tryjanowski, P., Sparks, T. H., Biaduń, W., Brauze, T., Hetmański, T., Martyka, R., Skórka, P., Indykiewicz, P., Myczko, L., Kunysz, P., Kawa, P., Czyż, S., Czechowski, P., Polakowski, M., Zduniak, P., Jerzak, L., Janiszewski, T., Goławski, A., Duduś, L., Nowakowski, J. J., Wuczyński, A., Wysocki, D. (2015): Winter bird assemblages in rural and urban environments: a national survey. *PloS One* 10(6): e0130299. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0130299>
- Vadász, Cs., Németh, Á., Karcza, Zs., Loránt, M., Biró, Cs., Csörgő, T. (2008): Study on breeding site fidelity of *Acrocephalus* warblers in Central Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 54(Suppl.1): 167–175.
- Wegge, P., Moss, R., Rolstad, J. (2022): Annual variation in breeding success in boreal forest grouse: Four decades of monitoring reveals bottom-up drivers to be more important than predation. *Ecology and Evolution* 12(10): e9327. <https://doi.org/10.1002/ece3.9327>

Medium-term changes in the number of Passerines captured in a forested area in the South Transisza region

László Bozó

ELTE Eötvös Loránd University, Pázmány Péter sétány 1/C, H-1117 Budapest, Hungary

E-mail: bozolaszlo91@gmail.com

In my study, I compared the annual number of captured individuals of 25 resident and migratory Passerine species in an oleaster-dominated forest and along an adjacent dried up channel in South-East Hungary. I used a total of 11,916 bird ringing data from the 9-year period spanning 2016 to 2024. Data collection was standardized during the entire period. Bird ringing took place every year between 1 August and 31 October, 2 days a week, 8 hours a day, using 13 Japanese-type mist-nets. For the study, we used the species of which at least one bird was captured each year and the total number of captured birds reached 90. The total annual capture of the first year (2016) was set as 100 percent, and a population index of the changes in captures was calculated. I used General Linear Modelling (GLM) to determine trends in the chain index rates. I also analysed the data by species and different groups: by habitat used in the breeding season, and by migratory distance. Overall, it is not possible to identify a clear trend for most species, the main reason being the strong annual fluctuations in the populations, depending on breeding success. Capture rates of species nesting in reedbeds decreased for all four species, but the results were not significant in any of the cases. Capture rates were stable for the three species associated with farmland. The results were more varied for forest species. The number of captured Icterine Warblers (*Hippolais icterina*) decreased significantly, while the captures of the Eurasian Wren (*Troglodytes troglodytes*) and the Lesser Whitethroat (*Curruca curruca*) increased significantly. There was also a strong increase in the numbers of the Wood Warbler (*Phylloscopus sibilatrix*) and the Common Nightingale (*Luscinia megarhynchos*). Further field data collection is needed as some additional species with currently low sample sizes (e.g. River Warbler – *Locustella fluviatilis*, Common Redstart – *Phoenicurus phoenicurus*) have shown a marked decline in catches over the years, but statistical analysis is not yet possible.

Keywords: bird migration, *Curruca curruca*, farmland, forest plantation, *Hippolais icterina*, population change, *Troglodytes troglodytes*

Beérkezett/Received: 2025. 01. 27. Elfogadva/Accepted: 2025. 05. 09.

© A Szerző/The Author

2025 Ez egy szabad hozzáférésű cikk, amely a Creative Commons Attribution 4.0 (CC BY 4.0) licenc alatt jelenik meg./This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (CC BY 4.0).



Természetvédelmi célú léknyítások hatása egy cseres-tölgyes újulatára

Szilágyi Sarolta^{1*}, Aszalós Réka², Bölöni János², Frank Tamás²,
Kovács Bence², Ódor Péter^{2,3} és Tinya Flóra²

¹Állatorvostudományi Egyetem, Budapest, 1078 Budapest, István u. 2.

²HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet,
2163 Vácrátót, Alkotmány út 2–4.

³Soproni Egyetem EMK Környezet- és Természetvédelmi Intézet,
9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4.

*E-mail: charlotteszilagyi@gmail.com

Összefoglaló: A természetvédelmi erdőkezelések célja a vágásos gazdálkodás által homogenizált erdők szerkezetének és fafajösszetételének változatosabbá tétele, és ezáltal a biodiverzitás fokozása. Kutatásunkban természetvédelmi célú léknyítások hatásait vizsgáltuk kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*), mezei juhar (*Acer campestre*) és házi berkenye (*Sorbus domestica*) csemetéinek növekedésére, kezeletlen zárterdei kontrollhoz viszonyítva, a fény- és mikroklimatikus viszonyok tükrében. Eredményeink alapján lékek nyitásával úgy növelhető meg az újulati szintre jutó fény mennyisége, hogy közben megőrizhető a zárterdei hűvös-párás mikroklima. A léknyítás segíti minden vizsgált fafaj csemetéinek növekedését, így megindítható a homogén, zárt állományok szerkezeti heterogenizációja. A megnövekedett fényből az elegyfajok csemetéi jobban profitáltak, mint a tölgy, a léknyításokkal tehát a faállomány jövőbeli elegyessége is fokozható.

Kulcsszavak: *Acer campestre*, lék, mikroklima, *Quercus petraea*, *Sorbus domestica*, természetvédelmi erdőkezelés, záródáshiány, felújulás

Bevezetés

Hazánk területének 22,3 százalékát borítják erdők, melyeknek megközelítőleg 58 százaléka áll őshonos fafajokból (NFK Erdészeti Főosztály 2024). Ezek a faanyag biztosítása mellett változatos élőhelyeket alkotnak, továbbá rekreációs funkciókat is betöltenek, és számos egyéb ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtanak (Löf *et al.* 2015, Guyot *et al.* 2016). Hazai erdeink mintegy 90 százalékát azonban a mai napig vágásos üzemmódban kezelik (NFK Erdészeti Főosztály 2024), amelynek elsődleges célja a gazdaságilag jövedelmező faanyagtermelés. A vágásos gazdálkodás azonban egykorú, homogén szerkezetű és összetételű állományokat

eredményez (Matthews 1991). Ez a több évszázada zajló homogenizáció a különböző szerkezeti elemekhez vagy elegyfajokhoz kötődő erdei fajok, és így a teljes erdei ökoszisztéma diverzitása szempontjából igen kedvezőtlen, és emellett az erdők által nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatásokra is negatív hatással van (Duguid és Ashton 2013, EEA 2016, IPBES 2018).

A probléma kezelésére gazdasági erdőkben jó alternatívát nyújthat a finom léptékű beavatkozásokat használó ún. örökerdő-gazdálkodás (Pommerening és Murphy 2004, Mason *et al.* 2022). Emellett bizonyos, elsősorban védett területeken lehetőség nyílna a vágásos gazdálkodás okozta kedvezőtlen hatások ellensúlyozására az erdőállomány gazdálkodás alól történő kivonásával is (Lindenmayer és Franklin 2002). A huzamosabb ideig emberi beavatkozástól mentes környezetben megindulhatnak a természetes erdődinamikai folyamatok, amelyekről hosszú távon az erdő szerkezetének és biodiverzitásának ökológiai szempontú javulását várjuk (Bauhus 2009). Az ilyen, művelésből kivont védett területek tudományos szempontból kiemelt jelentőségűek, mivel lehetőséget biztosítanak a természetes erdődinamikai folyamatok megfigyelésére (Nagel *et al.* 2013). Sok esetben azonban az állomány szerkezeti és összetételbeli heterogenitásának növekedése, és ezáltal az erdei életközösség regenerációja spontán módon igen lassan megy végbe (Bernes *et al.* 2015), de a folyamatok felgyorsíthatók célzott természetvédelmi beavatkozásokkal (Keeton 2006, Frank és Szmorad 2014, Bernes *et al.* 2015).

A természetvédelmi erdőkezelések célja az adott területen lévő őshonos erdőállomány természetességi állapotának javítása (Bauhus 2009). Alapvetően nem erdőgazdálkodási tevékenység, a fakitermelés itt nem célja, hanem eszköze az elvégzett kezelésnek (Frank és Szmorad 2014). A beavatkozások hozzájárulnak a természetes erdődinamikai folyamatok beindításához, a mikroélőhelyek számának és sokféleségének növeléséhez, segítve az erdei biodiverzitás regenerálódását. Ilyen jellegű kezelések lehetnek a különböző típusú holtfák létrehozása, inváziós fajok eltávolítása, elegyfajok és átlagosnál vastagabb faegyedek megsegítése, vagy – a jelen tanulmányban is vizsgált, ezért az alábbiakban részletesebben bemutatott – léknyitások (Doerfler *et al.* 2017).

A mérsékelt övben jellemző finom léptékű erdődinamika lényege, hogy egyes fák vagy kisebb facsoportok elhalásával az állományban kis kiterjedésű fátlan foltok, a zárt erdőhöz képest eltérő környezeti viszonyokkal rendelkező lékek keletkeznek (Peterken 1996). A lékekben jellemzően megnövekszik a fény mennyisége, valamint a talajnedvesség (Muscolo *et al.* 2014, Vilhar *et al.* 2015, Horváth *et al.* 2023), ami segíti a természetes felújulás megindulását (Tinya *et al.* 2020). A lékek keletkezése emellett az aljnövényzet és számos erdei élőlénycsoport tömegességét és összetételét is módosítja a zárterdei körülményekhez képest (de Groot *et al.* 2016, Elek *et al.* 2018, Samu *et al.* 2023). Ugyanakkor a nagy

kiterjedésű vágásterületekhez viszonyítva a lékek – a környező állomány védőhatásának köszönhetően – megőrzik a zárt erdők hűvös, párás mikroklímáját (Abd Latif és Blackburn 2010, Kovács *et al.* 2020), megelőzve a meleg, száraz körülményeket nem toleráló fajok eltűnését (Boros *et al.* 2019).

A mesterségesen kialakított lékek a természetes dinamika során létrejövő lékeket hivatottak imitálni. Lékek kialakítása alapvető beavatkozásnak számít az örökerdő-gazdálkodás során (Mason *et al.* 2022), de emellett a természetvédelmi erdőkezeléseknek is fontos eleme (Sebek *et al.* 2015, Thom *et al.* 2020). Lékek nyitásával a korábbi vágásos gazdálkodás következtében homogén szerkezetűvé vált állományokban foltos mintázatban megindítható a felújulás, növelve az erdőszerkezet heterogenitását (Götmark 2013). Amennyiben az állományban jelen van elegyfajok újulata, vagy a környező tájból bejuthatnak propagulumaik, a lombsátor megnyitásával megsegíthető ezen fajok felújulása, ami a fajokösszetétel változatosabbá válását eredményezi (Frank és Szmorad 2014, Löf *et al.* 2015, Timár 2016).

A lékekben zajló felújulási folyamatokról viszonylag sok ismerettel rendelkezünk bükkösökre vonatkozóan (Collet *et al.* 2001, Madsen és Hahn 2008, Wagner *et al.* 2010), de a tölgy dominálta erdők esetében ezen folyamatok kevésbé feltártak. A tölgyek felújulását, fényigényességük miatt, természetes módon feltehetőleg nagyobb léptékű bolygatások biztosíthatták (Vera 2000, Bobiec *et al.* 2011, Nemens *et al.* 2018). A tölgyesek természetes dinamikájáról azért is hiányosak az ismereteink, mert az évszázadok óta tartó emberi használat miatt szinte nem maradtak fenn referenciául szolgáló tölgyes őserdők (Bölöni *et al.* 2021). Mivel azonban a cseres-tölgyesek hazánk egyik legkiterjedtebb természetes erdőtípusát jelentik (http1), és nagy részük a bennük alkalmazott vágásos üzemmód következtében napjainkban igen homogén szerkezetű és fajszegény, fontos kérdés, hogy miképpen növelhető ezen állományok szerkezeti és összetételbeli heterogenitása léknyitások segítségével.

Kutatásunkban természetvédelmi célú léknyitások újulatra gyakorolt hatását vizsgáljuk korábban vágásos üzemmódban kezelt cseres-kocsánytalan tölgyes állományban. A folyamatok jobb megértése érdekében feltárjuk a lékekben kialakuló abiotikus viszonyokat is.

Kérdéseink:

1) Hogyan alakulnak a fényt jellemző záródáshiány, valamint a levegő szárító hatását kifejező vízgőztelítési hiány természetvédelmi céllal létrehozott lékekben, zárterdei kontrollterületekhez képest?

2) Hogyan alakul három fafaj (kocsánytalan tölgy – *Quercus petraea* [Matt.] Liebl. és két elegyfaj, a mezei juhar – *Acer campestre* L. és a házi berkenye – *Sorbus domestica* L.) csemetéinek növekedése a lékekben, a zárt állományhoz viszonyítva?

2a) Hogyan alakul a csemeték fejlődése a lék, ill. a zárt állomány abiotikus körülményei között? Ezt a kérdést standardizált módon, beültetett csemetéken vizsgáltuk, amelyek körül a kompetíció zavaró hatásának elkerülése érdekében ápolást végeztünk.

2b) Hogyan fejlődnek a csemeték a lékekben és a zárt állományban, amennyiben az ott uralkodó kompetíciós viszonyokat is figyelembe vesszük? A kérdés megválaszolásához a természetes aljnövényzetben spontán jelen lévő csemeték növekedését vizsgáltuk, amelyek körül nem történt ápolás.

Anyag és módszer

A vizsgálati terület

A vizsgálati terület a Kelet-Cserhátban, a varjúbérci Garáb 9F és 9G erdőrészekben helyezkedik el (1. táblázat). A terület éves átlaghőmérséklete 8,5 °C, az átlagos éves csapadékmennyiség 600 mm (Dövényi 2010). A terület nyugati fekvésű, mérsékelt lejtésű (15–20°), 400–540 m tengerszint feletti magasságban található. Talaja andezit alapkőzeten található agyagbemosódásos barna erdőtalaj (Führer *et al.* 2017). A területen cseres-kocsánytalan tölgyesek, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek és ezek átmenetei jellemzők, melyek közül a jelen vizsgálatra kijelölt mintaterületek cseres-tölgyesekben (L2a élőhely-kategória, Bölöni *et al.* 2011) helyezkednek el. A korábbi, vágásos üzem módú erdőkezelés eredményeként a beavatkozások előtt a terület faállománya közel egykorú, homogén szerkezetű, fajszegény volt. Uralkodó fafajai a kocsánytalan

1. táblázat. A vizsgált erdőrészek leíró adatai.

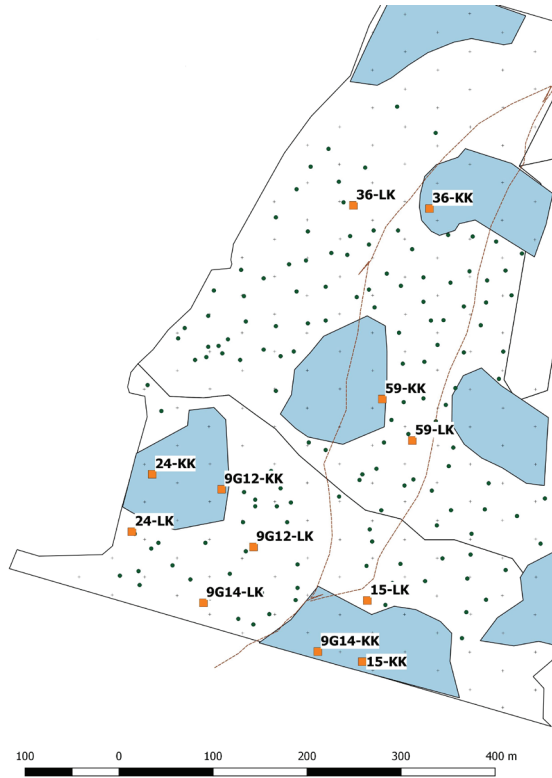
Table 1. Descriptive stand data of the studied forestry compartments. (1): Forestry compartment; (2): Tree species; (3): Proportion of the species (%); (4): Mean age (year); (5): Mean height (m); (6): Mean diameter at breast height (cm).

Erdőreszt (1)	Fafajok (2)	Elegyarány (%) (3)	Átlagos kor (év) (4)	Átlagos magasság (m) (5)	Átlagos mellma- gassági átmérő (cm) (6)
Garáb 9F	Kocsánytalan tölgy (<i>Quercus petraea</i>)	79	65	17	26
	Csertölgy (<i>Quercus cerris</i>)	10	65	17	26
	Gyertyán (<i>Carpinus betulus</i>)	11	65	15	20
Garáb 9G	Kocsánytalan tölgy (<i>Quercus petraea</i>)	85	75	16	28
	Csertölgy (<i>Quercus cerris</i>)	15	75	18	28

tölgy, gyertyános-tölgyes állományrészekben a gyertyán (*Carpinus betulus* L.), míg a cseres-tölgyes állományrészekben a csertölgy (*Quercus cerris* L.). A leggyakoribb elegyfajok a mezei juhar és a virágos kőris (*Fraxinus ornus* L.), ritkábbak a barkóca (*Sorbus torminalis* [L.] Crantz), a vadkörte (*Pyrus pyraeaster* [L.] Burgsd.) vagy a vadalma (*Malus sylvestris* [L.] Mill.).

A vizsgálati elrendezés és a terepi mintavétel

2015–2016 telén a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság különböző természetvédelmi erdőkezeléseket alkalmazott a területen, megközelítőleg 15 hektárt érintve (1. ábra). A beavatkozások egyik célja a faállomány szerkezeti és összetételbeli heterogenitásának fokozása volt, melynek érdekében az egységesen zárt



1. ábra. A vizsgálati terület, a 2015–2016 telén elvégzett természetvédelmi célú beavatkozásokkal (zöld pontok), és azok kezeletlen kontrollterületeivel (kék foltok), valamint a jelen vizsgálatba bevont 12 mintaterülettel (narancssárga négyzetek). KK – kontrollkvadrátok, LK – lékkvadrátok.
Figure 1. The study area, with conservation-oriented interventions carried out during winter 2015–2016 (green dots) and their untreated control areas (blue patches), and the 12 sample plots included in the present study (orange squares). KK - control quadrats, LK - gap quadrats.

lombkoronát lécek nyitásával megbontották, hogy elősegítsék az újulat és a cserjeszint fejlődését, illetve az elszórtan előforduló elegyfajok növekedését. A természetvédelmi erdőkezelés keretében emellett – a biodiverzitás növelése érdekében – sor került az álló és fekvő holtfa mennyiségének növelésére és különféle mikrohabitatok kialakítására is, ezek azonban nem képezik a jelen vizsgálat tárgyát.

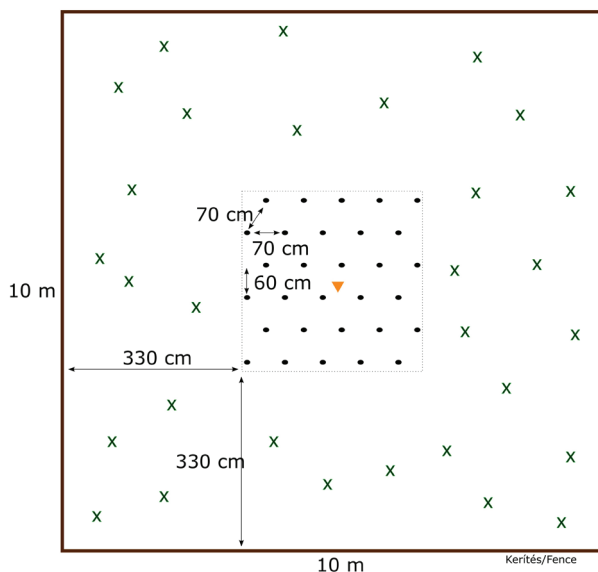
A mesterségesen kialakított lécek közül hat lék közepén 2017-ben bekerítésre került egy-egy 10 m × 10 m-es terület. A vizsgált lécek 200–420 m² területűek voltak (a szegélyező fák törzsei között). Minden lék-mintaterület mellé kijelöltünk egy-egy 10 m × 10 m-es, zárterdei kontroll-mintaterületet, hasonló termőhelyű és faállományú kezeletlen állományrészben, amelyek szintén be lettek kerítve.

2017 őszén mind a 12 vizsgált mintaterületre beültetésre került 10–10 kocsánytalantölgy-, mezei juhar- és házi berkenye-csemete (a 12 mintaterületre összesen 360 darab). A csemeték magassága 20–50 cm közötti volt. A mintaterületeken a természetes újulatban spontán fejlődő facsemeték közül a kocsánytalan tölgy és mezei juhar fordult elő statisztikailag értékelhető mennyiségben, ezek közül összesen 120 darab tölgy- és 87 juharcsemete került kijelölésre, hasonló mérettartományból (továbbiakban: „spontán csemeték”). A kocsánytalan tölgy, amely a vizsgált erdők egyik állományalkotó fafaja, és amelynek ökológiai és erdőgazdálkodási szerepe is kiemelkedő, elsődleges fontosságú volt a vizsgálatban. A természetes csertölgyújulat alacsony száma miatt ez a faj nem került be a felmérésbe. A mezei juhart mint az állomány egyik leggyakoribb elegyfaját vontuk be a vizsgálatba. Bár a természetes újulatban a varjúberci állományban nem jellemző a házi berkenye, de általában a cserestölgyeseknek egy fontos és értékes elegyfaja, ezért ezen faj ültetett csemetéi is bekerültek a kísérletbe.

Az erdészeti csemetéket a kerítések középső részére ültettük, egymástól 60–70 cm-re (2. ábra). A beültetés utáni első évben elpusztult egyedek 2018 őszén pótlásra kerültek. A spontán csemeték a beültetett csemeték középső négyzetén kívüli területeken (de szintén a kerítésen belül) kerültek kijelölésre. A beültetés esetében a csemetéknek tisztán a léknyitás miatt megváltozó abiotikus körülményekre adott válaszára voltunk kíváncsiak, így itt a kompetitív növényzetet, elsősorban a vadszedret (*Rubus fruticosus* agg. L.) és a veresgyűrű somot (*Cornus sanguinea* L.) több alkalommal eltávolítottuk, míg a spontán csemeték esetében az újulat természetes kompetíciós körülmények közötti fejlődését vizsgáltuk.

A spontán csemeték magasságát 2019-ben és 2023-ban, augusztus folyamán mértük. Ugyanezen alkalom során, 2023-ban becsültük a lombkoronazáródásihiány értékét, szférikus denziométer segítségével (Lemmon 1956), 130 cm-es magasságban. A becslés a mintaterület öt pontján történt: a középpontban, illetve a négy saroktól 1–1 méterrel a középpont felé. A hőmérsékletet és a relatív

páratartalmat 2023 nyarán (június 1-től augusztus 31-ig) mintaterületenként egy-egy MCC USB 502 típusú mikroklíma logger mérte a mintaterületek középpontjában, 60 cm-es magasságban, 15 percenként.



2. ábra. A vizsgálati elrendezés egy 10 m × 10 méteres mintaterületen belül. Fekete pontok: beültetett csemeték, X: spontán jelen lévő csemeték, ▼: mikroklíma logger.

Figure 2. The study design within a 10 m × 10 m sample plot. Black dots: planted saplings, X: spontaneously present saplings, ▼: microclimate logger.

Adatfeldolgozás

A hőmérséklet és a relatív páratartalom napi átlagadataiból napi átlagos vízgőztelítési hiányt (VPD, „vapour pressure deficit”; kPa) számoltunk, amely a levegő adott hőmérséklet melletti szárító kapacitását jellemzi (Allen *et al.* 1998). Mivel a vízgőztelítési hiány esetében nemcsak az átlagérték lehet jelentős a növényzet szempontjából, hanem a szélsőértékek is, ezért ezek hatását is vizsgáltuk. A napi abszolút minimum és maximum helyett – a közvetlen besugárzásból adódó kiugró értékek hatásának csökkentése érdekében – az 5 és 95%-os percentiliseket használtuk, azaz azokat az értékeket, amelyeknél a napi VPD 5, illetve 95%-a kisebb.

A csemeték lékekben, illetve a zárt erdőben mutatott túlélési sikerét általános lineáris modell segítségével hasonlítottuk össze, amelyekben a függő változó a 2019 és 2023 közötti egyedszámváltozás volt.

A növekedés elemzéséhez a 2023-as felvételezéskor élő csemeték adatait használtuk fel. A csemeték növekedését a 2019 és 2023 közötti magassági növekmény értékével jellemeztük.

A kezelés környezeti változókra gyakorolt hatását általános lineáris, míg a csemetenövekedésre gyakorolt hatását általános lineáris kevert modellekkel elemeztük (Zuur *et al.* 2009), amelyekben fix faktorként a kezelés (lék vagy kontroll), random faktorként pedig a mintaterület szerepelt. A modellezés előtt ellenőriztük az adatok normalitását Kolmogorov–Smirnov-próbával, és ahol szükséges volt, ott a csemetenövekmény adatokon ln-transzformációt alkalmaztunk. Az adatok elemzését és ábrázolását az R 4.4.2 programcsomagban végeztük (R Development Core Team 2024), az nlme (Pinheiro *et al.* 2013), vegan (Oksanen *et al.* 2022), ggplot2 (Wickham 2016), dplyr (Wickham *et al.* 2023) és plantecophys (Duursma 2015) csomagok használatával.

Eredmények

A lombkorona-záródáshiány és a vízgőztelítési hiány alakulása a lékekben és a zárterdei kontrollterületeken

A záródáshiány-értékek szignifikánsan elkülönültek a lék- és kontroll-mintaterületek között (2. táblázat; 3. ábra). A zárt erdőben az átlagos záródáshiány 5,6% volt, és az adatok igen szűk intervallumot öleltek fel. Ezzel szemben a lékekben átlagosan 22,5%-os záródáshiány volt jellemző, de a lékek eltérő méretéből és a lékeken belüli több pozícióban történt adatgyűjtésből adódóan az értékek sokkal jobban szórtak.

A vízgőztelítési hiány esetében az átlagértékek nem tértek el szignifikánsan a lékek és a zárt erdő között. Ugyanakkor a minimumértékek szignifikánsan alacsonyabbak, a maximumértékek pedig szignifikánsan magasabbak voltak a lékekben, mint a kontrollterületeken (2. táblázat, 4. ábra), vagyis a vízgőztelítési hiány a lékekben nagyobb napi ingadozást mutatott, mint a zárt erdőben.

A csemeték túlélése és négyéves növekményüknek alakulása

A beültetett csemeték közül 243, a spontán csemeték közül 195 maradt életben a 2023-as felvételezésig. A csemeték túlélése egyik faj esetében sem mutatott szignifikáns eltérést a lék és kontrollterületek között (2. táblázat).

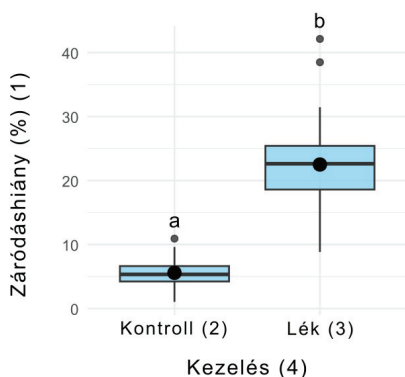
A három vizsgált faj közül a legkisebb átlagos növekedést a kocsánytalan tölgy mutatta, a mezei juhar növekedése közepes, a házi berkenyéé pedig az előző két fajénál intenzívebb volt (5. ábra). Minden faj esetében előfordultak negatív növekményértékek is, mivel esetenként a csemeték visszaszáradtak. A spontán csemeték mind a tölgy, mind a mezei juhar esetében intenzívebben növekedtek, mint a beültetett egyedek, az eltérés a tölgy esetében a lékekben több mint négyszeres volt.

2. táblázat. Az általános lineáris modellek eredményei. Fix faktor: kezelés (lék, zárt erdő). A növekmények esetében általános lineáris kevert modelleket alkalmaztunk, random faktorként a mintaterület szerepelt. VPD – vízgőztelítési hiány, p5: 5%-os percentilis, p95: 95%-os percentilis. Félkövérrrel jelöltük a szignifikáns modelleket.

Table 2. Results of the general linear models. Fix factor: treatment (gap, closed forest). In the case of the increments, general linear mixed models were applied, with the plot as random factor. VPD – vapor pressure deficit, p5: 5% percentile; p95: 95% percentile. Significant models are marked in bold. (1): Dependent variables; (2): Canopy openness; (3): VPD mean, (4): Survival; (5): Planted saplings; (6): Spontaneous saplings; (7): Increment.

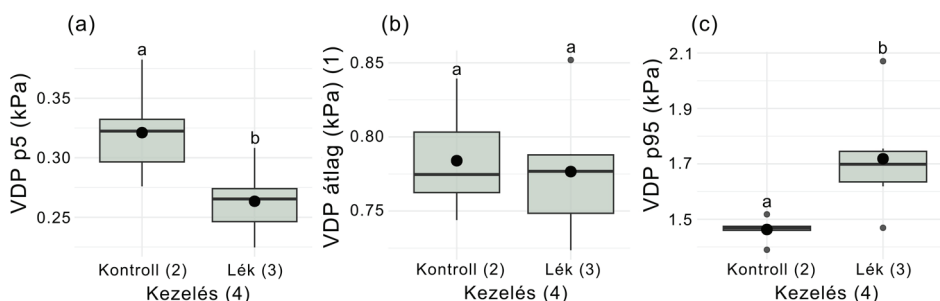
Függő változó (1)	F	p
Záródáshiány (2)	184,3425	< 0,0001
VPD p5	8,818	0,031
VPD átlag (3)	0,099	0,765
VPDp95	9,713	0,026
Túlélés (4):		
Beültetett csemeték (5):		
Kocsánytalan tölgy (<i>Quercus petraea</i>)	0,185	0,667
Mezei juhar (<i>Acer campestre</i>)	4,1176	0,069
Házi berkenye (<i>Sorbus domestica</i>)	3,077	0,110
Spontán csemeték (6):		
Kocsánytalan tölgy (<i>Quercus petraea</i>)	1,177	0,304
Mezei juhar (<i>Acer campestre</i>)	0,474	0,514
Növekmény (7):		
Beültetett csemeték (5):		
Kocsánytalan tölgy (<i>Quercus petraea</i>)	2,677	0,177
Mezei juhar (<i>Acer campestre</i>)	13,063	0,015
Házi berkenye (<i>Sorbus domestica</i>)	8,192	0,035
Spontán csemeték (6):		
Kocsánytalan tölgy (<i>Quercus petraea</i>)	6,853	0,047
Mezei juhar (<i>Acer campestre</i>)	12,581	0,038

A csemeték minden faj esetében a lékben mutatták a nagyobb magassági növekedést. A tölgy beültetett csemetéinek esetében ez nem volt szignifikáns, de a spontán csemeték esetében igen. Az elegyfajok közül a mezei juhar esetében mind a beültetett, mind a spontán csemeték növekménye szignifikánsan nagyobb volt a lékekben, mint a kontrollterületeken, és a beültetett házi berkenyék növekedésére is szignifikáns pozitív hatása volt a lékeknek (2. táblázat, 5. ábra).



3. ábra. A lombkorona-záródáshiány értékei a vizsgált lékekben és zárterdei kontrollterületeken. Az eltérő betűk szignifikáns eltérést jelölnek ($p < 0,05$).

Figure 3. Canopy openness values in the studied gaps and closed forest control plots. Different letters indicate significant difference ($p < 0.05$). (1) Canopy openness; (2) Control; (3) Gap; (4) Treatment.



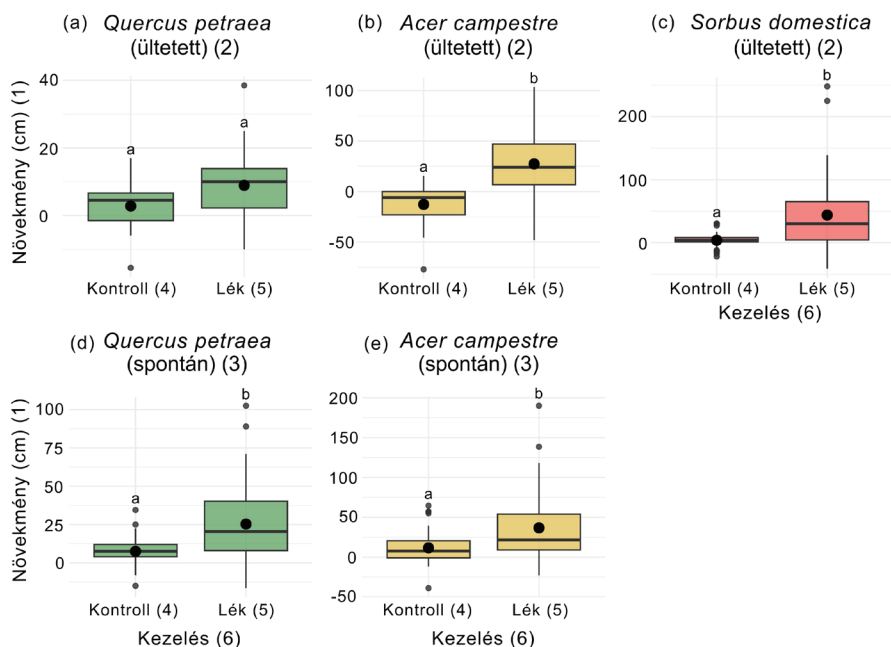
4. ábra. A napi vízgőztelítési hiány (VPD) minimuma (a), átlaga (b) és maximuma (c) 2023-ban a lékekben és a zárterdei kontrollban. Az eltérő betűk szignifikáns eltérést jelölnek ($p < 0,05$).

Figure 4. Minimum (a), mean (b) and maximum (c) of daily vapour pressure deficit (VPD) in 2023 in the gaps and closed forest control. Different letters indicate significant difference ($p < 0.05$). (1) VPD mean; (2) Control; (3) Gap; (4) Treatment.

Diszkusszió

A léknyitás hatása a mikroklimatikus viszonyokra

A kísérletünkben alkalmazott 200-400 m²-es lékekkel a zárt állományra egyenletesen jellemző 5% körüli záródáshiány a lékekben megközelítőleg átlagosan 22%-ra volt növelhető, a mért maximális záródáshiány 42% volt. Sabatini és munkatársai (2014) száraz tölgyesek őserdőjellegű állományaiban 4



5. ábra. A beültetett és a spontán csemeték négyéves magassági növekménye lékekben és zárt erdőben. Az egyes alábrák Y tengelyének skálázása különböző. Az eltérő betűk szignifikáns eltérést jelölnek ($p < 0,05$).

Figure 5. Four-year height increment of planted and spontaneous saplings in gaps and closed forest. The scaling of the Y-axis of each sub-figures is different. Different letters indicate significant difference ($p < 0.05$). (1) Increment; (2) planted; (3) spontaneous; (4) Control; (5) Gap; (6) Treatment.

és 23% közötti záródáshiányokat mértek. Ez alapján azt mondhatjuk, hogy az általunk alkalmazott léknyitásokkal a gazdálkodás által homogén záródásúvá alakított erdők záródás-, és ezáltal fényviszonyait közelíteni tudjuk a természetes erdőkre jellemző viszonyokhoz.

A lombkorona nyitottsága jelentős hatással van a mikroklíma szélsőségeire (Geiger *et al.* 1995). Dovčiak és Brown 2014-es, észak-amerikai elegyes bükkösökben végzett tanulmányukban kimutatták, hogy a hőmérséklet maximumai nőttek, míg a minimumai csökkentek a lombkorona-záródáshiány növekedésével. Ez egybecseng az általunk kapott eredménnyel a VPD-t, azaz a levegő szárító hatását illetően, miszerint a lékekben a szélsőségek fokozódtak, de a VPD átlagai nem mutattak jelentős eltérést a kezelések között. Kovács és munkatársai (2020) hazai gyertyános-tölgyes állományban szintén azt találták, hogy 300 m²-es lékekben a páratartalom tartománya megnőtt, de az átlagérték

a zárterdeihez hasonló maradt. Eredményeink bizonyítják, hogy a léknyításnak a szárazabb viszonyokkal jellemezhető cseres-tölgyesek esetében is hasonló hatása van a mikroklímára. 200-400 m²-es kiterjedésű lékek nyitásával tehát úgy növelhető meg a fény mennyisége, hogy közben megőrizhető a zárterdei hűvös-párás mikroklíma.

A fásszárú újulat léknyításra adott válasza

Mindhárom vizsgált faj esetében ki tudtuk mutatni, hogy a magassági növekmények szignifikánsan nagyobbak a lékekben, mint a zárt erdőben. Ez összhangban áll korábbi vizsgálatok tapasztalataival, miszerint a lékek kedvező körülményeket nyújtanak a fásszárú újulat számára (Muscolo *et al.* 2014, Vilhar *et al.* 2015). A lékekben megemelkedett fénymennyiség és a levegő szárító hatásának szélsőségesebbé válása ellentétes hatású lehet a felújulás szempontjából. Bizonyított, hogy a csemeték számára a fény az egyik meghatározó forrás, amelynek megnövekedett mennyisége hozzájárul a lékekben kialakuló fejlettebb újulati szinthez (Bobiec *et al.* 2007, Schütz *et al.* 2016). Ugyanakkor a lékekben nyári napokon a vízgőztelítési hiány magasabb maximumértékeket ér el, ami kedvezőtlen lehet a csemeték fejlődése szempontjából (Lendzion és Leuschner 2008). Eredményeink alapján a megnövekedett fény pozitív hatása erősebbnek bizonyult, mint a levegő szárító hatásának kedvezőtlen volta, mivel a csemeték ez utóbbi ellenére is jobban fejlődtek a lékekben. A két hatás mérlege azonban más termőhelyi viszonyok és szélsőségesebbé váló klíma esetén megfordulhat. Ezen összefüggések pontos feltárása további vizsgálatokat igényel.

A léknyításra adott növekedési válaszok intenzitása fafajonként eltérő volt. A legintenzívebb növekedést a házi berkenyék mutatták. A házi berkenyéről ismert, hogy fényigényes, kedveli a magasabb hőmérsékletet, a száraz vagy enyhén párás környezetet (Paganová 2008). A beavatkozásra adott szignifikáns növekedési válasz és az előforduló jól fejlett csemeték alapján elmondhatjuk, hogy a házi berkenye számára igen kedvező a léknyítás.

A mezei juhar zártabb lombosabb, üde lombdombokban is előforduló, viszonylag árnyéktűrő faj, amely mindemellett nyíltabb, fényben gazdagabb erdőkben, bokorerdőkben és ligetes erdőkben is gyakori (Nemky 1968, Király 2009). Vizsgálataink alapján elmondható, hogy a faj – árnyéktűrő volta ellenére – a lékekben kialakuló jobb megvilágítottságra intenzív növekedéssel reagál. Hasonló eredményre jutottak Kovács és munkatársai (2013) borsönyi mesterséges lékek vizsgálata során, ahol tölgyes lékekben a mezei juhar intenzív előretörését figyelték meg. A mezei juhar esetében a spontán és a beültetett csemeték egyaránt szignifikáns választ adtak a léknyításra, bár az előbbieket jobb növekedést mutattak. Ennek magyarázata lehet, hogy a faj klonális volta miatt (<http2>) a spontán jelenlévő

csemeték gyökérrendszere egymással és nagyobb egyedekkel is kapcsolt lehet, így segítve a növekedést esetlegesen kedvezőtlenebb körülmények között található rametek esetében is (Jónsdóttir és Watson 1997).

Bár kevésbé kifejezetten, mint az elegyfafajoknál, de a spontán tölgycsemeték növekedésében is szignifikáns eltérés volt az átlagosan 5%-os záródáshiányú zárt erdő és az átlagosan 22,5%-os záródáshiányú lékek között. Ez összhangban van Ádám és munkatársai (2018) eredményeivel, akik hazai cseres-tölgyesekben azt tapasztalták, hogy a kocsánytalantölgy-csemeték unimodális választ mutatnak a záródáshiányra: tömegességük 15-20%-os záródáshiány mellett a legmagasabb, míg 5%-os záródáshiánynál minimális.

A beültetett tölgycsemeték esetében azonban – bár a trend látható volt – nem tudtunk szignifikáns lékhatást kimutatni. Korábbi kutatások igazolták, hogy a kocsánytalantölgy-magoncok csírázás után néhány évig árnyéktűrők (von Lüpke 1998, Tinya *et al.* 2019). A tölgycsemeték az első években alapvetően a gyökérzetüket erősítik, miközben magassági növekedésük még nem jelentős. Néhány év elteltével az erős gyökérzetnek köszönhetően már hatékonyan tudnak vizet és tápanyagokat felvenni a talajból – ekkor válnak képessé a megnövekedett fény hasznosítására, és ekkor indulhat be a magassági növekedésük (Larsen és Johnson 1998). Kísérletünkben a spontán csemeték korábban kerítetlen területeken lettek kijelölve, ahol intenzív vadragásnak voltak kitéve. Így valószínű, hogy ezek idősebbek voltak, és fejlettebb gyökérzettel rendelkeztek, mint a hasonló kezdeti magasságú beültetett csemeték. Ez tehette lehetővé, hogy – különösen a lékek jobb fényviszonyai hatására – a spontán csemeték intenzívebben tudtak növekedni, mint a beültetettek.

