

TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK

27. ÉVFOLYAM

A Magyar Biológiai Társaság
Természetvédelmi és Ökológiai
Szakosztályának közleményei



Budapest, 2021

A kiadvány a Magyar Tudományos Akadémia támogatásával készült.

Szakmai támogató: Ökológiai Kutatóközpont

A kötetet szerkesztette:
Tinya Flóra & Kovács Eszter

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

Technikai szerkesztés, tördelés:
Soltész Zoltán

Angol nyelvi lektor:
Szövényiné Márialigeti Sára

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

ISSN 2786-3506 (online)

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

A közúti közlekedés természetkárosító hatása a magyarországi gerincesfaunára – Szakirodalmi áttekintés

Borza Sándor^{1, 2, 3*}, Godó Laura¹, Csathó András István⁴,
Valkó Orsolya¹ és Deák Balázs¹

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

²Debreceni Egyetem, Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

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

⁴Független kutató, 5830 Battonya, Somogyi Béla u. 42/A

*E-mail: borzas89@gmail.com

Összefoglaló: A közlekedés a civilizáció mindennapos velejárója, működésének egyik legfontosabb alappillére. Az elmúlt évtizedekben világszerte jelentős mértékben növekedett az úthálózatok hossza és a forgalomban levő gépjárművek száma. A közlekedési infrastruktúra terjeszkedése, valamint a megnövekedett forgalom mellett, hogy megnövekedett környezeti terheléshez és az élőhelyek fragmentációjához vezet, jelentősen növeli az állatok gépjárművekkel történő ütközésének esélyét is. Vizsgálatunkban összegyűjtöttük a magyarországi vonatkozású publikációkat annak érdekében, hogy rámutassunk a közúti közlekedésnek a kétéltű-, hulló-, madár- és emlős-populációkra kifejtett káros hatásaira. Az irodalmi áttekintés során 41 közleményt találtunk, amelyekben 153 gerincesfaj pusztulását regisztrálták a szerzők. Eredményeink rámutatnak, hogy közúti gázolások következtében milliárdos nagyságrendű természetvédelmi kár keletkezett, és keletkezik jelenleg is a magyarországi gerincesfaunában.

Kulcsszavak: állat–gépjármű ütközés, gépkocsik által elütött állatok, természetvédelmi kár, élőhely-fragmentáció, természetvédelem, Amphibia, Reptilia, Aves, Mammalia

Bevezetés

A közúti közlekedés a modern társadalom működésének elengedhetetlen részét képezi, ugyanakkor súlyos terhet ró a szárazföldi ökoszisztémákra. Amellett, hogy a közlekedés során káros anyagok millió tonnái kerülnek nap mint nap a légkörbe, a megépített utak és a közúti forgalom jelentős közvetett és közvetlen hatást fejtenek ki a vadon élő gerinces- és gerinctelen-állatközösségekre (van der

Ree *et al.* 2015). Az úthálózatok terjeszkedésének egyik jelentős következménye, hogy a korábban összefüggő természetes élőhelyek feldarabolódtak. A globális úthálózat mintegy 600 000 fragmentumra darabolta fel a természetes élőhelyeket, és a létrejött élőhelytöredékek több mint a fele kisebb, mint 1 km², és csak a 7%-a nagyobb, mint 100 km² (Ibisch *et al.* 2016). A közúti forgalomban közlekedő gépjárművek száma is jelentős mértékben megnövekedett az elmúlt évtizedekben. Míg 1976-ban csak 342 millió regisztrált gépjármű volt világszerte, addig 1996-ban 670 millió és 2016-ban már 1,32 milliárd volt ez az érték (http1). Ezekből a számokból jól kivehető, hogy húszévente gyakorlatilag megduplázódik a forgalomban közlekedő gépjárművek mennyisége. Magyarországon, ha nem is volt ilyen drasztikus a növekedés, de 2001 és 2020 között 2,97 millióról 4,75 millióra nőtt a gépjárművek száma (http2). Ezt pedig csak tetézi az a tény, hogy a magyarországi közúti forgalomban több millió külföldi gépjármű is megfordul évente (http2). Ezeknek a civilizációs hatásoknak köszönhetően egyre fokozódó konfliktushelyzet alakult ki az ember és az állatvilág között. A konfliktusok egyik fő forrása a vadon élő állatok elütéséből származik, amely évtizedek óta növekvő tendenciákat mutat (van der Ree *et al.* 2015).

Hill és munkatársai (2019) megállapították, hogy a vadászat után a második legjelentősebb ember által okozott mortalitási tényező a gerincesek vonatkozásában a gépjárművek általi elütés. A nemzetközi szakirodalomban már a 20. század elejétől kezdve közöltek eseteleírásokat a témában. Az első nagyléptékű felmérést 1935-ben végezték, aminek eredményeképpen 940 elütött madár tetemét regisztrálták 6 400 kilométernyi felmért angliai útszakaszon (Barnes 1936). Az első, országos léptékű vizsgálat szintén Nagy-Britanniában volt az 1960-as évek elején, ahol önkénteseket is bevontak az adatgyűjtésbe. A kutatás során megállapították, hogy hozzávetőlegesen 2,5 millió madár és félmillió emlős pusztult el a brit közutakon a felmérés egy éve alatt (Hodson és Snow 1965). Európa több országában, illetve a tengerentúlon is készítettek hasonló felméréseket a gázolásokkal kapcsolatosan (1. táblázat). Schwartz és munkatársai (2020) szerint évente az elütések miatt elpusztult gerincesek becsült száma meghaladja a 400 millió egyedét világszinten.

Annak ellenére, hogy Magyarországon nem készült országos szintű becslés, itt sem ismeretlen ez a természetvédelmi és vadgazdálkodási probléma. A témában az első magyarországi közlés Träger Józseftől származik, amely a Madártani Tájékoztató című folyóiratban jelent meg (Träger 1978). Az első szisztematikusan végzett, minden gerinces-osztályra kiterjedő vizsgálatot Onuczán József végezte 1989–1990-ben (Onuczán 1992). Gazdag Ferenc vezetésével egy fél éven át működő monitoring programban 5 880 kilométernyi felmért útszakaszon 45 gerincesfaj 955 elgázolt egyedét regisztrálták, ami az akkori jogszabályokban

1. táblázat. Az elérhető országos állat–gépjármű ütközés becslések eredményei (millió egyed/év) (Schwartz *et al.* 2020).

	Kételtű	Madár	Emlős	Összes gerinces
Ausztrália	5	-	-	-
Belgium	-	-	-	4
Brazília	-	8,4	2,2	-
Bulgária	-	5	-	-
Dánia	-	-	-	8,3
Finnország	-	-	-	6,5
Hollandia	-	2	0,2	-
Kanada	-	13,8	-	-
Németország	-	-	-	32
Spanyolország	-	-	-	10
Svédország	-	8,5	0,2	-
USA	-	340	-	-

meghatározott természetvédelmi értékekkel számolva 3,6 millió forintnyi természetvédelmi kárt eredményezett (Gazdag 2007, 2008). Mivel a közepes és nagytermetű emlőseink fokozott közlekedésbiztonsági kockázatot jelentenek a közúti forgalomban közlekedők számára, ezért ezekkel a fajokkal már többen is foglalkoztak részletesebben. Már több mint húsz éve folyamatosan gyűjtik a közúti elütési adatokat a vadászható fajokról a Magyar Vadelhullás Monitoring keretében (Faragó és László 2002). Cserkész és munkatársai (2012, 2013) a magyarországi autópályákon bekövetkezett emlősgázolásokat monitorozták éveken keresztül annak érdekében, hogy meghatározzák a problémás gyorsforgalmi útszakaszokat. Akadt olyan kutatás is, amely több évtizedes távlatban zajlott regionális léptékben. Csathó András István és Csathó András János több mint húsz éves adatsorral rendelkezik Battonya település közigazgatási határán belül, aminek eredményeképpen már több ezer állatgázolással kapcsolatos megfigyelést dokumentáltak (Csathó és Csathó 2009, 2014).

Irodalmi áttekintésünk célja, hogy összefoglaljuk a gerincesek gépjárművekkel történő ütközéséről a magyar szakirodalomban szórványosan közölt eredményeket. Célunk volt, hogy ezen adatok felhasználásával elkészítsük a Magyarország területén közúti forgalomban dokumentáltan elpusztult gerincesek fajlistáját, és becslést tegyünk az eddigi dokumentált elütések során keletkezett természetvédelmi kár mértékére. Tekintettel arra, hogy a korábban közölt elütési adatok nagyon eltérő módszertannal kerültek rögzítésre, és a legtöbb esetben ezek a tanulmá-

nyok csupán fajlistákat közöltek, így jelen tanulmánynak nem célja a nagyléptékű következtetések levonása, mintázatok feltárása. Ugyanakkor a szerzők bíznak abban, hogy egy magyarországi léptékű irodalmi áttekintés és a legveszélyeztetettebb gerincescsoportok azonosítása hozzájárulhat a probléma megértéséhez, és alapot adhat jövőbeli szisztematikus felmérések elindításához.

Anyag és módszer

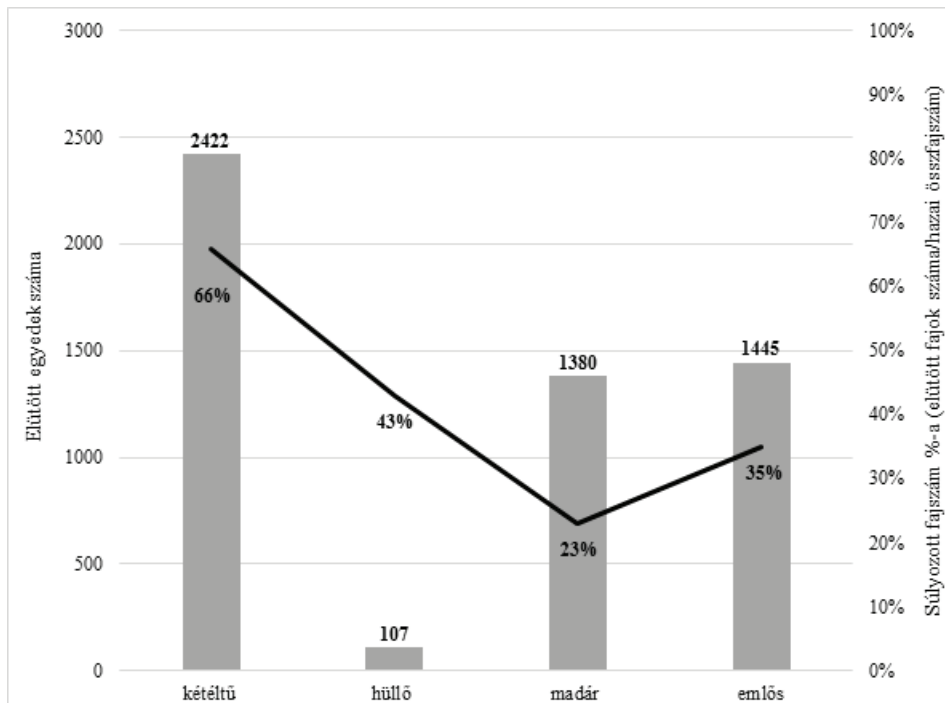
Az irodalmi áttekintés során elsődlegesen azokra a közleményekre fókuszáltunk, amelyekben természetvédelmi oltalom alatt álló, nem vadászható gerincesek elütési adatait közölték. A vadászható vadfajokra kidolgozott monitoring-rendszer viszonylag pontos becslést ad a vadelütések mértékéről (Faragó és László 2002), ám mivel cikkünk elsődleges célja a természetvédelmi kár becslése, ezért ezen fajok elütési adatait nem használtuk fel az összesítéseknél (azokat kizárólag csak a fajlistában soroltuk fel). Első lépésként részletesen áttekintettük a magyar nyelvű tudományos közleményeket, valamint az angol nyelvű, de magyarországi vonatkozású publikációkat is. A keresésekhez a Magyar folyóiratok tartalomjegyzékeinek kereshető adatbázisa (<http3>), a Google Scholar (<http4>), illetve a Web of Science (<http5>) weboldalakat használtuk. A keresések időintervalluma az első magyarországi publikáció megjelenésétől (1978) 2020-ig terjedt. A lektorált publikációkon felül az irodalmi áttekintésünkbe bevontuk az elérhető könyvfejezeteket, illetve konferenciaabsztraktokat is. Mivel ezen közlések nem szerepelnek az online adatbázisokban, sok esetben nehezen fellelhetőek, illetve nem elérhetőek, így lehetséges, hogy egyes közlések nem szerepelnek a tanulmányunkban. Minden általunk ismert elérhető forrást feldolgoztunk, és felhasználtuk az elütésekkel kapcsolatos publikált adatokat (faj, egyedszám). Ezen adatsorok felhasználásával elkészítettük a Magyarországról közölt elütési adattal rendelkező gerincesállatfajok listáját rendszertani osztályonkénti lebontásban. Meghatároztuk az ezek alapján eddig keletkezett természetvédelmi kár összegét fajonként. A kár összegének kiszámításához a jelenleg hatályban álló jogszabályban közzétett természetvédelmi értékeket használtuk fel (6/2015. (X. 26.) FM rendelet). Az elütések osztályok szerinti megoszlását azon publikációk alapján határoztuk meg, melyek a felmérés során az összes gerinces-osztályt számba vették.

Eredmények

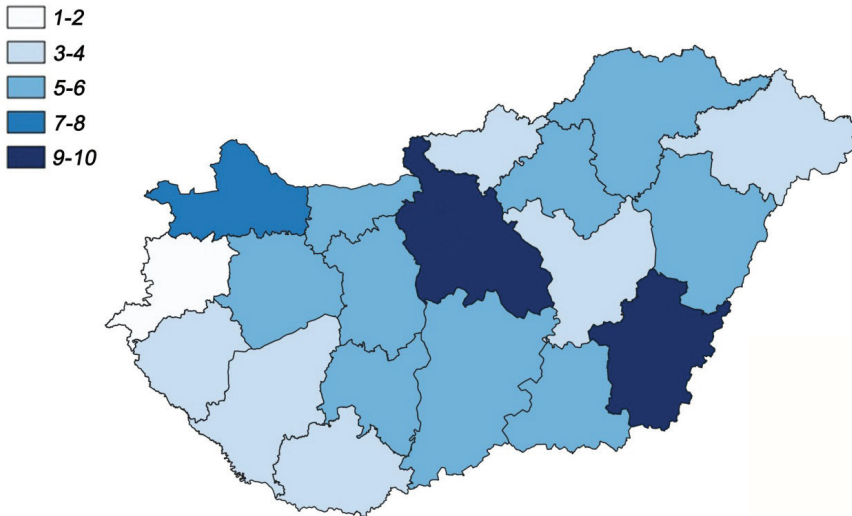
A szakirodalmi áttekintés eredményeként 41 közleményt gyűjtöttünk össze, amelyekben állat-elütésekkel kapcsolatos tényszerű közlések voltak (1. Online Füg-

gelék). Szerkezetüket és tartalmukat illetően nagy különbségek voltak az egyes közlések között. A tanulmányok között voltak egy fajjal kapcsolatos adatközlések, de találtunk komplex, mind a négy érintett gerinces-osztályt felölelő felmérést is. Több esetben a publikációk nem tartalmaztak részletes adatokat az elűtött fajokról és az egyedszámokról. A legtöbb közlés a madarakra fókuszált, őket követték az emlősök, a hüllők, majd a kétélűek. Általános, minden gerinces-taxonra kiterjedő adatgyűjtéssel hat közlemény foglalkozott részleteiben, de a mintavételezés módja (felmért útszakasz hossza, felmérési alkalmak száma) jelentősen eltérő volt. Az osztályok között a legtöbb elűtött egyed a kétélűek közül került ki, míg a legkevesebb a hüllők közül került elő. Továbbá a magyarországi fauna viszonylatában az elűtött fajok számának aránya is a kétélűek osztályában volt a legmagasabb (1. ábra).

A közlések száma jelentős térbeli eltéréseket mutatott. A közölt adatok alapján elmondható, hogy a legtöbb állat-gázolással kapcsolatos forrás Pest és Békés megyéből származott, míg a legkevesebb Vas megyéből (2. ábra). Az összesített adatok szerint összesen 153 gerincesfaj egyedei estek dokumentáltan közüti gázolás



1. ábra. Az elűtött gerinces-egyedek rendszertani osztályonkénti bontása a teljes, mind a négy taxonra kiterjedő felmérések eredményének tükrében (Träger 1978, Krug 1983, Fenyves 1989, Onuczán 1992, Gazdag 2007, Csathó és Csathó 2009), valamint az összesített adatok alapján kalkulált bizonyítottan elűtést szenvedett fajok száma a magyarországi faunakészlet viszonylatában.



2. ábra. Az állat-elütésekkel kapcsolatos közlések megyénkénti megoszlása.

áldozataul Magyarországon (2. Online Függelék). Ezek közül 130 faj áll természetvédelmi oltalom alatt, és 19 faj fokozottan védett státuszú (66/2015. (X. 26.) FM rendelet). A dokumentáltan keletkezett természetvédelmi kár meghaladta a 2,6 milliárd forintot, amelynek a döntő része a kételtűek osztályához köthető. A madarak és emlősök esetében voltak elérhetőek a legpontosabb adatok, amelyek alapján a közölt természetvédelmi kár értéke ezen két osztály esetében meghaladja a 180 millió forintot. Fontos hangsúlyozni, hogy a közölt természetvédelmi kár minden esetben becsült érték, a valódi kár minden bizonnyal több nagyságrenddel nagyobb, tekintettel arra, hogy nem a teljes országra kiterjedő, szisztematikusan gyűjtött adatsorokon alapul a becslés.

Kételtűek (Amphibia)

A témában hét publikációt találtunk. Mivel a többi taxonhoz képest a kételtűek élőhelyigénye specifikusabb, ezért az elütések számos esetben bizonyos lokalitásokhoz kötődtek (például vizes élőhelyek környezete), ahol azonban tömeges pusztulás volt tapasztalható. A gázolások tekintetében a legkritikusabb periódus a tavaszi és az őszi szezon, amikor a kételtűfajok egyedei nagy csapatokban vonulnak a telelő- és szaporodóhelyük között (Endes 1990, Puky 1987). Ha ezeket a vonulási folyosókat közutak keresztezik, az a kételtű-populációk jelentős

csökkenéséhez vezethet (Pallag 2000). Frank és munkatársai (1991) szerint az 1990-es évek elején a Fertő tó térségében egy vonulási periódus alatt 100 000 és 200 000 közötti egyedszámban pusztultak el kecskebékák – *Pelophylax kl. esculentus* (Linnaeus, 1758) – és kis tavibékák – *Pelophylax lessonae* (Camerano, 1882). Mivel a két faj természetvédelmi értéke azonos (10 000 forint), ezért faji szintű elkülönítés nélkül is megállapítható a természetvédelmi kár értéke, amely jelen esetben 1-2,2 milliárd forint közötti összeg volt. Puky (1987) hasonló problémára hívta fel a figyelmet a barna varangy – *Bufo bufo* (Linnaeus, 1758) – esetében a Börzsöny hegységet átszelő 2. számú főút vonatkozásában, illetve beszámolt az aktív természetvédelmi mentőakció sikerességéről is.

Hüllők (*Reptilia*)

A hüllők közúti gázolásával kapcsolatban tíz közleményt találtunk. Ennél a taxonómiai csoportnál is elmondható, hogy részben kötődnek bizonyos élőhelytípusokhoz (például egyes fajok vizes élőhelyekhez), így az elütések eloszlása is változó. Nagyobb mértékű pusztulást csak a vízisiklónál (*Natrix natrix* Linnaeus, 1758) közöltek. Frank és munkatársai (1991) 1 000 elhullott egyedet regisztráltak a Fertő tó térségében a tavaszi és őszi vonulás során, míg Szabolcs és munkatársai (2014) szintén 1 000 egyed feletti elhullást dokumentáltak a Bodrogzugban. Molnár és Andrési (2019) szerint Magyarországon az egyik leggyakoribb elütött hüllőfaj a mocsári teknős (*Emys orbicularis* Linnaeus, 1758), köszönhetően lassú mozgásának. A magyarországi gyíkfajok közül csak a fürge gyík (*Lacerta agilis* Linnaeus, 1758) és a zöld gyík (*Lacerta viridis* Laurenti, 1768) gázolási adatait említették az áttekintett források (Puky *et al.* 2005, Pallag 2000).

Madarak (*Aves*)

A közúti forgalomban áldozatul esett madarokról 23 publikációt találtunk a magyarországi szakirodalomban. A madarak osztályának fajai a legtöbb élőhelyen előfordulnak, így elütött egyedeik nem mutatnak a kétélűekhez és hüllőkhöz hasonló térbeli aggregációt. A publikált 99 faj közül a leggyakoribb áldozatok az énekesmadarak közül kerültek ki, de a ragadozómadarak és a vízimadarak közül is több fajt regisztráltak a szerzők. Az elütött madarak legnagyobb része Magyarországon költő faj volt, átvonuló és telelő fajok elütését csak kisebb számban regisztrálták. A publikált adatok szerint Magyarországon a leggyakrabban elgázolt madár a házi veréb (*Passer domesticus* Linnaeus, 1758) 535 dokumentált elütött egyeddel (2. táblázat).

A napjainkig közölt adatok alapján 91 természetvédelmi oltalom alatt álló madárfaj esett áldozatul gépjárműgázolásnak Magyarországon, amiből 15 fokozottnan védett státuszú. A több mint 2 000 egyedet meghaladó pusztulásból adódóan

2. táblázat. A tíz leggyakrabban elgázolt madárfaj Magyarországon a publikált adatok alapján.

Magyar név	Tudományos név	Elűtött egyedek száma
Házi veréb	<i>Passer domesticus</i>	535
Mezei veréb	<i>Passer montanus</i>	393
Tövisszúró gébics	<i>Lanius collurio</i>	277
Füsti fecske	<i>Hirundo rustica</i>	245
Fenyőpinty	<i>Fringilla montifringilla</i>	237
Molnárfecske	<i>Delichon urbicum</i>	216
Tengelic	<i>Carduelis carduelis</i>	167
Kuvik	<i>Athene noctua</i>	101
Fekete rigó	<i>Turdus merula</i>	69
Gyöngybagoly	<i>Tyto alba</i>	66

93 millió forintnyi természetvédelmi kár keletkezett. A legnagyobb dokumentált természetvédelmi kárt elszenvedett madárfaj a füsti fecske (*Hirundo rustica* Linnaeus, 1758) volt 245 egyeddel, amelynek a pénzben kifejezett természetvédelmi értéke meghaladja a 12 millió forintot (3. táblázat). A természetvédelmi szempontból legértékesebb fajok között volt a fekete gólya – *Ciconia nigra* (Linnaeus, 1758) –, a haris – *Crex crex* (Linnaeus, 1758) –, az ugartyúk – *Burhinus oediacnemus* (Linnaeus, 1758) –, a kék vércse (*Falco vespertinus* Linnaeus, 1766) és a szalakóta (*Coracias garrulus* Linnaeus, 1758) (Ambrus 1990, Gazdag 2007, Csathó és Csathó 2009, 2011). A madarak tömeges gázolása ritka jelenség, azonban néhány esetben beszámoltak ilyen jellegű pusztulásokról is. Kalotás (1982) és Nagy (1982) is jelentős pinygázolást tapasztalt a téli hónapok során, amelyeknek a nagy része fenyőpinty (*Fringilla montifringilla* Linnaeus, 1758) volt.

3. táblázat. A közúti gázolások során a tíz legnagyobb, forintban kifejezett természetvédelmi kárt elszenvedett madárfaj Magyarországon a publikált adatok alapján.

Magyar név	Tudományos név	Természetvédelmi kár (Ft)
Füsti fecske	<i>Hirundo rustica</i>	12 250 000
Molnárfecske	<i>Delichon urbicum</i>	10 750 000
Kuvik	<i>Athene noctua</i>	10 100 000
Mezei veréb	<i>Passer montanus</i>	9 825 000
Tövisszúró gébics	<i>Lanius collurio</i>	6 925 000
Gyöngybagoly	<i>Tyto alba</i>	6 600 000
Fenyőpinty	<i>Fringilla montifringilla</i>	5 925 000
Tengelic	<i>Carduelis carduelis</i>	4 175 000
Erdei fülesbagoly	<i>Asio otus</i>	3 150 000
Fekete rigó	<i>Turdus merula</i>	1 725 000

Emlősök (*Mammalia*)

A szakirodalmi áttekintés során 15 közleményt találtunk a témával kapcsolatosan. Az emlősök számos élőhelytípusban előfordulnak, így elütött egyedeikkel bárhol találkozhatunk az utak mentén. Az esetek többsége egyéni gázolás, tömeges pusztulásról nem áll rendelkezésre információ. Az összesített adatok alapján 35 emlősfaj „úti halála” volt bizonyított Magyarországon. A legtöbb közölt elütött egyed a rovarevők (*Insectivora*) és a rágcsálók (*Rodentia*) rendjéből került elő. A leggyakoribb elgázolt emlős a közölt adatok alapján a keleti sün (*Erinaceus roumanicus* Barrett-Hamilton, 1900) volt közel 1 000 egyeddel (4. táblázat).

Az elütött emlősök fajlistájában 21 természetvédelmi oltalom alatt álló faj szerepel, köztük négy fokozottan védett. Az összesített adatok alapján kb. 1 400 egyed elütését regisztrálták, amelynek következtében több mint 90 millió forintnyi természetvédelmi kár keletkezett. A legnagyobb természetvédelmi kár a vidra – *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) – esetében volt tapasztalható. Összesen 177 elütött

4. táblázat. A tíz leggyakrabban elgázolt emlősfaj Magyarországon a publikált adatok alapján.

Magyar név	Tudományos név	Elütött egyedek száma
Keleti sün	<i>Erinaceus roumanicus</i>	958
Mezei hörcsög	<i>Cricetus cricetus</i>	584
Mezei pocok	<i>Microtus arvalis</i>	395
Vidra	<i>Lutra lutra</i>	177
Erdeiegér-fajok	<i>Apodemus</i> spp.	136
Vándorpatkány	<i>Rattus norvegicus</i>	70
Molnárgörény	<i>Mustela eversmanii</i>	44
Házi egér / güzüegér	<i>Mus musculus</i> / <i>Mus spicilegus</i>	34
Vakond	<i>Talpa europaea</i>	19
Menyét	<i>Mustela nivalis</i>	16

egyedet regisztráltak, ami több mint 44 millió forint természetvédelmi kárt jelent (5. táblázat). A természetvédelmi szempontból legértékesebb fajok között megtalálható a vidra mellett a vadmacska (*Felis silvestris* Schreber, 1775), a közönséges ürge – *Spermophilus citellus* (Linnaeus, 1766) – és a nyugati földikutya fajcsoport – *Nannospalax* (superspecies *leucodon*) Nordmann, 1840 (Gazdag 2007, Csathó és Csathó 2009, Molnár és Andrési 2019, Németh *et al.* 2021).

Az emlősök közül egyes kisméretű- és dögevő fajok egyedei jelennek meg leggyakrabban az utak mentén táplálékszerzés céljából. Általánosságban elmondható, hogy az emlősök legnagyobb része csak keresztezi az utakat az élőhelyfoltok közötti átjárás során. A keleti sün gyakori elütéséhez hozzájárul, hogy a fajra jellemző védekezési stratégia, az összegömbölyödés, nem csökkenti, hanem inkább növeli az elütés esélyét (Vadonleső Group *et al.* 2019).

5. táblázat. A forintban kifejezett, tíz legnagyobb természetvédelmi kárt elszenvedett emlősfaj Magyarországon a publikált adatok alapján.

Magyar név	Tudományos név	Természetvédelmi kár (Ft)
Vidra	<i>Lutra lutra</i>	44 250 000
Keleti sün	<i>Erinaceus roumanicus</i>	23 950 000
Mezei hörcsög	<i>Cricetus cricetus</i>	14 600 000
Nyugati földikutya fajcsoport	<i>Nannospalax</i> (superspecies <i>leucodon</i>)	4 000 000
Molnárgörény	<i>Mustela eversmanii</i>	2 200 000
Mogyorós pele	<i>Muscardinus avellanarius</i>	650 000
Vakond	<i>Talpa europaea</i>	475 000
Menyét	<i>Mustela nivalis</i>	400 000
Erdei cickány	<i>Sorex araneus</i>	275 000
Keleti cickány	<i>Crocidura suaveolens</i>	275 000

Diskusszió

Magyarországon eddig 41 közlemény jelent meg az állat-gázolások témájában, amelyek több tízezer gerincesegyed pusztulásáról számoltak be, aminek következtében több milliárd forintos természetvédelmi kár keletkezett. A tanulmányok döntő része esetleírásokat tartalmaz, amelyek regionális szinten világítottak rá egyes problémás útszakaszokra és elhullásokra. Azonban ez csak a „jéghegy csúcsa”, mivel az országot teljesen lefedő és kellő időtartamú vizsgálatot még nem végeztek, illetve sok esetben a pusztulások felderítése sem egyszerű. Grilo és munkatársai (2020) modellezés segítségével megbecsülték az európai közúthálózaton elpusztult madarak és emlősök mennyiségét. Eredményeik alapján évente kb. 194 millió madár és 29 millió emlős pusztul el gépjárművekkel való ütközés során Európában. Ha ennek tükrében megvizsgáljuk az úthálózatok arányát, akkor feltételezhetően a Magyarországon elpusztult madarak és emlősök száma is több millió egyedre tehető évente.

A források heterogén jellege és a hiányos adatközlések miatt a magyarországi tanulmányokból messzemenő következtetéseket nem tudunk levonni, azonban néhány megállapításra szeretnénk felhívni a figyelmet. A közúti forgalom természetkárosító hatása eltérő mintázatokat mutatott a különböző gerinces-osztályoknál. Míg a kétélűeknél szinte kizárólag csak tömeges pusztulásokat közöltek (Frank *et al.* 1991, Puky 1987, Puskás 2019, Ursu 2019), addig a többi osztálynál az ilyen jellegű események jóval ritkábbak voltak. A hullók esetében is tapasztaltak nagyszámú, egy adott rövid útszakaszhoz kötődő elütéseket a vonulási időszak-

ban, de ezek mértéke nagyságrendekkel kisebb volt a kétéltűekéhez képest (Frank *et al.* 1991, Szabolcs *et al.* 2014). A madaraknál három tanulmányban találtunk információt tömeges elhullásokról. Kalotás (1982) és Nagy (1982) nagyszámú pinty pusztulásáról számolt be. Közlésük alapján a madarak a tartós hóborításnak köszönhetően rendszeresen a letakarított utakon és az útszegélyeken táplálkoztak, így fokozottan ki voltak téve a gépjárművekkel való ütközésnek. E. Nagy (1981) tömeges molnárfecske-pusztulást tapasztalt 1981 júliusában Visegrád térségében. Véleménye szerint a markáns lehülés és esős időjárás következtében a kimerült madarak az úttest közvetlen közelében vadásztak, emiatt estek áldozatul a közúti forgalomnak. A szerző az utóbbi jelenséget az esőzések utáni légnomáساسéssel magyarázta, aminek következtében a molnárfecskék táplálékául szolgáló rovarok is az utak mentén koncentráálódtak. Az emlősök esetében nem találtunk semmilyen tömeges pusztulásra utaló forrást.

A közúti gázolások idő- és térbeli mintázatában is találtunk összefüggéseket a kétéltű- és a hulló-gázolások között. Egyértelműen kijelenthető, hogy ennél a két csoportnál az őszi és tavaszi vonulás során következtek be a legnagyobb mértékű pusztulások. Emellett a táji környezet is fontos szerepet játszott az elütési gócpontok kialakulásában. A madár- és az emlős-gázolások tekintetében idő- és térbeli mintázatot nem tudtunk meghatározni a publikált adatokból. Mivel ezen taxonok képviselői megtalálhatók valamennyi magyarországi, utak mentén előforduló élőhelytípusban, így szinte akárhol találkozhatunk elütött egyedekkel a magyarországi utakon. Monoki (2005) a nappali ragadozómadarak és a baglyok elütésének legfőbb okát a kisemlősök utak menti nagy egyedszámú populációiban látja. A magas rézsűvel rendelkező utak menedékként szolgálnak a kisemlősök számára. Továbbá a közúti terményszállítás során rendszeresen az utakra hullanak a gazdasági haszonnövények termései, amelyek időszakosan megfelelő táplálék-bázist nyújtanak számukra. Utóbbi hatás a magevő énekesmadarak egy részét is az utakra csábíthatja, megnövelve az elütések esélyét. Feltehetőleg az útmenti vegetáció (fák, cserjék, árkok nádasai) is jelentősen befolyásolja a madarak elütésének gyakoriságát (van der Ree *et al.* 2015). Számos faj választja esetenként ezeket az élettereket fészkelő-, pihenő-, illetve vártahelyül.

A közúti közlekedés mint természetkárosító tényező hatással van egyes védett és fokozottan védett fajok populációnagyságára. Mátics (2004) a gyöngybagoly – *Tyto alba* (Scopoli 1769) – gyűrűzési–megkerülési adatai alapján kimutatta, hogy a meggyűrűzött elpusztult madarak közel 20%-a a közúti közlekedésnek esett áldozatul. Csathó és Csathó (2009) megvizsgálta a közúti elütések Bottonya külterületén fészkelő madárpopulációkra gyakorolt hatását. A térség egyik leggyakoribb fészkelő madárfaja, a tövisszűrő gébics (*Lanius collurio* Linnaeus, 1758) esetében azt állapították meg, hogy a költési időszakban elpusztult adult

madarak a helyi populáció kb. 3,2%-át tették ki. Mindemellett az öreg madarak elpusztulása esetén a fiókák kirepülésének esélye is csökkenhet.

Természetvédelmi szempontú kitekintés

Több országban már évtizedek óta folyik rendszeres adatgyűjtés az utakon elpusztult állatokról. Azon kívül, hogy ezek a vizsgálatok fontos információval szolgálnak az elütött állatok faji hovatartozásáról, egyedszámáról és az okozott természetvédelmi kár mértékéről, más szempontból is értékesek lehetnek a természetvédelem számára. A nemzetközi szakirodalomban több példát is találhatunk arra, hogy az elütések felmérése hozzájárulhat a nehezen megfigyelhető fajok állomány nagyságának becsléséhez és elterjedési területeinek pontosításához. Nagy-Britanniában a közönséges görény (*Mustela putorius* Linnaeus, 1758) észleléseinek több mint a felét az utak mentén elpusztult egyedek tették ki (Croose 2016). Csathó és Csathó (2009) a mezei hörcsög (*Cricetus cricetus* Linnaeus, 1758) populációdinamikai változását követték nyomon az elütésekből származó adatok segítségével Battonya térségében. A rágcsősfaj gradációját érintő időszakokban megfigyelhető volt a molnár görény (*Mustela eversmanii* Lesson, 1827) populációjának növekedése is. Az elütött állatok genetikai vizsgálatával megismerhető a populációk genetikai diverzitása, ami különösen fontos a nehezen befogható, de gyakran közúti gázolásra kerülő fajok, mint például a vidra esetében is (Lehoczky *et al.* 2015). Kivételes esetekben az elütéseknek köszönhetően az adott térség faunájában ritka vagy akár arra új fajok is előkerülhetnek (Safford *et al.* 1995, Dyczkowski 2016). Magyarországon is volt már erre példa, egy alkalommal egy nyílfarkú halfarkas (*Stercorarius longicaudus* Vieillot, 1819) elgázolt egyede került elő, ami a faj tizedik hitelesített, magyarországi megkerülését eredményezte (Hadarics 2009). Lengyelországban például a tájidegen fajok állomány növekedési és elterjedési folyamatának kimutatásában nagy szerepe volt az elütés következtében megkerült nyestkutyák – *Nyctereutes procyonoides* (J. E. Gray, 1834) – adatainak (Kowalczyk *et al.* 2009). A magyarországi adatsorokban is találhatunk példát inváziós fajok jelenlétére az elütött fajok között, pl. a pézsmapocok – *Ondatra zibethicus* (Linnaeus, 1766) – „személyében”. Az elütött állatok bizonyos esetekben hozzájárulnak egy faj kórélettanának megértéséhez. Egyes helyszíneken az elütött állatokon laboratóriumi vizsgálatokat is végeznek annak érdekében, hogy különböző betegségeket vagy kemikáliák maradványainak mennyiségét elemezzék bizonyos fajokban. Angliában és Walesben begyűjtött elütött vidrák szövetmintáinak elemzése során kiderült, hogy szervezetükben nagymértékben jelen van egy égésgátló anyag származéka (Pountney *et al.* 2015). Magyarországon Lanszki *et al.* (2007) kutatásában vidrák *post mortem* vizsgálatát végezték el, a tetemek mintegy 90%-a közúti gázolásból származott. Heys és munkatársai

(2017) az 1979 és 1990 között elgázolt karvalyoktól – *Accipiter nisus* (Linnaeus, 1758) – származó agyszövet-mintákat elemezték peszticid-származékok kimutatása érdekében. Fenti példák alapján az elütött állatok vizsgálata számos módon járulhatna hozzá a magyarországi ökotoxikológiai, invázióbiológiai és állategészségügyi kutatásokhoz. Egyes esetekben akár működőképes monitoring-rendszert is ki lehetne építeni ezen kérdések vizsgálatára.

A civilizáció jelentős terhet ró az élővilágra, amely hatások nagymértékben befolyásolják az állatokat és életterületüket. Annak érdekében, hogy ezt a negatív hatást mérsékelni tudjuk, szükség van minél átfogóbb monitoring-rendszer felállítására. Magyarországon több szervezet (nemzeti parkok, civil egyesületek) gyűjt elütésekkel kapcsolatos adatokat, azonban ezek feldolgozása háttérbe szorul, illetve az eltérő felmérési módszerek miatt elemzésük sokszor nehézkes. Szükség lenne életre hívni egy monitorozó hálózatot az elütések felmérésére, amelyen belül egységes módszerekkel, országos szinten lehetne gyűjteni az adatokat. Ezáltal pontosabb képet kaphatnánk arról, hogy az állatok gépjárművekkel történő ütközése mekkora természetvédelmi problémát jelent. Már 12 országban vontak be civileket is az adatgyűjtésbe különböző digitális platformok segítségével egészen jó hatásfokkal (Waetjen és Shilling 2017). A „citizen science” keretén belül már Magyarországon is működnek olyan kezdeményezések, amely közismert fajokról többek között gázolási adatokat is gyűjtenek (http6, http7). A Vadonleső projekt többéves felmérésének köszönhetően sikerült például az urbanizálódott keleti sün állományokat felmérni Budapesten és vonzaskörzetében, illetve felderíteni az elütésekkel kapcsolatos „hotspot”-okat (Vadonleső Group *et al.* 2019).

A publikált eredmények jól tükrözik, hogy a közúti közlekedés természetkárosító hatása nem új keletű, de annál inkább jelentős mértékű természetvédelmi probléma Magyarországon is. Az állatok megóvása érdekében már évtizedek óta zajlanak természetvédelmi célú beruházások és mentőakciók országsszerte. A kétéltűek és hüllők vonatkozásában több sikeres projektről is számot adtak, ahol több tízezres nagyságrendben sikerült megmenteni az említett két taxon egyedeit. Puskás (2019) a békaalagutak hatékony működéséről, míg Puky (1987) és Ursu (2019) a mentőakciók kiemelkedő természetvédelmi szerepéről tesz említést. A madarak és emlősök terén már nehezebb feladata van a természetvédelemnek, de ezen taxonok védelmére is alkalmaznak különböző védelmi berendezéseket (madárfal, vadkerítés, vadátjáró stb.). Részletesebb vizsgálatok eredményeinek segítségével és a társadalmi tudatformálás eszközével további előrelépéseket lehetne tenni annak érdekében, hogy mérsékeljük az állatvilág és a civilizáció között kialakuló konfliktushelyzeteket.

Köszönetnyilvánítás – A cikk az Innovációs és Technológiai Minisztérium Kooperatív Doktori Program doktori hallgatói ösztöndíj programjának a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs alaphól finanszírozott szakmai támogatásával készült (KDP-2020-967901). Köszönjük az NKFI FK 124404 (VO) és az NTP-NFTÖ-21-B-0095 (GL) pályázat támogatását.

Irodalomjegyzék

- Ambrus, B. (1990): Gépjárművek okozta madárpusztulások Kömlő és Hevesvezekény közötti útszakaszon 1989.06-08. hónapokban. *Madártani Tájékoztató* 1990(3-4): 16–17.
- Barnes, M. D. (1936): The death-roll of birds on our roads. *Naturalist* 1936: 85–86.
- Croose, E. (2016): *The distribution and status of the polecat (Mustela putorius) in Britain 2014–2015*. The Vincent Wildlife Trust, Ledbury, 65 p.
- Csathó, A. I., Csathó, A. J. (2009): *Elütött állatok Battonyán*. CSEMETE Természet- és Környezetvédelmi Egyesület, Battonya – Szeged, 63 p.
- Csathó, A. I., Csathó, A. J. (2011): Elütött állatok felmérése Battonya város közútjain. In: Tóth, M., Puky, M. (szerk.): *Vonalas létesítmények és élővilág: Hogyan létezhetnek egymás mellett? Vonalas létesítmények IENE Műhelytalálkozó. Program és összefoglalók*. Magyar Biológiai Társaság Környezet- és Természetvédelmi Szakosztály, Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest, pp. 10–11.
- Csathó, A. I., Csathó, A. J. (2014): Az idén huszadik éves battonyai elütöttállat-felmérés legutóbbi öt évének (2010–2014) adatai. In: Lengyel, Sz. (szerk.): *IX. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia – „Tudományoktól a döntéshozatalig”, absztrakt-kötet*. Magyar Biológiai Társaság, Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszék, MTA Ökológiai Kutatóközpont, Szeged, pp. 45–46.
- Cserkész, T., Farkas, J., Ottlecz, B. (2012): Közlekedési áldozatok a természetből – A vadelütésről tárgyilagosan. *Élet és Tudomány* 67(9): 269–271.
- Cserkész, T., Ottlecz, B., Cserkész-Nagy, Á., Farkas, J. (2013): Interchange as the main factor determining wildlife–vehicle collision hotspots on the fenced highways: spatial analysis and applications. *European Journal of Wildlife Research* 59(4): 587–597. <https://doi.org/10.1007/s10344-013-0710-2>
- Dyczkowski, J. (2016): Golden nightjar in western Sahara, Morocco, in May 2015. *Dutch Bird* 38: 80–86.
- E. Nagy, L. (1981): Madárpusztulás a közutakon. *Madártani Tájékoztató* 1981(4): 198–199.
- Endes, M. (1990): Kígyót, békát. *Calandrella* 4(1): 110–111.
- Faragó, S., László, R. (2002): Gépjármű-vad ütközés okozta vadelhullások a magyar vadállományban. *Nimród* 90(2): 20–22.
- Fenyves, L. (1989): Gerinces állatok pusztulása az utakon. *Madártani Tájékoztató* 1989(1–2): 54–55.
- Frank, T., Pellingner, A., Selyem, J. (1991): Kétéltű (Amphibia) és hüllő (Reptilia) védelem a Fertőtő mentén (1987-1990): *A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület III. Tudományos Ülése Évkönyve*, Szombathely, pp. 330–337.
- Gazdag, F. (2007): A közúti közlekedés, mint természetkárosító tényező. *Magyar Vadászlap* 2007(8): 476–477.
- Gazdag, F. (2008): Autós vámszedők. A száguldás áldozatai. *Természetbúvár* 63(1): 40.

- Grilo, C., Koroleva, E., Andrášik, R., Bíl, M., González-Suárez, M. (2020): Roadkill risk and population vulnerability in European birds and mammals. *Frontiers in Ecology and the Environment* 18(6): 323–328. <https://doi.org/10.1002/fee.2216>
- Hadarics, T. (2009): Érdekes madármegfigyelések (2009. augusztus–október). *Madártávlat* 2009(4): 32.
- Hill, J. E., DeVault, T. L., Belant, J. L. (2019): Cause-specific mortality of the world's terrestrial vertebrates. *Global Ecology and Biogeography* 28(5): 680–689. <https://doi.org/10.1111/geb.12881>
- Hodson, N. L., Snow, D. W. (1965): The road deaths enquiry, 1960–61. *Bird Study* 12(2): 90–99. <https://doi.org/10.1080/00063656509476091>
- Ibisch, P. L., Hoffmann, M. T., Kreft, S., Pe'er, G., Kati, V., Biber-Freudenberger, L., Selva, N. (2016): A global map of roadless areas and their conservation status. *Science* 354 (6318): 1423–1427. <https://doi.org/10.1126/science.aaf7166>
- Kalotás, Zs. (1982): Tömeges madárpusztulás az utakon. *Madártani Tájékoztató* 1982(2–3): 132–133.
- Krug, T. (1983): Autók által okozott madár- (és egyéb állat-) pusztulások 1982-ben. *Madártani Tájékoztató* 1983(3–4): 80.
- Lanszki, J., Sugár, L., Orosz, E. (2007): Hazai vidrák morfológiai jellemzői és elhullási okai *post mortem* vizsgálat alapján. *Állattani Közlemények* 92(1): 67–76.
- Lehoczky, I., Dalton, D. L., Lanszki, J., Sallai, Z., Madisha, M. T., Nupen, L. J., Kotzé, A. (2015): Assessment of population structure in Hungarian otter populations. *Journal of Mammalogy* 96(6): 1275–1283. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv136>
- Mátics, R. (2004): A gyöngybagoly (*Tyto alba*) természetes és nem természetes mortalitása: nő az utakon történő pusztulás jelentősége. *Természetvédelmi Közlemények* 11: 517–524.
- Molnár, Gy., Andrés, P. (szerk.) (2019): *A civilizáció káros hatásai az élővilágra Magyarországon*. Typotex Kiadó, Budapest, 297 p.
- Monoki, Á. (2005): Lőtt rétisas mentése Kunhegyes határában. *Zöld Híradó* 9(6): 5.
- Nagy, S. (1982): Madárpusztulások Dombóvár környékén. *Madártani Tájékoztató* 1982(4): 274–275.
- Németh, A., Schneider, V., Váczi, O., Csorba, G. (2021): Felszínen mozgó földikutyák – A földikutyák védelmének új kihívása. *Természetvédelmi Közlemények* 27: 36–54. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2021.27.36>
- Onuczán, J. (1992): Elpusztult gerinces állatok az úttesten. *Madártani Tájékoztató* 1992(1–2): 4.
- Pallag, O. (szerk.) (2000): *Nyomvonalas létesítmények élőhely-fragmentáló hatása*. Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest, 107 p.
- Puky, M. (1987): Varangy akció. *Természetvédelem* 17: 22–23.
- Puky, M., Schád, P., Szövényi, G. (2005): *Magyarország herpetológiai atlasza*. Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest, 207 p.
- Puskás, J. (2019): Kételtű fajok és vidrák gázolási nagyságrendje Szeged környéki közutakon. In: Molnár, Gy., Andrés, P. (szerk.): *A civilizáció káros hatásai az élővilágra Magyarországon*. Typotex Kiadó, Budapest, pp. 132–133.
- Safford, R. J., Ash, J. S., Duckworth, J. W., Telfer, M. G., Zewdie, C. (1995): A new species of nightjar from Ethiopia. *Ibis* 137(3): 301–307. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1995.tb08025.x>
- Schwartz, A. L., Shilling, F. M., Perkins, S. E. (2020): The value of monitoring wildlife roadkill. *European Journal of Wildlife Research* 66(1): 1–12. <https://doi.org/10.1007/s10344-019-1357-4>
- Szabolcs, M., Zsolyomi, T., Lengyel, Sz. (2014): Kigyók közüti pusztulása a Bodrog-folyó mentén. In: *IV. Herpetológiai Előadótűlés. Előadások összefoglalói*. Magyar Természettudományi Múzeum, Magyar Biológiai Társaság Állattani Szakosztálya, Magyar Madártani- és Természetvédelmi Egyesület Kételtű- és Hüllővédelmi Szakosztálya, Budapest, p. 21.

- Träger, J. (1978): Gépkocsik által elgázolt állatok. *Madártani Tájékoztató* 1978(3): 17–18.
- Ursu, D. B. (2019): Az utakon történt békaelütések tapasztalatai és megelőzésük lehetőségei FARMOSON. In: Molnár, Gy., Andrási, P. (szerk.): *A civilizáció káros hatásai az élővilágra Magyarországon*. Typotex Kiadó, Budapest, pp. 139–140.
- Vadonleső Group, Brendt, M., Lukács, A., Oláh, B. K., Farkas, A. (2019): Urban hedgehogs (*Eri-naceus roumanicus*) in Budapest: live or let die. *Hungarian Agricultural Research* 28(3): 20–26.
- van der Ree, R., Smith, D., Grilo, C. (2015): *Handbook of Road Ecology*. Wiley-Blackwell, Oxford, 552 p.
- Waetjen, D. P., Shilling, F. M. (2017): Large extent volunteer roadkill and wildlife observation systems as sources of reliable data. *Frontiers in Ecology and Evolution* 5: 89. <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00089>

Hivatkozott jogszabályok:

- 66/2015. (X. 26.) FM rendelet az elkobzott védett természeti értékekkel kapcsolatos intézkedésekről szóló 19/1997. (VII. 4.) KTM rendelet, valamint a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről szóló 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet módosításáról.

Internetes források:

- http1: <https://carsguide.com>
http2: <https://www.ksh.hu>
http3: <https://matarka.hu>
http4: <https://scholar.google.com>
http5: <https://webofscience.com>
http6: <https://vadonleso.hu>
http7: <https://herpterkep.mme.hu/>

Függelék:

A cikkhez tartozó Online Függelékek a folyóirat honlapján találhatóak.

1. Online Függelék: Az adatelemzéshez felhasznált publikációk listája.
2. Online Függelék: A Magyarországon publikált elütési adatokkal rendelkező gerincesfajok listája.

Negative effects of traffic on vertebrate species – A literature review from Hungary

Sándor Borza^{1, 2, 3*}, Laura Godó¹, András István Csathó⁴,
Orsolya Valkó¹ & Balázs Deák¹

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

²*University of Debrecen Juhász-Nagy Pál Doctoral School, H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary*

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

⁴*Independent researcher, H-5830 Battonya, Somogyi Béla u. 42/A, Hungary*

*E-mail: borzas89@gmail.com

Traffic is one of the most important pillars of economy and is a central factor of our everyday lives. In the past decades, the expanse of road networks and the number of vehicles increased considerably all over the world. These effects pose a serious threat to the wildlife, and generates conflicts between humans and the wildlife, including animal-vehicle collisions have become a major problem. In our review, we surveyed the related publications from Hungary in order to identify the negative effects of traffic on vertebrates. We found 41 articles related to animal-vehicle collisions, which list a total of 153 vertebrate species involved in roadkill. The nature conservation damage caused by the road-kills exceeded one billion HUF in the case of the vertebrate fauna in Hungary.

Keywords: animal-vehicle collision, roadkill, road mortality, nature conservation damage, habitat fragmentation, Amphibia, Reptilia, Aves, Mammalia

Ajánlások földikutya-állományok egyedszámváltozásának egységes nyomon követéséhez

Moldován Orsolya^{1,2}, Schneider Viktor³, Szél László¹ és
Németh Attila^{2,4*}

¹Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, 4024 Debrecen, Sumen u. 2.

²Debreceni Egyetem, Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék,
4032 Debrecen, Böszörményi út 138.

³Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, 6000 Kecskemét, Liszt Ferenc u. 19.

⁴Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 1121 Budapest, Költő u. 21.

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

Összefoglaló: A földikutyák Magyarország legveszélyeztetettebb emlőslatai közé tartoznak. Kizárólagosan talajlakó életmódjuk miatt állományaik egyedszámának meghatározása, állományváltozásaik nyomon követése roppant nehéz feladat, pedig nagy szükség lenne megbízható állományadatokra. Az 1980-as évek óta számos kezdeményezés történt monitorozásuk módszertanának kidolgozására. Publikációnkban áttekintjük a hazai természetvédelmi gyakorlatban a földikutya-állományok egyedszámának nyomon követésére alkalmazott módszereket. Az utóbbi években összegyűlt gyakorlati tapasztalatok alapján megvitatjuk az olyan, állományfelmérések során felmerülő nehézségeket, mint a földikutya-túrák azonosítása, az élőhelyek talajtani sokfélesége által okozott módszertani problémák, vagy az állományfelmérés időpontjának megválasztási nehézségei. Javaslatokat fogalmazunk meg egy egységes, a Kárpát-medence-szerte bárhol alkalmazható földikutya-monitorozási protokoll kidolgozásához.

Kulcsszavak: *Nannospalax* (superspecies *leucodon*), állományfelmérés, monitorozás, egyedszámbebecslés, módszertan, élőhelyi jellemzők

Bevezetés

A természeti értékek állapotának, illetve állapotváltozásának nyomon követése, vagyis monitorozása a természetvédelem meghatározó feladata (Yoccoz *et al.* 2001), amely ritka vagy veszélyeztetett élőlények esetében különösen nagy jelentőséggel bír (Schemske *et al.* 1994). Az egyedszám és elterjedés időbeli változásainak, ingadozásainak ismerete a természetvédelmi szempontból jelentős fajok esetében elengedhetetlen fontosságú a gyakorlati természetvédelmi feladatok és prioritások pontos és helyes meghatározásához (Yoccoz *et al.* 2001).

Bizonyos élőlények esetében, például azok rejtett életmódja miatt, a monitorozási tevékenység komoly kihívást jelent (Mills *et al.* 2000). A hazai természeti értékek sorában ilyenek a nyugati földikutya (*Nannospalax* [superspecies *leucodon*] Nordmann, 1840) kistajók Magyarországon előforduló állományai. A földikutyák kizárólagosan talajlakó életmódja miatt elterjedésük és egyes állományaik egyedszámának meghatározása, illetve a populációk állományváltozásainak nyomon követése roppant nehéz feladat. Ugyanakkor a fajcsoport kritikus természetvédelmi helyzete miatt nagy szükség lenne megbízható állomány- (és elterjedési) adatokra. Mindezt jól mutatja, hogy a hazai földikutyák monitorozására vonatkozó legelső próbálkozások már az 1980-as években megkezdődtek (Palotás 1982, 1987, Végh 1986). Az egységes módszertan szerinti monitorozására irányuló törekvések az ezredfordulótól új lendületet vettek (Horváth 1999, Horváth és Vadnay 2001). Valamennyi hazánkban alkalmazott módszer a földikutyák jelenlétének a felszínről is észlelhető nyomaira összpontosított, a túrások számát és pozícióját követte nyomon. Mindez összhangban állt a földikutyák monitorozásának külföldön alkalmazott módszereivel (Mikes *et al.* 1982, Zuri és Terkel 1996). Az ezredfordulón kidolgozott módszer (Horváth és Vadnay 2001) sokáig az egyetlen volt a hazai földikutya-állományok felmérésére (Bihari *et al.* 2009). Azonban az ismert földikutya-populációk számának növekedésével (Németh *et al.* 2020) egyre több élőhelyen vált szükségsszerűvé az állományok rendszeres nyomon követése. Ezt a tevékenységet ugyanakkor a különböző felmérők nem egységes és nem koordinált módon végezték. Az érintett nemzeti park igazgatóságok működési területein olyan monitorozási eljárások jelentek meg a gyakorlatban, melyek módszertanilag a korábbi hazai gyakorlathoz (Horváth 1999, Horváth és Vadnay 2001) épültek ugyan, ám részleteiben attól mégis eltértek. A különböző földikutya-élőhelyeken párhuzamosan alkalmazott felmérési módszerek idővel egymástól is egyre jobban különböztek. Ez a helyzet ma is megfigyelhető: a Kiskunsági, a Körös-Maros, vagy éppen a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság működési területein eltérő módszereket alkalmaznak a földikutya-állományok évenkénti felmérése során. Így azonban az ország egyes földikutya-élőhelyeiről rendelkezésre álló állomány-, vagy állományváltozás-adatok nem, vagy csak részben hasonlíthatók össze egymással. A természetvédelmi stratégiák megtervezése, a prioritások és szükséges intézkedések meghatározása során mindez számos nehézséget okoz. A hazánkban élő földikutyakistfajok állományai jellemzően több nemzeti park igazgatóság működési területe között oszlanak meg, az eltérő felmérési módszerek miatt azonban az egyes kistajókra vonatkozó állományadatok nem összevetethetők és nem összeadhatók. Amennyiben mégis összegezzük őket, akkor az egyes kistajók országos állományadatai, állományváltozásuk trendjei, valamint a rájuk alapozott stratégiák és akciótervek megbízhatósága válik kérdésessé.

Jelen publikációban áttekintjük a hazai természetvédelmi gyakorlatban a földikutya-állományok egyedszámának nyomon követésére alkalmazott módszereket. Az utóbbi években összegyűlt gyakorlati tapasztalatok alapján megvitatjuk az állományfelmérések során felmerülő nehézségeket, és javaslatokat fogalmazunk meg egy egységes, a Kárpát-medencében bárhol alkalmazható földikutya-monitorozási protokoll kidolgozásához.

Anyag és módszer

A földikutya-monitorozással kapcsolatos problémák megvitatásának szakmai alapját azok a terepi adatok adják, melyek a földikutya-áttelepítések 2013-as kezdete óta (Ruzsa *et al.* 2020) gyűltek össze az állatok befogása, illetve az áttelepített egyedek utánkövetése során. Az áttelepítésekhez kapcsolódó terepi tevékenységek közben számos gyakorlati kérdés és probléma is felmerült. Ezek a helyzetek lehetővé tették a 2000-es évek közepétől mind nagyobb számban rendelkezésre álló monitorozási adatok megbízhatóságának egyfajta ellenőrzését, objektív értékelését.

Az említett gyakorlati problémák, élethelyzetek az alábbiak voltak:

i) Az áttelepítés érdekében végzett befogások során valóban annyi földikutyaegyedet lehetett-e megtalálni egy élőhelyen, mint amit a monitorozási adatok mutattak, és az egyedek valóban az előre jelzett helyeken voltak-e? Ennek ellenőrzésére a hajdúhadházi Liget-legelőn, a debreceni (nyulasi) lucernaföldön és a debrecen-józsai építési telkeken, a Bajai Földikutya Rezervátumban, valamint a Kelebia és Ásotthalom közötti földikutya-élőhelyeken nyílt lehetőség.

ii) Bizonyos esetekben, a befogásokat követően sor került az áttelepített egyedek eredeti járatrendszerének teljes feltárására. Ezek dokumentációja fontos információkkal szolgál arra vonatkozóan, hogy a járatrendszerek ténylegesen akkorak-e, mint a monitorozási felmérések alapján egy egyed territóriumaként definiált terület, valamint, hogy az egy egyednek tulajdonított túrások valóban egyazon járatrendszerhez kapcsolódtak-e. Járatrendszerek teljes kiásására a hajdúhadházi, a debrecen-józsai és a bajai populációk élőhelyein került sor.

iii) Az áttelepített egyedek sorsát az elengedését követően a legtöbb akció esetében egy éven át, heti rendszerességgel nyomon követték (Ruzsa *et al.* 2020). Mivel az új élőhelyeken más földikutyák nem éltek, csupán a betelepített egyedek – amelyek tulajdonságai (koruk, nemük, elengedési helyük) pontosan ismertek voltak –, így mindaddig példátlan körülmények között nyílt lehetőség a földikutyák tanulmányozására. A gyűjtött adatok számos kérdésre segítenek választ adni: Miként építi ki a földikutyaegyed a teljes járatrendszerét az új élőhelyen? Milyen

az egyes földikutyák térbeli és időbeli aktivitása az év során? Mennyi túrás tartozik egyazon példányhoz? Milyen az egyes egyedek territóriumának mérete és alakja? Különböző körülmények között milyen méretű és alakú túrásokat készítenek a földikutyák? Áttelepített földikutyák tevékenységének nyomon követése Bagamér közelében (Kék-Kálló mente) (Moldován 2014), Pocsaj mellett (Lőszletörés), Baján (Schneider *et al.* 2019), valamint a Madarasi gyepen történt.

Mindezek mellett 2018 és 2019 során több alkalommal került sor olyan állományfelmérésekre és terepi bejárásokra, melyeken több nemzeti park igazgatóság munkatársai együtt vettek részt. Ezeknek célja az egyes élőhelyeken felmerülő, állományfelméréshez kapcsolódó nehézségek megvitatása, a tapasztalatok megosztása, együtt gondolkodás és a használt módszerek közösen történő fejlesztése volt. A Hortobágyi, a Körös-Maros, és a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóságok munkatársainak részvételével zajló események közös tapasztalatai, valamint a különböző élőhelyeken évek alatt összegyűlt tudás megfelelő bázist biztosítanak a felmérési módszerek értékeléséhez, a monitorozás közben jelentkező problémák megválaszolásához, és egy, a térségben bármelyik élőhelyen jól használható földikutyá-állományfelmérő módszertan kidolgozásához.

Eredmények és megvitatásuk

Földikutyá-állományok felmérésre alkalmazott hazai és külföldi módszerek áttekintése

Hazánkban először valószínűleg Palotás végzett állománybecslést a hajdúbagosi földikutyá-populáció élőhelyén 1982-ben, majd 1987-ben (Palotás 1982, 1987). Eredményei azonban csupán kéziratos kutatási jelentés formájában láttak napvilágot. Végh (1986) ugyanakkor alaposan dokumentált állományfelmérést végzett szintén Hajdúbagason. Bár lehetőségeihez mérten az összes észlelhető túrást rögzítette, az egyedszám meghatározásához csak a „nagy túrásokat” használta. Vársárhelyi (1926) nyomán feltételezte ugyanis, hogy minden egyed csupán egyetlen nagyméretű túrast épít az év során, mivel az alatt párzó- vagy utódnevelő, esetleg teletlőkamra található.

Az ezredfordulón Horváth és Vadnay (2001) más módszert használtak a földikutyá-állományok egyedszámának meghatározására. Az élőhelyek részletes bejárása során a friss túrások számolása alapján végeztek egyedszámbecslést. Földikutyá-előfordulásnak a kerek keresztmetszetű, 6 cm-nél nagyobb átmérőjű „hurkákból” álló kupacok jelenlétét tekintették (Vadnay 2000, Horváth és Vadnay 2001, 2006).

Gyakorlatilag ezzel párhuzamosan született meg a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer földikutya-állományok monitorozására javasolt, nagyon hasonló módszertanú protokollja (Horváth 1999). A készítése idején jellemző hiányos ismeretek ellenére a szakirodalomra alapozva megalkotott, részletesen kidolgozott módszertant a gyakorlatban soha, sehol nem alkalmazták. A protokoll a mintavételt két periódusban javasolja, a téli időszakban (december–február) 1-3 terepbejárással, és kora tavasszal (március–április) 8-11 bejárással. A bejárások során a telelőkamrák és a túráshalmazok középpontjának (GPS) koordinátáit szükséges feljegyezni (Horváth 1999).

A 2000-es évek végén Bihari és munkatársai (2009) a Horváth és Vadnay (2001) által kidolgozott módszert fejlesztették tovább. A novemberben zajló monitorozás során sávós felmérést alkalmaztak, a teljes területet bejárva egymástól 200 méterre levő párhuzamos útvonalak mentén. Földikutyatúrásnak a 60 cm-nél nagyobb alapátmérőjű, a 4 cm-t meghaladó átmérőjű hurkákat tartalmazó kupacokat tekintették. Csak a friss túrások rögzítésére került sor, és tekintettel a földikutyák erősen territoriális viselkedésére (Vásárhelyi 1926) a 4-10 túrásból álló „túrásbokrokot” tekintették egy egyedtől származó életnyomnak (Bihari *et al.* 2009).

Az elmúlt évtized során a különböző nemzeti park igazgatóságok területén nem egységes módszertan szerint zajlott a földikutya-állományok monitorozása. A Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság földikutya-állományait évente egyszer vagy többször, de csak tavasszal mérik fel. A földikutyatúrások azonosítása érdekében, ha szükséges, a járatrendszereket is megnyitják. A már felmért túrásokat széttagolják, a későbbi ismételt rögzítés elkerülése érdekében. A monitorozás során a földikutyaegyedek feltételezett pozíciója – vagyis a földikutyatúrások egymástól vizuálisan elkülönülő csoportjainak középpontja – mellett valamennyi, a területen megtalálható földikutyatúrás helyzete is rögzítésre kerül. A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság földikutya-állományai esetében évente egyszer, ősszel történik állományfelmérés, melynek során sávós felmérést alkalmaznak. A monitorozás során a földikutyaegyedek feltételezett pozíciója (a földikutyatúrások egymástól vizuálisan elkülönülő csoportjainak középpontja) kerül rögzítésre néhány háttéradattal együtt (pl. az egyedhez tartozó túrások száma, mérete, kora) (Németh *et al.* 2015). A Körös-Maros Nemzeti Park területén a tapasztalt aktivitásnövekedések idején, az év során többször, de előre nem definiált időszakokban mérik fel a földikutya-állományokat. A bejárások során a területen található összes földikutyatúrás helyzete rögzítésre kerül. Az utóbbi években számos alternatív lehetőség is felmerült a földikutya-populációk monitorozására a drónos vagy klasszikus légifelvételktől a talajradar alkalmazásáig (Boldogh 2011, Páll és Sipos 2017).

A hazánkban alkalmazott módszerek nagymértékben hasonlítanak azokra, amelyeket más országokban dolgoztak ki földikutya-állományok felmérésére, illetve az egyedek tevékenységének kutatási célból történő nyomon követésére. Az egykori Jugoszlávia területén, a vajdasági Deliblát homokpusztáin előre kijelölt egyhektáros kvadrátokban április és május hónapokban mérték fel a földikutyák territóriumait a friss túrások rögzítésével (Mikes *et al.* 1982). A Szabadkai-homokpusztákon ugyanezen módszer továbbfejlesztett változatát alkalmazva először elsimították a meglévő túrásokat, majd folyamatosan nyomon követték az új túrások megjelenését, így becsülve meg a populáció egyedszámát (Delić 2007).

Izraelben szintén a földikutyák viselkedésének vizsgálata érdekében mérték fel az egyedek territóriumát, illetve követték az állatok járatépítését. Zuri és Terkel (1997) ugyanazon a mintaterületen több egymást követő felmérést alkalmazva, az új túrások folyamatos nyomon követésével és jelölésével pontosan felmérték a járatrendszeret, aminek révén képesek voltak elkülöníteni az egyes földikutya-egyedek territóriumát. Egy másik tanulmányukban, ahol jeladóval ellátott földikutyák tevékenységét követték nyomon, ugyanezek a szerzők rámutatnak, hogy a túrások csupán egyszeri felmérése alapján azonban rendkívül problémás pontosan feltérképezni az egyedek territóriumát, s elkülöníteni egymástól az egyes egyedek járatrendszerét (Zuri és Terkel 1996).

Érdekes, új megközelítéssel találkozhatunk Zidarova és Kostova (2021) tanulmányában, ahol a földikutya jelenlétének nagy léptékű monitorozása érdekében transztektes módszert mutatnak be. A módszer nem alkalmas az egyes állományok állományváltozásának nyomon követésére, hanem táji, régiós léptékben képes követni a földikutyák elterjedésének, jelenlétének változásait.

A földikutya-monitorozás problémái

Az elmúlt évek állományfelmérései, állománybecslései, valamint az áttelepítéssel létrehozott populációk monitorozása során számos problémás kérdés merült fel, amik a felmérés eredményét, megbízhatóságát nagyban befolyásolják. Az alábbiakban megtárgyaljuk ezeket a pontokat, bemutatva a rendelkezésre álló releváns adatokat, amik segíthetnek a kezelésükben.

Földikutya jelenlétének azonosítása

A földikutya előfordulásáról egy területen a túrások árulkodnak, amelyek az egyedüli, a felszínen is könnyen észlelhető nyomai az állat jelenlétének (Vidacs *et al.* 2013). Azonban más, talajlakó vagy akár részben a felszínen élő állatok, mint a közönséges vakond (*Talpa europaea* Linnaeus, 1758) vagy a közönséges kőszapocok (*Arvicola amphibius* Linnaeus, 1758) is hasonló túrásokat hozhatnak létre (Vásárhelyi 1930). Elméletileg lehetséges az egyes fajok elkülönítése túrás-

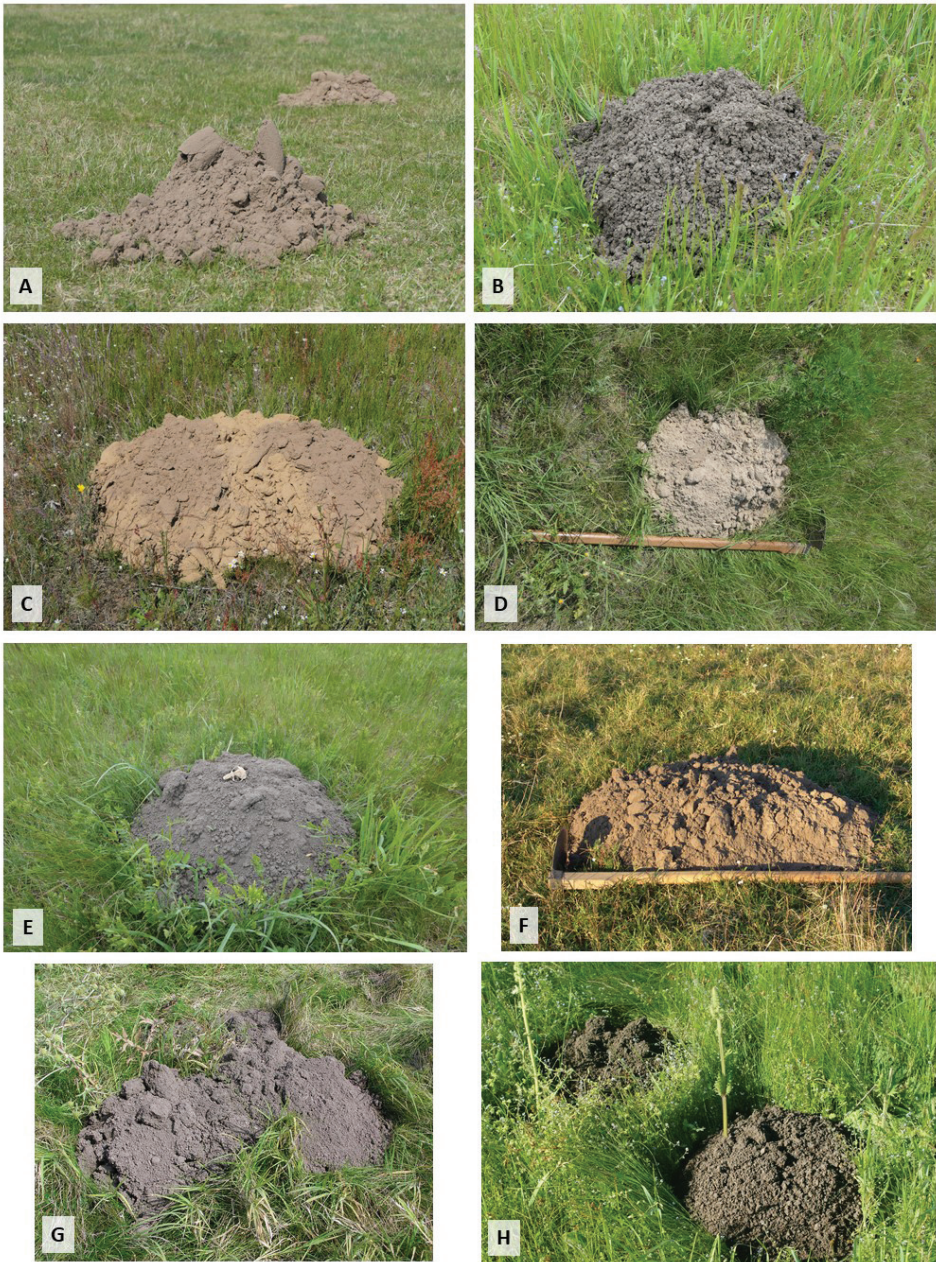
morfológiai alapokon. A földikutyák túrásaira jellemző, hogy általában (i) nagyméretűek (60 cm-t meghaladó átmérővel), (ii) a szomszédos túrások egymástól mérhető távolsága nagy (1,5-2 m), (iii) a túrások térbeli elrendeződése szabályos, közel egyenes vonal mentén sorakoznak, (iv) a túrások tetején megfigyelhető ún. földhurkák átmérője nagy (6-9 cm), (v) továbbá a földikutyatúrásokban a talajjal keveredve megfigyelhetőek rövid gyökérdarabok, melyek vége hegyes szögben van leharapva (Boldog 2010, Németh 2011) (1. ábra). Ugyanakkor Boldog (2010, 2011) felhívja rá a figyelmet, hogy a túrások morfológiai jellemzőit leginkább az élőhely talajának tulajdonságai határozzák meg (2. ábra). Egy homoktalajú élőhelyen teljesen másként néznek ki a földikutyatúrások, mint morzsalékos csernozjom talajon (Boldog 2010). Nem csupán a homoktalaj és a „feketeföld” esetében adódhatnak jelentős különbségek a túrások alakját, méretét vagy szerkezetét tekintve, hanem például a talaj agyagtartalma is fontos tényező lehet. Battonya, Debrecen-Józsa, Albertirsa vagy Mezőtúr földikutyá-élőhelyeinek túrásai között is jelentős (morfológiai és méretbeli) különbségek adódnak. A legszélsőségesebb példa Mezőtúr, ahol a 2019. évi állománytérképezések során (Németh *et al.* 2020) a felszín alatti járatok vizsgálata után olyan túrások esetében bizonyosodott be, hogy földikutyához tartoznak, melyeket más élőhelyek esetében joggal vélnénk vakondtúrásnak. A talajlakó állatok járatainak jellemzői tehát bizonyos esetekben megbízhatóbb határozóbélyegek lehetnek, mint a túrások sajátosságai, így – bár a járatok vizsgálata a túrások szemlevételezésénél problémásabb feladat – mégis érdemes lehet ezeket is vizsgálni. A földikutyák járataira jellemző, hogy (i) rendszerint nehéz megtalálni őket a túrás alatt, (ii) a járat legtöbbször nem a túrás közepe alatt található, hanem a szélénél, érintő mentén halad, (iii) a járatok kerek, nagyméretűek (>6 cm), tapinthatóan kemény falúak, és nem lógnak be gyökerek a járatba, (iv) a járatok egyenes lefutásúak, nem kanyargóak, valamint (v) megfelelő talajtani jellemzők (kötött, agyagos talajok) esetén a járatok falában láthatóak a földikutyá orrának jellegzetes, mással össze nem téveszthető lenyomatai (Németh 2011) (1. ábra). A felsorolt bélyegek megléte igazolni tudja, hogy a járatrendszer földikutyához tartozik.

Talajtani jellemzők szerepe

Az élőhely talajtani jellemzői nem csupán a túrások megjelenésére, de a földikutyák egész életére jelentős hatást gyakorolnak (Li *et al.* 2015, Lövy *et al.* 2015, Šklíba *et al.* 2016). Ezen hatások következtében a földikutyák viselkedése, és így járatrendszerük jellemzői is nagyban különbözhetnek az egyes élőhelyek között a talajtani jellemzők függvényében (Lövy *et al.* 2015, Šklíba, *et al.* 2016). A talajtani jellemzők egyaránt befolyásolják a földikutyák territóriumméretét, egyedsűrűségét, a földikutyá-aktivitás mértékét és az aktivitási időszakok időbeli eloszlását



1. ábra. A földikutyatúrások és -járatok jellemzői. **A:** a túrások rendszerint nagyméretűek, **B:** a túrások térbeli elrendeződése szabályos, közel egyenes vonal mentén sorakoznak, **C:** a szomszédos túrások egymástól mérhető távolsága nagy, **D:** a túrások tetején megfigyelhető ún. földhurkák mérete nagy, **E:** a földikutyatúrásokban a talajjal keveredve megtalálhatók rövid gyökérdarabok, melyek vége hegyes szögben van leharapva, **F:** a járatok nagyok, kerek alakúak és tapinthatóan kemény falúak, **G:** a járatok falában láthatóak a földikutya orrának jellegzetes lenyomatai.



2. ábra. Földikutyatúrások alaktani és méretbeli sokfélesége. (A különböző képeken látható túrások egymással nem méretarányosak.) **A:** Hajdúhadház, Liget-legelő, **B:** Mezótúr, téglagyár, **C:** Bagamér, Hajdúsági Tájvédelmi Körzet, **D:** Albertirsa, belterület, **E:** Albertirsa, Gerje-mente, **F:** Hajdúbagosi Földikutya Rezervátum, **G:** Debrecen-Józsa, Tóóc-mente, **H:** Tompapusztai-gyep.

vagy hosszát, a járatrendszerek alakját, valamint a túrások elrendeződését és egymástól való távolságát. Mindezek ismerete nélkül nem lehet helyesen értelmezni a terepen felvett adatokat.

A kötött talajú és a homoktalajú élőhelyek között a földikutyák szempontjából hazánkban is jelentős különbségek figyelhetők meg. A kötött talajú élőhelyeken jellemző magasabb produktivitás, valamint a táplálékfoltok egymáshoz való községe kisebb kiterjedésű járatrendszereket, és így nagyobb egyedsűrűséget eredményez. A járatrendszerek nemcsak kisebb kiterjedésűek, de sűrűbben is ágaznak el. Ugyanakkor az ásásnak és a járatépítésnek magasabb energiaigénye van a kötött talajú élőhelyeken, így a földikutyák felszínről megfigyelhető aktivitása ezeken a helyszíneken sokkal kisebb. Az egy járatrendszerhez, vagyis egy egyedhez tartozó (friss) túrások száma jellemzően sokkal alacsonyabb. A túrások mérete és a szomszédos túrások távolsága is jellemzően kisebb a kötött talajú földikutyaelőhelyeken. Mindez pedig azt is okozza, hogy a földikutyatúrasok elkülönítése más talajlakó életmódot folytató kisméretű túrásaitól kifejezetten problémás lehet ilyen területeken.

A földikutyák territóriumának mérete

A földikutyaegyedek territóriumának méretét sok tényező befolyásolja. Az élőhely talaja (Lövy *et al.* 2015) és az élőhelyen belül a lakhelyét jelentő folt táplálékkinálata mellett jelentős befolyásoló tényezők az egyed kora, ivara, testmérete és fizikai adottságai is. Fontos, hogy a monitorozást végző személynek – a felméréndő élőhely talajtani és növényzeti jellemzői alapján – legyen információja arról, hogy mekkora a földikutyák várható átlagos territóriummérete, máskülönben szélsőségesen alul- vagy túlbecsülheti az állomány méretét. A debreceni földikutyapopuláció esetében a megtalálást követően pontosan ez történt. Az állomány egy lucernaföldön él, ahol a táplálékhiány messze felülmúlja a természetes élőhelyeket, ami korábban nem tapasztalt egyedsűrűségben képes az állományt fenntartani. Emiatt az első felmérés alkalmával a valós egyedszámnak csupán az ötödét valószínűsítették (Németh *et al.* 2020). Egy új földikutyapopuláció létrehozása érdekében végzett természetvédelmi akció keretében, a befogások során vált világossá a debreceni populáció valós egyedszáma (Ruzsa *et al.* 2020). A terepen rögzített túrásmintázatok helyes feldolgozásához, értékeléséhez tehát elengedhetetlen, hogy legyenek a várható egyedsűrűséget befolyásoló faktorokra vonatkozó információink.

A legtöbb, a járatrendszer kiterjedésére vonatkozó adat homoktalajú élőhelyek esetében áll rendelkezésre. A hajdúhadházi Liget-legelőn 2013-ban, illetve a Bajai Földikutyaszervízumban 2020-ban kiásott teljes járatrendszerek azt mutatták, hogy mindkét élőhelyen a földikutyaegyedek egész csatornahálózata egy 30 méter

átmérőjű körön belül volt megtalálható. A bagaméri élőhelyen 2019 kora tavaszán, egy hónapon át heti rendszerességgel intenzív állományfelmérés zajlott, ami négy különböző alkalommal elvégzett, teljes állományfelmérésből állt. Az adatok alapján szintén 30 méter átmérőjűnek (kb. 0,07 ha) becsülték a földikutyák átlagos territóriumméretét. Ugyanakkor az adatok azt is megmutatták, hogy a populáció peremén élő egyedek territóriuma esetenként jóval nagyobb lehet, mint az állomány közepén élő példányoké. A szerbiai Deliblát homokvidéken végzett vizsgálatok szintén azt találták, hogy az egyedek aktivitásának területe (az egyedek territóriuma) rendszerint egy megközelítőleg 30 méteres (átlagosan: 24,5 m-es) körön belül található (Mikes *et al.* 1982).

Kötöttebb talajú élőhelyeken a földikutyák territóriumának mérete jóval kisebb. A mezőtúri élőhelyeken 2019 tavaszán végzett alapos állományfelmérések, valamint a józsbai élőhelyen kiásott járatrendszer alapján ezeken az élőhelyeken a teljes járatrendszer rendszerint 20 méternél kisebb átmérőjű körön belül található. Olyan szélsőségesen táplálékbő területeken, mint a debreceni lucernás, az egyedek territóriumának átmérője esetenként nem haladja meg a nyolc métert sem.

Az állományfelmérés időpontjának megválasztása

A bagaméri populáció létrehozását követően, az áttelepített egyedek nyomon követésének eredményei világosan kijelölték bizonyos időszakokat az év során, amikor a földikutyák rövid idő alatt sok túrást készítettek, míg a köztes időszakokban alacsony volt az egyedek járatépítő aktivitása. Ezek az időszakok jól azonosíthatóak voltak a földikutyák életének olyan jelentős eseményeivel, mint például a párzás, az utódgondozás időszaka vagy a fiatalok szétterjedése (Moldován 2014). Ezek alapján kijelölhetők azok az időszakok, amikor érdemes állományfelmérést végezni, mert az egyedek felszínről észlelhető aktivitása nagy.

A különböző nemzeti park igazgatóságok területén jelenleg folytatott földikutyá-monitorozás során jellemzően vagy tavasszal vagy ősszel végzik el az állományfelméréseket. A bagaméri földikutyák éves aktivitási ciklusára vonatkozó eredmények szerint mindkét időszak megfelelő lehet. A tavasz során több aktivitási csúcsidezőszak (párzás, utódgondozás) is megfigyelhető. Ugyanakkor a párzás idején a hímek mutatnak sokkal nagyobb aktivitást, az utódgondozás idején pedig a nőstények (Moldován 2014). Így a minél pontosabb állománybecslés érdekében a tavaszi időszakban több állományfelmérésre is szükség lehet. Az ősz során a földikutyáknak megfelelő mennyiségű táplálékot kell összegyűjteni és elraktározni a tél átvészeléséhez, így egy, az őszi szezon végén (novemberben) elvégzett állományfelmérés esetén az összes egyed tevékenységének a nyoma egyszerűen megfigyelhető a területen. (Elméletileg az összes egyed megszámlálására a tavasz végén is lehetőség nyílik, azonban az ekkorra helyenként nagyon sűrűvé

váló vegetáció miatt a túrások megtalálása problémás lehet.) Az ősz végén folytatott egyszeri állományfelmérés esetén ugyanakkor csak akkor tudunk minden egyedet azonosítani, ha nem csupán a friss túrások felmérésére kerül sor (ahogy az elterjedt módszertan szerint szokás), hanem valamennyi, így a már régebbi, elapadosott túrások is rögzítésre kerülnek. Ez azonban további nehézségeket okozhat, hiszen jelenleg nincsenek arra vonatkozó megbízható adatok, hogy miként változik egy túrás morfológiája az idő előrehaladtával. Így nem lehet objektíven megállapítani egy túrásról, hogy az néhány hete vagy még a tavasz során keletkezett. A bagaméri eredmények alapján azt viszont biztosan tudhatjuk, hogy még a csúcsaktivitások idején sem aktív egyszerre az élőhelyen élő összes földikutya. Amikor a legtöbb egyed egyidőben készített túrásokat, akkor is az élőhelyen élő földikutyák csupán 75%-a volt tevékeny (Moldován 2014). Tehát, ha csak a friss túrásokat számoljuk, akkor biztosan alulbecsüljük az állomány egyedszámát.

A rendelkezésre álló monitorozási eredmények megbízhatósága

A földikutya-állományfelméréseket jellemzően a természetvédelmi őrök végzik, akiknek számos más természetvédelmi feladatot is el kell látniuk a munkájuk során. Nincs lehetőségük mélyen beleásni magukat a földikutyákkal kapcsolatos szakirodalomba, sem pedig minden idejüket a földikutyák élőhelyein tölteni, hogy az állatok viselkedését, éves aktivitását megfigyelhessék. A rendelkezésre álló monitorozási adatok megbízhatósága így változatos képet mutat. Ráadásul a korábbi felmérések archív adatai kapcsán is merülhetnek fel problémák, hiszen azok különböző módszerek alkalmazásával kerültek felvételezésre, ezért csak nagyon korlátozott mértékben összehasonlíthatók. A módszertani változások miatt az adatgyűjtés megbízhatósága is változott az évek során. Kizárólag a területen található nagy túrások, párzó-, utódnevelő vagy teletlakók megszámlálása például a jelenleg rendelkezésre álló terepi tapasztalatok alapján nem tűnik alkalmasnak az egyedszám meghatározására, az egyedszám komoly alulbecsléséhez vezet. A túrások hibás azonosítása, például, ha kizárólag a rajtuk lévő földhurkák vastagsága alapján definiáljuk a földikutyatúrásokat, szintén az egyedszámbecslés pontatlanságát eredményezheti. A sávos állományfelmérés alkalmazása, különösen, ha nem a területen található összes túrás, hanem csak a földikutyatúrások egymástól vizuálisan elkülönülő csoportjainak középpontja (vagyis a feltételezett egyedek pozíciójának) rögzítése történik, könnyen vezethet az egyedszám túlbecsléséhez. Ilyenkor ugyanis előfordulhat, hogy az egymás mellett haladó felmérők mindkettőn felveszik magukhoz a két zóna határán fekvő territóriummal rendelkező egyedet. A területen található valamennyi túrás felmérése és rögzítése megoldás lehet erre, hiszen így lehetőség nyílik a hibák utólagos korrigálására.

A földikutya-áttelepítések tapasztalatai alapján az utóbbi tíz évben született monitorozási adatok pontossága között is jelentős eltérések találhatók. Az állományok egyedszámának túl- és alulbecslésére egyaránt voltak példák. Egyes esetekben valóban annyi földikutyát sikerült befogni, mint amit a felmérések előre jeleztek és az egyedek is a várt helyen voltak megtalálhatók. Máskor viszont a befogások során óriási meglepetések érték az áttelepítésben dolgozókat. Ez utóbbi visszavezethető az élőhelyek eltartóképessége terén megfigyelhető óriási különbségekre, de a nagyon kicsi és erősen fragmentált földikutya-élőhelyek monitorozása is rengeteg problémát okozhat. Ezekben a helyeken nehéz pontosan meghatározni a járatrendszerek méretét és alakját, ami az egyedszámbecslés pontatlanságát okozza. Egy fragmentált élőhelyen előforduló populáció esetében a különböző élőhelyfoltok adatai között egy állományon belül előfordult az egyedszám alul- és túlbecslése is. De nem csupán a különböző élőhelyek adatainak megbízhatósága között találhatunk különbségeket, a tapasztalatok szerint egy populáció közepén sokkal pontosabbak a felmérések adatai, a populáció szélein viszont sokkal nehezebb jól meghatározni az egyedek számát, valamint a territóriumok méretét és alakját.

Ha egy populáció egymást követő felmérési adatainak térképeit összehasonlítjuk, érdekes megfigyelést tehetünk: az egyedeket az egymást követő években gyakorlatilag ugyanott találjuk. A tapasztalatok szerint a földikutyák tartósan őrzik a területüket, a territóriumok állandók és hosszabb idő alatt sem változnak. Ezt a terepi ellenőrzések is igazolták. Így, ha a felmérési adatok azt mutatják, hogy a populációban évről-évre teljesen átrendeződnek a territóriumok és az egyedszám, valamint az egyedek térbeli helyzete jelentős fluktuációt mutat, joggal gyanakodhatunk terepi adatfelvétel hibáira.

Javaslatok földikutya-állományok monitorozásához

A földikutya-áttelepítések során gyűjtött tapasztalatok és a különböző nemzeti park igazgatóságok munkatársainak tudásmegosztása révén nyert ismeretek birtokában a következő javaslatokat tesszük a földikutya-állományok megbízható, monitorozási célú felmérése érdekében:

(i) Az állományfelmérések során elengedhetetlennek tartjuk a járatrendszerek megnyitását. Kizárólag a túrások vizsgálata alapján ugyanis sok esetben nem lehetséges a földikutya egyértelmű azonosítása. A túrást készítő faj hibás meghatározása viszont a felmérés eredményének súlyos pontatlanságát okozza. A járatok megbontása kapcsán felvetődhet, hogy ez esetleg olyan beavatkozás az állatok életébe, melynek természetvédelmi relevanciája lehet. Ám a járatrendszer megnyitása éppen csak a járat megtalálását jelenti a túrás közelében. Ez már lehetővé teszi a járat méretének és jellemzőinek megfigyelését, nincs szükség a járatok

hosszabb vagy mélyebb feltárására. A Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság földikutya-állományai esetén, ahol a járatrendszerek megnyitása 2018 óta részét képezi a monitorozási protokollnak, ezidáig semmilyen, az állományokra gyakorolt káros hatást nem lehetett megfigyelni.

(ii) A minél objektívebb eredmény érdekében a monitorozás során javasoljuk valamennyi, a területen található, friss túrás rögzítését, nem csak a túrascsoportok középpontjának koordinátáit (vagyis az egyedek feltételezett pozícióját). Az egyedek feltételezett pozíciójának és az összes friss túrásnak az együttes felvételezése a tapasztalatok szerint rendkívül hasznos az adatok térinformatikai feldolgozása során. Az állományfelmérések eredményei ezáltal sokkal inkább összehasonlíthatók lesznek egymással, és számos további elemzésre is lehetőség nyílik a későbbiekben.

(iii) A monitorozás időpontjául a tavaszi időszakot javasoljuk, és egy aktivitási időszakon belül legalább két alkalommal szükséges elvégezni a felméréseket, minimum egyhetes különbséggel. A tavaszi időszakban több olyan, a földikutyák szempontjából fontos esemény történik, amelyekben joggal várható a populációt alkotó egyedek döntő többségének aktivitása. Ha lehetséges, célszerű lenne mind a párzási időszakban (a télvégi friss túrások megjelenésekor, nagyjából februártól március elejéig), mind az utódgondozási időszakban (bő egy hónappal az előbbi eseményt követően) két-két felmérést végezni. Bár mindez jelentős terepi munkát jelent, de így jelentősen növelhető az egyedszámbecslés pontossága (Horváth 1999). A felmérések számának további növelése ugyan minden bizonnyal tovább növelhetné az egyedszámbecslés pontosságát, ám négynél több felmérésnek a nemzeti parkok munkatársai számára rendszerint zsúfolt tavaszi időszak során nincs realitása, ezért nem javasoljuk.

(iv) Amennyiben mégis az őszi monitorozás mellett döntünk, szintén szükséges minimum két alkalommal elvégezni a felméréseket, legalább egyhetes különbséggel a felmérések között. Máskülönbent fontos, hogy ne csupán a friss, de a még észlelhető régi túrások koordinátáit is rögzítsük (Horváth 1999). Ha ugyanis csupán egyszeri felmérést végzünk, és kizárólag a friss túrások adatait vesszük fel, akkor biztosan alulbecsüljük az állományt, hiszen a korábbi megfigyelések szerint sohasem aktív egy időben az összes, a területen élő állat. A régi túrások korának megállapítása azonban nagyon nehéz, és jelenleg nem ismert hozzá megbízható kutatási adat. A régi túrások morfológiai jellemzőit az időjárás események mellett nagymértékben befolyásolják az élőhely talajtani tulajdonságai is.

(v) A felmérések során javasolt a már rögzített pozíciójú túrásokat eltaposni vagy elsimítani, így a későbbi felmérések során pontosan ismert lesz a megtalált túrások maximális kora, illetve a rátúrások is könnyen észlelhetőek lesznek. Mivel a felmérésekhez használt GPS készülékek pontossága általában nem teszi lehető-

vé a korábban már felmért túrások egyértelmű azonosítását, ezért ez a lépés nagy jelentőségű lehet.

(vi) A minél hatékonyabb földikutya-monitorozási módszerek kifejlesztése érdekében nagyon fontos, hogy az ország különböző földikutya-élőhelyein dolgozó, felmérést végző szakemberek rendszeresen konzultáljanak egymással. Az egyéni tapasztalatok megosztása és a felmerülő problémák megvitatása a továbblépés kulcsa. A Hortobágyi, Körös-Maros, és Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóságok munkatársainak részvételével zajló eddigi események tapasztalatai nagymértékben hozzájárultak egy olyan, egységes szemlélet kialakulásához, ami nélkülözhetetlen egy általánosan használható protokoll kidolgozásához. Ugyanakkor felhívták a figyelmet arra is, hogy az egyes élőhelyeknek olyan különleges jellemzői lehetnek, amik a felmérés módszertanát befolyásolják, és ezeket figyelembe kell venni egy egységes protokoll kidolgozásakor. A szerzők tapasztalatai szerint ugyanis egy a Kárpát-medencében bárhol alkalmazható, egységes földikutya-monitorozási protokoll megalkotásának éppen az a legnagyobb nehézsége, hogy olyan módszertan kidolgozására van szükség, mely a változatos (talajtani) adottságú földikutya-élőhelyek mindegyikén jól alkalmazható.

Köszönetnyilvánítás – Köszönetet szeretnénk mondani a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság munkatársainak, külön is kiemelve Roth Melindát és Boldog Gusztávot, valamint a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság munkatársainak, különösen Vajda Zoltánnak, illetve a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság munkatársainak, különösképp Csóka Annamáriának és Vidra Tamásnak, amiért tapasztalataikat megosztották velünk, és az itt bemutatott vizsgálatokat és terepi felméréseket nagymértékben segítették. További köszönettel tartozunk Csorba Gábornak (Magyar Természettudományi Múzeum) és Váczi Olivérnek (Herman Ottó Intézet Nonprofit Kft.), akik pótolhatatlan segítséget nyújtottak, és akikre mindig számíthatunk. Szeretnénk köszönetet mondani Estók Péternek és Katona Krisztiánnak a kézirat fejlesztése érdekében tett hasznos javaslataikért.

Irodalomjegyzék

- Bihari, Z., Balogh, P., Pető, N. (2009): A nyugati földikutya (*Spalax leucodon* Nordmann, 1840) hazai állomány nagysága és a faj térhasználata a legeltetés függvényében a Hajdúbagosi élőhely példáján bemutatva. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 46–56.
- Boldog, G. (2010): Talajlakó emlősök túrásmorfológiai vizsgálata, különös tekintettel a nyugati földikutya (*Spalax leucodon*) természetvédelmi monitorozására. *Crisicum* 6: 199–211.
- Boldog G. (2011): *A nyugati földikutya (Nannospalax (superspecies leucodon)) állománybecslésének módszerei túrásdenzitás elemzés alapján*. MSc szakdolgozat. Debreceni Egyetem, Debrecen, 39 p.
- Delić, J. (2007): A földikutya (*Spalax leucodon*) populációjának állapotkövetése a szabadkai Homokvidék Tájvédelmi Területen. *Ludasi jegyzetek* 6: 37–40.

- Horváth, Gy. (1999): A nyugati földikutya (*Nannospalax leucodon*) elterjedésének és állomány-nagyságának regionális szintű monitorozása. In: *A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. Védett és veszélyeztetett fajok megfigyelése*. KVM jelentés. Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest, 7 p.
- Horváth, R., Vadnai R. (2001): *A Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság földikutya (Spalax leucodon) állományának vizsgálata*. Kutatási jelentés. Karszt Egyesület, Szögliget, 21 p.
- Horváth, R., Vadnai, R. (2006): *A földikutya*. Szabolcs-Szatmár-Beregi Természet- és Környezetvédelmi Kulturális Értéktörző Alapítvány, Fehérgyarmat, 20 p.
- Li, K., Hong, W., Jiao, H., Wang, G. D., Rodriguez, K. A., Buffenstein, R., Zhao, Y., Nevo, E., Zhao, H. (2015): Sympatric speciation revealed by genome-wide divergence in the blind mole rat *Spalax*. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112(38): 11905–11910. <https://doi.org/10.1073/pnas.1514896112>
- Lövy, M., Šklíba, J., Hrouzková, E., Dvořáková, V., Nevo, E., Šumbera, R. (2015): Habitat and burrow system characteristics of the blind mole rat *Spalax galili* in an area of supposed sympatric speciation. *PLoS One* 10(7): e0133157. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0133157>
- Mikes, M., Habijan, V., Savić, I. (1982): Distribution and dispersion of the species *Spalax leucodon* Nordmann, 1840. *Säugetierkundliche Mitteilungen* 30: 161–167.
- Mills, L. S., Citta, J. J., Lair, K. P., Schwartz, M. K., Tallmon, D. A. (2000): Estimating animal abundance using noninvasive DNA sampling: promise and pitfalls. *Ecological Applications* 10(1): 283–294. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0283:EAAUND\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0283:EAAUND]2.0.CO;2)
- Moldován, O. (2014): *Az erdélyi földikutya Nannospalax (leucodon) transsylvaniaicus új populációjának létrehozása és az első év tapasztalatai*. MSc szakdolgozat. Debreceni Egyetem, Debrecen.
- Németh, A. (2011): *A kárpát-medencei földikutyák (Rodentia: Spalacinae) rendszertana, elterjedése és természetvédelmi helyzete*. Doktori értekezés. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest, 136 p.
- Németh, A., Krnács, Gy., Tamás, Á., Vajda, Z. (2015): *A délvidéki földikutya (Nannospalax montanosyrmiensis) magyarországi állományainak alapállapot felmérése*. Kutatási jelentés, RAPTORSPREYLIFE Projekt. Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét, 15 p.
- Németh, A., Moldován, O., Szél, L. (2020): Mindig útban? – Városias környezetben fennmaradt földikutya-állományok megőrzésének kihívásai Magyarországon. *Természetvédelmi Közlemények* 26: 52–69. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2020.26.52>
- Palotás, G. (1982): *Jelentés a Hajdúbagosi földikutya rezervátumról*. Szakértői vélemény (kézirat). Debreceni Agrártudományi Egyetem, Debrecen, 3 p.
- Palotás, G. (1987): *A földikutya – Spalax (Microspalax) leucodon NORDMANN 1840*. Kézirat, Debreceni Agrártudományi Egyetem, Debrecen. 11 p.
- Páll, D. G., Sipos, Gy. (2017): *Az Öttömösre telepített délvidéki földikutya-állomány területhasználatának /járatkészítési szokásainak nyomon követése roncsolásmentes vizsgálatokkal*. Kutatási jelentés. OSL Hungary Kft., Szeged, 34 p.
- Ruzsa, J., Schneider, V., Farkas, J., Németh, A. (2020): A magyarországi földikutya-áttelepítések értékelése. *Természetvédelmi Közlemények* 26: 70–92. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2020.26.70>
- Schemske, D. W., Husband, B. C., Ruckelshaus, M. H., Goodwillie, C., Parker, I. M., Bishop, J. G. (1994): Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology* 75(3): 584–606. <https://doi.org/10.2307/1941718>
- Schneider, V., Ruzsa, J., Czabán, D. G., Németh, A. (2019): Egy földikutya-áttelepítés tanulságai. *Természetvédelmi Közlemények* 25: 14–33. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2019.25.14>

- Šklíba, J., Lövy, M., Koeppen, S. C., Pleštilová, L., Vitámvás, M., Nevo, E., Šumbera, R. (2016): Activity of free-living subterranean blind mole rats *Spalax galili* (Rodentia: Spalacidae) in an area of supposed sympatric speciation. *Biological Journal of the Linnean Society* 118(2): 280–291. <https://doi.org/10.1111/bij.12741>
- Yoccoz, N. G., Nichols, J. D., Boulinier, T. (2001): Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution* 16(8): 446–453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02205-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02205-4)
- Vadnay R. (2000): *A földikutya (Spalax leucodon NORD.) helyzete Magyarországon*. Szakdolgozat. Eszterházy Károly Főiskola, Eger, 52 p.
- Vásárhelyi, I. (1926): Adatok a földikutya (*Spalax hungaricus hungaricus* Nhrig.) életmódjának ismeretéhez. *Állattani Közlemények* 23(3–4):169–226.
- Vásárhelyi, I. (1930): A vakondok vára és a kőszapocok fészke. *Állattani Közlemények* 27: 173–181.
- Végh, M. (1986): *A Hajdúbagosi Földikutya Rezervátum öko-faunisztikai vizsgálata*. Szakdolgozat. Debreceni Agrártudományi Egyetem, Debrecen, 75 p.
- Vidacs, J. A., Farkas, J., Németh, A. (2013): Konvergenciák, divergenciák és adaptáció a talajlakó életmódot folytató emlősöknél. *Állattani Közlemények* 98: 21–46.
- Zidarova, S. A., Kostova, R. D. (2021): A pilot monitoring survey of the lesser blind mole-rat *Nannospalax* (superspecies *leucodon*) (Mammalia: Rodentia) in Bulgaria. *Acta Zoologica Bulgarica* 73(1):107–112. <http://www.acta-zoologica-bulgarica.eu/002413>
- Zuri, I., Terkel, J. (1996): Locomotor patterns, territory and tunnel utilization in the mole-rat *Spalax ehrenbergi*. *Journal of Zoology London* 240: 123–140. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1996.tb05490.x>
- Zuri, I., Terkel, J. (1997): Summer tunneling activity of mole rats (*Spalax ehrenbergi*) in a sloping field with moisture gradient. *Mammalia* 61: 47–54. <https://doi.org/10.1515/mamm.1997.61.1.47>

Recommendations for a unified monitoring system of Blind mole rat populations in Hungary

Orsolya Moldován^{1, 2}, Viktor Schneider³, László Szél¹ &
Attila Németh^{2, 4*}

¹*Hortobágy National Park Directorate, H-4024 Debrecen, Sumen u. 2, Hungary*

²*University of Debrecen, Department of Nature Conservation, Zoology and Game Management, H-4032 Debrecen, Böszörményi út 138, Hungary*

³*Kiskunság National Park Directorate, H-6000 Kecskemét, Liszt Ferenc u. 19, Hungary*

⁴*BirdLife Hungary – Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society, H-1121 Budapest, Költő u. 21, Hungary*

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

Blind mole rats are among the most endangered mammals in Hungary. Due to their exclusively subterranean lifestyle, determining the number of individuals in a habitat, and monitoring the changes of the number of individuals in a population are very difficult. However, it is essential to get reliable data about their population numbers. Since the 1980's, a number of initiatives have been taken to develop methodologies for monitoring these rodents. In our paper, we review the methods used in Hungarian nature conservation practice. Based on the practical experience gained on the field in recent years, we discuss the difficulties of monitoring, such as the identification of blind mole rat mounds, problems caused by the pedological diversity of different habitats, or difficulties in choosing the right time of monitoring. Recommendations are formulated for the development of a unified monitoring protocol that can be used in any blind mole rat habitat in the Carpathian Basin.