A tölgycsemeték másik két vizsgált fajnál jelentősen kisebb mértékű növekedését egyéb okok is magyarázhatják. Elképzelhető, hogy a tölgyek lékekben is gyenge növekedése annak köszönhető, hogy a vizsgált lékek nem elegendően nagyok ennek a fényigényes fajnak a fejlődéséhez (Ligot *et al.* 2013, Van Couwenberghe *et al.* 2013). Ugyanakkor több vizsgálat szerint a tölgyek alacsony relatív megvilágítottság mellett is képesek jó növekedésre (Diaci *et al.* 2008, Csépanyi *et al.* 2021). Az, hogy a csemeték milyen megvilágítás mellett képesek intenzíven növekedni, függhet a termőhelyi viszonyoktól, amelyek cseres-tölgyesben az üde erdőkénél kedvezőtlenebbek a szárazabb, melegebb mikroklimának köszönhetően. Demeter és munkatársai (2021) szerint az inváziós kórokozó tölgylisztharmat is csökkentheti a tölgycsemeték árnyéktűrését. Mivel a vizsgált csemetéken is megfigyelhető volt lisztharmat-fertőzöttség, ez is hozzájárulhatott a gyenge növekedésükhöz. A tölgyekről ismert, hogy a kompetíciós képességük gyengébb számos más fafajénál (Mölder *et al.* 2019), így az aljnövényzettel való kompetíció is a felújulást gátló tényezők között lehet. Mintaterületeinken a spontán csemeték

számára elsősorban a szeder, illetve a veresgyűrű som jelenléte okozhatott erős kompetíciós hatást. A beültetett csemeték esetében a domináns kompetitorok ugyan eltávolításra kerültek, a lékek intenzív megvilágítást és talajnedvesség-többletet kapó középső részein azonban a lágyszárú gyepszint (füfélék) is jelentős sűrűségű aljnövényzetet alkotott, gyengítve az ültetés miatt amúgy is alacsonyabb fitneszű csemeték növekedését. A lágyszárú aljnövényzet csemetékre gyakorolt kompetíciós hatását számos korábbi kutatás is alátámasztja (pl. Denslow *et al.* 1998, Annighöfer *et al.* 2015). A beültetett csemeték esetében az ültetéssel járó stressz és számos csemete kezdeti években történő visszaszáradása (amely Larsen és Johnson [1998] szerint a tölgyek fejlődésének normális velejárója) is fontos tényező lehetett a lassabb növekedésben.

Konklúzió, gyakorlati vonatkozások

A vágásos erdőgazdálkodás felhagyásával erdeinkben csak lassan indul meg az állomány szerkezetének és összetételének heterogenizációja, de vizsgálatunk megmutatta, hogy léknyitásokkal a folyamat felgyorsítható. A foltos mintázatban létrejövő újulat növeli az erdőszerkezet heterogenitását, és lehetőséget ad változatosabb koreloszlású erdő kialakulására. A kocsánytalan tölgy felújulásának elősegítése érdekében érdemes a lékeket a már spontán módon jelen levő tölgyújulat foltjai fölött létrehozni, mivel ezen faj ültetett egyedei rendkívül lassan nőnek, és nagyarányú a csemeték visszaszáradása. Új makkok pedig igen korlátozott mértékben hullanak be a már meglévő lékekbe, így a léknyitás után új magoncok spontán megjelenése csak kis lékek esetén várható (Gitau 2023).

Mivel a lékekben az elegyfajok a tölgnél erőteljesebb növekedést mutatnak, ezért léknyitásokkal az állomány elegyessége is fokozható. A házi berkenye mint értékes elegyfaj kiemelkedően jól fejlődik a létrehozott lékekben. Mivel azonban spontán módon igen ritkán fordul elő tölgyeseinkben, arányának növelése érdekében szükség lehet a faj beültetésére. Ezen faj esetében az ültetési stressz sem bizonyult jelentősnek, a beültetett csemeték már az első években intenzív növekedést produkálnak.

Fontos tekintettel lenni továbbá a lékekben kialakuló aljnövényzet kompetíciós hatására. A csemeték megsegítése érdekében szükség lehet a kompetitív növényzet visszaszorítására, illetve a lékek méretének és alakjának megfelelő beállításával szabályozható a kompetíció kimenete (Kollár 2017, Tinya *et al.* 2025). Valószínűsíthető, hogy a fényigényes tölgycsemeték növekedéséhez hosszabb távon a jelen vizsgálatban létrehozott 200-400 m²-es lékek nem kellően nagyok, ugyanakkor amennyiben már kezdetben is nagyobb lékeket hozunk létre, azzal

fokozzuk a kompetíciós nyomást a csemetéken (Tinya *et al.* 2025). Célszerűbb lehet a lékek kiterjedését, és ezáltal a beérkező fény mennyiségét később, néhány év elteltével megnövelni, amikor a megerősödött tölgycsemeték már sikeresebben veszik fel a versenyt a kompetitor fajokkal. Intenzív vadhatásnak kitett területeken pedig a lékek bekerítése is szükséges lehet a sikeres felújulás érdekében (Tóth 2019).

Természetvédelmi erdőkezelés esetében – amelynek keretében a jelen kutatás is folyt – a lékek kialakításának célja eltér a gazdaság erdőkben történő léknyitások céljától. A felújulás segítése természetvédelmi kezelés esetén is cél, de nincs kijelölt célfafaj, és nincs elvárás magas gazdasági értékű faegyedek nevelésére. Kiemelt cél ugyanakkor az elegyesség növelése, a cserjeszint megsegítése és az állomány színtezettségének növelése. A faállomány szerkezetének és összetételének heterogénebbé válása potenciálisan maga után vonhatja további erdei élőlénycsoportok diverzitásának növekedését is (Nagel *et al.* 2013), felgyorsítva ezáltal a teljes erdei ökoszisztéma regenerálódását. Mindezek következtében a kifejezetten természetvédelmi célú léknyitások hatásának értékeléséhez – az egyes fafajok növekedési sikerének elemzése mellett – további kutatások szükségesek, amelyek során feltárható, hogy milyen módon és mértékben teljesülnek a léknyitás hosszú távú, komplex célkitűzései.

Fontos ugyanakkor szem előtt tartanunk, hogy a természetvédelmi erdőkezelések célja nem egy konkrét állapot elérése, hanem az erdőfunkciók, a természetes erdőműködés minél teljesebb helyreállítása. Ennek egy eleme a természetes megújulás, amelynek rövid és középtávon hatékony eszköze lehet a léknyitás. Hosszabb távon a további beavatkozásokat az erdőfejlődés irányától, a természetes folyamatoktól kell függővé tenni, a természetközeli félszáraz tölgyesek összetételét és dinamikáját tekintve referenciának. Várakozásaink szerint a tölgyek elegyaránya a természetes erdődinamikai folyamatok megindulásával alacsonyabb lesz, mint a gazdasági erdőkben mesterségesen fenntartott elegyarány, közelítve a természetes tölgyesek elegyességéhez. A tölgyek hosszú élettartamából adódóan azonban a nagy méretű, idős faegyedek hosszú távú fenntartása a jövőben is biztosítani fogja a tölgyek felújulását.

Köszönetnyilvánítás – A kutatás a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Hivatal (PD 134302, FK145840) és az Európai Unió által finanszírozott LIFE16NAT/IT/000245 projekt támogatásával valósult meg. Tinya Flórát a Magyar Tudományos Akadémia Bolyai János Kutatási Ösztöndíja támogatta. Köszönettel tartozunk Horváth Csenge Veronikának, József Júliának és Németh Csabának a terepi munkában való részvételükért, valamint a Bükk Nemzeti Park Igazgatóság munkatársainak, Kovács Árpádnak, Zagyva Gergelynek és Harmos Krisztiánnak a kísérleti infrastruktúra fenntartásában nyújtott segítségével.

Irodalomjegyzék

- Abd Latif, Z., Blackburn, G. A. (2010): The effects of gap size on some microclimate variables during late summer and autumn in a temperate broadleaved deciduous forest. *International Journal of Biometeorology* 54: 119–129. <https://doi.org/10.1007/s00484-009-0260-1>
- Allen, R. G., Pereira, L., Raes, D. Smith, M. (1998): *FAO irrigation and drainage paper No. 56*. FAO, Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Annighöfer, P., Beckschäfer, P., Vor, T., Ammer, C. (2015): Regeneration patterns of European oak species (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Quercus robur* L.) in dependence of environment and neighborhood. *PLOS ONE* 10(8): e0134935. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0134935>
- Ádám, R., Ódor, P., Bidló, A., Somay, L., Bölöni, J. (2018): The effect of light, soil pH and stand heterogeneity on understory species composition of dry oak forests in the North Hungarian Mountains. *Community Ecology* 19: 259–271. <https://doi.org/10.1556/168.2018.19.3.7>
- Bauhus, J., Puettmann, K., Messier, C. (2009): Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258: 525–537. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053>
- Bernes, C., Jonsson, B. G., Junninen, K., Löhmus, A., Macdonald, E., Müller, J., Sandström, J. (2015): What is the impact of active management on biodiversity in boreal and temperate forests set aside for conservation or restoration? A systematic map. *Environmental Evidence* 4: 25. <https://doi.org/10.1186/s13750-015-0050-7>
- Bobiec, A. (2007): The influence of gaps on tree regeneration: A case study of the mixed lime-hornbeam (Tilio-Carpinetum Tracz. 1962) communities in the Białowieża Primeval Forest. *Polish Journal of Ecology* 55: 441–455.
- Bobiec, A., Jaszcz, E., Wojtunik, K. (2011): Oak (*Quercus robur* L.) regeneration as a response to natural dynamics of stands in European hemiboreal zone. *European Journal of Forest Research* 130: 785–797. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0471-3>
- Boros, G., Kovács, B., Ódor, P. (2019): Green tree retention enhances negative short-term effects of clear-cutting on enchytraeid assemblages in a temperate forest. *Applied Soil Ecology* 136: 106–115. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.12.018>
- Bölöni, J., Molnár, Zs., Kun, A. (szerk., 2011): *Magyarország élőhelyei: Vegetációtípusok leírása és határozója, ÁNÉR 2011*. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 439 p.
- Bölöni, J., Aszalós, R., Frank, T., Ódor, P. (2021): Forest type matters: Global review about the structure of oak dominated old-growth temperate forests. *Forest Ecology and Management* 500: 119629. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119629>
- Collet, C., Lanter, O., Pardos, M. (2001): Effects of canopy opening on height and diameter growth in naturally regenerated beech seedlings. *Annal of Forest Science* 58: 127–134. <https://doi.org/10.1051/forest:2001112>
- Csépányi, P., Ódor, P., Tinya, F. (2021): A kocsánytalan tölgy újulat fejlődése az örökzöld változatos fényviszonyai között. In: Tinya, F. (szerk.): *12. Magyar Ökológus Kongresszus – Előadások és poszterek összefoglalói*, p. 151.
- de Groot, M., Eler, K., Flajsman, K., Grebenc, T., Marinsek, A., Kutnar, L. (2016): Differential short-term response of functional groups to a change in forest management in a temperate forest. *Forest Ecology and Management* 376: 256–264. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.025>
- Demeter, L., Molnár, Á. P., Öllerer, K., Csóka, Gy., Kis, A., Vadász, Cs., Horváth, F., Molnár, Zs. (2021): Rethinking the natural regeneration failure of pedunculate oak: The pathogen mildew hypothesis. *Biological Conservation* 253: 108928. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108928>
- Denslow, J. S., Ellison, A. M., Sanford, R. E. (1998): Treefall gap size effects on above- and below-ground processes in a tropical wet forest. *Journal of Ecology* 86: 597–609. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.00295.x>

- Diaci, J., Györek, N., Gliha, J., Nagel, T. A. (2008): Response of *Quercus robur* L. seedlings to north-south asymmetry of light within gaps in floodplain forests of Slovenia. *Annals of Forest Science* 65: 105. <https://doi.org/10.1051/forest:2007077>
- Doerfler, I., Müller, J., Gossner, M. M., Hofner, B., Weisser, W. W. (2017): Success of a deadwood enrichment strategy in production forests depends on stand type and management intensity. *Forest Ecology and Management* 400: 607–620. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.013>
- Dovčiak, M., Brown, J. (2014): Secondary edge effects in regenerating forest landscapes: vegetation and microclimate patterns and their implications for management and conservation. *New Forests* 45: 733–744. <https://doi.org/10.1007/s11056-014-9419-7>
- Dövényi, Z. 2010. *Magyarország kistájainak katasztere*. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- Duguid, M. C., Ashton, M. S. (2013): A meta-analysis of the effect of forest management for timber on understory plant species diversity in temperate forests. *Forest Ecology and Management* 303: 81–90. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.009>
- Duursma, R. (2015): Plantecophys – An R Package for Analysing and Modelling Leaf Gas Exchange Data. *PLOS ONE* 10: e0143346. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0143346>
- EEA (2016): *European forest ecosystems. State and trends*. EEA Report. European Environmental Agency, Luxembourg.
- Elek, Z., Kovács, B., Aszalós, R., Boros, G., Samu, F., Tinya, F., Ódor, P. (2018). Taxon-specific responses to different forestry treatments in a temperate forest. *Scientific Reports* 8: 16990. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-35159-z>
- Frank, T., Szmorad, F. (szerk., 2014). *Védett erdők természetességi állapotának fenntartása és fejlesztése. Rosalia kézikönyvek* 2. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 160 p.
- Geiger, R., Aron, R. H., Todhunter, P. (1995): *The Climate Near the Ground*. Vieweg+Teubner Verlag, Wiesbaden.
- Gitau, M. G. (2023): *Regeneration success of sessile oak under different gap cuttings in an oak-hornbeam forest*. MSc Thesis, Eötvös Loránd University, Faculty of Science, Center for Environmental Science, Budapest, 52 p. <https://piliskiserlet.ecolres.hu/node/147>
- Götmann, F. (2013): Habitat management alternatives for conservation forests in the temperate zone: Review, synthesis, and implications. *Forest Ecology and Management*, 306: 292–307. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.06.014>
- Guyot, V., Castagneyrol, B., Vialatte, A., Deconchat, M., Jactel, H. (2016): Tree diversity reduces pest damage in mature forests across Europe. *Biology Letters* 12: 20151037. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.1037>
- Horváth, Cs. V., Kovács, B., Tinya, F., Schadeck Locatelli, J., Németh, Cs., Crecco, L., Illés, G., Csépanyi, P., Ódor, P. (2023): A matter of size and shape: Microclimatic changes induced by experimental gap openings in a sessile oak–hornbeam forest. *Science of the Total Environment* 873: 162302. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162302>
- IPBES (2018): The IPBES Regional Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services for Europe and Central Asia. p 978-973-947851-947808-947859 in M. Rounsevell, M. Fischer, A. Torre-Marín Rando, and A. Mader, editors. *Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, Bonn, Germany.
- Jónsdóttir, I. S., Watson, M. A. (1997): Extensive physiological integration: an adaptive trait in resource-poor environments? In: de Kroon, H., van Groenendael, J. (eds.): *The Ecology and Evolution of Clonal Plants*. Backhuys, Leiden. <https://eurekamag.com/research/031/395/031395435.php>
- Keeton, W. S. (2006): Managing for late-successional/old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. *Forest Ecology and Management* 235: 129–142. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.005>

- Király, G. (2009): *Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok.* Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő, 616 p.
- Kollár, T. (2017): Light conditions, soil moisture, and vegetation cover in artificial forest gaps in western Hungary. *Acta Silvatica Lignaria Hungarica* 13: 25–40. <https://doi.org/10.1515/aslh-2017-0002>
- Kovács B., Kelemen K., Ruff J., Standovár T. (2013): Üzemi léptékben alkalmazott átalakító üzemmód lékes felújításának tapasztalatai a királyréti erdészeti területén. *Erdészettudományi Közlemények* 3: 55–70. <http://www.erdtudkoz.hu/cikkek/2013-004.pdf>
- Kovács, B., Tinya, F., Németh, Cs., Ódor, P. (2020): Unfolding the effects of different forestry treatments on microclimate: results of a 4-year experiment. *Ecological Applications* 30: e02043. <https://doi.org/10.1002/eap.2043>
- Larsen, D. R., Johnson, P. S., (1998): Linking the ecology of natural oak regeneration to silviculture. *Forest Ecology and Management* 106: 1–7. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00233-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00233-8)
- Lemmon, P. E. (1956): A spherical densiometer for estimating forest overstory density. *Forest Science* 2: 314–319.
- Lendzion, J., Leuschner, C. (2008): Growth of European beech (*Fagus sylvatica* L.) saplings is limited by elevated atmospheric vapour pressure deficits. *Forest Ecology and Management* 256: 648–655. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.008>
- Ligot, G., Balandier, P., Fayolle, A., Lejeune, P., Claessens, H. (2013): Height competition between *Quercus petraea* and *Fagus sylvatica* natural regeneration in mixed and uneven-aged stands. *Forest Ecology and Management*, 304: 391–398. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.050>
- Lindenmayer, D. B., Franklin, J. F. (2002): *Conserving Forest Biodiversity. A Comprehensive and Multiscaled Approach.* Bibliovault OAI Repository, the University of Chicago Press. Island Press, Washington, 352 p.
- Löf, M., Brunet, J., Filyushkina, A., Lindbladh, M., Skovsgaard, J. P., Felton, A. (2015): Management of oak forests: striking a balance between timber production, biodiversity and cultural services. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 12: 59–73. <https://doi.org/10.1080/21513732.2015.1120780>
- Madsen P., Hahn K. (2008): Natural regeneration in a beech-dominated forest managed by close-to-nature principles — a gap cutting based experiment. *Canadian Journal of Forest Research* 38(7): 1716–1729. <https://doi.org/10.1139/X08-026>
- Mason, W. L., Diaci, J., Carvalho, J., Valkonen, S. (2022): Continuous cover forestry in Europe: usage and the knowledge gaps and challenges to wider adoption. *Forestry* 95: 1–12. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpab038>
- Matthews, J. D. (1991): *Silvicultural Systems.* Clarendon Press, Oxford, 285 p.
- Mölder, A., Sennhenn-Reulen, H., Fischer, C., Rumpf, H., Schönfelder, E., Stockmann, J., Nagel, R. V. (2019): Success factors for high-quality oak forest (*Quercus robur*, *Q. petraea*) regeneration. *Forest Ecosystems* 6: 49. <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0206-y>
- Muscolo, A., Bagnato, S., Sidari, M., Mercurio, R. (2014): A review of the roles of forest canopy gaps. *Journal of Forestry Research*, 25: 725–736. <https://doi.org/10.1007/s11676-014-0521-7>
- Nagel, T. A., Zenner, E. K., Brang, P. (2013): Research in old-growth forests and forest reserves: implications for integrated forest management. In: Kraus, D., Krumm, F. (eds.): *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity.* European Forest Institute, pp. 44–51.
- Nemens, D. G., Varner, J. M., Kidd, K. R., Wing, B. (2018): Do repeated wildfires promote restoration of oak woodlands in mixed-conifer landscapes? *Forest Ecology and Management* 427: 143–151. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.023>

- Nemky, E. (1968) *Növényrendszertan II. Dendrológia*. Erdészeti és Faipari Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron, 209 p.
- NFK (Nemzeti Földügyi Központ) Erdészeti Főosztály (2024): *Magyarország erdeinek összefoglaló adatai 2023*. Agrárminisztérium, Budapest.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Sólymos, P., Henry, M., Stevens, H., Wagner, H. (2022): *Vegan: Community Ecology Package*. R Package Version: 2.6-4. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/>
- Paganová, V. (2008): Ecology and distribution of service tree *Sorbus domestica* (L.) in Slovakia. *Ekológia (Bratislava)* 27: 152–167.
- Peterken, G. F. (1996): *Natural Woodland. Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions*. Cambridge University Press, Cambridge, 522 p.
- Pinheiro, J., D. Bates, S. DebRoy, D. Sarkar, EISPACk authors, R Core Team (2022): *Nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. R Package Version: 3.1-160. <https://cran.r-project.org/web/packages/nlme/>
- Pommerening, A., Murphy, S. T. (2004): A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. *Forestry* 77: 27–44. <https://doi.org/10.1093/forestry/77.1.27>
- R Core Team (2022) R: *A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna. <https://www.r-project.org/>
- Sabatini, F. M., Jimenez-Alfaro, B., Burrascano, S., Blasi, C. (2014): Drivers of herb-layer species diversity in two unmanaged temperate forests in northern Spain. *Community Ecology* 15: 147–157. <https://doi.org/10.1556/ComEc.15.2014.2.3>
- Samu, F., Elek, Z., Ruzicková, J., Botos, E., Kovács, B., Ódor, P. (2023): Can gap-cutting help to preserve forest spider communities? *Diversity-Basel* 15: 240. <https://doi.org/10.3390/d15020240>
- Schütz, J.-P., Saniga, M., Diaci, J. Vrska, T. (2016): Comparing close-to-nature silviculture with processes in pristine forests: lessons from Central Europe. *Annals of Forest Science*, 73: 911–921. <https://doi.org/10.1007/s13595-016-0579-9>
- Sebek, P., Bace, R., Bartos, M., Benes, J., Chlumska, Z., Dolezal, J., Dvorsky, M., Kovar, J., Machac, O., Mikatova, B., Perlik, M., Platek, M., Polakova, S., Skorpik, M., Stejskal, R., Svoboda, M., Trnka, F., Vlasin, M., Zapletal, M., Cizek, L. (2015): Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in 57 temperate oak-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 358: 80–89. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.09.008>.
- Thom, D., Sommerfeld, A., Sebal, J., Hagge, J., Müller, J., Seidl, R. (2020): Effects of disturbance patterns and deadwood on the microclimate in European beech forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 291: 108066. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108066>
- Tímár, G. (2016): A jelenlegi erdőgazdálkodási módok áttekintése: A hagyományos és újszerű erdőgazdálkodás útjai, alapvető hatásai és természetvédelmi szempontú javításának lehetséges irányai. In: Korda, M. (szerk.): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére (Tanulmánygyűjtemény)*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 11–29.
- Tinya F., Kovács B., Aszalós R., Tóth B. Csépanyi P., Németh Cs., Ódor P. (2020): Initial regeneration success of tree species after different forestry treatments in a sessile oak-hornbeam forest. *Forest Ecology and Management* 459: 117810. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117810>
- Tinya, F., Márialigeti, S., Bidló, A., Ódor, P. (2019): Environmental drivers of the forest regeneration in temperate mixed forests *Forest Ecology and Management* 433: 720–728. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.051>
- Tinya, F., Csépanyi, P., Horváth, Cs. V., Kovács, B., Németh, Cs., Ódor, P. (2025): Fine-scale interventions can reinforce the forest character of the understory vegetation – The effects of

- different artificial gaps in an oak-dominated forest. *Forest Ecology and Management* 578: 122471. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122471>
- Tóth B. (2019): *Nagyvad fajok újulatra gyakorolt hatásának kísérletes vizsgálata*. Szakdolgozat, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar, 87 p. <https://piliskiserlet.ecolres.hu/node/91>
- Van Couwenberghe, R., Gegout, J.C., Lacombe, E. Collet, C. (2013): Light and competition gradients fail to explain the coexistence of shade-tolerant *Fagus sylvatica* and shade-intermediate *Quercus petraea* seedlings. *Annals of Botany* 112: 1421–1430. <https://doi.org/10.1093/aob/mct200>
- Vera, F. W. M. (2000): *Grazing Ecology and Forest History*. CABI, Wallingford, 528 p.
- Vilhar, U., Rozenberger, D., Simoncic, P. Diaci, J. (2015): Variation in irradiance, soil features and regeneration patterns in experimental forest canopy gaps. *Annals of Forest Science*, 72: 253–266. <https://doi.org/10.1007/s13595-014-0424-y>
- von Lüpke, B. (1998): Silvicultural methods of oak regeneration with special respect to shade tolerant mixed species. *Forest Ecology and Management*, 106: 19–26. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00235-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00235-1)
- Wagner S., Collet C., Madsen, P., Nakashizuka T., Nyland R. D., Sagheb-Talebi K. (2010): Beech regeneration research: From ecological to silvicultural aspects. *Forest Ecology and Management* 259: 172–2182. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.02.029>
- Wickham, H. (2016): *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag, New York, <https://ggplot2.tidyverse.org/>
- Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K., Vaughan, D. (2023): *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. <https://dplyr.tidyverse.org>, <https://github.com/tidyverse/dplyr>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A. Smith, G. (2009): *Mixed Effects Models and Extension in Ecology with R*. Springer, New York, 574 p.

Internetes források:

- http1: Nemzeti Szisztematikus Erdőleltár, <https://erdoleltar.nfk.gov.hu/> (letöltés időpontja: 2025. 01. 10.)
- http2: CLO-PLA - a database of clonal growth in plants, <https://clopla.butbn.cas.cz/> (letöltés időpontja: 2025. 01. 24.)

Effects of conservation-oriented gap-cuttings on the regeneration of a Pannonian-Balkan Turkey oak–sessile oak forest

Sarolta Szilágyi^{1*}, Réka Aszalós², János Bölöni², Tamás Frank²,
Bence Kovács², Péter Ódor^{2,3} & Flóra Tinya²

¹University of Veterinary Medicine Budapest, István u. 2, H-1078 Budapest, Hungary

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

³Institute of Environmental Protection and Nature Conservation, Faculty of Forestry,
University of Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4, H-9400 Sopron, Hungary

*E-mail: charlotteszilagyi@gmail.com

The aim of conservation-oriented forest management is to enhance the structural and compositional diversity of forests homogenised by rotation forestry management, and thereby increase biodiversity. In our study, we investigated the effects of conservation-oriented gap-cutting on the growth of the seedlings of sessile oak (*Quercus petraea*), field maple (*Acer campestre*), and service tree (*Sorbus domestica*), compared to uncut closed forest controls. We also evaluated the light and microclimatic conditions. Our results suggest that opening gaps can increase the amount of light reaching the understory level while maintaining the cool and humid microclimate of closed forests. The opening of gaps facilitated the growth of seedlings of all studied species, thus initiating the structural heterogenisation of a homogeneous closed stand. Seedlings of admixing tree species benefited more from the increased amount of light than oak seedlings, so opening gaps could also increase the future heterogeneity of the stand.

Keywords: *Acer campestre*, canopy openness, conservation-oriented forest management, gap, microclimate, *Quercus petraea*, regeneration, *Sorbus domestica*

Beérkezett/Received: 2025. 01. 30. Elfogadva/Accepted: 2025. 05. 09.

© A Szerzők/The Authors

2025 Ez egy szabad hozzáférésű cikk, amely a Creative Commons Attribution 4.0 (CC BY 4.0) licenc alatt jelenik meg./This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (CC BY 4.0).



A magyar futrinka (*Carabus hungaricus* Fabricius, 1792) elterjedésének és élőhelyeinek természetvédelmi szempontú értékelése a Dél-Mezőföldön

Kováts László

Duna–Dráva Nemzeti Park Igazgatóság, 7625, Pécs, Tettye tér 9.

E-mail: laszlo.kovats@ddnp.hu

Összefoglaló: A vizsgálat a magyar futrinka (*Carabus hungaricus*) elterjedésének és élőhelyeinek értékelését mutatja be a Dél-Mezőföldön. A faj dél-mezőföldi előfordulását illetően hiányosak az ismereteink, az adatok megerősítésre szorultak. Az élvefogó csapdázással nyert abundanciaadatok azt mutatták, hogy a Dél-Mezőföld a magyar futrinka jelentős előfordulási területe a Kárpát-medencében. A faj kimagasló egyedszámmal fordult elő a bikácsi Ökör-hegyen. A németkéri Hardilegelőn és a vajtai Nagy-legelőn először tudtuk kimutatni a jelenlétét, eddig ezeken a gyepeken nem volt ismert előfordulási adata. Az élőhelyi tényezők közül a homoki sztyepprétek természetessége, illetve a zsombékoló fűvek aránya jelentős pozitív, a legeltetés és a vegetáció-borítottság növekedése szignifikánsan negatív hatást gyakorolt az abundanciára. A kriptogámok (zuzmók, mohák) jelenléte kisebb, de még szignifikáns, a vegetáció magassága nem szignifikáns pozitív kapcsolatot mutatott. Az eredmények alapján megállapítható, hogy a faj védelme érdekében legeltetésből időszakosan kizárt, illetve extenzíven legeltetett, természetes vegetációszerkezetű homoki sztyeppréti élőhelymozaikok kijelölése szükséges.

Kulcsszavak: homoki gyepek, legeltetés, talajcsapda, Carabidae

Bevezetés

A magyar futrinka (*Carabus hungaricus* Fabricius, 1792) a pannon biogeográfiai régió magasfűvű sztyeppjeinek jellegzetes faja. A faj hazánkban 2001 óta fokozottan védett, természetvédelmi értéke 100 000 Ft (13/2001. V. 9 KöM rendelet), szerepel a NATURA 2000 Élőhelyvédelmi Irányelvének II. sz. függelékében. A Kárpát-medencében fő élőhelytípusa a Natura 2000 közösségi jelentőségű (6260) pannon homoki gyepek, de kisebb populációi lösz- és dolomitgyepeken is előfordulnak. Élőhelyét a tájidegen fásítások, a felszántás és a természetes szukcesszió miatt bekövetkezett fragmentáció, a túllegeltetés, az invazív fajok terjedése, illetve az urbanizáció veszélyezteti (Bérces *et al.* 2007a, 2007b, Bérces *et al.* 2008, Bérces 2014, Bérces *et al.* 2023).

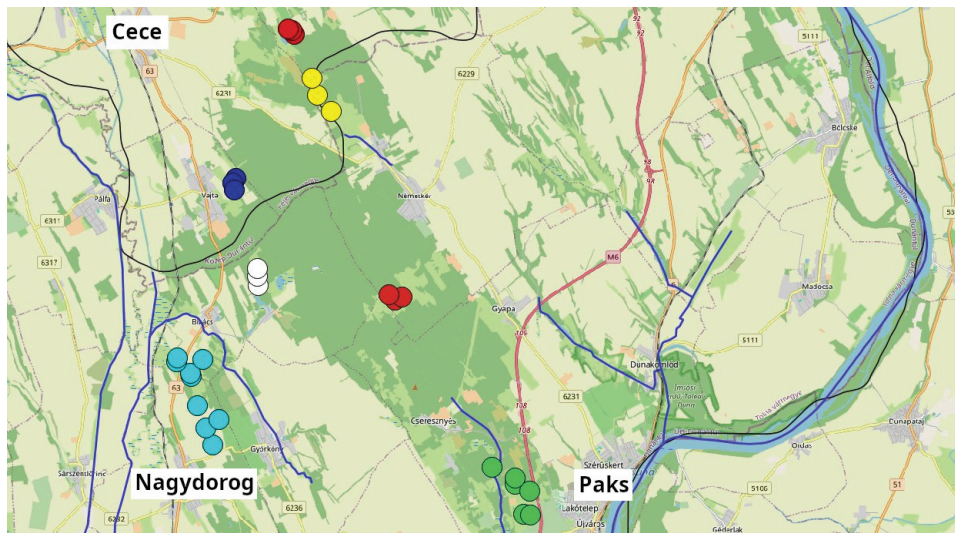
A faj hazai elterjedése elsősorban a síkvidékekre tehető (Kisalföld, Duna–Tisza közének homokterületei, Nyírség és Dél-Mezőföld), de előfordul az Érd-tétényi-plató, a Budai-hegység és a Keleti-Bakony területén is (Szél *et al.* 2006, Bérces *et al.* 2007a, Bérces 2014). A faj Dunától keletre eső előfordulásai jól ismertek, viszont elterjedésének nyugati peremvidékéről, a Dél-Mezőföld területéről ismereteink meglehetősen hiányosak. Tolna vármegyei előfordulásai a Bikács, Németkér, Dunaföldvár, Nagydorog, illetve Paks környéki homokterületekre korlátozódnak. Lokális előfordulását ezeken a helyeken mindösszesen néhány megfigyelés bizonyítja (Szél *et al.* 2006, Somay 2007, Schöneck 2016), ezért az adatok pontosításra szorultak. A terület kutatása hiánypótló a faj elterjedésének ismeretéhez.

A jelenlegi vizsgálat célja kettős: egyrészt a faj dél-mezőföldi elterjedésének pontosítása, az élőhelyek és a tájhasználat sajátosságainak figyelembevételével, illetve az eredményekre támaszkodva helyi fajvédelmi intézkedési javaslatok kidolgozása. Az élőhelyi mutatók közül a természetesség, a legeltetés és a vegetációs szerkezet vizsgálatára került sor. Ehhez hét mintaterület került kiválasztásra, melyek a Tengelici homokvidék, a paksi Ürge-mező és a Szenes-legelő Natura 2000 területeken helyezkednek el, és egyben a Dél-Mezőföld Tájvédelmi Körzet részét is képezik. A mintavételi helyek különböző intenzitással birkával legeltetett és legeltetésből felhagyott területek voltak.

Anyag és módszer

Vizsgálati helyszínek

A Dél-Mezőföld a Sárvíz és a Duna között fekvő 476 km² kiterjedésű kistáj, északi részét homok, déli részét lösztakaró borítja, jelentős része intenzív gazdálkodás alatt álló szántóföld és tájidegen erdőültetvény. Mindössze 6%-a gyepterület, melyben a legjelentősebb kiterjedésű Natura 2000 jelölő élőhelytípus a kistáj északi részén található (6260) pannon homoki gyepterület. A magyar futrinka potenciális élőhelyeként szolgáló nyílt és zárt homokpusztagyep-fragmentumok akác- és fenyőültetvények, illetve szántók közé ékelődnek. Mintaterületként a kistáj hét legnagyobb kiterjedésű homokgyepe lett kijelölve (1. ábra). A mintaterületek közül a bikácsi Ökör-hegy teljes területe és a vajtai Nagy-legelő jelentős része nem legeltetett, magas természetességű nyílt homoki gyepterület. A németkéri Látó-hegy és a nagydorogi Szenes-legelő területének felén, míg a németkéri Hardi-legelő egész területén birkát legeltetnek. A paksi Ürge-mező és az alsószentiváni Tóház-legelő intenzív birkalegelők voltak, az elmúlt években azonban már csak időszakosan legeltetik.



1. ábra. A dél-mezőföldi mintavételi helyek (piros: Tóház-legelő, sárga: Hardi-legelő, kék: Nagy-legelő, fehér: Ökör-hegy, barna: Látó-hegy, világoskék: Szenes-legelő, zöld: Ürge-mező) csapdasorainak ponttérképe.

Figure 1. Map of the sampling sites in the Dél-Mezőföld region (red: Tóház-legelő, yellow: Hardi-legelő, blue: Nagy-legelő, white: Ökör-hegy, brown: Látó-hegy, light blue: Szenes-legelő, green: Ürge-mező).

Mintavétel

A mintavétel élvefogó, tehát élőanyag nélküli talajcsapdákkal történt, a hét mintaterületen összesen 30 mintavételi helyen. A talajcsapdázás a földfelszínen élő ízeltlábúak ismert csapdázási módszere, valamint a futóbogár-közösségek monitorozásának egyik legfőbb eszköze (Barber 1931, Kádár és Samu 2006, Bérces *et al.* 2018). A csapdák aljukon kilyukasztott, 0,5 literes, 9 cm-es átmérőjű, felettük 2-3 cm-re rögzített tetővel ellátott műanyag poharak voltak. Egy mintavételi helyen tíz csapda került kihelyezésre, egy vonal mentén egymástól öt méterre. A mintavétel hat mintaterületen 2022 őszén, a Szenes-legelőn 2023 őszén, szeptember 23-a és október 5-e között történt, a faj fő aktivitási időszakában (Bérces *et al.* 2018). A csapdák ürítése 3-4 naponként, mintavételi helyenként három alkalommal történt. A megfogott bogarak számlálás után, a befogás helyétől 200 m-re elengedésre kerültek, ezzel minimálisra csökkentve a visszafogási arányt (Bérces *et al.* 2007, 2008, Elek *et al.* 2014). A csapdázási adatok a Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóság OpenBioMaps (<http1>) adatbázisába kerültek.

Az élőhelyi mutatók közül a természetesség a Németh–Seregélyes-féle ötfokozatú skálán lett értékelve (Németh és Seregélyes 1989, Molnár *et al.* 2003). Az élőhely legeltetésének intenzitása az elmúlt tíz év legelési napjainak átlagával

lett jellemezve. A növénytakaró, a kriptogám növényzet és a zsombékoló fűvek %-os borítottsága a csapdasorok mentén 5 és 10 méteres sávban 5-5 db 1×1 m-es kvadrátban lett megbecsülve, illetve kvadrátonként mérésre került a vegetáció magassága is centiméterben.

Adatelemzés

Az adatelemzés alapját az egyes mintaterületeken ($n = 7$) gyűjtött bogarak összegyedszáma adta. A Shapiro–Wilk-próba azt mutatta, hogy az adatok nem normális eloszlásúak ($W = 0,657$; $P < 0,001$), ezért az elemzésekhez nemparametrikus statisztikai teszt lett használva. A mintavételi helyek abundanciaértékeit Kruskal–Wallis-teszt segítségével hasonlítottuk össze. Az egyes területek közötti különbségek Dunn-féle post hoc többszörös összehasonlító teszt segítségével lettek vizsgálva.

Annak felderítésére, hogy van-e korreláció az élőhelyi tényezők és a magyar futrinka abundanciája között, Spearman-féle rangkorrelációs együttható lett alkalmazva, amely a monoton, de nem feltétlenül lineáris korrelációkat is jól kezeli. Az egyes élőhelyi jellemzők külön, mintavételi helyszínenként ($n = 30$) lett vizsgálva. Az adatok feldolgozása a JASP 0.19.2 statisztikai program segítségével történt (JASP Team 2024).

1. táblázat. A talajcsapdák ($n = 300$) átlagos fogásszámai csökkenő sorrendben és a teljes fogásszámok (N) a dél-mezőföldi mintavételi helyeken 2022–2023 között.

Table 1. Average catch of pitfall traps ($n = 300$) in decreasing order and total catch (N) at the sampled sites between 2022-2023, Dél-Mezőföld, Hungary. (1): Sampling site; (2): Sampling year; (3): Catch per trap; (4): Mean; (5): Number of traps.

Mintavételi hely (1)	Mintavételi év (2)	Csapdánkenti fogásszám (3)		N	Csapdaszám (5)
		átlag (4)	$\pm$ S.E.		
Ökör-hegy	2022	31,6	3,1	948	30
Nagy-legelő	2022	10,2	1,4	307	30
Látó-hegy	2022	6,3	1,2	188	30
Ürge-mező	2022	4,6	0,7	273	60
Szenes-legelő	2023	2,8	0,4	256	90
Hardi-legelő	2022	0,2	0,1	7	30
Tóház-legelő	2022	0	0	0	30

2. táblázat. A dél-mezőföldi mintavételi helyek közötti abundanciakülönbségek Dunn-féle post hoc többszörös összehasonlító teszt alapján.

Table 2. Differences in abundance between sampling sites in the Dél-Mezőföld based on Dunn's post hoc multiple comparison test. (1): Sampling sites.