Keywords: *Nannospalax* (superspecies *leucodon*), population survey, estimation methods for the number of individuals, monitoring, methodology, habitat characteristics

Felszínen mozgó földikutyák – A földikutyák védelmének új kihívása

Németh Attila^{1,2*}, Schneider Viktor³, Váczi Olivér⁴ és Csorba Gábor⁵

¹Debreceni Egyetem, Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék,
4032 Debrecen, Böszörményi út 138.

²Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 1121 Budapest, Költő u. 21.

³Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, 6000 Kecskemét, Liszt F. u. 19.

⁴Herman Ottó Intézet Nonprofit Kft., 1223 Budapest, Park u. 2.

⁵Magyar Természettudományi Múzeum, 1088 Budapest, Baross u. 13.

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

Összefoglaló: A földikutyák talajlakó életmódja védelmet jelent számukra a legtöbb ragadozóval szemben, és a kedvezőtlen időjárási hatások is kevésbé hatnak így rájuk. Azonban a rendszeres terepi munkának köszönhetően hazánkból is mind több adat válik ismertté arról, hogy e különös rágsálók felszíni tevékenységet is folytatnak. A szakirodalomban számos magyarázat található a felszíni előfordulással kapcsolatban. A járatrendszeret elhagyó példányok számtalan veszélynek vannak kitéve, például könnyen zsákmányául eshetnek a felszíni ragadozóknak. Jelen munkánkban bemutatjuk a felszínen talált földikutyákról az elmúlt három évtizedből rendelkezésre álló Kárpát-medencei adatokat. Ezek szerint leggyakrabban nyár elején találkozhatunk földikutyákkal a felszínen, jellemzően fiatal példányokkal. Mivel Magyarországon a földikutyák veszélyeztetett fajok, már egyetlen egyed pusztulása is pótolhatatlan veszteség lehet. Ugyanakkor a felszínre tévedt példányok összegyűjtésével alkalmas, védett területeken újabb állományok létrehozására nyílt lehetőségek. A veszélyek és lehetőségek megvitatásával ajánlásokat fogalmazunk meg a felszínen talált példányok kezelésére, melyek hozzájárulhatnak e fokozottan védett rágsálók hatékonyabb védelméhez.

Kulcsszavak: *Nannospalax* (superspecies *leucodon*), felszíni aktivitás, intraspecifikus agresszió, veszélyeztető tényezők, fiatalkori szétterjedés, természetes ragadozók, áttelepítés

Bevezetés

Rejtett életmódú, ritka állatok tudományos vizsgálata kihívásokkal teli feladat, amely jelentős erőfeszítéseket és különleges módszertani megoldásokat is igényelhet (Henry *et al.* 2011, Blanc *et al.* 2013, Jambari *et al.* 2019). A kihalással fenyegetett fajok eredeti, természetes elterjedési területük jelentős részéről kiszorultak (Schnitzler 2011, Bocherens *et al.* 2015, Cooper *et al.* 2016), ezért a megmaradt populációk bizonyos (például ökológiai, élettani vagy akár genetikai)

tulajdonságaik tekintetében gyakran csak töredékét őrizték meg fajok egykori jellemzőinek (Bocherens *et al.* 2015, Fox *et al.* 2017, Suraprasit *et al.* 2020). Mindez nagyban nehezíti az illető fajok megismerését, vagy esetleg téves következtetések levonásához vezethet biológiájukat illetően (Kerley *et al.* 2012, Cooper *et al.* 2016, Fox *et al.* 2017). Ugyanakkor a kihalás szélén álló, de kevéssé ismert állatfajok esetében óriási jelentősége lenne a minél alaposabb megismerésüknek, hiszen a róluk rendelkezésre álló tudásanyag a megmentésüket szolgáló gyakorlati természetvédelmi beavatkozásokat alapozhatja meg.

Ez a probléma kifejezetten jellemző a nyugati földikutyafajcsoportba (*Nannospalax* [superspecies *leucodon*] Nordmann, 1840) sorolható fajok magyarországi állományaira is. A hazai földikutyákról rendelkezésre álló ismeretek – jelentős részben e különleges rágcsálók rejtett életmódja miatt – roppant hiányosak (Németh *et al.* 2013a). A máig fennmaradt, csekély számú és alacsony egyedszámú töredékpulációk egyedeinek tanulmányozásával megszerezhető ismeretek esetében pedig féltő, hogy inkább csak az adott állományt jellemzik, mintsem fajok egészét. Ezért még napjainkban is születnek olyan felfedezések vagy éppen napvilágra kerülnek olyan problémák, melyek alapvetően befolyásolhatják az ezen veszélyeztetett rágcsálók megőrzéséért vívott küzdelmet.

A földikutyákat úgy ismerjük, mint a Nyugat-Palearktisz száraz, füves élőhelyeinek rejtett életmódú emlősállatait, melyek gyakorlatilag az egész életüket a föld felszíne alatt töltik (Topachevskii 1969, Vidacs *et al.* 2013). Szélsőségesen talajlakó életmódjuk és az ehhez kapcsolható morfológiai adaptációk eredményeként kialakult sajátos testfelépítésük miatt a hazai emlősfauna talán legkülönlegesebb tagjai (Vásárhelyi 1926). A magyarországi fajok ugyanakkor élőhelyeik átalakításának és megszűnésének következtében a legveszélyeztetettebb gerinceink közé tartoznak (Csorba *et al.* 2015, Németh *et al.* 2013), több állományuk megőrzése különösen nagy kihívást jelent az állami természetvédelem számára (Németh *et al.* 2020a).

Az egyik kiemelt jelentőségű, ám rendkívül veszélyeztetett populáció Albertirsa határában (Pest megye), több élőhelyfolton található (Németh *et al.* 2020b). A civil és az állami természetvédelem részéről egyaránt jelentős figyelmet élvező állomány élőhelyén többször figyeltek meg a felszínen mozgó földikutyafajcsoportokat. A földikutyák felszíni tartózkodásuk idején jelentős veszélynek vannak kitéve (Németh *et al.* 2016), ezért e jelenség természetvédelmi szempontból is jelentős kockázatot hordoz. 2020 nyarán egy kis kiterjedésű, alacsony egyedszámú élőhelyfolt közvetlen közelében két hét leforgása alatt három példányt találtak meg a felszínen, ami az egész töredékállomány 10-30%-a is lehet. Mindez világosan megmutatja, mekkora természetvédelmi kockázatot jelenthet egy-egy állomány szempontjából az egyedek felszíni aktivitása.

Bár a szakirodalom alapján úgy gondoljuk, hogy – ha csak tehetik – a földikutyák nem hagyják el felszín alatti otthonukat, az albertainai példák jelzik, hogy ennek ellenére előfordul, hogy valamilyen okból egyes példányok a felszínre kényszerülnek. Cikkünkben összegyűjtöttük és értékeljük az elmúlt három évtizedből rendelkezésre álló, a földikutyák felszíni jelenlétével kapcsolatos valamennyi Kárpát-medencei adatot, és megvitatjuk, milyen veszélyeket és lehetőséget jelent mindez a veszélyeztetett hazai földikutyafajok megőrzése szempontjából. Ajánlásokat fogalmazunk meg a felszínen talált földikutyá-egyedek kezelésére vonatkozóan, amelyek hozzájárulhatnak e fokozottan védett rágcsálók eddigieknél hatékonyabb védelméhez.

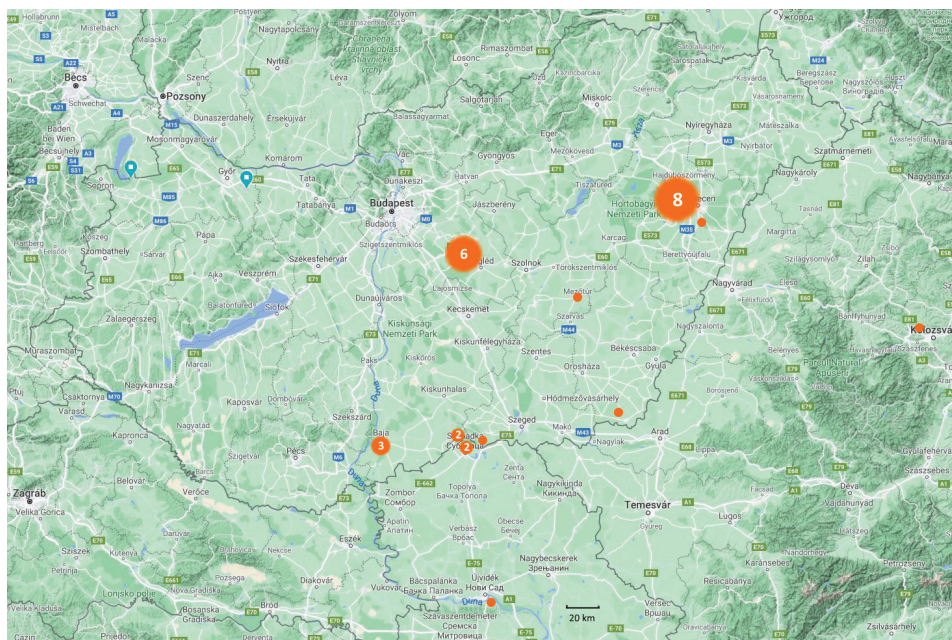
Anyag és módszer

A földikutyák felszíni tevékenysége jelentette természetvédelmi kockázat értékeléséhez összegyűjtöttük a jelenséggel kapcsolatos valamennyi, 1990 óta a Kárpát-medence vonatkozásában elérhető adatot. Ugyanakkor csak azokat az adatokat használtuk fel és értékeltük tovább, ahol az észlelés pontos helye és ideje mellett vagy a példány, vagy annak valamilyen származéka (pl. genetikai minta), vagy legalább egy, az állatot felismerhetően megőrkítő fénykép állt rendelkezésre. A Magyar Természettudományi Múzeum Emlősgyűjteményének adatai mellett természetvédelmi örök, valamint civil szervezetek munkatársainak feljegyzéseit, illetve jelentéseit használtuk. Az összegyűjtött adatok Magyarország, Szerbia (Vajdaság tartomány), valamint Románia (Erdély) területéről származtak. Amennyiben rendelkezésre állt az információ a talált egyedekről, rögzítettük, hogy fiatalok-e vagy felnőttek. A fiatalok terepi felismeréséhez támpont, hogy testtömegük jóval kisebb a felnőttekéénél, Kárpát-medencei viszonyok között sosem haladja meg a 110 grammot; testük jóval karcsúbb, így a fejük és a végtagjaik a teljesen kifejllett (egy évnél idősebb) egyedekhez képest aránytalanul nagynek tűnnek. Hasonlóan, amennyiben sor került a talált példány ivarának meghatározására, abban az esetben az egyed nemét is rögzítettük az adatbázisban.

Mivel az adatok (jellegükből és gyűjtésük módjából adódóan) kvantitatív elemzéseket csak korlátozott mértékben tesznek lehetővé, elsősorban kvalitatív értékelésüket végeztük el. A felszíni észlelések szezonálisát a százalékos megjelenési arányok egyenletes eloszlással való összehasonlításával, χ^2 teszttel elvégzett függetlenség vizsgálattal elemeztük, melyhez a GraphPad InStat 3.05 program (Graphpad software Inc., SanDiego, CA, USA) ingyenes verzióját használtuk.

Eredmények

A vizsgált időszakban, vagyis 1990 és 2020 között, 27 olyan adatot tudtunk összegyűjteni, amelyek földikutya-egyedek felszíni aktivitásával kapcsolatosak (1. táblázat, 1. ábra). Ezek többsége (63%-a), az utóbbi tíz évből származik. A 2000 előtti időszakból mindössze két egyed egyazon helyen és időben történt észlelése ismert.

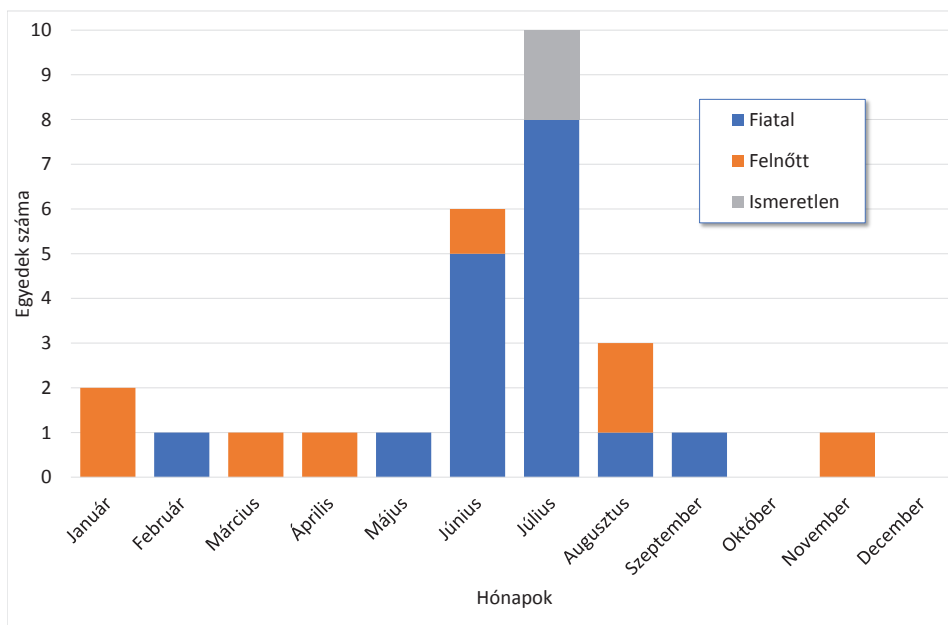


1. ábra. Az 1990 és 2020 között a Kárpát-medencében felszínen talált földikutya-egyedek térbeli eloszlása. A foltok átmérője arányos a megtalált egyedek számával. A szám nélküli foltok egyetlen felszínen talált egyedet jelölnek. Alaptérkép: Google, 2021.

A megtalált és azonosított korú egyedek 68%-a fiatal példány volt, az ismert ivarú példányok többsége (mintegy 75%-a) pedig hímnek bizonyult. A földikutyák felszíni észlelése döntően (az összes esetek 70%-ában) a nyári hónapokra volt jellemző, azon belül is a legtöbb megfigyelésre június és július hónapokban került sor (az összes esetek 59%-a). Ugyanakkor az összegyűjtött adatok alapján minden évszakban előfordult legalább egy felszínen mozgó földikutya megfigyelése (2. ábra). A kifejlett állatok szezonális eloszlása nem tér el szignifikánsan az egyenletes eloszlástól ($\chi^2 = 6,47$, $df = 3$, $p = 0,091$), míg a fiatal egyedek esetében eltért ($\chi^2 = 65,30$, $df = 3$, $p < 0,0001$).

1. táblázat. Az 1990 és 2020 között a Kárpát-medencében felszínen talált földikutya-egyedek adatai. (A táblázat csak az ellenőrizhető észlelések adatait tartalmazza.)

Megtalálás ideje		Megtalálás helye	Megtalált példány	
Év	Hónap		Kora	Ivara
1991	július	Kelebia	?	?
1991	július	Kelebia	?	?
2003	július	Debrecen-Józsa	fiatal	?
2003	július	Debrecen-Józsa	fiatal	?
2005	január	Debrecen-Józsa	felőtt	hím
2005	január	Debrecen-Józsa	felőtt	?
2005	szeptember	Hajdúbagos	fiatal	hím
2005	november	Debrecen-Józsa	felőtt	?
2008	június	Mezőtúr	fiatal	hím
2009	június	Debrecen-Józsa	felőtt	nőstény
2011	augusztus	Pétevárad/Petrovaradin	felőtt	?
2013	február	Szabadka/Subotica	fiatal	?
2013	június	Baja	fiatal	?
2016	július	Ásothalom	fiatal?	?
2017	március	Szabadka/Subotica	felőtt	?
2017	április	Albertirsa	felőtt	?
2017	június	Albertirsa	fiatal	?
2017	június	Baja	fiatal	?
2017	július	Baja	fiatal	?
2019	május	Tompapuszta	fiatal	hím
2019	június	Kisbács/Baciu	fiatal	hím
2019	július	Albertirsa	fiatal	?
2020	július	Albertirsa	fiatal	hím
2020	július	Albertirsa	fiatal	nőstény
2020	július	Albertirsa	fiatal	?
2020	augusztus	Debrecen-Józsa	felőtt	?
2020	augusztus	Debrecen-Józsa	fiatal?	?



2. ábra. Az 1990 és 2020 között a Kárpát-medencében felszínen talált földikutya-egyedek időbeli eloszlása az év hónapjai során.

Diszkusszió

Földikutyák a felszínen

Bár a földikutyák hosszú önálló evolúciója jelentős részben arról szól, hogy minél inkább függetleníteni tudják magukat a felszíni élettől (Topachevskii 1969, Nevo 1999, Vidacs *et al.* 2013), bizonyos körülmények között mégis a felszínen tevékenykednek (pl. Pocock 1917, Vásárhelyi 1926, 1929, Bate 1945, Nevo 1961, 1979, Heth 1991). A különböző szerzők különféle magyarázatokkal és elméletekkel szolgálnak e szokatlan viselkedésre. Némelykor a felszíni aktivitást szokatlan, szélsőséges időjárási események idején figyelték meg (Orosz 1906, Méhely 1909, Vásárhelyi 1926, 1929). Ilyenkor előfordulhat, hogy a szélsőséges időjárási események hatására az egyedek a felszín alatt nem találnak táplálékot maguknak, vagy nem képesek ahhoz hozzájutni. A földikutya-élőhelyeken jelentkező extrém nyári szárazság és aszály például nemcsak a tápláléknövényeket viseli meg (ezáltal csökkentve a táplálékkínálatot), de a talaj betonkeménységűre száradásával az ásást (vagyis a meglévő táplálékhoz való hozzájutást) is lehetetlenné teheti (Vásárhelyi 1926, 1929). A rendkívüli belvíz vagy áradás szintén a járatok elhagyására kényszeríti az állatokat (Sterbetz 1960, Horváth és Vadnay 2006). Különféle beszámolókat találhatunk a szakirodalomban a földikutyák táplálkozásához köthe-

tő felszíni aktivitásával kapcsolatban is (Loisel 1916, Montagu 1924, Vásárhelyi 1926, Nevo 1961), de azt is megfigyelték, hogy a felszínen gyűjtenek friss füvet a fészekkamra kibéleléséhez (Vásárhelyi 1926, 1929). A kiásott fészekkamrák tanulmányozása során is beszámoltak arról, hogy abban felszínről származó növényi részek találhatóak (Sözen 2005, Yagci *et al.* 2010). Felmerült még a felszíni tevékenység okaként a fajtársak közötti agresszió (Vásárhelyi 1926, 1929, Zuri és Terkel 1996, Šklíba *et al.* 2016), valamint a betegség is (Vásárhelyi 1929). Feltehetően a leggyakoribb ok, ami miatt földikutyá-egyedetek találunk a felszínen, a fiatalok elvándorlása lehet. A Kárpát-medencében általunk gyűjtött adatok között is a legtöbb a felszínen megtalált egyed fiatal példány volt, emellett több különböző országból közölt észlelés is beszámolt a fiatal földikutyák felszíni aktivitásáról (Vásárhelyi 1929, Nevo 1961, Topachevskii 1969, Heth 1991, Rado *et al.* 1992). Az önálló életet kezdő kölyköknek az anyaállat rendszerint leválasztja járatrendszerének egy részét, amiből kiindulva az utód képes saját járatrendszerét építeni magának, fokozatosan eltávolodva a szülői otthontól (Rado *et al.* 1992). Hazai megfigyelések is alátámasztják, hogy ideális esetben, vagyis elegendő szabad élőhely esetén, a fiatalok elvándorlása, önállósodása a föld felszíne alatt történik (Moldován 2014), de ha erre nincs lehetőség (például túl nagy az egyedsűrűség, vagy korlátozott méretű a rendelkezésre álló élőhelyfolt), akkor a fiatal állatok a felszínen vándorolva keresnek maguknak alkalmas helyet saját járatrendszerük megépítéséhez (Rado *et al.* 1992). Két szerző is beszámolt a fiatal földikutyák nagyobb számú felszíni jelenlétéről a szülőktől történő elválás időszakában (Vásárhelyi 1929, Nevo 1961). A fiatal földikutyák önállósodásának időszaka hazánkban jellemzően a nyár első felére, június, július hónapokra esik (Vásárhelyi 1929), mindez azonban az adott év időjárási eseményeinek függvényében korábban (május hónaptól) vagy akár később (akár augusztus hónapig) is bekövetkezhet. A Kárpát-medencében összegyűjtött, felszíni jelenlétre vonatkozó esetek többsége (78%-a) a fiatalok elvándorlásához köthető. A döntően kis kiterjedésű és izolált hazai élőhelyek többségére jellemző a kifejezetten magas egyedsűrűség (Németh *et al.* 2020a), ezért a fiataloknak szinte semmi esélyük nincs alkalmas, üres élőhelyet találni, és ezért fokozottabb mértékben rá vannak kényszerítve a felszíni vándorlásra. A felszíni jelenlétre vonatkozó esetek fennmaradó részének többségét (az összes eset 14%-át) a párzási időszak idején (Vásárhelyi 1929) figyelték meg, ami minden bizonnyal a hímek ekkor vívott csatározásaihoz kapcsolható (Šklíba *et al.* 2016). Vásárhelyi (1926, 1929) véleménye szerint az intraspecifikus agresszió a legfontosabb tényező, ami a földikutyák felszíni tevékenysége mögött áll. Mivel mind a fiatalok felszíni elvándorlása, mind a párzás időszakában a felszínen való megjelenés erre az okra vezethető vissza (vagyis az általunk összegyűjtött adatok 85%-a), az elmúlt 30 év Kárpát-medencei megfigyelései alátámasztják ezt az elképzelést.

Ismeretlen állományok indikátorai

Számos, addig nem ismert földikutyá-állomány azonosításához a felszínen talált egyedek vezettek. A mezőtúri állomány 2008-as megtalálása egy júniusi, a felszínen mozgó fiatal egyednek köszönhető, a kelebiai populáció ugyanabban az évben történt azonosítása is a közel két évtizeddel korábban a felszínen talált földikutyák következményének tekinthető, és az albertirsai populáció 2017-es azonosításához is egy felszínen talált földikutyá vezetett.

Mivel valószínűleg ma sem ismerjük az összes, még létező földikutyá-állományt (Németh *et al.* 2020a), a még ismeretlen populációk felderítése érdekében is fontos lehet a nyár eleji időszakban országszerte, de kiemelten a földikutyák egykori előfordulási helyeinek közelében (Németh *et al.* 2009) fokozott figyelmet fordítani erre a jelenségre.

Veszélyek a felszínen

A talajlakó életmód alapvetően védelmet jelent a legtöbb ragadozóval szemben. Ismert ugyan olyan eset is, amikor a felszínen mozgó földikutyá sikeresen meg tudta védeni magát a rá támadó ragadozóval szemben (Herman 1872), azonban a felszínre kerülő példányokat jellemzően nagy hatékonysággal zsákmányolják a felszíni ragadozók (Vásárhelyi 1926, Topachevskii 1969, Heth 1991, Németh *et al.* 2016; 2. táblázat). Az éjjel felszínre tévedő egyedekre baglyok vadásznak (kuvik, erdei fülesbagoly, gyöngybagoly, uhu), míg nappal szirti, héja-, pusztai és parlagi sas, gatyás-, egerész- és pusztai ölyv, valamint a kékes rétihéja, barna kánya és döggeszélyű fogyasztja a földikutyákat. Az említettek mellett további madárfajok, mint a fehér gólya, a sirályok, a szarka és a dolmányos varjú földikutyá-zsákmányolása is ismert (Németh *et al.* 2016). A vadon élő emlősök közül a sakálon (Penezic és Cirovic 2015) és rókán kívül mindeddig elsősorban a menyét-féle kisragadozók földikutyá-zsákmányolásáról ismertek adatok (Németh *et al.* 2016). Az élőhelyek jelentős részének emberi településekhez közeli fekvése miatt (Németh *et al.* 2020a) a kóbor kutyák és macskák is fokozott veszélyt jelentenek a felszínen mozgó földikutyák számára (Németh *et al.* 2016).

A potenciális ragadozók terjedelmes listájából jól látható, hogy a huzamosabb időre felszínre kényszerült egyedeknek nem sok esélyük van a túlélésre, túlnyomó többségük valószínűleg elpusztul a felszíni tevékenység során. Különösen igaz lehet ez a hazai állományok esetében, ahol a jellemzően kis kiterjedésű, de magas egyedsűrűségű élőhelyeken nem valószínű, hogy a territóriumot kereső fiatal földikutyák megfelelő élőhelyet találjanak. A hazai állományok rendkívül izolált, egymástól távoli élőhelyeken élnek, antropogén hatások uralta táji környezetben, ezért a fiataloknak aligha sikerül eljutniuk egy másik potenciálisan alkalmas élőhelyre azelőtt, hogy valamely ragadozó zsákmányává válnának, vagy akár gázolás áldozatai lennének (Csathó és Csathó 2009, Borza *et al.* 2021).

2. táblázat. A felszínen tartózkodó földikutyákat fogyasztó ragadozók listája Németh et al. 2016 után. (A táblázat hivatkozásai az eredeti közleményben találhatóak.)

Ragadozó faj		Vizsgálati hely- szín	Hivatkozás			
Baglyok	kuvik	<i>Athene noctua</i>	Törökország Izrael Románia	Kumerloeve 1955 Dor 1947c Aczél-Fridrich & Hegyeli 2009		
		gyöngybagoly	<i>Tyto alba</i>	É-Libanon DNy-Libanon D-Szíría É-Szíría Ny-Szíría Izrael É-Izrael Románia	Abi-Said et al. 2014 Obuk & Benda 2009 Shehab 2005 Shehab & Al Charabi 2006 Obuk & Benda 2009 Charter et al. 2009 Nevo 1961 Dor 1947 b, c Heth 1991 Obuk & Benda 2009 Tores et al. 2005 Aczél-Fridrich Zs., személyes közlés	
erdei fülesbagoly	Asio otus	Izrael Libanon Magyarország Románia	Charter et al. 2012 Bate 1945 Endes 1988 Hamar & Šutova 1965			
			uhu	<i>Bubo bubo</i>	DNy-Törökország K-Törökország Jordánia Libanon K-Ukrajna Ukrajna DNy-Oroszország Izrael ÉK-Bulgária Románia	De Cupere et al. 2009 Cermák et al. 2006 Bates & Herrison 1989 Bayle & Prior 2006 Vetrov & Kodratenko 2006 Kodratenko & Tovpients 2006 Atamas & Tovpinec 2006 Malovichko et al. 2012 Inbar személyes közlés in Heth 1991 Mitev & Boev 2006 HNHM Mammal Collection, Hegyeli személyes közlés

2. táblázat (folytatás). A felszínen tartózkodó földikutyákat fogyasztó ragadozók listája Németh et al. 2016 után. (A táblázat hivatkozásai az eredeti közleményben találhatóak.)

	Ragadozó faj		Vizsgálati hely- szín	Hivatkozás
Ragadozó madarak	dögkeselyű	<i>Neophron percnopterus</i>	Izrael	Mendelssohn 1972a, b Heth 1988 Levi, Shela személyes közlés in Heth 1991
	barna kánya	<i>Milvus migrans</i>	K-Bulgária Izrael	Milchev et al. 2012 Mendelssohn 1972a, b
	parlagi sas	<i>Aquila heliaca</i>	egykori Szovjet-unió É-Szerbia	Topachevskii 1969 Festetics in Glutz von Blozheim et al. 1971 Ham 1977, 1980 Vasic & Misirlic 2002
	pusztai sas	<i>Aquila nipalensis</i>	K-Ukrajna Bulgária ÉNy-Törökország DNy-Oroszország egykori Szovjet-unió	Viter 2013 Marin et al. 2004 Horváth M. személyes közlés Malovychko 2012 Topachevskii 1969
	héjasas	<i>Hieraaetus fasciatus</i>	Izrael	Leshem 1976
	szirti sas	<i>Aquila chrysaetos</i>	Izrael	Maninger személyes közlés – in Heth 1991
	pusztai ölyv	<i>Buteo rufinus</i>	Bulgaria Ukrajna Izrael	Vatev 1987 Kravchenko 2008 Shevtsov 2001 Aderet 1973 Maninger személyes közlés – in Heth 1991
	egerészölyv	<i>Buteo buteo</i>	DNy-Ukrajna Ukrajna	Redinov 2009 Ponomarenko 2008 Redinov 2012
	gatyásölyv	<i>Buteo lagopus</i>	Románia	Chiocia 1967
	kékes rétihéja	<i>Circus cyaneus</i>	egykori Szovjet-unió	Topachevskii 1969

2. táblázat (folytatás). A felszínen tartózkodó földikutyákat fogyasztó ragadozók listája Németh et al. 2016 után. (A táblázat hivatkozásai az eredeti közleményben találhatóak.)

	Ragadozó faj		Vizsgálati helyszín	Hivatkozás
Egyéb madarak	dolmányos varjú	<i>Corvus cornix</i>	Izrael	Ben-Yzhak, Ben-David személyes közlés in Heth 1991
			Románia	Herman 1872
	szarka	<i>Pica pica</i>	Magyarország	Vásárhelyi 1926
	fehértorkú halkapó	<i>Halcyon smyrnensis</i>	Izrael	Inbar személyes közlés in Heth 1991
	sárgalábú sirály	<i>Larus cachinnans</i>	Ukrajna	Atamas & Tovpinec 2006
	fehér gólya	<i>Ciconia ciconia</i>	Magyarország	Dudás M., személyes közlés
		Ukrajna	Archipov A., személyes közlés	
Emlős ragadozók	róka	<i>Vulpes vulpes</i>	Románia	Hegyeli Zs., személyes közlés
			egykori Szovjetunió	Topachevskii 1969
	aransakál	<i>Canis aureus</i>	Szerbia	Penezic & Čirović 2015
	menyét	<i>Mustela nivalis</i>	Magyarország	Vásárhelyi 1926
	hermelin	<i>Mustela erminea</i>	Magyarország	Vásárhelyi 1926
	nyest	<i>Martes foina</i>	egykori Szovjetunió	Topachevskii 1969
	közönséges görény	<i>Mustela putorius</i>	Ukrajna	Abelentsev 1951
	molnárgörény	<i>Mustela eversmannii</i>	Magyarország	Vásárhelyi 1926
			Ukrajna	Abelentsev 1951
tigrisgörény	<i>Vormela peregusna</i>	Israel	Ben-David 1988, Gorsuch & Larivière 2005, Heth & Todrank 1995	
Háziállatok	kutya	<i>Canis lupus familiaris</i>	Magyarország	Vásárhelyi 1926, 1929 Németh et al. 2013b
			Románia	Hegyeli személyes közlés
	házi macska	<i>Felis silvestris catus</i>	Izrael	Brickner-Braun et al. 2007
			egykori Szovjetunió	Topachevskii 1969
			Magyarország	Csathó A., személyes közlés Vásárhelyi 1926, 1929

Felszínen talált földikutya-egyedek elhelyezésének megtervezése

A fokozottan védett, kihalás szélén álló földikutyafajok esetében az éves természetes szaporulat jelentős részének pusztulása pótolhatatlan veszteség a természetvédelem számára. Ezek az egyedek ugyanakkor megtalálásuk esetén, a földikutyák számára potenciálisan alkalmas, védett területeken kialakított újabb állományok forrását is jelenthetnék (Németh *et al.* 2013b). Előre kidolgozott intézkedési tervet követő áttelepítésekkel az egyes földikutyafajok sérülékenysége számottevően csökkenthető, hosszútávú fennmaradásuk esélye pedig jelentősen növelhető, ezért fontos lenne, hogy a (potenciálisan) érintett nemzeti park igazgatóságok előre térképezzék fel a szóba jöhető élőhelyeket, szükség esetén védettséget, a kezelési tervben a szükséges tevékenységeket rendelve a területekhez. A felszínen megtalált egyedek számára így kiválasztható lenne a megfelelő áttelepítési helyszín. Így életben maradásuk biztosítható volna, és képesek lennének kolonizálni olyan számukra alkalmas élőhelyeket, ahova önmaguktól, a mai tájhasználati gyakorlatok mellett nem tudnának eljutni. Az így létrejövő új populációk életképességének biztosabbá tétele érdekében ugyanakkor később, nagyobb állományokból történő kiegészítésre, „rátelepítésre” is szükség lehet. Ez utóbbi azonban nem jelent további problémát, ugyanis a „rátelepítés” eredményeképp csökken az eredeti élőhelyen a már saját territóriummal rendelkező egyedek száma, így a következő év szaporulatából kevesebb egyed kényszerül a felszínre, mivel egy részük a megüresedett területeket elfoglalhatja.

Több földikutya-élőhely közelében is zajlik már új populáció létrehozására irányuló természetvédelmi beavatkozás (3. táblázat). A már folyamatban lévő akciók helyszínei megfelelő élőhelyet jelenthetnek a saját populációikból elvándorolni

3. táblázat. Az ismert földikutya-élőhelyek közelében zajló, új populációk létrehozása érdekében történő földikutya-áttelepítések helyszíneinek listája. Az áttelepítési helyszínek a felszínen talált földikutya-példányok lehetséges elengedési helyszíneiként is szolgálhatnak.

Megtalálási helyek	Potenciális elengedési helyszín
Hajdúbagos	Kék-Kálló mente, Bagamér, Malom-gát
Hajdúhadház	
Téglás	
további nyírségi homoki élőhelyek	
Debrecen, Nyulas	Pocsaji Érkapu (Lőszletörés)
Józsa	
Hajdúsági löszhát további területei	
Kelebia	Öttömösi Baromjárás
Ásotthalom	
Bajai Földikutya Rezervátum	Madarasi gyep

próbáló egyedek számára. Ezek a példányok ugyanakkor növelhetik a természetvédelmi beavatkozás sikerét is, hiszen így több alapító egyeddel rendelkezhet az új populáció. A felszínen megfigyelt földikutya-példányok többsége hím, ami azért fontos, mert a hímek aránya az alapító egyedek között kritikus tényező a sikeresség szempontjából (Ruzsa *et al.* 2020).

Javasolt intézkedési terv földikutya-egyedek felszínen történő megtalálása esetén
A rendelkezésre álló adatok alapján a földikutyák felszíni jelenléte nem rendkívüli esemény. A legnagyobb valószínűséggel a nyári időszak első felében lehet velük találkozni, és ekkor is elsősorban fiatal példányokkal. Egyes állományok esetében az élőhely kis kiterjedése és erősen izolált jellege miatt indokolt lehet a felszínre kényszerülő példányok célzott keresése és összegyűjtése.

Felszínen talált földikutya esetén a legfontosabb tennivaló, hogy a példány számára mielőbb biztonságos, nyugodt körülményeket és táplálékot biztosítsunk. A fiatalok esetében ez egyébként is életük leginkább megterhelő időszaka, és valószínűleg a megtalálás idejére már jelentős stresszhatáson estek át az anyától való elválás, a testvéreikkel és más felnőtt egyedekkel folytatott csatározások, valamint a felszíni vándorlás okozta megpróbáltatások eredményeként. A befogott állatot a lehető legrövidebb időn belül zavarásmentes, zárt, hűvös, száraz helyiségben kell elhelyezni. A tartásra javasolt magas falú műanyagládában szigorúan csak egy példány tartható, megfelelő minőségű, lehetőség szerint nem illatosított faforgácsban (nem fűrészporban!). A ládákból lévő egyedeket mind a nagy melegtől, mind a tartós hidegtől óvni kell, számukra 20°C körüli hőmérsékletet kell biztosítani. A szakirodalom alapján (Gazit *et al.* 1996, Shanas *et al.* 1997, Zuri és Terkel 1998) nem szerencsés folyamatosan sötétben tartani az egyedeket, inkább a külső nappali-éjszakai fényviszonyoknak megfelelően a világos és sötét időszakok váltakozó biztosítása szükséges. A példányok táplálása friss zöldségekkel (burgonya, sárgarépa, petrezselyemgyökér, karalábé, zeller, saláta, retek, vöröshagyma, alma) valamint az élőhelyről származó tápláléknövények (pl. vadmurok, mezei iringó, ökörfarkkóró) gyökereivel valósítható meg (Németh *et al.* 2013a). A földikutya átmeneti, de biztonságos elhelyezéséről az illetékes nemzeti park igazgatóságnak kell gondoskodnia. Mivel a felszínen talált egyed túlélési esélyei minimálisak, az ilyen módon kézre került földikutya egyed kezelése a 348/2006. (XII. 23.) Korm. rendelet védett állatfajok védelmére, tartására, hasznosítására és bemutatására vonatkozó részletes szabályai szerint mentési szállításnak minősül, mely a mentőközpontba (nemzeti park telephelyére) érkezéséig, vagy az állatorvosi vélemény alapján történő elengedéséig tart. Ezért befogása, ideiglenes tartása a nemzeti park igazgatóságok számára nem igényel külön hatósági engedélyt. Amennyiben nem hivatásos természetvédelmi szakember találta meg a földikutyát, mielőbb értesíte-

ni szükséges a területileg illetékes nemzeti park igazgatóságot, és a kiérkezésükig a telefonon keresztül tett útmutatásuk szerint célszerű eljárni. Az egyed biztonságba helyezését követően a nemzeti parki szakembereknek mielőbb értesíteni kell az Agrárminisztérium Természetvédelemért felelős Helyettes Államtitkárságának szakmai tanácsadó szervezeteként működő Földikutya- és Űrgevédelmi Szakértői Csoportot (annak elnökét vagy titkárát; <http://www.földikutya.hu>). A Szakértői Csoport, amely e sajátos rágcslók hazai specialistáiból áll, ezt követően megállapítja az állat korát, nemét, egészségi állapotát, esetleg faji hovatartozását. A felszínen talált földikutya kora és a megtalálási körülményeinek ismeretében, és egy orvosi vizsgálatot követően lehet dönteni az állat további sorsáról. Mindez jelentheti a befogott egyed megtalálási helyen történő elengedését, illetve a befogott példány áttelepítését.

A május közepétől augusztus végéig terjedő időszakban felszínen talált egyedek esetében, az egyed korától függetlenül, semmiképpen sem javasolt az állatnak a megtalálási helyén való újbóli elengedése, hiszen ott – szabad territórium hiányában – biztos pusztulásra lenne ítélve. Ugyanez érvényes az év bármely szakában a felszínen talált fiatal egyed esetében, mivel joggal feltételezhető, hogy vagy az idősebb fajtársaival folytatott sikertelen küzdelem következményeként indult el új élőhelyet keresni magának, vagy a terület, amit az anyától való elválás után talált, idővel mégsem bizonyult alkalmas élőhelynek. Ezekben az esetekben nem szerencsés visszaengedése arra a területre, amit éppen elhagyni igyekszik, ezért a fiatal példányt új földikutya-populáció létrehozása érdekében történő áttelepítési akcióba javasolt bevonni.

A nyári időszakon kívül a felszínen talált kifejlett földikutya esetében azonban annak az élőhelyéről történő elmozdítása alapvetően nem indokolt. Ha az utódgondozási időszakban (március elejétől május közepéig) talált, utódokkal rendelkező nőtény egyedről van szó, befogása, begyűjtése is kerülendő, hiszen mielőbb vissza kell térnie utódaihoz, hogy táplálhassa őket. Ezeknek a nőtényeknek az azonosítása egyszerű, mivel az állatot felemelve, annak hasoldalán jól láthatóak az emlők, amik szoptatási időszakon kívül gyakorlatilag észrevehetetlenek a bundában. A táplálkozási vagy alomgyűjtési célból felszínre jövő kifejlett földikutya-egyed élőhelyéről történő elmozdítása sem indokolt, oda visszaengedhető. A párzás (januártól márciusig terjedő) időszakában a felszínen talált felnőtt hím egyedek befogása ugyanakkor mindenképp indokolt, de állatorvosi vizsgálat – vagy sérülés esetén a szükséges kezelés – után eredeti élőhelyére visszahelyezhető. Célszerű a visszaengedett állat helyszíni őrzése addig, míg az a felszínen mozog, megvárva, hogy visszatérjen a számára biztonságot jelentő földfelszín alatti járatába. Nem javasolt az egyed járatba hatolását erőltetni, hagyni kell, hogy az állat magától tegye azt meg. A távozó földikutya mögött a járat talajjal, fű-

csomóval való eltömése sem javasolt, az állatok ezt rendszerint rövid időn belül maguktól is megteszik.

Bármilyen további, problémás esetben a példány befogása és a körülmények – további szakértők bevonásával és a szükséges vizsgálatok elvégzésével történő – tisztázásáig tartó, hivatásos természetvédelmi szakemberek általi fogságban tartása javasolt, mely hatósági engedélyhez kötött, ennek beszerzéséről az érintett nemzeti park igazgatóságnak gondoskodni szükséges. Tipikusan ilyen eset a korábban ismeretlen élőhelyről előkerült példányoké, amikor kiemelt fontosságú a genetikai mintavétel, hiszen az állatok rokonsági viszonyai, faji hovatartozása másképp nem dönthető el.

A felszínen elpusztultan talált példányok, vagy a leggondosabb eljárás mellett is olykor előforduló, a befogást követő pusztulás esetén az esetleges okok kiderítése és a földikutyákról rendelkezésünkre álló, még mindig hiányos ismeretek bővítése érdekében szintén a Földikutya- és Ürgevédelmi Szakértői Csoportot szükséges értesíteni. A csoport szakértői tudnak segítséget nyújtani a tetem további vizsgálatának lehetőségei kapcsán, a megfelelő külső szakemberek bevonásával. A felszínen talált földikutya-tetemek kezelésére vonatkozó ajánlás a Kárpát-medencei nyugati földikutyakisfajok fajmegőrzési tervének mellékletében, a „Megtalált tetemek kezelése” cím alatt olvasható (Németh *et al.* 2013a). Az ilyen esetek pontos dokumentációja nagymértékben hozzájárulhat a hazai földikutyafajok jobb megismeréséhez.

Bár a fiatal földikutyák felszíni tevékenysége jelentős veszélyforrás a hazai földikutyák állományainak megőrzése szempontjából, a felszínen található példányok révén új populációk hozhatók létre, vagy velük a már korábban kialakított, de még kis egyedszámú populációk genetikailag megerősíthetők, jelentősen hozzájárulva így a Kárpát-medence bennszülött földikutyafajainak hosszútávú megőrzéséhez.

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, valamint az Albertirsa Barátainak Köre Természetvédelmi Csoport munkatársainak, amiért munkánkat nagymértékben segítették. További köszönettel tartozunk az adatgyűjtés során nyújtott sokrétű és pótolhatatlan segítségért a Milvus Csoport Madártani és Természetvédelmi Egyesület és a „Palics-Ludas” Közvállalat munkatársainak.

Irodalomjegyzék

- Bate, D. M. A. (1945): XIV. – Note on small mammals from the Lebanon Mountains, Syria. *Journal of Natural History* 12(87): 141–158. <https://doi.org/10.1080/00222934508527500>
- Blanc, L., Marboutin, E., Gatti, S., Gimenez, O. (2013): Abundance of rare and elusive species: empirical investigation of closed versus spatially explicit capture–recapture models with lynx

- as a case study. *The Journal of Wildlife Management* 77(2): 372–378. <https://doi.org/10.1002/jwmg.453>
- Bocherens, H., Hofman-Kamińska, E., Drucker, D. G., Schmölcke, U., Kowalczyk, R. (2015): European bison as a refugee species? Evidence from isotopic data on Early Holocene bison and other large herbivores in northern Europe. *PLoS ONE* 10(2): e0115090. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0115090>
- Borza, S., Godó, L., Csathó, A. I., Valkó, O., Deák, B. (2021): A közúti közlekedés természetkárosító hatása a magyarországi gerincesfaunára – Szakirodalmi áttekintés. *Természetvédelmi Közlemények* 27:1–17. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2021.27.1>
- Cooper, D. M., Dugmore, A. J., Gittings, B. M., Scharf, A. K., Wiltong, A., Kitchener, A. C. (2016): Predicted Pleistocene–Holocene range shifts of the tiger (*Panthera tigris*). *Diversity and Distributions* 22(11): 1199–1211. <https://doi.org/10.1111/ddi.12484>
- Csathó, A. I., Csathó, A. J. (2009): *Elütött állatok Battonyán*. CSEMETE Természet- és Környezetvédelmi Egyesület, Battonya – Szeged.
- Csorba, G., Krivek, G., Sendula, T., Homonnay Z. G., Hegyeli, Zs., Sugár, Sz., Farkas, J., Stojnić N., Németh, A. (2015): How can scientific research change conservation priorities? – A review of decade-long research on blind mole rats (Rodentia: Spalacinae) in the Carpathian Basin. *Therya* 6: 103–121. <https://doi.org/10.12933/therya-15-245>
- Fox, N. S., Wallace, S. C., Mead, J. I. (2017): Fossil *Mustela nigripes* from Snake Creek Burial Cave, Nevada, and implications for black-footed ferret paleoecology. *Western North American Naturalist* 77(2): 137–151. <https://doi.org/10.3398/064.077.0202>
- Gazit, I., Shanas, U., Terkel, J. (1996): First successful breeding of the blind mole rat (*Spalax ehrenbergi*) in captivity. *Israel Journal of Ecology and Evolution* 42(1): 3–13. <https://doi.org/10.1080/00212210.1996.10688829>
- Henry, P., Henry, A., Russello, M. A. (2011). A noninvasive hair sampling technique to obtain high quality DNA from elusive small mammals. *Journal of Visualized Experiments* 49: e2791. <https://doi.org/10.3791/2791>
- Heth, G. (1991): Evidence of aboveground predation and age determination of the pruned, in subterranean mole-rats (*Spalax ehrenbergi*) in Israel. *Mammalia* 55(4): 529–542. <https://doi.org/10.1515/mamm.1991.55.4.529>
- Herman, O. (1872): A Mezőség II. A Mezőzáh – Tóháti, továbbá Méhesi-, Báldi- és Mezősályi-tórosorozat. *Erdélyi Múzeum Egyesület Évkönyvei* 6 (1).
- Horváth, R., Vadnai, R. (2006): *A földikutya*. Szabolcs-Szatmár-Beregi Természet- és Környezetvédelmi Kulturális Értéktörző Alapítvány, Fehérgyarmat, 20 p.
- Jambari, A., Sasidhran, S., Halim, H. R. A., Mohamed, K. A., Ashton-Butt, A., Lechner, A. M., Azhar, B. (2019). Quantifying species richness and composition of elusive rainforest mammals in Taman Negara National Park, Peninsular Malaysia. *Global Ecology and Conservation* 18: e00607. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00607>
- Kerley, G. I. H., Kowalczyk, R., Crowsigt, J. P. G. M. (2012): Conservation implications of the refugee species concept and the European bison: king of the forest or refugee in a marginal habitat? *Ecography* 35(6): 519–529. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.07146.x>
- Loisel, G. (1916): Observations faites en Serbie sur le *Spalax monticola serbicus* (Méhely). *Bulletin du Muséum d'histoire naturelle Paris* 22: 71–73.
- Moldován, O. (2014): *Az erdélyi földikutya Nannospalax (leucodon) transsylvanicus új populációjának létrehozása és az első év tapasztalatai*. MSc szakdolgozat. Debreceni Egyetem, Debrecen.
- Montagu, I. (1924): On the burrow of the Rodent *Spalax (Mesospalax)*. *Proceedings of the Zoological Society* 1924: 1153–1160.

- Németh, A., Révay, T., Hegyeli, Z., Farkas, J., Czabán, D., Rózsás, A., Csorba, G. (2009): Chromosomal forms and risk assessment of *Nannospalax* (superspecies *leucodon*) (Mammalia: Rodentia) in the Carpathian Basin. *Folia Zoologica* 58(3): 349–361.
- Németh, A., Csorba, G., Farkas, J., Krnács, Gy., Molnár, A., Boldogh, G. Szelényi, B. (2013a): *VM Fajmegőrzési tervék: Kárpát-medencei Nyugati földikutyá kistfajok* (Nannospalax [*superspecies leucodon*]). VM Környezetügyért Felelős Államtitkárság, Budapest, 68 p.
- Németh, A., Molnár, A., Szél, L., Horváth, T., Demeter, L. Csorba, G. (2013b): Hogyan telepítsünk át földikutyát? Módszertani megfontolások szélsőségesen talajlakó rágcsálók megmentéséhez. *Természetvédelmi Közlemények* 19: 15–33.
- Németh, A., Csorba, G., Laczkó, L., Mizsei, E., Bereczki, J., Pásztor J. A., Petró P. Sramkó, G. (2020b): Multi-locus genetic identification of a newly discovered population reveals a deep genetic divergence in European blind mole rats (Rodentia: Spalacidae: *Nannospalax*). *Annales Zoologici Fennici* 57: 89–98. <https://doi.org/10.5735/086.057.0110>
- Németh, A., Moldován, O., Szél, L. (2020a): Mindig útban? – Városias környezetben fennmaradt földikutyá állományok megőrzésének kihívásai Magyarországon. *Természetvédelmi Közlemények* 26: 52–69. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2020.26.52>
- Nevo, E. (1961): Observations on Israeli populations of the mole-rat, *Spalax ehrenbergi* Nehring 1898. *Mammalia* 25: 127–144. <https://doi.org/10.1515/mamm.1961.25.2.127>
- Nevo, E. (1979): Adaptive convergence and divergence of subterranean mammals. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 10: 269–308. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.10.110179.001413>
- Nevo E. (2007) Mosaic Evolution of Subterranean Mammals: Tinkering, Regression, Progression, and Global Convergence. In: Begall S., Burda H., Schleich C.E. (eds.): *Subterranean Rodents*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 375–388. https://doi.org/10.1007/978-3-540-69276-8_28
- Penezic, A., Cirovic, D. (2015): Seasonal variation in diet of the golden jackal (*Canis aureus*) in Serbia. *Mammal Research* 60(4): 309–317.
- Pocock, R. I. (1917): The habits of the Syrian mole-rat. *The field* 129: 740.
- Rado, R., Wollberg, Z., Terkel, J. (1992): Dispersal of young mole-rats (*Spalax ehrenbergi*) from the natal burrow. *Journal of Mammalogy* 73(4): 885–890. <https://doi.org/10.2307/1382211>
- Ruzsa, J., Schneider, V., Farkas, J., Németh, A. (2020): A magyarországi földikutyá-áttelepítések értékelése. *Természetvédelmi Közlemények* 26: 70–92. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2020.26.70>
- Schnitzler, A. E. (2011): Past and present distribution of the North African–Asian lion subgroup: a review. *Mammal Review* 41(3): 220–243. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2010.00181.x>
- Shanas, U., Shalgi, R., Terkel, J. (1997): Seasonal changes in the ovary of the blind mole rat (*Spalax ehrenbergi*). *Israel Journal of Zoology* 43(2): 149–158. <https://doi.org/10.1080/00212210.1997.10688899>
- Šklíba, J., Lövy, M., Koeppen, S. C., Pleštilová, L., Vitámvás, M., Nevo, E., Šumbera, R. (2016): Activity of free-living subterranean blind mole rats *Spalax galili* (Rodentia: Spalacidae) in an area of supposed sympatric speciation. *Biological Journal of the Linnean Society* 118(2): 280–291. <https://doi.org/10.1111/bj.12741>
- Sózen, M. (2005): A biological investigation on Turkish *Spalax* Guldenstaedt, 1770 (Mammalia: Rodentia). *Gazi University Journal of Science* 18(2): 167–181.
- Sterbetz, I. (1960): Szabadföldi és laboratóriumi vizsgálatok a földikutyán. *Állattani Közlemények* 47: 151–158.
- Suraprasit, K., Jaeger, J. J., Shoocongdej, R., Chaimanee, Y., Wattanapituksakul, A., Bocherens, H. (2020): Long-term isotope evidence on the diet and habitat breadth of Pleistocene to Holocene

- caprines in Thailand: implications for the extirpation and conservation of Himalayan gorals. *Frontiers in Ecology and Evolution* 8: 67. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00067>
- Topachevskii, V. A. (1969): *Fauna of the USSR: Mammals. Mole rats, Spalacidae*. Smithsonian Institution and the National Science Foundation, Washington.
- Yagci, T., Coskun, Y., Asan, N. (2010): The tunnel structure of blind mole rats (genus *Spalax*) in Turkey. *Zoology in the Middle East* 50: 35–40. <https://doi.org/10.1080/09397140.2010.10638409>
- Vásárhelyi, I. (1926): Adatok a földikutya (*Spalax hungaricus hungaricus* Nhrg.) életmódjának ismeretéhez. *Állattani Közlemények* 23: 169–226.
- Vásárhelyi, I. (1929): A magyar földikutya életmódja. *Növényvédelem* 5: 185–186.
- Vidacs, J. A., Farkas, J. Németh, A. (2013): Konvergenciák, divergenciák és adaptáció a talajlakó életmódot folytató emlősöknél. *Állattani Közlemények* 98: 21–46.
- Zuri, I., Terkel, J. (1998): Ontogeny of agonistic behaviour in dispersing blind mole rats (*Spalax ehrenbergi*). *Aggressive Behavior* 24(6): 455–470.
- Zuri, I., Terkel, J. (1996): Locomotor patterns, territory and tunnel utilization in the mole-rat *Spalax ehrenbergi*. *Journal of Zoology London* 240: 123–140. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1996.tb05490.x>

Hivatkozott jogszabályok:

348/2006. (XII. 23.) Korm. rendelet a védett állatfajok védelmére, tartására, hasznosítására és bemutatására vonatkozó részletes szabályokról

Internetes források:

http: <http://www.termeszetvedelem.hu/foldikutya-es-urgevedelmi-szakertoi-csoport>

Above-ground activity of blind mole rats – New challenges for blind mole rat protection in Hungary

Attila Németh^{1,2*}, Viktor Schneider³, Olivér Váczi⁴ & Gábor Csorba⁵

¹*University of Debrecen, Department of Nature Conservation, Zoology and Game Management, H-4032 Debrecen, Böszörményi u. 138, Hungary*

²*BirdLife Hungary – Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society, H-1121 Budapest, Költő u. 21, Hungary*

³*Kiskunsági National Park Directorate, H-6000 Kecskemét, Liszt F. u. 19, Hungary*

⁴*Herman Ottó Institute Non-profit Ltd., H-1223 Budapest, Park u. 2, Hungary*

⁵*Hungarian Natural History Museum, H-1088 Budapest, Baross u. 13, Hungary*

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

Living underground protects blind mole rats from most of the predators and unfavourable climate conditions. However, more and more observations of aboveground activity of these subterranean rodents are made in Hungary as well. Several reasons for such behaviour can be found in the literature. At the same time, individuals on the surface are exposed to numerous threats and can easily fall prey to surface predators. We present all the data available from the last three decades about the aboveground activity of blind mole rats from the Carpathian Basin. Based on these, they are most often above-ground in early summer, with typically young specimens venturing to the surface. However, blind mole rats in Hungary are directly threatened by extinction, and in the case of such an animal, even the death of a single individual is an irreparable loss. At the same time, by collecting these aboveground individuals, it may be possible to establish new populations in suitable protected areas. By discussing the hazards and opportunities, we make recommendations for the treatment of specimens found on the surface that could contribute to the more effective protection of these highly threatened rodents.

Keywords: *Nannospalax* (superspecies *leucodon*), aboveground activity, intraspecific aggression, threatening factors, juvenile dispersal, natural predators, translocation

Segítheti-e a növényfajok invázióját az ellenségeik hiánya? – Irodalmi áttekintés a közönséges selyemkórót és Európában őshonos rokonait, a méreggyilokfajokat fogyasztó rovarokról

Berki Boglárka^{1*} és Csecserits Anikó²

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

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

*E-mail: berki.boglarka@ecolres.hu

Összefoglaló: A közönséges selyemkórót (*Asclepias syriaca*) hazánk egyik legveszélyesebb lágyszárú évelő inváziós faja. Legközelebbi, európai rokonai a méreggyilokfajok (*Vincetoxicum* spp.), melyek közül kettő inváziós Észak-Amerikában. Ezek a növényfajok sok energiát fektetnek a rovarok elleni kémiai védekezésbe, így felmerül, hogy sikeres inváziójukat a specialista rovarfogyasztók hiánya is segíti. Szisztematikus irodalmi áttekintéssel összevetettük a közönséges selyemkórót és négy méreggyilokfajt az eredeti és új elterjedési területen fogyasztó rovar-közösséget. Az eredeti hazájában a selyemkórót tíz, a méreggyilokfajokat pedig nyolc tápnövény-specialista, továbbá számos generalista rovarfaj fogyasztja. Az új elterjedési területükön még egyik növényfaj specialista fogyasztói sem jelentek meg, csak generalista fogyasztókat figyeltek meg rajtuk. Ez alapján e növényfajok sikeres inváziójához a specialista fogyasztók hiánya is hozzájárulhatott.

Kulcsszavak: *Asclepias syriaca*, *Vincetoxicum* spp., növényevő rovarok, növény-rovar közötti kölcsönhatás, növényi védekezési rendszerek

Bevezetés

Az inváziós fajok, ezen belül az inváziós növények terjedése világszerte az egyik legfontosabb oka a biodiverzitás csökkenésének, így sokszor súlyos természetvédelmi problémát jelentenek (Kolar és Lodge 2001, Stout és Morales 2009, You *et al.* 2014, IUCN 2000). Az idegenhonos fajok behozatalának vagy behurcolásának legfontosabb útja a globális kereskedelem, a közlekedés, valamint a mezőgazdaság, ezen belül különösen a kertészet (Hulme 2009). A behurcolás vagy betelepítés után számos idegenhonos faj elkezd önállóan terjedni. Azokat a nem őshonos

fajokat tekintjük inváziós vagy özönfajnak, amelyek sikeresen tudnak alkalmazkodni az új környezet feltételeihez, szaporodóképes populációt hoznak létre és monoton terjednek, ezáltal előzönlük az új élőhelyüket (Richardson *et al.* 2000a, Pyšek *et al.* 2004, Jeschke 2014).

Amikor egy inváziós növényfaj elterjed egy területen, az adott élőhelyre számos mechanizmuson keresztül gyakorolhat hatást, ezáltal veszélyeztetheti az őshonos fajokat, közösségeket (Pimentel *et al.* 2005), ami akár egyes őshonos fajok teljes eltűnéséhez vezethet (Pyšek és Pyšek 1995, Richardson *et al.* 2000b). Az inváziós fajok az őshonos növényekre egyrészt fizikailag hatnak (például leárnyékolással) és versenyeznek velük az abiotikus erőforrásokért (például tápanyagok, fény, víz) (Levine *et al.* 2003, Stout és Morales 2009). Másrészt allelopátiás vegyületeket is termelhetnek, amelyek csökkentik az őshonos növényfajok reprodukciós sikerét: gátolják a magok csírázását vagy a fiatal egyedek növekedését (Hierro és Callaway 2003).

Az inváziós növényfajok nemcsak közvetlenül hatnak az őshonos növényközösségekre, hanem az állatközösségeken keresztül is, átalakítva a fajok közti korábbi kapcsolatrendszeret (Bascompte és Jordano 2007, Stout *et al.* 2017). Előfordulhat, hogy az új elterjedési területen nincsenek jelen az inváziós növényfajt fogyasztó táplálékspecialista rovarfajok (továbbiakban specialista rovar: csak az adott növényfajt vagy nemzetséget fogyasztó rovar, míg generalista rovar: több növényfajt és nemzetséget is fogyasztó rovar), ami előnyt jelent a növényfaj számára. Ezt a jelenséget írja le az „ellenségektől való megszabadulás”, azaz angolul „enemy release” hipotézis (Maron és Vilà 2001, Keane és Crawley 2002, Colautti *et al.* 2004), mely szerint az inváziós fajok sikerességének egyik lehetséges oka, hogy az új környezetben megszabadulnak a rájuk specializálódott fogyasztóktól és a fogyasztók által terjesztett kórokozóktól. Ezek a specialista fogyasztók az eredeti elterjedési területen együtt fejlődtek az adott növényfajjal, és ott csökkentették annak sikerességét. Az újonnan kolonizált területeken a megtelepedett inváziós növényekre kisebb nyomás nehezedhet a fogyasztók részéről, hiányozhatnak a rájuk specializálódott fajok. Így az őshonos növényfajokhoz képest előnyre tehetnek szert, ami hozzájárulhat a sikerességükhöz (Agrawal és Kotanen 2003, Parker *et al.* 2012). Az ellenségektől való megszabadulás hipotézisét néhány növényfaj esetén terepi adatokon alapuló kutatás is igazolta (például Wolfe 2002, Callaway és Ridenour 2004).

A növények különféle mechanikai és kémiai módszerekkel védekeznek az őket fogyasztó állatfajok ellen (War *et al.* 2012). A mechanikai védelemi rendszert tüskék, tövissek, szőrök és megvastagodott levelek alkotják. A kémiai védekezési módoknak pedig két alapvető típusát lehet elkülöníteni: A konstitutív, azaz mindig jelen lévő, és az indukált, azaz sérülést követően fakultatív módon terme-

lódó vegyületekkel történő védekezést. Az indukált növényi védekezést számos hatás kiválthatja, és sok esetben a növényi válaszok specifikusak a sérülésekre (Agrawal és Fishbein 2006, Rasmann *et al.* 2009). Az indukált növényi válasz nem jellemző olyan fajok esetében, amelyeket a növényevők nagy egyed- és fajszámban fogyasztanak; ezek a fajok inkább konstitutív védekező mechanizmust alkalmaznak. Azok az inváziós fajok viszont, melyeknél jelentős szerepe van az indukált kémiai védekezésnek, előnyt élvezhetnek az új környezetben specialista fogyasztójuk hiánya miatt (Agrawal és Fishbein 2006, Rasmann *et al.* 2009).

Ugyanakkor előfordulhat, hogy az inváziós növények a fogyasztóiktól csak ideiglenesen szabadultak meg, mivel az eredeti elterjedési területükön élő specialista fogyasztók is megjelenhetnek az új elterjedési területen (da Ros *et al.* 1993, Keane és Crawley 2002). Továbbá az új elterjedési területen élő őshonos növényevők is áttérhetnek az új inváziós növényfajok fogyasztására, különösen akkor, ha az inváziós növényekkel rokon őshonos növényfajok is előfordulnak az adott helyen (Tabashnik 1983, Thomas *et al.* 1987, Maron és Vilá 2001, Agosta 2006).

Bár néhány inváziós faj esetén már igazolták (Han *et al.* 2008, Jogesh *et al.* 2008, Cincotta *et al.* 2009), hogy a sikerességük mögött részben a „ellenségeiktől való megszabadulás” állhat, további inváziós fajok esetén is érdemes megvizsgálni ezt a lehetőséget, mivel az erre vonatkozó információ akár a természetvédelmi kezelések során is hasznosítható.

Az adott inváziós növényfajt eredeti elterjedési területén fogyasztó rovarfajok és gazdaspecifikusságuk ismerete a biológiai védekezési eljárások kidolgozása során fontos (Julien és Griffiths 1998, McFadyen 1998). A rovarok tápnövényeinek megismerése szükséges annak meghatározásában, hogy egy rovar alkalmazható-e az adott inváziós növény ellen (Haye *et al.* 2005). Néhány inváziós növényfaj elleni védekezés során az őket fogyasztó rovarfajokat sikeresen használják biológiai védekezési programokban (Stinson *et al.* 1994, Ding *et al.* 2006, Wang *et al.* 2008, Herrick *et al.* 2012).

Hazánkban az egyik legveszélyesebb lágyszárú évelő inváziós faj az Észak-Amerikából származó közönséges selyemkóró (*Asclepias syriaca* L., 1753; Botta-Dukát 2008). Az ellene alkalmazott mechanikai kezelések az eddigi tapasztalatok szerint rövid távon nem megfelelő hatékonyságúak, hiszen a kaszálás vagy szárazzás után a selyemkóró újra kihajt (Vajda 2015). Egyelőre a kémiai kezelés tűnik a hatékonyabbnak (Bhowmik 1994), amikor glifozát-tartamú szereket használnak tapadást és felszívódást segítő szerekkel kombinálva (Vadász 2015, Zalai *et al.* 2017). A növényvédőszerket körültekintően szükséges alkalmazni, hiszen a környezetre, a rovar- és növényközösségekre is káros hatással lehet (de Andréa *et al.* 2003). Azonban felmerülhet, hogy a közönséges selyemkóró ellen specialista fogyasztóját is fel lehet használni biológiai védekezésként.

A közönséges selyemkóró legközelebbi Európában őshonos rokona a méreggyilok nemzetség (*Vincetoxicum* spp.), melynek két faja, a *Vincetoxicum nigrum* (Kartesz és Gandhi, 1994) és *V. rossicum* ((Kleo.) Borhidi, 1966) az Egyesült Államokban inváziós. Ellenük jelenleg a széles hatásspektrumú herbicidek a leghatékonyabb védekezési eszközök, de ezek használata költséges és káros hatással lehet az ökoszisztémára (DiTommaso *et al.* 2013). Így az Egyesült Államokban táplálékspecialista rovarokat is alkalmaznak biológiai védekezés céljából a méreggyilokfajok ellen (Young és Weed 2014).

Az Észak-Amerikából származó közönséges selyemkóró és a vele közel rokon, Európából származó, de Észak-Amerikában inváziós méreggyilokfajok számos tulajdonságukban megegyeznek, így felmerül, hogy mindkét nemzetség inváziós sikeressége mögött esetleg az ellenségektől való megszabadulás állhat. Emiatt célul tűztük ki, hogy összehasonlítsuk a közönséges selyemkóró és vele rokonságban álló négy méreggyilokfaj, a hazánkban őshonos közönséges méreggyilok (*Vincetoxicum hirundinaria* [Medik., 1790]) és magyar méreggyilok (*Vincetoxicum pannonicum* [Borhidi] Holub, 1967), valamint az Európából származó, de az Egyesült Államokban invázióssá vált *Vincetoxicum nigrum* és *Vincetoxicum rossicum* eredeti és új elterjedési területén az őket fogyasztó rovarközösségeket.

Vizsgálatunkban arra kerestük a választ, hogy 1) mennyi táplálékspecialista és generalista rovarfajt találtak ezeken a növényfajokon az őshonos és az új elterjedési területükön; 2) követték-e ezeket a növényfajokat specialista fogyasztóik az új elterjedési területre; 3) történt-e gazdaváltás a specialista fogyasztóik esetén selyemkóróról méreggyilokfajokra és fordítva, akár az új, akár az őshonos elterjedési területen? Ezeket a kérdéseket az eddig publikált kutatások alapján, szisztematikus irodalmi áttekintéssel válaszoljuk meg.

Anyag és módszer

A közönséges selyemkóró

A selyemkóró (*Asclepias*) nemzetségnek 140 faja ismert, legtöbbjük trópusi elterjedésű, Európában őshonos fajuk nem él (Bagi és Bakacsy 2012). A közönséges selyemkóró Európában először 1629-ben jelent meg mint dísznövény (Bagi 2004). (A faj részletes leírását lásd az 1. Online Függelékben.) Spontán terjedését a mediterrán régióból kezdte meg, és mára Európa 24 országában van jelen (http1). Magyarországon jelenleg a közönséges selyemkóró inváziós növényfajként van számon tartva, mivel az utóbbi évtizedekben jelentősen terjed (Csiszár 2012). A selyemkóró gyors terjedéséhez hozzájárulhat, hogy kevés rovarfaj tudja

fogyasztani, hiszen különböző mechanikai és kémiai védekezési mechanizmusokat fejlesztett ki az öt károsító rovarok ellen. A rovarok táplálkozását befolyásolja a selyemkóró mechanikai védekező tulajdonságai közül a nagy levélszilárdsága és nagy fedőszőr-sűrűsége (van Zandt és Agrawal 2004, Agrawal 2005). A selyemkóró leghatásosabb védekezési mechanizmusa azonban a kémiai védekezés. A növény minden föld feletti része tejnedvet (latex) tartalmaz, melynek legfontosabb alkotói különböző kardenolid-vegyületek. A kardenolidok keserű ízű szteroidok (szíviglikozidok: aspeciozid, syriobiozid, calactin, calotropin). Nemcsak a tejnedvben, hanem kis mennyiségben a növény más szöveteiben is előfordulnak, és a legtöbb rovar számára mérgezőek (Malcolm 1991, Rasmann és Agrawal 2009). A növény károsodása esetén a tejnedv speciális csatornákon (laticifer sejtekből álló tejsöveken) keresztül jut el a károsodott területre, és egyfajta fizikai gátként korlátozza a növényevők táplálkozását (Malcolm 1991).

A méreggyilokfajok

Európában a selyemkóró legközelebbi őshonos rokonai a selyemkórófélék (*Asclepiadaceae*) családjába tartozó méreggyilokfajok (*Vincetoxicum spp.*). (A méreggyilokfajok részletes leírása a 2. Online Függelékben olvasható.) Európában a nemzetség tíz faja fordul elő (Markgraf 1972), hazánkban két fajuk őshonos: a közönséges és a magyar méreggyilok (Király 2009). Észak-Amerikában nem fordul elő őshonos méreggyilokfaj (Tewksbury *et al.* 2002), ugyanakkor két Európából származó méreggyilokfaj – a *Vincetoxicum nigrum* és *Vincetoxicum rossicum* – invázióssá vált (Tewksbury *et al.* 2002, DiTommaso *et al.* 2005, Weed *et al.* 2011, Laukkanen 2014). Mindkét méreggyilokfajt az 1800-as évek közepe táján dísznövényként vitték be Észak-Amerikába (Sheeley és Raynal 1996, DiTommaso *et al.* 2005, Biazzo és Milbrath 2019). Kertekből kiszabadult állományaik kolonizálták a természetes és mezőgazdasági területeket, és az elmúlt 40 év alatt inváziós fajjává váltak az USA északkeleti és középnyugati részén (DiTommaso *et al.* 2005, Biazzo és Milbrath 2019). A kolonizált területeken a méreggyilokfajok tömeges jelenléte negatív hatással van bizonyos ritka és veszélyeztetett növényfajokra (DiTommaso *et al.* 2005). Továbbá csökkentik a rovarok biodiverzitását is, például negatív hatással vannak a pompás királylepkre (*Danaus plexippus*, Linnaeus, 1758) szaporodására (DiTommaso és Losey 2003, Casagrande és Dacey 2007).

A nemzetség fajai kevés rovarfaj számára szolgálnak tápnövényként, hiszen másodlagos anyagcseretermékeik között vannak mérgező glikozidok (például vincetoxin, aszklepiadin, Staerk *et al.* 2000, Muola *et al.* 2010), fenolos vegyületek (flavonoidok, klorogénsav és katechin-származékok) és alkaloidok (antofin és fenanthroindolizidin, Laukkanen *et al.* 2012).

nemcsak a selyemkórót vagy a méreggyilokfajokat, így a táplálékul szolgáló növények megritkulásakor könnyen átváltak más fajok fogyasztására. A továbbiakban ezeket generalistának nevezzük.

Eredmények

A selyemkóró fogyasztói

Észak-Amerikában jelenleg tíz közönséges selyemkórót fogyasztó specialista rovarfajt és 13 generalista rovar tartanak számon (1., 2. táblázat). Feltételezhetően több mint 400 rovarfaj fogyaszthatja a selyemkóró valamely részét, viszont ezek a rovarok nem lettek még faji szintig meghatározva (http4).

Európában öt őshonos rovarfajról mutatták ki, hogy a selyemkórót fogyasztja (3. táblázat). Ezeken kívül a selyemkórót számos levéltetűfaj és a nyugati virágtripsz (*Frankliniella occidentalis* Pergande, 1895) károsítja, amelyek világszerte elterjedt fajok, őshonos elterjedési területük sokszor nem is ismert vagy Európában is új jövevénynek számítanak és korábban rokon fajokkal is táplálkoztak. Közülük Európában legismertebb a leander-levéltetű (*Aphis nerii* Fonscolombe, 1841), és az uborka-levéltetű (*Aphis gossypii* Glover, 1877), melyek mind világszerte elterjedt fajok, így Észak-Amerikában is megtalálhatóak (3. táblázat).

Az eddigi kutatások alapján a tíz Észak-Amerikában őshonos, közönséges selyemkóróra specializálódott rovarfaj közül Európában még egy sem fordul elő.

1. táblázat. A közönséges selyemkórót fogyasztó rovarfajok száma.

	Specialista fajok	Generalista fajok
Észak-Amerikában őshonos, közönséges selyemkórót fogyasztó rovarok	10	kb. 400
Európában megjelent rovarok	0	5
Észak-Amerikában <i>Vincetoxicum</i> fajokról a selyemkóróra váltott = selyemkóró új fogyasztója	0	0
Európában őshonos, selyemkórót fogyasztó rovar = selyemkóró új fogyasztója	0	kb. 40–50

2. táblázat. A közönséges selyemkórót leggyakrabban fogyasztó rovarfajok az őshazájában (Észak-Amerika).

Faj neve	Rendszertani besorolás	Táplálkozás típusa	Növényi rész fogyasztása	Hivatkozás
<i>Danaus plexippus</i> L., 1758	Lepidoptera: Nymphalidae	specialista	levelek, tejnedv	van Zandt, Agrawal 2004, Agrawal et al. 2005, Holdrege 2010
<i>Euchaetes egle</i> D., 1773	Lepidoptera: Erebidae	specialista	alsóbb levelek	Bingham, Agrawal 2010
<i>Rhysomatus lineaticollis</i> S., 1824	Coleoptera: Curculionidae	specialista	fiatal levelek, csúcsmerisztéma	Fordyce, Malcolm 2000, Agrawal 2005
<i>Tetraopes tetraphthalmus</i> F., 1771	Coleoptera: Cerambycidae	specialista	levelek, virágok, gyökerek	Matter 2001, Agrawal 2004, van Zandt, Agrawal 2004, Holdrege 2010
<i>Labidomera clivicollis</i> K., 1837	Coleoptera: Chrysomelidae	specialista	levelek, levelek erezete	van Zandt, Agrawal 2004, Agrawal et al. 2005
<i>Lygaeus kalmii</i> S., 1874	Hemiptera: Lygaeidae	specialista	levelek nedve, termések	van Zandt, Agrawal 2004, Agrawal 2005
<i>Oncopeltus fasciatus</i> D., 1852	Hemiptera: Lygaeidae	specialista	virágbimbók, fiatal termések	Chaplin, Chaplin 1981
<i>Aphis asclepiadis</i> F., 1851	Hemiptera: Aphididae	specialista	fiatal hajtásainak nedve	Mooney et al. 2008, Birnbaum, Abbot 2018
<i>Myzocallis asclepiadis</i> M., 1879	Hemiptera: Aphididae	specialista	fiatal hajtásainak nedve	Birnbaum, Abbot 2018
<i>Liriomyza asclepiadis</i> S., 1969	Diptera: Agromyzidae	specialista	levelek	van Zandt, Agrawal 2004, Agrawal et al. 2005
<i>Aphis nerii</i> F., 1841	Hemiptera: Aphididae	generalista	levelek, szár	Betz et al. 2000, Mooney et al. 2008
<i>Aphis gossypii</i> G., 1877,	Hemiptera: Aphididae	generalista	levelek, szár	Betz et al. 2000
<i>Aphis rumicis</i> L., 1758	Hemiptera: Aphididae	generalista	levelek, szár	Betz et al. 2000
<i>Aphis fabae</i> S., 1763	Hemiptera: Aphididae	generalista	levelek, szár	Betz et al. 2000
<i>Aphis spiraeicola</i> P., 1914	Hemiptera: Aphididae	generalista	levelek, szár	Betz et al. 2000
<i>Aphis helianthi</i> M., 1879	Hemiptera: Aphididae	generalista	levelek, szár	Betz et al. 2000

2. táblázat (folytatás). A közönséges selyemkórót leggyakrabban fogyasztó rovarfajok az őshazájában (Észak-Amerika).

Faj neve	Rendszertani besorolás	Táplálkozás típusa	Növényi rész fogyasztása	Hivatkozás
<i>Toxoptera aurantii</i> B. 1841	Hemiptera: Aphididae	generalista	levelek, szár	Betz et al. 2000
<i>Aulacorthum solani</i> K., 1843	Hemiptera: Aphididae	generalista	levelek, szár	Betz et al. 2000
<i>Myzus persicae</i> S., 1776	Hemiptera: Aphididae	generalista	levelek, szár	Betz et al. 2000
<i>Brachycaudus helichrysi</i> K., 1843	Hemiptera: Aphididae	generalista	levelek, szár	Betz et al. 2000
<i>Macrosiphum euphorbiae</i> T., 1878	Hemiptera: Aphididae	generalista	levelek, szár	Betz et al. 2000
<i>Frankliniella occidentalis</i> P., 1895	Thysanoptera: Thripidae	generalista	levelek, szár	Betz et al. 2000
<i>Euschistus variolarius</i> P., 1817	Hemiptera: Pentatomidae	generalista	virágok, levelek	Hughes, Bazzaz 1997, Züst et al. 2015

3. táblázat. A közönséges selyemkórót leggyakrabban fogyasztó rovarokfajok az új elterjedési területén (Európa).

Faj neve	Rendszertani besorolás	Táplálkozás típusa	Növényi rész fogyasztása	Hivatkozás
<i>Spilosthetus</i> (= <i>Lygaeus</i>) <i>equestris</i> L., 1758 (vörösfoltoz bodobács)	Hemiptera: Lygaeid; ae	generalista	növényi nedv: virágbimbók, levelek, toktermés	Horváth 1984
<i>Tropidothorax leucopterus</i> G., 1778 (vadpaprika bodobács)	Hemiptera: Lygaeidae	generalista	növényi nedv: levelek	Kment et al. 2009
<i>Aphis nerii</i> F., 1841 (leander–levéltetű)	Hemiptera: Aphididae	generalista	növényi nedv: szár, levelek	Molnár et al. 2010; Bukovinszky et al. 2014
<i>Aphis gossypii</i> G., 1877 (uborka–levéltetű)	Hemiptera: Aphididae	generalista	növényi nedv: szár, levelek	Molnár et al. 2010
<i>Frankliniella occidentalis</i> P., 1895 (nyugati virágtripsz)	Thysanoptera: Thripidae	generalista	növényi nedv: szár, levelek	Tóth 2017

A méreggyilokfajok fogyasztói

Az általunk vizsgált, Európában őshonos méreggyilokfajokat (*Vincetoxicum hirundinaria*, *Vincetoxicum pannonicum*, *Vincetoxicum nigrum* és a *Vincetoxicum rossicum*) összesen nyolc őshonos specialista rovarfaj és kilenc őshonos generalista rovarfaj fogyasztja (4., 5. táblázat). Ezen belül a hazánkban bennszülött magyar méreggyilokon eddig csak egy specialista fajt, a tündöklő méreggyiloklevelészt (*Chrysochus asclepiadeus* Pallas, 1773) és egy generalista fajt, a lovagbodóbácsot (*Lygaeus equestris* L., 1758) figyelték meg táplálkozás közben (Fenyősi 2018).

Észak-Amerikában mintegy kilenc generalista rovarfajt találtak, amelyek a *Vincetoxicum rossicum* és a *Vincetoxicum nigrum* fajokat is fogyasztják. Ezen kívül két generalista rovarfaj fordult elő csak a *Vincetoxicum nigrum*-on, míg két másik generalista rovarfajt csak a *Vincetoxicum rossicum*-on találtak meg (6. táblázat). Nem tudunk arról, hogy Észak-Amerikában megjelentek volna a méreggyilokfajok Európában őshonos specialista rovar fogyasztói. A méreggyilokfajok eredeti elterjedési területén előforduló specialista rovarfajok közül két fajt (*Hypena opulenta* Christoph, 1877 és a *Chrysochus asclepiadeus*) a *Vincetoxicum rossicum* és a *Vincetoxicum nigrum* inváziója elleni védekezés céljából betelepítették Észak-Amerikába.

4. táblázat. A méreggyilok-fajok rovar fogyasztóinak száma.

	Specialista fajok	Generalista fajok
Európában őshonos, <i>Vincetoxicum</i> fajokat fogyasztó rovar	8	9
Ebből Észak-Amerikában megjelent/oda átvitt	2	0
Észak-Amerikában a selyemkóróról a <i>Vincetoxicum</i> fajokra (4 faj) váltott = <i>Vincetoxicum</i> új fogyasztója	0	0
Észak-Amerikában <i>Vincetoxicum</i> fajokat fogyasztó őshonos rovar = <i>Vincetoxicum</i> új fogyasztója	1	0

Tápnövényváltás

Az eddigi irodalmi adatok alapján Európában a méreggyilokfajokat fogyasztó specialista rovarok közül nem találtak egy fajt sem, amely a közönséges selyemkórót fogyasztotta volna. Ehhez hasonlóan Észak-Amerikában sem találtak olyan ott őshonos, közönséges selyemkórót fogyasztó rovar, amely az inváziós méreggyilokfajokat is fogyasztotta volna. A pompás királylepkék alkalmanként méreggyilokfajokra (*Vincetoxicum rossicum*, *Vincetoxicum nigrum*) teszik a petéiket, de a lárvák nem tudnak kifejlődni, elpusztulnak (Schlapfer *et al.* 2005).

5. táblázat. A méreggyilok-fajokat leggyakrabban fogyasztó rovarokfajok az őshazájukban (Európa).

Faj neve	Rendszertani besorolás	Táplálkozás típusa	Növényi rész fogyasztása	Hivatkozás
<i>Abrostola asclepiadis</i> Den. & Sch., 1775 (barnafoltos ezüstbagoly)	Lepidoptera: Noctuidae	specialista	levelek	Weed et al., 2011; Hazlehurst 2011, Kalske et al. 2012, Laukkanen 2014
<i>Chrysolina aurichalcea ssp. asclepiadis</i> M., 1825	Coleoptera: Chrysomelidae	specialista	levelek	Weed et al. 2011
<i>Chrysolina aurichalcea ssp. bohemia</i> M., 1825	Coleoptera: Chrysomelidae	specialista	levelek	Weed et al. 2011
<i>Euphranta connexa</i> F., 1794	Diptera: Tephritidae	specialista	termés, magok	Kalske et al. 2012, Laukkanen 2014
<i>Contarinia asclepiadis</i> G., 1863	Diptera: Cecidomyiidae	specialista	magok	Tewksbury et al. 2002
<i>Contarinia vincetoxici</i> K., 1909	Diptera: Cecidomyiidae	specialista	magok	Tewksbury et al. 2002
<i>Hypena opulenta</i> C., 1877	Lepidoptera: Erebidae	specialista	levelek	Weed & Casagrande 2010, Weed et al. 2011, Hazlehurst et al. 2012
<i>Chrysochus asclepiadeus</i> P., 1773 (tündöklő méreggyiloklevelész)	Coleoptera: Chrysomelidae	specialista	gyökerek, levelek	Weed et al. 2011, deJonge et al. 2019, Fenyősi 2018
<i>Lygaeus equestris</i> L., 1758 (közönséges lovagbodobács)	Coleoptera: Lygaeidae	generalista	növényi nedv, magok	Kugelberg 1977, Laukkaen 2014, Fenyősi 2018
<i>Tropidothorax leucopterus</i> G., 1778 (vadpaprika bodobács)	Coleoptera: Lygaeidae	generalista	levelek nedve	Tullberg et al. 2000
<i>Otiorhynchus pinastris</i> H., 1795 (fenyőrontó gyalogormányos)	Coleoptera: Curculionidae	generalista	gyökerek	Kizub & Slutsky 2019
<i>Graphosoma italicum</i> M., 1766 (csikos pajzsos poloska)	Hemiptera: Pentatomoidae	generalista	növényi nedv, levelek, szár	Weed & Casagrande 2010
<i>Sparganothis pilleriana</i> Den. & Sch., 1775 (szőlőilonca)	Lepidoptera: Tortricidae	generalista	levelek	Milbrath 2010, DiTommaso et al. 2005
<i>Exosoma lusitanicum</i> L., 1767	Coleoptera: Chrysomelidae	generalista	levelek	DiTommaso et al. 2005
<i>Philaenus spumarius</i> L., 1758	Hemiptera: Cercopidae	generalista	levelek, szár	DiTommaso et al. 2005
<i>Scopula umbelaria</i> H., 1813 (világossávós araszoló)	Lepidoptera: Geometridae	generalista	levelek	DiTommaso et al. 2005
<i>Nothris congressariella</i> B., 1858	Lepidoptera: Gelechiidae	generalista	levelek	DiTommaso et al. 2005

6. táblázat. A méreggyilok-fajokat leggyakrabban fogyasztó generalista rovarfajok új az elterjedési területükön (Észak-Amerika).

Faj neve	Rendszertani besorolás	Növényi rész fogyasztása	Hivatkozás
<i>Tetranychus urticae</i> C. L. K., 1836 (közönséges takácsatka)	Acari: Tetranychidae	növényi nedv: levelek	Milbrath, 2010
<i>Aulacorthum solani</i> K., 1843	Hemiptera: Aphididae	növényi nedv: levelek	Milbrath, Biazzo 2012
<i>Heliococcus osborni</i> S., 1902	Hemiptera: Pseudococcidae	növényi nedv: levelek	Milbrath, 2010
<i>Thrips tabaci</i> L. 1889	Thysanoptera: Thripidae	levelek, virágok	Milbrath, 2010
<i>Anormenis septentrionalis</i> S., 1889	Hemiptera: Flatidae	növényi nedv: szár, levelek	Milbrath, 2010
<i>Chaitophorus sp.</i>	Hemiptera: Aphididae	növényi nedv: levelek	Milbrath, 2010
<i>Drepanaphis sp.</i>	Hemiptera: Aphididae	növényi nedv: levelek	Milbrath, 2010
<i>Iziphya sp.</i>	Hemiptera: Aphididae	növényi nedv: levelek	Milbrath, 2010
<i>Monellia caryella</i> F., 1885	Hemiptera: Aphididae	növényi nedv: levelek	Milbrath, 2010
<i>Lepidosaphes ulmi</i> L., 1758 (közönséges kagylós pajzstetű)	Hemiptera: Diaspididae	növényi nedv: szár, levélnyel	Milbrath, 2010
<i>Poecilocapsus lineatus</i> F., 1798	Hemiptera: Miridae	növényi nedv: levelek	Milbrath, 2010
<i>Aphis spiraeicola</i> P., 1914	Hemiptera: Aphididae	növényi nedv: levelek	Milbrath, 2010
<i>Chorizococcus sp.</i> <i>prob. dentatus</i> L., 1930	Hemiptera: Pseudococcidae	növényi nedv: levelek	Milbrath, 2010

Diszkusszió

A selyemkóró estében a kereséseket Európára vonatkozóan végeztük, azonban sok cikket találtunk kifejezetten magyarországi vizsgálatokról, hiszen Európa többi országához képest hazánkban van a selyemkórónak a legnagyobb elterjedési területe. A hazai cikkekben talált információk Európa más országaiban előforduló selyemkóró állományokra is igazak lehetnek.

A közönséges selyemkóró fogyasztására Észak-Amerikában tíz rovarfaj specializálódott (van Zandt és Agrawal 2004, Agrawal *et al.* 2005), ezen fajok csökkennek a selyemkóró állományait és gátolják a terjedését az eredeti elterjedési területén (van Zandt és Agrawal 2004, Agrawal *et al.* 2005). Ugyanakkor az áttekintett irodalom alapján a közönséges selyemkórón Európában eddig csak generalista rovarfajok fogyasztását figyelték meg (Horváth 1984, Varga 1994, Molnár *et al.* 2010, Tóth 2017), pedig már több mint 300 éve jelen van a kontinensen (Bagi 2004). Jelenlegi ismereteink szerint ezek károsításának mértéke nem jelentős, így valószínűleg nem korlátozzák a faj terjedését.

Az Európában őshonos méreggyilokfajokat Európában nyolc specialista és kilenc generalista rovar fogyasztja és ezek a rovarok valószínűleg hozzájárulnak a méreggyilokfajok populáció-méretének állandóságához (Tewksbury *et al.* 2002). Az európai méreggyilokfajokat fogyasztó rovarok nem őshonosak Észak-Amerikában, és még nem jelentek meg, mint új jövevényfajok. A méreggyilokfajokat Észak-Amerikában néhány őshonos generalista rovar fogyasztja, de károkozásuk nem jelentős hatású a növényekre (Milbrath, 2010, Milbrath és Biazzo 2012).

Összességében azt találtuk, hogy mind a selyemkóró, mind a méreggyilokfajok esetén az eredeti elterjedési területükön számos specialista és generalista rovarfaj fogyasztotta őket, ugyanakkor az új elterjedési területükön az őket fogyasztó specialista fajok közül spontán még egy sem jelent meg, valamint generalista fogyasztót (akár mindkét területen elterjedtet, akár újat) is jóval kevesebbet figyelték meg. Mindez arra utal, hogy közönséges selyemkóró és az inváziós méreggyilokfajok is megszabadulhattak fogyasztóik egy részétől, és ez hozzájárulhat a sikeres inváziójukhoz.

Eddigi irodalmi adatok alapján Európában a méreggyilokfajokat fogyasztó specialista rovarok közül nem találtak olyan rovarfajt, amely áttért volna a közönséges selyemkóró fogyasztására. Ehhez hasonlóan Észak-Amerikában sem találtak olyan közönséges selyemkórót fogyasztó rovarfajt, amely az inváziós méreggyilokfajokat fogyasztotta volna. Egyedül a királylepke hernyóját figyelték meg az inváziós méreggyilokfajokon táplálkozni, de az állat nem tudott kifejlődni az új tápnövényen. Tehát sikeres spontán tápnövény-váltásra eddig egyik faj specialista rovarfogyasztója esetén sem volt példa.

Észak-Amerikában számos kutató vizsgálta, hogy a méreggyilokfajok ellen mely rovarok lehetnek hatásosak a biológiai védekezésben (Weed és Casagrande 2010, Weed *et al.* 2010, Weed *et al.* 2011, deJonge *et al.* 2019, Milbrath *et al.* 2019, deJonge *et al.* 2020). Milbrath *et al.* (2019) vizsgálata alapján az Európában őshonos méreggyilokfajokra specializálódott barnafoltos ezüstbagoly (*Abrostola asclepiadis* Denis & Schiffermüller, 1775) nem bizonyult hatékonynak biológiai védekezési programokban a *Vincetoxicum rossicum* ellen. deJonge *et al.* (2019)

vizsgálatai alapján egy Európában őshonos levélbogár, a *Chrysochus cobaltinus* LeConte, 1857 lárvái fogyasztják a *Vincetoxicum rossicum* leveleit, ezért biológiai védekezési programokban ígéretesnek tekintik, de további vizsgálatok szükségesek ennek bizonyítására. Viszont az Európából e célra betelepített specialista fajok, a *Hypena opulenta* lepke és a tündöklő méreggyiloklevelész (*Chrysochus asclepiadeus*) levélbogár-faj (Weed *et al.* 2011, Hazlehurst *et al.* 2012, 5. táblázat) hatékonyan csökkentik a méreggyilokfajok tömegességét Észak-Amerika északkeleti és középnugati részén. Ez az eredmény is arra utal, hogy a méreggyilokfajok sikeres terjedése mögött esetleg a specialista fogyasztók hiánya állhat.

A közönséges selyemkóró elleni biológiai védekezésre Európában még nem vizsgáltak olyan rovarfajt/fajokat, amelyeket alkalmazni lehetne. A faj jelentős tömegessége miatt érdemes lenne további vizsgálatokat végezni az ügyben, hogy mely rovarfajok fogyaszthatják (például gyökérvárosító fajok, levélfogyasztó rovarok, lepkék hernyói). Erre Magyarország különösen alkalmas lenne, hiszen Európán belül a selyemkóró hazánkban a legelterjedtebb.

Bár az új elterjedési területen mind a közönséges selyemkórót, mind az inváziós méreggyilokfajokat csak kevés generalista rovarfaj fogyasztotta, feltételezhető, hogy más rovarfajok számára is fontos táplálékforrásként szolgálhatnak ezek a növények. Ugyanakkor a növényevő rovarok alkalmazása biológiai védekezési programokban kockázatos lehet, mivel ezek a rovarok más növényfajokat is károsíthatnak (Louda *et al.* 2005), és az őshonos rovarfaunára is negatív hatással lehetnek, ezért alkalmazásuk előtt mindenképpen részletes vizsgálatok szükségesek.

Összefoglalás

Észak-Amerikában a közönséges selyemkórót számos specialista és generalista rovarfaj fogyasztja, ami hatással lehet a populációméretére is. Ugyanakkor Európában a specialista rovarfogyasztói nem jelentek meg, itt csak néhány őshonos rovar fogyasztja. Ez arra utal, hogy a selyemkóró sok rovar fogyasztótól megszabadulhatott az új elterjedési területén, tehát a sikeressége mögött esetleg az ellenségektől való megszabadulás állhat.

A selyemkóróval közel rokon, Európában őshonos méreggyilokfajokat eredeti elterjedési területükön nyolc őshonos specialista rovarfaj, és kilenc generalista rovarfaj fogyasztja. Ugyanakkor a két, Észak-Amerikában invázióssá vált méreggyilokfajon új elterjedési területükön csak néhány generalista rovar fogyasztja, károsításuk nincs jelentős hatással a növények populációjára. Viszont az Észak-Amerikában indított, méreggyilokfajok elleni biológiai védekezési programok – melyek során Európából származó méreggyilok specialista rováro-

kat használnak – sikeresnek bizonyultak, ami arra utal, hogy a méreggyilokfajok sikeres inváziójához is hozzájárult az ellenségeiktől való megszabadulás.

Az eddigi irodalmi adatok alapján még nem találtak olyan rovarfajt Európában, amely méreggyilokfajok fogyasztásáról váltott volna át a selyemkóróra, és ehhez hasonlóan Észak-Amerikában sem találtak még olyan rovarot, amely a selyemkóróról váltott volna át az ott inváziós méreggyilokfajokra. Azonban nem lehet kizárni annak lehetőségét, hogy a jövőben gazdanövény-váltás történhet, emiatt mindenképpen érdemes a selyemkóró és a méreggyilokfajok rovarfogyasztó közösségeit monitorozni.

Köszönetnyilvánítás – A kutatást a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Hivatal (NKFIH FK128465) és az ELTE Biológia Doktori Iskola Ökológia, Konzervációbiológia és Szisztematika Doktori Program támogatta.

Irodalomjegyzék

- Agosta, S. J. (2006): On ecological fitting, plant-insect associations, herbivore host shifts, and host plant selection. *Oikos* 114: 556–565. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.15025.x>
- Agrawal, A. A., Kotanen, P. M. (2003): Herbivores and the success of exotic plants: a phylogenetically controlled experiment. *Ecology Letters* 6: 712–715. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00498.x>
- Agrawal, A. A. (2004): Plant defense and density dependence in the population growth of herbivores. *American Naturalist* 164: 113–120. <https://doi.org/10.1086/420980>
- Agrawal, A. A. (2005): Natural selection on a common milkweed (*Asclepias syriaca*) by a community of specialized insect herbivores. *Evolutionary Ecology Research* 7: 651–667.
- Agrawal, A. A., Kotanen, M. P., Mitchell, E. C., Power, G. A., Godsoe, W., Klironomos, J. (2005): Enemy release? An experiment with congeneric plant pairs and diverse above- and belowground enemies. *Ecology* 86. 11: 2979–2989. <https://doi.org/10.1890/05-0219>
- Agrawal, A. A., Fishbein, M. (2006): Plant defense syndromes. *Ecology* 87: S132–S149. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[132:PDS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[132:PDS]2.0.CO;2)
- Bagi, I. (2004): Selyemkóró. In: Mihály B., Botta-Dukát Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Őzönnövények*. A KvVM Természeti Hivatalának Tanulmánykötetei 9. Természet BÚVÁR Alapítvány Kiadó Budapest, pp. 319–336.
- Bagi, I., Bakacsy, L. (2012): Közönséges selyemkóró (*Asclepias syriaca*). In: Csiszár Á. (szerk.): *Inváziós növényfajok Magyarországon*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 183–188.
- Bascompte, J., Jordano, P. (2007): Plant-animal mutualistic networks: The architecture of biodiversity. *Annual Review Ecology, Evolution and Systematics* 38: 567–93. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095818>
- Betz, R. F., Rommel, W. R., Dichtl, J. J. (2000): Insect herbivores of 12 milkweed (*Asclepias*) species. In: Warwick, C. (ed.): *Proceedings of the Fifteenth North American Prairie Conference*. Natural Areas Association, Bend, pp. 7–19.
- Bhowmik, P. C. (1994): Biology and control of common milkweed (*Asclepias syriaca*). *Reviews of Weed Science* 6: 227–250. https://works.bepress.com/prasanta_bhowmik/3/

- Biazzo, J., Milbrath, L. R. (2019): Response of pale swallowwort (*Vincetoxicum rossicum*) to multiple years of mowing. *Invasive Plant Science and Management* 3: 169–175. <https://doi.org/10.1017/inp.2019.22>
- Bingham, R. A., Agrawal, A. A. (2010): Specificity and trade-offs in the induced plant defence of common milkweed *Asclepias syriaca* to two lepidopteran herbivores. *Journal of Ecology* 5: 1014–1022. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01681.x>
- Birnbaum, S. S. L., Abbot, P. (2018): Insect adaptations toward plant toxins in milkweed–herbivores systems – a review. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 166: 357–366. <https://doi.org/10.1111/eea.12659>
- Botta-Dukát Z. (2008): Invasion of alien species to Hungarian (semi-)natural habitats. *Acta Botanica Hungarica* 50 (Suppl.): 219–227. <https://doi.org/10.1556/abot.50.2008.suppl.11>
- Bukovinsky, T., Gols, R., Agrawal, A. A., Roge, C., Bezemer, T. M., Biere, A., Harvey, J. A. (2014): Reciprocal interactions between native and introduced populations of common milkweed, *Asclepias syriaca*, and the specialist aphid, *Aphis nerii*. *Basic and Applied Ecology* 15: 444–452. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2014.07.004>
- Casagrande, R. A., Dacey, J. E. (2007): Monarch butterfly oviposition on swallow-worts (*Vincetoxicum* spp.). *Environmental Entomology* 36: 631–636. [https://doi.org/10.1603/0046-225X\(2007\)36\[631:MBOOSV\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0046-225X(2007)36[631:MBOOSV]2.0.CO;2)
- Callaway, R. M., Ridenour, W. M. (2004): Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 436–433. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0436:NWISAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0436:NWISAT]2.0.CO;2)
- Carpenter, D., Cappuccino, N. (2005): Herbivory, time since introduction and the invasiveness of exotic plants. *Journal of Ecology* 93: 315–321. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.00973.x>
- Chaplin, S. J., Chaplin, S. B. (1981): Growth dynamics of a specialized milkweed seed feeder (*Oncopeltus fasciatus*) on seeds of familiar and unfamiliar milkweed (*Asclepias* spp.). *Entomologia Experimentalis et Applicata* 3: 345–355. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.1981.tb03078.x>
- Cincotta, L. C., Adams, M. J., Holzapfel, C. (2009): Testing the enemy release hypothesis: a comparison of foliar insect herbivory of the exotic Norway maple (*Acer platanoides* L.) and the native sugar maple (*A. saccharum* L.). *Biological Invasions* 11: 379–388. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9255-9>
- Colautti, R. I., Ricciardi, A., Grigorovic, I. A., MacIsaac, H. J. (2004): Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecology Letters* 7: 721–733. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00616.x>
- Csiszár, Á. (2012): *Inváziós növényfajok Magyarországon*. Sopron. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 364 p.
- deJonge, R. B., Bouchier, R. S., Jones, I. M., Smith, S. M. (2019): Predicting the outcome of potential novel associations: interactions between the invasive *Vincetoxicum rossicum* and native western *Chrysochus* beetles. *Biological Invasions* 21: 3169–3184. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02043-4>
- deJonge, R. B., Jones, I. M., Bouchier, R. S., Smith, S. M. (2020): Interpreting host-test results for classical biological control candidates: Can the study of native congeners improve the process? *Biological Control* 145: 104237. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2020.104237>
- Ding, J., Blossey, B., Du, Y., Zheng, F. (2006): Impact of *Galerucella birmanica* (Coleoptera: Chrysomelidae) on growth and seed production of *Trapa natans*. *Biological Control* 37: 338–345. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2005.12.003>
- DiTommaso, A., Losey, J. E. (2003): Oviposition preference and larval performance of monarch butterflies (*Danaus plexippus*) on two invasive swallow-wort species. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 108: 205–209. <https://doi.org/10.1046/j.1570-7458.2003.00089.x>

- DiTommaso, A., Lawlor, M. F., Darbyshire, J. S. (2005): The biology of invasive alien plants in Canada. 2. *Cynanchum rossicum* (Kleopow) Borhidi [= *Vincetoxicum rossicum* (Kleopow) Barbar.] and *Cynanchum louiseae* (L.) Kartesz. Gandhi [= *Vincetoxicum nigrum* (L.) Moench]. *Canadian Journal of Plant Science* 85: 243–263. <https://doi.org/10.4141/P03-056>
- DiTommaso, A., Milbrath, L. R., Bittner, T., Wesley, F. R. (2013): Pale swallowwort (*Vincetoxicum rossicum*) response to cutting and herbicides. *Invasive Plant Science and Management* 6: 381–390. <https://doi.org/10.1614/IPSM-D-12-00078.1>
- da Ros, N., Ostermeyer, R., Roques A., Raimbault J. P. (1993): Insect damage to cones of exotic conifer species introduced in arboreta. 1. Interspecific variations within the genus *Picea*. *Journal of Applied Entomology* 115: 113–133. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1993.tb00371.x>
- Fenyősi, Zs. (2018): A magyar méreggyilok (*Vincetoxicum pannonicum* (Borhidi) Holub 1967) izeltlábú fogyasztói. *Natura Somogyiensis* 32: 121–124. <http://doi.org/10.24394/NatSom.2018.32.121>
- Fordyce, A. J., Malcolm, B. S. (2000): Specialist weevil, *Rhysomatus lineaticollis*, does not spatially avoid cardenolide defense of common milkweed by ovipositing into pith tissue. *Journal of Chemical Ecology* 26: 2857–2874.
- Han, X., Dendy, P. S., Garrett, A. K., Fang, L., Smith, D. M. (2008): Comparison of damage to native and exotic tallgrass prairie plants by natural enemies. *Plant Ecology* 198: 197–210. <https://doi.org/10.1007/s11258-008-9395-0>
- Haye, T., Goulet, H., Mason, P. G., Kuhlmann, U. (2005): Does fundamental host range match ecological host range? A retrospective case study of a *Lygus* plant bug parasitoid. *Biological Control* 35: 55–67. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2005.06.008>
- Hazlehurst, A. F., Weed, A. S., Tewksbury, L., Casagrande, A. R. (2012): Host specificity of *Hypena opulenta*: A potential biological control agent of *Vincetoxicum* in North America. *Entomological Society of America* 41: 841–848. <http://dx.doi.org/10.1603/EN12093>
- Herrick, J. N., Mcavoy, J. T., Snyder, L. A., Salom, M. S., Kok, T. L. (2012): Host-range testing of *Eucryptorrhynchus brandti* (Coleoptera: Curculionidae), a candidate for biological control of tree-of-heaven, *Ailanthus altissima*. *Environmental Entomology* 41: 118–124. <https://doi.org/10.1603/EN11153>
- Hierro, J. L., Callaway, R. M. (2003): Allelopathy and exotic plant invasion. *Plant and Soil* 256: 29–39. <https://doi.org/10.1023/A:1026208327014>
- Holdrege, C. (2010): *The Story of an Organism: Common Milkweed*. The Nature Institute, Ghent.
- Horváth, Z. (1984): Adatok az *Asclepias syriaca* L. (Asclepiadaceae) magtermelésének és csírázásbiológiájának komplex ismeretéhez. *Növényvédelem* 20: 158–165.
- Hughes, L., Bazzaz F. A. (1997): Effect of elevated CO₂ on interactions between the western flower thrips, *Frankliniella occidentalis* (Thysanoptera: Thripidae) and the common milkweed, *Asclepias syriaca*. *Oecologia* 109: 286–290. <https://doi.org/10.1007/s004420050085>
- Hulme, P. E. (2009): Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology* 1: 10–18. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x>
- IUCN (2000). IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species. Prepared by the SSC Invasive Species Specialist Group. Approved by the 51st Meeting of the IUCN Council, Gland Switzerland, February 2000. <https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/Rep-2000-052.pdf>
- Jeschke, J. M. (2014): General hypotheses in invasion ecology. *Diversity and Distributions* 11: 1229–1234. <https://doi.org/10.1111/ddi.12258>
- Jogesh, T., Carpenter, D., Cappuccino, N. (2008): Herbivory on invasive exotic plants and their non-invasive relatives. *Biological Invasions* 10: 797–804. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9236-z>