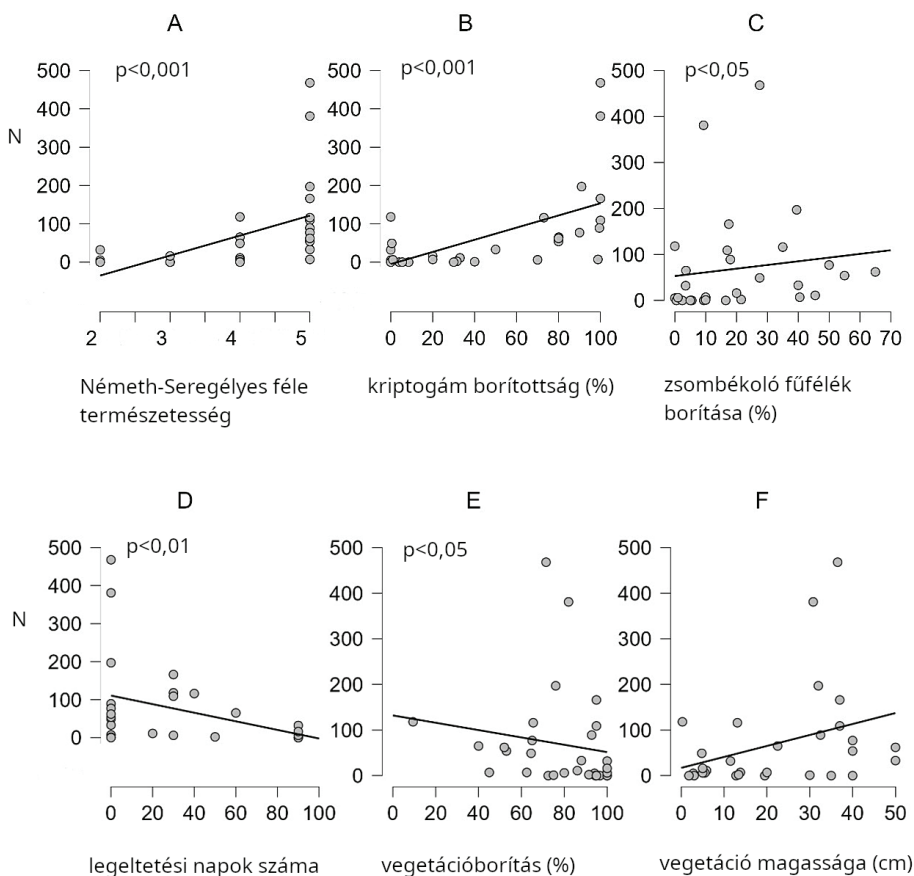
Mintavételi helyek (1)	z	p	Mintavételi helyek (1)	z	p
Hardi-legelő – Látó-hegy	-4.481	< 0.001	Nagy-legelő – Ökör-hegy	-3.070	< 0.002
Hardi-legelő – Nagy-legelő	-6.316	< 0.001	Nagy-legelő – Szenes-legelő	4.286	< 0.001
Hardi-legelő – Ökör-hegy	-9.386	< 0.001	Nagy-legelő – Tóház-legelő	7.010	< 0.001
Hardi-legelő – Szenes-legelő	-3.449	< 0.001	Nagy-legelő – Ürge-mező	3.321	< 0.001
Hardi-legelő – Tóház-legelő	0.694	< 0.488	Ökör-hegy – Szenes-legelő	8.046	< 0.001
Hardi-legelő – Ürge-mező	-3.972	< 0.001	Ökör-hegy – Tóház-legelő	10.080	< 0.001
Látó-hegy – Nagy-legelő	-1.836	< 0.066	Ökör-hegy – Ürge-mező	6.866	< 0.001
Látó-hegy – Ökör-hegy	-4.905	< 0.001	Szenes-legelő – Tóház-legelő	4.299	< 0.001
Látó-hegy – Szenes-legelő	2.038	< 0.042	Szenes-legelő – Ürge-mező	-0.966	< 0.334
Látó-hegy – Tóház-legelő	5.174	< 0.001	Tóház-legelő – Ürge-mező	-4.773	< 0.001
Látó-hegy – Ürge-mező	1.202	< 0.229			

Eredmények

A vizsgálat során összesen 1979 magyarfutrinka-egyedet sikerült csapdázni. A magyar futrinka abundanciája szignifikáns különbséget mutatott a mintaterületek között ($H(6) = 149,564$, $p < 0,001$). A fogásszám tekintetében a bikácsi Ökör-hegy volt a legkiemelkedőbb, a vajtai Nagy-legelőn, a németkéri Látó-hegyen, és a paksi Ürge-mezőn kisebb abundanciával volt jelen a faj. A Hardi-legelőn 7 példány, a Tóház-legelőn egyetlen példányt sem lett csapdázva (1. táblázat). A bikácsi Ökör-hegy fogás értéke szignifikánsan különbözött a többi területtől (2. táblázat).

A fogásszám és a mintavételi hely természetessége, illetve a gyepterület zsombékoló füveinek aránya között szignifikáns pozitív kapcsolat volt kimutatható ($\rho = 0,747$, $p < 0,001$; $\rho = 0,662$, $p < 0,001$). A magyar futrinka abundanciája és a kriptogámok

borítása között kisebb, de még szignifikáns pozitív kapcsolat volt ($\rho = 0,387$, $p < 0,05$). A legeltetés és a vegetációborítás szignifikáns negatív kapcsolatban állt az abundanciával ($\rho = -0,489$, $p < 0,01$; $\rho = -0,408$, $p < 0,05$). A vegetációmagasság és az abundancia korrelációja nem volt szignifikáns ($\rho = 0,335$, $p < 0,071$; 2. ábra).



2. ábra. A talajcsapdászorok fogásszámai (N) és a környezeti változók közötti kapcsolat szórásdiagramjai és trendvonalai.

Figure 2. Scatter plots and trend lines showing the relationship between the number of individuals (N) and environmental variables. X axis: A: Németh-Seregélyes naturalness, B: Cryptogamous cover (%), C: Cover of tussock-forming grasses (%), D: Number of grazing days, E: Vegetation cover (%), F: Vegetation height (cm).

Diszkusszió

A felmérés célja a Dél-Mezőföld magyarfutrinka-előfordulásainak értékelése volt, a helyi élőhelyi tényezők hatásainak függvényében. A faj területi eloszlása a vizsgált mintaterületeken nem volt egyenletes: a legnagyobb egyedszámban a faj a bikácsi Ökör-hegyen fordult elő. A dél-mezőföldi homokpuszták közül az Ökör-hegy őrizte meg legjobban az ősi sztyepprétek jellegzetességeit, ez tekinthető a legtermészetesebb növényzeti összetételű élőhelynek (Kalotás 1990). Területe magasfűvű nyílt homoki gyepek, közel 20 éve nem legeltetett.

A vajtai Nagy-legelő, a németkéri Látó-hegy, a paksi Ürge-mező és a nagydorogi Szenes-legelő területeket különböző intenzitással és kiterjedésben legeltetik, illetve mindig is birkalegelőként hasznosították. Természetvédelmi kezelési előírások miatt kisebb-nagyobb legeltetésből kizárt területeik is vannak, de a magyar futrinka abundanciaértékei még így is alacsonyabbak voltak ezeken a területeken, mint a bikácsi Ökör-hegyen.

A németkéri Hardi-legelő területét egész évben intenzíven legeltetik birkával, így a vegetáció itt a legzavartabb. A csapdák fogásszámai alapján valószínűsíthető, hogy a magyar futrinka helyi populációja itt a kipusztulás szélére sodródott. A terület keleti szélén, egy 150 m × 10 m-es akácerdő peremén, egy nem legeltetett sztyepprétfolton sikerült hét példányt fogni. Ez az eredmény rávilágít a szegélyélőhelyek jelentőségére, amire Pokluda (2012) is felhívja a figyelmet a faj esetében.

Az alsószentiváni Tóház-legelő területén, mely egy cserjésedő, néhány éve intenzív legeltetésből felhagyott magasfűvű, gyomosodó sztyepprétek, nem sikerült kimutatni a faj jelenlétét, ezért a területen további kutatások szükségesek.

A Dél-Mezőföldről ismert régebbi (1985–2006) előfordulási adatok néhány példány megfigyelésén alapultak, részletesebb ismereteink nem voltak a területekről (Szél *et al.* 2006, Bérces 2022). A vajtai Nagy-legelőről és a németkéri Hardi-legelőről eddig nem volt ismert előfordulása a fajnak. A magas fogási adatok azonban a magyar futrinka dunántúli előfordulásának jelentős dél-mezőföldi lokalizációjára hívják fel a figyelmet. Ezen eredmények alapján javasoljuk, hogy a magyar futrinka a Tengelici homokvidék Natura 2000 területen kívül kerüljön be a Szenes-legelő és a paksi Ürge-mező Natura 2000 területek fajlistájába is.

A hazai és a külföldi vizsgálatok alapján ismert, hogy a magasfűvű sztyepprétek a magyar futrinka rendkívül veszélyeztetett, kiemelt fontos élőhelyei (Bérces *et al.* 2007a, 2007b, Pokluda *et al.* 2012). A faj kerüli a zárt erdőt, a keskeny erdősávok is valószínűleg migrációs akadályt jelentenek számára, ezért az élőhelyek fragmentálódása kiemelten veszélyezteti az elszigetelt populációkat (Bérces 2007b, Pokluda *et al.* 2012, Bérces 2014, Prunar *et al.* 2021).

A valamikor feltehetőleg egységes dél-mezőföldi populáció a tájidegen lombos és tűlevelű erdők telepítése, illetve a szántóföldi kultúrák kialakítása következtében mára fragmentumokra darabolódott. Az elszigetelt populációk természetes érintkezési lehetőségei valószínűleg megszűntek. A faj megőrzésében az egyes élőhelyfragmentumok mára elkülönült ökológiai jellemzőinek ismerete létfontosságú. A legeltetés intenzitása jelentős hatással van a vegetáció szerkezetére, ami meghatározó az élőhelyek természetessége szempontjából. A folyamatos intenzív legeltetés a vegetáció degradációjához vezet, amely folyamat jelentős negatív hatást gyakorol a magyar futrinka elterjedésére. A pannon homoki gyepek kevésbé zavart társulásainak szerkezetét elsődlegesen zsombékképző pázsitfűvek és kevésbé zárt állományú tarackoló fűvek képezik. A zsombékképző fűvek magasabb aránya a természetességet, a zárt állományú tarackoló fűvek magasabb aránya inkább a gyeperozsát jelzi, ami elsősorban az intenzív legeltetés és taposás következménye (Máté 2014). A magyar futrinka élőhelyein végzett vizsgálatok azt mutatják, hogy a magasabb természetességű, zsombékos szerkezetű homoki sztyeppréteken a faj nagyobb egyedszámban fordul elő. Élőhelyén belül a megfelelő sztyeppfoltok előfordulása kulcsfontosságú lehet a faj fennmaradása szempontjából (Bérces és Růžicková 2019), ezért kerülni kell az intenzív legeltetést, különösen juh használatával, melynek trágyája és taposása degradálja a faj élőhelyét (Bérces 2014). A magyar futrinka számára megfelelő homoki gyepeknek finom léptékben nyitottnak és mozaikosnak kell lennie, így nemcsak homogén, füves területekre, hanem elszórt bokrokra, illetve mohával, zuzmóval borított foltokra is szükség van. Szél és munkatársai (2006) kutatásai is alátámasztják, hogy a faj különösen nagy egyedszámban fordul elő ott, ahol a növényzet között dús zuzmóvegetáció figyelhető meg.

A magas természetességű homoki sztyepprétek élőhelymozaikjait csak alacsony legeltetési nyomással (0,1 állategység/hektár) lehet fenntartani. A legeltetést az alacsony nyomás mellett is csak néhány hónapig ajánlott végezni a szezonban, miközben az egyes években a legeltetett területek vetésforgószerűen váltakoznak nem legeltetett területekkel (Máté 2014, Bérces és Růžicková 2019). A dél-mezőföldi homoki gyepeken eddig az extenzív legeltetést nem, vagy csak kis mértékben sikerült megoldani. Ennek oka, hogy a gazdák nem tudják a legeltetésből kizárt időszakot más területekkel kiváltani. Segítség lehet, hogy a gyepek jelentős része 2025-ben az agrár-környezetgazdálkodási program keretében meghirdetett zonális természetvédelmi célprogramok, az ún. Magas Természeti Értékű Területek (MTÉT) támogatási rendszerébe került öt évre mint gyepezervátum. A támogatás a gazdák és a Duna–Dráva Nemzeti Park Igazgatóság együttműködésével a faj számára előnyös területhasználati terv kialakítását eredményezheti. Ezeken a területeken ki kell jelölni a faj számára leginkább megfelelő, legeltetésből

időszakosan kizárt, illetve extenzíven legeltetett élőhelymozaikokat. Az MTÉT területi támogatások természetvédelmi hatásának monitorozását a faj esetében el kell végezni, mert az így szerzett tapasztalatok felhasználhatók a későbbi védelmi és támogatási programok kialakításában.

További kutatási feladat lehet a Dél-Mezőföldön a tájidegen erdőfoltok közé ékelődött, eddig nem vizsgált kisebb kiterjedésű homoki gyepfoltok szerepének tanulmányozása, mint lehetséges élőhelyszigetek, vagy mint ökológiai folyosón belüli lépőkövek. További megválaszolandó kérdés, hogy él-e magyar futrinka a Dél-Mezőföld keleti peremén található nagyobb kiterjedésű löszgyepekben. Hosszú távon megfontolandó a faj visszatelepítésének lehetősége is a degradálódott élőhelyekre, a területek kedvezőbb kezelése esetén.

Irodalomjegyzék

- Barber, H. S. (1931): Traps for cave-inhabiting insects. *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society* 46(2): 259–266. <https://dc.lib.unc.edu/cdm/ref/collection/jncas/id/1537>
- Bérces S., Szél Gy., Ködöböcz V., Kutasi Cs., Szabó K., Fülöp D., Péntes Zs., Peregovits L. (2007a): A magyar futrinka. In: Forró L. (szerk.): *A Kárpát-medence állatvilágának kialakulása*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 107–125.
- Bérces S., Szél Gy., Ködöböcz V. (2007b): A magyar futrinka (*Carabus hungaricus*) elterjedése és természetvédelmi helyzete. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 391–401. <https://ojs.mtak.hu/index.php/termvedkozlem/article/view/15533>
- Bérces S., Szél Gy., Kutasi Cs., Ködöböcz V. (2014): Magyar futrinka (*Carabus hungaricus* Fabricius, 1792). In: Haraszthy L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértesszőlő Alapítvány, Csákvár, pp. 209–215.
- Bérces S., Csóka A., Elek Z. (2018): Befolyásolja-e a kísérleti elrendezés a magyar futrinka (*Carabus hungaricus*) populációjának becsült paramétereit? Módszertani esettanulmány a táborfalvai hosszú távú fogás-jelölés-visszafogás kutatásokról. In: Korda M. (szerk.): *Természetvédelem és kutatás a Turjánvidék északi részén*. Rosalia. 10: pp. 679–696.
- Bérces, S., Růžicková, J. (2019): Habitat use of an endangered beetle *Carabus hungaricus* assessed via radio telemetry. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 65(4): 335–348. <https://doi.org/10.17109/AZH.65.4.335.2019>
- Bérces S. (2022): *A magyar futrinka (Carabus hungaricus F.) elterjedése, populációbiológiai jellemzői, diszperziós képessége*. Doktori értekezés, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest. <http://doi.org/10.15476/ELTE.2022.145>
- Bérces, S., Mesaroš, G., Vesović, N. (2023): Distribution and habitat of *Carabus hungaricus* (Coleoptera: Carabidae) in Serbia and recommendation for monitoring. *Acta Entomologica Serbica* 28(1): 11–20. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7691861>
- Bölöni J., Molnár Zs., Kun A. (szerk.) (2011): *Magyarország Élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója, ÁNÉR 2011*. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- Elek, Z., Drag, L., Pokluda, P., Čížek, L., Bérces, S. (2014): Dispersal of individuals of the flightless grassland ground beetle, *Carabus hungaricus* (Coleoptera: Carabidae), in three populations and what they tell us about mobility estimates based on mark-recapture. *European Journal of Entomology* 3(5): 663–668. <https://doi.org/10.14411/eje.2014.080>
- JASP Team (2024): JASP (Version 0.19.2) Windows 11.

- Kalotás Zs. (1990): *A tolnai Mezőföld természeti kincsei*. Közép-dunántúli Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság, Veszprém, 23 p.
- Kádár F., Samu F. (2006): A duplaedényes talajcsapdák használata Magyarországon. *Növényvédelem* 42(6): 305–312.
- Máté A. (2014): 6260 Pannon homoki gyepek. In: Haraszthy L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértességi Közalapítvány, Csákvár, pp. 209–215.
- Molnár Zs., Biró M., Botta-Dukát Z., Illyés E., Seregélyes T., Timár G. (2003): *Magyarország Élőhely-térképezési Adatbázisának (MÉTA) térképezési módszertani és Adatlapkitöltési Útmutatója (AL-KÚ)* 3.3. Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót, 54 p.
- Németh F., Seregélyes T. (1989): *Természetvédelmi információs rendszer: adatlap kitöltési útmutató. (Information system of nature conservation: guide for filling-in the data sheets.)* Kézirat. Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest.
- Pokluda P., Hauck D., Čížek L. (2012): Importance of marginal habitats for grassland diversity: fallows and overgrown tall-grass steppe as key habitats of endangered ground-beetle *Carabus hungaricus*. *Insect Conservation and Diversity* 5: 27–36. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2011.00146.x>
- Prunar F., Stan M., Dréano S., Prunar S., Barloy-Hubler F., Nicolin A. (2021): Evaluation of *Carabus hungaricus* (Coleoptera: Carabidae) populations distribution in Romania. *Research Journal of Agricultural Science* 53: 1–9. <https://hal.science/hal-03381926v1>
- Schönecker R. (2016): *A paksi Űrge-mező ízeltlábú faunájának felmérése*. Szakdolgozat, Pannon Egyetem Georgikon Kar Állattudományi Tanszék, Keszthely.
- Somay L. (2007): A dél-mezőföldi homok- és löszpuszták bogárfaunisztikai vizsgálata. *Szünzoológiai Szimpózium*, Budapest, 3: 54.
- Szél, Gy., Bérces S., Kutasi Cs., Ködöböcz V. (2006): A magyar futrinka (*Carabus hungaricus* Fabricius, 1792) hazai elterjedése és élőhelyei (Coleoptera: Carabidae). *Praenorica Folia Historico-Naturalia* 9: 45–80.

Hivatkozott jogszabályok

- 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.

Internetes források

http1: <https://openbiomaps.org/>

Conservation assessment of the distribution and habitats of *Carabus hungaricus* (Fabricius, 1792) in the Dél-Mezőföld region

László Kováts

Danube-Drava National Park Directorate, Tettye tér 9, H-7625, Pécs, Hungary

E-mail: laszlo.kovats@ddnp.hu

The study presents the distribution and habitat selection of *Carabus hungaricus* in the Dél-Mezőföld region of Hungary, in order to fill in the gaps in our knowledge about the species' presence in the region. The abundance of *C. hungaricus* collected by pitfall trapping in the area showed that the Dél-Mezőföld is an important site for the species. A high number of individuals was recorded at the Ökör-hegy in Bikács. The presence of the species was also shown on two locations where it had previously not been observed, on the Hardi-legelő in Németskér and on the Nagy-legelő in Vajta. From the habitat factors, the naturalness of the sandy steppe vegetation and the proportion of tussock-forming grasses had a significant positive effect, while grazing and vegetation cover had a significant negative effect on the abundance of the species. The presence of cryptogams (lichens, mosses) had a slightly significant, positive effect, while vegetation height showed a non-significant positive correlation with the abundance of the species. Based on the results, we recommend the designation of habitat mosaics with appropriate vegetation structure where grazing is periodically excluded or extensively managed, for the more effective protection of the species.

Keywords: sandy grassland, grazing, pitfall trap, Carabidae

Beérkezett/Received: 2025. 04. 07.

Javítás után beérkezett/Received in revised form: 2025. 05. 30.

Elfogadva/Accepted: 2025. 06. 25.

© A Szerző/The Author, 2025

Ez egy szabad hozzáférésű cikk, amely a Creative Commons Attribution 4.0 (CC BY 4.0) licenc alatt jelenik meg./This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (CC BY 4.0).



A restauráció korának és a magkeverék típusának szerepe a restaurált gyepek beszántást követő regenerációjában

Kiss Réka^{1*}, Lukács Katalin^{1,2}, Tóth Katalin³, Tóth Ágnes^{1,2,4},
Godó Laura¹, Deák Balázs¹ és Valkó Orsolya^{1,2}

¹HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, Lendület Vegetáció és Magbank Dinamikai Kutatócsoport, 2163 Vácrátót, Alkotmány út 2–4.

²HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont, Egészségbiztonság Nemzeti Laboratórium, 1113 Budapest, Karolina út 29.

³Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

⁴Szegedi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék, 6726 Szeged, Közép fasor 52.

*E-mail: kiss.reka@ecolres.hu

Összefoglaló: A gyepek restaurációja diverzitásuk és ökoszisztéma-szolgáltatásaik helyreállítása érdekében kulcsfontosságú, a restaurált gyepek fennmaradása azonban társadalmi és gazdasági okokból kihívást jelent. Ezek a gyepek korlátozott fajkészletükből adódóan érzékenyebbek lehetnek a zavarásokra, de ezen a téren jelentős a tudáshiány. Vizsgálatunkban fű- (*Festuca pseudovina* Hack.) és diverz (20 honos kétszikű faj) magkeverék időben eltolt vetésének hatását vizsgáltuk a gyeprekonstrukcióra, és beszántást követően a vegetáció helyreállítására. Azt találtuk, hogy a két magkeverék egyidejű, vagy legfeljebb egy év különbséggel történő vetése eredményezi a legnagyobb fajgazdagságot, a legsikeresebb gyomelnyomást és beszántást követően a legsikeresebb helyreállást. Ugyanakkor a restaurált gyepeknek több évre van szükségük, míg ellenállóvá válnak a zavarásokkal szemben, vagyis a vegetáció helyreállításának sikere a vegetáció korával párhuzamosan nő. A vetést követő kétévnyi vegetációfejlődés már biztosítja a beszántás okozta gyomosodás meggátlását. A diverz magkeverék fajainak viszont legalább négy évre van szükségük, hogy a zavarás után a gyepi fajgazdagság helyreállítását biztosítsák. A vegetációfejlődés során a fűdominancia kialakulását a mérsékelt zavarás csökkenti, ezért az optimális posztrestaurációs kezelés kiválasztása elengedhetetlen.

Kulcsszavak: diverzifikálás, fajgazdagság, gyepr restauráció, magvetés, szántás, talajbolygatás, zavarás.

Bevezető

A közép-európai szárazgyepek gyakran kiemelkedő fajgazdagsággal bírnak, és számos ökoszisztéma-szolgáltatás (pl. beporzás, szénmegkötés, vízháztartás-szabályozás) köthető hozzájuk (Dengler *et al.* 2020). Fennmaradásukat azonban egyre inkább veszélyeztetik a földhasználati változásokból és infrastruktúra-fejlesztésekből adódó negatív hatások (Török 2019, Dengler *et al.* 2020). Az elmúlt 230 évben Magyarországon a gyepterületek több mint 80%-a eltűnt, vagy jelentősen leromlott (Bíró *et al.* 2025). Az utóbbi évtizedekben felismerték ezt a globális problémát, és mind nemzetközi szinten, mind magyarországi viszonylatban egyre nagyobb hangsúlyt fektetnek a gyepek megőrzésére és restaurálására (Halassy 2025).

A gyepr restauráció egyik alapvető módszere a magvetés, amely célzott módon vezet gyors eredményhez (Török *et al.* 2010). Kezdetben főleg alacsony diverzitású magkeverékeket alkalmaztak, amelyek a gazdálkodók szempontjából lényeges ökoszisztéma-szolgáltatásokat biztosították, mint például a biomassza-termelést és a gyomvi sszaszorítást (Szabó 1973), illetve képesek voltak rövid idő alatt látványosan gyeptípusok létrehozására (pl. Deák *et al.* 2008). A diverz magkeverékek megjelenése és széles körű elterjedése számos további ökoszisztéma-szolgáltatás helyreállítását és a biodiverzitás növelését is lehetővé tette (Valkó *et al.* 2016a, Möhrle *et al.* 2024).

Ma a frissen restaurált gyepek, a természetközeli gyepekhez hasonlóan, a változó támogatási rendszerekből és társadalmi-gazdasági folyamatokból fakadó változásokkal szembesülnek. Korlátozott fajkészletükből adódóan érzékenyebbek lehetnek a negatív hatásokra, azonban ezzel kapcsolatban jelentős tudáshiányt tapasztaltunk. Ezért kutatásunkban vizsgáltuk a magvetéssel történő gyepr restauráció hatékonysága mellett a restaurációt követő szántás mint erős talajbolygatással járó zavarás hatását a fiatal gyepi növényközösségre. A magvetés során alacsony diverzitású magkeveréket (fűvetés) és magas diverzitású magkeveréket (diverzifikáló vetés) önállóan, illetve kombináltan alkalmaztunk. A vetést egyszerre, illetve időben eltolva alkalmaztuk. Kérdéseink a következők voltak: (1) Mely magkeveréktípus és vetéskésleltetés kombináció a legalkalmasabb diverz szárazgyepek létrehozására egykori szántóterületen? (2) Van-e különbség a kezelések között a gyomvi sszaszorítás és a vetett célfajok megtelepedése tekintetében? (3) Mi a szerepe a restauráció korának és a magkeverék típusának a restaurált gyepek beszántást követő regenerációjában?

Anyag és módszer

A kísérleti területünket Kelet-Magyarországon, Hajdúdorogon (47.825718, 21.494500) létesítettük, egy 2014-ben mezőgazdasági művelés alól kivont zártkertben. A terület klímája kontinentális, az évi átlagos hőmérséklet 10 °C, és az átlagos csapadékmennyiség 545 mm (Fick és Hijmans 2017). A kezelést megelőző években a területen kukoricát és burgonyát termesztettek. 2014 októberében 36 kísérleti parcellát (4 m × 4 m, 1 m széles puffervávval elválasztva) hoztunk létre, amelyekben négy ismétlésben kilenc restaurációs kezelést alkalmaztunk (1. ábra). A kilenc kezelést i) a fűvetés megléte vagy hiánya és ii) a diverzifikáló vetés időzítésének kombinációja határozta meg. Fűvetés során sovány csenkeszt (*Festuca pseudovina* Hack., 20 kg/ha), diverzifikáló vetés során 20 regionálisan előforduló szárazgyepi kétszikű fajt (1000 mag/faj/parcella, Függelék 1. táblázat) használtunk. Első lépésben 2014 októberében talaj-előkészítést követően 5 kezelésben (20 parcella) fűmagot vetettünk, 4 kezelésben (16 parcella) nem végeztünk fűmagvetést. Második lépésben diverzifikáló vetést végeztünk a fűmaggal vetett parcellák közül 4 kezelésben (16 parcella) (kombinált, fűvel és

Vetés éve - Year of sowing	Diverzifikálás késleltetése (év) - Delay in diversification (year)	Kezelés - Treatment								
		Fűvetés- Grass sowing	Kombinált vetés- Combined grass and forb seed sowing					Diverz vetés- Diverse forb seed mixture sowing		
			F	FK0	FK1	FK2	FK3	K0	K1	K2
2014	-						-	-	-	-
2014	0									
2015	1									
2016	2									
2017	3									
Fűvetés kora (év) szántáskor (2019) - Grass-sward age (years) at the time of ploughing (2019)		5	5	5	5	5	-	-	-	-
Diverzifikált vegetáció kora (év) szántáskor (2019) - Diversified vegetation age (years) at the time of ploughing (2019)		-	5	4	3	2	5	4	3	2

1. ábra. A vizsgálatban alkalmazott kezelések. A kezelések rövidítése jelöli az adott kezelésben alkalmazott magkeverék típusát (F – csak fű, K – csak diverz kétszikű magkeverék, FK – fű és diverz kétszikű [kombinált] magkeverék), valamint a diverzifikálás (diverz kétszikű magkeverékvetés) késleltetésének idejét (0 – nincs késleltetés, a felhagyást követő azonnali vetés, 1 – egy év késleltetés, 2 – két év késleltetés, 3 – három év késleltetés). A színek a magkeverék típusát jelölik: zöld-fű, sárga-diverz kétszikű magkeverék.

Figure 1. Description of the treatments used in the study. Treatment abbreviations indicate the applied seed mixture (F – grass only; K – diverse forb seed mixture only; FK – combined grass and forb seeds) and the delay in diversification (sowing of the forb mixture: 0 – no delay, immediate sowing after abandonment; 1–3 – one to three years delay). Colours indicate the seed mixture: green-grass, yellow-diverse forb seed mixture.

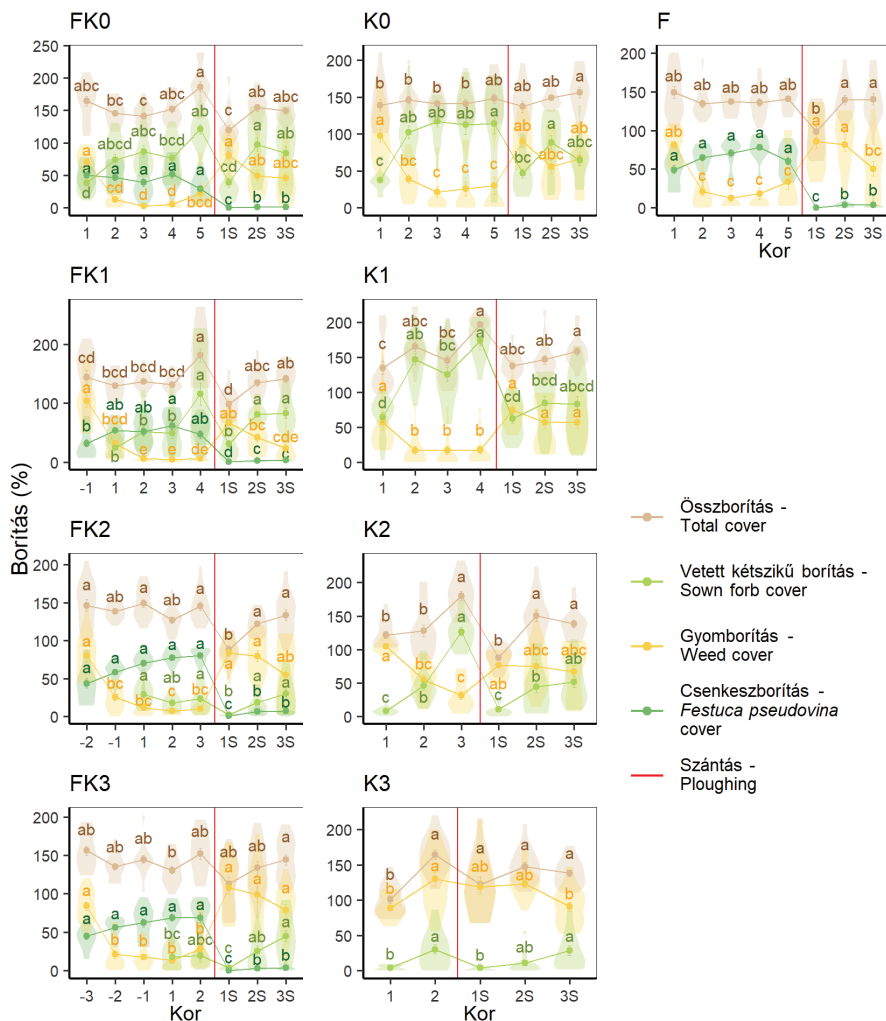
kétszikű magkeverékkel egyaránt vetett parcella, a továbbiakban FK kezelések) és 4, korábban be nem vetett kezelésben (16 parcella) (csak kétszikű magkeverékkel vetett parcellák, a továbbiakban K kezelések). A diverzifikáló vetés során a diverz magkeveréket különböző években vetettük: a fűvetéssel egyszerre 2014-ben (FK0, K0), illetve a fűvetéshez képest egy (FK1, K1), két (FK2, K2) és három (FK3, K3) év késleltetéssel (2015-, 2016-, ill. 2017-ben) (1. ábra). Egy kezelésben (4 parcella) nem végeztünk semmiféle diverzifikáló vetést (csak fűmaggal vetett parcellák, a továbbiakban F kezelés). A vetéseket kaszálás, és a még üres K parcellák esetében talaj-előkészítés előzte meg. A parcellákat évente kétszer kézzel kaszáltuk (június, október), 10 cm-es tarlómagasságot hagyva. A lekaszált biomasszát eltávolítottuk. Annak érdekében, hogy modellezzük a fiatal restaurált gyepeket ért jelentős zavarást, és vizsgáljuk az ezt követő regenerációt, 2019-ben a restaurált parcellákat kis traktorral, kb. 20 cm-es mélységben beszántottuk.

A parcellákban négy, 1 m²-es állandó kvadrátot jelöltünk ki, melyekben 2015–2022 között évente kétszer (június, október) feljegyeztük az edényes növényfajok százalékos borítását. Az elemzések során az évenkénti két évszak borításértékeit összevontuk, fajonként a nagyobb értéket megtartva.

Az elemzéseket R statisztikai környezetben végeztük, általánosított lineáris modellekkel (GLMM, *glmmTMB* csomag, Brooks *et al.* 2017) és páronkénti összehasonlításokkal (*emmeans* csomag, Lenth 2020). Függő változóként a teljes fajszám és borítás mellett a vetett kétszikű fajok (továbbiakban kétszikűek) és gyomok fajszám és borítás értékeit, valamint a csenkesz borításértékeit használtuk. Gyomoknak tekintettük a Borhidi (1995) által honos gyomfajok (pl. *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik.), antropogén tájidegen elemek (pl. *Ambrosia artemisiifolia* L.) és másodlagos termőhelyek kompetitorai (pl. *Taraxacum officinale* F. H. Wigg) kategóriákba sorolt fajokat. Magyarázó változóként a kezelés és a vegetáció korának interakcióját használtuk. Az FK vetések miatt külön választottuk a diverzifikálás előtti és az azt követő adatokat, és így hasonlítottuk össze az azonos korú (i) fűvetések, illetve (ii) diverzifikált vetések változóit. Mivel a fiatalabb diverzifikált parcellák a beszántás előtt nem érték el a négy-öt éves kort, ezért az elemzésekben a diverzifikálást követő első három évet vetettük össze. Az ismételt mérésekből adódó időbeli autokorrelációt autoregressziós korrelációs struktúra (ar1) alkalmazásával vettük figyelembe.

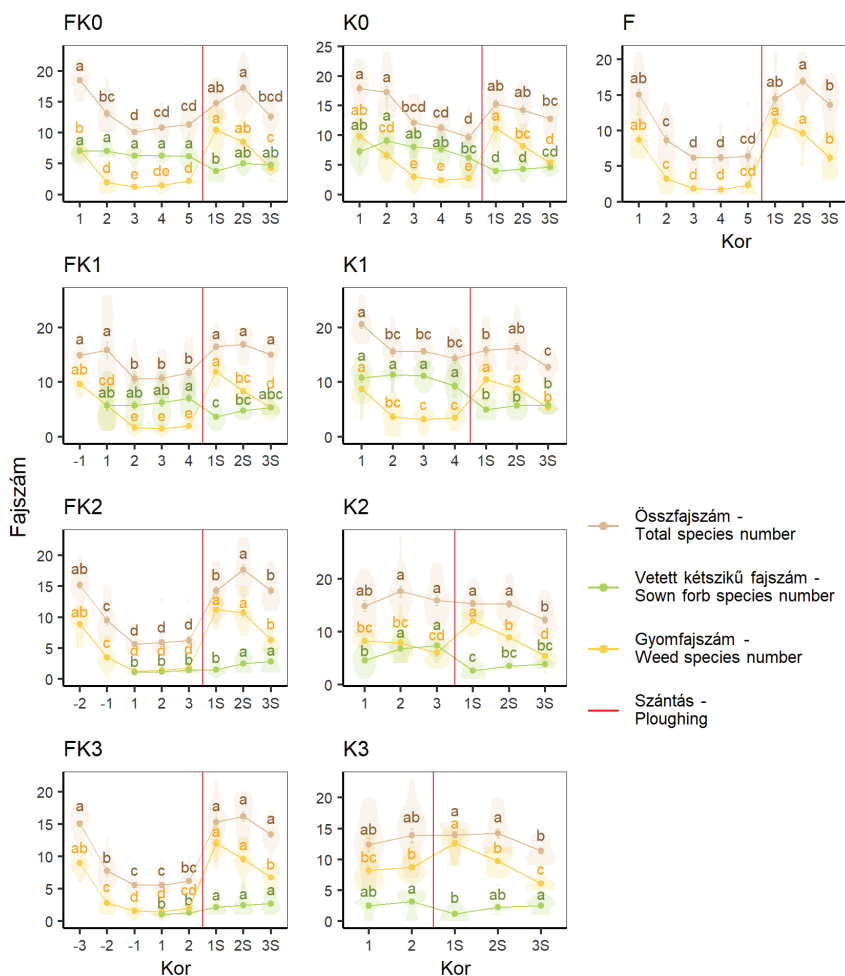
Eredmények

A 2014-ben vetett 20 kétszikű fajból 18 jelen volt 2022-ben a vizsgált parcellákban. A magyarázó változók minden vizsgált változóra szignifikáns hatással voltak (Függelék 2. és 4. táblázat).



2. ábra. Borításértékek változása a vizsgálati évek során a különböző kezelésekben (átlag $\pm$ szórás). A kezeléseken belüli szignifikáns különbségeket eltérő kisbetűk jelölik ($p < 0,05$). A kezelések rövidítése jelöli az adott kezelésben alkalmazott magkeverék típusát (F – csak fű, K – csak diverz kétszikű magkeverék, FK – fű és diverz kétszikű [kombinált] magkeverék), valamint a diverzifikálás (diverz kétszikű magkeverékvetés) késleltetésének idejét (0 – nincs késleltetés, a felhagyást követő azonnali vetés, 1 – egy év késleltetés, 2 – két év késleltetés, 3 – három év késleltetés). Az X tengelyen a korok vannak feltüntetve, a negatív értékek a diverzifikáló vetést megelőző éveket jelzik, az S-sel jelzett számok a szántást követő éveket.

Figure 2. Changes in cover during the study years in different treatments (mean $\pm$ SE). Lowercase letters indicate significant differences within treatments ($p < 0.05$). Treatment abbreviations indicate the applied seed mixture (F – grass only; K – diverse forb seed mixture only; FK – combined grass and forb seeds) and the delay in diversification (sowing of the forb mixture: 0 – no delay, immediate sowing after abandonment; 1–3 – one to three years delay). Plot age is shown on Axis X, with negative values representing years prior to diversification, and numbers marked with “S” indicate the years following ploughing. Kor = Age, Borítás = Cover.



3. ábra. Fajszám változása a vizsgálati évek során a különböző kezelésekben (átlag $\pm$ szórás). A kezeléseken belüli szignifikáns különbségeket eltérő kisbetűk jelölik ($p < 0.05$). A kezelések rövidítése jelöli az adott kezelésben alkalmazott magkeverék típusát (F – csak fű, K – csak diverz kétszikű magkeverék, FK – fű és diverz kétszikű [kombinált] magkeverék), valamint a diverzifikálás (diverz kétszikű magkeverékvetés) késleltetésének idejét (0 – nincs késleltetés, a felhagyást követő azonnali vetés, 1 – egy év késleltetés, 2 – két év késleltetés, 3 – három év késleltetés). Az X tengelyen a korok vannak feltüntetve, a negatív értékek a diverzifikáló vetést megelőző éveket jelzik, az S-sel jelzett számok a szántást követő éveket.

Figure 3. Changes of species numbers during the study years with different treatments (mean $\pm$ SE). Lowercase letters indicate significant differences within treatments ($p < 0.05$). Treatment abbreviations indicate the applied seed mixture (F – grass only; K – diverse forb seed mixture only; FK – combined grass and forb seeds) and the delay in diversification (sowing of the forb mixture: 0 – no delay, immediate sowing after abandonment; 1–3 – one to three years delay). Plot age is shown on Axis X, with negative values representing years prior to diversification, and numbers marked with “S” indicate the years following ploughing. Kor = Age, Fajszám = Species number.

Vegetációfejlődés a kezelésekben

Az F parcellák összborítása csak a szántást követő első évben csökkent szignifikánsan. A gyomborítás a restauráció kezdetén és a szántást követően magas volt, de csökkent a vegetációfejlődés folyamán. A csenkeszborítás szántás hatására szignifikánsan csökkent (2. ábra, Függelék 3. táblázat). Az össz- és a gyomfajszám a restauráció kezdetén és a szántást követően volt magas, majd a vegetációfejlődés során csökkent (3. ábra, Függelék 3. táblázat).

Az FK parcellák összborítása szignifikánsan csak a szántást követő évben csökkent. A kétszikű borítás nőtt a restauráció során, főként az FK0 és FK1 kezelésekben ért el magas értékeket. A szántást követő évben minden kezeléstípusban csökkent, de nőni kezdett a későbbiekben. A gyomborítás magas volt a restauráció kezdetén és a szántást követően, de a vegetációfejlődés során gyorsan csökkent, főleg az FK0 és FK1 kezelésekben. A csenkeszborítás a restaurációt követően minden kezelésben magas volt, de szántást követően jelentősen csökkent, és alacsony is maradt (2. ábra, Függelék 3. táblázat). Az össz fajszám, a gyomfajszámhoz hasonlóan, a restauráció első évében és a szántást követő első években volt a legmagasabb, majd csökkent a vegetációfejlődés során. A kétszikűek fajszámára a szántás negatívan hatott az FK0 és FK1 kezelésekben, az FK2 és FK3 kezelésekben semleges vagy pozitív hatása volt (3. ábra, Függelék 3. táblázat).