- Julien, M. H., M. W. Griffiths (1998): *Biological Control of Weeds. A World Catalogue of Agents and Their Target Weeds*. CABI, Wallingford, 223 p.
- Kalske, A., Muola, A., Laukkanen, L., Mutikainen, P., Leimu, R. (2012): Variation and constraints of local adaptation of a long-lived plant, its pollinators and specialist herbivores. *Journal of Ecology* 100: 1359–1372. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.02008.x>
- Karban, R., Baldwin, I. T. (1997): *Induced Responses to Herbivory*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 330.
- Karban, R., Agrawal, A. A. (2002): Herbivore offense. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 33: 641–664. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150443>
- Keane, M. R., Crawley, J. M. (2002): Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution* 4: 164–170. [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02499-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02499-0)
- Kment, P., Štys, P., Exnerová, A., Tomšík, P., Baňář, P., Hradil, K. (2009): The distribution of *Tropidothorax leucopterus* in the Czech Republic and Slovakia (Hemiptera: Heteroptera: Lygaeidae). *Acta Musei Moraviae, Scientiae Biologicae* 94: 27–42.
- Király, G. (szerk.) (2009): Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Hátározókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalfő, 616 p.
- Kizub, V. I., Slutsky, I. A. (2019): Contribution to the knowledge of the genus *Otiorhynchus* Germar, 1822 (Coleoptera: Curculionidae) fauna of Ukraine. Part 2. *Munis Entomology and Zoology* 14: 530–546.
- Kolar, C. S., Lodge, D. M. (2001): Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 199–204. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02101-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02101-2)
- Kugelberg, O. (1977): Distribution, feeding habits and dispersal of *Lygaeus equestris* (Heteroptera) larvae in relation to food supply. *Oikos* 29: 398–406. <https://www.jstor.org/stable/3543579>
- Laukkanen, L. (2014): *Population genetics, food-plant specialization, and local adaptation of insect herbivores living in a fragmented landscape*. Annales Universitatis Turkuensis, University of Turku, Turku. 48 p.
- Levine, J. M., Vila, M., D'Antonio, C. M., Dukes, J. S., Grigulis, K., Lavorel, S. (2003): Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 270: 775–781. <https://doi.org/10.1098/rspb.2003.2327>
- Louda, S. M., Rand, T. A., Russell, F. L., Arnett, A. E. (2005): Assessment of ecological risks in weed biocontrol: Input from retrospective ecological analyses. *Biological Control* 35: 253–264. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2005.07.022>
- Malcolm, S. B. (1991): Cardenolide-mediated interactions between plants and herbivores. In: Rosenthal, G. A., Berenbaum, M. R. (eds.): *Herbivores: Their Interactions With Secondary Plant Metabolites. Volume 1*. Academic Press, San Diego, pp. 251–296.
- Markgraf, F. (1972): Asclepiadaceae. In: Tutin, T. G., Heywood, V. H., Burges, N. A., Moore, D. M., Valentine, V. H., Walter, S. M., Webb, D. A. (eds.): *Flora Europea, Volume 3*. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.5281/zenodo.305475>
- Maron, J. L., Vilà, M. (2001): When do herbivores affect plant invasion? Evidence for the natural enemies and biotic resistance hypotheses. *Oikos* 95: 361–373. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2001.950301.x>
- Matter, F. S. (2001): Effects of above and below ground herbivory by *Tetraopes tetraophthalmus* (Coleoptera: Cerambycidae) on the growth and reproduction of *Asclepias syriaca* (Asclepidaceae). *Environmental Entomology* 30: 333–338. <http://doi.org/10.1603/0046-225X-30.2.333>
- McFadyen, R. E. C. (1998): Biological control of weeds. *Annual Review of Entomology* 43: 369–393. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.43.1.369>

- Milbrath, L. R. (2010): Phytophagous arthropods of invasive swallow-wort vines (*Vincetoxicum* spp.) in New York. *Environmental Entomology* 39: 68–78. <https://doi.org/10.1603/EN09116>
- Milbrath, L. R., Dolgovskaya, M., Volkovitsh, M., Sforza, H. F. R., Biazzo, J. (2019): Photoperiodic response of *Abrostola asclepiadis* (Lepidoptera: Noctuidae), a candidate biological control agent for swallow-worts (*Vincetoxicum*, Apocynaceae). *Great Lakes Entomologist* 52: 71–77. <https://scholar.valpo.edu/tgle/vol52/iss2/5>
- Mooney, K. A., Jones, P., Agrawal, A. A. (2008): Coexisting congeners: demography, competition, and interactions with cardenolides for two milkweed-feeding aphids. *Oikos* 117: 450–458. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.16284.x>
- Molnár, N., Harkai, A., Setényi, R. (2010): Spatial patterns of *Aphis gossypii* (Sternorrhyncha: Aphididae) populations feeding on milkweed (*Asclepias syriaca*). *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* 1: 71–80. <https://doi.org/10.1556/APhyt.45.2010.1.4>
- Muola, A., Mutikainen, P., Laukkanen, L., Lilley, M., Leimu, R. (2010): Genetic variation in herbivore resistance and tolerance: the role of plant life-history stage and type of damage. *Journal of Evolutionary Biology* 23: 2185–2196. <https://doi.org/10.1111/j.1420-9101.2010.02077.x>
- Parker, J. D., Burkepile, D. E., Lajeunesse, M. J., Lind, E. M. (2012): Phylogenetic isolation increases plant success despite increasing susceptibility to generalist herbivores. *Diversity and Distributions* 18: 1–9. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00806.x>
- Pimentel, D., Zuniga, R., Morrison, D. (2005): Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*. 52: 273–288. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.10.002>
- Pyšek, P., Pyšek, A. (1995): Invasion by *Heraclium mantegazzianum* in different habitats in the Czech Republic. *Journal of Vegetation Science* 6: 711–718. <https://doi.org/10.2307/3236442>
- Pyšek, P., Richardson, D. M., Rejmánek, M., Webster, G. L., Williamson, M., Kirschner, J. (2004): Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53(1): 131–143. <https://doi.org/10.2307/4135498>
- Rasmann, S., Agrawal, A. A., Cook, S. C., Erwin, A. C. (2009): Cardenolides, induced responses, and interactions between above- and belowground herbivores of milkweed (*Asclepias* spp.). *Ecology* 90: 2393–2404. <https://doi.org/10.1890/08-1895.1>
- Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, G. M., Panetta, F. D., West, J. C. (2000a): Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93–107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>
- Richardson, D. M., Allsopp, N., D'Antonio, C. M., Milton, S. J., Rejmánek, M. (2000b): Plant invasions: the role of mutualism. *Biological Reviews* 75: 65–93. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1999.tb00041.x>
- Schlaepfer, M. A., Sherman, P. W., Blossey, B., Runge, M. C. (2005): Introduced species as evolutionary traps. *Ecology Letters* 8: 241–246. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00730.x>
- Sheeley, S. E., Raynal, D. J. (1996): The distribution and status of species of *Vincetoxicum* in eastern North America. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 123: 148–156. <https://doi.org/10.2307/2996072>
- Staerk, D., Christensen, J., Lemmich, E., Duus, J., Olsen, C., Jaroszewski, J. (2000): Cytotoxic activity of some phenanthroindolizidine N-oxide alkaloids from *Cynanchum vincetoxicum*. *Journal of Natural Product and Plant Resources* 63: 1584–1586. <https://doi.org/10.1021/np0003443>
- Stinson, A. S. C., Schroeder, D., Marquardt, K. (1994): Investigations on *Cyphocleonus achates* (Fabr.) (Col., Curculionidae), a potential biological control agent of spotted knapweed (*Centaurea maculosa* Lam.) and diffuse knapweed (*C. diffusa* Lam.) (Compositae) in North America. *Journal of Applied Entomology* 117: 35–50. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1994.tb00705.x>

- Stout, J. C., Morales, C. L. (2009): Ecological impacts of invasive alien species on bees. *Apidologie* 40: 388–409. <https://doi.org/10.1051/apido/2009023>
- Tabashnik, B. E. (1983): Host range evolution: the shift from native legume hosts to alfalfa by the butterfly *Colias philodice eriphyle*. *Evolution* 37: 150–162. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.1983.tb05523.x>
- Tewksbury, L., Casagrande, R. A., Gassmann, A. (2002): Swallow-worts. In: Van Driesche, R., Lyon, S., Blossey, B., Hoddle, M., Reardon, R. (eds.): *Biological Control of Invasive Plants in the Eastern United States*. USDA Forest Service Publication FHTET–2002–04, Morgantown, pp. 209–216.
- Thomas, C. D., Ng, D., Singer, M. C., Mallet, J. L. B., Parmesan, C., Billington, H. L. (1987): Incorporation of a European weed into the diet of a North American herbivore. *Evolution* 41: 892–901. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.1987.tb05862.x>
- Tóth, T. (2017): Két mikroszkópikus gombafaj együttes károsítása szíriai selyemkórón (*Asclepias syriaca* L.) a Hajdúsági kistérségben. *Agrártudományi Közlemények* 72: 189–195. <https://doi.org/10.34101/actaagrar/72/1614>
- Traveset, A., Richardson, D. M. (2006): Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. *Trends in Ecology and Evolution* 21(4): 208–216. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.01.006>
- Tullberg, B. S., Gamberale-Stille, G., Solbreck, C. (2000): Effects of food plant and group size on predator defence: differences between two co-occurring aposematic Lygaeinae bugs. *Ecological Entomology* 25: 220–225. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2311.2000.00238.x>
- Vadász, Cs. (2015): Az inváziós növényfajok visszaszorításának tapasztalatai a Felső-kiskunsági Turjánvidéken. In: Csiszár, Á., Korda, M. (szerk.): *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai*. ROSALIA kézikönyvek 3. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 177–184.
- Vajda, L. (2015): Alternatíva-e a selyemkóró visszaszorítására a mechanikus eltávolítás a vegyszerrel szemben? In: Csiszár, Á., Korda, M. (szerk.): *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai*. ROSALIA kézikönyvek 3. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 185–186.
- Van Zandt, P. A., Agrawal, A. A. (2004): Community-wide impacts of herbivore-induced plant responses in milkweed (*Asclepias syriaca*). *Ecology* 85: 2616–2629. <https://doi.org/10.1890/03-0622>
- Varga, L. (1998): Selyemkóró (*Asclepias syriaca*). In: Csibor I., Hartmann F., Princzinger G., Radvány B. (szerk.): *Veszélyes-24. A leggyakoribb gyomnövények és az ellenük való védekezés*. Mezőföldi Agroforum Kft., Szekszárd, pp. 103–111.
- Vilá, M., Maron, J. L., Marco, L. (2005): Evidence for the enemy release hypothesis in *Hypericum perforatum*. *Oecologia* 142: 474–479. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1731-z>
- Wang, Y., Ding, J., Zhang, G. (2008): *Gallerucida bifasciata* (Coleoptera: Chrysomelidae), a potential biological control agent for Japanese knotweed (*Fallopia japonica*). *Biocontrol Science and Technology* 18: 59–74. <http://dx.doi.org/10.1080/09583150701742453>
- Weed, A. S., Casagrande, R. A. (2010): Biology and larval feeding impact of *Hypena opulenta* (Christoph) (Lepidoptera: Noctuidae): A potential biological control agent for *Vincetoxicum nigrum* and *V. rossicum*. *Biological Control* 53: 214–222. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2009.12.004>
- Weed, A. S., Gassmann, A., Leroux, A. M., Casagrande, R. A. (2011): Performance of potential European biological control agents of *Vincetoxicum spp.* with notes on their distribution. *Journal of Applied Entomology* 135: 700–713. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2010.01594.x>

- Williams, H. A. (2004): Feeding records of true bugs (Hemiptera: Heteroptera) from Wisconsin. *Great Lakes Entomologist* 37: 16–29. <https://scholar.valpo.edu/tgle/vol37/iss1/3>
- Wolfe, L. M. (2002): Why alien invaders succeed: support for the escape-from-enemy hypothesis. *American Naturalist* 160: 705–711. <https://doi.org/10.1086/343872>
- You, W., Fan, S., Yu, D., Xie, D., Liu, C. (2014): An invasive clonal plant benefits from clonal integration more than a co-occurring native plant in nutrient-patchy and competitive environments. *PLoS One* 9(5): e97246. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097246>
- Young, J., Weed, A. S. (2014): *Hypena opulenta* (Erebidae): A European species for the biological control of invasive swallow-worts (*Vincetoxicum* spp.) in North America. *Journal of the Lepidopterists' Society* 68: 162–166. <https://doi.org/10.18473/lepi.v68i3.a2>
- Züst, T., Rasmann, S., Agrawal, A. A. (2015): Growth–defense tradeoffs for two major anti-herbivore traits of the common milkweed *Asclepias syriaca*. *Oikos* 125(10): 1404–1415. <https://doi.org/10.1111/oik.02075>

Internetes források:

- http1: <https://gd.eppo.int/taxon/ASCSY/distribution>
- http2: http://apps.webofknowledge.com/WOS_GeneralSearch_input.do?product=WOS&search_mode=GeneralSearch&SID=E6F9JYCE8KfOAgwNUU9&preferencesSaved=
- http3: <https://scholar.google.com/>
- http4: https://www.fs.fed.us/wildflowers/plant-of-the-week/asclepias_syriaca.shtml

Függelék:

A cikkhez tartozó Online Függelékek a folyóirat honlapján találhatóak.

1. Függelék: A közönséges selyemkóró jellemzése és inváziójának rövid története.
2. Függelék: A méreggyilokfajok jellemzése.

The invasion of plant species: does the lack of enemies facilitate invasion? – A literature review of insects consuming common milkweed and related plants

Boglárka Berki¹ & Anikó Csecserits²

¹*Eötvös Loránd University, Department of Plant Taxonomy, Ecology and Theoretical Biology, H-1117, Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C, Hungary*

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

E-mail: berki.boglarka@ecolres.hu

Common milkweed (*Asclepias syriaca*) is one of the most prominent perennial herbaceous invasive species in Hungary. Form the closest relative species, native in Europe two *Vincetoxicum* species are invasive in North America. Both milkweed and *Vincetoxicum* species have significant chemical defense against insects, thus it is assumable that their successful invasion could be partly because of the lack of their specialist insect consumers. We compared the insect community consuming these plant species in their original and new distribution areas with a systematic literature review. In its original area of distribution, milkweed is consumed by ten insect species and *Vincetoxicum* species by eight specialists as well as several generalists. However, in the new distribution areas, the specialist consumers have not yet appeared in either case, only generalist consumers were observed with a smaller species number. Thus, it can be assumed that the successful invasion of these plant species may have been facilitated by the release from their specialist consumers.

Keywords: *Asclepias syriaca*, *Vincetoxicum* sp., dog-strangling vine, plant-feeding insects, plant–insect interaction, plant defense mechanisms

A Natura 2000 területek természetvédelmi jelentősége az agrártájban: esettanulmány a lőkösházi Turai-gyep tájban betöltött szerepéről

Bozó László^{1,2*}, Rozgonyi János² és Csathó András István³

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

²Dél-békési Természetvédelmi és Madártani Egyesület, 5744 Kevermes, Jókai u. 61.

³Független kutató, 5830 Battonya, Somogyi Béla u. 42/A

*E-mail: bozolaszlo91@gmail.com

Összefoglaló: Békés megye déli részén az agrárterületek a teljes külterület közel 90%-át teszik ki, míg a természetvédelmileg értékes élőhelyek csak szigetszerűen, kis fragmentumokban maradtak fenn. Dolgozatunkban ebből a földrajzi régióból, a lőkösházi Turai-gyep Natura 2000 területéről közlünk madártani és növénytani adatokat a 2010 és 2020 közötti időszakból. A terepi munka során összesen 170 madárfaj jelenlétét mutattuk ki a területről, amelyek közül 57 faj rendszeresen vagy alkalmilag fészkel a gyepen. A fészkelők között több olyan védett és fokozottan védett faj is akad, amely a térség más részein nem költ. A botanikai adatgyűjtés során is előkerültek védett, a tájban egyébként igen ritka fajok, míg egy fokozottan védett rovarfaj (nagy szikibagoly – *Gortyna borellii lunata*) előfordulása szintén a terület fontosságát jelzi. Eredményeink egyértelműen jelzik, hogy a még megmaradt természetes élőhelyfoltok kulcsfontosságúak a térség biodiverzitásának fenntartásában, eltűnésük több faj lokális–regionális kipusztulását okozná.

Kulcsszavak: élőhely-fragmentum, mezőgazdasági területek, vízimadarak, szikések, Csanádi-hát, nagy szikibagoly

Bevezetés

Az Európai Unió által az 1979-es Madárvédelmi Irányelv és az 1992-es Élőhelyvédelmi Irányelv alapján létrehozott Natura 2000 olyan összefüggő ökológiai hálózat, amely közösségi jelentőségű természetes élőhelytípusok, illetve vadon élő állat- és növényfajok védelmén keresztül biztosítja a biológiai sokféleség megóvását, és hozzájárul kedvező természetvédelmi helyzetük fenntartásához és helyreállításához (European Commission 2000a, 2000b, Evans 2012, [http1](http://)). A Natura 2000 hálózat részben a védett természeti területek már meglévő hálózatára épült (a jelölt területek 39%-a), de jelenleg még védelem alatt nem álló területek is

részét képezik. A magyarországi Natura 2000 területeket 46 közösségi jelentőségű élőhelytípus, 36 növény-, 91 madár- és 105 egyéb állatfaj jelentős hazai állományai figyelembevételével jelölték ki (http1). Jelenleg Magyarországon összesen 479 különleges természetmegőrzési terület és 56 különleges madárvédelmi terület található, amelyek mintegy 1,95 millió hektárt tesznek ki, ami az ország területének 21,39%-a (http1).

A különleges természetmegőrzési területek kijelölésének alapját a közösségi szempontból jelentős fajok és élőhelytípusok képezik (Evans 2012). Az Európai Bizottság által 2007. november 13-án jóváhagyott különleges természetmegőrzési területek között számos Békés megyei terület is megtalálható, köztük olyanok is, amelyek korábban nem tartoztak a védett természeti területek közé (http1). Ezek egyike a Lőkősháza külterületén található Turai-gyep is, amely a HUKM20010 kódjelű, Gyula-szabadványgyepek nevet viselő Natura 2000 terület részét képezi (http2). A Gyula-szabadványgyepek összterülete 10 634 hektár, ám ezen terület jelentős része a Körös-Maros Nemzeti Park törzsterületét képező védett és fokozottan védett Kígyósi-pusztát foglalja magába. A lőkősházi terület egység kiterjedése megközelítőleg 200 hektár, amelyből legalább 80 hektáron mind a mai napig szántóföldi növénytermesztés zajlik, és csak kb. 120 hektáron található izzó szikes gyepet és mocsarat (Natura 2000 élőhelykód: 1530), valamint síksági izzó löszgyepet (élőhelykód: 6250). Az utóbbi, megközelítőleg 120 hektáros területet nevezik Turai-gyepnek, amely Dél-Békés egyik legnagyobb összefüggő gyepterülete (Bozó 2018); nagyobb kiterjedésű, mint a szintén ebben a térségben található – az ország egyik legértékesebb löszpusztagyepjeként számon tartott – Tompapusztai-löszgyep (Csathó 1986, 2005, Csathó és Csathó 2009). Békés megye déli részén a szántóterületek a teljes külterület közel 90%-át teszik ki, míg természetközeli élőhelyeket, így gyepeket, erdőket településenként változó, 0,2–8,7% közötti arányban található csupán (Hevesi 2005). A Turai-gyep egy hajdani Maros-mederben húzódik, ezért csapadékos időjárás esetén, illetve a kora tavaszi időszakban jellemzően vízállások borítják a felszínét (Bozó 2017a, 2017b, 2018).

Jelen dolgozatban a lőkősházi Turai-gyep példáján keresztül szeretnénk rávilágítani a Natura 2000 hálózat jelentőségére az agrártájakban, hiszen a kistájban az erdők, vizes élőhelyek és gyepek – amelyek jelentős része sajnos nem tekinthető természetesnek – a területnek csak megközelítőleg 10%-át teszik ki. A kis kiterjedésű természetes élőhelyeket, így a hajdani löszpuszták őrzőit, a mezsgyéket és kunhalmokat, vagy éppen az itt tárgyalt szikes területeket viszont nagy fajgazdagság jellemzi (Csathó 2009, Deák *et al.* 2016, Bede és Csathó 2019). Kis kiterjedésük miatt azonban ezek a területek általában nagyon sérülékenyek, hosszú távú védelmük jelenleg nem megoldott.

Anyag és módszer

Dolgozatunkban a Lőkösháza közigazgatási területéhez tartozó Turai-gyepet (WGS 46.44608°; 21.28597°) vizsgáltuk. A területen a szántóföldek mellett a pannon szikes gyep és mocsár vegetáció dominál, de találhatunk itt síksági pannon löszgyepet és nagy kiterjedésű nádasokat is.

Munkánk során elsősorban madártani és botanikai adatgyűjtést végeztünk, de a terepmunka során előkerült egyéb, érdekesebb állatfajok előfordulását is feljegyeztük.

A Turai-gyep madártani felmérése 2010-ben kezdődött el, azóta összesen 143 alkalommal végeztünk a Natura 2000 terület egészét érintő madártani felmérést. A megfigyelési alkalmak számának havi eloszlása a következő: január: 4, február: 3, március: 11, április: 27, május: 17, június: 18, július: 28, augusztus: 14, szeptember: 10, október: 7, november: 3 és december: 1. Legintenzívebben a március közepe és július közepe közötti időszakban vizsgáltuk a Turai-gyepet, ami egybeesik azokkal az időszakokkal, amikor a terület bizonyos részeit belvíz borította. A november közepe és február vége közötti téli periódusban a megfigyelések száma jelentősen kevesebb volt, mert a gyep földutak rossz állapota miatt nehezen volt megközelíthető. A megfigyeléseket minden esetben kerékpárról, illetve gyalogos terepbejárással végeztük, kézitávcső, fényképezőgép, valamint alkalmanként nagy nagyítású spektív segítségével. A legtöbb madárfajról (különös tekintettel a ritka fajokra) fotódokumentáció is készült. Adatbázisunkban egy adatnak egy megfigyelési nap egy adott madárfajra vonatkozó összesített példányszáma számít. A területen a 11 vizsgált évből ötben a március és július közötti időszakban jelentősebb belvíz gyűlt össze a laposokban. Tanulmányunkban ezeket az éveket (2010, 2013, 2017, 2019, 2020) tekintjük belvizes évekknek. A legmélyebb részeken a többi évben is jelen volt kis kiterjedésű vízállás.

Dolgozatunkban először a fészkelő, majd az átvonuló és telető madárfajokkal foglalkozunk, majd ezt követően az érdekesebb botanikai adatokat említjük meg. Adatainkat összehasonlítjuk a térség más, hasonló élőhelyeivel foglalkozó publikációk eredményeivel. Mind a madarak, mind a növények közül azokat a fajokat tárgyaljuk részletesen, amelyek országosan vagy regionálisan kiemelt természeti értéknek számítanak, így Magyarországon kiszámú, veszélyeztetett állományú fészkelők, vagy költésük, vonuláskor vagy télen megfigyelt egyedeik Dél-Békésben egyedülállónak, érdekesnek számítanak.

A madarak tudományos elnevezésekor az IOC World Bird List 9.2 verzióját használtuk (Gill és Donsker 2019), míg a magyar nevezéktan esetében Hadarics és Zalai (2008) munkája volt a mérvadó. A növények nevezéktana Király (2009) munkáját követi.

Eredmények

Az eredmények bemutatását a fészkelő madárfajok általános bemutatásával kezdjük, majd ezt követően következik néhány természetvédelmi szempontból értékes költő faj részletesebb bemutatása. Ezután kerül sor az átvonuló és telelő madarak, illetve a kiemelt növénytani értékek leírására.

Fészkelő madárfajok

A tárgyalt területen 2010 és 2020 között összesen 57 madárfaj fészkelte bizonyítottan, vagy volt alaposan valószínűsíthető fészkelése, annak ellenére, hogy a fészkek vagy a fiókák nem kerültek elő. Ez a 34%-a a valaha itt megfigyelt 170 madárfajnak (1. táblázat). Ezen fajok az alábbi élőhelytípusokhoz kötődnek: nádas (14 faj), mocsár (9 faj), fasorok, erdőfoltok, magányos fák, cserjék (22 faj), nyílt, száraz gyepek (9 faj) és belvizes szántó (3 faj). Az említett madárfajok közül 41 védett, kilenc fokozottan védett és hét nem áll védelem alatt. A legnagyobb fészkelőállománnyal a foltos nádiposzáta rendelkezik (kb. 30 pár).

Természetvédelmi szempontból értékes fészkelő madárfajok

Nyári lúd (Anser anser)

Először 2013-ban költött a gyepek mellett egy belvizes szántón kialakult sásos foltban. A szülőket és a három fiatalat legkésőbb július 12-én figyeltük meg a területen. 2015-ben, 2016-ban és 2017-ben csak az öreg madarakat lehetett megfigyelni a költési időszakban, fiatalokat nem láttunk; mindhárom évben a gyepek középső részén lévő nádasban lehetett a fészkek.

Böjti réce (Spatula querquedula)

Bizonyítottan csak 2013-ban költött egy pár a gyepek melletti belvizes szántón kialakult sásos foltban. Ekkor egy tojót és három fiatal egyedét figyeltünk meg (2013. június 5.).

Bölömbika (Botaurus stellata)

A 2010 és 2020 közötti időszakban csupán egyetlen évben, 2017-ben nem költött a területen. A fészkelő párok száma a vizek kiterjedésének függvényében egy és három pár között változik. Három különböző helyen csak 2013-ban észleltük a fajt, jellemzően két, egymástól kb. egy kilométer távolságra elhelyezkedő nádasban költenek.

Fürj (Coturnix coturnix)

A tájban ez az egyike azon természetes gyepeknek, ahol fészkel a faj. 2010 óta stabil állománya él a területen, a gyepeken 2-3 kakast lehet rendszeresen hallani a költési időszakban.

1. táblázat. A Turai-gyepen 2010 és 2020 között megfigyelt madarak listája, azok státusza és a megfigyelési alkalomok száma. A státusz esetében az alábbi betűjelzéseket használjuk: F = fészkelő; Á = rendszeres átvonuló; KÁ = kóborló átvonuló (kevesebb, mint öt megfigyelési adat); T = téli vendég; RV = rendszeres, az év bármely szakaszában megfigyelhető vendég, ami nem költ a területen.

Faj	Tudományos név	Státusz	Adatok száma
Fácánfélék - Phasianidae			
Fürj	<i>Coturnix coturnix</i>	F, Á	44
Fácán	<i>Phasianus colchicus</i>	F	141
Récefélék - Anatidae			
Nyári lúd	<i>Anser anser</i>	F, Á	15
Nagy lilik	<i>Anser albifrons</i>	Á	4
Bütykös hattyú	<i>Cygnus olor</i>	KÁ	1
Kendermagos réce	<i>Mareca strepera</i>	KÁ	1
Fütyülő réce	<i>Mareca penelope</i>	Á	6
Tökés réce	<i>Anas platyrhynchos</i>	F, Á	97
Kanalas réce	<i>Spatula clypeata</i>	F, Á	19
Nyílfarkú réce	<i>Anas acuta</i>	KÁ	1
Böjti réce	<i>Spatula querquedula</i>	F, Á	28
Csörgő réce	<i>Anas crecca</i>	Á	17
Cigányréce	<i>Aythya nyroca</i>	Á	5
Vöcsökfélék - Podicipedidae			
Kis vöcsök	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	KÁ	3
Galambfélék - Columbidae			
Parlagi galamb	<i>Columba livia forma domestica</i>	RV	142
Örvös galamb	<i>Columba palumbus</i>	F, Á	129
Kék galamb	<i>Columba oenas</i>	Á, T	32
Balkáni gerle	<i>Streptopelia decaocto</i>	RV	141
Vadgerle	<i>Streptopelia turtus</i>	F, Á	84
Lappantyúfélék - Caprimulgidae			
Lappantyú	<i>Caprimulgus europaeus</i>	KÁ	1
Sarlósfecskéfélék - Apodidae			
Sarlósfecske	<i>Apus apus</i>	Á	16
Kakukkfélék - Cuculidae			
Kakukk	<i>Cuculus canorus</i>	F	75
Guvatfélék - Rallidae			
Guvat	<i>Rallus aquaticus</i>	F, Á	38
Pettyes vízicsibe	<i>Porzana porzana</i>	F, Á	8

1. táblázat (folytatás). A Turai-gyepen 2010 és 2020 között megfigyelt madarak listája, azok státusza és a megfigyelési alkalomok száma. A státusz esetében az alábbi betűjelzéseket használjuk: F = fészkelő; Á = rendszeres átvonuló; KÁ = kóborló átvonuló (kevesebb, mint öt megfigyelési adat); T = téli vendég; RV = rendszeres, az év bármely szakaszában megfigyelhető vendég, ami nem költ a területen.

Faj	Tudományos név	Státusz	Adatok száma
Vízityúk	<i>Gallinula chloropus</i>	F	14
Szárccsa	<i>Fulica atra</i>	F	20
Darufélék - Gruidae			
Daru	<i>Grus grus</i>	Á	18
Gólyafélék - Ciconiidae			
Fehér gólya	<i>Ciconia ciconia</i>	RV	12
Fekete gólya	<i>Ciconia nigra</i>	Á	4
Íbiszfélék - Threskiornithidae			
Kanalgém	<i>Platalea leucorodia</i>	KÁ	6
Gémfélék - Ardeidae			
Bölgébika	<i>Botaurus stellaris</i>	F	55
Törpegém	<i>Ixobrychus minutus</i>	F	2
Bakcsó	<i>Nycticorax nycticorax</i>	KÁ	3
Üstökögém	<i>Ardeola ralloides</i>	KÁ	1
Szürke gém	<i>Ardea cinerea</i>	Á	38
Vörös gém	<i>Ardea purpurea</i>	Á	7
Nagy kócsag	<i>Ardea alba</i>	Á	17
Kis kócsag	<i>Egretta garzetta</i>	Á	6
Kárókatona-félék - Phalacrocoracidae			
Kárókatona	<i>Phalacrocorax carbo</i>	KÁ	1
Gulipánfélék - Recurvirostridae			
Gulipán	<i>Recurvirostra avosetta</i>	F, Á	29
Gólyatöcs	<i>Himantopus himantopus</i>	F, Á	29
Lilefélék - Charadriidae			
Kis lile	<i>Charadrius dubius</i>	F, Á	20
Parti lile	<i>Charadrius hiaticula</i>	KÁ	1
Aranylile	<i>Pluvialis apricaria</i>	Á	8
Ezüstlile	<i>Pluvialis squatarola</i>	KÁ	1
Bíbic	<i>Vanellus vanellus</i>	F, Á	111

1. táblázat (folytatás). A Turai-gyepen 2010 és 2020 között megfigyelt madarak listája, azok státusza és a megfigyelési alkalmak száma. A státusz esetében az alábbi betűjelzéseket használjuk: F = fészkelő; Á = rendszeres átvonuló; KÁ = kóborló átvonuló (kevesebb, mint öt megfigyelési adat); T = téli vendég; RV = rendszeres, az év bármely szakaszában megfigyelhető vendég, ami nem költ a területen.

Faj	Tudományos név	Státusz	Adatok száma
Szalonkafélék - Scolopacidae			
Havasi partfutó	<i>Calidris alpina</i>	Á	5
Sarlós partfutó	<i>Calidris ferruginea</i>	KÁ	1
Temminck-partfutó	<i>Calidris temminckii</i>	KÁ	1
Apró partfutó	<i>Calidris minuta</i>	KÁ	5
Réti cankó	<i>Tringa glareola</i>	Á	36
Erdei cankó	<i>Tringa ochropus</i>	Á	17
Billegetőcankó	<i>Actitis hypoleucos</i>	KÁ	2
Piroslábú cankó	<i>Tringa totanus</i>	F, Á	28
Füstös cankó	<i>Tringa erythropus</i>	Á	16
Szürke cankó	<i>Tringa nebularia</i>	Á	16
Tavi cankó	<i>Tringa stagnatilis</i>	Á	5
Nagy goda	<i>Limosa limosa</i>	KÁ	2
Kis póling	<i>Numenius phaeopus</i>	Á	13
Nagy póling	<i>Numenius arquata</i>	Á	6
Nagy sárszalonka	<i>Gallinago media</i>	Á	7
Kis sárszalonka	<i>Lymnocyptes minimus</i>	Á	6
Sárszalonka	<i>Gallinago gallinago</i>	F, Á	27
Pajzsoscankó	<i>Philomachus pugnax</i>	Á	21
Sirályfélék - Laridae			
Dankasirály	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	Á	14
Sárgalábú/Sztyeppi sirály	<i>Larus michahellis/L. cachinnans</i>	Á	25
Kacagócsér	<i>Gelochelidon nilotica</i>	KÁ	1
Kormos szerkő	<i>Chlidonias niger</i>	KÁ	2
Fattyúszerkő	<i>Chlidonias hybridus</i>	Á	4
Fehérszárnyú szerkő	<i>Chlidonias leucopterus</i>	KÁ	1
Bagolyfélék - Strigidae			
Erdei fülesbagoly	<i>Asio otus</i>	F	2
Réti fülesbagoly	<i>Asio flammeus</i>	F, T	12

1. táblázat (folytatás). A Turai-gyepen 2010 és 2020 között megfigyelt madarak listája, azok státusza és a megfigyelési alkalmak száma. A státusz esetében az alábbi betűjelzéseket használjuk: F = fészkelő; Á = rendszeres átvonuló; KÁ = kóborló átvonuló (kevesebb, mint öt megfigyelési adat); T = téli vendég; RV = rendszeres, az év bármely szakaszában megfigyelhető vendég, ami nem költ a területen.

Faj	Tudományos név	Státusz	Adatok száma
Halászsasfélék - Pandionidae			
Halászsas	<i>Pandion haliaetus</i>	KÁ	1
Vágómadárfélék - Accipitridae			
Rétisas	<i>Haliaeetus albicilla</i>	T	2
Parlagi sas	<i>Aquila heliaca</i>	RV	35
Békászó sas	<i>Clanga pomarina</i>	Á	5
Barna kánya	<i>Milvus migrans</i>	KÁ	2
Barna rétihéja	<i>Circus aeruginosus</i>	F, Á	123
Kékes rétihéja	<i>Circus cyaneus</i>	Á, T	15
Fakó rétihéja	<i>Circus macrourus</i>	Á	8
Hamvas rétihéja	<i>Circus pygargus</i>	Á	10
Pusztai ölyv	<i>Buteo rufinus</i>	Á	7
Egerészölyv	<i>Buteo buteo</i>	RV	142
Gatyás ölyv	<i>Buteo lagopus</i>	KÁ	2
Darázsölyv	<i>Pernis apivorus</i>	KÁ	4
Karvaly	<i>Accipiter nisus</i>	RV	50
Héja	<i>Accipiter gentilis</i>	Á	3
Bankafélék - Upupidae			
Bübosbanka	<i>Upupa epops</i>	Á	21
Gyurgyalagfélék - Meropidae			
Gyurgyalag	<i>Merops apiaster</i>	Á	19
Szalakótafélék - Coraciidae			
Szalakóta	<i>Coracias garrulus</i>	F	9
Harkályfélék - Picidae			
Fekete harkály	<i>Dryocopus martius</i>	KÁ	1
Zöld küllő	<i>Picus viridis</i>	F	33
Nagy fakopáncs	<i>Dendrocopos major</i>	F	68
Nyaktekercs	<i>Jynx torquilla</i>	KÁ	1
Sólyomfélék - Falconidae			
Vörös vércse	<i>Falco tinnunculus</i>	F, Á	136
Kék vércse	<i>Falco vespertinus</i>	F, Á	39
Kabasólyom	<i>Falco subbuteo</i>	RV	25

1. táblázat (folytatás). A Turai-gyepen 2010 és 2020 között megfigyelt madarak listája, azok státusza és a megfigyelési alkalmak száma. A státusz esetében az alábbi betűjelzéseket használjuk: F = fészkelő; Á = rendszeres átvonuló; KÁ = kóborló átvonuló (kevesebb, mint öt megfigyelési adat); T = téli vendég; RV = rendszeres, az év bármely szakaszában megfigyelhető vendég, ami nem költ a területen.

Faj	Tudományos név	Státusz	Adatok száma
Kis sólyom	<i>Falco columbarius</i>	T	3
Kerecsensólyom	<i>Falco cherrug</i>	RV	13
Sárgarigófélék - Oriolidae			
Sárgarigó	<i>Oriolus oriolus</i>	F, Á	79
Gébicsfélék - Laniidae			
Nagy őrgébics	<i>Lanius excubitor</i>	Á, T	2
Kis őrgébics	<i>Lanius minor</i>	F	20
Tövisszűrő gébics	<i>Lanius collurio</i>	F, Á	90
Varjúfélék - Corvidae			
Szarka	<i>Pica pica</i>	F	120
Csóka	<i>Corvus monedula</i>	F, Á	34
Vetési varjú	<i>Corvus frugilegus</i>	Á	35
Dolmányos varjú	<i>Corvus cornix</i>	F	121
Holló	<i>Corvus corax</i>	RV	7
Cinegefélék - Paridae			
Széncinege	<i>Parus major</i>	RV	27
Kék cinege	<i>Cyanistes caeruleus</i>	Á, T	29
Függőcinege-félék - Remizidae			
Függőcinege	<i>Remiz pendulinus</i>	Á	4
Pacsirtafélék - Alaudidae			
Mezei pacsirta	<i>Alauda arvensis</i>	F, Á	132
Búbspacsirta	<i>Galerida cristata</i>	Á	3
Erdei pacsirta	<i>Lullula arborea</i>	Á	6
Barkóscinege-félék - Panuridae			
Barkóscinege	<i>Panurus biarmicus</i>	KÁ	3
Nádiposzáta-félék - Acrocephalidae			
Foltos nádiposzáta	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	F, Á	95
Fülemülesitke	<i>Acrocephalus melanopogon</i>	KÁ	1
Cserregő nádiposzáta	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	F, Á	64
Énekes nádiposzáta	<i>Acrocephalus palustris</i>	F, Á	51
Nádirigó	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	F, Á	64

1. táblázat (folytatás). A Turai-gyepen 2010 és 2020 között megfigyelt madarak listája, azok státusza és a megfigyelési alkalomok száma. A státusz esetében az alábbi betűjelzéseket használjuk: F = fészkelő; Á = rendszeres átvonuló; KÁ = kóborló átvonuló (kevesebb, mint öt megfigyelési adat); T = téli vendég; RV = rendszeres, az év bármely szakaszában megfigyelhető vendég, ami nem költ a területen.

Faj	Tudományos név	Státusz	Adatok száma
Kerti geze	<i>Hippolais icterina</i>	Á	5
Tücsökmadár-félék - Locustellidae			
Réti tücsökmadár	<i>Locustella naevia</i>	F, Á	12
Nádi tücsökmadár	<i>Locustella luscinioides</i>	F, Á	75
Fecskefélék - Hirundinidae			
Partifecske	<i>Riparia riparia</i>	RV	36
Füsti fecske	<i>Hirundo rustica</i>	RV	119
Molnárfecske	<i>Delichon urbicum</i>	RV	55
Füzikefélék - Phylloscopidae			
Fitiszfüzike	<i>Phylloscopus trochilus</i>	Á	7
Sisegő füzike	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	Á	10
Csilpcsalpfüzike	<i>Phylloscopus collybita</i>	Á	42
Őszapófélék - Aegithalidae			
Őszapó	<i>Aegithalos caudatus</i>	KÁ	1
Poszátafélék - Sylviidae			
Barátposzáta	<i>Sylvia atricapilla</i>	F, Á	111
Mezei poszáta	<i>Curruca communis</i>	F, Á	44
Kis poszáta	<i>Curruca curruca</i>	Á	12
Ökörszemfélék - Troglodytidae			
Ökörszem	<i>Troglodytes troglodytes</i>	Á, T	9
Seregélyfélék - Sturnidae			
Seregély	<i>Sturnus vulgaris</i>	F, Á	130
Rigófélék - Turdidae			
Énekes rigó	<i>Turdus philomelos</i>	Á	17
Fenyőrigó	<i>Turdus pilaris</i>	Á, T	5
Fekete rigó	<i>Turdus merula</i>	F, Á	137
Léprigó	<i>Turdus viscivorus</i>	KÁ	1
Légykapófélék - Muscicapidae			
Vörösbegy	<i>Erithacus rubecula</i>	Á	29
Fülemüle	<i>Luscinia megarhynchos</i>	F, Á	92
Kékbecg	<i>Luscinia svecica</i>	F, Á	19
Házi rozsdafarkú	<i>Phoenicurus ochruros</i>	Á	16
Hantmadár	<i>Oenanthe oenanthe</i>	Á	20

1. táblázat (folytatás). A Turai-gyepen 2010 és 2020 között megfigyelt madarak listája, azok státusza és a megfigyelési alkalmak száma. A státusz esetében az alábbi betűjelzéseket használjuk: F = fészkelő; Á = rendszeres átvonuló; KÁ = kóborló átvonuló (kevesebb, mint öt megfigyelési adat); T = téli vendég; RV = rendszeres, az év bármely szakaszában megfigyelhető vendég, ami nem költ a területen.

Faj	Tudományos név	Státusz	Adatok száma
Cigánycsuk	<i>Saxicola torquata</i>	F, Á	107
Rozsdás csuk	<i>Saxicola rubetra</i>	F, Á	36
Szürke légykapó	<i>Muscicapa striata</i>	Á	12
Kormos légykapó	<i>Ficedula hypoleuca</i>	Á	4
Szürkebegyfélék - Prunellidae			
Erdei szürkebegy	<i>Prunella modularis</i>	Á	6
Verébfélék - Passeridae			
Mezei veréb	<i>Passer montanus</i>	F	143
Billegetőfélék - Motacillidae			
Parlagi pityer	<i>Anthus campestris</i>	F, Á	33
Havasi pityer	<i>Anthus spinoletta</i>	Á	3
Réti pityer	<i>Anthus pratensis</i>	Á, T	28
Erdei pityer	<i>Anthus trivialis</i>	Á	40
Rozsdástorkú pityer	<i>Anthus cervinus</i>	Á	18
Barázdabillegető	<i>Motacilla alba</i>	RV	68
Sárga billegető	<i>Motacilla flava</i>	F, Á	119
Citrombillegető	<i>Motacilla citreola</i>	KÁ	2
Pintyfélék - Fringillidae			
Erdei pinta	<i>Fringilla coelebs</i>	F, Á	138
Fenyőpinta	<i>Fringilla montifringilla</i>	Á	5
Kenderike	<i>Linaria cannabina</i>	Á	22
Tengelic	<i>Carduelis carduelis</i>	RV	140
Zöldike	<i>Chloris chloris</i>	RV	65
Csicsörke	<i>Serinus serinus</i>	RV	4
Csíz	<i>Spinus spinus</i>	Á	5
Meggyvágó	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	KÁ	1
Sármányfélék - Emberizidae			
Nádi sármány	<i>Emberiza schoeniclus</i>	F	123
Sarkantyús sármány	<i>Calcarius lapponicus</i>	KÁ	1
Citromsármány	<i>Emberiza citrinella</i>	Á, T	6
Sordély	<i>Emberiza calandra</i>	F	71
	160 faj		5662 adat

Pettyes vízicsibe (Porzana porzana)

2018-ban minden valószínűség szerint költött egy pár egy sekély vizű mocsaras részen. Jellegzetes hangját mindig ugyanarról a területről hallatta, illetve több esetben látni is lehetett a madarat.

Barna rétihéja (Circus aeroginosus)

A terület nádasaiban minden évben költ 1-3 pár.

Kék vércse (Falco vespertinus)

2012-ig rendszeresen költött egy pár a Natura 2000 területen található idős kőrisedőben. Azóta nem fészkel a területen, de a közelben fészkelő pár(ok)nak, illetve őszi időszakban a közelben gyülekező csapatok tagjainak a gyepterület fontos táplálkozóhelye.

Gulipán (Recurvirostra avosetta)

2010-ben, 2013-ban, 2017-ben és 2019-ben is költött a belvizes szántókon, azonban sikeresen kirepült fiatalokat csak 2017-ben és 2019-ben figyeltünk meg (mindkét esetben egy-egy fiatalemlőt). Jellemzően mindegyik évben jóval több pár kezdte el a fészkelést, de a belvizek kiszáradása miatt a fiatalok a legtöbb esetben nem tudtak felnőni.

Gólyatöcs (Himantopus himantopus)

2010-ben, 2013-ban és 2019-ben is költött egy-egy pár a terület belvizes szántóin. 2013-ban egy, míg 2019-ben három fiatal repült ki, 2010-ből viszont nincs adatunk sikeres fészkelésről. A gulipánhoz hasonlóan jellemzően több pár is fészkelésbe kezd, de a vizek kiszáradása általában megsemmisíti a fészkeket. Jobban kötődik a mocsári növényzethez, mint a gulipán.

Piroslábú cankó (Tringa totanus)

2010-ben, 2013-ban és 2017-ben költött 1-5 pár a belvizes szántókon. A költések sikerességéről nincs információnk, de 2017-ben a június második felében megfigyelt kb. 20 példány arra utal, hogy mind az öt pár sikeresen repített fiatalokat.

Sárszalonka (Gallinago gallinago)

Eddig csak 2018-ban feltételeztük költését a gyepterület északi részén elterülő mocsaras területen, ahol áprilisban több madár is intenzíven nászrepült. Figyelembe véve azonban a faj költési idejét (Haraszthy 2019), valószínű, hogy a 2013 májusában megfigyelt madár is fészkelő pár tagja lehetett. 2018-ban előző ősszel levágott nádasban költöttek a madarak, ahol sekély vízállás, nádtorzsák és mocsári vegetáció volt a domináns.

Réti fülesbagoly (*Asio flammeus*)

A faj 2014-es országos gradációja alkalmával a Turai-gyepen is megtelepedett legalább két pár. A költések sikerességéről, így a kirepült fiatalokról sincs információk, az öreg madarak azonban mindkét revírben február közepe és június vége között is a területen mozogtak.

Szalakóta (*Coracias garrulus*)

Mezőgazdasági munkások elbeszélése alapján a faj költött a területen az 1990-es években és a 2000-es évek elején, 2010-ben viszont már nem talákoztunk vele. 2016-ban ezért a gyepek déli részén húzódó idős kőrisfasorra egy mesterséges fészekodút helyeztünk ki. 2016 júliusában egy gyűrűs madár (a gyűrű számát nem sikerült leolvasni) több alkalommal is előkerült a környező körbálákon, illetve az odútól kb. 50 méterre lévő idős nyárfák környékén. Július 28-án egy fiatal egyedet is láttunk, de az odúban ebben az évben egészen biztosan nem költött a faj. A következő évben június közepén két madár tartózkodott az odú körül, az egyiket a romániai Nagylak térségében jelölték fiatal madárként 2016. július 10-én. Az odúban két tojás volt, de ezek később bezápuhtak, mert az öreg madarak ismeretlen okból július elejére eltűntek a területről. 2018-ban aztán megtörtént a faj első sikeres költése is, hiszen ekkor két fiatal repült ki az odúból július közepén. 2019-ben és 2020-ban csupán egy alkalommal észleltük a fajt, költése nem volt.

Kékbegy (*Luscinia svecica*)

Első megfigyelését (2010. április) követően hosszú ideig nem észleltük a területen, azonban 2015-ben, 2017-ben, 2018-ban, 2019-ben és 2020-ban is előkerült egy-egy éneklő hím a gyepek középső részén található nádasban. Párját csupán kétszer sikerült látni, 2019. július 1-jén és 2020. május 8-án, mindkét alkalommal az éneklő hím revírjében. Az évente megfigyelt példányok minden évben ugyanabban a jól körülhatárolható revírben énekeltek, ezért annak ellenére, hogy fészket nem találtuk meg, egészen biztosan stabilan fészkel a faj a területen.

Nádi tücsökmadár (*Locustella luscinioides*)

Stabil, viszonylag nagyszámú fészkelő (kb. 10 pár) a terület aratatlan nádasában. Az állomány gyakorlatilag egyáltalán nem változott a kutatás évei során, a madarak jellemzően ugyanazokban a revírekben tartózkodtak, ahol a megelőző években.

Réti tücsökmadár (*Locustella naevia*)

2013-ban, 2016-ban, 2017-ben és 2020-ban feltételezhetően költött egy-egy pár a gyepek középső, magas fűvű, kevés náddal elegyes részén. Fészket nem találtuk meg, de mivel a madarak mindegyik évben június végéig, július elejéig itt tartózkodtak, így költése igen valószínű.

Kis örgébic (Lanius minor)

Egy pár minden évben költ a gyep déli részén húzódó idős kőrifasoron. A térségben jelentősen csökkent az állománya a vizsgálati időszakban, ezért nem kizárt, hogy 2010 előtt a Turai-gyep környékén is nagyobb számban fészkel.

Átvonuló és telelő madárfajok

Az eddig megfigyelt 170 madárfaj közül 93 (55%) csak az őszi és tavaszi vonuláskor, illetve a téli időszakban jelenik meg a területen. Az átvonuló és telelő fajok egy része minden évben előfordul, míg mások csak alkalmi kóborlónak számítanak. Az 1. táblázatban minden faj esetében feltüntettük a területre vonatkozó státuszát, illetve a megfigyelések számát. Néhány, a területre jellemző, természetvédelmi szempontból érdekes fajról részletesebben írunk.

Daru (Grus grus)

Kizárólag tavaszi adatai vannak a területről (március közepe–április vége). Elsősorban néhány példányos csapatokban szoktak táplálkozni a gyep belső, nyílt részein, de 2013 áprilisában azt is megfigyeltük, amint 200 példányos csapata éjszakázni húzott be a gyepre, míg 2020-ban nagy számban elhullajtott toll árulkodott arról, hogy a madarak itt éjszakázhattak. Gyakran még április végén is szem elé kerül néhány példány.

Kék galamb (Columba oenas)

Első példányai olykor már július legvégén is megfigyelhetők, a nagyobb csapatok érkezése azonban csak szeptember második felétől jellemző. Ettől kezdve egészen februárig, esetenként pedig március közepéig is itt maradhatnak. Legnagyobb csapata 100 példányból állt. A madarak általában a gyepen, illetve a környező tarlókon táplálkoznak.