A K parcellák összborítása, a K0 kivételével, jelentősen eltért a különböző években. Szántást követően minden kezelésben csökkenést tapasztaltunk. A kétszikű borítás nőtt a restauráció során, de szántás hatására jelentősen csökkent, majd újra nőni kezdett. A gyomborítás általában csökkent a restauráció során, de a szántás hatására újra megnőtt (2. ábra, Függelék 3. táblázat). Az össz fajszám a restauráció során csökkent a K0 és K1 kezelésekben, és stagnált a K2 és K3 kezelésekben. Szántás hatására a K0 kezelésben szignifikánsan nőtt, a többi kezelésben a növekedés nem volt számottevő. A későbbi években viszont minden kezelésben csökkent. A kétszikű fajszám nőtt a restauráció első éveiben, majd stagnált vagy csökkent a későbbi években. A szántás hatására minden kezelésben csökkent. A gyomfajszám a restauráció során csökkent a K0-K2 kezelésekben. Bár szántást követően jelentősen megnőtt, később újra csökkenni kezdett (3. ábra, Függelék 3. táblázat).

Azonos korú vegetációk összevetése a különböző kezelésekben

A fűvetést kapott parcellák összborítása csak a vetés ötödik évében és a szántást követő első évben különbözött a kezelések között (Függelék 1. ábra). A gyomborítás a szántást követően alacsonyabb volt a diverz magkeverékkel korábban bevetett parcellákban (Függelék 2. ábra). A csenkeszborítás, szántást megelőzően,

alacsonyabb volt a korábban diverzifikált parcellákban, majd szántás hatására minden kezelésben egyöntetűen lecsökkent, és alacsony is maradt (Függelék 3. ábra). Az össz fajszám a korábban diverzifikált parcellákban volt a legmagasabb, de szántás hatására a különbségek eltűntek. A gyomfajszám hasonló mintázatot mutatott (Függelék 1. és 2. ábra és Függelék 5. táblázat).

A diverzifikált parcellák növényzetének összborítása eltért a kezelések között minden korosztályban. A szántás negatív hatással volt az FK és a később vetett K kezelésekre, de az évek során a különbségek eltűntek (Függelék 4. ábra). A kétszikű borítás nem különbözött az első évben a kezelések között, a K2 és K3 parcellák kivételével. A második évben viszont a későn vetett K és a későn diverzifikált FK parcellákban is alacsony volt. A harmadik évben a K és a legidősebb FK parcellákban volt a legmagasabb. Szántást követően a vetett fajok regenerációja a korábban vetett parcellákban volt a legsikeresebb, függetlenül a magkeveréktől (Függelék 4. ábra). A gyomborítás a K parcellákban magasabb volt, mint az FK parcellákban. A kezelések közti különbségek csökkentek a vegetációfejlődés során. A szántást követően a gyomborítás a korábban diverzifikált parcellákban volt alacsonyabb, de a kezelések közti különbségek idővel eltűntek (Függelék 4. ábra és Függelék 6. táblázat). Az össz fajszám mindhárom korosztálynál a később vetett FK parcellákban volt a legalacsonyabb, de szántás hatására a különbségek eltűntek (Függelék 5. ábra). A kétszikű fajszám szintén a később vetett parcellákban volt a legalacsonyabb, főleg a kombinált vetésekben. A különbség megmaradt a szántást követően is (Függelék 5. ábra). A gyomfajszám a K parcellákban volt a legmagasabb, de a vegetációfejlődés során a kezelések közötti különbségek csökkentek, majd szántást követően eltűntek (Függelék 5. ábra és Függelék 6. táblázat).

Diszkusszió

A restaurációt követően minden kezelésben gyors vegetációfejlődést tapasztaltunk. A restauráció kezdeti szakaszában a gyomok voltak a legtömegesebbek, de dominanciájuk gyorsan csökkent a csenkesz és a vetett kétszikűek hatására. A csenkesz erőteljes elsőbbségi hatást fejtett ki, gátolva a vetett kétszikűek megtelepedését, ha a vetésüket egy évnél hosszabban késleltettük (Werner *et al.* 2016). A vetett kétszikűek akkor voltak a legsikeresebbek, amikor a diverzifikálás a fűvetéssel egyszerre, vagy legfeljebb egy év késéssel történt. Ilyenkor a kétszikűek csökkentették a fűborítást, és hozzájárultak a gyomok visszaszorításához. Eredményeink egybecsengenek korábbi kutatásokkal (Bartha *et al.* 2014, Werner *et al.* 2016, Máté *et al.* 2023), és rávilágítanak a fajszegény

fűmagkeverékek vetésének korlátaira. A csenkesz évelő, erőteljes csomót képző fű, ezért erős kompetitor, képes zárt gyeptakaró gyors kialakítására, ezáltal mikroélőhely-limitációra, meggátolva más fajok megtelepedését és fennmaradását (Virágh 1987, Pywell *et al.* 2003, Török *et al.* 2010, Valkó *et al.* 2016b, Guller *et al.* 2022).

Ugyanakkor a szántás erőteljes negatív hatást fejtett ki a csenkeszre, amiből csak kismértékben regenerálódott. Az évelő fűvek gyakran hagyatkoznak a klonális szaporodásra, kevés magot termelnek, és nem képeznek tartós magbankot, amely zavarást követően biztosítaná regenerációjukat (Pywell *et al.* 2003, Kiss 2016, Valkó *et al.* 2016b). A restauráció során elégséges magforrást biztosítottunk a megtelepedéshez, azonban a magbank kiürülésével és mageső hiányában a szántást követően nem állt már rendelkezésre forrás a regenerációhoz, így a csenkesz nem tudott újra dominánssá válni, lehetőséget biztosítva a többi faj megtelepedésének. Elmondható tehát, hogy fajszegény, fű dominálta gyepekben a kis léptékű zavarásnak lehet pozitív hatása. A zárt gyeptakaró megtörése csökkent a fűdominanciát, és elősegíti a kétszikű fajok megtelepedését (Virágh 1987, Valkó *et al.* 2016b, Molnár 2020). A szántás mellett természetes tényezők – mint az extrém aszályok – sem kedveznek a csenkesz fajok megtelepedésének és megmaradásának (Orbán *et al.* 2023).

A gyomok a szukcesszió korai fázisaiban szintén képesek dominánssá válni, de mivel gyenge kompetitorok, később kiszorulnak a vegetációból (Pywell *et al.* 2003, Valkó *et al.* 2016a). A zavarást követő gyors megjelenésük a talaj-magbankjuknak köszönhető: nagyszámú magot termelnek, amelyek évtizedekig életképesek maradnak a talajban, majd a megfelelő körülményekre gyorsan reagálva csíráznak, és biztosítják az egyedek megtelepedését és magbankutánpótlást (Pywell *et al.* 2003, Bossuyt és Honnay 2008). Korábbi szántóföldi műveléséből kifolyólag a vizsgálati területről is feltételezhető, hogy magbankja gyomokkal telített, ezért voltak képesek ezek a fajok olyan gyorsan reagálni a zavarásokra (Bossuyt és Honnay 2008, Kiss 2016).

A vetett kétszikűek térhódításához több időre volt szükség, mint a többi fajcsoport esetében (Molnár és Máté 2024). A felhagyás és vetés között eltelt idő befolyásolta a regenerációjukhoz szükséges időt: a korábbi vetésekben a kétszikűek már a vetésük utáni második évben domináltak, azonban a későbbi vetésekben ekkor még nem. Az ezt magyarázó elsőbbségi hatás a gyomokhoz köthető. A gyomok kezdetektől jelen voltak a parcellákban, és a diverzifikálásig eltelt évek nekik kedveztek. A gyepi kétszikűek általában kevesebb magot termelnek, mint a gyomok, így a fennmaradásukat biztosító magbank felépítéséhez több időre van szükségük (Bossuyt és Honnay 2008). Eredményeink alapján legalább két évnek el kellett telnie, hogy a kétszikűek gyomelnyomó képessége érvényesüljön, és a

legalább négyévnyi vegetációfejlődés eredményezte a sikerebb helyreállást a szántást követően.

Eredményeink alapján elmondható, hogy szántást követően a vegetáció helyreállásának sikere a vegetáció korával párhuzamosan nő. Ugyanakkor fontos kiemelni, hogy a fiatal, restaurált gyepeknek meglehetősen sok időre van szükségük, míg ellenállóvá válnak a zavarásokkal szemben. A restaurációt követően a vegetációfejlődés hosszabb távú nyomon követése időben rávilágíthat a beavatkozások szükségességére. A kontrollált posztrestaurációs kezelések (pl. legeltetés, kaszálás), megfelelő minőségű és mennyiségű propagulum jelenlétében, a megfelelő irányba terelhetik a vegetációfejlődést, és biztosíthatják egy fajgazdag gyepek közösség kialakulását és fennmaradását (Kiss *et al.* 2021, Tölgyesi *et al.* 2022).

Gyakorlati javaslatok

A felhagyott területeken történő magvetés általi gyeprestauráció során az egyszikű és kétszikű fajok egyidejű vetését javasoljuk, de ha ez nem kivitelezhető, a kétszikűek vetését akkor sem javasolt egy évnél tovább késleltetni. A fiatal restaurált gyepek fajainak időre van szükségük, míg megtelepednek és magbankot képeznek, ezáltal ellenállóvá válnak a zavarásokkal szemben. Ugyanakkor az extenzív posztrestaurációs kezelés (pl. kaszálás, legeltetés) alkalmazása nem kizárt, sőt, elősegítheti a fajok megtelepedését. A fű dominálta gyepek esetében a fajgazdagság növelésére javasoljuk kis területeken a gyeptakaró feltörését, és ezt követően diverz magkeverék vetését. A beszántás viszont egy olyan extrém zavarási forma, amelynek alkalmazása kerülendő, helyette a kisebb léptékű zavarások (pl. legeltetés, fogasolás) alkalmazását javasoljuk.

Köszönetnyilvánítás – A vizsgálat lebonyolításában nyújtott segítségért nagy köszönettel tartozunk a következő személyeknek: Balogh Nóra, Báthori Ferenc, Borza Sándor, Hubicska Balázs, Kelemen András, Miglécz Tamás, Radócz Szilvia, Rádai Zoltán, Sonkoly Judit, Tóth Edina, valamint Tóth Katalin családjának. A kutatást a NKFI KKP 144096 azonosítószámú Élvtal pálya és az Egészségbiztonság Nemzeti Laboratórium (RRF-2.3.1-21-2022-00006), valamint az MTA Lendület pályázata (LP 2019/4) támogatta.

Irodalomjegyzék

Bartha, S., Szentes, Sz., Horváth, A., Házi, J., Zimmermann, Z., Molnár, Cs., Dancza, I., Margóczi, K., Pál, R., Purger, D., Schmidt, D., Óvári, M., Komoly, C., Sutyinszki, Zs., Szabó, G., Csathó, A. I., Juhász, M., Pensza, K., Molnár, Zs. (2014): Impact of mid-successional dominant species on the diversity and progress of succession in regenerating temperate grasslands. *Applied Vegetation Science* 16: 201–213. <https://doi.org/10.1111/avsc.12066>

- Biró, M., Molnár, Zs., Bölöni, J. (2025): Természetközeli élőhelyek kiterjedésének csökkenése. In: Kelemen, A., Mizsei, E. (szerk.): *Élőhely-rekonstrukciók lehetőségei és tapasztalatai Magyarország síkvidéki területein*. Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét, pp. 6–7.
- Borhidi, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. *Acta Botanica Hungarica* 39: 97–181.
- Bossuyt, B., Honnay, O. (2008): Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science* 19: 875–884. <https://doi.org/10.3170/2008-8-18462>
- Brooks, M. E., Kristensen, K., van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Mächler, M., Bolker, B. M. (2017): glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal* 9: 378–400.
- Deák, B., Török, P., Kapocsi, I., Lontay, L., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2008): Szik- és löszgyep-rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti Park területén (Egyek-Pusztakócs). *Tájökológiai Lapok* 6: 323–332. <https://doi.org/10.56617/tl.4173>
- Dengler, J., Biurrun, I., Boch, S., Dembicz, I., Török, P. (2020): Grasslands of the Palaearctic biogeographic realm: introduction and synthesis. *Encyclopedia of the World's Biomes* 3: 617–637. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.12432-7>
- Fick, S. E., Hijmans, R. J. (2017): Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37: 4302–4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Guller, Zs. E., Házi, J., Barthá, S., Molnár, Cs., Dragica, P., Szabó, G., Zimmermann, Z., Csathó, A. I. (2023): A domináns pázsitfűfaj felülvetésén alapuló gyeprekonstrukciós módszer eredményei löszparlagon. *Tájökológiai Lapok* 20: 3–29. <https://doi.org/10.56617/tl.3972>
- Halassy, M. (2025): Élőhely-helyreállítás nemzetközi jogi környezete. In: Kelemen, A., Mizsei, E. (szerk.): *Élőhely-rekonstrukciók lehetőségei és tapasztalatai Magyarország síkvidéki területein*. Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét, pp. 12–13.
- Kiss, R. (2016): A talaj-magbank szerepe a magyarországi növényközösségek dinamikájában és helyreállításában – A hazai magbank kutatások áttekintése. *Kitaibelia* 21: 116–135. <https://doi.org/10.17542/21.116>
- Kiss, R., Deák, B., Tóthmérész, B., Miglécz, T., Tóth, K., Török, P., Lukács, K., Godó, L., Körmöczi, Zs., Radócz, Sz., Borza, S., Kelemen, A., Sonkoly, J., Kirmer, A., Tischew, S., Valkó, O. (2021): Zoochory on and off: A field experiment for trait-based analysis of establishment success of grassland species. *Journal of Vegetation Science* 32: e13051. <https://doi.org/10.1111/jvs.13051>
- Lenth, R. (2025): emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.10.7-100002, <https://rvinlenth.github.io/emmeans/>
- Máté, A., Kelemen, A., Molnár, A., Molnár, Cs. (2023): Sokfajú gyeprekonstrukció a tiszacsegei Széles-halmon – Dokumentáció és első eredmények. *Természetvédelmi Közlemények* 29: 31–48. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2023.29.31>
- Molnár, Á. P. (2020): Javaslatok természetvédelmi gyeprekonstrukciók tervezéséhez két Körös–Maros közti védett terület példáján. *Crisicum* 11: 127–151.
- Molnár, Cs., Máté, A. (2024): Mire elég 200 év? Van-e spontán löszpusztagyep-regeneráció a Tiszántúlon? *Természetvédelmi Közlemények* 30: 1–17. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2024.30.16037>
- Möhrle, K., Teixeira, L. H., Hartmann, S., Kollmann, J. (2024): Enhancing temperate grassland diversity and functionality: crafting seed mixtures to align stakeholder interests and to increase establishment success. *Global Ecology and Conservation* 50: e02762. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02762>

- Orbán, I., Ónodi, G., Kröel-Dulay, Gy. (2023): The role of drought, disturbance, and seed dispersal in dominance shifts in a temperate grassland. *Journal of Vegetation Science* 34: e13199. <https://doi.org/10.1111/jvs.13199>
- Pywell, R. F., Bullock, J. M., Roy, D. B., Warman, L. I. Z., Walker, K. J., Rothery, P. (2003): Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. *Journal of Applied Ecology* 40: 65–77. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00762.x>
- Szabó, J. (1973): *Gyepgazdálkodás*. Mezőgazdasági Könyvkiadó Vállalat, Bp. 317 pp.
- Tölgyesi, Cs., Vadász, Cs., Kun, R., Csathó, A. I., Bátori, Z., Hábcenyus, A., Erdős, L., Török, P. (2022): Post-restoration grassland management overrides the effects of restoration methods in propagule-rich landscapes. *Ecological Applications* 32: e02463. <https://doi.org/10.1002/eap.2463>
- Török, K. (2019): Degradáció és restauráció – globális állapot és jövőkép. Az IPBES kormányközi testület értékelő tanulmánya alapján. *Természetvédelmi Közlemények* 25: 131–141. <https://doi.org/10.20332/tyk-jnatconserv.2019.25.131>
- Török, P., Deák, B., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2010): Restoring grassland biodiversity: sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation* 143: 806–812. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.024>
- Valkó, O., Deák, B., Török, P., Kelemen, A., Miglécz, T., Tóth, K., Tóthmérész, B. (2016a): Abandonment of croplands: problem or chance for grassland restoration? Case studies from Hungary. *Ecosystem Health and Sustainability* 2: e01208. <https://doi.org/10.1002/ehs2.1208>
- Valkó, O., Deák, B., Török, P., Kirmer, A., Tischew, S., Kelemen, A., Tóth, K., Miglécz, T., Radócz, Sz., Sonkoly, J., Tóth, E., Kiss, R., Kapocsi, I., Tóthmérész, B. (2016b): 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>
- Virágh, K. (1987): The effect of herbicides on vegetation dynamics: A five year study of temporal variation of species composition in permanent grassland plots. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 22: 385–403.
- Werner, C. M., Vaughn, K. J., Stuble, K. L., Wolf, K., Young, T. P. (2016): Persistent asymmetrical priority effects in a California grassland restoration experiment. *Ecological Applications* 26: 1624–1632. <https://doi.org/10.1890/15-1918.1>

Függelékek listája

1. Függelék: A vizsgálatban részt vevő fajok és további eredmények táblázatos és ábrás prezentációja

Resilience of restored grasslands – Recovery processes after disturbance depend on the initial restoration method

*Réka Kiss¹, Katalin Lukács^{1,2}, Katalin Tóth³, Ágnes Tóth^{1,2,4}, Laura Godó¹, Balázs Deák¹ & Orsolya Valkó^{1,2}

¹*'Lendület' Seed Ecology Research Group, Institute of Ecology and Botany, HUN-REN Centre for Ecological Research, Alkotmány út 2–4, H-2163 Vácrátót, Hungary*

²*National Laboratory for Health Security, HUN-REN Centre for Ecological Research, Karolina út 29, H-1113 Budapest, Hungary*

³*Department of Ecology, University of Debrecen, Egyetem tér 1, H-4032 Debrecen, Hungary*

⁴*Department of Ecology, University of Szeged, Közép fasor 52, H-6726 Szeged, Hungary*

*E-mail: kiss.reka@ecolres.hu

Restoring grasslands to recover biodiversity and ecosystem services is crucial, yet ensuring their long-term persistence remains a challenge. Given their limited species composition, restored grasslands may be more sensitive to disturbances, yet our knowledge in this respect is insufficient. In our study, we investigated the role of temporally offset sowing of grass (*Festuca pseudovina* Hack.) and diverse forb seed mixtures (20 native forb species) in grassland restoration and post-disturbance vegetation recovery. Our results show that sowing the two different seed mixtures simultaneously or maximum one year apart maximizes species richness, suppresses weeds most effectively, and promotes the most successful post-disturbance recovery. Restored grasslands need several years to become resistant against disturbances; the success of vegetation recovery increases parallel to the age of the vegetation. Two years of vegetation development were sufficient to halt weed encroachment, but the species richness of the sown forbs required at least four years to recover. Our results suggest that moderate, controlled disturbance may be necessary to reduce grass dominance and enhance the establishment of target species during recovery. However, the type of post-restoration management must be selected carefully.

Keywords: disturbance, diversification, grassland restoration, ploughing, seed sowing, species richness.

Beérkezett/Received: 2025. 10. 17.

Javítás után beérkezett/Received in revised form: 2025. 11. 19.

Elfogadva/Accepted: 2025. 11. 19.

© A Szerzők/The Authors, 2025

Ez egy szabad hozzáférésű cikk, amely a Creative Commons Attribution 4.0 (CC BY 4.0) licenc alatt jelenik meg./This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (CC BY 4.0).



Amerikai nyérc (*Neogale vison*): egy újonnan felbukkanó inváziós emlősfaj Magyarországon

Kanizsay Borbála^{1,2,*}, Ulicsni Viktor^{2,3}, Molnár Zsolt^{1,2},
Cserkész Tamás⁴, Lanszki József⁵ és Juhász Erika^{1,2}

¹HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet,
2163 Vácrátót, Alkotmány út 2–4.

²HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont, Egészségbiztonság Nemzeti Laboratórium,
1113 Budapest, Karolina út 29.

³HUN-REN Bölcsészettudományi Kutatóközpont, Néprajztudományi Intézet,
1097 Budapest, Tóth Kálmán u. 4.

⁴Magyar Nemzeti Múzeum Közgyűjteményi Központ – Magyar Természetudományi
Múzeum, 1088 Budapest, Baross u. 13.

⁵HUN-REN Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, 8237 Tihany, Klebelsberg Kunó u. 3.

*E-mail: kanizsay.borbala@ecolres.hu

Összefoglaló: Világszerte súlyos természetvédelmi és gazdasági problémát okoznak az idegenhonos inváziós fajok. Az amerikai nyérc (*Neogale vison*) – egy nagy ökológiai plaszticitású szemiakvatikus menyétféle – Európában már meghonosodott, Magyarországon viszont csak az utóbbi években felbukkanó inváziós faj. Az első vadon élő példányt 1988-ban észlelték Békés vármegyében, ahonnan nincs tudomásunk frissebb megfigyelésekről. A médiából és közösségi médiából származó információk alapján ismert azonban, hogy elsősorban a Szigetközben megkezdődött a faj terjedése. Az országon belüli jelenlegi elterjedésével és állomány nagyságával kapcsolatban nem állnak rendelkezésre szisztematikus terepi felméréseken alapuló adatok. Vizsgálatunkban célul tűztük ki, hogy a feltételezett terjeszkedési útvonal, a szigetközi Duna-szakasz környékén minél több információt szerezzünk be a faj előfordulásáról, hálabdamódszerrel kiválasztott adatközlők telefonos megkérdezésével és célzott internetes kereséssel. Az általunk megkeresett helyben lakó, illetve a Szigetkört jól ismerő, gyakran látogató 22 adatközlő 51 megfigyelésről számolt be, ami alapján 38 különböző előfordulási helyre derült fény a térségben, Dunakiliti és Ásványráró települések között meglehetősen szétszóródva. Ezen megfigyelések közül 16-ot fotók is igazolnak. Az inváziós fajokkal szembeni védekezés sikere nagyban függ a védekezés megkezdésének idejétől. Az amerikai nyérc magyarországi megjelenését megelőzni már nem lehet, az inváziószerű szétterjedés azonban még sikerrel kordában tartható megfelelő cselekvési tervek megalkotásával és végrehajtásával. Az előfordulási adatok bemutatásával a folyamat elindításához szeretnénk hozzájárulni, a probléma jelentőségére és a megoldáskeresés sürgősségére szeretnénk felhívni a figyelmet.

Kulcsszavak: biológiai invázió, szemiakvatikus, korai észlelés, elterjedés, *Neogale vison*, Szigetköz

Bevezetés

Európában – és ezen belül Magyarországon is – számos idegenhonos növény- és állatfaj él, amelyek potenciális veszélyt jelentenek az őshonos flórára és faunára (Európai Bizottság 2016/1141 végrehajtási rendelete, Európai Bizottság 2022/1203 végrehajtási rendelete). Ezek közül néhány már nagy területen elterjedt, kimagasló a természetvédelmi károkozása, más fajok az inváziós folyamat kezdeti szakaszában vannak.

Az amerikai nyérc (*Neogale vison* Patterson *et al.* 2021, régebben *Neovison vison* Wozencraft 2005, illetve *Mustela vison* von Schreber 1777) Észak-Amerikában őshonos, Európában pedig már sokféle károkat okozó inváziós faj (Bartoszewicz és Zalewski 2003, Hegyeli és Kecskés 2014, Brzeziński *et al.* 2021). Az amerikai nyérc rendkívüli alkalmazkodóképessége révén szinte bármilyen folyó- és állóvízi jellegű élőhelyen megtelepedésre képes (Branquart 2013) territoriális faj (http1, Lanszki 2023). Megtelepedése kapcsán többféle súlyos ökológiai probléma is ismert, de hazai tapasztalat nem áll rendelkezésre. Generalista ragadozó, Európában az étlapján nagyrészt rágcsálók, rókák, madarak és kételtűek szerepelnek, az élőhelyétől függően (Bartoszewicz és Zalewski 2003). Élőhelyenként és évszakonként is eltérő a táplálékpreferenciája (Jędrzejewska *et al.* 2001, http1). Kitűnően tud úszni, ennek köszönhetően a szárazföldön és a vízben egyaránt vadászik, így a táplálékaul szolgáló fajok egyedszámában jelentős csökkenést okozhat (Bartoszewicz és Zalewski 2003). Elsősorban vizek mentén költő madarak, például récék (*Anatidae*), vízityúk (*Gallinula chloropus*), szárcsa (*Fulica atra*), sirályok (*Laridae*) állományait, különösen a fészekaljakat veszélyezteti (Macdonald *et al.* 1999, Ibarra *et al.* 2009, Zalewski és Brzezinski 2014). Ökológiai plaszticitását jelzi, hogy a faj átlagos testtömege – a helyi környezeti adottságokhoz alkalmazkodva – néhány generáció alatt is képes változni. Zalewski és Bartoszewicz (2012) eredményei alapján nyolc generáció alatt a testtömeg ivartól függően 13-16%-kal csökkent. Ezzel párhuzamosan változott a táplálékuk összetétele: a madarak (nagyobb testméretű préda) fogyasztása csökkent, míg a kis méretű prédáké nőtt (Zalewski és Bartoszewicz 2012, Zalewski *et al.* 2021). A hím területe két-háromszor nagyobb a nőstényénél. Vizek mentén mozgáskörzete 1-9 km-es partszakaszra terjed ki, eredeti mocsári élőhelyein 2,3-6,9 km² (Macdonald *et al.* 2017). Táplálékbő időszakban az egyedek által naponta bejárt partszakasz hosszúsága mindössze 200-300 méter, azonban a területkereső, kóborló hímek naponta akár 7 km-t is megtehetnek.

Az amerikai nyérc megjelenésének következtében az európai nyérc (*Mustela lutreola*) már korábban is veszélyeztetett állományai tovább csökkentek, illetve felszámolódtak (Maran és Henttonen 1995). Az amerikai nyérc a közönséges görénnyel (*Mustela putorius*) és vidrával (*Lutra lutra*) való táplálékkonkurenciája

miatt azok populációira is kedvezőtlen hatást gyakorolhat (Bartoszewicz és Zalewski 2003, Brzeziński *et al.* 2021). Hazánkban az európai nyérc nem fordul elő (Csorba *et al.* 2024), az amerikai nyérc azonban a közönséges görénnyel és a vidrával helyenként egy élőhelyen osztozik. Az amerikai nyérc korábban a szörmfarmokon való tenyésztés céljából került Európába. Magyarországon Láng (1953) információi szerint Lillafüreden volt az első nyérctelep, ahol Amerika, Európa és Szibéria északi területeiről származó egyedek utódaival kezdték meg a tenyésztést. Tóth és munkatársai (2023) által végzett adatgyűjtés eredménye szerint az első nagyüzemi nyérctenyésztő telep Biharugrán működött 1972-től. A nyérctenyésztés gazdasági jelentősége még a 2000-es évek elején is nagy volt, több mint 3000 szörmfarm működött Európában (Dantzer *et al.* 2001), melyeken több tízmillió egyedeket tartottak. Napjainkra ez a szám jelentősen lecsökkent, köszönhetően a nyércek SARS-CoV-2 (azaz súlyos akut légzőszervi szindróma-koronavírus-2) terjedésében játszott szerepének, illetve az állatjólléti törekvések miatti jogszabályváltozásoknak, amelyek következtében számos európai uniós országban, köztük Magyarországon is, betiltották a nyérctenyésztést (58/2020. (XI. 24.) AM rendelete, [http2](#)). Jelenleg a környező országok közül Ausztriában, Szlovákiában, Szlovéniában, Szerbiában és Horvátországban már betiltották a szörmfarmokat, a még működő telepek Romániában is bezárásra kerülnek 2027-ig ([http2](#)). A tenyészfarmok működésének idején, illetve a telepek felszámolása során gondatlanság miatt kiszabadult egyedekből származó populációk napjainkra Európa számos országában megtalálhatóak (Tóth *et al.* 2023, Csorba *et al.* 2024). Magyarországon 1988-ban, Biharugrán találtak egy elhullott példányt, amely feltehetőleg a közeli nyérctelepről kijutott egyed, vagy annak leszármazottja lehetett, továbbá 2020 áprilisában a nyugati határszélen, az osztrák–szlovén–magyar hármashatárnál kameracsapda rögzítette a faj jelenlétét (Lanszki és Cserkész 2022). Ausztriában 2016-tól, Szlovákiában 2019-től biztosan jelen van a faj (Vada 2021). Romániában, Erdélyben végzett vizsgálatok szerint az amerikai nyérznek vadon élő állományai alakultak ki a Maros folyó mentén, valamint feltételezhetően Brassó megyében is (Hegyeli és Kecskés 2014, Ionescu *et al.* 2018).

A magyarországi elterjedésre vonatkozóan kevés korábbi adat áll rendelkezésre (Tóth *et al.* 2023, Csorba *et al.* 2024), de a nemzetközi szakirodalomból is hiányoznak a magyarországi adatok (Vada *et al.* 2023, [http3](#)). Az utóbbi években azonban több híradás jelent meg a médiában a faj szigetközi megfigyeléséről ([http4](#), [http5](#), [http6](#), [http7](#)).

Vizsgálatunk célja az amerikai nyérc szigetközi előfordulásaival kapcsolatos információk összegyűjtése a Szigetközben élő szakemberek és a témában jártas helyi lakosok megkérdezésével. A helyiek aktív bevonása számos értékes adattal segítheti a természetvédelmi kutatások megvalósítását, elősegítheti a közös célok

elérését, valamint lehetővé teszi a helyi tudás és tapasztalatok integrálását a döntéshozatalba (Molnár *et al.* 2024). Az időben történő észlelés és az elterjedési folyamat nyomon követése segítheti a faj hatásainak előrejelzését és a cselekvési tervek megalapozását.

Anyag és módszer

Kutatásunk során az amerikai nyérc jelenlegi magyarországi elterjedéséről gyűjtöttünk információkat helyi szakemberektől és vízparton gyakran járó helyi lakosoktól. Előzetes információk alapján azt feltételeztük, hogy elsősorban a Duna Győr-Moson-Sopron vármegyei szakaszán és a szigetközi ágrendszerben fordulhatnak elő egyedek (Csorba *et al.* 2024), ezért adatgyűjtésünk során erre a térségre fókuszáltunk. Az interneten fellelhető információkból kiindulva és természetvédelmi kérdésekben jártas helyi szakemberekkel való konzultációt követően a Szigetközben jelentős helyismerettel és tapasztalattal rendelkező személyeket kerestünk meg. Az adatgyűjtést 2024. szeptember és december között végeztük, telefonos megkeresések, illetve elektronikus üzenetváltások formájában.

Hólabdamódszerrel (Newing *et al.* 2011), azaz először a helyi szakértők, majd az általuk ajánlott személyek felkeresésével, illetve ez utóbbiak további ajánlásaival választottuk ki adatközlőinket. Az online hírportálokon, közösségi médiában megjelent fotók, élménybeszámolók készítőit is megkerestük. Összesen 22 adatközlőtől kaptunk információt az amerikai nyércről, velük telefonon, a közösségi média felületén vagy e-mailben vettük fel a kapcsolatot. Az adatközlők között voltak természetfotósok (10 fő), helyi lakosok (9 fő), víziturizmusból élők (6 fő), természetvédelmi szakemberek (4 fő), erdészek (2 fő), vadászok (2 fő), halőrök (2 fő), horgászok (2 fő) és kirándulók (2 fő). Egyes adatközlők több kategóriához is tartoznak.

Valamennyi adatközlőnk arra kértük, hogy adjanak minél pontosabb leírást az észlelés helyszínéről és a megfigyelés körülményeiről. Az alábbi adattípusokból sikerült gyűjteni: megfigyelés helyszíne, észlelés időpontja (év, évszak, napszak), egyedszám, táplálkozás, emberek közelében tanúsított viselkedés, párzási időszakban tanúsított viselkedés. A megfigyelések között megkülönböztettük a fotóval dokumentált megfigyeléseket, valamint az egyed(ek) külső bélyegeivel és viselkedésével kapcsolatos információk (alsó ajak alatt és az állon található fehér folt, vízi ragadozó életmód) alapján valószínűsíthető nyércmegfigyeléseket. Egy Spanyolországban végzett vizsgálat (Melero *et al.* 2008) szerint a mozgáskörzet magterülete egy viszonylag szűk, 0,19–0,51 km sugarú körre korlátozódik, átlagban körülbelül 300 méternek vehető. Ez alapján az egymástól 300 méternél

kisebb távolságra lévő, kapott adatokat azonos észlelési helyszínek tekintettük, az egymástól 300 méternél nagyobb távolságra lévő pontokat pedig különböző észlelési helyszíneknek. Egyes esetekben pontos koordináták, más esetekben pontosságra törekvő helyszínmegjelölések (pl. Pókmacskási-bukó) segítették a lehatárolást. A különböző észlelési helyszínek azonban nem feltétlenül jelentenek különböző territóriumot, azok lehatárolása további részletes vizsgálatok alapján lenne lehetséges, hiszen nemtől, időszaktól (párási, territóriumfoglalási stb.) függően változhat egy egyed által elfoglalt terület nagysága.

Eredmények

Összesen 51 észlelésről számoltak be adatközlőink, valamint 38 különböző észlelési helyszínt tudtunk beazonosítani.

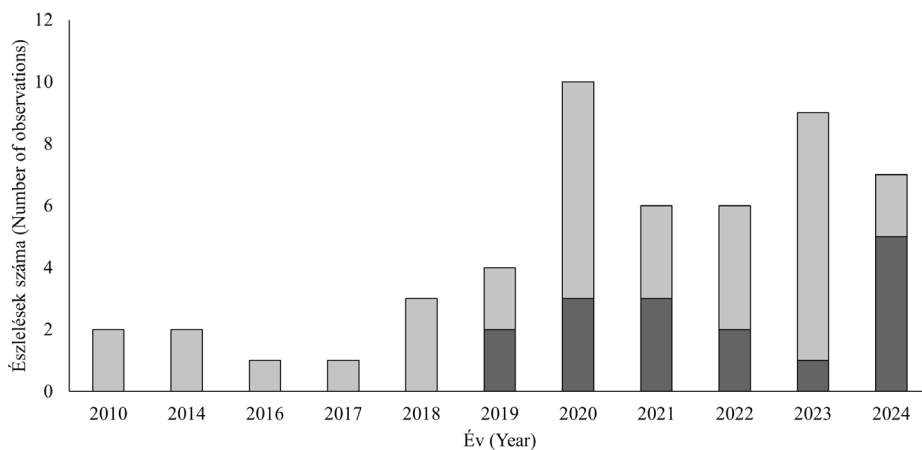
Ezen észlelések közül 16-hoz tartozott fotódokumentáció (1. ábra), melyek közül 13-at a szerzők ellenőriztek, hármat pedig egy másik, a fajt jól ismerő, szakirányú végzettséggel rendelkező adatközlő ellenőrzött. Az elmondások szerint a faj legkorábbi hazai megfigyelése 2010-ben történt, a legnagyobb számú megfigyelés 2020-ban volt (2. ábra).

Fotóval dokumentált észlelések származtak az alábbi települések közigazgatási határain belülről: Dunasziget, Ásványráró, Dunakiliti és Lipót (3. ábra). Fotóval nem dokumentált megfigyelések esetén megbízható morfológiai és viselkedési információkat vettünk alapul. Ilyen megfigyelések származtak az előzőeken felül Kisbodak település közigazgatási határain belülről.

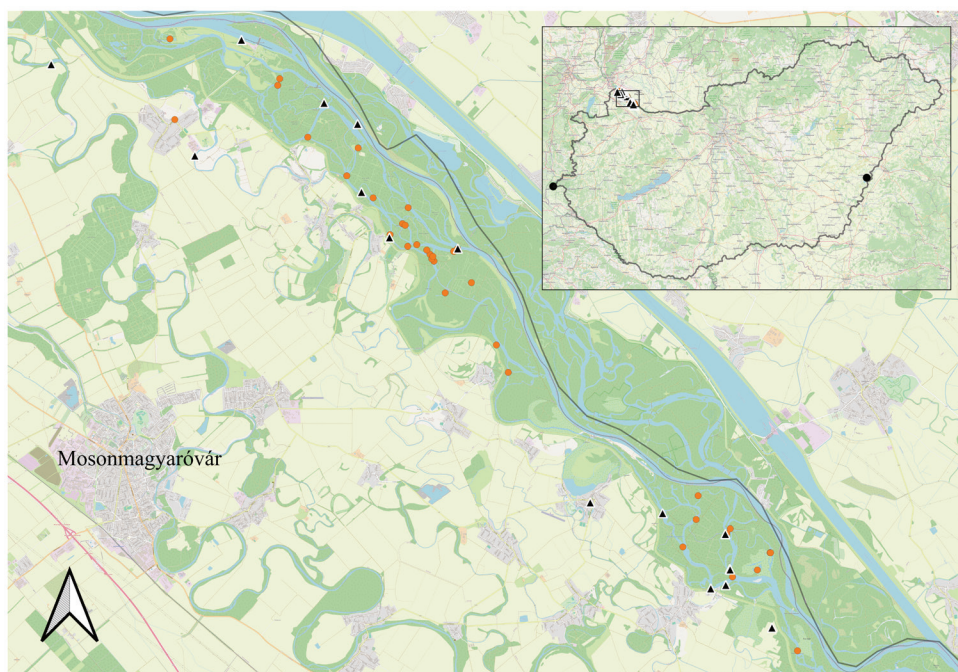
A fotóval dokumentált észlelések a Szigetköz itt felsorolt alterületeiről származtak: Csákányi-ág, Öntési-ág, Kisvesszősi-Duna, Nagy-Duna, Barkási-Duna, Tejfalusi-ágrendszer, Duzzasztó-átvágás, Ásványi-Duna, Gombócosi-Duna, Zátonyi-Duna. A megbízható morfológiai és viselkedési információkon alapuló megfigyelések helyszínei pedig a következők voltak: Ásványi-Duna, Nyárasi-Duna, Kisvesszősi-Duna, Cikolai-ágrendszer, Kisbodak, Szilfási-ág, Szigetelő-ág, Barkási-Duna, Újszigeti-Duna, Kormosi-Duna, Csákányi-ág, Jakabi-Duna-ág, Gatyai-ág, Öntési-tó, Halrekesztői-Duna, Öntési-ág, Bagaméri-ág, Heléna-tavak, Nyárasi-Duna, Akali-ág, Nyárasi-átvágás, Agg-Duna, Szürke-Duna, Rudi-ág.



1. ábra. Amerikai nyérc a Szigetközben. Fotó: Tóth Tamás.
Figure 1. American mink in the Szigetköz region. Photo: Tamás Tóth.



2. ábra. Az amerikai nyérc észleléseinek száma 2010 és 2024 között. Sötét hasáb: fotóval dokumentált adat; világos hasáb: valószínűsített előfordulási adat fotódokumentáció nélkül.
Figure 2. American mink observations between 2010 and 2024. Dark grey: data supported by photo documentation; light grey: reliable data without photo documentation.



3. ábra. Amerikai nyércre vonatkozó észlelések Magyarországon 2010 és 2024 között. Fekete háromszög: fotóval dokumentált adatok; narancsszínű kör: valószínűsített előfordulási adat fotódokumentáció nélkül; fekete kör: a jelen vizsgálati térségen kívüli észlelési hely (Lanszki és Cserkész 2022). Az alaptérkép forrása: OpenStreetMap (<https://www.openstreetmap.org>). A térkép a QGIS 3.34.11. verziójával készült.

Figure 3. American mink observations in Hungary between 2010 and 2024. Black triangle: data supported by photo documentation; orange circle: reliable data without photo documentation; black circle: occurrence data outside of the current study area (Lanszki and Cserkész 2022). Source of the basemap: OpenStreetMap (<https://www.openstreetmap.org>). This map was created by QGIS Desktop version 3.34.11.

A pontos helyszínen és időponton kívül a megfigyelés körülményeivel és az állat(ok) viselkedésével kapcsolatos leírásokat kaptunk:

- „a Nagy-Duna partján egy uszadékfán napozott” (Adatközlő6);
- „mellemem még a hídon is átszaladt, és a kövek mellett vadászott” (Adatközlő6);
- „párási időszakban, párt láttam” (Adatközlő7);
- „parton sétálgatott a nyérc, odaaveztünk és lefotóztuk” (Adatközlő9);
- „átúszott a vízen, sügér volt a szájában, egy darabig kísértük” (Adatközlő9);
- „beszélgettünk a csapattal, és bejött közénk a nyérc” (Adatközlő9);
- „úgy hallottam egy helybeli erdésztől, hogy szlovákiai tenyésztőtelepről jutott át” (Adatközlő12);

„a hőszigetelt csónakban tanyáznak” (Adatközlő13);
„pofátlan kis jószágok” (Adatközlő13);
„rőzsekupacban kölkeznék le” (Adatközlő13);
„az anyja kergette a kölkét, aki nem foglalkozott velünk” (Adatközlő17).

A nyérc táplálékszerzéséről is rendelkeztek tapasztalatokkal az adatközlők (4. ábra). Az észlelések során sügér (Adatközlő9), ponty, szürke harscsa, „zöldbéka csoportba” (*Pelophylax* genus) tartozó egyedek, illetve géb (Adatközlő2) fogyasztását figyelték meg.