Pacsirták, pityerek (Alaudidae, Motacillidae)

A terület fontos szerepet tölt be a mezei pacsirta (*Alauda arvensis*) és a réti pityer (*Anthus pratensis*) őszi gyülekezésében. Ősszel esetenként akár 40 példányos mezeipacsirta-csapatok is megpihenhetnek az ürmös foltokon, míg a réti pityer esetében 2012. október 26-án egy kb. 250 példányos csapat húzott be a területre éjszakázni. Mindkét faj kis számban át is telel a területen. A rozsdástorkú pityer (*Anthus cervinus*) kisebb számban ugyan, de tavasszal és ősszel is átvonul, míg a havasi pityernek (*Anthus spinoletta*) főként a tavaszi időszakból van néhány adata.

Kiemelt növénytani értékek

A fejezetben a lőkősházi Turai-gyepen előforduló növények közül a védelem alatt álló, illetve a természetvédelmi szempontból regionális szinten értékes fajok kerülnek megemlítésre.

Sziki boglárka (*Ranunculus lateriflorus*)

Szikes laposok, szikes rétek pionír jellegű védett faja. A lőkősházi Turai-gyepen ritka–szórványos.

Koloncos legyezőfű (*Filipendula vulgaris*)

Regionálisan erősen megritkult, védendő faj, a regionális vöröslistán is szerepel (Sallainé Kapocsi *et al.* 2012). A Turai-gyepen ritka. Egy foltja található, a szikikocsord-állomány mellett.

Sziki kocsord (*Peucedanum officinale*)

A Tiszántúlra jellemző védett faj, ugyanakkor a tágabban vett Csanádi-háton (Csanád–Aradi-háton) mindössze erről a területről ismert fennmaradt állománya. Alföldi előfordulása kifejezetten kötődik a kocsordos-őszirózsás sziki magaskórós (*Peucedano-Asteretum sedifolii*) társuláshoz. A Turai-gyepen ritka, mindössze egy kis kiterjedésű, de sűrű foltja található. Az állomány egyedszáma néhány száz töre tehető. 2018. november 5-én megtaláltuk a sziki kocsordhoz kötődő fokozottan védett monofág rovarfaj, a nagy szikibagoly (*Gortyna borelii lunata*) hernyójának granulátumszerű nyomát is, amely szintén rendkívül fontos, eddig nem publikált értéke a területnek (vö.: Danyik 2015).

Erdélyi útifű (*Plantago schwarzenbergiana*)

Szikes rétek, ürmös szikespuszták bennszülött, védett faja. A Csanád–Aradi-hát területén csak erről a gyepről és Elek határából (Kertész 1999) ismert.

Réti őszirózsa (réti gerebcsin) (*Aster sedifolius*) (Syn.: *Galatella sedifolia*)

A kocsordos-őszirózsás sziki magaskórósok (*Peucedano-Asteretum sedifolii*) jellemző, védett faja. A jellemzően magasfekvésű Csanádi-háton azonban csak szórványos előfordulású. A Turai-gyepen gyakori.

Sziki üröm (*Artemisia santonicum*)

A szűkebben vett Csanádi-háton nagyon ritka, mindössze a dombegyházi Jakabfy-gyepen ismert egy kis állománya (Csathó 2015). A korábban Arad vármegyéhez tartozó részeken Eleken (Kertész 1999) és Lőkősházán él – utóbbi település határában csak ezen a területen. A padkás szikesek (F1a) a kistájban kifejezetten ritka élőhelynek számítanak, a Turai-gyepen meglévő állományok az élőhelytípus legértékesebb képviselői közé tartoznak a Csanád–Aradi-háton.

Nyúlánk sárma (*Ornithogalum brevistylum*) (Syn.: *Ornithogalum pyramidale*)

Löszpusztagyepék védett faja. A jellemzően mélyebb fekvésű Turai-gyepen nem gyakori.

Egypelyvás csetkáka (galléros csetkáka) (*Eleocharis uniglumis*)

Mélyebb fekvésű szikes laposok védett faja. A Turai-gyepen gyakori.

Diszkusszió

Az agrárterületeken élő madárfajok fészkelő állománya Európa több részén is drasztikusan csökkent az elmúlt évtizedekben (Tucker és Heath 1994, Siriwardena *et al.* 1998, Golawski 2006). Magyarországon ez a csökkenés elsősorban a hosszú távú vonuló madárfajokat érintette, míg a rövid távú vonulók esetében gyakran növekvő állományról beszélhetünk (Szép *et al.* 2012). Az állománycsökkenés háttérében általában a mezőgazdasági művelés intenzifikációja, a vegyszerhasználat növelése és a korábbi kis parcellák egybefüggő földterületekké való összevonása áll (Wilson *et al.* 1997, Brickle *et al.* 2000, Chamberlain és Fuller 2000, Nagy *et al.* 2009). A kiváló talajadottságú földrajzi régiókban, így például Békés megye déli–délkeleti szegletében is a szántóföldi növénytermesztés arányaiban akár az összterület 90%-át is érinti (Hevesi 2005), aminek következtében a területre jellemző élővilág általában csak szigetszerűen, élőhely-fragmentumokban maradhatott fenn. Kis kiterjedésük és fragmentált elhelyezkedésük miatt a természetvédelem számára ezen élőhelyek jogi védettsége általában nehezen oldható meg, annak ellenére, hogy az utóbbi években néhány esetben pozitív civil kezdeményezések is történtek ezen a téren (Balogh 2016, Bozó 2019). A dolgozatunkban bemutatott Turai-gyep is kiválóan példázza, hogy a területi védelem bármely kategóriája is hozzájárulhat egy értékes terület fennmaradásához és a térség biodiverzitásának megőrzéséhez. A terület jogilag nem védett, ám azáltal, hogy a Natura 2000 hálózat részét képezi, az elmúlt évtizedben sikerült megmenekülnie a művelésbe vonástól. Az ott gazdálkodók a pénzügyi támogatás hatására szakszerűen, az előírásoknak megfelelő időpontokban kaszálják a terület füves részeit, így a talajon fészkelő fajok (pl. fűrj, parlagi pityer – *Anthus campestris*) zavartalanul tudnak költeni. Az utóbbi években pedig olyan is előfordult, hogy a száraz nádas részekén télen száruzóval vágták le a nádat. Ennek következtében több hektáros nyílt belvizes rétek alakultak ki, és ott tavasszal partimadarak százai pihentek meg és költöttek. Kiemelendő, hogy avas nádasok is megmaradtak, ami elengedhetetlen feltétele többek között a nádi énekesmadarak (pl. nádi tücsökmadár, cserregő nádiposzáta) megtelepedésének. Sajnálatos tény ugyanakkor, hogy a Turai-gyepen 2018-ban és 2019-ben is szükségtelen földmunkákat végeztek (árokásás, tárcsázás), amely ugyan csak kis területet érintett, de a még megmaradt természeti értékek degradálódása nem megengedhető.

A 2010 és 2020 között itt megfigyelt fajok egy része a környező agrárterületeken is rendszeresen megfigyelhető (például a töviszűrő gébics – *Lanius collurio*, a cigánycsuk – *Saxicola torquata*, vagy éppen a sordély – *Emberiza calandra*; Bozó 2017b), azonban számos olyan fajt is sikerült észlelni, amely kifejezetten kötődik a természetes gyepekhez, mocsarakhoz. A gyep esetleges degradálódásával, felszántásával a térségben nagy valószínűséggel nem költene többek között a nyári lúd, a pettyes vízicsibe, a szalakóta, a kékbegy és a réti tücsökmadár, de talán a bőjti réce (*Spatula querquedula*) és a nádi tücsökmadár sem. A Turai-gyep az itt átvonuló madarak számára is kulcsfontosságú pihenő- és táplálkozóhelyként szolgál, legyenek azok akár vízi-, ragadozó- vagy énekesmadarak. Elsősorban a tavaszi vonuláskor találunk a területen megfelelő belvizes foltokat, így elsősorban a február közepe és május vége közötti időszakban számít a gyep különösen fontos pihenőhelynek, de azok a fajok (pl. réti fülesbagoly, pacsirták, pityerek), amelyek a száraz szikes gyepekhez kötődnek, ősszel is nagy számban mutatkoznak itt. A fokozottan védett és kiemelt jelentőségű fajok mellett az elmúlt 11 év adatai arra is rávilágítanak, hogy azok a madárfajok, amelyek az agrárterületeken a természetű növénykultúrák mozaikos elhelyezkedése miatt foltszerűen költenek (pl. fűrj, sordély), itt koncentráltan, nagyobb számban élnek. Mindez azt is jelentheti, hogy ha a mezőgazdasági termelés még intenzívebbé válik, akkor a Turai-gyephez hasonló élőhelyszigetek bizonyos fajok ténylegesen utolsó mentsváraivá válhatnak.

A Turai-gyep számos botanikai értékkel is rendelkezik. A terület növénytani jelentőségét növeli, hogy a tágabban vett Csanádi-háton (Csanád–Aradi-hát) a karakteres szikes területek – főleg tiszántúli viszonylatban – meglehetősen ritkának számítanak, így több jelenlévő (a Tiszántúlon egyébként elterjedt) sziki növényfaj a kistájban ritkaság (Csathó 2015).

Az agrártájban tehát már önmagában egy ilyen élőhelysziget is fontos szerepet játszik a természeti értékek megőrzésében, azonban szerencsére több környékbeli település határában is vannak hasonló (bár kisebb kiterjedésű) élőhelyek, amelyek ugyancsak a Natura 2000 hálózat részét képezik. A Turai-gyeptől kb. 19 km-re délnyugati irányban található a dombegyházi Jakabffy-gyep, amely szintén szikes terület. Kiterjedése mintegy 36 hektár, és belvizes években tavaszonként itt is jelentős vízállások alakulnak ki. A Csathó (2015) által a Jakabffy-gyepről közölt madártani adatokat összevetve a Turai-gyep fajlistájával rendkívül nagy hasonlóságot láthatunk a két terület között. Nevezetesen mindkét terület elsősorban a tavaszi időszakban kínál megfelelő pihenő- és táplálkozóhelyet az átvonuló madarak számára, belvizes években a területek madártani jelentősége érezhetően megnövekszik.

Hasonló kiterjedésű (37 hektár) a Battonya határában, a Turai-gyeptől kb. 25 km-re délnyugatra található Gulyagyep is, ahol azonban a mélyebb laposok kisebb

kiterjedése miatt jóval kevesebb vízi- és partimadarat lehet megfigyelni (ezeket is általában csak átrepülőben; Csathó 2010). A belvizes területek kisebb kiterjedése mellett számos faj hiányának oka ezen a területen a belterület közvetlen szomszédságából adódó emberi zavarás is lehet. Párhuzamba lehet ugyanakkor állítani a két területen fészkelő gyakoribb fajokat, így például a fürjet, a cigánycsukot, a tövisszúró gébicset és a kis őrgébicset, ezek azonban elterjedtek az agrárterületeken is.

A Natura 2000 részét képezi, illetve a Körös-Maros Nemzeti Park törzsterülete a Kígyósi-pusztá, amely a felsorolt területeknél ugyan jóval nagyobb kiterjedésű, ám élőhelyi adottságai hasonlóak. A Kígyósi-pusztá délkeleti része alig 15 km távolságra található a Lökösházi Turai-gyeptől. A mélyebben fekvő, belvizzel borított területek kiterjedése évente 300 és 500 hektár között változik, ezek kiváló pihenő-, táplálkozó- és fészkelőhelyként funkcionálnak a madarak számára (Marik 1998). A két terület madárvilága közt jelentős hasonlóságokat találhatunk, míg az eltérések (a megfigyelt fajok és az átvonuló egyedek, fészkelő párok magasabb száma a Kígyósi-pusztán) minden valószínűség szerint a Kígyósi-pusztá nagyságrendekkel nagyobb területi kiterjedésével magyarázhatók. Érdeemes megemlíteni, hogy azok a fajok, amelyek Lökösházán fészkeltek az elmúlt évtizedben, kettő kivételével mind költöttek a Kígyósi-pusztán is 1977 és 1997 között (Marik 1998). A két kivétel a nyári lúd és a kékbegy, ami azért érdekes, mert valószínűleg mindkét faj számára volt megfelelő fészkelőhely a Kígyósi-pusztán is. A kékbegy esetében ugyanakkor megjegyzendő, hogy az ország bizonyos részein növekedett a faj állománya a 2000-es évek első évtizedében (Hadarics és Zalai 2008), ami akár más területek kolonizálását is eredményezhette (így jelenhetett meg Lökösházán és akár a Kígyósi-pusztán is). Egy további érdekességet is találhatunk a két terület fajlistájában, méghozzá a kendermagos réce (*Mareca strepera*) státuszát. Országos szinten rendszeresen átvonul a különféle vizes élőhelyeken, előnyben részesítve a dús hínárnövényzettel borított állóvizeket (Hadarics és Zalai 2008), ennek ellenére mindkét területen csak alkalmi kóborló, míg a Jakabffy-gyepről egyáltalán nincs is adata (Csathó 2015). Ennek valószínűleg az lehet az oka, hogy a térség nem esik bele a faj fő vonulási útvonalába.

Összegzésként elmondhatjuk, hogy a Turai-gyep számos, természetvédelmi szempontból értékes, védett vagy fokozottan védett állat- és növényfajnak szolgál otthonául. A Dél-Békéshez hasonló agrártájak esetében a mozaikos elhelyezkedésű, kis kiterjedésű természetes élőhelyfoltok hálózatának fennmaradása nélkülözhetetlen bizonyos fajok regionális kipusztulásának elkerülése érdekében. Danyik (2018) szintén a térségben végzett, atracélcincérrel (*Pilemia tigrina*) kapcsolatos kutatásai rávilágítottak az élőhelyfragmentumok láncolatának fontosságára. Ha ugyanis az élőhelyeket fokozatosan felszámolják, és az élőhelyek láncolata megszakad, a különböző foltokban élő cincérpopulációk tagjai nem lesznek képesek

eljutni az egyre távolabb kerülő többi populációhoz, ami idővel a helyi állomány kipusztulásához vezethet. A vonuló madarak esetében is rendkívül fontos az élőhelyek láncolata, hiszen a vonulási útvonalon bekövetkező élőhelyvesztés jelentős hatással lehet az ott megpihenő fajok állományára (Webster és Marra 2005, Xu *et al.* 2019). A Natura 2000 minősítés azonban lehet, hogy csak átmeneti védelmet jelent ezen élőhelyek számára, ezért minden ilyen élőhelyfragmentum esetén fontos lenne azok hivatalos védetté nyilvánítása is (helyi, esetleg országos védett természeti területté nyilvánítás), amelyet alulról jövő, civil kezdeményezések is megvalósíthatnak (http3).

Köszönetnyilvánítás – Szeretnénk kifejezni köszönetünket Bozóné Borbáth Erna részére, a madártani felmérések során nyújtott segítségével. A szerzők köszönetüket fejezik ki Olay Nikolettnek az angol nyelvű összefoglaló nyelvi lektorálásáért.

Irodalomjegyzék

- Balogh, G. (2016): Kutatásaink és eredményeink Tótkomlóson. In: Balogh, G. (szerk.): *Aki keres, talál... A Száraz-ér Társaság kutatásai 2011–2015 között*. Száraz-ér Társaság Természetkutató és Környezetvédő Egyesület, Tótkomlós, pp. 6–8.
- Bede, Á., Csathó, A. I. (2019): Complex characterization of kurgans in the Csanádi-hát region, Hungary. *Tájökológiai Lapok* 17(2): 131–145.
- Bozó, L. (2017a): A *Charadriiformes* madárrend tagjainak vonulása és fészkelése Kevermesen és Lökösházán. *Állattani Közlemények* 102(1–2): 25–49. <https://doi.org/10.20331/AllKoz.2017.102.1-2.25>
- Bozó, L. (2017b): *Kevermes madárvilága*. Dél-békési Természetvédelmi és Madártani Egyesület, Kevermes, 122 p.
- Bozó, L. (2018): *Dél-Békés természeti értékei*. Magánkiadás, Kevermes, 199 p.
- Brickle, N. W., Harper, D. G., Aebischer, N. J., Cockayne, S. H. 2000: Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. *Journal of Applied Ecology* 37(5): 742–755. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00542.x>
- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G., Duckworth, J. C., Shrubbs, M. (2000): Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 37(5): 771–788. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00548.x>
- Csathó, A. [J.] (1986): A battonya–kistompapusztai löszrét növényvilága. *Környezet- és Természetvédelmi Évkönyv* 7: 103–115.
- Csathó, A. J. 2005: *A Battonya-tompapusztai löszpusztarét élővilága*. Magánkiadás, Battonya, 129 p.
- Csathó, A. I. (2009): A mezsgyék természetvédelmi jelentősége és védelmük időszerűsége. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 171–181.
- Csathó, A. I. (2010): A battonyai Gulyagyep élővilága. *A Puszta* 23: 201–257.
- Csathó, A. I. (2015): A dombegyházi Jakabffy-gyep élővilága. *A Puszta* 25: 341–393.
- Csathó, A. J., Csathó, A. I. (2009): A battonya-tompapusztai Külső-gulya flóralistája. *Crisicum* 5: 51–70.

- Danyik, T. (2015): Nagy szikibagoly *Gortyna borelii lunata*. In: Deli, T., Danyik, T. (szerk.): *A Körös-Maros Nemzeti Park állatvilága. Gerinctelenek. A Körös-Maros Nemzeti Park természeti értékei II.* Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas, pp. 338–339.
- Danyik, T. (2018): Az atracélcincér (*Pilemia tigrina*) és élőhelyeinek természetvédelmi helyzetképe a Dél-Tiszántúlon. *Crisicum* 10: 169–192.
- Deák, B., Tóthmérész, B., Valkó, O., Sudnik-Wójcikowska, B., Moysiyenko, I. I., Bragina, T. M., Apostolova, I., Dembicz, I., Bykov, N. I., Török, P. (2016): Cultural monuments and nature conservation: a review of the role of kurgans in the conservation and restoration of steppe vegetation. *Biodiversity and Conservation* 25(12): 2473–2490. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1081-2>
- European Commission (2000a): *Natura 2000. Managing our heritage*. EU, Luxembourg.
- European Commission (2000b): *Managing Natura 2000 sites. The provisions of article 6 of the 'Habitats' Directive 92/43/CEE*. EU, Luxembourg.
- Evans, D. (2012): Building the European Union's Natura 2000 network. *Nature Conservations* 1: 11–26. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.1.1808>
- Gill, F., Donsker, D. (eds.) (2019): *IOC World Bird List (v 9.2)*. <https://doi.org/10.14344/IOC.ML.9.2>
- Golawski, 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>
- Hadarics, T., Zalai, T. (2008): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae. An annotated list of the birds of Hungary*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 277 p.
- Haraszthy, L. (2019): Sárszalonka *Gallinago gallinago*. In: Haraszthy, L. (szerk.): *Magyarország fészkelő madarainak költésbiológiája. 1. kötet. Fácánféléktől a sólyomfélékig*. Pro Vértes Non-profit Kft., Csákvár, pp. 513–517.
- Hevesi, J. (2005): *Határ mentén*. Békés Megyei Önkormányzat, Typografika Kft., Békéscsaba, 175 p.
- Kertész, É. (1999): Elek növényvilága. *Crisicum* 2: 35–49.
- Király, G. (szerk.) (2009): Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Hátározókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalfő, 616 p.
- Marik, P. (1998): A Szabadkgyősi Tájvédelmi Körzet madárvilága (1977–1997). *A Puszta* 15(1): 180–203.
- Nagy, S., Nagy, K., Szép, T. (2009): Potential impact of EU accession on common farmland bird populations in Hungary. *Acta Ornithologica*. 44(1): 37–44. <https://doi.org/10.3161/000164509X464867>
- Sallainé Kapocsi, J., Jakab, G., Csathó, A. I., Penksza, K., Tóth, T. (2012): A Dél-Tiszántúl növényfajainak Vörös Listája. In: Jakab, G. (szerk.): *A Körös-Maros Nemzeti Park növényvilága. A Körös-Maros Nemzeti Park természeti értékei I.* Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas, pp. 380–399.
- Siriwardena, G. M., Baillie, S. R., Buckland, S. T., Fewster, R. M., Marchant, J. H., Wilson, J. D. (1998): Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. *Journal of Applied Ecology* 35(1): 24–43. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.00275.x>
- Szép, T., Nagy, K., Nagy, Zs., 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>
- Tucker, G. M., Heath, M. F. (1994): *Birds in Europe: Their Conservation Status*. Birdlife International, Cambridge, 600 p.
- Webster, M. S., Marra, P. P. (2005): The importance of understanding migratory connectivity and seasonal interactions. In: Ricklefs, R. E. (ed.): *Birds of Two Worlds: The Ecology and Evolution of Temperate-Tropical Migration*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, pp. 199–209.

- Wilson, J. D., Taylor, R., Muirhead, L. B. (1996): Field use by farmland birds in winter: an analysis of field type preferences using resampling methods. *Bird Study* 43(3): 320–332. <https://doi.org/10.1080/00063659609461025>
- Xu, Y., Si, Y., Wang, Y., Zhang, Y., Prins, H. H., Cao, L., de Boer, W. F. (2019): Loss of functional connectivity in migration networks induces population decline in migratory birds. *Ecological Applications* 29(7): e01960. <https://doi.org/10.1002/eap.1960>

Internetes források:

- http1: Agrárminisztérium: A Magyar Állami Természetvédelem hivatalos honlapja. <http://www.termeszetvedelem.hu> (Letöltés dátuma: 2020. január 2.)
- http2: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2020): Natura 2000 adatbázis: Gyula-szabadkígyósi gyepek. <http://www.mme.hu/natura-2000-terulet/hukm20010> (Letöltés dátuma: 2020. január 2.)
- http3: Bozó, L., Rozgonyi, J., Csathó, A. I. (2019): Biztató lépések a mezsgyék növény- és állattani értékeinek védelméért Dél-Békésben. <https://greenfo.hu/hir/biztato-lepesek-a-mezsgyek-noveny-es-allattani-ertekeinek-vedelmeert-del-bekesben/> (Letöltés dátuma: 2020. január 2.)

The role of Natura 2000 sites in nature conservation in an agricultural landscape shown in the Turai-gyep lawn near Lökösháza (SE Hungary)

László Bozó^{1,2*}, János Rozgonyi² & András István Csathó³

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

²*South Békés Nature Conservation Society, H-5744 Kevertes, Jókai u. 61, Hungary*

³*Independent researcher, H-5830 Battonya, Somogyi Béla u. 42/A, Hungary*

*E-mail: bozolaszlo91@gmail.com

In the southern part of Békés County (Hungary), the proportion of agricultural areas is close to 90% of the total area, while the habitats of high conservation value are isolated in small fragments. In this paper, we present ornithological, botanical and entomological data from this geographical region, the Turai-gyep grassland Natura 2000 site near Lökösháza, from 2010 to 2020. During the fieldwork, a total of 170 bird species were detected in the area, 57 of which regularly or occasionally breed on the study site. There are many protected and highly protected species among the breeders that do not breed in other parts of the region. The occurrence of protected, otherwise rare species in the landscape has also been detected during botanical data collection, and at the same time, the presence of a highly protected insect species (Fisher's estuarine moth – *Gortyna borelii lunata*) also indicates the importance of the area. Comparing our findings with data from other Natura 2000 sites in the region, it is clear that the remaining natural habitats are of key importance to maintain the biodiversity of the area, and their disappearance would probably lead to the local extinction of several species.

Keywords: habitat fragments, agricultural fields, waterbirds, salines, Csanádi-hát region, *Gortyna borelii lunata*

Különböző színhőmérsékletű fényforrások rovarvonzó hatásának természetvédelmi szempontú vizsgálata

Gyarmathy István^{1*}, Korompai Tamás², Mester Béla¹ és
Novák Richárd²

¹Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, 4024 Debrecen, Sumen u. 2.

²Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, 3304 Eger, Sánc u. 6.

*E-mail: gyarmathyistvan@hnp.hu

Összefoglaló: Kutatásunk elsődleges célja az eltérő színhőmérsékletű, közvilágításban is használt lámpák ökológiai hatásának elemzése volt. A fénycsapdák által vonzott ízeltlábúak mennyiségi adatait egy automatikus mintavevő (Zoolog) rögzítette, a hőmérséklet- és páratartalom-adatokkal egyidejűleg. A nagy mennyiségű adat statisztikai elemzésével lehetőség nyílt a különböző típusú fényforrások által élőhelyükről elvonzott ízeltlábúak biomassa-mennyiségének hosszabb távú nyomon követésére, ezáltal a különböző színhőmérsékletű lámpák attraktivitásának elemzésére, illetve a napi és hosszabb távú aktivitásváltozások vizsgálatára is. A befogott biomassa száraztömegének mérése kiegészítette a fenti vizsgálatot. Mindezek lehetővé teszik a természetvédelmi kezelést, illetve a világítás védett területen történő szabályozását elősegítő következtetések levonását.

Kulcsszavak: fényszennyezés, távérzékelés, fénycsapda, természetvédelmi kezelés

Bevezetés

A fényérzékenység alapvető tulajdonság sokféle állat, különösen az ízeltlábúak esetében. A rovarok a fény széles spektrumára érzékenyek, az ember számára láthatatlan ultrabolyától (UV) a vörösig. Orientációjuk, napi aktivitásuk és éves ritmusuk nagymértékben függ a fényektől és a természetes fénymintáktól. A fényérzékenység táplálkozásukban és a szaporodásukban is fontos szerepet játszik. A rovarok a megvilágítás forrása felé haladnak, de a fény eltérítheti vagy taszíthatja őket (pozitív vagy negatív fototaxis), növelheti vagy csökkentheti aktivitásukat (Bertholf 1940). A növekvő kültéri világítás napjainkban jelentős természetvédelmi problémát jelent. A közvilágításban használt lámpatestek gyakorlatilag fénycsapdáként működnek. Sötét területeken egy fényforrás akár tízezres nagyságrendű rovaregyedet is képes bevonítani egy éjszaka során. A mesterséges fények által élőhelyükről eltávolított – és többnyire elpusztított – rovarok mennyisége

óriási: egy Egyesült Államokban végzett kutatás során egyetlen fénycsapda 36,8 kg (kb. 85 millió egyed) iszapszúnyogot (*Limonia* sp.) fogott el egy éjszaka alatt (Rich és Longcore 2006).

Egy magyar nagyvárosban, megvilágított falfelületek mentén végzett gyűjtés során az 50 alkalommal végzett napi kétórás gyűjtőprogram alatt 148 futóbogárfaj (Carabidae) 17 400 példányát azonosították. Ez az összes befogott rovar 20%-a volt. Külön érdekesség, hogy ez a pár tíz négyzetméteres megvilágított falfelület 25-30 km-es távolságban lévő szikes élőhelyekről is vonzott fajokat – vélhetően az élőhelyükről elkóborolt egyedek kerültek a fény hatósugarába (Ködöböcz 2018). A jelentős fényszennyezést okozó világítótestek vagy megvilágított felületek rövid időn belül olyan mértékben vonzhatják magukhoz a rovarokat, hogy a sötétebb élőhelyeken nem marad elegendő rovar táplálékként a ragadozók számára. Ez a folyamat – a fényszennyezés fragmentációs hatásával együtt – viszonylag gyorsan és nagy területen a fajkészlet (és így az ökoszisztéma egészének) jelentős átalakulását eredményezheti (Davies *et al.* 2012). A rovarok fajszáma és egyedszáma Európában az utóbbi időben jelentős mértékben lecsökkent. Feltételezhetjük, hogy ezt – más okok mellett (peszticidhasználat, élőhelyvesztés, stb.) – részben a fényszennyezés okozhatja. Mindezek túlmutatnak az egyes fajokra kifejtett hatásokon, és egyre több a bizonyíték arra, hogy a világszerte növekvő megvilágítás negatív hatással van egész ökoszisztémákra is. Ezért fontos meghatározni azokat a fényforrásokat és megvilágítási módokat, amelyek a legkevésbé károsítják a természeti környezetet, beleértve a táplálkozási láncban kulcsszerepet játszó rovarvilágot.

A megvilágításra adott különböző válaszok összefüggenek a fény intenzitásával, spektrumával és polarizációjával. Ha meg akarjuk találni ennek a vonzerőnek az okait, meg kell vizsgálnunk a fiziológiai gyökereket, valamint a rovarok viselkedését. A vonzerő a rövidebb hullámhossznak és a magasabb frekvenciának köszönhető, míg a nagyobb hullámhosszú vörös fény a rovarok számára nehezebben észlelhető. A rovaroknak az összetett szemük mellett három pontszemük (ocelli) van, melyek feladata a fény, és nem a mozgás azonosítása. Úgy tűnik, a pontszemek a rövidebb hullámhosszokat könnyebben felismerik.

Sok rovar szürkületben táplálkozik, amikor a kék fény uralja az ég sugárzási spektrumát. A napnyugta és a csillagászati szürkület közötti 1-2 órán át a kék felé eltolódott fények állandó polarizációs mintázatot, ezáltal orientációs lehetőséget biztosítanak a rovarok számára (Cronin *et al.* 2006). Csillagfényben a besugárzási spektrumok „vöröseltolódnak”, és erősen befolyásolja őket a Hold jelenléte vagy hiánya. Ez megmagyarázza, hogy a különböző fényforrások vonzó hatása miért függ a spektrális összetételtől. A kék vagy hideg fehér fényt kibocsátó fémhalogén lámpáknak vagy LED-eknek 6-10-szer nagyobb vonzó hatása van a lepkék szá-

mára, mint a hosszabb hullámhosszú (meleg fehér vagy sárga fényű) nátriumlámpáknak. Tehát a lepkék számára a hideg fénnel rendelkező LED akár 10-szer fényesebbnek tűnik, mint az azonos intenzitású sárga nátriumlámpák (Huemer *et al.* 2010).

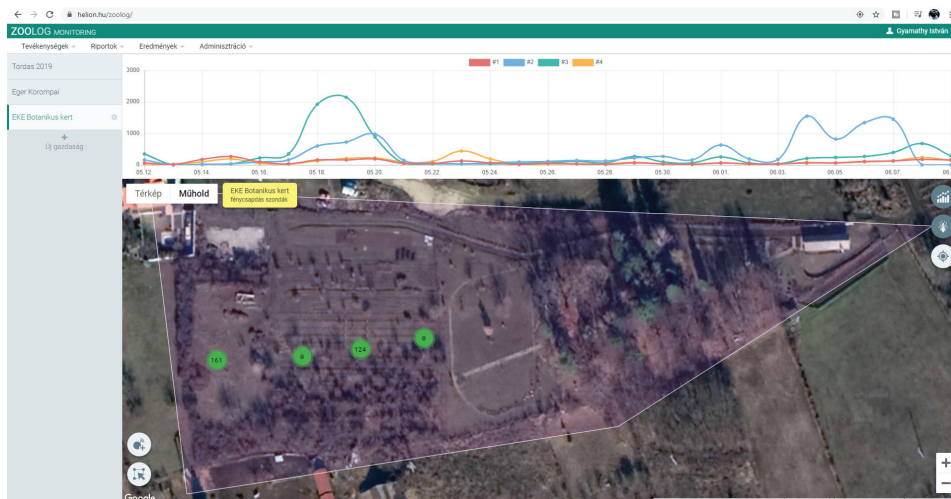
A fenti ismeretek alapján a közvilágításban széles körben használt különféle típusú fényforrások rovarvonzó hatását vizsgáltuk meg. Feltételeztük, hogy a színhőmérséklet és a lámpák fényének spektrális összetétele fontosabb, mint a lámpák fényereje. Ennek igazolására különféle színhőmérsékletű, spektrális összetételű és fényerősségű fényforrásokat alkalmazó csapdákat használó kutatóprogramot indítottunk. A befogott rovarok számlálásához újszerű távérzékelési módszert is alkalmaztunk: a ZooLog mintavételi rendszert, az Edapholog szondák továbbfejlesztett változatát (Dombos *et al.* 2017).

Anyag és módszer

Négy Jermy-típusú fénycsapdát használtunk (1., 2. ábra), amelyek 4000 és 2700 Kelvin színhőmérsékletű és némileg eltérő fényerejű lámpákkal voltak felszerelve: (i) 4000 Kelvin színhőmérsékletű (hideg fehér), 3100 lumen fényerejű higanygőzlámpa (MVL: mercury vapour lamp). Régi utcai világítási rendszerekben és fénycsapdáknak is használták. (ii) A kísérleti időszak elején, 2020. május 8-ig egy UV rovarcsapda fénycsövet használtunk (BL368 jelű) vélelmezve, hogy ez lesz a legattraktívabb a rovarok számára. (iii) Május 8-a után az előző helyett a végleges fényforrás két db 4000 Kelvines (hideg fehér), összesen 3040 lumenes kompakt



1. ábra. Jermy-csapdák, különféle típusú lámpákkal.



2. ábra. A Zoolog adatgyűjtő eredményei online nyomon követhetők (a képen a csapdák elhelyezkedése is látható a Botanikus Kertben) ([http1](http://)).

fénycső (CFL: compact fluorescent lamp) volt. (Azért kellett két darabot használni, hogy a szokványos közvilágítási fényáramot reprodukálhassuk.) Jelenleg ez a legelterjedtebb lámpatípus az utcai világításban. (iv) 4000 Kelvines (hideg fehér), 2450 lumenes LED lámpa; ezt használják jelenleg leggyakrabban az utcai világítások korszerűsítésénél. (v) 2700 Kelvines (sárga színű), 2450 lumenes LED lámpa; a jelenlegi vélemények szerint ez javasolandó a természetvédelmi előírásokban (3. ábra). (Megjegyezzük, hogy a csapdákbán használt fényforrások



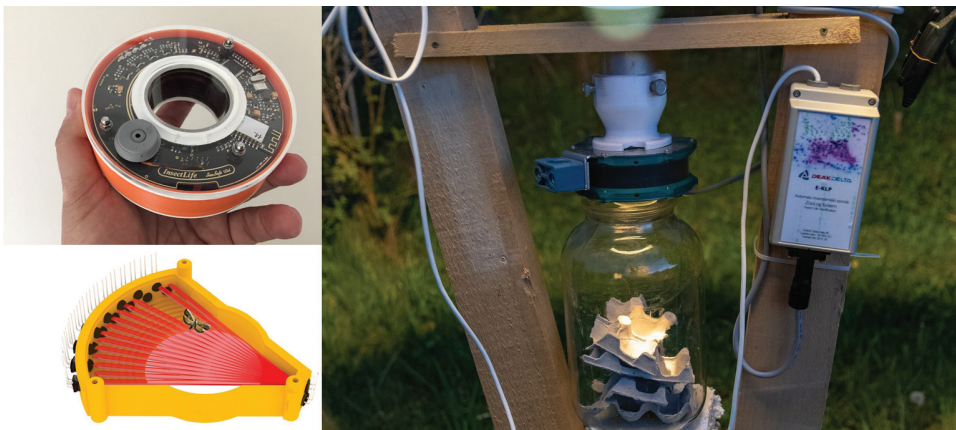
3. ábra. Jermy-csapda sárga LED-del és Zoolog szondával felszerelve.

esetében az MVL kivételével csak a fényerő, a színhőmérséklet és a működési elv egyezett a közvilágításban használatos fényforrásokkal.)

Mivel – miként később bemutatott vizsgálataink ezt alátámasztják – a 4000 Kelvin színhőmérsékletű lámpák attraktivitása jelentősen eltér (az azonos színhőmérsékletű CFL lámpa attraktivitása meghaladja a szintén 4000 Kelvines LED-ét), szükségesnek tartottuk a lámpák fényének spektrális vizsgálatát. Feltételeztük, hogy a CFL spektrumának több kék komponenst kell tartalmaznia, mint a LED-nek. A szakirodalmi adatok ezt alátámasztják. A mérések szerint (Ferreirade *et al.* 2019, Benxuan *et al.* 2020) a CFL lámpák spektrális eloszlása vonatkozásában a rövid hullámhosszú kék radiancia mennyisége jelentősen meghaladja az azonos színhőmérsékletű LED lámpák által kibocsátott rövid hullámhosszú radianciát. Sőt, a CFL fényforrás a rovarok számára különösen vonzó UV spektrumot is tartalmaz. A Kolláth Zoltán (Eszterházy Károly Egyetem) által 4000 Kelvines CFL és LED-es fényforrásról készített (még nem publikált) spektrum is alátámasztja ezt.

A Jermy-típusú fénycsapdák alá automatikus számláló érzékelőket telepítettünk (4. ábra), amelyek mobilinternet-kapcsolaton keresztül a következő adatokat szolgáltatják egy központi szerverhez ([http1](http://1)): beeső egyedek száma, a beesés időpontja, az aktuális hőmérséklet és páratartalom (Dombos *et al.* 2018). (Emellett a csapda alkalmas egy a testmérettel korreláló érték megadására is, mi ezt technikai okok miatt nem használtuk.)

A monitoring program kalibrációval kezdődött. A rovarok egyedszámát manuálisan számláltuk és hasonlítottuk össze az érzékelők eredményeivel. Az egyes napok gyűjtési eredményeit elkülönítve tároltuk, és néhány hét múlva laboratóriumi mérlegen lemértük a minták száraztömegét. Gépi tanulás segítségével kalibráltuk a szondákat. A csapdákat az egri Eszterházy Károly Egyetem botanikus kertjében



4. ábra. Zoolog érzékelő gyűrű és adatgyűjtő, és rögzítése a Jermy-csapdához (fotó: [http1](http://1)).

helyeztük el, egymástól jól elkülönítve, egy vonalban, közöttük 20, illetve 30 méteres távolsággal (2. ábra). A csapdák 5-10 méteres körzetében a mikroélelőhelyek tekintetében inhomogenitást feltételeztünk, ezért az adott csapdák lámpáit szabályos ütemben estéről-estére cserélgettük. Ez a feltételezés a fajösszetétel és a fogási naplók összevetése után nem nyert bizonyítást. A kalibrálást 2019 végén kezdtük, a tényleges adatgyűjtést 2020 áprilisában indítottuk el, és 2020. november végéig folytattuk.

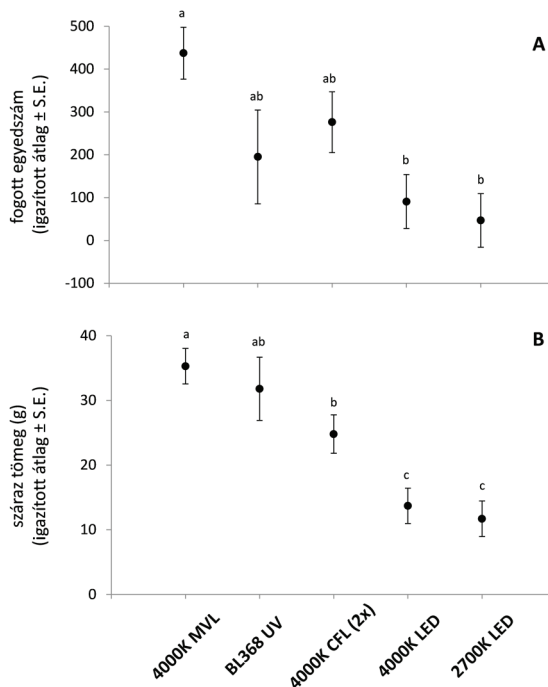
Az általunk alkalmazott megfigyelőrendszer IR (infravörös) érzékelő gyűrűt használ a befogott rovarok detektálására (Balla *et al.* 2020). A detektálás elve lényegében egy fotocellás kapu, amely a közeli infravörös tartományban működik a környezeti fény zavaró hatásának csökkentése érdekében. Infravörös fényforrásként egy TSAL6200 típusú LED diódát használunk, amelynek karakterisztikus hullámhossza 940 nm volt. A pontosságot egy 3D-s tervezési programban készített munkadarab biztosítja. A 3D nyomtatás lehetővé tette a nem kívánt fények kizárását és a szóródás elkerülését, ezáltal csökkentve az eszköz környezeti fényzajra való érzékenységét. A szonda GSM/GPRS modem használatával továbbítja az összegyűjtött adatokat egy központi szerver adatbázisába.

Az adatokat óránkénti összesítésben töltöttük le 2020. április 25. és november 25. között, csak a naplemente és napfelkelte közötti adatokat használva, amikor a gyűjtőedényekkel ellátott Jermy-csapdák világítása üzemelt. Az így létrejött adatbázisból csak azokat az adatsorokat használtuk fel, amelyek esetében csapdanaponként legalább nyolc órányi beérkező adat állt rendelkezésre (az expozíciós csapdaidő az éjszaka hosszának változása miatt 8,5 és 14 óra között volt), illetve amely napokon gyűjtőüveg volt a csapda alatt és a begyűjtött minta feldolgozásra került (ennek adatait egy külön cikkben tesszük közzé). Az adatokat ismétléses mintavétel szerint rendeztük, ahol a négy csapdalozási ponton belül több gyűjtési dátum (csapdanap) található, melyekhez külön-külön a mért száraztömeg és a fogások Zoolog által közölt egyedszám-értékei összegezve lettek, a páratartalom és hőmérséklet adatrekordok pedig átlagolva. A páratartalom százalékos értékeit transzformáltuk (arcus sinus). R statisztikai környezetben (R 3.6.3, R Development Core Team 2020), általánosított lineáris kevert hatású modellekkel (GLMM) vizsgáltuk négy független változó (fényforrás típusa, expozíciós idő, átlagos hőmérséklet és átlagos páratartalom) hatását két függő változóra (fogott rovarok egyedszáma és száraztömeg), ahol random faktor volt a csapdanap és a csapdalozási pont. Először a teljes GLMM-eket illesztettük az nlme csomag lme funkciójának segítségével, majd a variancia analízis (ANOVA funkció) után, nem szignifikáns független változók eltávolításával jutottunk el a minimum adekvát GLMM-ekhez. Szignifikáns hatású faktorok esetében az lsmeans funkcióval számoltuk ki a csoportok igazított átlagait, illetve Tukey HSD teszttel vetettük össze a csoportokat. A korrelációkat ggplotRegression funkcióval vizsgáltuk.

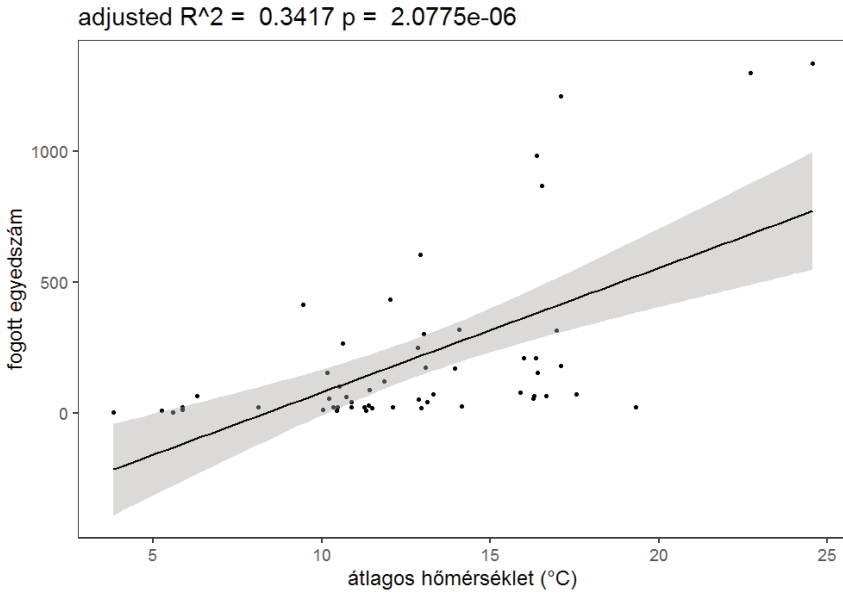
Eredmények

A fogott rovarok egyedszámát szignifikánsan befolyásolta az alkalmazott fényforrás típusa ($\text{Chi}^2 = 30,7$, $p < 0.001$), valamint az átlagos hőmérséklet ($\text{Chi}^2 = 28,2$, $p < 0.001$). Az egyedszám szignifikánsan nagyobb volt az MVL esetében mind a 4000, mind pedig a 2700 Kelvines LED fényforrásokhoz képest (5.a ábra, 1. táblázat). A fogott rovarok egyedszáma szignifikánsan nőtt az átlagos hőmérséklettel (6. ábra).

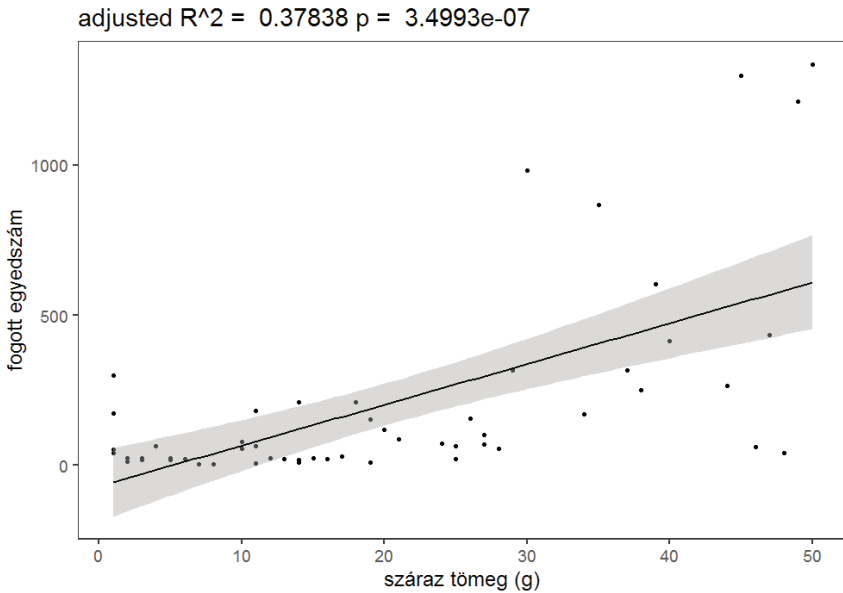
A begyűjtött minták száraztömegét szignifikánsan befolyásolta az alkalmazott fényforrás típusa ($\text{Chi}^2 = 101,4$, $p < 0.001$). A száraztömeg szignifikánsan nagyobb volt az MVL esetében a CFL fényforráshoz képest (5.b ábra, 1. táblázat), azonban az UV lámpa egyik előző fényforrástól sem különült el szignifikánsan (5.b ábra, 1. táblázat). Mind a 4000, mind pedig a 2700 Kelvines LED fényforrás esetében szignifikánsan kisebb volt a száraztömeg a többi fényforráshoz képest (5.b ábra, 1. táblázat). Az egyedszám szignifikánsan nőtt a száraztömeggel (7. ábra). Egy egy éjszaka befogott rovarmennyiséget a 8. ábra mutat be.



5. ábra. Fogott rovarok egyedszámának (a) és száraztömegének (b) eltérése a különböző fényforrások között. A hibásávok feletti betűk az elkülönülés mértékét jelölik (Tukey HSD, $p < 0,05$).



6. ábra. Fogott rovarok egyedszáma az átlagos hőmérséklet függvényében.



7. ábra. Fogott rovarok egyedszáma a száraztömeg függvényében.

1. táblázat. Az eltérés iránya és mértéke a standard hibával (S.E.) a szignifikáns hatást gyakorló faktorok csoportjai között (Tukey HSD, $p < 0,05$). A szignifikáns elkülönülés félkövérrel jelölve.

	Fogott egyedszám			Szárzattömeg (g)		
	eltérés	S.E.	p	eltérés	S.E.	p
MVL – BL368	242,1	118,41	0,237	3,5	4,88	0,949
CFL – BL368	81	128,15	0,969	-6,9	5,2	0,652
2700K LED – BL368	-148	119,03	0,719	-20	4,88	< 0,001
4000K LED – BL368	-104,2	118,85	0,902	-18,1	4,88	0,002
CFL – MVL	-161,1	85,84	0,321	-10,5	2,97	0,003
2700K LED – MVL	-390,2	78,75	< 0,001	-23,6	2,73	< 0,001
4000K LED – MVL	-346,3	78,58	< 0,001	-21,7	2,73	< 0,001
2700K LED – CFL	-229	87,82	0,066	-13,1	2,97	< 0,001
4000K LED – CFL	-185,2	87,67	0,208	-11,2	2,97	0,001
4000K LED – 2700K LED	43,8	79,62	0,981	1,9	2,73	0,951



8. ábra. A csapdák által egy éjszaka alatt összegyűjtött minták, balról: LED 4000 K, MVL 4000 K, LED 2700 K, CFL 4000 K.

Megvitatás és konklúzió

Kutatásunk elsődleges célja az eltérő színhőmérsékletű (spektrális összetételű) és fényintenzitású, közvilágításban is használt lámpák ökológiai hatásának elemzése volt. A folyamatosan működő, automatizált szondák használata nagy mennyiségű, statisztikailag elemezhető adat összegyűjtését tette lehetővé. Így lehetőség volt az

élőhelyükről eltávolított izeltlábúak biomasszájának mennyiségi becslésére és a különböző színhőmérsékletű fényforrások vonzerejének elemzésére, ezáltal természetvédelmi kezelést megalapozó következtetések levonására.

Az eredmények alapján a hidegebb színhőmérséklet nagyobb attraktivitása mellett a fényintenzitás is igen jelentős tényező. A nagyobb fényerősségű lámpák több rovarot fogtak el az azonos színhőmérsékletű, de kisebb fényerősségű lámpáknál. Kísérletünkben a legkevésbé vonzó lámpa a sárga LED (2700 K és 2450 lumen) volt. A 4000 Kelvines LED-es lámpa csak csekély mértékben volt nagyobb attraktivitású. Jelentős növekedés tapasztalható azonban a 4000 Kelvines 3040 lumenes kompakt fénycső esetében, és egyértelműen a legvonzóbb a 4000 Kelvines színhőmérséklettel és 3100 lumen fényerősséggel rendelkező higanygőz lámpa.

A rovarok általában különösen érzékenyek a látható spektrum rövidebb hullámhosszú (kék) régióira és az UV fényre (Ashfaq *et al.* 2005). A rovarok fény felé orientálódásának hasonló mintázatát más tanulmányokban is publikálták (Thomas 1996). Az eredmények azt mutatják, hogy a rovarvonzó hatásért nagy részben a kék és az UV fény a felelős. Az éjszakai lepkék szeme a 380–400 nm-es hullámhossztartományra a legérzékenyebb, míg kevésbé érzékeny a hosszabb hullámhosszú spektrális régiókra (Menzel *et al.* 1986).

Kísérletünk megerősítette, hogy a színhőmérséklet fontos szerepet játszik a rovarok eltérő mértékű vonzásában. A meleg (sárgás) színhőmérsékletű, kevés rövid hullámhosszú komponenst tartalmazó fény kevésbé vonzó, mint a hideg (fehér és kék) fény. A fényintenzitás erőssége is fontos tényező. Az eredmények alátámasztják és megerősítik azt, hogy a természetközeli és védett természeti területeken és környékükön a kültéri világítás tervezésénél és megvalósításánál az élővilágra legkevésbé negatív hatást gyakorló, elsősorban meleg színhőmérsékletű (2200–2700 K), kevés kék spektrális komponenst tartalmazó és alacsony teljesítményű fényforrások alkalmazása kerüljön előtérbe.

Kiragadott aspektus, de ha naponta csak 1 grammnyi az a rovarmennyiség, amit egy közvilágítási lámpa befog (a méréseink szerint az egy éjszaka befogott rovarok nedvestömege a 36,6 grammot is elérte – 2020. 08. 09-ei mérés az MVL esetében), akkor a Magyarországon a közvilágításban használt mintegy 1300000 lámpatest tavasztól ősziig, nagyjából 250 napot figyelembe véve, éves szinten mintegy 325 tonna rovarot vont ki az élőhelyekről. Ezáltal jelentősen sérülnek az általuk nyújtott ökológiai funkciók és az ökoszisztéma-szolgáltatások (Lyytimäki 2013). Figyelembe véve, hogy egész Európában komolyan csökken a rovarok faj- és egyedszáma (Hallmann *et al.* 2017), minden kis lépés a közvilágítás természetbarátabbá tételére nagy jelentőséggel bír természeti értékeink megóvása szempontjából.

Köszönetnyilvánítás – A kutatást az EFOP-3.6.2-16-2017-00014 projekt tette lehetővé. Köszönetet mondunk az Eszterházy Károly Egyetem, illetve a Bükki és Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóságok által nyújtott segítségért is.

Irodalomjegyzék

- Ashfaq, M., Khan, R., Ashan, M., Rasheed, F. (2005): Insect orientation to various color lights in the agricultural biomes of Faisalabad. *Pakistan Entomologist* 27: 49–52.
- Babbie, E. R. (1973): *Survey Research Methods*. Wadsworth Publishing, Belmont, 744 p.
- Balla, E., Flórián, N., Gergócs, V., Gránicz, L., Tóth, F., Németh, T., Dombos, M. (2020): An opto-electronic sensor-ring to detect arthropods of significantly different body sizes. *Sensors* 20: 982. <https://doi.org/10.3390/s20040982>
- Bertholf, L. M. (1940): Reactions to light in insects. *Bios* 11: 39–43.
- Benxuan, L., Mingxia, L., Jiangtao, F., Jingchao, Z., Smowton, P. M., Sohn, J. I., Il-Kyu, P., Haizheng, Z., Bo, H. (2020): Colloidal quantum dot hybrids: an emerging class of materials for ambient lighting. *Journal of Materials Chemistry C* 8: 10676–10695. <https://doi.org/10.1039/d0tc01349h>
- Cronin, T. W., Warrant, E. J., Greiner, B. (2006): Celestial polarization patterns during twilight. *Applied Optics* 45: 5582–5589. <https://doi.org/10.1364/AO.45.005582>
- Davies, T. W., Bennie, J., Gaston, K. J. (2012): Street lighting changes the composition of invertebrate communities. *Biology Letters* 8: 764–767. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0216>
- Dombos, M., Kosztlányi, A., Szlávecz, K., Gedeon, C., Flórián, N., Groó, Z., Dudás, P., Bánszegi, O. (2017): Edaphology monitoring system: automatic, real-time detection of soil microarthropods. *Methods in Ecology and Evolution* 8: 313–321. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12662>
- Dombos, M., Flórián, N., Gergócs, V., Schellenberger, V., Haszon, B., Nagy, A. (2018): Ízeltlábúak automatikus detektálási problémái és megoldásai terepi vizsgálatokban. In: Szép, T. (szerk.): *II. Magyar Ökológus Kongresszus: Absztraktkötet*. Magyar Ökológusok Tudományos Egyesülete, Nyíregyháza, p. 30.
- Ferreirade, D., Souzaa, P., Fernandesda, P., Silvaa, L., Almeida, F., Fontenelea, G., Damaceno, B., Marcelode, O. J. (2019): Efficiency, quality, and environmental impacts: A comparative study of residential artificial lighting. *Energy Reports* 5: 409–424. <https://doi.org/10.1016/j.egy.2019.03.009>
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., de Kroon, H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS One* 12: e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Huemer, P., Kühtreiber, H., Tarmann, G. (2010): Anlockwirkung moderner Leuchtmittel auf nachtaktive Insekten – Ergebnisse einer Feldstudie in Tirol (Österreich). *Wissenschaftliches Jahrbuch der Tiroler Landesmuseen* 4: 110–135.
- Ködöböcz, V. (2018): Fényen gyűjtött futóbogarak (Coleoptera: Carabidae) a debreceni Malompark Bevéjárólközpontnál, 2000 és 2018 között. *Folia Historico-Naturalia Musei Matrensis* 42: 71–82.
- Lyytimäki, L. (2013): Nature's nocturnal services: Light pollution as a non-recognised challenge for ecosystem services – research and management. *Ecosystem Services* 3: e44–e48. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.12.001>

- Menzel, R., Ventura, D., Hertel, H. (1986): Spectral sensitivity of photoreceptors in insect compound eyes: comparison of species and methods. *Journal of Comparative Physiology A* 158: 165–177.
- R Development Core Team (2020): R: *A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Bécs. <https://www.r-project.org/>
- Rich, C., Longcore, T. (2006): *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press, Washington, 458 p.
- Thomas, A. W. (1996): Light trap catches within and above the canopy of a northeastern forest. *Journal of Lepidopterist's Society* 50: 21–45.

Internetes források:

http1: <https://helion.hu/zoolog>

How common light sources differ in attracting insects: A case study using long-term data via „Zoolog” monitoring system

István Gyarmathy^{1*}, Tamás Korompai², Béla Mester¹ &
Richárd Novák²

¹*Hortobágy National Park Directorate, H-4024 Debrecen, Sumen u. 2, Hungary*

²*Bükk National Park Directorate, H-3304 Eger, Sánc u. 6, Hungary*

*E-mail: gyarmathyistvan@hnp.hu

Our primary goal was to analyze the ecological impact of lamps with different color temperatures, also used as street lights. Quantitative data on arthropods attracted by light traps were recorded by an automatic sampler (Zoolog), along with temperature and humidity data. Long term monitoring of the amount of arthropod biomass removed from its habitat by the different types of light sources has been made possible by the statistical analysis of the acquired large dataset, thus analyzing the attractiveness of lamps with different color temperatures as well as changes in daily and long-term activity. The above study is complemented by the measurement of the dry mass of the captured biomass, as well as the planned species-level determination of the macrolepidoptera fauna occasionally trapped in the traditional way. Our results make it possible to draw conclusions that help nature conservation management and the regulation of public lighting in protected areas.

Keywords: light pollution, remote sensing, color temperature, light trap, conservation management

Homoki gyepek regenerációjának hosszú távú sikeressége felhagyott szántókon: kezdeti restaurációs beavatkozások és a táji környezet hatásai

Sáradi Nóra^{1*}, Yesenia Belén Llumiquinga², Bruna Paolinelli Reis², Török Katalin³, Szitár Katalin⁴, Csákvári Edina³ és Halassy Melinda³

¹*Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Növénytermesztési-tudományok Intézet, 2100, Gödöllő, Páter Károly u. 1.*

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

³*Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.*

⁴*Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, Lendület Táj és Természetvédelmi Ökológiai Kutatócsoport, 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.*

*E-mail: saradi.nora@ecolres.hu

Összefoglaló: Kutatásunkban három kezeléstípus hatását vizsgáltuk kiskunsági homoki gyepek felhagyott szántókon történő helyreállításában, 16 évvel a beavatkozások megkezdése után. Elemeztük a kezelések edényes növények fajgazdagságára, borítására, valamint a honos célfajok és az özönnövények relatív borítására gyakorolt hatását. A kezelések két különböző korú felhagyott szántón folytak 2002 és 2008 között. A két terület táji környezetének élőhely-összetételét és inváziós fertőzöttségét is összevetettük. Hosszú távú eredményeink alapján a magvetés bizonyult a leghatásosabb módszernek a homoki gyepek helyreállításában. A kaszálást és a szénforrás-adagolást a vetést kiegészítő beavatkozásokként javasoljuk. Az elemzett mutatók többsége helyspecifikus fejlődést mutatott, ami összefügghet a felhagyott szántók korával és táji adottságaival. Eredményeink alapján a homoki gyepek helyreállítása felhagyott szántókon kisebb magbeveteli egységekkel is megvalósítható.

Kulcsszavak: gyeprestauráció, özönnövények, szántó-restauráció, homokpusztagyep, hosszú távú monitorozás

Bevezetés

Az előrejelzések szerint Európában 2015 és 2030 között a mezőgazdasági területek mintegy 11%-át fogják kivonni a művelésből (Perpiña *et al.* 2018). Közép- és

Kelet-Európában a szocialista rendszerek bukása egyértelműen felgyorsította a földterületek felhagyásának mértékét, amikor az állami tulajdonban álló mezőgazdasági szövetkezetek összeomlottak (Valkó *et al.* 2016a, Mihók *et al.* 2017). A mezőgazdasági tevékenység megszűnése teret enged a spontán vegetációfejlődésnek.

A felhagyott szántóterületek vegetációdinamikáját és a kialakuló növényközösséget a korábbi művelési módok, a vegetáció, a talaj és a többi abiotikus jellemző, valamint a táji kapcsolatok együttesen határozzák meg (Cramer *et al.* 2008). A felhagyott szántók sajátos, átmeneti ökoszisztémát jelentenek (Clark 2017), melyek általában hosszú távon is különböznek maradnak az elsődleges gyepterületektől (Csathó 2011, Csecserits *et al.* 2011). A felhagyott szántók lehetőséget teremtenek az őshonos fajok újbóli megtelepedésére, ami csökkentheti a táji fragmentációt, ugyanakkor az inváziós fajok megtelepedésének esélye is fennáll (Csecserits *et al.* 2011).

A spontán regeneráció sikerét a fajok terjedési képességével, megtelepedési és túlélési adottságaikkal kapcsolatos tényezők korlátozzák az adott környezeti tényezők függvényében (Cramer és Hobbs 2007). A talajban felhalmozódó tápanyagfelesleg az egyik legkritikusabb környezeti tényező a felhagyott szántók regenerációjában, mivel hozzájárul a kompetíciós viszonyok átrendezéséhez és az özönnövények elterjedéséhez is (Davis *et al.* 2000). Az özönnövények terjedésén és a magas tápanyagforrás melletti erős kompetíción túlmenően a propagulumlimitáció korlátozza a spontán regenerációt (Török *et al.* 2018, Halassy *et al.* 2019). A honos fajok magjainak jelenléte nagymértékben függ a felhagyás időpontjától, a terület méretétől (Cramer *et al.* 2008), továbbá a művelési idő hosszától, mivel a magbank és a felszíni növényzet a hosszú ideig tartó művelés alatt elszegényedik (Bakker és Berendse 1999). A gyepekben előforduló fajok többsége nem képez állandó magbankot, ellenben a szántóföldek magbankja nagy mennyiségben tartalmaz gyommagvakat (Csontos *et al.* 2016, Valkó *et al.* 2021). A felhagyott szántók vegetációfejlődése során tehát a magbankból való regeneráció helyett elsődleges a célfajok kívülről történő betérése, ami csak ott lehetséges, ahol a természetes növényzet maradványai még mindig jelen vannak a tájban (Török *et al.* 2018). Ugyanakkor, a táji környezet veszélyeztetheti a spontán regenerációt, amennyiben jelentős a tájban az inváziós fertőzöttség (Csecserits *et al.* 2016).

Aktív restaurációs beavatkozásokkal ezek a korlátok többnyire leküzdhetők, és a gyepek biodiverzitása helyreállítható (Cramer *et al.* 2008). Magvetéssel bevitelhető a magbankból hiányzó, vagy a táji akadályok miatt a területre be nem jutó propagulumok (Török *et al.* 2010, Kövendi-Jakó *et al.* 2019). A talaj tápanyagtartalma csökkenthető pl. a feltalaj eltávolításával vagy szénforrás bevitelével (Perry *et al.* 2010, Halassy *et al.* 2021). A szénforrás-adagolás lényege, hogy stimulálja

a talajlakó mikroorganizmusok aktivitását, melyek eközben a talajban felvehető nitrogént is megkötik, így időlegesen kevesebb lesz a növények által felvehető nitrogén a talajban (Török *et al.* 2000, 2014). Kaszálással növelhető a faji diverzitás, mivel új fajok megtelepedésére alkalmas mikroélőhelyeket hoz létre a gyepszőnyegben (Kelemen *et al.* 2014), Ugyanakkor a táji környezet jelentősen befolyásolhatja a restaurációs beavatkozások sikerét, mind pozitív irányban a cél-fajok spontán betelepődése révén, mind negatív irányban, amennyiben az inváziós fajok megjelenése várható.

Jelen kutatás célja, hogy a kezdeti magvetés, kaszálás és szénforrás-adagolás hosszú távú hatását értékeljük homoki gyepek felhagyott szántókon történő helyreállításában, 16 évvel az első beavatkozások után, ill. értékeljük a területek közti különbségeket a táji környezet eltérései alapján. A következő kérdéseket vetettük fel:

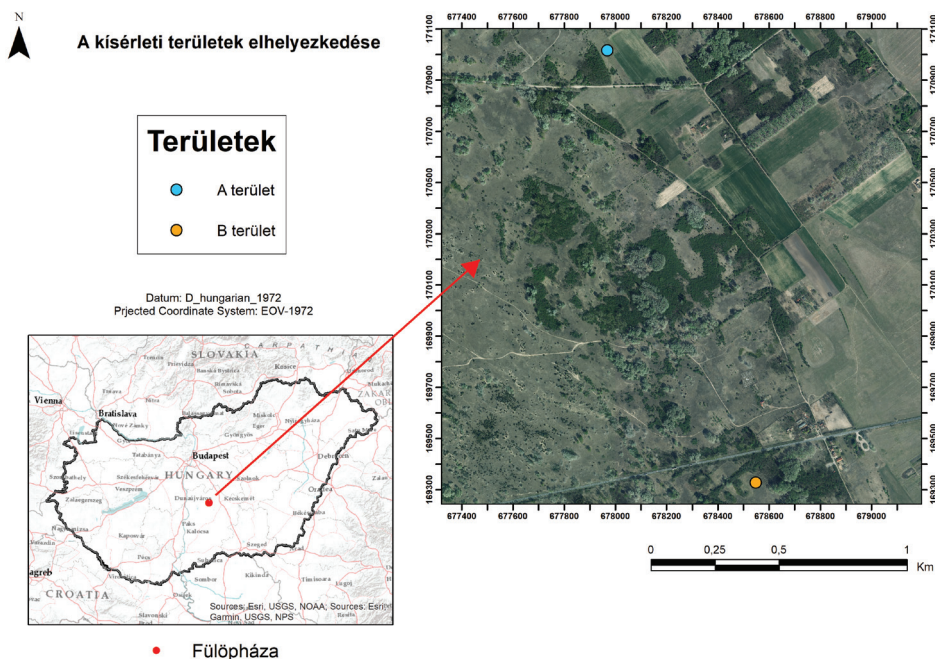
- Hogyan befolyásolja a kezdeti magvetés, kaszálás és szénforrás adagolása hosszú távon a terület fajgazdagságát, az edényes növények borítását, valamint a cél- és inváziós fajok relatív borítását?

- Milyen eltérések vannak a kísérleti területek táji jellemzői (élőhely-összetétel és inváziós fertőzöttség) között és ezek hogyan befolyásolják a gyepregeneráció sikerességét?

Anyag és módszer

A kísérleti terület a Kiskunsági Nemzeti Park Fülöpházi-buckavidékén található (1. ábra). Az élőhely-helyreállítási kísérletek eredetileg három felhagyott szántón folytak, viszont az egyik terület (a legfiatalabb felhagyás) 2008-tól ismét művelésbe lett vonva, ezért hosszú távon nem volt értékelhető. A másik két szántóterület légifotók alapján az 1990-es évek végén, illetve az 1980-as években kerülhetett felhagyásra. A közepes korú felhagyás 105 m, az idősebb 110 m tengerszint feletti magasságon helyezkedik el. A közepes korú felhagyás talaja iszapos durvahomok és finom szemcséjű homok, továbbá homokos agyag- és iszapréteget találtunk 120–170 cm mélyen. Az idősebb felhagyás talaja durva homok és homok, 260 és 270 cm között konkréciókkal. A két terület egyéb talajváltozói hasonlóak voltak (Halassy *et al.* 2016, Llumiquinga *et al.* 2021). A továbbiakban a közepes korú felhagyást „A” területnek, az idősebb felhagyást „B” területnek fogjuk nevezni.

2002 szeptemberében előkezelésként egy-egy 400 m²-es területet beszántottak a felhagyott szántókon a felszíni vegetáció eltávolítása érdekében. A szántott területeken belül 8 × 8 db 1 m²-es parcellát jelöltünk ki a kezeléseknek, közöttük 1 méteres hézagokkal. Egy soron belül nyolcféle kezelési típust rendeltünk vélet-



1. ábra. A kísérleti területek elhelyezkedése a Kiskunsági Nemzeti Park Fülöpházi-buckavidék területén. A két színes kör a két felhagyott szántóterületet jelöli a légifotón.

lenszerűen a nyolc parcellához, a nyolc oszlop ezek véletlenszerűen elrendezett ismétlései. A kísérleti elrendezés mindkét terület esetében azonos volt. Az alkalmazott kezelések: kezelés nélküli kontrol (Ko), Vetés (V), Kaszálás (K), Szénforrás-adagolás (Sz), valamint ezek kombinációi (VK, VSz, KSz, VKSz). A vetett parcellákban összesen öt homoki fajt vetettünk el a kísérlet elején, 2002 szeptemberében: *Festuca vaginata* Waldst. et Kit. ex Willd., 1809 (1,55 g/m²), *Stipa borysthena* Klokov ex Prokudin, 1951 (1,05 g/m²), *Koeleria glauca* (Spreng.) DC., 1813 (1,00 g/m²), *Dianthus serotinus* Waldst. & Kit., 1804 és *Euphorbia segueriana* Neck., 1770 (a két faj együtt 0,20 g/m²). A 2003-as erős aszály alatt a *S. borysthena* magoncok kipusztultak, emiatt a fajt 2003 szeptemberében ismétlenül elvetettük (1,31 g/m²). Kaszálást az első évben kétszer (június, szeptember eleje), majd 2004 és 2008 között évente egyszer (szeptember eleje) alkalmaztunk. A parcellaméret miatt sarlót használtunk, a kaszálékot pedig eltávolítottuk a parcellákról. A szénforrás-adagolás háromhetente történt április és október között 2003-tól 2008-ig. Egy-egy alkalommal 45 g/m² cukrot használtunk fel parcellánként. Az elemzésekben a fő kezeléseket elemeztük külön-külön. A kísérleti módszerekkel kapcsolatban bővebb leírás található Halassy *et al.* 2016 és 2019 közleményeiben.

Az edényes növényfajok százalékos borítását valamennyi 1 m²-es parcellában megbecsültük a nyár eleji és nyár végi aszpektusban (2019. június 4–7. és augusztus 26–28.). A korábbi elemzésekhez hasonlóan fajonként az évi maximális borítással számoltunk (Halassy *et al.* 2016). A fajgazdagságot a parcellánkénti fajszámmal fejeztük ki. Az edényes fajok borítását a faji szinten becsült borítási értékek összegével fejeztük ki. Mivel a növények több rétegben is növekedtek, és az évi maximális borítási értékkel számoltunk, ezért a teljes borítás esetenként meghaladhatta a 100%-ot. A célfajok a korábbi kutatások (Csecserits *et al.* 2011, Halassy *et al.* 2016) alapján kerültek meghatározásra, és a csoportot tovább bontottuk vetett és nem vetett fajokra. Az özönnövények elemzésekor a neofita, vagyis 1492 után érkezett fajokat vettük figyelembe, melyek Balogh *et al.* (2004) munkája alapján kerültek meghatározásra. Egyéves, valamint élő életforma-csoport szerint külön is elemeztük őket. Végül az öt vetett fajt és a domináns neofitákat egyenként is vizsgáltuk. A célfajok és özönfajok esetében a parcellánkénti relatív borítással számoltunk.

A táji környezet élőhelyi jellemzésére egy 500 m-es puffterületet jelöltünk ki a kísérleti területek középpontja körül. A puffterületen belül hét élőhelytípust különítettünk el Csecserits *et al.* (2011) élőhelytérképe alapján: agrárélőhelyek (A), másodlagos gyepek (MGy) (felhagyott szántókon kialakuló gyepek), erdészeti ültetvények (Ü), elsődleges (természetközeli) gyepek (TGy), természetközeli erdők (TE), vizes élőhelyek (V) és épített területek (É). Az élőhelytérképeket frissítettük a legfrissebb ortofotók (2019) alapján. A táji környezet inváziós fertőzöttségét transzekt módszerrel vizsgáltuk 2020 szeptemberében. Ehhez a kísérleti területek középpontjából 100 méter hosszúságú transzektet feszítettünk ki a nyolc égtáj (É, ÉK, K, DK, D, DNY, NY, ÉNY) felé, majd a transzekt mentén 1 m × 1 m-es érintkező kvadrátokban rögzítettük az előforduló özönfajok egyedszámát. Az egyes élőhelytípusok területének kiszámítását és a domináns inváziós fajok tömegességének térképi ábrázolását QGIS szoftverrel végeztük.

A kezelések (magvetés, kaszálás és szénforrás-adagolás) és a terület, valamint az egyes kezelések területtel való interakciójának fajgazdagságra gyakorolt hatását általánosított lineáris modellekkel (GLM) teszteltük Poisson-eloszlás alkalmazása mellett. Az edényes növények borítása és a cél- és özönfajok relatív borítása esetén kétutas ANOVA-t használtunk. A szignifikáns interakcióval rendelkező eseteknél *post hoc* Tukey tesztet végeztünk. Ha csak a területnek vagy a kezelésnek volt szignifikáns hatása, akkor az adott tényezőre egyutas ANOVA-t alkalmaztunk. A nem vetett célfajok és az özönnövények relatív borításához négyzetgyök transzformációt alkalmaztunk. Az özönnövények transzekt mentén abundanciáját negatív binomiális GLM segítségével számoltuk (Zuur *et al.* 2009). A statisztikai

elemzéseket az R 3.6.0 verziójában az „nlme” kiegészítő csomaggal végeztük (R Core Team 2019, Pinheiro *et al.* 2017).

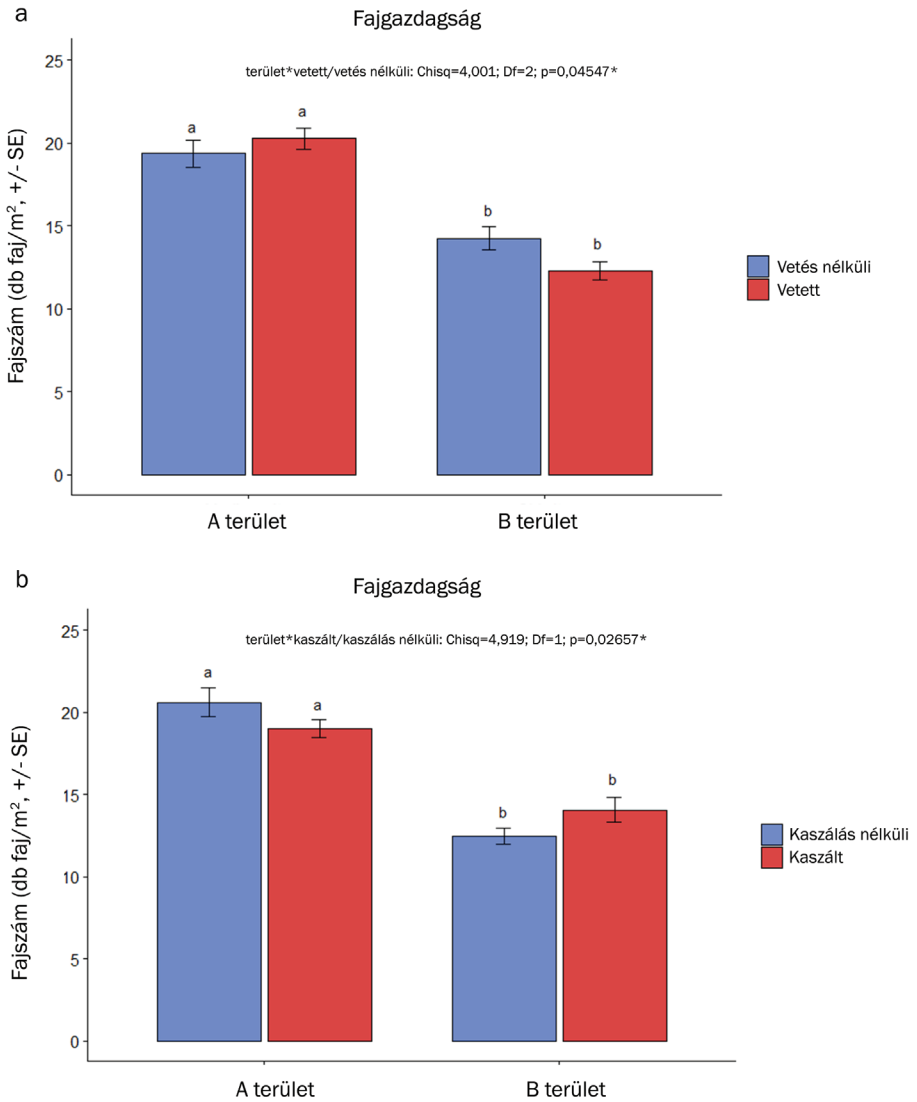
Eredmények

A vizsgálat során összesen 84 fajt azonosítottunk, ezek közül 36-ot célfajként, hatot pedig özönnövényként soroltunk be. Magasabb kvadrátonkénti átlagos fajszámot figyeltünk meg az „A” területen (20 faj), mint a „B” területen (14 faj). Szignifikáns hatása volt a terület–magvetés és a terület–kaszálás kölcsönhatásának, azonban a *post hoc* statisztikai teszt alapján a fajgazdagság csak a területek között különbözött (2. ábra).

Az edényes növények borítása szignifikánsan ($F=20,430$ $p<0,001$) magasabb volt az „A” területen (112%), mint a „B” területen (96%), továbbá szignifikánsan ($F=3,992$ $p<0,05$) magasabb a kaszált parcellákban (108%) mint a nem kaszált parcellákban (100,5%).

A területnek szignifikáns hatása volt a célfajok relatív borítására, kivéve a *F. vaginata*-t, ami mindkét területen domináns volt (1. táblázat). A „B” területen magasabb volt a célfajok, a nem vetett célfajok és a *S. borysthenica* relatív borítása, és alacsonyabb volt a *D. serotinus* és az *E. segetaria* relatív borítása az „A” területhez képest (1. táblázat). A három kezeléstípus közül csak a vetésnek volt szignifikáns hatása a vetett fajokra. A *S. borysthenica* magasabb borítást (18,5%) ért el a vetett parcellákban, mint a nem vetettekben (8,5%). Míg a *K. glauca* esetében pont ellenkezőleg, szignifikánsan magasabb borítást (3%) mutatott a nem vetett parcellákban, mint a vetettekben (2%). A vetés jelentős hatással volt a vetett fajok borítására a területtel való kölcsönhatásban is. A vetett fajok legmagasabb borítását (73%) a „B” terület vetett parcelláiban találtuk, a legalacsonyabb borítását (62,5%) pedig ugyanitt a nem vetett parcellákban (3. ábra). Az „A” terület parcellái köztes értékeket mutattak.

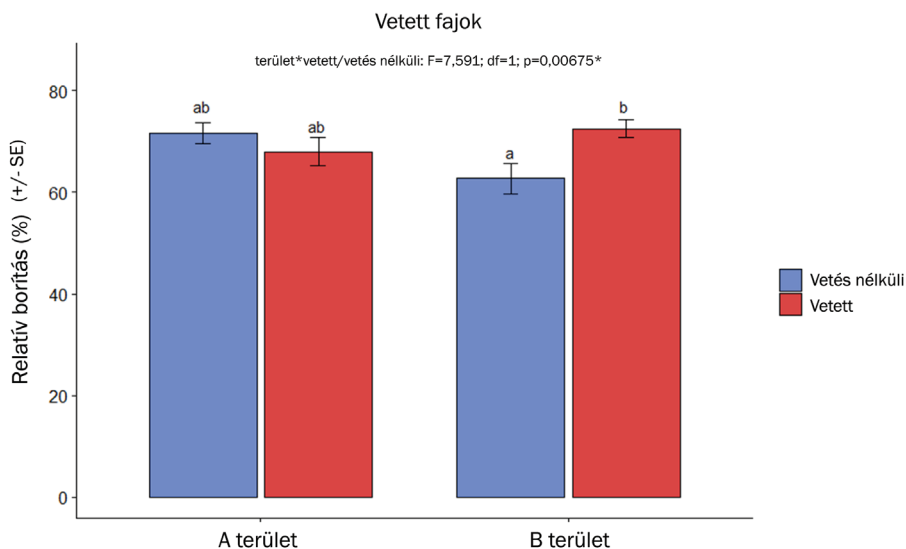
A terület szignifikáns hatást gyakorolt az özönnövényekre is (1. táblázat). Valamennyi özönfaj-kategória, így az egyéves, évelő és összes özönfaj együttes relatív borítása is nagyobb volt az „A” területen, mint a „B” területen (1. táblázat). A kezelések közül csak a magvetésnek volt hatása az özönnövények relatív borítására, ezen belül is az egyéves fajokra. A relatív borítás szignifikánsan alacsonyabb ($F=5,324$ $p<0,05$) volt a vetett parcellákon (1,90%) mint a nem vetettekben (3,87%), elsősorban az egyéves neofiták szignifikánsan alacsonyabb ($F=10,86$ $p<0,01$) relatív borítása miatt (0,93% a vetett és 2,28% a nem vetett parcellákon). Szignifikáns terület–vetés kölcsönhatás volt megfigyelhető az *Ambrosia artemisiifolia* L., 1753



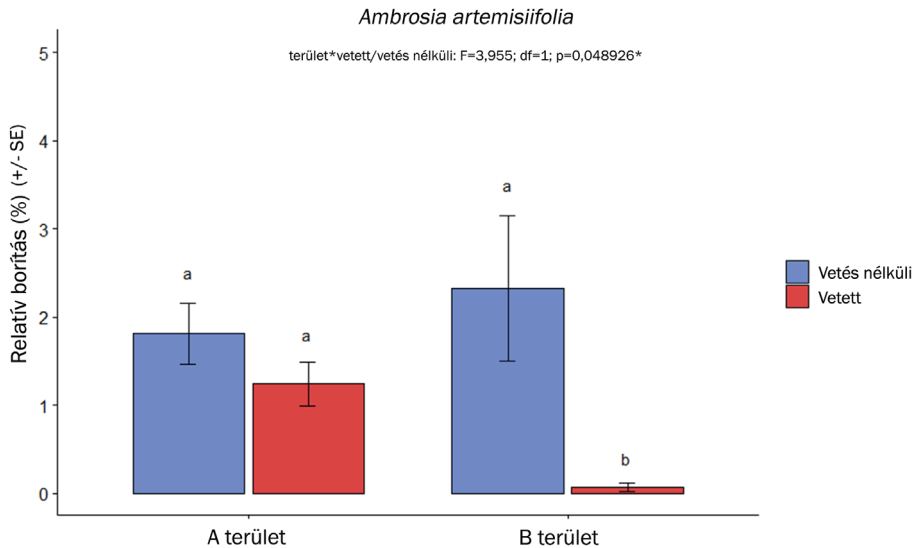
2. ábra. Fajgazdagság (a) a vetett és a vetés nélküli parcellákon, továbbá (b) a kaszált és kaszálatlan parcellákon az „A” és „B” terület esetében 2019-ben. A szignifikáns különbségeket ($p < 0,05$) eltérő kisbetűkkel jelöltük.

1. táblázat. A célfajok és az özönnövények relatív borítása (%) a két területen, 2019-ben és azok statisztikai különbsége ANOVA alapján. Csillaggal jelöltük azokat az indikátorokat, melyek szignifikáns interakciót mutattak a kezelések között is *post hoc* Tukey teszt alapján. Ezeket részletesen az ábrákon mutatjuk be.

	”A” terület	”B” terület	F-érték	p-érték
Célfajok	85%	92%	12,83	p<0,001
Nem vetett fajok	15%	24%	17,21	p<0,001
Összes vetett faj	70%	68%	0,738	p=0,392*
<i>Festuca vaginata</i>	46%	44%	0,294	p=0,589
<i>Stipa borysthena</i>	10%	17%	7,960	p<0,001*
<i>Koeleria glauca</i>	3,5%	2,7%	0,611	p=0,436*
<i>Dianthus serotinus</i>	6,2%	3,1%	6,129	p<0,05
<i>Euphorbia segueriana</i>	3,4%	0,0%	62,95	p<0,001
Özönnövények	4,5%	1,2%	23,54	p<0,001
Egyéves özönfajok	2,0%	1,2%	14,16	p<0,001
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	1,5%	1,2%	8,329	p<0,01*
<i>Conyza canadensis</i>	0,5%	0,0%	13,70	p<0,001*
Évelő özönfajok	2,5%	0,0%	84,88	p<0,001
<i>Oenothera biennis</i>	0,9%	0,0%	33,02	p<0,001
<i>Asclepias syriaca</i>	1,7%	0,0%	61,93	p<0,001



3. ábra. A vetett fajok relatív borítása a vetett és a vetés nélküli parcellákon az „A” és „B” terület esetében, 2019-ben. A szignifikáns különbségeket ($p<0,05$) eltérő kisbetűkkel jelöltük.



4. ábra. Az *Ambrosia artemisiifolia* relatív borítása a vetett és vetés nélküli parcellákon az „A” és „B” terület esetén, 2019-ben. A szignifikáns különbségeket ($p < 0,05$) eltérő kisbetűvel jelöltük.

esetén, mely szerint a „B” terület vetett parcelláiban szignifikánsan alacsonyabb volt a faj relatív borítása (0,07%), mint a nem vetett parcellákon (2,32%) (4. ábra).

A táji környezetben a legfőbb élőhelyi különbség, hogy az „A” terület közelében a mai napig aktív mezőgazdasági tevékenység folyik, és a természetközeli gyepek és erdők aránya kisebb a „B” területhez képest (2. táblázat). Az ültetvények, másodlagos gyepterületek és beépített területek (főleg kisebb tanyák és utak) hasonló mértékben voltak jelen mindkét felhagyott szántó közelében.

A táji környezetben a legnagyobb egyedszámmal előforduló neofita fajok az *A. artemisiifolia*, *Asclepias syriaca* L., 1753, *Conyza canadensis* (L.) Cronquist, 1943, *Ribes aureum* Pursh, 1814 és a *Robinia pseudoacacia* L., 1753 voltak. A térképi ábrázoláson jól látható, hogy mindkét kísérleti terület környezete nagymértékben fertőzött az *A. artemisiifolia* és a *Conyza canadensis* fajokkal (5. és 6. ábra). A közönséges selyemkóró az „A” terület környezetében volt tömegesebb, míg a fehér akác és az aranyribiszke a „B” terület környezetében volt jellemző. Az özönfajok tömegessége szignifikánsan eltért a két terület esetében, az egyes égtáji irányok és a középponttól vett távolság alapján (3. táblázat). A két felhagyás közül az „A” terület táji környezetében szignifikánsan nagyobb volt az özönfajok tömegessége minden vizsgált változóra (3. táblázat). Az északi és keleti irányú transzektek mentén volt megfigyelhető a legtöbb inváziós faj. Mindkét felhagyás esetében a 9–10. kvadráttól kezdődően kezdett el emelkedni az özönnövények egyedszáma, vagyis csak a kísérleti területen kívül.

2. táblázat. Táji kompozíció a kísérleti területek 500 méteres környezetében. Természetközeli erdők (TE), elsődleges (természetközeli) gyepek (TGy), másodlagos gyepek (MGy), vizes élőhelyek (V), agrár élőhelyek (A), erdészeti ültetvények (Ü), továbbá épített területek (É).

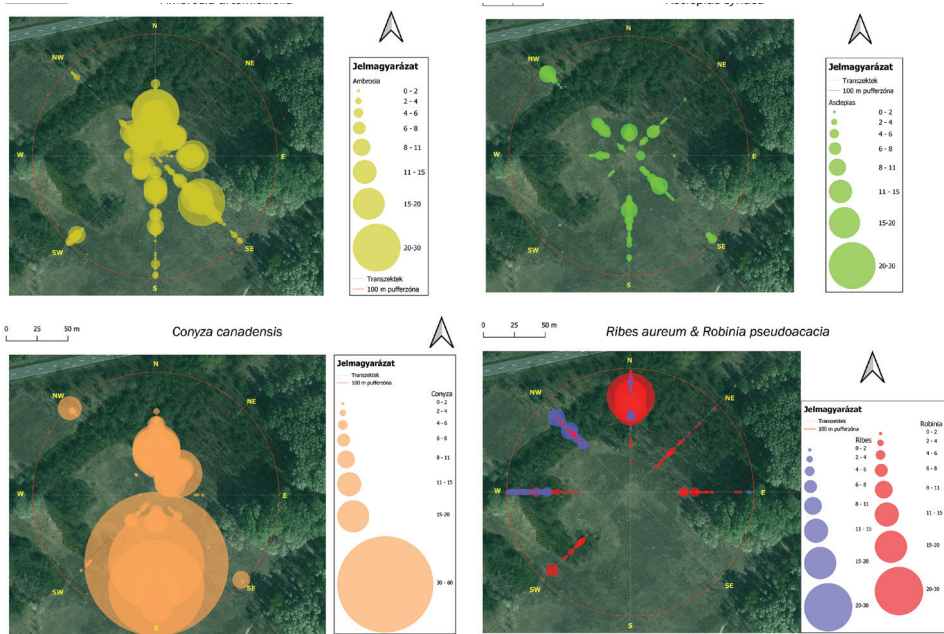
	Élőhelyek kiterjedése (%)						
	TE	TGy	MGy	V	A	Ü	É
”A” terület	1,5	2,1	46,4	0	13,1	34,6	2,4
”B” terület	10,8	9,4	43,1	1,5	0	30,4	4,8

3. táblázat. Az özönnövények tömegessége (egyedszám/m²) a két felhagyott szántó táji környezetében és azok statisztikai különbsége negatív binomiális GLM alapján.

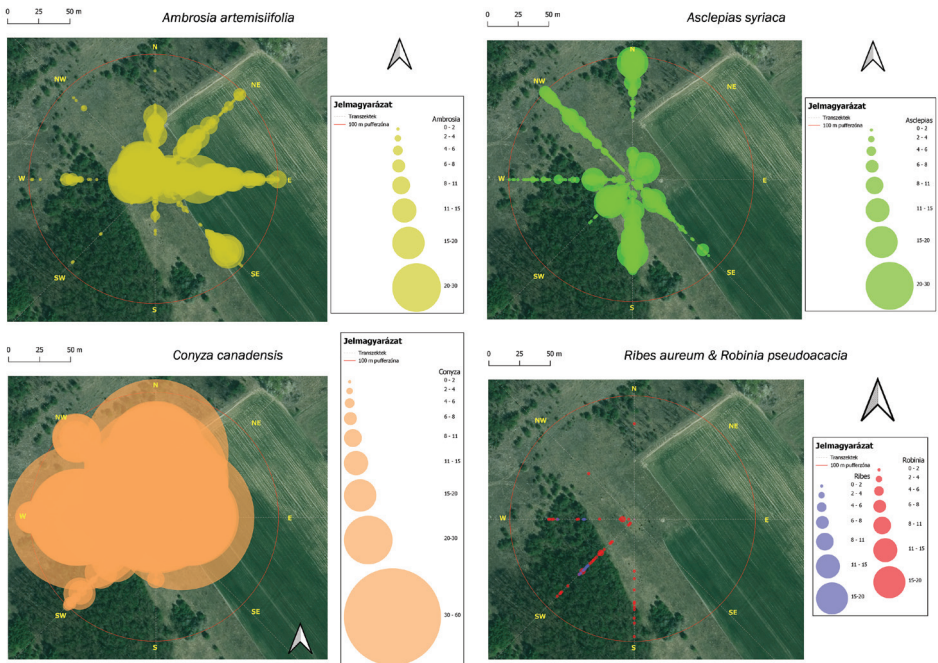
	” A ” terület	” B ” terület	Terület		Irányultság		Távolság	
			Chisq	p-érték	Chisq	p-érték	Chisq	p-érték
Özönnövények	17,2	6,5	392,31	p<0,001	121,86	p<0,001	437,43	p<0,001
Egyéves özönfajok	7,6	2,5	395,54	p<0,001	138,90	p<0,001	361,18	p<0,001
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	2,6	1,3	179,18	p<0,01	185,70	p<0,01	458,74	p<0,01
<i>Conyza canadensis</i>	3,9	1,1	142,80	p<0,001	187,00	p<0,001	235,08	p<0,001
Évelő özönfajok	9,3	3,3	496,02	p<0,001	169,96	p<0,001	476,10	p<0,001
<i>Asclepias syriaca</i>	1,7	0,9	103,10	p<0,001	171,19	p<0,001	307,25	p<0,001

Diszkusszió

Az alkalmazott kezelések közül a vetésnek volt a legnagyobb hosszú távú hatása, melynek még 16 évvel az első kezelések után is megmutatkoztak a jelei, főleg a *S. borysthenica* magasabb és az egyéves *A. artemisiifolia* alacsonyabb borításában. Ezek az eredmények összhangban állnak a korábban észleltekkkel (Halassy *et al.* 2016). Hosszú távon azonban a vetett és nem vetett parcellák közötti egyes különbségek eltűntek, pl. a fajgazdagság, az edényes növények borítása és a célfajok relatív borítása esetében. A fajok dominancia-sorrendje is változott az idő múlásával. 2008-ban a *D. serotinus* volt a domináns faj, ami akár 69%-os borítást is elért a vetett és kaszált parcellákban. A kaszálás elmaradásával borítása jelentősen lecsökkent, helyét az erősebb kompetitor *F. vaginata* és a *S. borysthenica* vette át.



5. ábra. Az „A” terület környezetében rögzített özönnövények egyedszáma. Az adatokat 2020 szeptemberében rögzítettük és QGIS programmal ábráztuk.



6. ábra. A „B” terület környezetében rögzített domináns özönnövények egyedszáma. Az adatokat 2020 szeptemberében rögzítettük és QGIS programmal ábráztuk.

A domináns fűfajok némileg visszaszorították a vetett szubordináns fajokat (pl. *K. glauca*), de nem szorították ki teljesen ezeket, és a spontán betelepült fajok is 15-20%-os relatív borítást tudtak elérni (Llumiñana *et al.* 2021). Bár referencia-adataink ebben a kísérletben nem voltak, összességében a 2019-re elért állapot jobb, mint a korábbi restaurációs beavatkozások során, ahol magvetést nem alkalmaztunk (Halassy *et al.* 2021, Reis *et al.* 2021). Ennek alapján javasoljuk a diverz, domináns füveket és néhány szubordinált fajt is tartalmazó keverék vetését nyílt homoki gyepek felhagyott szántókon történő restaurációjára.

Fontos megjegyezni, hogy a korai vetés lényeges szerepet játszott az özön-növények terjedésének visszaszorításában, még hosszú távon is. Ez főként az *A. artemisiifolia* elnyomását jelentette, ami fontos eredmény, hiszen az ürömlevelű parlagfű erősen allergén pollenje miatt súlyos egészségügyi gondokat okoz szerte Európában, és jelenléte elsősorban a talaj zavarásával függ össze (Kröel-Dulay *et al.* 2019). Hosszú távon a vetett fajok a szomszédos parcellákra is átterjedtek, ami a célfajok dominanciájához vezetett mindkét területen a vetett és nem vetett parcellákon egyaránt. Ez alapján, amennyiben a rendelkezésre álló magforrások korlátozottak, nagyobb területek restaurációja esetén a sávokban történő vetés is jó eredményekre vezethet hosszabb távon.

A kaszálás, ami a második legfontosabb kezeléstípus volt rövid távon (Halassy *et al.* 2016, 2019) hosszú távon csak kisebb hatást gyakorolt. A kaszálást gyakran használják domináns fajok kontrollálására, hogy a gyepszönyeget megnyitva növeljék a fajdiverzitást (Maron és Jefferies 2001). Esetünkben rövid távon alacsonyabb borítást értünk el a kaszálás hatására (Halassy *et al.* 2016), de hosszú távon a kaszálás ellenkező hatást váltott ki, ami miatt a fajgazdagság várt növekedése elmaradt. Ez azt jelenti, hogy a nyílt homokgyepek esetén a területkezelés során az első években rendszeres, a későbbi években nem túl gyakori (pl. négy-ötévente történő) kaszálás alkalmazandó a fajgazdagság megtartásához (Kelemen *et al.* 2014).

Rövid távon a szénforrás-adagolás csökkentette az ásványi nitrogént a talajban, aminek a hatása megmutatkozott a mohák borításának csökkenésében, valamint a szabad talajfelszín növekedésében is (Halassy *et al.* 2016). Ezek a hatások azonban csak ideiglenesnek bizonyultak, ahogy korábbi vizsgálatok alapján erre számítani lehetett (Perry *et al.* 2010, Halassy *et al.* 2021), és hosszú távon eltűntek. Kisebb kiterjedésű friss felhagyások esetén ez a módszer is előnyösen alkalmazható, elsősorban az egyéves nitrogénigényes gyomok, akár özönfajok visszaszorítására is, vetéssel kiegészítve.

Eredményeink megerősítették a területspecifikus vegetációfejlődés tényét. A legtöbb vizsgált növényzeti mutató jelentős különbségeket mutatott a két terület között. Ezek az eredmények feltehetőleg összefüggésben vannak a felhagyások

óta eltelt idővel, ami a fajösszetétel legfontosabb meghatározója volt Csecserits *et al.* (2011) a régióban végzett tanulmánya alapján. Ugyanakkor ez a tényező nem különíthető el a táji hatástól (Prach *et al.* 2013), miszerint az egyes felhagyott területek fajösszetétele akár teljes mértékben a környező területek gyepparadványainak függvényében változhat. Esetünkben az idősebb felhagyás táji környezetében nagyobb arányban voltak jelen a maradványgyepek, melyek kiváló forrásai a célfajok propagulumainak. Ezzel szemben a közepes korú felhagyás esetében a művelt földek és ültetvények jelenléte az özönnövények terjedésének a kockázatát hozhatja magával (Csecserits *et al.* 2016). A transzekt-vizsgálat alátámasztotta, hogy a közepes korú felhagyás környezete fertőzöttebb volt özönfajokkal, elsősorban az ültetvények irányában.

Eredményeink alapján az alábbi kezelési módokat javasoljuk homoki gyepek regenerációjának felgyorsítására a felhagyott szántókon: A terjedési korlát sikeresen megszüntethető fajszegény, de fűfajokat és virágos növényeket egyaránt tartalmazó magkeverék korai vetésével. Továbbá, nincs szükség arra, hogy egész területeket bevessünk, amikor homoki gyepeket kívánunk helyreállítani felhagyott szántókon, hanem elég kisebb, néhány négyzetméteres ún. „vetési ablakokat” (Valkó *et al.* 2016b) elszórtan alkalmazni, mivel a vetett fajok képesek elterjedni a szomszédos területeken is. A célfajok terjedése és a gyepek diverzifikációja érdekében további beavatkozásokra lehet szükség (Bartha *et al.* 2003, Kelemen *et al.* 2014). A jelenlegi és korábbi (Halassy *et al.* 2016, 2019) kutatásaink alapján a kaszálás vagy a szénforrás-adagolás egyaránt alkalmas ún. „megtelepedési ablakok” létrehozására, amik segítik az új betelepedéseket. A beavatkozások tervezésénél azonban figyelembe kell venni a táji környezetet is, mivel amennyiben a tájban erős az inváziós nyomás, az új betelepődők elsősorban a nemkívánatos özönnövények lesznek (Reis *et al.* 2021).

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

Irodalomjegyzék

- Bakker, J. P., Berendse, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 63–68. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01544-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01544-4)
- Balogh, L., Dancza, I., Király, G. (2004): A magyarországi neofitonok időszerű jegyzéke, és besorolásuk inváziós szempontból. In Mihály, B., Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon: Özönnövények*. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 61–92.

- Bartha, S., Meiners, S. J., Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L. (2003): Plant colonization windows in a mesic old field succession. *Applied Vegetation Science* 6: 205–212. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2003.tb00581.x>
- Clark, A. (2017): *Old fields*. Oxford Bibliographies in Ecology. <https://doi.org/10.1093/obo/9780199830060-0188>
- Cramer, V. A., Hobbs, R. J., Standish, R. J. (2008): What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trend in Ecology and Evolution* 23: 104–112. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.005>
- Cramer, V. A., Hobbs, R. J. (eds.) (2007): *Old fields: Dynamics and Restoration of Abandoned Farmland*. Island Press, Washington, D.C., 334 p. <https://doi.org/10.5860/choice.45-4977>
- Csathó, A. I. (2011): Az elsődleges és másodlagos mezsgyék növényzetének összehasonlító vizsgálata a Battonyai Gránic és Csárda-dűlő példáján. *Tájékológiai Lapok* 9(2): 345–356.
- Csecserits, A., Botta-Dukát, Z., Kröel-Dulay, Gy., Lhotsky, B., Ónodi, G., Rédei, T., Szitár, K., Halassy, M. (2016): Tree plantations are hot-spots of plant invasion in a landscape with heterogeneous land-use Agriculture. *Ecosystems and Environment* 226: 88–89. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.024>
- Csecserits, A., Czúcz, B., Halassy, M., Kröel-Dulay, Gy., Rédei, T., Szabó, R., Szitár, K., Török, K. (2011): Regeneration of sandy old-field in the forest steppe region of Hungary. *Plant Biosystems* 145: 715–729. <https://doi.org/10.1080/11263504.2011.601340>
- Csontos, P., Kalapos, T., Tamás, J. (2016): Comparison of seed longevity for thirty forest, grassland and weed species of the Central European flora: Results of a seed burial experiment. *Polish Journal of Ecology* 64(3): 313–326. <https://doi.org/10.3161/15052249PJE2016.64.3.002>
- Davis, M.A., Grime, J. P., Thompson, K. (2000): Fluctuating resources in plant communities: A general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88: 528–534. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x>
- Halassy, M., Botta-Dukát, Z., Csecserits, A., Szitár, K., Török, K. (2019): Trait-based approach confirms the importance of propagule limitation and assembly rules in old-field restoration: Propagule limitation and assembly rules in restoration. *Restoration Ecology* 27: 840–849. <https://doi.org/10.1111/rec.12929>
- Halassy, M., Kövendi-Jakó, A., Reis, B. P., Szitár, K., Seyidova, Z., Török, K. (2021): N immobilization treatment revisited: a retarded and temporary effect unfolded in old field restoration. *Applied Vegetation Science* 24: e12555. <https://doi.org/10.1111/avsc.12555>
- Halassy, M., Singh, A., Szabó, R., Szili-Kovács, T., Szitár, K., Török, K. (2016): The application of a filter-based assembly model to develop best practices for Pannonian sand grassland restoration. *Journal of Applied Ecology* 53: 765–773. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12618>
- Kelemen, A., Török, P., Valkó, O., Deák, B., Miglécz, T., Tóth, K., Ölvedi, T., Tóthmérész, B. (2014): Sustaining recovered grasslands is not likely without proper management: vegetation changes after cessation of mowing. *Biodiversity and Conservation* 23: 741–751. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0631-8>
- Kövendi-Jakó, A., Csecserits, A., Szitár, K., Halassy, M., Hülber, K., Wrbka, T., Török, K. (2019): Three years of vegetation development worth 30 years of secondary succession in urban-industrial grassland restoration. *Applied Vegetation Science* 22: 138–149. <https://doi.org/10.1111/avsc.12410>
- Kröel-Dulay, Gy., Csecserits, A., Szitár, K., Molnár, E., Szabó, R., Ónodi, G., Botta-Dukát, Z. (2019): The potential of common ragweed for further spread: invasibility of different habitats and the role of disturbances and propagule pressure. *Biological Invasions* 21: 137–149. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1811-3>
- Llumiñana, Y. B., Reis, B. P., Sáradi, N., Török, K., Szitár, K., Halassy, M. (2021): Long-term results of initial seeding, mowing and carbon amendment of the restoration of Pannonian sand grassland on old-fields. *Tuexenia* 41: 361–379. <https://doi.org/10.14471/2021.41.013>

- Maron, J. L., Jefferies, R. (2001): Restoring enriched grasslands: Effects of mowing on species richness, productivity, and nitrogen retention. *Ecological Applications* 11(4): 1088–1100. <https://doi.org/10.2307/3061014>
- Mihók, B., Biró, M., Molnár, Zs., Kovács, E., Bölöni, J., Erős, T., Standovár, T., Török, P., Csorba, G., Margóczy K., Báldi, A. (2017): Biodiversity on the waves of history: Conservation in a changing social and institutional environment in Hungary, a post-soviet EU member state. *Biological Conservation* 211: 67–75. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.05.005>
- Perpiña, C., Kavalov, B., Diogo, V., Jacobs, C., Batista, F. E., Lavalle, C. (2018): *Agricultural Land Abandonment in the EU within 2015-2030*. No JRC113718, JRC Working Papers, Joint Research Centre (Seville site), <https://EconPapers.repec.org/RePEc:ipt:iptwpa:jrc113718>.
- Perry, L. G., Blumenthal, D. M., Monaco, T. A., Pashcke, M. W., Redente, E. F. (2010): Immobilization nitrogen to control plant invasion. *Oecologia* 163: 13–24. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1580-x>
- Pinhoiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., Heisterkamp, S., Van Willigen, B. (n.d.) (2017): Package ‘nlme’. Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. Version 3–1. <https://cran.r-project.org/web/packages/nlme>
- Prach, K., Jongepierová, I., Rehounková, K. (2013): Large-scale restoration of dry grasslands on ex-arable land using a regional seed mixture: Establishment of target species. *Restoration Ecology* 21: 33–39. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00872.x>
- R Core Team (2019): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org/>
- Reis, B. P., Kövendi-Jákó, A., Szitár, K., Török, K., Halassy, M. (2021): Long-term effect of mowing on the restoration of Pannonian sand grassland to replace invasive black locust plantation. *Restoration Ecology* 29(S1): e13152. <https://doi.org/10.1111/rec.13152>
- Török, K., Szili-Kovács, T., Halassy, M., Tóth, T., Hayek, Z., Paschke, M. W., Wardell, L. J. (2000): Immobilization of soil nitrogen as a possible method for the restoration of sandy grassland. *Applied Vegetation Science* 3: 7–14. <https://doi.org/10.2307/1478913>
- Török, K., Szitár, K., Halassy, M., Szabó, R., Szili-Kovács, T., Baráth, N., Paschke, M. W. (2014): Long-term outcome of nitrogen immobilization to restore endemic sand grassland in Hungary. *Journal of Applied Ecology* 51: 756–765. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12220>
- 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>
- Török, P., Helm, A., Kiehl, K., Buisson, E., Valkó, O. (2018): Beyond the species pool: modification of species dispersal, establishment, and assembly by habitat restoration. *Restoration Ecology* 26: S65–S72. <https://doi.org/10.1111/rec.12825>
- 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., Tishew, 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>
- Valkó, O., Deák, B., Török, P., Tóth, K., Kiss, R., Kelemen, A., Miglécz, T., Sonkoly, J., Tóthmérész, B. (2021): Dynamics in vegetation and seed bank composition highlight the importance of post-restoration management in sown grasslands. *Restoration Ecology* 29(S1): e13192. <https://doi.org/10.1111/rec.13192>
- Zuur, A., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., Smith, G. M. (2009): *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, New York, 580 p.