4. ábra. Amerikai nyérc táplálkozás közben a Szigetközben. Fotó: Sipos Bálint.
Figure 4. American mink during feeding in the Szigetköz region. Photo: Bálint Sipos.

Diszkusszió

A vizsgálatunkban feltárt 38 észlelési helyszín és a megfigyelések évről évre növekvő száma komoly figyelmeztetés a természetvédelem számára a faj közeljövőben várható térnyerésére vonatkozóan. A változatos élőhelyeken való megtelepedésének, valamint a rugalmas táplálkozási és szaporodási stratégiájának köszönhetően az amerikai nyérc rendkívül alkalmazkodóképese, gyorsan és sikeresen terjedő inváziós faj (Bouros *et al.* 2016, Lanszki 2023). Jól

dokumentálható terjedése ellenére adatgyűjtésünk időszakában (2024. szeptember - december) még nem szerepelt az európai inváziós fajok listáján (Európai Bizottság 2016/1141 végrehajtási rendelete), ill. a magyarországi vadászható vagy a gyéríthető fajok listáján sem (79/2004. (V. 4.) FVM rendelet).

Tekintettel arra, hogy az amerikai nyércnek milyen kedvezőtlen hatásai lehetnek a biodiverzitásra, már korábban javaslat történt arra, hogy a fajt felvegyék az európai inváziós fajok listájára (Zuberogoitia *et al.* 2018). Az Európai Parlament E-002524/2025 számú kérdése alapján az Európai Unió Inváziós Idegenhonos Fajokkal Foglalkozó Bizottsága 2025. június 20-án meg is szavazta az amerikai nyérc felvételét (<http8>). A végrehajtási rendelet 2025. július 17-én vált elérhetővé (Európai Bizottság 2025/1422 végrehajtási rendelete). Ellentétben a mosómedvével (*Procyon lotor*) és a nyestkutyával (*Nyctereutes procyonoides*), amelyek egész évben vadászható fajok, az amerikai nyérc – hasonlóképp a szintén idegenhonos inváziós nutria (*Myocastor coypus*) – vadászható fajjává tétele eddig még nem került napirendre. Mivel azonban a faj nem is védett státuszú, ezért az állománykontrollja (nem vadászati eszközökkel) jelenleg is lehetséges. Elsősorban jogi problémák elkerülése érdekében, javasoljuk a mielőbbi vadászhatóvá tételét.

Csorba (2017) szerint az amerikai nyérc hazánkban még nem fordul elő, de a tanulmány potenciálisan veszélyes fajként említi. Az Agrárminisztérium Természetvédelemért Felelős Államtitkársága által üzemeltetett „Idegenhonos inváziós fajok tudásbázisa” című honlapon még nem található róla információ (<http9>), azonban a kedvtelésből tartott állatok tartásáról és forgalmazásáról szóló 41/2010. (II.26) kormányrendelet 1. számú mellékletében megtalálható az amerikai nyérc, mint az ország őshonos növény-, illetve állatvilágára ökológiai szempontból veszélyes faj. A néhány évvel ezelőtti szacikkek szerint Magyarországon még nem elterjedt faj, illetve nem rendelkezik stabil állománnyal (Bouros *et al.* 2016, Vada *et al.* 2023, Lanszki 2023). Korábbi felmérés (Kézdy *et al.* 2018) még nem jelezte a fajjal kapcsolatos problémákat. Napjainkra azonban úgy tűnik, hogy a hazai állomány egyre erősödik, elterjedési területe növekszik. A Szigetközben megfigyelt példányok feltehetőleg Ausztria és Szlovákia felől érkeztek, de Románia és más szomszédos országok irányából is számíthatunk a terjedésükre.

Vizsgálatunk módszertana nem tette lehetővé azt, hogy információt szerezzünk az állomány nagyságáról, ám az egymástól független megfigyelések és a teljes szigetközi régióban való elterjedés egyértelműen jelzik, hogy megtelepedett a faj. Célzott felmérések hiányában nem zárható ki, hogy a korábban súlyosan adathiányos inváziós faj már a Duna Komárom-Esztergom vármegyei szakaszán vagy a Rábán is terjed, és az ország több térségében is jelen van.

Az idegenhonos inváziós fajok elleni védekezés fontos lépése a korai észlelés, a faj széles körben való elterjedése előtti detektálás (Európai Parlament és a Tanács 1143/2014/EU rendelete, <http10>). Fontos lenne terepi módszerekkel, például

kameracsapdázással szisztematikus felmérést végezni annak érdekében, hogy megismerhessük a probléma valós nagyságát, és lehetővé tegyünk az időben történő cselekvést, mielőtt a probléma nehezen kezelhető vagy kezelhetetlen mértékűre növekszik. Kulcsfontosságú feladat a tervszerű, összehangolt monitoring programok és gyérítési tevékenységek megvalósítása (Vada *et al.* 2023).

További adatgyűjtést érdemes folytatni az illetékes hatóságok, hivatalos szervek, szervezetek bevonásával, pl. Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Kisalföldi Erdőgazdaság Zrt., Győr-Moson-Sopron Vármegyei Kormányhivatal Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Hulladékgazdálkodási Főosztály, Észak-Dunántúli Vízügyi Igazgatóság, szigetekközi vadászatra jogosultak, vármegyei halőri szolgálat, vármegyei sporthorgász egyesület, szigetekközi vízitúra egyesületek. A terepi szakemberek számára készített tájékoztató anyag és terepi határozó brosúra a faj biztos beazonosításában, illetve az inváziós folyamattal kapcsolatos ismeretanyag bővítésében nyújthatna segítséget.

A jelen adatgyűjtés során feltérképezett helyszínek már célirányos élvefogó csapdázásra kínálnak lehetőséget. A monitoring program hivatalos munkatársain kívül önkéntesek bevonása (<http11>), illetve élvefogó csapdázásra specializálódott vállalkozó alkalmazása segíthetné a megvalósítást. Az élvefogó csapdák vízre helyezésével növelhető a célfaj befogásának aránya (<http11>), valamint illatmirigyesei csali alkalmazása is fokozza az eredményességet (<http12>).

Igazolt megfigyeléssel nem érintett helyszíneken az ún. monitoring tutaj alkalmazásával detektálható a faj, mely lábnyomok észlelését és fotódokumentációk készítését teszi lehetővé (<http11>). A csapában több nyom megfigyelése is szükséges a pontosabb azonosítás érdekében. Ez a megoldás egy eredményes gyérítési akció utáni monitoring folyamatban is alkalmazható. A vízre helyezett élvefogó csapda és a monitoring tutaj tulajdonképpen egyazon szerkezet kétféle hasznosítása (<http11>).

Az elterjedés pontosításában a közösségi adatgyűjtés (citizen science) is segítséget nyújthat. Jelenlegi kutatásunk nem tekinthető közösségi adatgyűjtésnek, hiszen az adatközlőket hólabdamódszerrel választottuk ki, a lakosság szélesebb körének önkéntes adatszolgáltatására nem került sor. Azonban a citizen science módszerrel további, akár nagyszámú megfigyelésről gyűjthetünk információt, így alkalmazása nagy segítség lehet a későbbi vizsgálatok során. Az önkéntesek bevonása segítheti a társadalmi edukációt és szemléletformálást, ezáltal az egyének környezettudatossága, természetvédelmi elhivatottsága növelhető (Váczi *et al.* 2019). Az amerikai nyérc által élettérként használt vízpartok sokszor népszerű, gyakran látogatott kirándulóhelyek is egyben, az önkéntesek adatgyűjtése így nem igényel külön erőfeszítéseket, ami növelheti a citizen science kutatásban való részvételi hajlandóságot. A vízhez kötődő emlősfajokkal kapcsolatos önkéntes

adatszolgáltatásra létrehozott HódTérkép program az amerikai nyércre vonatkozó adatokat is gyűjti ([http13](http://13)). A monitoring rendszer kialakításán túl az amerikai nyérc inváziós fajként való hatékony kezelésével kapcsolatos jogszabályi környezet megteremtésére is szükség van.

A még megmaradt európai nyérctelepekről újonnan kijutó és terjedő egyedeknek köszönhetően az európai szabadon élő állományok teljes felszámolása nagyon nehéz feladat (Vada *et al.* 2023). Az egykori hazai tenyésztőtelepek elenyésző száma, valamint a törvényi tilalom miatt Magyarországon alapvetően határon túlról érkező egyedek, illetve azok utódai lehetnek jelen, így az inváziós folyamat korai kezelése még sikerrel járhat. Egyelőre semmilyen hazai terv nincs arra vonatkozólag, hogy milyen módszerekkel kellene a faj elterjedését korlátozni, az országos térnyerést megakadályozni. Az eddig kialakított nemzetközi jó gyakorlatok adott területre, országra való adaptációja segítheti az inváziós faj elleni küzdelmet. Számos európai országnak van az amerikai nyérc ellenőrzésére és kiirtására vonatkozó cselekvési terve (Vada *et al.* 2023, [http11](http://11), [http14](http://14), [http15](http://15), [http16](http://16)), amelyek segítségével, illetve kellő mennyiségű hazai információ birtokában megkezdődhet a hazai cselekvési stratégia kialakítása.

Munkánkkal a vadon élő amerikai nyérccpopuláció magyarországi elterjedését ábrázoló térkép frissítéséhez járulunk hozzá, amely elengedhetetlen előfeltétele ezen inváziós faj, valamint az általa okozott lehetséges konfliktusok kezelésének. Eredményeinkkel szeretnénk felhívni a figyelmet arra, hogy az inváziós amerikai nyérc egyértelműen jelen van és terjeszkedik Magyarországon.

Köszönetnyilvánítás – Szeretnénk köszönetet mondani valamennyi adatközlőnknek és kulcsinformátorunknak, akik hozzájárultak ahhoz, hogy információkat szerezzünk az amerikai nyérc szigetközi elterjedéséről. Adatközlőink: Böösi Gábor, Böösi József, Csapó István, Füzfa Zoltán, Giczi Péter, Kerekes István, Lakatos Krisztián, Pék Imre, Placzer Gábor, Pomsár László, Sipos Bálint, Szabó Csaba, Szmoleniczki Zsolt, Tóth Tamás, Varga Mónika és hét anonim adatközlő.

Kanizsay Borbálát, Juhász Erikát, Molnár Zsoltot és Ulicsni Viktort az Egészségbiztonság Nemzeti Laboratórium Invázióbiológiai Divízió kutatási programja (RRF-2.3.1-21-2022-00006) támogatta. Ulicsni Viktort az MTA Bolyai János Kutatási Ösztöndíj (#BO/896/23) támogatta. Molnár Zsolt és Ulicsni Viktor munkáját az MTA Lendület programja (MTA Lendület_2020-56) támogatta. Lanszki József munkáját az Éghajlatváltozás Multidiszciplináris Nemzeti Laboratórium (RRF-2.3.1-21-2022-00014) támogatta.

Irodalomjegyzék

Babai, D., Molnár, Zs., Molnár, K., Demeter, L., Biró, M. (2016): *Módszertani segédanyag a hagyományos és helyi ökológiai tudás, illetve az ökológiai emlékezet kutatásához: az*

- interjúzástól a közös tudásalkotásig. „A Fenntartható természetvédelem a magyarországi Natura 2000 területeken” Program pályázat (SH/4/8) (WP.2.2).
- Bartoszewicz, M., Zalewski, A. (2003): American mink, *Mustela vison* diet and predation on waterfowl in the Slonsk Reserve, western Poland. *Folia Zoologica* 52: 225–238.
- Bonesi, L., Palazón, S. (2007): The American mink in Europe: Status, impacts, and control. *Biological Conservation* 134: 470–483. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.09.006>
- Bouroş, G., Dekker, J., Gómez, A., Harrington, L., Hegyeli, Zs., Hodor, C., Kauhala, K., Kranz, A., Korpimäki, E., La Haye, M., Lambin, X., Macdonald, D., Manas, S., Maran, T., Michaux, J., Moreno, L., Palazón, S., Pödra, M., Salo, P., Zuberogioita, I. (2016): *Non-native species risk analysis – Risk assessment template V1.0 (8-06-16) - EU Non-native organism risk assessment scheme: Neovison vison*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.19914.18887>
- Branquart, E. (2013): *Risk analysis of the American mink, Neovison vison, Risk analysis report of non-native organisms in Belgium. Cellule interdépartementale sur les Espèces invasives (CiEi), DGO3, SPW / Editions*, 30 p.
- Brzeziński, M., Marzec, M., Żmihorski, M. (2010): Spatial distribution, activity, habitat selection of American mink (*Neovison vison*) and polecats (*Mustela putorius*) inhabiting the vicinity of eutrophic lakes in NE Poland. *Folia Zoologica* 59(3): 183–191. <https://doi.org/10.25225/fozo.v59.i3.a3.2010>
- Brzeziński, M., Zarzycka, A., Diserens, T., Zalewski, A. (2021): Does the American mink displace the European polecat? A need for more research on interspecific competition between invasive and native species. *European Journal of Wildlife Research* 67:64. <https://doi.org/10.1007/s10344-021-01511-4>
- Csorba, G. (2017): Mit csinálnak az emlős özönfajok Magyarországon? In: Papp, L. (2017): Behurcolt és invazív állatok Magyarországon. *Magyar Tudomány* 178(4): 430–433.
- Csorba, G., Cserkész, T., Görföl, T., Németh, A., Zölei, A. (2024): Magyarország vadon élő emlőseinek aktualizált listája. *Állattani Közlemények* 109(1–2): 49–62. <https://doi.org/10.20331/AllKoz.2024.109.1-2.6>
- Dantzer, R., Barre, H., Braastad, B., de Jonge, G., Mason, G., Pedersen, V., Rekila, T., Smeds, E. (2001): *The Welfare of Animals Kept for Fur Production*. Scientific Committee on Animal Health and Animal Welfare. Brussels, 52 p.
- Éhik, Gy. (1934): Az amerikai nyérc. In: Éhik Gy.: *Prémes állatok tenyésztése*. Népszerű Természettudományi könyvtár 17. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, pp. 59–76.
- Hegyeli, Zs., Kecskés, A. (2014): The occurrence of wild-living American Mink *Neovison vison* in Transylvania, Romania. *Small Carnivore Conservation* 51: 23–28.
- Ibarra, J. T., Fasola L., Macdonald, D. W., Rozzi, R., Bonacic, C. N. (2009): Invasive American Mink *Mustela vison* in wetlands of the Cape Horn Biosphere Reserve, southern Chile: what are they eating? *Oryx* 43(1): 87–90.
- Ionescu, D.T., Hodor, C., Drugă, M., Drugă M. (2018): Recent occurrence of the american mink (*Neovison Vison*) in the Central Romania. *Proceedings of the Biennial International Symposium "Forest and Sustainable Development" 8 th Edition, 25th-27th of October 2018, Braşov, Romania*, pp. 25–32.
- Jędrzejewska, B., Sidorovich, V. E., Pikulik, M. M., Jędrzejewski, W. (2001): Feeding habits of the otter and the American mink in Białowieża Primeval Forest (Poland) compared to other Eurasian populations. *Ecography* 24: 165–180. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2001.240207.x>
- Kézdy, P., Csiszár, Á., Korda, M., Barthá, D. (2018): Inváziós fajok előfordulása és kezelése Magyarországon védett és Natura 2000 területein, európai összehasonlítással. *Természetvédelmi Közlemények* 24: 85–103. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2018.24.85>
- Lakatos, K. (2022): Ritka találkozás – amerikai nyérc az objektív előtt. *Állatvilág* 9(5): 28–29.

- Láng, P. (1953): A nyérc. *Élet és Tudomány* 8(21): 666–667.
- Lanszki, J. (2023): Amerikai nyérc *Mustela vison* (Schreber, 1777). In: Haraszthy L. (szerk.): *Őzönállatfajok Magyarországon*. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság – Külgazdasági és Külügyminisztérium, Budapest, pp. 366–368.
- Lanszki, J., Cserkész, T. (2022): Amerikából érkezett. *Állatvilág* 9(5): 30–31.
- Macdonald, D. W., Barreto, G. R., Ferreras, P., Kirk, B., Rushton, S., Yamaguchi, N., Strachan, R. (1999): The impact of American Mink, *Mustela vison*, as predators of native species in British freshwater systems. In: Cowand D. P., Feare C. J. (eds.): *Advances in vertebrate pest management*. Filander Verlag, Furth, pp. 5–24.
- Macdonald, D. W., Newman, C., Harrington, L. A. (eds.) (2017): *Biology and Conservation of Musteloids*. Oxford University Press, Oxford. 701 p.
- Maran, T., Henttonen, H. (1995): Why is the European mink (*Mustela lutreola*) dissapearing? *Annales Zoologici Fennici* 32: 47–54.
- Melero, Y., Palazón, S., Revilla, E., Martelo, J., Gosálbez, J. (2008): Space use and habitat preferences of the invasive American mink (*Mustela vison*) in a Mediterranean area. *European Journal of Wildlife Research* 54: 609–617.
- Molnár, Zs., Aumeeruddy-Thomas, Y., Babai, D., Diaz, S., Garnett, S., Hill, R., Bates, P., Brondizio, E., Cariño, J., Demeter, L., Fernández-Llamazares, Á., Gueze, M., McElwee, P., Öllerer, K., Purvis, A., Reyes-García, V., Samakov, A., Singh, R. (2024): Towards richer knowledge partnerships between ecology and ethnoecology. *Trends in Ecology & Evolution* 39(2): 109–115. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2023.10.010>
- Newing, H., Eagle, C. M., Puri, R. K., Watson, C.W. (2011): *Conducting Research in Conservation: A Social Science Perspective*. Routledge, New York.
- Patterson, B., Ramírez-Chaves, H., Vilela, J., Soares, A., Grewe, F. (2021): On the nomenclature of the American clade of weasels (Carnivora: Mustelidae). *Journal of Animal Diversity* 3:1–8. <https://doi.org/10.29252/JAD.2021.3.2.1>
- Tóth, T., Gál J., Abaúj, N., Halász, G., Sós E., Sós-Koroknai, V., Hoitsy, M., Varga, N., Szelényi, G., Marosán, M. (2024): Adatok a nyércfélék (*Mustela*, *Neovison*) történeti előfordulásáról, valamint tenyésztéséről a Kárpát-medencében 1755–1955 között. *Magyar Ápróvad Közlemények* 16: 103–130. <https://doi.org/10.17243/mavk.2024.004>
- Váczi, O., Varga, I., Bakó, B. (szerk.) (2019): *A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer Eredményei II. – Gerinces Állatok*. Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas. 182 p.
- Vada, R., (2021): *Actualization of the feral American mink (Neovison vison) distribution in Europe: a potential risk species for SARS-COV2*. Instituto De Investigación En Recursos Cinegéticos, Máster Universitario de Investigación Básica y Aplicada en Recursos Cinegéticos. 14 p.
- Vada, R., Illanas, S., Acevedo, P., Adriaens, T., Apollonio, M., Belova, O., Blanco-Aguilar, J. A., Csányi, S., Body, G., Fernández-De-Mera, I. G., Ferroglio, E., Jansen, P. A., Jeschke, J. M., Keuling, O., Palazón, S., Plis, K., Podgórski, T., Rickowski, F., Scandura, M., Shakun, V., Smith, G. C., Stephens, P. A., Van Den Berge, K., Veeroja, R., Zanet, S., Zihmanis, I., Vicente, J. (2023): Feral American mink *Neogale vison* continues to expand its European range: time to harmonise population monitoring and coordinate control. *Mammal Review* 53: 158–176. <https://doi.org/10.1111/mam.12315>
- Wozencraft, W. C. (2005): Order Carnivora. In: Wilson, D. E., Reeder, D. M. (eds.): *Mammal Species of the World*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, pp. 532–628.
- Zalewski, A., Bartoszewicz, M. (2012): Phenotypic variation of an alien species in a new environment: the body size and diet of American Mink over time and at local and continental scales. *Biological Journal of the Linnean Society* 105(3): 681–693.
- Zalewski, A., Brzeziński, M. (2014): *Norka amerykańska. Biologia gatunku inwazyjnego*. Instytut Biologii Ssaków Polskiej Akademii Nauk, Białowieża. 260 p.

- Zalewski, A., Szymura, M., Kowalczyk, R., Brzeziński, M. (2021): Low individual diet variation and high trophic niche overlap between the native polecat and invasive American mink. *Journal of Zoology* 314(2): 151–161. <https://doi.org/10.1111/jzo.12871>
- Zuberogitia, I., Pödra, M., Palazón, S., Gómez, A., Zabala, N., Zabala, J. (2018): Facing extinction, last call for the European mink. *Annals of Reviews and Research* 2(2): 0018–0020.

Hivatkozott jogszabályok

- 41/2010. (II.26) Korm. rendelet a kedvtelésből tartott állatok tartásáról és forgalmazásáról.
- 58/2020. (XI. 24.) AM rendelete a mezőgazdasági haszonállatok tartásának állatvédelmi szabályairól szóló 32/1999. (III. 31.) FVM rendelet módosításáról.
- 79/2004. (V. 4.) FVM rendelet a vad védelméről, a vadgazdálkodásról, valamint a vadásztörvény 1996. évi LV. törvény végrehajtásának szabályairól.
- Európai Bizottság 2016/1141 Végrehajtási Rendelete (2016. július 13.) az Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok 1143/2014/EU európai parlamenti és tanácsi rendelet szerinti jegyzékének elfogadásáról.
- Európai Bizottság 2022/1203 Végrehajtási Rendelete (2022. július 12.) az (EU) 2016/1141 végrehajtási rendeletnek az Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékének aktualizálása céljából történő módosításáról.
- Európai Bizottság 2025/1422 Végrehajtási Rendelete (2025. július 17.) az (EU) 2016/1141 végrehajtási rendeletnek az Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékének aktualizálása céljából történő módosításáról
- Európai Parlament és a Tanács 1143/2014/EU rendelete (2014. október 22.) az idegenhonos inváziós fajok betelepítésének vagy behurcolásának és terjedésének megelőzéséről és kezeléséről.

Internetes források:

- http1: https://animaldiversity.org/accounts/Neovison_vison/
- http2: <https://www.euronews.com/green/2023/06/16/fur-import-ban-could-be-dropped-in-the-uk-heres-which-eu-countries-still-support-the-indus>
- http3: https://www.inaturalist.org/observations?subview=map&taxon_id=1264432
- http4: <https://www.turistamagazin.hu/hir/velhetoen-amerikai-nyercet-fotoztak-a-szigetkozben>
- http5: <https://pecaverzum.hu/video/video-invazios-amerikai-nyercet-lattak-a-szigetkozben>
- http6: <https://sokszinuvidek.24.hu/mozaik/2023/07/25/szigetkoz-nyerc-kolykok/>
- http7: <https://agrojager.hu/vadaszat/2022/07/10/szurkeharsat-fogott-egy-nyerc-asvanyraron-galeriaval/>
- http8: https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/E-10-2025-002524_EN.html
- http9: <http://www.invaziosfajok.hu/hu>
- http10: <http://www.invaziosfajok.hu/uploads/document/2/iucn-humanebrochure-hungarian-final-63ea5c4ae21e5.pdf>
- http11: <https://www.invasivespecies.scot/mink-control-project>
- http12: <https://lifeatias.gr/actions-deliverables/>
- http13: <https://hodterkep.hu/upload-semiaquatic-mammals>
- http14: <https://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Neovison+vison>
- http15: <https://basc.org.uk/pest-and-predator-control/mink-control-guidance/>
- http16: <https://www.gov.uk/government/publications/countryside-stewardship-higher-tier-get-ready-to-apply/countryside-stewardship-higher-tier-actions#csp21-american-mink-control-and->

American mink (*Neogale vison*): A newly emerging invasive mammal species in Hungary

Borbála Kanizsay^{1,2,*}, Viktor Ulicsni^{2,3}, Zsolt Molnár^{1,2},
Tamás Cserkész⁴, József Lanszki⁵ & Erika Juhász^{1,2}

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

²*National Laboratory for Health Security, HUN-REN Centre for Ecological Research,
Karolina út 29, H-1113 Budapest, Hungary*

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

⁴*Hungarian National Museum Public Collection Centre, Hungarian National Museum,
Baross u. 13, H-1088 Budapest, Hungary*

⁵*HUN-REN Balaton Limnological Research Institute,
Klebelberg Kunó u. 3, H-8237 Tihany, Hungary*

*E-mail: kanizsay.borbala@ecolres.hu

Invasive alien species are causing significant conservation and economic problems globally, including in Europe. The American mink (*Neogale vison*) is a recently emerging invasive species in Hungary. The first wild specimen was detected in Békés County (SE-Hungary) in 1988, but there is no evidence about its current presence in this region. However, according to information from media and social media, the spreading of the species has begun in the Szigetköz region (NW-Hungary). Currently, no systematically collected field survey data are available about the distribution and population size of the species in the country. The aim of our study was to obtain as much information about the occurrence of the species as possible. Informants were selected using the snowball sampling method and targeted internet searches. 22 informants (local people and regular visitors of the region) were contacted, who have experience with the target species. In total, 51 observations were reported, which revealed 38 different occurrence sites in the area, scattered between the settlements of Dunakiliti and Ásványráró. Sixteen of these observations were supported by photographic evidence. The success of the defense measures against invasive species largely depend on the time at which the process is initiated. The appearance of the invasive American mink in Hungary can no longer be prevented, but its spreading can still be successfully controlled by developing and implementing appropriate action plans. Our study proposes to support the initiation of invasion control by drawing attention to the importance of the problem and the urgency of finding a solution.

Keywords: biological invasion, semiaquatic, early warning, spread, *Neogale vison*, Szigetköz

Beérkezett/Received: 2025. 05. 20.

Javítás után beérkezett/Received in revised form: 2025. 07. 21.

Elfogadva/Accepted: 2025. 07. 22.

© A Szerzők/The Authors, 2025

Ez egy szabad hozzáférésű cikk, amely a Creative Commons Attribution 4.0 (CC BY 4.0) licenc alatt jelenik meg./This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (CC BY 4.0).



Perspectives on invasive species control: lessons from Hungary's first red swamp crayfish removal day (Crustacea: Decapoda)

Áron Székely^{1,2,*}, Bence Péter Schlitt^{1,2,3}, Mihály Jásdi^{1,2,4,5},
Zsolt Lóczi^{2,6,7} & Ádám Mészáros^{2,8}

¹Institute of Biology, ELTE Eötvös Loránd University,
Pázmány Péter sétány 1/C, H-1117 Budapest, Hungary

²ArtEnto Foundation – Young Entomologists' Club Research Group,
Baross utca 32, H-1088 Budapest, Hungary

³Hemiptera Collection, Department of Zoology, Hungarian National Museum Public
Collections Centre – Hungarian Natural History Museum,
Baross utca 13, H-1088 Budapest, Hungary

⁴HUN-REN Institute of Aquatic Ecology, Centre for Ecological Research,
H-1113 Budapest, Karolina út 29, Hungary

⁵MTA-ÖK Lendület 'Momentum' Fluvial Ecology Research Group,
H-1113 Budapest, Karolina út 29, Hungary

⁶Department of Zoology, Plant Protection Institute, HUN-REN Centre for Agricultural
Research, Brunszvik utca 2, H-2462 Martonvásár, Hungary

⁷Doctoral School of Biology, Hungarian University of Agriculture and Life Sciences,
Páter Károly utca 1, H-2100 Gödöllő, Hungary

⁸Doctoral School of Environmental Sciences, ELTE Eötvös Loránd University,
Pázmány Péter sétány 1/C, H-1117 Budapest, Hungary

*E-mail: aronszekely2@gmail.com

Abstract: Biological invasions are among the most significant ecological challenges of the 21st century. One of the most notorious invertebrate freshwater invaders in Europe is *Procambarus clarkii* (Girard, 1852), the red swamp crayfish native to North America. In this study, we organized a large-scale citizen science crayfish removal event in Békásmegyer, Budapest, Hungary, involving local residents in specimen collection using a novel, standardized protocol. In addition to evaluating the effectiveness of the method and engaging the public, we aimed to calculate allometric growth based on field-collected morphological data and to explore further research perspectives arising from such initiatives. Based on the analysis of the 1,194 specimens collected, we found the collection protocol to be highly effective and suitable for further removal events. Over 150 local participants were able to join the collection and follow the protocol, while trained volunteers could measure large-scale biotic data between sampling phases. Our results revealed negative allometric growth in both sexes of *P. clarkii*, suggesting suboptimal habitat conditions and raising further questions about the studied population. Overall, we conclude that citizen science-based removal events could serve as a valuable supplement to professional habitat management efforts.

Keywords: allometry, Barát-patak, citizen science, crayfish, field measurements, invasive species, urban ecology

Introduction

Biological invasions are one of the most imminent and ever-increasing challenges in conservation biology (Roy *et al.* 2024). Invasive alien species (IAS) are organisms that are introduced into new environments intentionally or unintentionally by humans, where they become abundant and harm the local ecosystems (Polce *et al.* 2023). The management of invasive alien species poses a significant challenge worldwide, particularly in Europe, where their establishment has profound ecological, economic, and public health consequences (Blackburn *et al.* 2011, Simberloff *et al.* 2013, Ricciardi *et al.* 2017).

The red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) (Arthropoda: Malacostraca: Decapoda: Cambaridae) is a remarkable example of a species capable of such expansion. It is native to North America, particularly the USA and Mexico (Loureiro *et al.* 2015), and has become an invasive species in many European countries (Gherardi 2007, Souty-Grosset *et al.* 2016) since its first introduction to Europe in Spain in 1973 (Oficialdegui *et al.* 2019, Oficialdegui 2020). The first record of *P. clarkii* in Hungary was reported by Weiperth *et al.* (2015), and it rapidly became one of the most concerning invasive freshwater invertebrate species in this country (Weiperth *et al.* 2020a, 2020b), raising several conservation warnings. Ecological challenges associated with invasive crayfish species are also demonstrated by the fact that whereas only three crayfish species are considered native to Hungary (Árva *et al.* 2024), altogether eight invasive decapods have been reported from the country as of 2025, originating from three continents (Weiperth *et al.* 2020b, Árva *et al.* 2024). The three native crayfish species (all from the family Astacidae) are *Austropotamobius torrentium* (Schränk, 1803), *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758) and *Pontastacus leptodactylus* (Eschschaltz, 1823), each of which are protected in Hungary (13/2001 (V.9.) KÖM).

The biological invasion of *P. clarkii* can be explained by several of its ecological traits. Its rapid lifecycle allows it to mature in just a few months, leading to fast population growth (Gherardi 2006). *P. clarkii* produces a high number of offspring, as females can store sperm and reproduce multiple times a year (Hobbs *et al.* 1989). Its wide-range diet, including plants, detritus, invertebrates, amphibians, and small fish, disrupts native ecosystems (Alcorlo *et al.* 2004). Additionally, it is a vector of the crayfish plague (*Aphanomyces astaci* Schikora, 1906 (Oomyces: Leptolegniaceae)), which threatens native crayfish species (Holdich *et al.* 2009).

Its burrowing activity damages riverbanks, irrigation systems, and dikes, causing water management issues (Correia and Ferreira 1995). Detailed categorization of the negative impacts of *P. clarkii* is given by Loureiro *et al.* (2015); its diet habits, habitat preferences, and other ecological characteristics are well discussed by several authors (e.g. Gherardi and Barbaresi 2008, Oficialdegui *et al.* 2020).

While there are numerous reports about the establishment and impacts of the red swamp crayfish in Hungary (e.g. Weiperth *et al.* 2019, Weiperth *et al.* 2020b), there are hardly any studies about the population characteristics of this species. Studying morphometric parameters is crucial to understand crustacean biology (Zhang *et al.* 2024). For example, describing allometric growth (the differential growth rates of various body parts or traits, such as total body length or chela length) is an important factor in characterising a population of a crayfish species (Lindqvist and Lathi 1983, Anderson *et al.* 1996). Allometric parameters vary between different types of habitats (Karachle and Stergiou 2012), therefore it is important to conduct studies in different locations to gather knowledge about invading populations. Although traditionally laboratory studies are associated with this approach, field studies are also emerging as a cheaper and simpler option. However, field methodologies also present significant challenges, for example the reliability of data collection often hinges on the spatial and temporal dimensions of the investigation, and factors such as weather conditions and animal behaviour may cause variability in data quality. Despite this, there are fields where studies are traditionally associated with precise field measurements, for example bird banding where the fieldworkers collect physical data such as body length, head and bill length, or weight of the caught birds. This suggests that precise measurements are possible to obtain in the field, and while the challenges and perspectives need to be carefully considered during the analyses, these cases can show us interesting biogeographical and ecological patterns of the examined populations (e.g. Monticelli *et al.* 2021).

Since preventing the introduction of non-native species is one of the most effective ways to fight biological invasions (Mack *et al.* 2000), citizen science projects are often used to raise awareness and engage the public in these conservation efforts (Encarnação *et al.* 2021a, Potgieter *et al.* 2024). A good means to achieve this is encouraging locals to take part in field activities. Citizen science is often associated with monitoring species, with a number of examples from Hungary as well (e.g. Turóci *et al.* 2020, Földvári *et al.* 2022, Garamszegi *et al.* 2023, Báthori *et al.* 2024, Soria *et al.* 2024), but it is more scarcely applied in habitat management activities or collecting biotic data like morphological traits. However, citizen science can also contribute to the eradication of locally established populations of invasive species (Encarnação *et al.* 2021b).

Based on the above, it seemed likely that citizen science could also be used in the case of the *P. clarkii* invasion in Hungary. With a proper collection design, not only would it be possible to raise awareness, but citizens could actively participate in the collection of specimens, thereby facilitating further scientific analyses and measurements, even if they are performed later by experts. We do not know of any similar events ever performed, especially not in Hungary, therefore the sampling design, collection success and other aspects of such a hypothetical field-work citizen science event clearly lack background knowledge and research.

Recognising the ecological and conservation concerns of the occurrence of the red swamp crayfish in Hungary, and considering the lack of published knowledge about its populations (e.g. morphological variations) as well as the opportunity of developing and testing a novel citizen science approach, a large-scale crayfish removal event was organized at the end of February in 2025 in Budapest, Hungary, through a public engagement campaign via a social media event on Meta – Facebook. The aim of the event was to systematically remove invasive red swamp crayfish specimens from the designated study area while collecting morphometric, especially allometric data in the field for characterising the inspected population, by engaging volunteers in a standardized collection protocol. In this study, we had the following two objectives: (1) test and recommend a novel collection protocol suitable for large-scale crayfish removal with a large number of amateur participants, including children, and (2) calculate allometric growth of the studied *P. clarkii* population, and test what challenges and research questions could emerge from such field events.

Material and methods

Study site

The site for the event was the Téglagyári-árok, a ditch located in Budapest, Békásmegyer (District III), which is a well-known habitat of an established *P. clarkii* population (Gál *et al.* 2018) (Fig. 1). The ditch is an approximately 800-metre-long straight water body, paved with concrete. The ditch flows into the Barát-patak, a brook flowing straight into the Danube approximately one kilometre away from the study site. Water reaching the Barát-patak from the Téglagyári-árok is controlled by a flood gate. We chose this site because of its easy accessibility for citizens, and also because of the fact that a large number of people could easily be distributed along a straight line, which significantly helps logistics, and setting up and controlling a large-scale event. Unlike many aquatic ecosystems in Budapest, the ditch is not locally protected by local authorities, therefore there was no legal concern about removing animals from it.

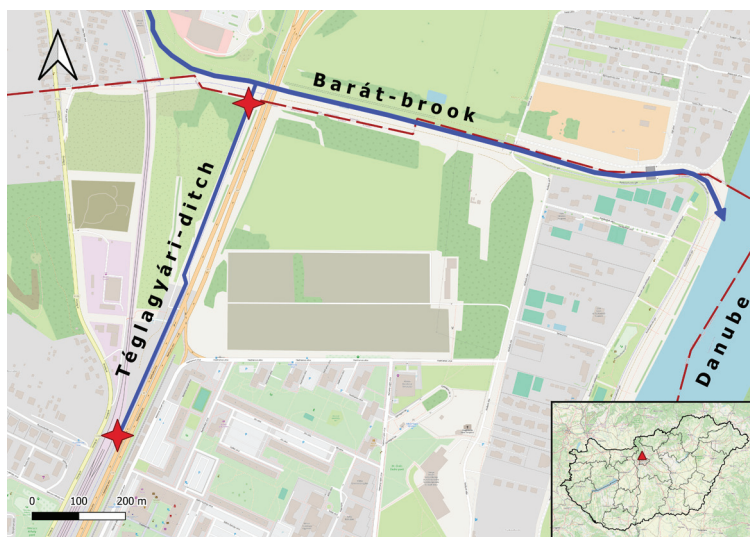


Figure 1. Map of the study site (large map) with its location in Hungary (smaller map, represented by a red triangle), with the relevant water bodies nearby. The blue line between the two red stars represents the Téglagyári-árok, the sampling site, flowing into the Barát-patak. The border of Budapest (Békásmegyer) and Budakalász (Pest county) is marked with a red dashed line. Basemap: OpenStreetMap Standard (<https://openstreetmap.org>).

1. ábra. A kutatási terület és a közeli víztestek elhelyezkedése (nagy térkép) és pozíciója Magyarországon belül (kisebb térkép, piros háromszöggel jelölve). A piros csillagok közti kék vonal a Téglagyári-árok mintavételi területet jelöli, amely a Barát-patakba csatlakozik. A Budapest (Békásmegyer) és Budakalászt (Pest vármegye) elválasztó közigazgatási határt szaggatott vörös vonal jelzi. Alaptérkép: OpenStreetMap Standard (<https://openstreetmap.org>).

The event took place on the 22nd of February 2025. Based on our observations, due to the colder water, crayfish tend to be the most inactive during this time of the year, therefore they are the most easily captured in this period. In winter, vegetation cover is also less developed, making it easier to collect specimens. Upon preliminary evaluation, the area was divided into eight distinct sections, each measuring approximately 100 metres. This was in order to have a balanced collection design and an ideal distribution of the expectedly large number of participants across the site. We could assign trained volunteers to supervise a specific 100-metre section; this would have been difficult if the sections were longer. While the length of each section was standardized, environmental characteristics varied among them, particularly in terms of vegetation cover and shading. To optimize collection efforts and maintain consistency, eight teams were formed with an equal number of attendants, and each team was assigned to a section of the study area. Each section was supervised by two designated organizers (“crayfish

coordinators”) responsible for standardized methodology and addressing any logistical challenges during the event. Participants were registered upon arrival at the site (Fig. 2a), and were subsequently assigned to designated teams to facilitate a structured and coordinated approach of crayfish removal.



Figure 2. Moments of the first red swamp crayfish removal day in Hungary: (a) registering participants, (b – c) collecting specimens, (d) measuring the crayfish individuals.

2. ábra. Életképek az Első Budapesti Rákász Nap eseményéből: (a) helyszíni regisztráció, (b – c) példányok gyűjtése, (d) a példányok mérése.

Conduction of the event

Participants were recruited using a Facebook event with a distinctive cover image (Fig. 3a). The event was shared in local Facebook groups. We did not pay for any ads, trying to reach citizens organically. We advertised the event in thematic Facebook groups as well as general ones, in order to have as many participants as possible.

On the removal day, early morning, we gave crayfish coordinators a general briefing about supervising their team, the collection protocol, and the precise schedule of the event. To increase precision, each coordinator performed a measurement of the same crayfish with their own measurement tape. We also showed them a pair of male and female specimens to help identify sex. After registration of the participants, coordinators led their teams to the specific section

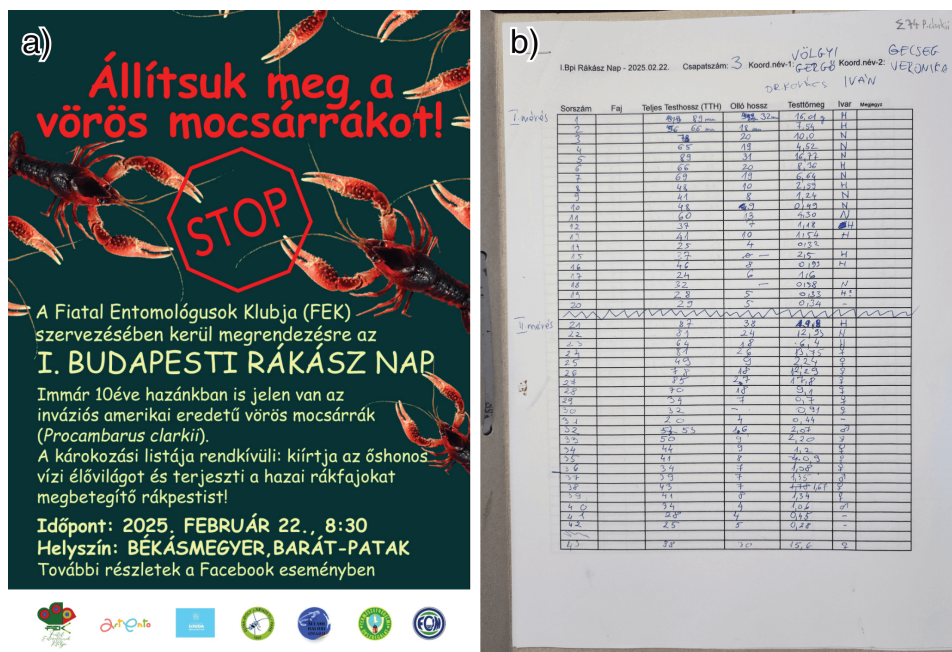


Figure 3. Cover image of the Facebook event used to popularize the event (in Hungarian) (a), and a register of the morphological data collected by the coordinators of the third section (b).

3. ábra. Az Első Budapesti Rákász Nap Facebook-esemény borítóképe (a) és az egyik szakasz adata rögzítő terepi jegyzőkönyvének részlete (b).

which had been previously indicated using marker cones. When all participants got to their section, the coordinators gave a briefing to their team about the collection process, ethical rules as well as a safety training. As collecting was possible from the edge of the ditch, we encouraged participants not to get into the water. This was also important for preventing the spread of the possibly present crayfish plague.

The design for the removal process was chosen during a preliminary field evaluation, where ten volunteers tested each section separately by continuous collecting. The removal was carried out in three distinct collection phases. Each phase consisted of 25 minutes of active collection by the team members, followed by a 20-minute break. The break was installed to prevent crayfish from burrowing into the substrate as a response to continuous disturbance during the collecting, thereby increasing capture efficiency. From the social aspect, another purpose of this break was to make the event more children- and family-friendly, making sure that participants can get some rest while still following a strict protocol. The collection was conducted using the same type of plastic mesh strainers ($d = 17$

cm), which were planned to be standardized in number across teams giving each section 8 strainers. However, minor variations occurred due to some participants bringing additional strainers. During the three phases, participants searched for specimens from the whole area of their section without additional obligations, and stopped when the coordinators announced the end of the current phase (Fig. 2b, 2c). The collected crayfish were systematically recorded and quantified after each collection phase by the crayfish coordinators (Fig. 2d, 3b). The following characters were measured and determined on every captured individual: total length (TL) from the apex of the rostrum to the basal part of the telson obtained with measuring-tape, left chela length (CHL, Fig 4c and 4d) from the basal part of the propodus to the apex of the pollex obtained with measuring-tape, and weight (W) determined using an electronic MH-500 Pocket Scale (maximum capacity 500 g) with an accuracy of 0.01 g. Sex was identified by the crayfish coordinators on every individual over 30 mm of TL based on external morphological characters according to Zhang *et al.* (2024) as shown on Fig. 4a and 4b: presence of a tubular appendage on the first and second pairs of pleopods (=males), or first pair of pleopods specialized as sperm receptacles (=females). The terminology of the morphometric variables follows Odhano *et al.* (2015) and Zhang *et al.* (2024).

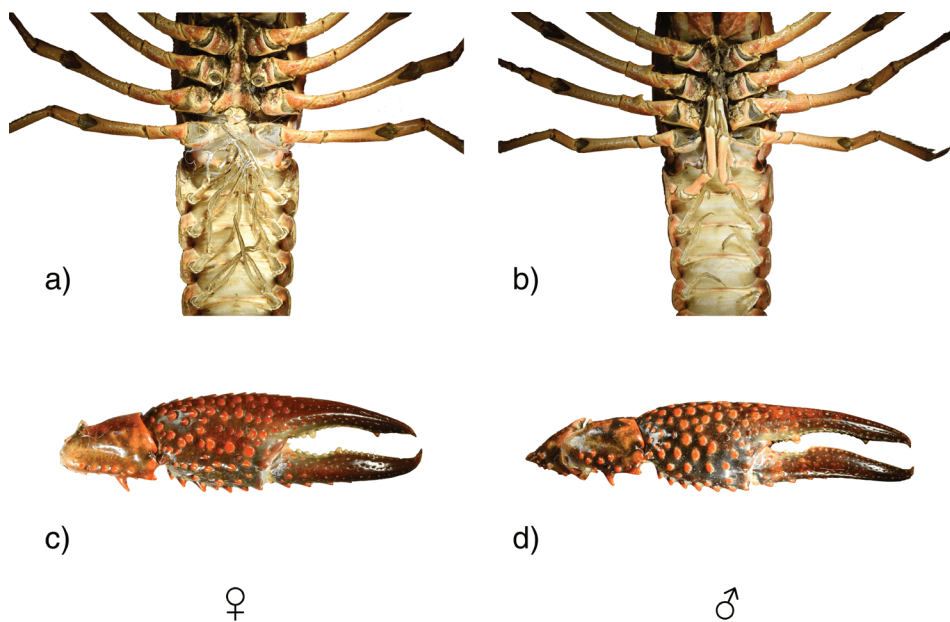


Figure 4. Specimens of *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) captured on 22nd of February during the crayfish removal event, female and male: (a – b) ventral view; (c – d) left chela. Not to scale.

4. ábra. Két, az esemény ideje alatt begyűjtött *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) példány, nőstény és hím: (a – b) ventrális nézet, (c – d) bal olló. Az egyes képek nem méretarányosak.

Data analysis

All statistical analyses and data visualization were carried out in the R program (version 4.4.3, R Core Team 2025).

To visualize data, we created scatter plots and mean with standard error plots using the packages “ggplot2” (Wickham 2016), “gridExtra” (Auguie 2017), “dplyr” (Wickham *et al.* 2023) and “tidyr” (Wickham *et al.* 2024). We checked for sexual dimorphism in total length (TL) and chela length (CHL).

To quantify sexual dimorphism, Wilcoxon rank sum test was conducted using the “wilcox.test” function on the measurements of TL and CHL in relation to sex.

To analyse the distribution of TL across sections, Shapiro-Wilk normality test (“shapiro.test”) was applied to the data to assess normality. As normality was not met ($p < 0.001$), we used the non-parametric Kruskal-Wallis rank sum test (“kruskal.test”) to determine whether TL differed significantly between sections. To compare specific sections, Tukey’s range test was used. Linear models were applied to TL, CHL and weight as response variables in relation to collection phases to check differences over time. These changes may reflect a bias in the sampling process, where certain age groups of crayfish were collected less successfully over time, possibly indicating a flaw in the sampling design.

Allometric growth

To examine the allometric relationship between total length (TL) and weight (W) on both sexes of *P. clarkii* individuals, we used the classical allometric formula shown in Equation 1. We applied the formula to both sexes separately, as multiple studies mentioned the sexual dimorphism in allometric growth (e.g. Györe 2024, Zhang *et al.* 2024). Due to the heteroscedastical variance in the data, a decimal logarithmic transformation of the two data variables was necessary (Packard 2017). A linear regression was conducted on the log-transformed data on a log-log scale, in accordance with the method generally used in literature (e. g. Jisr *et al.* 2018, Asmamaw *et al.* 2019, de Carvalho-Souza *et al.* 2023). The parameters ‘a’ and ‘b’ were calculated, as ‘a’ representing the intercept and ‘b’ representing the slope of the relationship. Due to outliers caused by the inaccuracies of field measurements, only individuals larger than 20 mm were included in the model, which caused the removal of five data points. We calculated the hypothetical weight values according to the formula of Györe (2024), a recent morphometric study from Hungary, and compared our measurements with them.

$$(A) W = a \cdot TL^b \quad (B) \log(W) = \log(a) + b \cdot \log(TL)$$

Equation 1. (A) The classical allometric model: W = weight of live body mass; TL = total length; a = initial parameter; b = allometric parameter; (B) Log-log scale linear regression model: a = intercept, b = slope of linear regression model, $\log(W)$ = decimal logarithm of body mass, $\log(TL)$ = decimal logarithm of total length.

1. egyenlet. (A) A klasszikus allometrikus modell: W = testtömeg; TL = teljes testhossz; a = kezdeti paraméter; b = allometrikus paraméter; (B) Log-log transzformált lineáris regressziós egyenlet: a = tengelymetszet, b = a lineáris regressziós modell meredeksége, $\log(W)$ = a testtömeg tízes alapú logaritmus, $\log(TL)$ = a teljes testhossz tízes alapú logaritmus.

For visual analysis we plotted the data points on a graph with the trendline derived from the measurements, as well as a hypothetical trend line calculated from the measured body length based on parameters found in the work of Györe (2024) (Fig. 5a, 5b).

The exact same analysis was conducted using chela length (CHL) instead of weight to examine patterns and trends in the growth of chela in relation to total length. Similarly, the formula of Györe (2024) was used to visualize relationships observed in the literature, and 10 data points were removed due to being shorter than 20 mm (Fig. 5c, 5d). The slopes of the resulting models were examined for comparison.

Results

Overall, 162 people registered on-site and attended the event on the 22nd of February, 2025. This is approximately half of the responses to the Facebook event (326 citizens), but almost three times the number of people responding “going” (67 citizens). Participants followed the protocol, and everyone could collect multiple specimens across every section in each of the three phases. Coordinators could successfully watch over a 100-metre long section, supervising their team. Children could contribute equally well as their parents or teachers; however, additional strainers brought by the participants resulted in an inequality across sections.

In total, 1194 crayfish specimens were collected in three collection phases, of which 440 were males, 464 were females, and 290 were of unknown sex. During the three phases, 268, 363, and 445 specimens were collected, respectively; the remaining 118 specimens originating from section 7 were not given a phase classification due to recording errors. The most specimens caught in a section were 301 (section 5), while the least specimens caught were 43 (section 8).

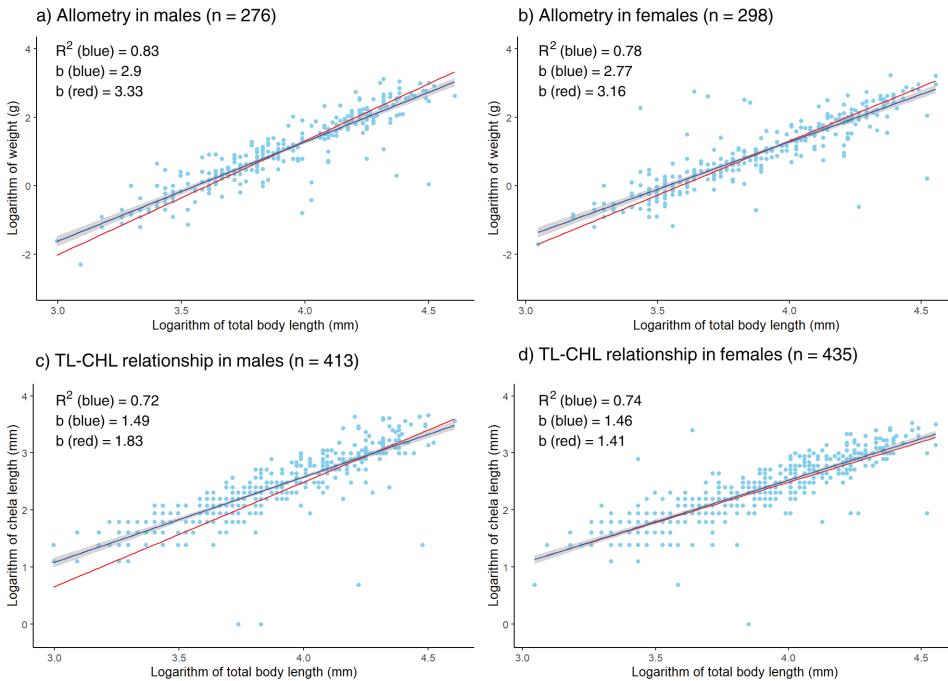


Figure 5. (a – b): Allometric growth in both sexes of *P. clarkii* in the Téglaári-árok; (c – d): relationship between total body length (TL) and chela length (CHL). All data are logarithmically transformed using base-ten logarithm. Blue dots represent field measurements, the blue line shows a linear trend fitted to the measurements with a 95% confidence interval. The red line represents a hypothetical allometric trend calculated using the formula of Györe (2024).

5. ábra. (a – b) Allometrikus növekedés az esemény alatt gyűjtött *P. clarkii* példányok terepi mérései alapján ivaronként, (a) hím, (b) nőstény (vízszintes tengely: teljes testhossz, függőleges tengely: testtömeg). (c – d) A teljes hossz (total body length, TL) és az ollóhossz (chela length, CHL) kapcsolata ivaronként, (c) hím, (d) nőstény. Az összes adat tízes alapú logaritmikusan transzformált. A kék pontok a méréseket, a kék vonal az azokra illesztett lineáris trendvonalat jelöli 95%-os konfidencia-intervallumokkal; a vörös vonal a Györe (2024) által meghatározott hipotetikus trend.

The total length was measured for 1102 specimens (440 males, 464 females, 198 of unknown sex), chela length for 1009 specimens (418 males, 440 females, 151 of unknown sex), and weight for 684 specimens (277 males, 302 females, 105 of unknown sex). Due to field circumstances and limited capacity of measurement equipment, three-quarters of the weight measurements came from section 1, 4 and 6. In contrast, the other five sections contributed one-quarter of the total data number. The smallest and largest TL were 4.5 mm and 100 mm; CHL ranged from 1 mm to 39 mm, and weight from 0.08 g to 25.2 g. Mean of TL, CHL and weight

were 46.74 mm (SE 0.52 mm), 11.35 mm (SE 0.20 mm), and 3.99 g (SE 0.13 g), respectively; median values for these variables were 44 mm, 9 mm, and 2.20 g.

We found that TL differed significantly between sections (Kruskal-Wallis rank sum test, $\chi^2 = 79.18$, $df = 7$, $p < 0.001$). Tukey's range test concluded that sections 1 and 2 ($p = 0.002$), sections 2 and 5 ($p = 0.021$), and section 8 and the rest of the sections differed significantly ($p < 0.001$ for all comparisons). The value of TL did not differ significantly between collection phases (linear model, residual $df = 1026$, $p = 0.15$) (Fig. 6). We have not found a significant difference in CHL or weight between the three phases, either (linear model, residual $df = 939$ and 676 , $p = 0.20$ and 0.69) (Fig. 6).

Sexual dimorphism was not detected neither in TL (Wilcoxon rank sum test, $p = 0.55$), nor in CHL (Wilcoxon rank sum test, $p = 0.13$).

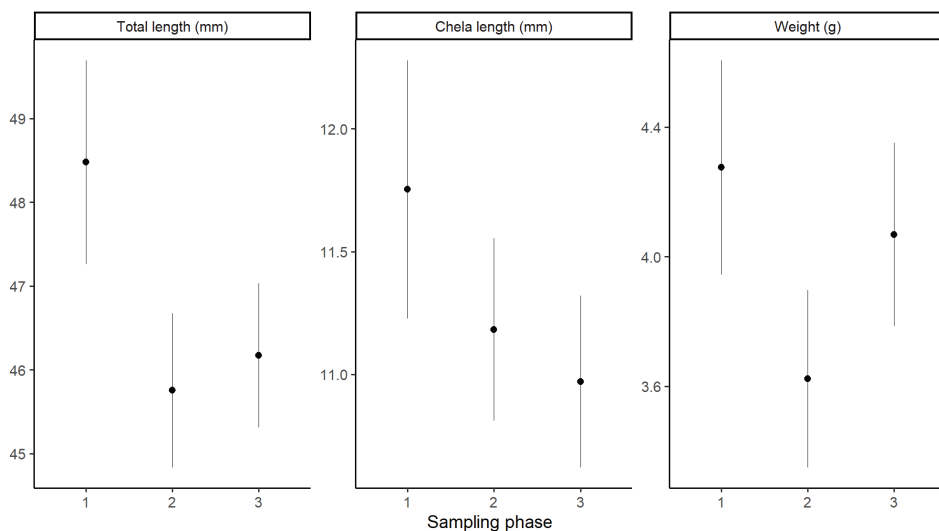


Figure 6. Mean values ($\pm$ standard error) of total length (TL), chela length (CHL), and weight of the measured *Procambarus clarkii* specimens across the three sampling phases. Each point represents the mean value of all individuals measured within a phase, while vertical lines represent the standard error.

6. ábra. A három időbeli gyűjtési blokk különféle morfológiai változóinak átlagértékei ($\pm$ standard hibák) a mért *Procambarus clarkii* egyedekre vonatkozóan: teljes hossz (total length, TL), ollóhossz (chela length, CHL), testtömeg (weight). Mindegyik pont az adott blokkban mért összes egyed adott változójának átlagértékét jelöli, a vertikális vonalak pedig a standard hibákat.

Allometric growth and chela length analysis

Based on our calculations, we found an allometric relationship between the weight and the total length of the specimens of *P. clarkii* (log-log scale regression analysis, females: $n = 298$, $b = 2.77$, $R^2 = 0.78$; males: $n = 276$, $b = 2.9$, $R^2 = 0.83$),

in accordance with previous literature data (Györe 2024, Zhang *et al.* 2024). Similarly to the above, the allometric parameter (the slope of the model) was greater in males than in females. We found the allometric parameter less than 3 in both cases, indicating a negative allometric growth (Zhang *et al.* 2024) (Fig. 5a and 5b).

Chela length showed a positive correlation with total length (Fig. 5c and 5d). From the regression analysis conducted on the log-transformed data, we can state that males ($n = 413$, $b = 1.49$) are growing a slightly longer chela in relation to total length than females ($n = 435$, $b = 1.46$), in accordance with the data of Györe (2024).

Discussion

Biological invasions are of public interest because of the potential environmental and economic harm they cause (Simberloff *et al.* 2013, Zenni *et al.* 2021). Involving citizens in such problems is a key to raising social awareness and spreading science-based information about the threats and risks of these processes. A number of biological invasions originate from pets intentionally released by citizens (Maceda-Veiga *et al.* 2019). This attitude still persists and causes a serious problem in Hungary (e.g. Bódis *et al.* 2012, Weiperth *et al.* 2020b); in fact, the appearance and establishment of *P. clarkii* in Hungary were attributed to aquarists who released them into natural habitats (Weiperth *et al.* 2015). In this sense, applying citizen science for a project (and species) of a similar kind is always a good way to try and reduce this issue, acting as a form of prevention. Citizen science is traditionally associated with monitoring taxa and collecting large datasets, mainly about taxonomic diversity (Theobald *et al.* 2015), and management events receive less attention. If we consider the educational value surrounding the first-hand experience of removing invasive species from a local habitat, the project was definitely successful, considering the hundreds of citizens joining and talking about the event.

Apart from the social side, by taking a look at the analyses conducted, we can state that we could measure total length and chela length as well as weight in the field above a certain body length, and could detect important trends in the variables in question. This suggests that measurements in the field can serve as an alternative, if laboratory measurements are not available.

Evaluation of the sampling design and protocol

To evaluate the success of the collection protocol, and its suitability for future removal events, many aspects need to be considered. Overall, based on the experiences of working with the attendants, we suggest that sections of the length used by us are ideal for an event of similar proportions: we suspect that in a longer section, participants would have been scattered, leading to more difficult communication between the members, while in a shorter section they would not have had enough space for collection. In future events, it may also be necessary to distribute the additional strainers more equally; this can be done with a better organized registration process or stricter rules about extra equipment.

The sections as spatial replicates differed significantly from each other when considering the total length of the caught specimens; however, only 9 of the conducted 28 comparisons resulted in significant differences. The majority of the differences were caused by section 8 versus every other section (7 comparisons), which could be explained by the sample size, which turned out to be the lowest here ($n = 43$). Section 8 is also the most downstream section, located at the end of the site, next to the Barát-patak; however, since we have not found a significant trend along a spatial gradient, we suggest that the disturbance coming from upstream sections is negligible to the inspected downstream section. We also found a difference between sections 1 and 2, and sections 2 and 5. This could possibly be traced back to the environmental parameters characteristic to the specific sections, such as water temperature, water depth, type of bottom or shading tree cover. These parameters are important factors determining crayfish abundance (Weiperth *et al.* 2020b, Zhang *et al.* 2024), therefore recording and linking them to the observed patterns may help to understand their ecology more deeply.

The sample size (number of collected specimens) did not change considerably between phases, in fact, it slightly even increased with the same level of collection effort, which means that we could mitigate the effects of disturbance on the crayfish caused by the participants. This could also raise some future discussion about extending the event with one or more collection rounds, provided that this trend continues. Since no measured variable (TL, CHL and weight) differed significantly between collecting phases (Fig. 6), we suggest that we could collect specimens without crayfish disproportionately hiding within specific size groups; in other words, participants did not collect all large specimens first for they are easier to detect. This indicates that participants could collect crayfish of all sizes the same way during the entire event, which is important because proper removal of young and therefore small crayfish is essential in a successful management measure, as highlighted by García-de-Lomas *et al.* (2020). For the reasons above, we suggest that this three-phase experimental design was effective, and it could

be used in future studies to collect large numbers of individuals. We plan adding control sections, where the collection is continuous, in order to see if the breaks are in fact essential for collection efficiency, or only serve the comfort of the citizens.

An experiment by Loureiro *et al.* (2018) concluded that continuous removal of *P. clarkii* prolonged in time results in a more intense population growth as part of a feedback mechanism leading to specimens investing more in reproduction, therefore it is not suitable for conservation and habitat management, and suggested that “one intensive removal event might be more effective”. Further studies are needed to assess the effects of this removal from the Téglagyári-árok; monitoring and calculating population growth may be necessary before and after a future removal event.

Allometric growth in the Téglagyári-árok and future research perspectives

In accordance with other studies such as Györe (2024) and Zhang *et al.* (2024), we found that there is an allometric relationship between total length (TL) and weight (W) in the case of *P. clarkii*. While sexual dimorphism was not detected in the measured traits, the allometric parameter of the males was slightly higher than females. The allometric parameter or weight-growing rate of our sample population differed from the studies listed above, in the sense that we found negative allometric growth ($b < 3$) instead of a positive one ($b > 3$). On the other hand, both above studies collected samples from various locations, not taking into consideration the effect of the specific habitat. In a similar manner, we found smaller parameters for chela length growth than in the laboratory study of Györe (2024). Both results indicate a less favourable habitat for crayfish than in the two recent studies, which raises further questions which could be further examined in removal events, for example:

(1) Food availability: McClain (1995) showed that the allowance of food greatly impacts crayfish growth. Téglagyári-árok is a small watercourse inside the capital of Hungary, which essentially lacks diversity and reduces allowance for food; therefore, we can hypothesize that the lack of resources causes a negative allometric growth. In the course of a future removal event, participants could also collect other animals that coordinators could identify, which later could be analysed and linked to the growth of *P. clarkii*.

(2) Population density: McClain (1995) also showed that population density has an even greater impact on the growth of the crayfish population than food shortage, and these two effects may further enhance the effect of each other. If we manage to collect a robust data set, which requires a large number of specimens which can be easily provided by a removal event, we could inspect the effect of population density on growth.

As we performed the measurements on the field, not in the classic laboratory environment, we need further studies to evaluate the accuracy of our results. We plan to carry out the same analysis in a future event, measure the specimens in a laboratory, analyse the data for a second time, and compare the two results to evaluate the difference or bias possibly present in the field. However, by looking at the R^2 -values of the four models, with 0.72 being the smallest and 0.83 being the largest, we can suggest that our models already have a strong fit. The value of total length also did not differ significantly in most sections, as discussed above; this could show that in most cases there was no detectable individual variance among the coordinators, showing that they could perform the measurements at an equally accurate level. While the response of a *P. clarkii* population was quantified by Loureiro *et al.* (2018) by comparing growth rates, we do not know of a study that assessed the same with allometric growth. Therefore, we plan to monitor it in the Téglagyári-árok with the help of future removal events, highlighting possible changes and trends in the long run.

Acknowledgements – The event would not have been possible without the help and support of the following persons and institutions.

We are grateful to András Weiperth for generously sharing his knowledge on *Procambarus* species and providing valuable insights that supported our work. We are grateful to Attila K. Szabó (Budapest Park Ranger Service – FŐRI), for offering contacts and practical suggestions during the planning of the project. Appreciation is due to the Duna–Ipoly National Park Directorate for their approval and support. In particular, we are grateful to Péter Barczánfalvi and Balázs Tóth, who were actively involved in the project. Thanks are due to Balázs Balogh, Head of the Flood and Inland Water Protection Department at the Budapest Sewage Works Pte Ltd., for granting permission to carry out fieldwork at the study site. Special thanks go to Anna Dusnoki, curator of the ArtEnto Foundation, for designing the cover image for the community event and supporting its outreach and promotion. Péter Gábor Sulyán provided valuable advice and creative input during the development of the project. We thank Tibor Danyik, Csaba Schmidt and Anna Farkas (Herman Ottó Institute) for their feedback and help. The removed specimens were kindly stored and used at the Franklin Turtle Park in Héhalom, with the generous assistance of its director, Péter Vida, who allowed their use as food for the turtles.

Field coordination along the Téglagyári-árok was made possible by the dedicated support of the following individuals (listed alphabetically by surname; authors of this paper are not included):

Lili Aschenbrenner, Máté Bernát, Miklós Cserepes, Gergő Füzes, Veronika Gecseg, Tamás Jégh, Emese Kollár, Levente Kollár, András Mártonffy, Bálint Mile, Alexa Péter, Málna Pálhegyi, Gergő Tamási, Borbála Vincze, Júlia Vincze, and Gergely Völgyi.

We are deeply thankful to the 162 people who attended the event, registered on-site and participated in crayfish collection on the 22nd of February, 2025.

Further gratitude is extended to András Woynárovich, volunteer of the Civil Guard Association for Nature and Environmental Protection (TKPE), Zoltán Bajor, president of the Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society (MME), as well as to Balázs Evanics, Tamás Kollár, and Gergely Völgyi for their generous support in providing field equipment and assisting with transportation. Finally, Zoltán Elek, associate professor at the University of Veterinary Medicine, Department of Biostatistics is thanked for carefully reviewing the statistical analysis and providing helpful comments on the manuscript.

References

- Alcorlo, P., Geiger, W., Otero, M. (2004): Feeding Preferences and Food Selection of the Red Swamp Crayfish, *Procambarus clarkii*, in Habitats Differing in Food Item Diversity. *Crustaceana* 77(4): 435–453. <https://doi.org/10.1163/1568540041643283>
- Anderson, O. R., Neumann, R. M. (1996): Length, weight and associated structural indices. In: Nielsen, L. A., Johnson, D. L. (Eds.). *Fisheries techniques*. American Fish Society, Bethesda, pp. 447–482.
- Árva, D., Józsa, V., Györe, K., Kajári, B., Weiperth, A., Czeglédi, I., Specziár, A., Mozsár, A. (2024): A tízlábú rákok előfordulását befolyásoló biotikus és abiotikus tényezők [Biotic and abiotic factors influencing the occurrence of decapodans]. In: Agrárminisztérium (szerk.): *Tízlábú rákok (Decapoda) magyarországi elterjedésének felmérése*. Szarvas, pp. 31–39.
- Asmamaw, B., Beyene, B., Tessema, M., Assefa, A. (2019): Length-weight relationships and condition factor of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) (Cichlidae) in Koka Reservoir, Ethiopia. *International Journal of Fisheries and Aquatic Research* 4(1): 47–51.
- Augue, B. (2017): gridExtra: Miscellaneous Functions for “Grid” Graphics. R package version 2.3. <https://CRAN.R-project.org/package=gridExtra>
- Báthori, F., Herczeg, G., Vilizzi, L., Jégh, T., Kakas, C., Petrovics, M., Csósz, S. (2024): A survey and risk screening of non-native ant species colonising greenhouses in Hungary. *Biological Invasions* 26(4): 1033–1044. <https://doi.org/10.1007/s10530-023-03227-9>
- Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., Wilson, J. R. U., Richardson, D. M. (2011): A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 26(7): 333–339. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>
- Bódis, E., Borza, P., Potyó, I., Puky, M., Weiperth, A., Guti, G. (2012). Invasive mollusc, crustacean, fish and reptile species along the Hungarian section of the River Danube and some connected waters. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 58: 29–45. <https://doi.org/10.5281/zenodo.5736021>
- Bushaw, J. D., Ringelman, K. M., Johnson, M. K., Rohrer, T., Rohwer, F. C. (2020): Applications of an unmanned aerial vehicle and thermal-imaging camera to study ducks nesting over water. *Journal of Field Ornithology* 91(4): 409–420. <https://doi.org/10.1111/jof.12346>
- Chanev, M., Dolapchiev, N., Kamenova, I., Filchev, L. (2023): Application of remote sensing methods for monitoring wild life populations: a review. In: Themistocleous, K., Michaelides, S., Hadjimitsis, D. G., Papadavid, G. (eds.): *Ninth International Conference on Remote Sensing and Geoinformation of the Environment*. <https://doi.org/10.1117/12.2681760>
- Correia, A. M., Ferreira, O. (1995): Burrowing behaviour of the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Decapoda: Cambaridae) in Portugal. *Journal of Crustacean Biology* 15(2): 248–257. <https://doi.org/10.1163/193724095x00262>

- de Carvalho-Souza, G. F., Medeiros, D. V., Silva, R. de A., González-Ortegón, E. (2023): Width/length–weight relationships and condition factor of seven decapod crustaceans in a Brazilian tropical estuary. *Regional Studies in Marine Science* 60: 102880. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.102880>
- Encarnação, J., Baptista, V., Teodósio, M. A., Morais, P. (2021a): Low-cost citizen science effectively monitors the rapid expansion of a marine invasive species. *Frontiers in Environmental Science* 9: 752705. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.752705>
- Encarnação, J., Teodósio, M. A., Morais, P. (2021b): Citizen Science and Biological Invasions: A Review. *Frontiers in Environmental Science* 8: 602980. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.602980>
- Földvári, G., Szabó, É., Tóth, G. E., Lanszki, Z., Zana, B., Varga, Z., Kemenesi, G. (2022): Emergence of *Hyalomma marginatum* and *Hyalomma rufipes* adults revealed by citizen science tick monitoring in Hungary. *Transboundary and Emerging Diseases* 69: e2240–e2248. <https://doi.org/10.1111/tbed.14563>
- Gál, B., Veronika, G., Csányi, B., Cser, B., Tibor, D., Farkas, A., Farkas, J., Gebauer, R., Répás, E., Szajbert, B., Kouba, A., Patoka, J., Párvilesu, L., Weiperth, A. (2018): A vörös mocsárrák *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) jelenlegi elterjedése és hatása a Duna egyes magyarországi befolyóinak halfaunájára [Present distribution of the invasive red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) and its effects on the fish fauna assemblages in some tributaries of the Hungarian section of the River Danube]. *Pisces Hungarici* 12: 71–76.
- Garamszegi, L. Z., Kurucz, K., Soltész, Z. (2023): Validating a surveillance program of invasive mosquitoes based on citizen science in Hungary. *Journal of Applied Ecology* 60(7): 1481–1494. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14417>
- García-de-Lomas, J., Dana, E. D., González, R. (2020): Traps and netting, better together than alone: an innovative approach to improve *Procambarus clarkii* management. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 421: 39. <https://doi.org/10.1051/kmae/2020031>
- Gherardi, F. (2006): Crayfish invading Europe: The case study of *Procambarus clarkii*. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 39: 175–191. <https://doi.org/10.1080/10236240600869702>
- Gherardi, F. (2007). Understanding the impact of invasive crayfish. In: Gherardi, F. (eds) *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats. Invading Nature - Springer Series In Invasion Ecology* 2: 507–542. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6029-8_28
- Gherardi, F., Barbaresi, S. (2007): Feeding preferences of the invasive crayfish, *Procambarus clarkii*. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 387: 7–20. <https://doi.org/10.1051/kmae:2007014>
- Györe, K. (2024): Néhány Magyarországon előforduló édesvízi tízlábú rákfaj morfometrikus jellemzői [Morphometry of some decapodans occurring in Hungary]. In: Agrárminisztérium (szerk.): *Tízlábú rákok (Decapoda) magyarországi elterjedésének felmérése*. Szarvas, pp. 111–115.
- Hobbs, H. H., Jass, J. P., Huner, J. V. (1989): A review of global crayfish introductions with particular emphasis on two North American species (Decapoda, Cambaridae). *Crustaceana* 56(3): 299–316. <https://doi.org/10.1163/156854089X00275>
- Holdich, D. M., Reynolds, J. D., Souty-Grosset, C., Sibley, P. J. (2009): A review of the ever-increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* 11: 394–395. <https://doi.org/10.1051/kmae/2009025>
- Jisr, N., Younes, G., Sukhn, C., El-Dakdouki, M. H. (2018): Length-weight relationships and relative condition factor of fish inhabiting the marine area of the Eastern Mediterranean city, Tripoli-Lebanon. *Egyptian Journal of Aquatic Research* 44(4): 299–305. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2018.11.004>

- Karachle, P. K., Stergiou, K. I. (2012). Morphometrics and Allometry in Fishes. In: Wahl, C. (ed.): *Morphometrics*. InTech. <https://doi.org/10.5772/2138>
- Lindqvist, O. V., Lathi, E. (1983): On the sexual dimorphism and condition index in the crayfish, *Astacus astacus* L., in Finland. *Freshwater Crayfish* 5: 3–11. <https://doi.org/10.5869/fc.1983.v5.003>
- Loureiro, T. G., Anastácio, P. M. S. G., Araujo, P. B., Souty-Grosset, C., Almerão, M. P. (2015): Red swamp crayfish: biology, ecology and invasion - an overview. *Nauplius* 23(1): 1–19. <https://doi.org/10.1590/s0104-64972014002214>
- Loureiro, T. G., Anastácio, P. M., Bueno, S. L. de S., Araujo, P. B. (2018): Management of invasive populations of the freshwater crayfish *Procambarus clarkii* (Decapoda, Cambaridae): test of a population-control method and proposal of a standard monitoring approach. *Environmental Monitoring and Assessment* 190(9): 559. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6942-6>
- Maceda-Veiga, A., Escribano-Alacid, J., Martínez-Silvestre, A., Verdaguer, I., Mac Nally, R. (2019): What's next? The release of exotic pets continues virtually unabated 7 years after enforcement of new legislation for managing invasive species. *Biological Invasions* 21(9): 2933–2947. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02023-8>
- Mack, R. N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F. A. (2000): Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10(3): 689–710. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0689:bicegc\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0689:bicegc]2.0.co;2)
- McClain, W. R. (1995): Growth of crawfish *Procambarus clarkii* as a function of density and food resources. *Journal of the World Aquaculture Society* 26(1): 24–28. <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.1995.tb00205.x>
- Monticelli D., Defourny H., Degros E., Degros A. (2021): Body mass during the spring migration period of two longlived seabirds varies with capture date, age, sex, and natal origin. *Journal of Ornithology* 162: 1063–1074. <https://doi.org/10.1007/s10336-021-01903-y>
- Monticelli D., Defourny H., Degros E., Portier B., Cerveira L. R., Ramos J. A., Paiva V. H., Berthelsen U. M., Bregnballe T., Van der Winden J., Bouwhuis S., Szczys P. (2024): Sex identification based on biometrics in four longdistance migratory tern species mistnetted along the East Atlantic Flyway. *Journal of Ornithology* 166: 577–588. <https://doi.org/10.1007/s10336-024-02241-5>
- Odhano, S., Saher, N. U., Kamal, M. (2015): An over clawed (with two enlarge chela) male crab of *Uca urvillei* (Ocypodidae: Tubuca: Uca) along the coast of Karachi, Pakistan. *Biharean Biologist* 9(2): 170–172.
- Oficialdegui, F. J., Sánchez, M. I., Clavero, M. (2020): One century away from home: how the red swamp crayfish took over the world. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 30(1): 121–135. <https://doi.org/10.1007/s11160-020-09594-z>
- Oficialdegui, F. J., Sánchez, M. I., Lejeune, C., Pacini, N., Clavero, M. (2019): Brought more than twice: the complex introduction history of the red swamp crayfish into Europe. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* 421: 2. <https://doi.org/10.1051/kmae/2019044>
- Packard, G. C. (2017): Misconceptions about logarithmic transformation and the traditional allometric method. *Zoology* 123: 115–120. <https://doi.org/10.1016/j.zool.2017.07.005>
- Polce, C., Cardoso, A. C., Deriu, I., Gervasini, E., Tsiamis, K., Vigiak, O., Zulian, G., Maes, J. (2023): Invasive alien species of policy concerns show widespread patterns of invasion and potential pressure across European ecosystems. *Scientific Reports* 13(1): 8124. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-32993-8>
- Potgieter, L. J., Cadotte, M. W., Roets, F., Richardson, D. M. (2024): Monitoring urban biological invasions using citizen science: the polyphagous shot hole borer (*Euwallacea fornicatus*). *Journal of Pest Science* 97: 2073–2085. <https://doi.org/10.1007/s10340-024-01744-7>

- R Core Team (2025): *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org>
- Ricciardi, A., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., Dick, J. T. A., Hulme, P. E., Iacarella, J. C., Jeschke, J. M., Liebhold, A. M., Lockwood, J. L., MacIsaac, H. J., Pyšek, P., Richardson, D. M., Ruiz, G. M., Simberloff, D., Sutherland, W. J., Wardle, D. A., Aldridge, D. C. (2017): Invasion Science: A Horizon Scan of Emerging Challenges and Opportunities. *Trends in Ecology & Evolution* 32(6): 464–474. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.007>
- Roy, H. E., Pauchard, A., Stoett, P., Renard Truong, T. (2024): *IPBES Invasive Alien Species Assessment: Full report (Version 4)*. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.7430682>
- Theobald, E. J., Ettinger, A. K., Burgess, H. K., DeBey, L. B., Schmidt, N. R., Froehlich, H. E., Wagner, C., HilleRisLambers, J., Tewksbury, J., Harsch, M. A., Parrish, J. K. (2015): Global change and local solutions: Tapping the unrealized potential of citizen science for biodiversity research. *Biological Conservation* 181: 236–244. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.10.021>
- Turóci, Á., Fehér, Z., Krizsik, V., Páll-Gergely, B. (2020): Two new alien slugs, *Krynckillius melanocephalus* Kaleniczenko, 1851 and *Tandonia kusceri* (H. Wagner, 1931), are already widespread in Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 66(3): 265–282. <https://doi.org/10.17109/AZH.66.3.265.2020>
- Shealer, D. A., Cleary, C. M. (2007): Sex determination of adult black terns by DNA and morphometrics: Tests of sample size, temporal stability and geographic specificity in the classification accuracy of discriminant function models. *Waterbirds* 30(2): 180–188. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2007\)30\[180:sdoabt\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2007)30[180:sdoabt]2.0.co;2)
- Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., Vilà, M. (2013): Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution* 28(1): 58–66. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>
- Soria Aguirre, J. M., Váczi, O., Biró, M., Juhász, E., Soltész, Z., Barta, B., Márton, Z., Szép, T., Halpern, B., Szentirmai, I., Károlyi, B., Czeglédi, A., Bela, G., Tormáné Kovács, E. (2024): Citizen Science for Nature Conservation in Hungary A Three-Dimensional Approach. *Citizen Science: Theory and Practice* 9(1): 39. <https://doi.org/10.5334/cstp.762>
- Souty-Grosset, C., Anastácio, P. M., Aquiloni, L., Banha, F., Choquer, J., Chucholl, C., Tricarico, E. (2016): The red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Europe: Impacts on aquatic ecosystems and human well-being. *Limnologica* 58: 78–93. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.03.003>
- Weiperth, A., Csányi, B., Gál, B., György, Á. I., Szaloky, Z., Szekeres, J., Tóth, B., Puky, M. (2015): Egzotikus rák-, hal- és kétélűfajok a Budapest környéki víztestekben [Exotic crayfish, fish and amphibian species in various water bodies in the region of Budapest]. *Pisces Hungarici* 9: 65–70.
- Weiperth, A., Gál, B., Kuříková, P., Langrová, I., Kouba, A., Patoka, J. (2019): Risk assessment of pet-traded decapod crustaceans in Hungary with evidence of *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868) in the wild. *North-Western Journal of Zoology* 15: e171303.
- Weiperth A., Kouba A., Csányi B., Danyi T., Farkas A., Gál B., Józsa V., Patoka, J., Juhász V., Parvulescu, L., Mozsár A., Seprős R., Staszny Á., Szajbert B., Ferincz Á. (2020a): Az idegenhonos tízlábú rákok (Decapoda) helyzete Magyarországon. *Halászat* 113(2): 61–69.
- Weiperth, A., Bláha, M., Szajbert, B., Seprős, R., Bányai, Z., Patoka, J., Kouba, A. (2020b). Hungary: a European hotspot of non-native crayfish biodiversity. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* 421: 43. <https://doi.org/10.1051/kmae/2020035>
- Wickham, H. (2016): *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag, New York. https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4_9
- Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K., Vaughan, D. (2023): *dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R package version 1.1.4*. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>

- Wickham, H., Vaughan, D., Girlich, M. (2024): *tidyr: Tidy Messy Data. R package version 1.3.1.* <https://CRAN.R-project.org/package=tidyr>
- Yezerinac S. M., Loughheed S. C., Handford P. (1992): Measurement error and morphometric studies: statistical power and observer experience. *Systematic Biology* 41(4): 471–482. <https://doi.org/10.1093/sysbio/41.4.471>
- Zenni, R. D., Essl, F., García-Berthou, E., McDermott, S. M. (2021): The economic costs of biological invasions around the world. *NeoBiota* 67: 1–9. <https://doi.org/10.3897/neobiota.67.69971>
- Zhang, S., Xiong, W., Wang, Z., Gan, L., Ding, X., He, H., Zhou, Y., Xiang, T., Ju, T., Shi, L., An, M., Dong, X. (2024): Total Length–Weight Relationships and Condition Factor of Invasive *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in Caohai Lake, China. *Journal of Applied Ichthyology* 2024: 2793707. <https://doi.org/10.1155/jai/2793707>

Referred legislations

- 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.

Perspektívák az inváziós fajok gyérítésében: Tanulságok az I. Budapesti Rákász Napról (Crustacea: Decapoda)

Székelly Áron^{1,2,*}, Schlitt Bence Péter^{1,2,3}, Jásdi Mihály^{1,2,4,5},
Lóczi Zsolt^{2,6,7} és Mészáros Ádám^{2,8}

¹Eötvös Loránd Tudományegyetem, Biológiai Intézet,
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C

²ArtEnto Alapítvány – Fiatal Entomológusok Klubja Kutatócsoport,
1088 Budapest, Baross u. 32.

³Magyar Nemzeti Múzeum Közgűjteményi Központ – Magyar Természettudományi
Múzeum, Állattár, 1077 Budapest, Baross u. 13.

⁴HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont, Vizi Ökológiai Intézet,
1113 Budapest, Karolina út 29.

⁵Magyar Tudományos Akadémia – Ökológiai Kutatóközpont Lendület Folyóvízi
Ökológia Kutatócsoport, 1113 Budapest, Karolina út 29.

⁶HUN-REN Agrártudományi Kutatóközpont, Növényvédelmi Intézet, Állattani Osztály,
2462 Martonvásár, Brunszvik u. 2.

⁷Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem (MATE), Biológia Tudományi Doktori Iskola,
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

⁸Eötvös Loránd Tudományegyetem, Környezettudományi Doktori Iskola,
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C

A biológiai inváziók a 21. század legsúlyosabb ökológiai kihívásai közé tartoznak. Az egyik leghírhedtebb édesvízi gerinctelen özönfaj Európában az észak-amerikai eredetű vörös mocsárrák (*Procambarus clarkii* [Girard, 1852]). Jelen tanulmány során egy nagyszabású "citizen science" rákgyérítő eseményt szerveztünk Budapesten, a Barát-patak befolyójánál, ahol a résztvevők egy új, standardizált gyűjtési protokoll alapján vehettek részt a példányok begyűjtésében. A módszer hatékonyságának tesztelése és a lakosság bevonása mellett célunk volt a terepen gyűjtött morfológiai adatok alapján az allometrikus növekedés kvantitatív meghatározása, valamint az ilyen típusú eseményekből kiinduló további kutatási lehetőségek feltérképezése. A több, mint 150 önkéntes résztvevő által gyűjtött összesen 1194 példány elemzése alapján megállapítható, hogy a tesztelt protokoll igen hatékornak bizonyult, és a jövőbeli gyérítési akciók alapját képezheti. A résztvevők sikeresen követték a protokollt, miközben a képzett koordinátorok képesek voltak nagy mennyiségű biotikus adat mérésére az egyes gyűjtési blokkok között. A morfometriai elemzések alapján mindkét ivarnál negatív allometrikus növekedést találtunk, ami szuboptimális tulajdonságú élőhelyre utal, és további kérdéseket vet fel a vizsgált populációval kapcsolatban. Összességében úgy véljük, hogy az ilyen lakossági részvételen alapuló gyérítési események értékes kiegészítői lehetnek a professzionális élőhelykezelési gyakorlatnak.

Kulcsszavak: allometria, Barát-patak, citizen science, inváziós fajok, terepi mérés, tízlábú rákok, városökológia

Received/Beérkezett: 2025. 04. 07.

Received in revised form/Javítás után beérkezett: 2025. 07. 23.

Accepted/Elfogadva: 2025. 07. 24.

© The Authors/A Szerzők, 2025

This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (CC BY 4.0)./Ez egy szabad hozzáférésű cikk, amely a Creative Commons Attribution 4.0 (CC BY 4.0) licenc alatt jelenik meg.



Láthatatlan Zöld: legyen a madárdal mindenkié! – Inkluzív természetélmények látássérült személyek számára

Mihók Barbara^{1,2*} és Ballai Anna Mária³

¹*Environmental Social Science Research Group Nonprofit Kft.,
1051 Budapest, Nádor utca 9.*

²*Szegedi Tudományegyetem, Gazdaságtudományi Kar,
Ökológiai Közgazdaságtan Intézet,
6722 Szeged, Kálvária sgt. 1.*

³*Vakok és Gyengénlátók Csongrád-Csanád Vármegyei Egyesülete,
6721 Szeged, Bocskai u. 11.*

*E-mail: mihok.barbara@essrg.hu

Összefoglaló: A vak és gyengénlátó emberek számára a természetélmény gyakran nehezen elérhető, pedig mentális jóllétük szempontjából különösen fontos lenne. Láthatatlan Zöld részvételi kutatásunk célja az volt, hogy feltárja, mi segíti a látássérültek számára a természetélmény minél teljesebb átélését. A kutatás során a kollaboratív tervezés eredményeként kvalitatív interjúk, fókuszcsoportos beszélgetések és terepi programok zajlottak. Az eredmények érzékeltetik, hogy a természetélmény egy minden érzékszerven keresztül átélhető, mélyen személyes tapasztalat. A biztonságos társas közeg, ill. a megélt autonómia meghatározó a látássérült személyek számára. Az inkluzív hozzáállást elősegíti a fizikai és infokommunikációs akadálymentesítés, illetve a „hozzáállásbeli akadálymentesség”: az empatikus, nyitott attitűd, a közös tanulás igénye, és a segítői protokoll kidolgozása az érintett intézményeknél.

Kulcsszavak: mentális jóllét, akadálymentesség, ökoturizmus, esélyegyenlőség, szemléletformálás

Bevezetés

A természettel való kapcsolat erősítése növeli a természetmegőrzés iránti elköteleződést (Mackay és Schmitt 2019, Teixeira *et al.* 2023), emellett a természetélmények és a természettel való kapcsolat alapvető szerepet játszanak a fizikai és mentális egészség megőrzésében, többnyire ingyenes és hatékony módon hozzájárulva annak támogatásához (Coventry *et al.* 2021, Mihók *et al.* 2021, Dull és Dósa 2005, Xian *et al.* 2024).

A természeti élmények mentális egészségvédő hatása kiemelt jelentőséggel bír a speciális igényű, illetve sérülékeny csoportok szempontjából. A látássérült személyek esetében a látássérüléssel járó pszichoszociális kihívások nagyban befolyásolják az érintettek szubjektív jóllétét, fokozottan kitéve őket a stressznek, a társadalmi elszigetelőedésnek (Brunes és Heir 2020, Nyman *et al.* 2012, Rokach *et al.* 2021). A mentálhigiénés, pszichológiai szolgáltatások elérése ugyanakkor sok látássérült személy számára korlátozott, a meglévő szolgáltatások gyakran nem felelnek meg az érintettek igényeinek, ez pedig továbbszűkíti a mentális jóllét támogatásának lehetőségeit az érintettek körében (http1).

A természettel való kapcsolat fontos erőforrást jelenthet a látássérültek számára, amely gazdagítja a lelki egészségvédelem személyes eszköztárát: a séta, a madárdal élvezete vagy akár egy erdei pihenés során átélt élmények csökkenthetik a szorongást, javíthatják a hangulatot, és elősegíthetik a belső egyensúly helyreállítását (Shaw *et al.* 2015). Azonban a természeti környezethez és élményekhez való hozzáférés lehetősége nem magától értetődő (Bell 2019, http2): a látássérült emberek gyakran komoly akadályokba ütköznek, amikor zöldterületeket vagy természeti helyszíneket szeretnének felkeresni. Ezek az akadályok többek között abból adódnak, hogy hiányzik a helyszín jellemzőiről (pl. szolgáltatásairól és akadálymentességéről) szóló elérhető információ, az odajutás lehetősége korlátozott, a helyben lévő szolgáltatások nem akadálymentesek, vagy a szolgáltatást nyújtó személyzet (pl. túravezető) nem adekvát módon viszonyul a látogató igényeihez (Gomes és Eusébio 2023, http2).

A WHO adatai szerint a világon jelenleg legalább 2,2 milliárd ember él valamilyen fokú látáskárosodással (beleértve a rövid- ill. a távollátást), körülbelül 43,3 millió ember vak, valamint további 295 millió ember él közepes vagy súlyos látáskárosodással (World Health Organization 2023). A Magyar Vakok és Gyengénlátók Országos Szövetsége (MVGYOSZ) több mint 80 000 látássérült személy képviselőjét látja el az országban (http3). E számok volumene előrevetíti azt, hogy a természeti helyek, látogatóközpontok inkluzív, akadálymentes hozzáféréseinek biztosítása nemcsak emberi jogi kérdés, hanem a speciális igényeket kiszolgáló, akadálymentes turizmusfejlesztés egyik kulcsterülete is. Ahogy Raffay és Gonda (2020) utal rá: „Az akadálymentes turizmus kérdésköre az európai lakosság 10%-át érinti, tehát túl a kérdés társadalmi és szociális jelentőségén, piaci szempontból sem elhanyagolható létszámról van szó” (p.1). Az akadálymentes turizmus alapvető célja, hogy a turisztikai szolgáltatások mindenki számára hozzáférhetőek legyenek, beleértve a fogyatékkal élőket, az átmenetileg mozgáskorlátozottakat, az időseket, a kisgyerekeket és a többgenerációs családokat (Raffay és Gonda 2020). Az Európai Bizottság 2021–2030 közötti fogyatékkal élővel szembeni stratégiaja kiemelten kezeli a turizmus

és a szabadidős tevékenységek hozzáférhetőségének javítását (<http4>). Az ENSZ Turisztikai Világszervezete 2021-es iránymutatása hangsúlyozza, hogy a természetvédelmi területek, parkok és ökoturisztikai helyszínek tervezése során a fizikai és információs akadálymentesítésnek elsődleges szempontnak kellene lennie, kiemelve a védett természeti területek hozzáférhetőségének fontosságát. Az akadálymentesség, a természeti élményekhez való hozzáférés biztosítása a látássérült emberek (illetve más speciális igényű csoportok) számára tehát jóléti, emberi jogi és (öko)turisztikai szempontból is egyaránt időszerű fejlesztési irány.

Weiler és munkatársai 2024-es tanulmánya átfogó képet ad arról, hogy a fogyatékkal élők milyen mértékben férnek hozzá a nemzeti parkokhoz és más természetvédelmi területekhez világszerte. A szerzők kiemelik, hogy a legtöbb kutatás a mozgáskorlátozottakra fókuszál, míg más fogyatéktípusok – például a látás- vagy hallássérülés – kevésbé reprezentáltak. A tanulmány végkövetkeztetése szerint sürgető szükség van további kutatásokra, valamint átfogóbb és inkluzívabb tervezési stratégiák bevezetésére a természetvédelmi területeken, hogy azok valóban mindenki számára elérhetővé váljanak.

Az elérhetőség javítása, a természetélmények inkluzivitásának növelése nemcsak emberi jogi szempontból fontos, hanem a természetvédelmi célok megvalósítását is támogatja. A természettel való találkozás, a természeti értékek megismerése, a róluk szóló tudás elsajátítása elősegíti a természet iránti elköteleződést. A természethez való kötődés pozitívan befolyásolja a környezettudatos, illetve természetvédelem iránt elkötelezett viselkedést (Whitburn *et al.* 2020). A természetvédelem általános társadalmi támogatottságát növeli, ha olyan társadalmi csoportok számára is elérhetővé és jelentésteli módon megélhetővé tesszük a természetélményeket, akik korlátozva vannak ennek átélésében (Ballantyne és Packer 2011). Emellett az inkluzív turizmusfejlesztéssel egy új bevételi forráshoz juthat az ökoturisztikai ágazat, amellett, hogy ez egyben versenylőnyt is jelenthet (pl. társadalmi felelősségvállalási szempontból) (ld. Raffay és Gonda 2020). Mindez közvetlen vagy közvetett módon hozzájárulhat a természetvédelem erőforrásainak növeléséhez, végső soron pedig a természetvédelem helyzetének erősítéséhez.

Írásunkkal ahhoz szeretnénk hozzájárulni, hogy e fejlesztési irányt konkrét tartalmi, tapasztalati elemekkel segítsük egy részvételi kutatás tanulságai alapján.

Az alábbiakban részletezett „Láthatatlan Zöld” c. kutatásunk ismertetésével a látássérült emberek természettel való kapcsolatának tapasztalatait, megéléseit kívánjuk bemutatni, illetve az eredményekre épülő, az akadálymentesítésre vonatkozó ajánlásokat, praktikus ötleteket fogalmazunk meg. Cikkünk főként azoknak szól, akiket érdekel a természettel való kapcsolódás sokszínűsége, és a látássérült emberek által megélt tapasztalatok megismerése, illetve akik

szakmájukból adódóan foglalkoznak természeti helyek, látogatóközpontok, tanösvények, stb. bemutatásával, természetvédelmi programok szervezésével.

A Láthatatlan Zöld kutatás

Láthatatlan Zöld kutatásunk 2020 novemberében indult. A kutatási célkitűzésünk az volt, hogy feltárjuk: hogyan biztosíthatjuk és növelhetjük a vakok és gyengénlátók számára a természeti élményekhez való érdemi hozzáférést?

Ezen kutatási célkitűzésünket három kutatási kérdés formájában fogalmaztuk meg:

- Hogyan függ össze a természetélmény a látássérült személyek mentális jóllétével?
- Mit jelent számukra a természet?
- Hogyan lehet a természetélményt minél inkább hozzáférhetővé tenni a látássérült személyek számára?

Anyag és módszer

Kutatásunk során kvalitatív és részvételi módszertant alkalmaztunk, a folyamat inkluzivitásának biztosítására különös hangsúlyt fektetve. A kutatási célkitűzés és kérdések megfogalmazásában, a kutatómódszertani fejlesztésben és az eredmények diszkussziójában szorosan együttműködött az Environmental Social Science Research Group (ESSRG) kutatócsapata és a Vakok és Gyengénlátók Csongrád-Csanád Megyei Egyesülete (VAGYCSOME), a részvételiség elvét így igyekeztünk a folyamat minden eleménél követni, alkalmazni. Az eredeti kutatási téma – a természeti élmények hozzáférhetősége – a szerzők közti sorozatos beszélgetések alapján körvonalazódott az érintetti oldalon megjelenő igény, illetve a kutatói kíváncsiság metszéspontjában. A „természet” és a „természetélmény” fogalmát a kutatásban a résztvevők értelmezési kerete szerint alakítottuk, nem definiáltuk, mit értünk pontosan ezen fogalmak alatt. Ezzel kívántuk az észlelés és az értelmezés kereteit a lehető legtágabban tartani, annak érdekében, hogy a megélések sokféleségének minél nagyobb halmazát meg tudjuk ragadni.

A kutatási kérdések konkrét megfogalmazása szintén közös gondolkodás eredménye, az alkalmazott módszertanok, illetve maga a kutatási folyamat egésze szintén szoros párbeszédben zajló tervezés eredményeként született. Fontosnak tartjuk külön kitérni a kutatás inkluzív jellegére: Nind (2014) megfogalmazása szerint az inkluzív kutatás esetében kiemelten érvényes az, hogy a kutatási probléma az érintett csoporté, és a kutatónak ugyanazon az oldalon kell lennie, mint az érintetti csoportnak. A kutatás kollaboratív, a sérülékeny csoport kontrollt gyakorol a folyamat felett, és a kutatási folyamat leírásának, a módszertannak,

az eredményeknek is hozzáférhetőnek kell lennie (tehát érzékelhetőnek és értelmezhetőnek) az érintett csoport számára (Nind 2014). A folyamat során törekedtünk és törekszünk arra, hogy ezek a feltételek teljesüljenek, és/vagy folytonos megvitatás tárgya legyen az, hogy miként teljesülhetnek. (A kutatás inkluzivitásának alakítása egy külön publikáció tárgya, jelen írásban területi korlátok miatt csak érintőlegesen foglalkozunk az inkluzivitás módszertani elemeivel.) A kutatás során az is fontos szempont volt, hogy a természettel való kapcsolat megéléseiről „erőforrás-centrikusan” beszéljünk, az *appreciative inquiry* megközelítéssel összhangban (Moriggi 2022): vagyis arra helyezzük a hangsúlyt, hogy a kutatás a résztvevők számára pozitív, megerősítő, erőforrást adó és egyben empátikus élményt nyújtson, ne csak a problémákra, hiányosságokra, illetve veszteségekre fókuszáljon.

A kutatás előkészítő szakaszában a szerzők több hónapon keresztül folyamatos párbeszédben pontosították a kutatási témát és a kérdéseket. A módszertani tervezés során a részvételi akciókutatás (PAR) feltárás–akció–reflexió ciklusát (Málovics 2019) követve alakultak az egyes lépések. Mivel a kutatás egyes szakaszai egybeestek a Covid-járvány karanténidőszakaival, és ezért a személyes találkozók szervezése korlátozott volt, az infokommunikációs akadálymentesítés folyamatos feladat és szempont volt a tervezéskor.

A kutatási kérdések meghatározása után a közösen kialakított és letesztelt interjúfonal alapján 17 félig strukturált interjú készült, illetve gyengénlátó VAGYCSOME tagokkal 2021 folyamán a természethez való viszonyukról, a természetben szerzett tapasztalataikról (az interjúfonalat ld. az 1. Függelékben). Az interjúzás előtt az interjúalanyok számára az interjúzó kutató egy szóbeli tájékoztatás során beszélt a kutatás céljáról, az interjúk felhasználásáról és az adatok védelméről, majd az interjúalany szóbeli beleegyezését követően bonyolítottuk le az interjút. Az interjúk 60-160 perc időtartamúak voltak, hangfelvétel készült róluk. Az interjúkról teljes átirat készült.

2021-ben két fókuszcsoportos beszélgetést szerveztünk: az egyiket a szegedi VAGYCSOME tagjaival, ahol a természettel való kapcsolatról és a természethez való hozzáférésről beszélgettünk. A fókuszcsoporton a facilitátor mellett hét résztvevő volt jelen. A másik 2021 júniusában zajlott, amikor egy a Kiskunsági Nemzeti Parkba szervezett kirándulás során fókuszcsoportos beszélgetést szerveztünk egy Fehér vármegyei látássérült embereket tömörítő egyesület jelen lévő tagjaival arról, mi segíti a természettel való kapcsolatukat, mik a hozzáférés és akadálymentesítés legfontosabb tényezői (http5). A második fókuszcsoport facilitálását B. A. M. végezte, a jegyzeteket készítő kutatótárs (M. B) mellett 11 látássérült személy vett részt. A fókuszcsoportos beszélgetésekről összefoglaló jegyzetek készültek.

A kutatás *akciójaként* 2021 őszén a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság munkatársainak szerveztünk egy érzékenyítő találkozót, ahol a VAGYCSOME négy tagja tartott egy szemléletformáló foglalkozást a Nemzeti Park szakvezetőinek arról, hogy mire van szükségük a látássérült látogatóknak a természeti élmény megtapasztalása érdekében. Ennek a találkozásonak a tapasztalatait szintén jegyzetekben rögzítettük.

Az adatok elemzése

Az interjúleíratok elemzését kvalitatív tartalomelemzéssel végeztük el a QCAMAP webalapú szoftver alkalmazásával (Mayring 2021). Az elemzés során induktív kódolást alkalmaztunk, vagyis nem előre meghatározott kategóriák mentén haladtunk, hanem a jelentések és témák (kódok) emergens módon a kutatási anyagból bontakoztak ki. A szövegrészeket szisztematikusan, iteratív módon kódoltuk. A kódolás során 814 szövegrészlet lett kódolva, a fő kódok: Testi érzékelés, tapasztalat; Affektív hatás; Világnézet; Kapcsolati elemek, Képessé tétel (empowerment); Történetiség. Ezen fő kódokon belül további altémákat azonosítottunk. Az eredmények bemutatásában a témát közvetlenül érintő szövegrészleteket összegezzük az alábbiakban.

A fókuszcsoportos, illetve a megfigyelési jegyzetekbőlösszegzést készítettünk, kiemelve a lényegesebb idézeteket.

Az elemzési eredményekből készült összefoglalót 2022 áprilisában a VAGYCSOME irodában a kutatásban részt vevő VAGYCSOME tagoknak és meghívott vendégeknek bemutattuk és megvitattuk.

Eredmények

Az interjúelemzés eredménye

A látássérüléssel kapcsolatos állapotra vonatkozó összegző, általánosabb jellegű, önreflexiót tartalmazó 48 szövegrészben sok olyan téma felbukkant, amely az elemzés során továbbcizellálódott, más kódokban szétbontódott. A látássérültség állapota egyedi, minden látássérült élménye sajátos és személyes, nincs mindenkre érvényes jellemzője ennek az állapotnak. (Az idézetek mögötti betű és szám az interjúalanyok azonosítója.)

Én mindig azt mondom, hogy tudom, tehát ez ilyen tanult dolog nálam, hogy kék az ég meg zöld a fű. (R5)

A fényt érzékelem, a színeket, a formákat nem érzékelem. Nem volt szín- és formaélményem, kitapintani tudok dolgokat, de a szín az számomra tanult információ. (R6)

Legelsőnek azt mondanám, hogy ugye látok, tehát, hogy tudom látni a dolgokat, ez így első szempont, látom a színeket, szerencsére nem vagyok se színvak, se színtévesztő.

A látássérülés veszteségélménye mellett megjelenik a „másként érzékelünk, láthatatlan szempontokra vagyunk érzékenyek” üzenete is az interjúkban. Meglepő, hogy a látó személyek számára mennyire elárasztó a vizuális ingerek sokasága, és hogy azok, akik a látásuk birtokában vannak, milyen vakok az élmény többi dimenziójára. Több látássérült interjúalany is felvetette, hogy sokszor kapta azt a reakciót, hogy „minek mész ki, ha nem is látod”, ami azon túl, hogy a látássérült ember felé negatív hatású, arról is tanúskodik, hogy mennyire korlátos lehet látóként az élmény megélése.

Hát, az az érdekes, hogy így, hát, látássérültként az jut az eszembe, hogy sokszor, amikor így megyünk kirándulni, akkor engem úgy meglep az, hogy valakik, tehát hogy tényleg, tényleg hogy mennyire a látványért mennek ki az emberek akár még a természetbe is, hogy fényképeznek, meg fölmennek a hegy tetejére csak azért, hogy lenézhessenek onnan, és igazából más nem is nagyon motiválja őket, hogy nekem azért ez egy kicsit mindig elgondolkodtató, hogy mennyire nem figyelnek a többi szempontra. (R12)

A látóknak lehet, hogy az van, hogy vakként minek mész a természetbe, úgyse látod, de hát ez nem így van. (R4)

Az élmény összességében nagyon lényeges az „itt és most”, a tudatos jelenlét megélése. Az elmerülés a pillanatban békét és nyugalmat hoz, megnyugvást, hogy *csak vagyok, és nem kell tennem semmit*. Az interjúkban megjelenik az elmerülés, a „beleveszés” a pillanatba, amely boldogsággal tölti el az embert. Az itt és mostban a megfigyelés élménye is nagyon fontos, egyfajta szellemi, érzékekben megélt nyitott állapot. A fókusz elterelődik a problémákról, a jövő miatti szorongás a jelenben feloldódik, a jelennek van egyfajta „ereje”.

Nem igazán figyeltem semmire, csak arra, hogy mi van akkor körülöttem, tényleg úgy éreztem, hogy olyan hatással van rám, hogy egyszerűen nem tudok mással foglalkozni, nem kavarog semmi gondolat a fejemben, nem kalandozok el, hanem csak arra figyelek, ami körülöttem van. (R7)

A természetben való elmerülés sokszor megjelenő hatása a béke, nyugalom, boldogság, harmónia átélése. A természettel való találkozás örömet okoz, mosolyt csal az arcunkra.

Olyan meghittség, béke, harmónia... Lelki békét kapok. Lelki béke, belső harmónia. (R6)

A nyugalom élménye sokszor úgy jelenik meg, mint egy folyamat eredménye – lenyugszom, megnyugtató a természet. A nyugalom egyben letisztultságot is jelent, valamint a szabadság élményével is összefonódhat.

Mégis olyan nyugodtabbnak érzi magát az ember; letisztultabbnak érzi magát az ember... (R16)

A „kiszakadás” emellett kapcsolódik a szabadság élményéhez is – kiszakadok az életemet szabályozó keretek közül, és mást tehetek, szabadon viselkedhetek. Ez feltölt, motivál, energetizál. Nem kell megfelelni senkinek, és nem kell számítanom váratlan bántásra, stresszre, vagyis a kiszakadás egy szabadabb, biztonságosabb környezetbe való érkezést is jelent.

Talán egy kicsit a felelőtlenség – ez most nem negatív értelemben, hanem hogy „most úgy itt vagyok, és csak úgy elvagyok”. És azt csinálom, amit picit én szeretnék, talán ezek. (R2)

És én azt szerettem, hogy én ott egyedül lehetek, nem bánt senki, nem esek el. Ezt nagyon, nagyon szerettem, és egyedül lehetek ezen a világon. (R3)

A nyugalom fogalmához kapcsolódva jelenik meg sokszor a kiszakadás élménye is, ami azért olyan megnyugtató, mert távolságot jelent a mindennapi stresszt keltő, zavaró ingerektől, a „pörgéstől”. A természetélményhez kapcsolódóan a szabadság, az inspiráció, az önreflexió és az érzelmi megújulás lehetősége is megjelenik az interjúkban.

Mindenképpen feltöltenek, mentálisan is, nagyon pozitív. Ha van egy kis rosszkedvem, rossz hangulatom, ami ritkán szokott lenni, de előfordul, akkor is fel tud tölteni egy ilyen jó kis séta. Energikusabb leszek, fehérben kezdem látni a világot, pozitívabbá válok. (R6)

A „természetben levés” önmagában ad egy otthonosságérzetet, biztonságot, és a feltétel nélküli elfogadás élményét. Egy olyan élményt, amiben a személy

megélheti, hogy nem kell teljesítenie, teljes egészében befogadja őt a környezet – vagyis a teljes inkluzivitás élményét élheti meg.

És ez nekem nagyon fontos élmény. Hogy elfogadott vagyok. Hogy a tölgyek nem fogják nekem mondani, hogy azért majd amikor megütöd azt a szintet, majd akkor. És ez nekem a befogadottságnak az élménye. (R3)

Alapvető téma volt az interjúkban az autonómia és a másoktól való függés nehézsége. Az elinduláshoz, utazáshoz (sokszor) segítőre van szükség. Szinte lehetetlen a spontán elindulás, szervezést igényel, ha ki akar mozdulni a látássérült személy.

Sokszor elképzelem, hogy hova lenne jó menni, de hogyha nem tudom éppen megoldani, vagy nem annyiból áll az egész, hogy beülök egy autóba és elmegyek, és akkor ott vagyok, hanem kicsit több szervezést igényel, akkor nem biztos, hogy úgy meg tudom ezt oldani, ahogy szeretném. De ettől függetlenül tehát én próbálom úgy alakítani, hogy a meglevő lehetőségeket kihasználjam. (R12)

Az elindulás, a kimozdulás a biztonságos, ismert környezet elhagyásának félelmével járhat. Ugyanakkor a sokszor ingerszegény környezet miatt alapvető az igény az új ingerekre. A társas támogatás ezért több szempontból is fontos: a közösség biztonságot ad, inspirációt jelent, növeli a motivációt az elindulásra. Ugyanakkor megjelenik ennek a tényezőnek a visszája is: hogy egyedül is ki tudjanak lépni, ez hiányzik sokaknak.

De gondold el, akinek nem olyan a családi háttere. Nem annyira motivált. Nincs, akivel elmenjen. Hát van olyan ismerősöm, aki a környéketeken lakik, nem mondok nevet, de van olyan ismerősöm, aki nagyon-nagyon ritkán mozdul ki, nem tud jól tájékozódni. ... A legnagyobb problémát én abban látom, hogy nagyon-nagyon sok vak érdeklődő meg kíváncsi, meg szereti a természetet, meg menne. De bennünk az van, hogy bennünk ezek, tehát elfojtjuk magunkban. Tudod? Mert hiába gondolkozol rajta, hogy meg kéne mászni a Kilimandzsárót, vagy el kéne menni csak a János-hegyi kilátóhoz. (R8)

Erdőbe egyedül? Hát, én nem nagyon mernék, tehát ha nem ismerem a terepet, akkor nem. Tehát minimum egyvalaki legyen mellettem, aztán ha többen vagyunk, az annál jobb. (R10)

Nagyon fontos a társas támogatás bizalomra épülő jellege, vagyis nagyon nem mindegy, ki az, aki társul az interjúalanyhoz, illetve hogy mennyire lehet

megbízni a véleményében. Az, hogy milyen a jó asszisztencia, ami a látássérült személy igényeire reagál, az interjúkban egy nagyon lényeges, gyakori téma, amit tárgyalunk majd a későbbiekben. Egy további, szintén lényeges téma, hogy a látók sokszor meg akarják mondani, milyen terep/helyzet alkalmas egy látássérültnek, mi nem – anélkül, hogy valójában megkérdeznék, vagy lenne róla tapasztalatuk.

És a természetben is lehetnek olyan dolgok, amivel esetleg nem veszem észre, hogy ott olyan van, amit én is tudnék. És oda tudnánk menni, és egy jól látó sokkal jobban félne velünk kapcsolatban, mint ahogy mi félünk. Tehát, hogy ahhoz nagyon jó kapcsolatok kellenek jól látókkal, hogy ő ismerjen engem, és tudja azt mondani, na, A., szerintem ez olyan, amire ti három segítővel, meg ezzel, azzal, de itt el tudnátok mászkálni. Mert a legtöbben sokkal hamarabb mondják, a vakok nem fognak tudni, mert így, úgy. (R3)

A vizuális információk hiányában a tervezés, illetve a menet közbeni mentális alkalmazkodás a látókhoz képest sajátos kihívás lehet. Ez egy interjúban merült fel, de lényeges élmény megítélésünk szerint. A vakok vagy az aliglátók a környezet távlataiból, mintázataiból nem látnak semmit. Így nem látják például azt sem, hol a cél (pl. egy hegycsúcs) maguk előtt, milyen távolságra vannak, talán nehezebb tervezniük az idővel stb.

Azért kiskoromban sokszor csak az volt, hogy mentünk, csak mentünk előre, és ugye nem tudtam, hogy mi van előttem, hogy mi lesz a következő lépés, ezért olyan végeláthatatlannak tűnt akkor, hogy csak megyünk. Mivel nem láttam a tájat, ezért mindig ugyanolyan volt minden. (R4)

A fókuszcsoportos beszélgetések tanulságai

A fókuszcsoportos beszélgetésekben a természetélmény elemei az interjúkhoz hasonlóan sokféle módon jelentek meg. Nagyon fontos a különböző érzékszervek szerepe, és meghatározóak azok az élmények, ahol állatokkal lehetett érintkezni. A megszokott környezetből való kiszakadásnak alapvető „újrátöltő” szerepe van. Az egyéni túlmutató élmények, a misztikus tapasztalások – pl. egy csillagászati élmény keretében – a csoportbeszélgetésekben is megjelentek.

Mi segíti a természetélmény minél teljesebb átélését a beszélgetések alapján? A természetélmény minőségét alapvetően meghatározza a *társadalmi környezet attitűdje*, szemlélete. A résztvevők mindennapi tapasztalata a társadalmi bántalmazás, erőszak, és nagyon jelentős változás az, ha ezzel szemben elfogadó, nyitott, válaszkész a környezet. Az, hogy hogyan fogadják a résztvevőket a program helyszínén, alapvetően meghatározza az egész élmény minőségét.

Figyelembe vették, amiket kértünk, mindent. (Fókuszcsoport-résztvevő)

Az apróbb emberi dolgok, ezt nagyon értékeljük. (Fókuszcsoport-résztvevő)

A hotel erőfeszítést tesz, hogy legyen még ember, aki beáll, nem az egyesületre tolják a megoldást, hogy legyen elég látó segítő, aki megoldja nekik. (Fókuszcsoport-résztvevő)

Ha a környezet gyámkodó vagy agresszív, ignoráló, stb., akkor a természetélmény átélése helyett a résztvevők energiája ennek a feldolgozására megy el. Ennek megfelelően több erőforrás marad az élmény megélésére, ha a fogadó környezet – például a szakvezető személyzet, a túrákon a kísérők, az intézményekben a bemutatást végső munkatársak hozzáállása – biztonságos, emberi. Más szóval a biztonságos környezet alapvetően segíti, sőt, lényegében szükséges feltételként meghatározza a nyitott állapot elérését, a tanulást, az ismeretszerzést, a befogadást. Ugyanakkor lényeges szempont volt az is a beszámolók szerint, hogy maguk az érintettek is világosan kifejezték igényeiket, ezzel segítették a környezet tanulását.

A biztonságos környezet megteremtésében meghatározó szerepet játszik tehát a többségi hozzáállás, amely több lényeges elemből áll. Az első és alapvető tényező a megfelelő tájékozódás és orientáció biztosítása, ami segít eligazodni az adott helyzetben, programban vagy térben. Ehhez szorosan kapcsolódik a segítőkészség, valamint az alapvető kíváncsiság, amely abban nyilvánul meg, hogy a személyzet vagy szakvezető tudatosan rákérdez: mire van szüksége a látássérült résztvevőnek, hogyan tud a leghatékonyabban támogatást nyújtani?

Fontos továbbá a válaszkészség és a rugalmasság, hiszen a különböző helyzetek gyors és érzékeny kezelése elengedhetetlen a biztonságérzet fenntartásához. Emellett kiemelendő az innováció és a proaktivitás szerepe is: ha pl. egy látogatóközpont munkatársai folyamatosan keresik azokat a lehetőségeket és eszközöket (pl. megfogható tárgyak, infokommunikációs megoldások), amelyek gazdagítják a résztvevők tapasztalatait. A tanulásra és a tapasztalásra való nyitottság a fogadóintézmény részéről szintén meghatározó. Végül, de nem utolsósorban a biztonságos környezethez hozzájárul az is, ha a szervezet hajlandó erőforrásokat mozgósítani – például egy plusz személyi segítő biztosításával.

Az lenne a jó, hogy ne essen kétségbe, ne keltsen ekkora pánikot, ha megjelenik egy vak. Legyen egy ember, aki segít. Pl. Igalon van egyéni segítő a strandon, 1 óra múlva értük jön. Protokollba kell tenni, eljárásrendbe. Ezt közzé kell tenni, és akkor nincs pánik, ha megjelenik a vak, hanem a vak is tudja, miben kérhet segítséget, a másik oldal pedig tudja, mit kell nyújtania. Be kell jelentkezni, gyakoroltatni kell, ilyen például a MÁV-nál a vasúti személyi protokoll. (Fókuszcsoport-résztvevő)

Ne legyen megalázó a helyzet, nem akarok elnézést kérni azért, mert vaknak születtem. Ehhez kell a protokoll. (Fókuszcsoporthoz tartozó résztvevő)

Erre képzett emberek, team legyen a szállodákban, helyeken. Egyéni segítő legyen elérhető az intézményeknél, aki pl. elvezet a tanösvényig (...) Adjon számomra is „tárlatvezetést”. (Fókuszcsoporthoz tartozó résztvevő)

A látássérült személyeknek szóló programok lebonyolításakor alapvetően fontos az *előzetes szervezés, precíz tervezés* (hangsúlyosabb, mint egy látó csoport esetében), mivel itt a csoport koordinációjában több kihívás van. Látássérültek részvétele a szervezésben elengedhetetlen. „*Tudjanak a fejünkkel gondolkodni.*” Olyan kérdéseket kell előzetesen tisztán látni, hogy: mennyi ideig tart az út, alkalmas-e a terep a résztvevőknek? Mire van szükség, hol lehet megállni, milyen akadálymentesítési viszonyok vannak? Milyen papírmunkát kell előzetesen elvégezni, hogy gördülékenyen menjen pl. a szállásra való bejelentkezés? Minden olyan lépés, ahol egy bizonyos dolgot el kell végezni – pl. akár az étkezés, az utazás közbeni megállók stb. –, előzetes időbeli és logisztikai tervezést igényel.

Sok minden függ attól, hova akarok eljutni. Ha ismerem, akkor elmegyek egyedül. Ha több szervező van, akkor legyen látássérült és látó szervező is, hogy jobban tudják képviselni az érdekeinket. (Fókuszcsoporthoz tartozó résztvevő)

Gyerekkori helyen imádok sétálni, amit ismerek. Mindegy, hogy ki szervezi, adjon valamilyen értéket. De kikapcsoljon. Ha csak ketten mennek, akkor is le kell szervezni. Biztonságot az ad, ha le van szervezve. (Fókuszcsoporthoz tartozó résztvevő)

Nagyon fontos, hogy legyen olyan valaki, akit ismerek. Az is fontos, hogy a segítő jó legyen, hogy ne legyen frászban. (Fókuszcsoporthoz tartozó résztvevő)

Nagyon szerettem a szervezést, ezt megtapasztaltam. Nagyon lényeges a precizitás a látássérülteknek, összefogni a csapatot. Látó kísérő is szükséges, ha csak mi vagyunk, az nem jó. Egymásra kell figyelni. A látó nem tudja, el kell neki mondani, hogy hogyan segítsen. (Fókuszcsoporthoz tartozó résztvevő)

A biztonságos keretek, a követhető forgatókönyv alaptényező, mert ezzel a résztvevők biztonságérzete megeremtődik, és jobban tudnak az élményre koncentrálni. Fontos, hogy a csoportnak legyen egy/több olyan vezetője, aki koordinálja a csoport mozgását, az igények közvetítését. Ez ugyanakkor nagy pluszmunkát, terhet is ró a vezető(k)re, ami az ő erőforrásaikat is jelentősen igénybe veszi.

Változó a megítélése annak, hogy csoportban vagy egyedül szeretnének az érintettek a programokon részt venni. A csoport biztonságot ad, egyedül félelmetes a természeti környezetben lenni sokak szerint, ám markánsan megjelent annak az igénye is másoktól, hogy egyedül lehessenek, csendben egy adott helyen, átadva magukat az élménynek.

Nagyon szeretnék egyedül menni. Nagyon szeretek egyedül lenni, hallgatni, ez hiányzott. (Fókuszcsoport-résztvevő)

Ha elmélyülni akarok, akkor egyedül, ha meg akarom osztani másokkal, akkor csapatban. Nincs is olyan csend, ha csöörtetünk az avarban. (Fókuszcsoport-résztvevő)

Nekem az a kikapcsolódás, ha egyedül vagyok. Az igazi csend létezik, imádok feködni az avarban, a Zala partján. (Fókuszcsoport-résztvevő)

Sosem voltam egyedül a természetben. Lehet, hogy vágyom rá, de nem reális. A kertembe lehet, de ide nem. Ha megyek, akkor szeretek minél többet tudni arról, ami ott van. (Fókuszcsoport-résztvevő)

Nagyon sokat számít az is, hogy a látásvesztés mikor következett be – egy friss látásvesztés esetében nagyon nagy az idegrendszeri leterheltség, a tájékozódási nehézségek, illetve a látásromlás pszichés hatása is intenzív, emiatt pedig az adott résztvevő különösen sérülékeny állapotba kerülhet. Az élményt szintén befolyásolja az, ha az illető korábban látóként volt hasonló program része, vagy kirándult, és behívódnak ezek az emlékek.

Gyerekkoromban imádtam apámmal horgászni, csendben, jóságban, nagyon jó volt. Mikor láttam, akkor bringával nagyon sokat... Társaságot nagyon szerettem, kirándulásokat csapatban. Hiányzik ez nagyon, maga a természetjárás, nem mernék nekivágni az erdőnek. A koncentráció elvenné az élményt. Jó, ha van látó segítő, de nem vagyok rászorulva. (Fókuszcsoport-résztvevő)

Most vakultam meg, nagyon kevés a szociális kontaktus emiatt, mivel nálam még elég friss. Nagyon nagy koncentrációt igényel, a környezeti zajok, a közlekedés... a fejem nagyon elfárad. A fülünkkel hallunk és látunk. Maga az előadó is részletesen beszél, ez nagyon fárasztó... sok beszéd jön egyszerre. Ezt valahogy integrálni kell. Hogy meg lehessen élni, hogy meg tudom csinálni, minden el legyen mondva, de legyen csöndben. (Fókuszcsoport-résztvevő)

A konkrét élmények esetében segítette a megélést a *sokféle modalitás* használata: tapintható, szagolható, hallható. Emellett a szakvezető esetében a természet iránti szeretet, viszonyulás alaptényező, mert akkor maga az élmény is jobban átélhető, tulajdonképpen a szakvezető személyes elköteleződése afféle csatornaként szolgál az átélésben. A szakvezetők esetében is hasonlóan fontos tulajdonság volt a nyitottság, a tanulás vállalása („*hogyan tudom megmutatni ezt még jobban, mondjátok el!*”).

A tapogatás nagyon jó volt, hogy mindent meg lehetett tapogatni. (Fókuszcsoport-résztevő)

Nagyon fontos, hogy meg tudom tapintani. (Fókuszcsoport-résztevő)

Az erdészlány, ő meg a természet ugyanaz. Egy angyal volt. (Fókuszcsoport-résztevő)

Proaktivitás, innováció – segítők aktívan kísérleneznek, ajánlanak megoldásokat, készítenek tapintható kiállítási tárgyakat... Nem „megkirándultatjuk a vakokat, hanem de jó, hogy eljöttetek, és próbálunk mindent úgy csinálni, hogy valóban nektek is jó legyen”. Nem gyámkodás, meg a megkirándultatunk, legyél nagyon hálás, hanem ez a megkérdézem, hogy tudok segíteni. (Fókuszcsoport-résztevő)

Hogyan igen? – ez a kérdés. (Fókuszcsoport-résztevő)

Az élményt szintén mélyíti, ha megvan a „kaland” dimenzió – biztonságos keretek között, de van benne kihívás. Így az öröm is nagyobb, és az önbizalom, a sikerélmény is nő.

Meredek lejtő is volt, ez is élmény, ha ez olyan keretek között, ha van még benne egy kis kaland, az még jobb, az egy élmény. (Fókuszcsoport-résztevő)

Diszkusszió

A látássérült emberek természetélményeit bemutató kutatások száma jelen tudásunk szerint meglehetősen korlátozott. Az alábbi tanulmányok a mi eredményeinkkel összhangban hangsúlyozzák azt, hogy a természethez való hozzáférhetőség nem pusztán technikai vagy tájékoztató kérdés, hanem mélyen beágyazott társadalmi, érzékszervi és kulturálisan meghatározott tapasztalat (Bandukda *et al.* 2019, Bell 2019, Macpherson 2009, Small *et al.* 2012, Siu, 2013). Bandukda és

munkatársai (2019) azt vizsgálták, hogyan tapasztalják meg a látássérült emberek a természetet, és milyen szerepet játszhat e tapasztalatban a technológia. A szerzők hét, teljesen vagy részben vak résztvevővel készítettek interjút, és három kulcstémát azonosítottak: függetlenség, a természetről való tudás megszerzése, valamint a szenzoros élmények. Eredményeik szerint a függetlenség, autonómia iránti szükséglet egy mindent átfogó igény, amely pl. a természetben való szabad mozgás lehetőségére is vonatkozik. A természeti környezetről való tudás megszerzése például a látó kísérő vagy a szakvezető részéről fontos összetevője az élménynek, és ebben is fontos szerepet játszik az autonómia. A vizuális információk iránti igény mentális térképekben ölthet testet, míg a hangok, illatok, tapintási ingerek támogatják az élmény teljes körű megélését, a rekreációt és a tájékozódást is.

Bell 2019-es cikke kritikai társadalomtudományi nézőpontból vizsgálja a látássérült emberek természetélményét, fő fókuszában a szabadság és az „ableizmus” állnak. Az ableizmus (az angol *able* – ép, képes szóból képzett kifejezés, magyarul egyik fordítása az ép-normativitás) egy olyan társadalmi-kulturális jelenség, amelynek a lényege, hogy a társadalom az „ép” testet és elmét tekinti normának, míg az attól való eltérést hibának, hiányosságnak, sajnálatra vagy éppen csodálatra méltó különlegességgnek tartja. Bell kvalitatív, 31 mélyinterjún alapuló kutatásában a szabadság megélésnek lehetőségeit vizsgálja. Eredményei szerint az inkluzív természetélmények megélése lehetővé teszi a közösségi élményeket, és erősíti az önértékelést (társas szabadság), a változatos terepen való mozgás pedig a valódi térhasználat élményét adja (mozgásbeli szabadság). A felfedező szabadság értelmezése szerint abban rejlik, hogy az érintettek saját feltételek szerint élhetik meg a természetet, nem előre kijelölt „biztonságos” zónákban. Üzenete szerint a látássérült emberek számára tehát a természet megtapasztalása a szabadság különböző formáit kínálja, miközben gyakran ütköznek az ableizmus által felállított korlátokba. Bell kritikája szerint a természethez való hozzáférés ezért társadalmi igazságossági kérdés. A tanulmány kiemeli, hogy sok jelenlegi természetalapú egészségvédelmi vagy jóllétet támogató program implicit módon azt feltételezi, hogy csak az „egészséges”, ép testű emberek képesek élvezni a természetet. Ezt az „ableista” hozzáállást a tanulmány erősen kritizálja, és helyette a sokféle testi tapasztalat elismerésére és beemelésére szólít fel, egyben az egészségközpontú, „ép testet” előnyben részesítő szemlélet felülvizsgálatát szorgalmazza. Következtetése szerint a természet sokféle dolgot jelenthet sokféle ember számára, és az inkluzivitás azt jelenti, hogy „szabadságot kell adnunk az embereknek arra, hogy saját módjukon legyenek jelen” a természetben (Bell 2019, p. 318). Kutatásának ezen üzenete szervesen illeszkedik a mi következtetéseinkhez is, melyek a látássérülés egyedi élményét és a természethez való kapcsolódások sokszínűségének érvényességét

hangsúlyozza. Macpherson (2009) szerint a tájélmény a látássérült túrázók és kísérők közös együttlétéből jön létre, vagyis nemcsak az egyéni érzékelés számít, hanem a közösen végzett mozgás tapasztalatai, a szóbeli leírások, az érzelmi viszonyulás a személyek között, és akár a korábbi vizuális emlékek is. Így a tájélmény egy közös „alkotás”, amit a résztvevők közötti hatalmi viszonyok – például a látó kísérők irányító szerepe – is befolyásolnak. Kutatásunkban mi is lényeges témaként azonosítottuk a természetélmény megélésében a társas környezet hangsúlyos szerepét, amely nemcsak egy mellékes, hanem az élmény minőségét meghatározó tényező.

Az akadálymentes turizmus témaköréhez illeszkedik Small és munkatársai (2012) munkája, melyben 40 látássérült ember turizmusban megélt élményeit vizsgálták, a testi (*embodied*) dimenziót helyezve a fókuszba, és kiemelve a tapasztalat multiszenzoros szerepét. A látássérült résztvevők egyszerre számoltak be a társadalmi befogadás és a kizárás tapasztalatairól, és fontos tényezőként fogalmazták meg az információkhoz való hozzáférést, a navigációt segítő eszközök gyakori hiányát, amely az autonómiát nagyban csökkentette. A többségi társadalom hozzáállása – pl. negatív esetben a képességek alábecsülése vagy túlhangsúlyozása – szintén meghatározó hatással van az élményre. Következtetésük szerint a turisztikai szektor csak akkor tud valóban befogadóvá válni, ha elismeri a test sokféleségét (ld. ableizmus fentebb), a látáson túli érzékelést, és több modalitású (multiszenzoros) élményeket kínál minden látogatónak – ezzel nemcsak a látássérültek, hanem mindenki számára gazdagabbá teheti az élményt. Ez a kíváncsi hozzáállás, illetve a megfogalmazott konkrét javaslatok a miáltalunk készített interjúkban, beszélgetésekben is megjelentek. Siu 2013-as tanulmánya – bár városi környezetet vizsgál – szintén a test és az érzékelés tematikáján keresztül kapcsolódik kutatásunkhoz: a test aktív tájékozódási eszköz, a résztvevők hangok, szagok, talajérzetek, levegőáramlatok és testmozgás alapján alkotnak mentális térképeket. Így a város számukra egy „tapasztalt tér”, amely érzelmi dimenziókkal telítődik – bizonyos helyek biztonságot, mások szorongást keltenek.

A kutatások összességében kiemelik az autonómia, függetlenség iránti alapvető szükséglet jelentőségét, a természetélmény multiszenzoriális jellegét, a társas interakciók és a társadalmi környezet meghatározó szerepét. Ezeket a tényezőket saját kutatásunkban is mind lényeges témaként azonosítottuk, mint amik a biztonság és a szabadság finomhangolt egyensúlyát képesek biztosítani.

A nemzetközileg megvalósított jó gyakorlatokra számos olyan példát találunk, amelyek azt mutatják, hogy az innováció és proaktivitás a fogadóintézményeknél, szervezőknél fontos szerepet játszik. A „Nature without barrier” nemzetközi projektoldal (<http://www.naturewithoutbarrier.org/>) például több ilyen gyakorlatot mutat be. Interaktív kiállítások hazánkban is többnyire elérhetőek, többek között a nemzeti parki igazgatóságok

látogatóhelyein, és – a szerzők által is alátámaszthatóan – a technikai lehetőségek mellett a szakvezetők kreativitása, felkészültsége és lelkesedése alapjaiban határozza meg a látogatás élményét. Az egyéni segítői protokollok emellett lehetővé teszik, hogy ha speciális igényű látogató jelentkezik, akkor annak az igényei mentén tudják alakítani a túrát, látogatást. Az egyéni asszisztencia igénylésére láthatunk példát többek között az USA nemzeti parkjaiban ([http8](#)). A hozzáférhető túraútvonalak akadálymentesítésében az egyéni segítő mellett speciális technológiai eszközök is használhatók lehetnek. Ilyen pl. az Ariadne bot alkalmazása, amely egy kiépített útvonal mentén biztosít taktilis vezetést. Egy jó példa Lengyelországból a Podkarpacie régióban kiépült három tanösvény, amelyeket kifejezetten látássérült emberek igényeinek megfelelően alakítottak ki. Az ösvényeken Braille-írással domború információs táblákon és térképeken kívül olyan elektronikus jelzőpontok találhatók (TOTUPOINT rendszer), melyek hangjelzésben tájékoztatják a felhasználót aktuális helyzetéről ([http9](#)).

Végezetül leszögezhetjük, hogy a természeti élmények akadálymentes megvalósítására már számos további törekvés van Európában. Finnországban, a Helsinkihez közeli Nuukio Nemzeti Parkban a „Nature for All” program keretében olyan tanösvényeket alakítottak ki, amelyek kerekesszékekkel közlekedő és látássérült személyek számára is használhatók: speciális vezetőkötelek, tapintható információs táblák és hangos tájékoztató-rendszerek segítik a tájékozódást ([http10](#)). Az angliai „Sensing Nature” projekt – amely látássérült személyek természetélményét és hozzáférését kutatta – az egyéni különbségek jelentőségét hangsúlyozta, és külön kiadványban összegzi az inkluzív tervezési irányelveket (Bell 2019, illetve részletekért ld. [http6](#)). Magyarországi együttműködéssel valósult meg a „Nature without barriers” program is, melyben jó európai gyakorlatokat gyűjtöttek össze ([http7](#)).

Összegzés és ajánlások

Összegezve a fentieket: az eredményeinkben feltárul, hogy a természettel való kapcsolat élménye a látáson kívüli érzékszervek mindegyikén keresztül átélhető, mélyen személyes, gazdag és sokszínű tapasztalatokat sűrít magába. Nagyon fontos erőforrást képvisel a természeti környezet a mentális jóllét szempontjából a hétköznapi élet során és hosszú távon is a látássérültek számára. A természetélmény elérhetővé tételéhez a nemzetközi és hazai jó gyakorlatok révén már számos megoldás rendelkezésre áll, írásunkkal és további szemléletformáló akcióinkkal ezen jó gyakorlatok egyre szélesebb körű alkalmazását szeretnénk érdemben elősegíteni.

Az alábbiakban összegezzük a természeti programok akadálymentességére vonatkozó ajánlásainkat.

Tervezés, előkészítés

A látássérült személyeknek szóló programok szervezésénél kiemelten fontos az alapos előzetes tervezés, mivel a csoport koordinálása több kihívást rejt, mint látó csoport esetében. A látássérült emberek/személyek részvétele a szervezésben elengedhetetlen, hogy „tudjanak a fejünkkel gondolkodni”. Fontos előre tisztázni az út hosszát, a terep alkalmasságát, megállási lehetőségeket és akadálymentesítést. Szintén lényeges a papírmunkák előkészítése a gördülékeny folyamatok érdekében, például a szállásra való bejelentkezéskor. Minden lépést, így az étkezést és az utazás közbeni megállókat is időben és logisztikailag pontosan kell tervezni.

Az egyéni preferenciákat – legyen szó csoportos vagy egyéni részvételtől – érdemes felmérni a program előtt vagy közben. A látásvesztés időpontja és az ezzel járó pszichés terhelés is egy olyan változó lehet, ami befolyásolja a résztvevő állapotát.

Fizikai és infokommunikációs akadálymentesség

Fizikai akadálymentesítés szempontjából fontos, hogy – bár egy erdei környezet nem igényli a városi infrastruktúrához hasonló vezetősávokat – egy tanösvény tervezésénél már érdemes figyelembe venni a nem látók igényeit. Például a tanösvény bejárata megközelíthető lehet vezetősávval a közösségi közlekedési megállótól. Az ösvények burkolata eltérő anyagú lehet, hogy a különböző felületek jól megkülönböztethetők legyenek tapintással is. Emellett praktikus és esztétikus megoldás lehet, ha falécekkel határolják a járófelületet, segítve a térbeli eligazodást – a korlátok használata viszont esztétikai és természetvédelmi szempontból megfontolandó.

A térbeli tájékozódásban természetes jelzések is szerepet kaphatnak. Erős illatú növények vagy különböző hangú szökökutak elhelyezése segíthet az irányok azonosításában és emlékezetes pontok kialakításában az útvonalon.

Infokommunikációs akadálymentesítés terén az elsődleges cél, hogy minden információ elérhető legyen a látássérült felhasználók számára is. Az adott területről készült tájékoztatóknak akadálymentes formában kell megjeleníteniük a weboldalon és az alkalmazásokban – vagyis a képernyőolvasó szoftverekkel kompatibilis, strukturált tartalomra van szükség.

Az önálló tájékozódást segítheti egy hangos térkép, amely audioformában mutatja be az útvonalakat és a tájékozódási pontokat. A helyszínen kihelyezett információs táblákra QR-kódok kerülhetnek, melyek lehetővé teszik, hogy a látássérült látogatók is hozzáférjenek a táblák tartalmához saját mobilkészülékükön keresztül.

A fizikai és infokommunikációs akadálymentesítés nem különleges extra, hanem a természethez való hozzáférés alapfeltétele, amely minden speciális igényű csoport számára egy alapvető igény. Olyan megoldásokban érdemes gondolkodni, amelyek segítségével élvezhető és biztonságos élményt nyújthat egy tanösvény vagy természeti látnivaló – nem csak látássérülteknek.

Attitűd, szakvezetés és személyi segítői protokoll

A látássérült személyek természeti élményekben való részvételének támogatása nem csupán fizikai akadálymentesítést, hanem hozzáállásbeli nyitottságot és érzékenységet is igényel. Helyben nagyon sokat számít a szakvezető nyitottsága, empátikus hozzáállása, és az, hogy a közös tanulás igényével álljon a program lebonyolításához. Alapvetően nem a verbális narráció tökéletes elsajátítása, hanem a rugalmas, nyitott attitűd a lényeges elem a sikeres együttléhez. Ez gyakran többet jelent a résztvevők számára, mint a fizikai akadálymentesítés. Röviden szólva üdvözlendő az a hozzáállás a túravezető/szakvezető részéről, amely a „Hogyan nem?” helyett újra és újra azt kutatja: „Hogyan igen?”

A „hozzaállásbeli akadálymentesség” alapja, hogy félretegyük előítéleteinket és féltrevevőket. Gyakori tévedés például, hogy a vak emberek „egyformák” – holott, ahogy bárki más, ők is egyének, különféle igényekkel és személyiséggel. Az is félrevezető, ha azt gondoljuk, hogy nem érdeklődnek a természet iránt, csak azért, mert ritkán látjuk őket ilyen környezetben. Valójában sokan az akadályozottság miatt nem jutnak el oda.

Fontos, hogy felismerjük saját belső ellenállásainkat is: gyakran diszkomfortérzetet válthat ki, ha nem vagyunk hozzászokva a másféle mozgáshoz, beszédstílushoz vagy szokásokhoz. Ezeket azonban érdemes tudatosítani és kezelni.

A látássérült csoport vezetése külön figyelmet és rugalmas kommunikációt kíván. Mivel az érintettek keveset vagy semmit sem látnak a környezetből, fontos a körülmények szóbeli leírása. Ugyanakkor nem célszerű túlterhelni őket információval – a beszéd mennyiségét a csoport visszajelzései alapján kell alakítani. Kérdéseket célszerű feltenni nekik: mit szeretnének tudni, mit érdemes részletezni?

A tapintás kiemelt szerepet kap – tárgyakat kézbe adni hasznos, de mindig előzetes beleegyezést igényel. Fontos, hogy a tapintható élményekhez kapcsolódóan ne terelődjön el a beszéd más témára: amit a kézbe adunk, arról kell hogy beszéljünk. Ez segít az élmény feldolgozásában.

A felnőtt látássérült csoportokat gyakran kezelik öntudatlanul is infantilizáló módon a tapasztalatlanabb szakvezetők. Talán triviális, mégis fontos hangsúlyoznunk, hogy erre tudatosan érdemes a szakvezetőnek reflektálnia, illetve

törekedni a megfelelő kommunikációs stílus elsajátítására. A csoport általában a vezető tudására, szenvedélyére kíváncsi, nem feltétlenül egy „foglalkoztatásra” vágyik.

A személyi segítség protokollja szerint ha az intézmény – például egy nemzetipark-igazgatóság – fenntart egy kiállítóteret, érdemes biztosítani egy egyéni személyi segítőt is, mint elérhető szolgáltatást. A látogató előre jelezheti igényét az intézménynek, a segítő pedig a megadott helyen, például a bejáratnál várja, és elkíséri a tárlaton. Ha a segítő egyben szakvezető is, a tárlatvezetés a szokásos díjazás szerint történhet.

Olyan parkok esetén, ahol önálló bejárás is lehetséges, hasznos, ha van egy segélyhívó telefonszám, amit eltévedés esetén a látogató felhívhat. Minden szolgáltatás leírását akadálymentes formában kell elérhetővé tenni a nemzeti park weboldalán és mobilalkalmazásában.

Írásunk végén az alábbiakban a könnyebb átláthatóság kedvéért listászerűen összegezzük fő ajánlásainkat.

Ajánláslista az inkluzív természetlélmények megvalósításához

Tervezés, előkészítés

- Javasolt a látássérült résztvevők bevonása a szervezésbe, hogy közösen átgondolják a program menetét, figyelembe véve pl. az út hosszát, a terepalkalmasságot stb.
- Ajánlott minden logisztikai és adminisztratív lépést (pl. jelenléti ív aláírása) előre pontosan megtervezni a zavartalan lebonyolítás érdekében.

Fizikai akadálymentesítés

- Érdemes a tanösvény tervezésénél figyelembe venni a látássérült látogatók igényeit.
- A bejárat legyen könnyen megközelíthető, akár vezetősávval a tömegközlekedési megállótól.
- Az ösvény burkolata különböző anyagokból készüljön, hogy tapintással is jól megkülönböztethető legyen.
- A járófelület határolása falécekkel segítheti a térbeli eligazodást.
- A tájékozódást segíthetik természetes jelzések, például jellegzetes illatú növények vagy hangforrások.

Infokommunikációs akadálymentesítés

- A weboldal és az alkalmazások tartalma legyen képernyőolvasóval kompatibilis és logikusan strukturált.
- Hasznos lehet egy hangos térkép, amely bemutatja az útvonalakat és tájékozdási pontokat.

- Az információs táblákon elhelyezett QR-kódok segíthetnek a tartalom mobilon való elérésében.
- Az akadálymentes információszolgáltatást érdemes alapvető szolgáltatásként biztosítani.

Attitűd és hozzáállás

- Fontos, hogy nyitottan, előítéletek nélkül közelítsünk a látássérült látogatókhoz.
- Érdemes tudatosítani és kezelni saját belső bizonytalanságainkat vagy szokatlan helyzetekre adott reakcióinkat.
- A csoportvezetés során legyünk rugalmasak, és figyeljünk a kommunikációs igényekre.
- Segíthet a környezet részletes, de nem túlterhelő szóbeli bemutatása.
- Érdeklődjünk a résztvevőknél, mit szeretnének tudni vagy részletesebben hallani, mik az igényeik! (Nem kell egyedül kitalálnunk a szerintünk helyes módszert.)

Tapintás és élményszervezés

- A tárgyak kézbe adása előtt kérjünk beleegyezést.
- A bemutatott tárgyhoz kapcsolódó magyarázat maradjon a tárgy témájánál.
- Kerüljük az infantilizáló bánásmódot, és kezeljük a résztvevőket partnerként.
- Osszuk meg a saját tudásunkat és lelkesedésünket a természettel kapcsolatban.

Személyi segítői protokoll

- Lehetőség szerint biztosítsunk személyi segítőt azoknak, akik előre jelzik az igényüket.
- A segítő fogadja a látogatót a bejáratnál, és kíséri végig a programon.
- Ha a segítő szakvezetőként is működik, a vezetés a szokásos díjazással történjen.
- Önálló bejárás esetén legyen elérhető egy segélyhívó telefonszám.
- Minden szolgáltatás leírását érdemes akadálymentes formában, online is közzétenni.

Köszönetnyilvánítás – Ezúton szeretnénk kifejezni hálánkat a VAGYCSOME kutatásban részt vevő interjúalanyainak, a fókuszcsoportos beszélgetések és a kirándulások résztvevőinek, megköszönve hozzájárulásukat, részvételüket, lelkes elköteleződésüket a kutatásban. Külön köszönjük a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság kollégáinak részvételét és munkáját, illetve Krnács Györgynek az értékes együttműködést! Köszönettel tartozunk az ESSRG részéről Balázs Bálintnak a kutatás lehetővé tételéért, és az ESSRG tagjainak segítségükért, meglátásaikért, támogatásukért, valamint az inspiráló együttműködésért az SZTE GTK Ökológiai Közgazdaságtan Intézet munkatársainak! Köszönjük a bírálói és szerkesztői javaslatokat, melyek nagyban hozzájárultak a kézirat alakításához! A kutatást az InSPIRES H2020 (ID: 741677) támogatta.

Irodalomjegyzék

- Bandukda, M., Singh, A., Berthouze, N., Holloway, C. (2019): Understanding experiences of blind individuals in outdoor nature. In: *Extended Abstracts of the 2019 CHI Conference on Human Factors in Computing Systems* 1–6. <https://doi.org/10.1145/3290607.3313008>
- Ballantyne, R., Packer, J. (2011): Using tourism free-choice learning experiences to promote environmentally sustainable behaviour: the role of post-visit ‘action resources.’ *Environmental Education Research* 17(2): 201–215. <https://doi.org/10.1080/13504622.2010.530645>
- Bell, S. L. (2019): Experiencing nature with sight impairment: Seeking freedom from ableism. *Environment and Planning E: Nature and Space* 2: 304–322. <https://doi.org/10.1177/2514848619835720>
- Brunes, A., Heir, T. (2020): Visual impairment and depression: Age-specific prevalence, associations with vision loss, and relation to life satisfaction. *World Journal of Psychiatry* 10: 139–149. <https://doi.org/10.5498/wjpv.v10.i6.139>
- Coventry, P. A., Brown, J. E., Pervin, J., Brabyn, S., Pateman, R., Breedvelt, J., Gilbody, S., Stancliffe, R., McEachan, R., White, P. L. (2021): Nature-based outdoor activities for mental and physical health: Systematic review and meta-analysis. *SSM – Population Health* 16: 100934. <https://doi.org/10.1016/j.ssmph.2021.100934>
- Gomes, A., Eusébio, C. (2023): Empowering people with visual disabilities through rural tourism: the benefits of nature activities and how the various travel constraints can be overcome. *Tourism Recreation Research* 48: 940–954. <https://doi.org/10.1080/02508281.2023.2221071>
- Düll, A., Dósa, Z. (2005): A természeti környezet – környezetpszichológiai megközelítésben. *Tájökológiai Lapok* 3(1): 19–25. <https://doi.org/10.56617/tl.4506>
- Mackay, C. M. L., Schmitt, M. T. (2019): Do people who feel connected to nature do more to protect it? A meta-analysis. *Journal of Environmental Psychology* 65: 101323. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2019.101323>
- Macpherson, H. (2009). The intercorporeal emergence of landscape: Negotiating sight, blindness, and ideas of landscape in the British countryside. *Environment and planning A*, 41(5): 1042–1054. <https://doi.org/10.1068/a40365>
- Mayring, P. (2021): *Qualitative Content Analysis: A Step-by-Step Guide*. Sage Publications Ltd., 240 p.
- Málovics, G. (2019): Tudás létrehozása társadalmi hatással karöltve: a részvételi akciókutatás (RAK) megközelítése. *Magyar Tudomány* 180(8): 1147–1157. <https://doi.org/10.1556/2065.180.2019.8.5>
- Moriggi, A. (2022): An Ethos and Practice of Appreciation for Transformative Research: Appreciative Inquiry, Care Ethics, and Creative Methods. In: Franklin, A. (ed.): *Co-Creativity and Engaged Scholarship: Transformative Methods in Social Sustainability Research*. Springer International Publishing, Cham, pp. 131–164. https://doi.org/10.1007/978-3-030-84248-2_5
- Nind, M. (2014): *What is inclusive research?* Bloomsbury Academic, London, 128 p.
- Nyman, S. R., Dibb, B., Victor, C. R., Gosney, M. A. (2012): Emotional well-being and adjustment to vision loss in later life: a meta-synthesis of qualitative studies. *Disability and Rehabilitation* 34: 971–981. <https://doi.org/10.3109/09638288.2011.626487>
- Raffay, Z., Gonda, T. (2020): Az akadálymentes turizmus innovatív jó gyakorlata. *Modern Geográfia* 15: 1–14. <https://doi.org/10.15170/MG.2020.15.04.01>
- Rokach, A., Berman, D., Rose, A. (2021): Loneliness of the blind and the visually impaired. *Frontiers in Psychology* 12: 641711 <https://doi.org/10.3389/fpsyg.2021.641711>
- Shaw, B., Coyle, A., Gatersleben, B., Ungar, S. (2015): Exploring nature experiences of people with visual impairments / Vivir la naturaleza con una discapacidad visual. *PsyEcology: Bilingual Journal of Environmental Psychology* 6: 287–327. <https://doi.org/10.1080/21711976.2015.1026086>

- Siu, K. W. M. (2013). Accessible park environments and facilities for the visually impaired. *Facilities*, 31(13): 590–609. <https://doi.org/10.1108/f-10-2011-0079>
- Small, J., Darcy, S., Packer, T. (2012): The embodied tourist experiences of people with vision impairment: Management implications beyond the visual gaze. *Tourism Management* 33(4): 941–950.
- Smalley, A. (2019): *Nature Narratives guidance launched. Sensing Nature*. Supporting multisensory visitor experiences at natural heritage settings – Audio description and access guidance for staff and volunteers. Online tájékoztató. <https://sensing-nature.com/news/nature-narratives-guidance>
- Teixeira, A., Gabriel, R., Martinho, J., Santos, M., Faria, A., Oliveira, I., Moreira, H. (2023): Pro-environmental behaviors: Relationship with nature visits, Connectedness to Nature and physical activity. *American Journal of Health Promotion* 37: 12–29. <https://doi.org/10.1177/08901171221119089>
- Weiler, M., Whiting, A., Sajid, W., Dewan, N., Dutta, T. (2024): Accessibility of national parks and other natural protected areas for people with disabilities: a scoping review of the academic literature. *World Leisure Journal* 1–28. <https://doi.org/10.1080/16078055.2024.2413069>
- Whitburn, J., Linklater, W., Abrahamse, W. (2020): Meta-analysis of human connection to nature and proenvironmental behavior. *Conservation Biology*, 34(1): 180–193. <https://doi.org/10.1111/cobi.13381>
- World Health Organization (2023): *Vision impairment and blindness*. <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/blindness-and-visual-impairment>
- Xian, Z., Nakaya, T., Liu, K., Zhao, B., Zhang, Junhua, Zhang, Jiao, Lin, Y., Zhang, Jinguang (2024): The effects of neighbourhood green spaces on mental health of disadvantaged groups: a systematic review. *Humanities and Social Sciences Communications* 11: 1–19. <https://doi.org/10.1057/s41599-024-02970-1>

Internetes források:

- http1: EASPD (2024) – Towards Human-rights based Mental Health and Psychosocial Support Services across Europe. <https://easpd.eu/resources-detail/easpd-innovation-awards-2024-mental-health-and-psychosocial-disability-services/>
- http2: Natural England (2023) – JP050 Creating More Accessible Green & Blue Spaces: Understanding the experiences of people with visual impairments that visit green and blue spaces. <https://publications.naturalengland.org.uk/publication/6281542247383040>
- http3: MVGYOSZ (2025): Magyar Vakok és Gyengénlátók Országos Szövetsége. <https://mvgyosz.hu/>
- http4: European Commission (2021): Empowerment through inclusion: The European Commission's strategy for persons with disabilities. <https://transition-pathways.europa.eu/policy/empowerment-through-inclusion-european-commissions-strategy-persons-disabilities>
- http5: <https://www.knp.hu/hu/hirek/latasserultek-kirandultak-a-peszeri-erdoben-281>
- http6: <https://sensing-nature.com>
- http7: <https://www.nature-without-barriers.eu/hu/j%C3%B3-p%C3%A9ld%C3%A1k-%C3%A9s-gyakorlatok.html>
- http8: <https://www.nps.gov/subjects/accessibility/plan-your-visit.htm>
- http9: https://www.interregeurope.eu/good-practices/tourist-paths-for-persons-with-visual-impairment-in-podkarpackie-region?utm_source=chatgpt.com
- http10: <https://finland.fi/life-society/nature-is-for-everyone-finland-adds-to-accessibility-at-national-parks-and-nature-areas/>

Függelék

A cikkhez tartozó Függelék a folyóirat honlapján található.

1. Függelék: Interjúfonal.

Invisible Green: let birdsong be for everyone! – Improving access to nature for the blind and partially sighted

Barbara Mihók^{1,2*} & Anna Mária Ballai³

*¹Environmental Social Science Research Group Nonprofit Ltd.,
Nádor u. 9, H-1051 Budapest, Hungary*

*²Institute of Ecological Economics, Faculty of Economics and Business Administration,
University of Szeged, Kálvária sgt. 1, H-6722 Szeged, Hungary*

*³Association of the Blind and Visually Impaired of Csongrád-Csanád County,
Bocskai u. 11, H-6721 Szeged, Hungary*

**E-mail: mihok.barbara@essrg.hu*

For blind and partially sighted individuals, experiencing nature is often difficult to access, even though it would be particularly important for their mental well-being. Our participatory research project *Invisible Green* aimed to explore how nature experiences can be made more accessible and meaningful for people living with vision loss. Through a collaborative design, the study employed qualitative interviews, focus group discussions, and field trips. The results highlight that nature can be perceived through all our senses, and provides a deeply personal and rich experience. A safe and inclusive social environment, alongside the opportunity to experience autonomy, is crucial for the blind and partially sighted. Inclusivity and access are supported not only by physical and infocommunicational tools but also by removing „attitudinal barriers”: cultivating an empathetic, open mindset, encouraging mutual learning, and developing assistance protocols within the relevant institutions.

Keywords: mental well-being, accessibility, ecotourism, equal opportunities, attitude change

Beérkezett/Received: 2025. 05. 16.

Javítás után beérkezett/Received in revised form: 2025. 09. 04.

Elfogadva/Accepted: 2025. 09. 15.

© A Szerzők/The Authors, 2025

Ez egy szabad hozzáférésű cikk, amely a Creative Commons Attribution 4.0 (CC BY 4.0) licenc alatt jelenik meg./This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (CC BY 4.0).



Szakmai leltár és bakancslista Magyarország legjobb erdeiről

Gálhidy László (2025): Szentélyerdők Magyarországon. WWF Magyarország, Budapest, 328 pp. ISBN 978-963-8470-40-9

Napjainkban egyre több ember keres kapcsolódást az erdőket járva. A legtöbb erdő azonban, ahova egy laikus természetkedvelő eljut, hosszú ideje intenzív gazdasági hasznosítás alatt áll, így állományképük vajmi kevéssé adja vissza egy természetes erdő képét. Pedig hazánkban is található – ha sokszor eldugott helyeken megbúvó apró fragmentumokban is – több ezer hektár olyan, természetvédelmi szempontból kiemelten értékes, idős fákat tartalmazó állomány, amelyeket meglátogatva benyomásokat kaphatunk arról, hogyan is nézhet ki egy „igazi”, ember által alig bolygatott erdő. Ezek felkutatását, megismerését segíti Gálhidy László erdőökológus Szentélyerdők Magyarországon című könyve.

A könyvnek nem titkolt célja, hogy ráirányítsa a nagyközönség figyelmét ezekre a – nemcsak esztétikai, hanem komoly ökológiai értékkel is bíró – maradvány erdőfoltokra, elősegítve ezáltal megőrzésüket. Sok esetben ugyanis ezek az állományok természetvédelmi jelentőségük,



pótolhatatlanságuk ellenére gazdasági hasznosítás alatt állnak, és akár véghasználat is történhet rajtuk – ahogy azt több szomorú tapasztalat is jól mutatja a közelmúltból is. Az értékes erdőállományok szélesebb körű ismertsége, és általában a lakosság erdőkhöz való fokozottabb kötődése talán növelheti azt a fajta társadalmi nyomást, amely az idős, természetközeli erdők megőrzése felé terelheti a döntéshozókat. Mindezek érdekében a könyv bőséges adatmennyiséget és tudásanyagot nyújt az olvasónak, miközben az érzelmi bevonódás felkeltése érdekében a Szerző személyes hangnemben írja le saját meglátásait, élményeit. A könyv hitelességét – mind szakmailag, mind a Szerző erdők iránti elkötelezettségét illetően – nagyban növeli, hogy a Szerző minden, a könyvben bemutatott szentélyerdőt személyesen felkeresett, bejárt, saját fotókat, jegyzeteket készítve.

A vaskos, 328 oldalas könyvben a szentélyerdők listázása csak a 106. oldalon kezdődik. Az első több mint 100 oldalba a Szerző dióhéjban „belecsempészte” mindazt az ökológiai tudást, amit a lelkes érdeklődőknek a hazai erdőkről tudni érdemes. Az első fejezetekben megismerkedhet az olvasó néhány alapfogalommal, mint a természetesség, öreg erdő, régi erdő, őserdő, vadon, illetve a jelen könyvben bevezetésre kerülő, egyelőre még nem teljesen éles határokkal bíró szentélyerdő kifejezés. Ez utóbbi alatt a Szerző olyan, természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőségű állományokat ért, amelyek idős fáik, természetességi mutatóik, táji szintű jelentőségük vagy ritka fajokat tartalmazó és/vagy gazdag fajkészletük alapján megőrzésre érdemesek, illetve akár célzott természetvédelmi kezelést igényelnek. A következő fejezetben az erdődinamika alapvetéseivel ismerkedhetünk meg, illetve szó esik arról, hogy mindezt hogyan szünteti meg a konvencionális vágásos gazdálkodás, illetve hogyan közelíti a folyamatos erdőborítást fenntartó ún. örökerdő-gazdálkodás. A könyv nem vállalkozhat a teljes erdei élővilág bemutatására, de egy fejezet erejéig felvillantja, hogy milyen gazdag és összetett élővilág kötődik az idős erdőkhöz, kiemelve a különféle erdei élőlénycsoportok számára létfontosságú mikroélőhelyek, azon belül is a holtfa jelentőségét. Az erdők mai képének megértése érdekében betekintést kapunk a történeti erdőhasználatokba és a modern kori erdőgazdálkodás történetébe is. Külön fejezet taglalja az erdők védelmének történetét, illetve a jelenkori természetvédelmi problémákat. A nemzeti parkok és egyéb, országosan védett területek, a Natura 2000 hálózat és az erdőrezervátumok rendszerének bemutatása mellett a Szerző nem rejt véka alá azokat a hiányosságokat, amelyek miatt ezek a védelmi kategóriák nem feltétlenül elegendőek legértékesebb erdeink megőrzéséhez, illetve gazdasági erdeinkben a természetvédelmi szempontok kellő mértékű érvényesítéséhez. Említésre kerülnek az egyelőre csak gyerekcipőben járó, kifejezetten természetvédelmi célú erdőkezelések is, majd szó esik az erdeinket fenyegető legfontosabb veszélyekről, mint az erdőgazdálkodással

kapcsolatos problémák, a vadhatás, az inváziós fajok, a talajvízszint csökkenése, a klímaváltozás, vagy a lakosság által okozott károkozás.

Mindezek után kerül sor közel 90 szentélyerdő tételes ismertetésére, tájegységek szerint csoportosítva. A szentélyerdők összetett szempontok alapján kerültek leválogatásra. Szerepelnek köztük a „nagy klasszikusok”, mint a bükki Őserdő vagy a Burok-völgy, népszerű kirándulóhelyek, mint a Normafa vagy a Cuha-szurdok, de sok kevésbé ismert állomány is, amelyek megfeleltek a szentélyerdők fenti definíciójának, vagy valamely speciális tulajdonságuk (ritka fajaik, kiterjedésük) miatt egyedülállóak, mint a Szentgáli-tiszafás, vagy a Csarna-völgy. Domb- és hegyvidékeinkhez képest az alföldi területekről jóval kevesebb erdő került be, pedig ebben a jelentősen átalakított tájban már a kisebb természetességű vagy szegényebb fajkészletű öregerdő-fragmentumok is megérdemelték a szentélyerdő-besorolást. Az alapadatok (erdő jellege, területe, kora, védettsége, főfafajok, tulajdon, üzem mód) megadását minden erdő esetében egy szöveges leírás követi, az elején tényszerű ismeretekkel, majd a második felében személyes terepi élmények megosztásával. Végül pedig néhány mondatban praktikus információkat kapunk a terület megközelíthetőségéről. A tételes szentélyerdő-leírások után összesítő térképek és táblázatok segítik a böngészést, ezekből helyszínt, az erdő jellege, turisztikai kiépítettsége vagy erdőtípusa szerint választhatunk magunknak túracélpontot.

A kötet végén röviden bemutatásra kerül a természetvédelmi célú erdőkezelésekre fókuszáló LIFE4OakForest Projekt (amelynek keretében a könyv létrejöhetett), ezután egy angol összefoglaló nyújt betekintést a témába a külföldi olvasók számára, végül az érdeklődők további további olvasmányokra kapnak javaslatokat.

A könyv hiánypótló munka, amely a legértékesebb erdeink listába szedése révén komoly információtartalommal bír az erdőökológus és erdész szakemberek számára. Mindeközben minden természetkedvelő részére bőséges bakancslistát állít össze, valamit széles körű ismereteket kínál a laikus közönségnek az erdők működéséről és erdeink természetvédelmi helyzetéről. Mindezzel hozzájárul ahhoz, hogy minél többen ismerhessék meg, hogyan is néz ki egy „igazi” erdő, és részesülhessenek a természetközeli erdők nyújtotta testi és lelki feltöltődési lehetőségekből, kötődésükkel, kiállásukkal pedig segíthessék megmaradt szentély jellegű erdeink megőrzését.

A Szerző jól érthetően, egyszerűen fogalmaz, mégis választékos és szakszerű, stílusa gördülékeny, személyes hangvételének köszönhetően élmény olvasni. Képanyaga rendkívül gazdag, informatív, miközben a személyes látásmóddal készített, hangulatos képek azonnali nekiindulás vágyát ébresztik az olvasóban.

A könyv kereskedelmi forgalomban sajnos egyelőre nem kapható, de elektronikus formában szabadon letölthető a kiadó (WWF Magyarország) honlapjáról: <https://wwf.hu/szentelyerdok-magyarorszagon/>. Ugyanitt egy interaktív térkép és hozzá tartozó leírások segítségével online is böngészhetünk Magyarország szentélyerdejei között: <https://szentelyerdo.wwf.hu/>.

Tinya Flóra

HUN-REN Ökológia Kutatóközpont, Ökológia és Botanikai Intézet

E-mail: tinya.flora@ecolres.hu

Beérkezett/Received: 2025. 05. 21. Elfogadva/Accepted: 2025. 05. 21.

© A Szerző/The Author, 2025

Ez egy szabad hozzáférésű cikk, amely a Creative Commons Attribution 4.0 (CC BY 4.0) licenc alatt jelenik meg./This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (CC BY 4.0).