Long-term success of sand grassland regeneration on abandoned croplands: the impact of initial restoration interventions and the surrounding landscape

Nóra Sáradi^{1*}, Yesenia Belén Llumiyinga², Bruna Paolinelli Reis², Katalin Török³, Katalin Szitár³, Edina Csákvári³ & Melinda Halassy³

¹*Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute of Crop Production, H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1, Hungary*

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

³*Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany, H-2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4, Hungary*

*E-mail: saradi.nora@ecolres.hu

We evaluated the efficacy of three treatment methods in the restoration of sandy grasslands on abandoned fields, 16 years after the initial interventions, in Kiskunság, Central Hungary. We used species richness, vascular plant cover, and the relative cover of target and invasive plant species as indicators. The treatments were conducted on two fields abandoned at different times, between 2002 and 2008. We also investigated the habitat composition and invasion level of the surrounding landscapes. In the long run, seeding proved to be the most effective method for the restoration of sandy grasslands on abandoned fields. Mowing and carbon amendment are recommended as supplementary treatments. Most of the analyzed indicators showed site-specific development, which may be related to the characteristics of the surrounding landscape. Based on our results, we suggest that the restoration of old fields can be triggered by using small seed introduction units.

Keywords: grassland restoration, invasive plants, abandoned fields, sand steppe, long-term monitoring

A homokfásítás alkonya és az ártérfásítás hajnala

Tölgyesi Csaba^{1,2*}, Bátori Zoltán¹, Deák Balázs³, Erdős László^{2,4},
Hábenczyus Alida Anna¹, Kukla Luca Sára¹, Török Péter^{2,5},
Valkó Orsolya³ és Kelemen András^{5,6}

¹Szegedi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék, 6726 Szeged, Közép fasor 52.

²MTA-DE Lendület Funkcionális és Restaurációs Ökológiai Kutatócsoport, 4010 Debrecen, Egyetem tér 1.

³Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, Lendület Vegetáció és Magbank Dinamikai Kutatócsoport, 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.

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

⁵Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, 4010 Debrecen, Egyetem tér 1.

⁶Horizont Természetvédelmi és Tudományos Egyesület, 4032 Debrecen, Hollós u. 8.

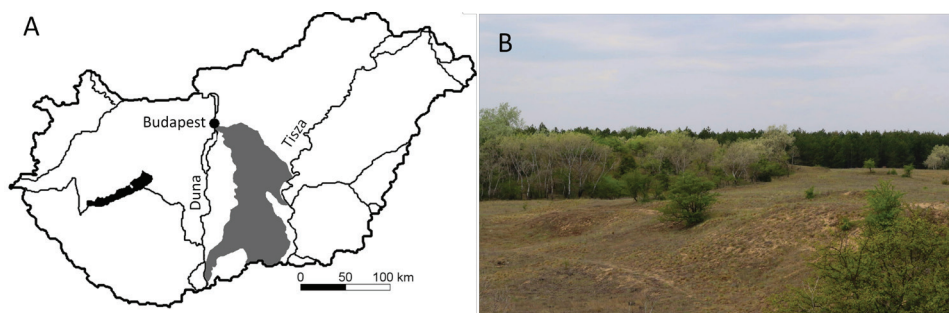
*E-mail: festuca7@yahoo.com

Összefoglaló: A Duna-Tisza közti homokhátságon az 1970-es évektől jelentős szárazodás figyelhető meg, mely veszélyezteti a térség gazdasági termelékenységét és a vizigényes élőhelyek fennmaradását. Jelenleg nincs konszenzus a szárazodást kiváltó tényezők egymáshoz viszonyított szerepéről. A legellentmondásosabb a homokfásítás kérdése, mely a homoki erdőgazdálkodás nagy múltja miatt „tabunak” számít. Jelen munkánkban a homokhátság erdeinek hidrológiai hatásait tekintjük át, és levezetjük, hogy negatív vízmérleget generálnak, így szárító hatásuk megkérdőjelezhetetlen. Míg több, a szárazodásban közrejátszó tényező szerepe csökkenő tendenciát mutat, a homoki erdők arányában növekszik, így új erdők telepítése nem ajánlott, sőt, az erdőborítás csökkentése indokolt a letermelésre kerülő faültetvények újratelepítésének mellőzésével. A fásítás súlypontját folyóink ártereibe érdemes áthelyezni, melynek együtt kellene járnia azok kibővítésével, azaz az árterek részleges restaurációjával.

Kulcsszavak: Duna-Tisza közti homokhátság, erdősítés, erdős sztyepp, Kiskunság, szárazodás, talajvízszint-csökkenés, regionális vízháztartás

Bevezetés

A Duna és Tisza folyók közötti alföldi terület középső, 12 000 km²-es sávját a környezeténél 30–70 méterrel magasabb Duna-Tisza közti homokhátság alkotja (1. a ábra). Három megyénk, Pest, Bács-Kiskun és Csongrád-Csanád megye osztozik



1. ábra. A Duna-Tisza közti homokhátság elhelyezkedése Magyarország területén (a), és a térség természetes, erdős sztyepp jellegű száraz homoki növényzete, mely nyílt homoki gyepekből és cserje-, illetve facsoportokból áll össze (b). A háttérben fenyőültetvény húzódik.

területén, lakossága meghaladja a félmillió főt (Szilágyi és Vorosmarty 1997). A Duna-Tisza közti homokhátság nevét adó, durva szemcsés homok alluviális eredetű üledék, melyet az Ős-Duna hagyott hátra a pleisztocén korban, és a későbbiekben eolikus folyamatok alakították ki mai, döntően homokbuckás felszínét (Molnár 2003). A rossz vízgazdálkodású homoktalaj, kombinálva a szubmediterrán hatás alatt álló kontinentális klímával nem tette lehetővé zárt erdők spontán kialakulását. A régió természetes növényzete erdős sztyepp (Erdős *et al.* 2018), mely erdőfoltok és száraz gyepfoltok mozaikos elrendeződését jelenti (1.b ábra). E növényzeti formáció természetes voltát igazolja a felhagyott erdők fokozatos felnyílása, és az erdős sztyepp fiziognómia kialakulása. Az Ásotthalmi emlékerdő például az erdészeti tevékenységek 1908-as felhagyását követően felnyílásnak indult, és már a szárazodást megelőzően, az 1950-es években is nyílt gyepekkel tarkított facsoportokra tagolódott (Bodrogekőzy 1957, Gaskó 2009, Erdős *et al.* 2015). Másik eklatáns bizonyíték a kiterjedt fátlan vegetáció evolúciós időléptékű jelenlétére a bennszülött gyepi fajok nagy száma, mint például a *Colchicum arenarium* W. et K., *Dianthus diutinus* Kit., *D. serotinus* W. et K. vagy a *Tragopogon floccosus* W. et K. A régióra jellemző erdős sztyepp tájat néhol deflációs mélyedések tarkítják, ahol a talajvíz közelsége, esetenként felszínre bukkanása kisebb-nagyobb vizes és vízi élőhelyek kialakulását is lehetővé tette (Szilágyi *et al.* 2012).

E változatos, de szélsőséges környezeti adottságokkal rendelkező régió évszázadok óta az ökológiai problémák tárházának számít. A török hódoltság során és az azt követő időkben az amúgy is gyér erdők jelentős részét letermelték. Egyes beszámolók szerint több tíz kilométert lehetett megtenni úgy, hogy egyetlen fa sem került az utazó szeme elé (Magyar 1961, Erdős *et al.* 2015). Az őshonos, vagy erdőirtás után másodlagosan kialakult gyepterületeket túllegeltették, mely a talaj erózióját vonta maga után, és így a térség számos pontja nyílt, sivatagokat idéző tájjá alakult. A mozgó homok fenyegette a mezőgazdasági termelést, és

közegészségügyi problémákat jelentett a szálló por. A probléma orvoslását a kor embere a homokfásításban látta (Magyar 1961), mely nézet az elmúlt 200 évben folyamatosan tartotta magát. A faültetvények valóban megkötötték a homokot, és a homok mozgását kiváltó túlzott mértékű legeltetés is háttérbe szorult. A 20. század második felére eltűntek a mozgó homokbuckák, a probléma látszólag megoldódott. Ez olyannyira igaz, hogy napjainkban a homoki gyepekkel borított homokbuckákon jelentős energiabefektetés mellett, mechanikus vegetációeltávolítással tudják csak fenntartani a bemutatási célra szolgáló egy-két mozgó homokbuckát a Kiskunsági Nemzeti Park munkatársai. Mindez jól mutatja, hogy alapvetően a túl intenzív legeltetés felhagyása járult hozzá a homokmozgások megállításához.

Az 1970-es évektől kezdve egy újabb ökológiai probléma merült fel: a régió kiszáradása, mely a talajvíz szintjének drasztikus, máig tartó csökkenésében követhető nyomon (Szilágyi és Vorosmarty 1997, [http1](#)). A homokmozgások viszonylag egyszerűen magyarázható mechanizmusával és sikertörténetnek tekinthető megoldásával ellentétben a szárazodás jóval összetettebb probléma, melynek számos, egymástól független vagy éppen egymással szorosan összefonódó okát feltételezik. A probléma több mint fél évszázada fennáll, de még jelenleg sincs konszenzus az érintett csoportok között, s így nem is történelmi érdemi lépés a megoldásra. A legellentmondásosabb hatótényező maga a homokfásítás, melynek kritikai vizsgálata a homok megkötésében elért sikerek és az utóbbi évek globális lendületet kapott klímavédelmi fásítási kampányai (pl. Bastin *et al.* 2019, Holl és Brancalion 2020) miatt „tabunak” számít. Jól illusztrálják az álláspontot Bolla *et al.* (2014) és Bolla ([http2](#)) munkái, melyekben a fásítás talajvízszintre gyakorolt negatív hatásait érdemi ellenérvek nélkül vetik el. Jelen áttekintő tanulmányban ezt a tabut kívánjuk körüljárni, és rávilágítunk a homokfásítás vízgazdálkodási árnyoldalára, majd mindezt felhasználva egy fenntartható, a globális klíma- és biodiverzitás-védelmi törekvéseknek, illetve a régió gazdasági érdekeinek is megfelelő új stratégiai irányt fogalmazunk meg.

Talajvízszint-csökkenés a homokhátságon

A homoktalajokra jellemző a gyenge víztartóképeség (Rawls *et al.* 1991), azaz a kötöttebb talajokhoz képest a hulló csapadék gyorsabban le tud jutni a mélyebb zónákba, akár a talajvízig, mielőtt a növényzet felhasználná, vagy passzívan elpárologna a legfelsőbb rétegekből. Ennek következtében a Duna-Tisza közti homokhátságon a magasabb térszínek beszivárgási zónák voltak, míg a mélyebb területeken több térléptékben is feláramlással találkozhattunk. A buckaközök lokális

többletvízhatásnak kitett környezete kis kiterjedésű serevényfüzes és kékperjés élőhelyeket tartott fenn (Molnár 2003). A nagyobb deflációs mélyedések kiterjedtebb üde, vizes vagy vízi élőhelyeket alkottak (pl. a fülöpházi Kondor-tó). A talajvízáramlások végül a hátság pereme felé terelték a nedvességet (Mádl-Szőnyi és Tóth 2009). A nyugati perem mentén egy összefüggő lápvidék, a Turján-vidék és az Őrjeg alakult ki, míg a keleti és déli végeken diffúzabb vagy foltszerű elrendeződést mutató vizes élőhelyek jöttek létre, mint pl. a Dél-Kiskunság semlyékei (Molnár 2003, Ladányi *et al.* 2015). Az áramló talajvíz kapcsolatban áll a mélyebb talajrétegek vízbázisával is, dinamikája így a rétegvizekétől sem független (Erdélyi 1979).

A homokhátság áramló talajvize fontos szerepet tölt be a tágabb régió élőhelyeinek és mezőgazdasági termelékenységének fenntartásában. Az 1970-es évek során azonban a talajvízszint drasztikus csökkenését kezdték el észlelni, és az 1990-es évekre átlagosan 2-4 méterrel csökkent a szintje. A legtöbb nyílt vizű tó kiszáradt, a lápok és egyéb vizes élőhelyek vízutánpótlása megcsappant, és a mezőgazdasági termelékenység is visszaesett (Major és Neppel 1998, Pálfai 1994, 2010, Szilágyi és Vorosmarty 1997). A 2000-es évek elejétől a csökkenés üteme lassulni látszik, de nem állt meg ([http1](#)). A legmagasabban fekvő buckavidékeken a 20. század derekán mért alapállapotokhoz képest már a hétméteres csökkenés sem ritka (Ladányi *et al.* 2010).

Az 1990-es években, amikor a probléma a legfenyegetőbb volt, intenzív kutatás tárgyát képezte a talajvízszint-csökkenés okainak feltárása. A korabeli publikációk összesen öt tényezőt sorakoztattak fel: (1) klimatikus szárazodás, (2) lecsapoló csatornák vízelvező hatása, (3) talaj- és rétegvíz-kiemelés, (4) a vízzáró rétegek sérülései szénhidrogénforrások után történő próbafúrások során és a (5) homokfásítás (Pálfai 1994). Említésre került még a folyószabályozások hosszú távú hatása is (hullámtérbe szorítás és a meder bevágódása), azonban a homokhátság több tíz méterrel a folyók felett helyezkedik el, és a folyók menti, már a hátságon kívül eső sík területeken alig csökkent a talajvíz szintje (Major és Neppel 1988), így ennek a tényezőnek a hatása nem tűnik megalapozottnak.

A felsorolt tényezők hozzájárulása nehezen, elsősorban közvetett mérési adatokból becsülhető, és egymástól nem is tekinthetők függetlennek. A csökkenésben betöltött részesedések becsülésével ennek ellenére több szerző is próbálkozott. Mivel a homokhátság egyetlen beérkező nedvesség-utánpótlása a hulló csapadék, az 1970-es évektől az 1990-es évekig tartó aszályosabb periódus hatása vitathatatlan; Pálfai (1994) ezt tekinti a legfontosabb tényezőnek. Jelentőségét azonban feltehetően túlbecslik. A hátság mellett elhelyezkedő Solti-síkságon például alig csökkent a talajvíz szintje, noha e fátlan terület időjárása nem különbözött a hátságétól a kérdéses évtizedekben (Major és Neppel, 1998). A csökkenésben tehát az egyéb tényezők is meghatározó szerepet kell, hogy játsszanak.

A Duna-Tisza közti homokhátságot keresztül-kasul szövik a 20. század közepén és második felében létesített vízvezető csatornák, melyeket a mélyebben fekvő, folyamatos vagy időszakos vízborításnak kitett területek lecsapolására létesítettek (Ujházy és Biró 2018). Feladatukat el is végezték, ennek ellenére jelentőségüket többen kétségbe vonják a regionális talajvízszint-csökkenés kapcsán. Major (1994) például egyetlen csatorna, a Fehértó-Majsai főcsatorna vízhozamából következtet arra, hogy a csatornák csak medrük megközelítőleg 1 km-es körzetében szárítanak, így minimális a hatásuk. Érdeemes azonban még néhány szempontot figyelembe venni: A régió talajvízmozgásai az áramlást fokozó csatornamedrek nélkül is több tíz kilométeres távolságokat hidalnak át, illetve a talajban a víz védve van az evapotranszpirációval szemben, de a csatornába szivárogha ki van téve a mocsári vegetáció és a légkör szárító hatásának. Ezeket is figyelembe véve a csatornák szerepe aligha lehetett elhanyagolható. Továbbá, ha elfogadjuk az egy km-es hatáskörét, a Duna-Tisza közén található összesen 5 000 km hosszúságú csatornahálózat (lásd Tölgyesi *et al.* 2020a), nagyjából 5 000 km²-es terület talajvizét aszítja, azaz így is a régió igen jelentős hányadát érinti. Mindazonáltal, a talajvízszint mára számos homokhátsági csatorna medrének a szintje alá süllyedt, így talajvízszint-csökkentő szerepük a 20. század második felében tapasztalható képest vélhetően mérséklődő tendenciát mutat.

Az öntözési és kommunális célra történő talaj- és rétegvíz-kiemelések szerepét többen hangsúlyozzák. Szilágyi és Vorosmarty (1997) modellje szerint e tényező járult hozzá legnagyobb mértékben a talajvízszint-csökkenéshez, azonban kérdéses, hogy mennyire tekinthető elsődleges tényezőnek. A korábbi vizes és vízi élőhelyek mellett számtalan közepesen mély fekvésű, üde élőhelyet is fenntartott a talajvíz, melyek a térség mezőgazdasági művelésre legalkalmasabb területei voltak a sem túl száraz, sem túl nedves viszonyok miatt. A talajvízszint-csökkenéssel értelemszerűen a gyökérszóna nedvességtartalma is csökkent, növelve az öntözés szükségességét, tovább csökkentve a talajvízszintet, mely végül egy negatív spirált generálhat. A talajvízszint és az öntözés így korrelálhat, de nem feltétlenül áll fenn kizárólagos ok-okozati összefüggés, hiszen egyéb szárító tényezők nélkül kevesebb lenne az öntözés is. Az öntözés közvetlen szerepét számszerűsítő eredményeket érdemes tehát némi fenntartással kezelni.

A szénhidrogén-bányászati próbafúrások szerepe az eddigieknél még bizonytalanabb, a talajvízszint-csökkenésben betöltött szerepét érdemben nem becsülték.

Minden hatótényező közül azonban az erdősítés szerepe a legellentmondásosabb, mivel nem csak a hozzájárulás mértékét vitatják, hanem azt is, hogy egyáltalán van-e szárító hatása, sőt, a korábban tárgyaltakkal szemben napjainkban egyre nagyobb területeket érint, a folyamatban lévő fásítási programok következtében. Tanulmányunkban így a fásítás hatásait járjuk körül részletesen.

Erdőtelepítések hidrológiai hatásai vízhiányos területeken

A homokhátsági erdők és faültetvények (a továbbiakban „erdők”) hidrológiai hatásait a hulló csapadék útjának nyomom követésével lehet megérteni. A csapadék egy részét a lombkorona felfogja, mely végül onnan elpárolog. Ezt intercepciós veszteségnek nevezzük. Értéke éves szinten az örökzöldek esetén nagyobb, a lombhullatók esetében azonban csak lombfakadástól lombhullásig érvényesül érdemben, így esetükben kisebb értékkel számolhatunk. Szodfridt (1993) például a fenyők intercepcióját 20% körülire teszi, míg az akácét 9%-ra, de Major (1974) becslése alapján a fenyőkre 32% adódott, a lombos erdőkre (nemcsak akác) pedig 18%. A nagy különbségek elsődleges oka az lehet, hogy az értékek függnek az állománysűrűségtől, a fák korától, fenológiai állapotától és az aktuális esők intenzitásától (Führer 1992, 1994). Az mindenestre látható, hogy az intercepciós veszteség az amúgy is alacsony csapadékmennyiség egy tekintélyes hányadát érinti.

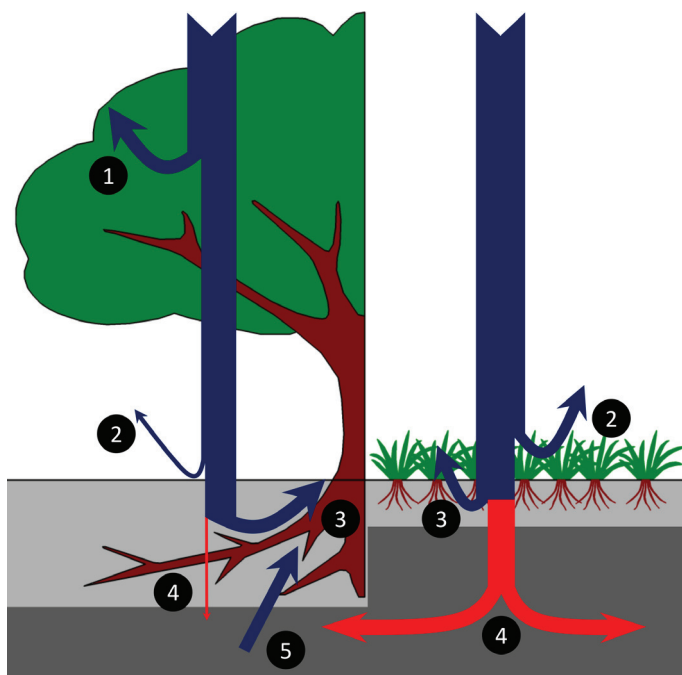
A csapadék egy további frakcióját a légyszárú szint és az avarréteg fogja fel, mely igen változó a különböző élőhelyeken és erdőtípusokban. Nyílt homoki gyepi területeken értéke a csupasz felszínnek nagy aránya és az avarréteg hiánya miatt alacsony, de a dúsabb légyszárú vegetációval borított területeken nagyobb lehet. A fenyőtelepítésekben a gyakran nudum aljnövényzet szerepe elhanyagolható, azonban a laza tűavar komoly adszorpciós és párologtató felület lehet (Putuhena és Cordery 1996). A lombavar mennyisége csekélyebb az akácosokban, de ott a talaj magas nitrogéntartalma és a késői lombfakadás dús tavaszi légyszárú szint kialakulását eredményezi (Tölgyesi *et al.* 2020b), melynek az intercepciója friss állapotban és elszáradva is jelentős lehet. Az erdők légyszárú szintjének intercepciójával az erdészeti modellek mérési adatok híján kevésbé tudnak számolni, ahogy azt Szodfridt (1993) szövé is teszi.

Az eddigi hatásokkal ellentétes, hogy a talajfelszínre érkező víz párologását az árnyékosabb és szélcsendesebb erdei környezet mérsékli, míg a gyorsabban felmelegedő, szárító szeleknek kitett, nyílt élőhelyeken jóval nagyobb lehet a párologás (Erdős *et al.* 2018). Mérések szerint a talajba fél méternél mélyebbre beszivárgó víz azonban már nincs kitéve többé a párologásnak (Liu *et al.* 2015, Tölgyesi *et al.* 2020b). Ezzel jól összecseng Magyar (1961) Witsch Rudolf 19. századi feljegyzéseiből vett idézete is, miszerint a „kietlen bucketetőkön is a futóhomoknak csak a legfelső, aránylag vékony rétege száraz, alatta pedig már nedves”. A víz mennyiségét innentől, vagy még mielőtt e nedves zónába leérne, a növényzet párologtató hatása (transzspirációja) csökkentheti. Erdeink párologtató kapacitása jóval nagyobb, mint a nyílt gyepeké, mivel nagyobb levélfelülettel rendelkeznek, illetve gyökérszónájuk is vastagabb talajréteget használ (Móricz *et al.* 2009, Szabó *et al.* 2012). Erdők esetén a lombkorona párologtatásához természetesen hozzáadódik

a lágyszárú szinté is, mellyel az erdészeti publikációk szintén nem számolnak, holott különösen akácok alatt a vegetációs időszak első felében tekintélyes értéket feltételezhetünk (Tölgyesi *et al.* 2020b). Gyakori elképzelés, hogy a fokozott evapotranszpiráció egyben csapadékszaporító hatású is, s e tulajdonsággal a gyepek nem rendelkeznek. A homokhátsági erdők esetén régió belüli csapadékszaporítással kapcsolatos mérést nem ismerünk, azonban a becslések csupán 3-4%-ra teszik a mértékét (Szabó *et al.* 2012). Ez a hatás azonban elméletileg is csak olyan esetben érvényesülhet, ahol a hasznosítatlan víz távozna a rendszerből (pl. fátlan hegy- és domboldalakra lefolyva, folyókba jutva). A homokhátság esetén a bukkaközök, deflációs mélyedések és a peremvidék feláramlási zónáinak lágyszárú vegetációja juttatja vissza a légkörbe a magasabb térszíneken beszivárgott csapadékvizet, azaz „nem veszne kárba”. E mechanizmus rámutat egy további problematikus témakörre, a fák hűtő hatására (pl. Li *et al.* 2015, Moss *et al.* 2019). A hűtés a rendelkezésre álló vízmennyiség halmazállapot-változásakor fellépő hőelvonásra, és a kialakuló többletfelhőzet fényvisszaverő hatására vezethető vissza. Annak, hogy a lombkorona vagy a többletvízhatástól függő lágyszárú vegetáció párologtatja-e el ezt a vizet, nincs hatása a hűtés mértékére. Amennyiben az erdőtelepítések veszik át a párologtató funkciót, azzal csak a hatás áthelyeződése történik meg. Ha viszont nem a korábban többletvízhatásnak kitett helyeken történik a párolgás, akkor ott a lebomlatlan szerves anyagokban gazdag, gyakran tőzegek talaj kiszáradásával megindul annak oxidációja, mely egyrészt exoterm folyamat, másrészt szén-dioxidot juttat a légkörbe (Friggens *et al.* 2020). Mindezt tetézi a fűszárú vegetáció, elsősorban a fenyvesek alacsony albedója, mely mérsékli a párolgás hűtő hatását vegetációs időszakban, míg télen emelheti is a hőmérsékletet (lásd pl. Luyssaert *et al.* 2018). Mindezekon felül a lombkorona, szemben a fátlan területekkel, mérsékli az éjszakai lehűlést is, gátolva ez által a harmatképződést (Tölgyesi *et al.* 2018). Végeredményben a teljes homokhátság termikus mérlege csak pozitív irányba tud elmozdulni az erdőborítás növelésével.

A talajvíz csapadékból történő utánpótlását tehát a lombkorona, a lágyszárú szint és az avar intercepciója, a feltalajból történő párolgás, illetve a fák, cserjék és lágyszárúak párologtatása csökkenti, mely együtt az ún. evapotranszpirációt adja. Tekintettel a párologtató felület nagyságára, homoki erdeinkben lényegesen nagyobb evapotranszpirációs értékről beszélhetünk, mint a nyílt területek esetén (Móricz *et al.* 2009, Szabó *et al.* 2012). Számos becslés történt a konkrét értékekre, azonban ezek igen bizonytalanok, mivel erősen befolyásolja őket az erdőállomány kora, sűrűsége, fafajösszetétele, akárcsak az aktuálisan hozzáférhető vízmennyiség, továbbá a felsorolt összetevőknek nem is szokták mindegyikét figyelembe venni (pl. Szodfridt 1993, Borovics *et al.* 2020, [http2](http://)). Gyakran találkozhatunk olyan értékekkel is, melyek alapján e konzervatív becslések nagyobb

összeget adnak ki az aktuálisan hulló csapadéknál. Ezt tekintjük negatív vízmérlegnek, vagyis olyan esetnek, amikor több vizet párologtatnak el az erdők, mint amennyi beérkezik (2. ábra). Ilyen eredményeket adtak például Major (1974) számításai, melyek szerint az evapotranszspiráció a vizsgált homokhátsági erdőkben meghaladja a csapadékot, de Szabó *et al.* (2012) és Mátyás *et al.* (2018) is kiemeli az alföldi erdők negatív vízmérlegét. Az ilyen, ellenmondásosnak tűnő eredmény nem számolási műtermék, hanem a vízhiányos területek fásítása során jelentkező általános jelenség (Soares és Almeida 2001, Farley *et al.* 2005). Magyarázata az, hogy egyes fafajok közvetlenül eléri a talajvíz által nedvesen tartott mély rétegeket is, és azt a zónát csapolják meg. E hatást egyetlen erdészeti publikáció sem kérdőjelezi meg homoki erdeink kapcsán (pl. Major 1974, Gácsi 1998, Góbbölös 2002). A homokhátsági fafajok közül a nyár és a tölgy számára a talajvíz



2. ábra. A Duna-Tisza közti homokhátság száraz erdeinek hidrológiai sémája a beérkező csapadék (fentről induló kék nyilak) útjának nyomon követésével. 1: A fák lombkoronájának intercepciója révén a csapadék egy része elpárolog, míg ilyen veszteség a gyepeken nincs. 2: A lágyszárú és avarszint intercepciója, illetve a talaj párolgása során is távozik némi nedvesség, melynek összesített értéke az erdőkben feltehetően csekélyebb. 3: A talajba jutott nedvesség egy részét a növényzet felszívja és elpárologtatja. Ennek mennyisége erdők esetén lényegesen nagyobb, mint gyepeken. 4: A talajvízbe leszivárgó vízmennyiség (piros nyilak) erdők esetén minimális, a talajvizet érdemben a gyepeken átszivárgó víz táplálja. 5: Az erdők fái a talajvizet közvetlenül is csapolják, tekintélyes negatív vízmérleget, és a gyepekhez képest alacsonyabb talajvízszintet okozva. Világosszürke színezés: telítetlen talajzóna; sötétszürke: telített talajzóna.

elengedhetetlen vízforrás, de alkalomadtán az akác is hasznosítja, viszont a fenyő kevésbé szorul rá (Göbölös 2002). Ugyanakkor a homokhátsági fátlan élőhelyek lágyszárú vegetációja a mélyben található talajvíztől független, azt közvetlenül nem csapolja.

Mindezek önmagukban nehezen adnak okot arra, hogy megkérdőjelezzük az erdők talajvízszint-csökkenő hatását, noha egyes szerzők számításai szerint a hatás nem számottevő. Szodfridt (1994) és Gácsi (2021) szerint sem a gyepek, sem az erdők alatt nincs talajvíz-utántöltődés, így az erdők sem száritanak jobban, mint a gyepek. Mivel a talajvíz egyetlen bemenete a homokhátság területén a csapadék (Pálfi 2010), ez nem állja meg a helyét, és mutatja az evapotranszspirációs számítások korlátozott megbízhatóságát, illetve az adatok gyakran nem kellően körültekintő értelmezését. Gácsi (2021) például ott vét elemi hibát, hogy adatai szerint egy év csapadéka nem elég a telítetlen feltalaj teljes átnedvesítésére, s nem veszi figyelembe, hogy bármely rákövetkező év csapadéka már egy részben átnedvesített talajt fog érni, és nem „nullázódik” le a talaj nedvességtartalma az év végén. A felhalmozódó nedvesség egy része – legalábbis nyílt területeken – már többletként jelentkezik, és el is érheti a talajvizet, akármilyen mélyen is található az, ahogy azt pl. Major (1974) számításai igazolták is.

Mindazonáltal, a legtöbb adat arra enged következtetni, hogy csak a gyepek alatt van érdemi talajvíz-utántöltődés, az erdők alatt pedig valóban nincs, vagy minimális. Az erdészeti publikációk a vegetációs időn kívüli időszakot tekintik az újratöltődés időszakának (Major 2002), azonban Borovics *et al.* (2020) ménteleki adatsora a téli talajvízszint-emelkedést nem igazolja, ahogyan Gácsi (2021) adatai is csak az átlagosnál csapadékosabb években valószínűsítettek leszivárgást. Tölgyesi *et al.* (2020b) alapján az erdők talajának felső 120 cm-es zónája a vegetációs időszakban az eddig elvárhatóak szerint erősen kiszárad, különösen fenyő esetén. Mivel a fenyők gyökerei jelen ismereteink szerint a talajvizet kevésbé érik el, nem is meglepő, hogy a felső réteget maximálisan kihasználni kényszerülnek. A fenyő esetén még ennek a 120 cm-es zónának a stabil vízállapotig való feltöltődése is csak tél végére, egy rövid periódus erejéig történik meg, majd kora tavasszal ismét csökkenésnek indul a víztartalom. Ezen adatok szerint is valószínűtlen, hogy a több méter mélyen húzódó talajvíz szintjéig számottevő vízmennyiség szivároghat le alattuk.

Az erdők alatt húzódó talajvíz forrása tehát az erdőkön kívül van. A fátlan területekre lehulló csapadék talajvizet elérő frakciója horizontális áramlással juthat be az erdők alá (2. ábra). Nyílt területek magános fáinál a napszaki talajvízszint-ingadozásokban mindez jól nyomon követhető. Major (2010) mérései alapján napal a talajvíz szintjében egy „depressziós tölcser” alakul ki a fa alatt, míg éjjel ez kiegyenlítődik. A kiegyenlítődéskor üteme teljes erdőállományok alatt természetesen

nem lehet ilyen gyors, és csak a vegetációs időszakon kívül mérséklődik (Gácsi 1998). Major (2002) homokhátsági fenyvesek alatt nagyjából 1 m-rel mért alacsonyabb talajvízszintet, mint a környező gyepek alatt, Szodfridt és Faragó (1968) pedig átlagosan 50-60 cm-es süllyedést tapasztalt erdők alatt. A hazainál szélsőségesebb, erősen kontinentális klímájú orosz erdős sztyeppek esetén a különbség viszont akár a nyolc métert is elérheti (Major 2002).

Az itt felsorakoztatott különbségek természetesen alulbecslést adnak a gyepek alatti szinthez viszonyított relatív csökkentő hatásra, hiszen horizontális utántöltődés a vegetációs periódus alatt is lehet, továbbá a csökkenés egyéb okai nem egyenletesen oszlanak meg az erdők és a fátlan területek között. A vízelvezető csatornák a mély fekvésű gyepeken, vizes élőhelyeken át húzódnak (Major 1994), és a vízkiemelések is leginkább a fátlan területekhez kötődnek. Ebből kifolyólag az erdők talajvízszint-csökkentő hatását akkor sem vethetnénk el feltétlenül, ha a mostanival ellentétben az erdők alatt magasabban állna a talajvíz szintje.

Egyértelmű százalékos számértéket adni a homokfásítás talajvízszint-csökkenésben betöltött szerepének azonban igen nehéz. Pálfai (1994) egy komplex, többváltozós lineáris egyenlettel modellezte a különféle hatótényezőket, azaz a klimatikus szárazodás, csatornázás, vízkiemelés és fásítás részesedését, noha a publikáció elejétől fogva felhívja a figyelmet a becsült paraméterek bizonytalanságára. A modellt lépésről lépésre finomította, hogy minél realisabb képet adjon, és eközben az erdőborítás és a talajvízszint közötti összefüggést mutató korrelációs koefficiens egyre erősebb lett. A modellegyenletben az erdőborítás együtthatója az összes paraméteré közül a legmagasabb volt, mely azt jelenti, hogy nemcsak szoros az összefüggés a talajvízszint és az erdőborítás között, hanem az erdőborítás növekedése gyorsabb ütemben csökkenti a talajvízszintet, mint a többi változó hasonló arányú növekedése. A legjobb modellt azonban Pálfai végül nem interpretálta, hanem egy konzervatívabb, 10%-os értéket ad az erdőknek, és csak „földhasználatban bekövetkezett változásokként” utal rájuk.

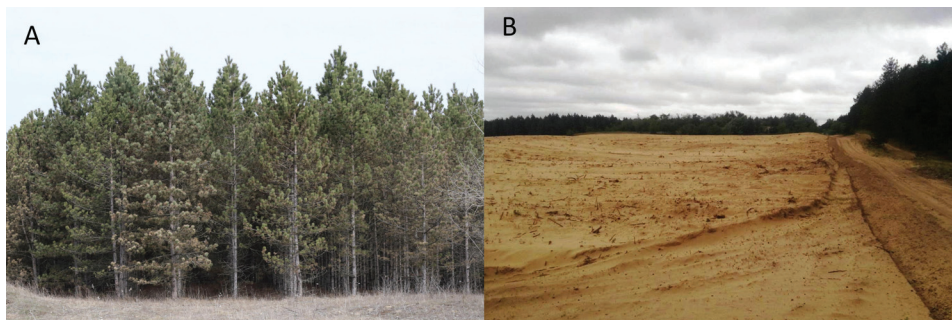
További elgondolkoztató adat a homokhátság talajvízszintje kapcsán, hogy a csökkenés nem egyenletes, hanem jól követi a táji léptékű erdőborítás mértékét (Major és Neppel 1988). Itt azonban igazat kell adnunk Szodfridt (1993) ellenvetésének, miszerint ez csak korreláció, és önmagában nem tekinthető ok-okozati összefüggésnek. Figyelembe véve azonban a korábban felsorakoztatott bizonyítékokat, ez az adat is beleillik a képbe, és levonhatjuk a következtetést, hogy a homokfásítás hozzájárult a homokhátság talajvízszintjének csökkenéséhez. A csökkenés legintenzívebb periódusában, a '70-es és '90-es évek során a homokfásítás számos egyéb tényezővel osztozott, így jelentősége nehezen becsülhető. Mára azonban az éves csapadékösszeg visszaállt a '70-es évek előtti értékre, így a növekvő hőmérséklet ellenére is mérsékeltebb a klimatikus vízhi-

ány. A vízkiemelés intenzitása a 20. században tapasztalt csúcshoz képest ugyan csak mérséklődött, noha az utóbbi időben ismét növekedés tapasztalható (http1). A belvízelvezető csatornák jelentős része mára funkcióját veszítette (Tölgyesi *et al.* 2020a), és a szénhidrogénforrások után kutató próbafúrások sem folytatódtak a korábbi ütemben. Mindezekkel szemben az erdőborítás nem csökkent, sőt növekszik, így abszolút értékben vett hatása sem csökken, relatív hatása viszont feltehetően növekszik. Minden további erdőtelepítés a régió szárazodását fokozza.

A homokfásítás jövője

Globális léptékben egyre intenzívebb fellépést tapasztalhatunk a klíma és a biodiverzitás védelme terén. Jelenleg a legnépszerűbb megoldás az erdősítés, mely azon alapul, hogy a fátlan területek beerdősítésével a légköri szénatárolást a biomasszába. Ennek nyomán indult el a Bonn Challenge globális fásítása, a Trillion Trees kampány, az EU 2030-as biodiverzitási stratégiájában megfogalmazott három milliárd fa elültetése, vagy a hazai civilek által indított 10 millió Fa mozgalom. Mindezekkel összhangban az Alföld területén is kiterjedt erdőtelepítések vannak kilátásba helyezve (Gribovszki *et al.* 2017), melynek legfőbb célterületei a homokhátságok lehetnek. Führer és Járó (2005) egészen pontosan 116 300 ha telepítését tervezte a homokhátság rossz termőképességű szántóinak helyére, mely azonban a jelen tanulmányban bemutatott hidrológiai megfontolások alapján erősen ellenjavallt.

A tervezett erdők valóban jelentős mennyiségű szénatárolást kötnék meg, noha ennek hosszú távú értéke mindig túl van becsülve, lévén a felnövő fákat vágásérettség elérésével kivágják, és egy részüket tüzelőként hasznosítják, de a fennmaradó hányadból készülő faipari termékek széntartalma is csak ideiglenesen vonódik ki a szénkörforgásból. A letermelést követően a visszamaradó holtfa és avar maradványok lebomlik az újratelepítés talajmunkái során (3. ábra). Mindezt tetézi az intenzív erdőgazdálkodás során használt gépek és járművek üzemanyag-fogyasztása során kibocsátott szén-dioxid. Tehát mindig csak az átlagos regionális faborításhoz tartozó széntartalommal kalkulálhatunk, az éves szénmegkötési ráta értelmezhetetlen és félrevezető. A korábban ismertetett hidrológiai hatásoknak megfelelően a szénmegkötés ára a talajvízkészletek megcsappanása (lásd még Jackson *et al.* 2005). Mivel a hátság talajvízei tartják fenn a mélyen fekvő vizes élőhelyek vízutánpótlását, ennek további csökkenése a kiszáradásukat fokozza. A lápi talajokra a lebomlatlan növényi anyagok szénben gazdag maradványaiból álló tőzeg felhalmozódása jellemző. A lebomlást az oxigénszegény, pangó víz gátolja, lévén a lebomlás aerob folyamat. A vízutánpótlás csökkenésével e tőzeges, szerves anyagokban gazdag talaj kiszárad, szénelnyelőből szénkibocsátóvá válik.



3. ábra. A homokhátsági faültetvények (a) jelentős mennyiségű szén tartalmaznak biomasszájukban, azonban a letermelést követően (b) ennek jelentős része hosszabb vagy rövidebb távon visszakerül a légkörbe, így nem tekinthetők hatékony szénmegkötőnek (részleteket lásd a szövegben).

Noha Duna-Tisza közi viszonylatban a kiszáradó, széndús talajok szén-dioxid kibocsátását ismereteink szerint eddig nem vizsgálták, globálisan azonban számtalan tanulmány igazolja a jelenséget (pl. Alm *et al.* 1999, Hirano *et al.* 2009). A talaj szénmérlegén túl a csökkent vízállapot visszaveti a korábban többletvízről függő területek produktivitását (Szilágyi és Vorosmarty 1997), így a gazdasági következmények mellett a biomasszában aktuálisan tárolt szén mennyiségének csökkenésére is számíthatunk. A homokhátsági erdők hidrológiai hatásai tehát át-ételelesen tovább mérséklik a nettó szénmegkötést, így erősen megkérdőjelezhető, hogy a globális fásítási programok céljainak megfelelnek-e.

Tovább rontja a homokfásítás jövőjét, hogy az aktuális klímaprojekciók szerint a 21. század derekára a homokhátság területe szuboptimális lesz a fás vegetáció számára, és inkább sztyeppi klíma válik uralkodóvá, melyen a zárt erdők gazdaságos fenntartása nehezen képzelhető el (Illés és Fonyó 2016, Mátyás *et al.* 2018). A közeljövőben telepített erdők tehát a vágásértettséget aligha érik meg, s így olyan gazdasági haszonnal sem kecsegtetnek, mely a lokálisan érvényesülni kívánó erdőgazdálkodók számára felülírhatná a környezeti terhelést (vö. Gácsi 2021). A helyzetet tovább súlyosbítja, hogy a szárazodó erdők, különösen a fenyvesek – melyek telepítését újra állami támogatás segíti (<http3>) – fokozzák a táj tűzveszélyességét a nyári aszályok során, és begyulladást követően jóval pusztítóbb tüzeket várhatunk az esetükben, mint a gyeptüzek kapcsán. A tűzveszélyre hívja fel a figyelmet néhány korábbi hazai tüzeset, illetve a kiterjedt ukrainai homoki fenyőültetvények tüzei is, melyek során csak 2020-ban 20 000 ha esett áldozatul, rövid időn belül fátlan tájjá változtatva a kiterjedt erdőségeket (Brian Milakovsky, szóbeli közlés). A homokfásítás tűzveszélyességet fokozó jövőbeli hatása egészségügyi és anyagi károkkal is fenyeget, de egyben azt is jelenti, hogy a megkötött szén is visszakerül a légkörbe. A vízhiányos élőhelyek klímaváltozás kapcsán fokozódó tűzveszélyessége miatt a bolygó más hasonló régióiban sem ajánlott a

szénmegkötés céljából történő erdősítés (Dass *et al.* 2018), így a Duna-Tisza közí homokhátságon sem.

Mindezeket figyelembe véve, a Duna-Tisza közí homokhátságon új erdők telepítése ökológiai, természetvédelmi, környezetvédelmi, egészségügyi, vagyónvédelmi és gazdasági szempontból sem javasolt, és a legszárazabb termőhelyeken a letermelt erdőállományok újratelepítése és erdő művelési ágban tartása is átgondolandó. Hosszabb távon a homokhátság erdőborításának csökkentése az egyetlen járható út, melynek során a kiterjedt zárt erdők helyett mezővédő fasorokban, magánhasználatú facsoportokban, agrárerdészeti rendszerekben gondolkozunk, és általánosságban az erdős sztyepp fiziognómiát utánozzuk.

Javasolt tájhasználati irányelvek

A homokhátság erdőborításának csökkentésével, azaz az üzemtervnek megfelelően letermelt faültetvények újratelepítésének mellőzésével azonban nem szabad elkövetni a korábbi hibákat, így kerülendő a felszabaduló fátlan területek legeltetéses túlhasználata, illetve a túltartott vadállomány, hiszen az a homok újbóli megindulását eredményezné. A felszabaduló területeken az őshonos erdős sztyepp élőhelyek rekonstrukciója javasolható stratégiai szempontból. Az Európai Unió 2030-as biodiverzitási stratégiája összesen 650 000 km² szárazföldi élőhely helyreállítását írja elő (COM [2020] 380 EB), mely hazánkban is kiterjedt élőhelyrekonstrukciókat tesz hamarosan szükségessé. Jelentős gazdasági potenciálú területeken az intenzív művelés felhagyása lokális profitsökkenéshez vezethet, így restaurációs szempontból kevésbé alkalmas célterületek. A homokhátsági erdők termőhelyeinek gazdasági potenciálja azonban minden szempontból a legalacsonyabbak közé tartozik hazánkban. E területek így a legalkalmasabbak közé tartoznak EU-s kötelezettségünk teljesítéséhez, és az őshonos erdős sztyepp élőhelyek rekonstrukciója a korábban felsorolt minden egyéb szempontból is célszerű lenne a jelenlegi zárt erdők helyén. További, s egyre terjedő területhasználati forma a homokhátságon a napelemparkok telepítése. Alternatívaként a fel nem újítandó erdők helyén megfontolandó ezek támogatása, természetesen természetvédelmi szempontból megfelelően kidolgozott és jogilag szabályozott keretek között. Előfordulhat azonban, hogy a letermelt területek használatát nem lehet előre ilyen formában megtervezni, vagyis hosszabb ideig parlagon maradnának. Ekkor komoly esély van a bolygatott terület inváziós gócponttá válására (Csecserits *et al.* 2016), különösen, ha a közvetlen közelben nincsenek őshonos propagulumforrásként szolgáló, jó természetességi állapotú erdős sztyepp foltok. Ilyenkor a hidrológiai

problémák ellenére is megfontolandó őshonos fafajú felújítást végezni, és idővel lehetővé tenni a természetes felnyílást.

A homokhátsági erdők erősen negatív vízmérlegének elfogadásával új távlatok nyílhatnak meg a fásítási stratégiákban. Árterek évente egy vagy több alkalommal jelentős többletvizet kapnak. Ezt a vízmennyiséget jelenleg – a gátak közé szorított szűk hullámtereket lefolyócsatornaként használva – a lehető leggyorsabban eltávolítjuk az országból. Egy vízhiányos, egyre szárazodó régióban ez komoly pazarlásnak tekinthető, s ezt a vizet célszerű lenne valamilyen módon „hasznosítani”. A kiszámíthatatlan, gyakran villámárvízként érkező víz a szántóföldi műveléssel nehezen összeegyeztethető. A nagy vízigényű fajokból álló erdők számára azonban nem okoz problémát az időszakos vízborítás. Bár jelenleg a szűk hullámter jelentős erdőborítással bír, az ártér mentett oldalának újra vízjártatásával az erdősítési potenciáljuk jelentősen javítható lenne. A már megépített szükségeltározók jelenleg többnyire kihasználatlanok, mivel csak a legnagyobb árvizek esetén nyitják meg azokat, s a területükön a szántóföldi művelés problematikus. A hullámterrel létesített folyamatos összeköttetés nagy produktívitású erdők kialakítását tenné lehetővé. E tájhasználati átalakítás „három az egyben” módon járulna hozzá az EU 2030-as biodiverzitási stratégiájában előírt kötelezettségek teljesítéséhez:

1. Amennyiben sikerül természetközeli telepítéseket létrehozni, hozzájárulnak az élőhely-helyreállítási kötelezettségünk könnyebb teljesítéséhez.
2. A stratégia előírja 25 000 km² folyó restaurációját is, melyhez így szintén hozzájárulnánk.
3. A stratégia egyik fő akciója továbbá 3 milliárd fa ültetése, melynek az árterek helyenként erdőtelepítési céllal történő megnyitása igencsak megfelelné.

Az EU jelentős pénzügyi háttérrel biztosít az előírásoknak való megfeleléshez (jelen tervezetek szerint összesen évi 20 milliárd eurót), így a javasolt változtatásokra a szükséges támogatások hozzáférhetőek lehetnek. A biodiverzitási stratégián túl is számos kedvező hatással számolhatunk a javaslatok megvalósítása esetén:

1. A jelenleg gyakran belvizes vagy elárasztott, mélyártéri szántók (hullámterei és mentett oldali egyaránt) problémáira azonnali megoldást jelentene.
2. A víz számára hozzáférhető árterek vízbefogadó kapacitásának növelésével az árhullámok magassága drasztikusan csökkenne, és ezzel a vagyoni védelmi kockázat, illetve az árvízvédelmi intézkedések költsége mérséklődne.

3. A telepített erdők jelentős evapotranszpirációja révén a jelenleg „hasznosítatlanul” elvezetett víz jelentős része a légkörbe jutna, javítva a régió mezoklimáját.

Összefoglalásként tehát elmondhatjuk, hogy a Duna-Tisza köze vízhiányos homoki élőhelyein a homokfásítás a talajvízkészletekre és a tágabb régió hidrológiai viszonyaira igazoltan negatív hatást gyakorol, így a továbbiakban nem lenne szabad támogatni. A talajvízszint csökkenésének legintenzívebb időszakban, a '70-as és '90-es évek között számos szinergista tényezővel együtt hatott, így részarányát nehéz pontosan megállapítani. E tényezők szerepe azonban mára többnyire mérséklődött, a homokfásítás hatása azonban nem csökkent, sőt a tervezett fásítások csak súlyosbítják a problémát. Figyelembe véve a részletesen bemutatott hidrológiai vonatkozásokat, a klímaprojekciókat, a nettó szénmegkötés mérsékelt voltát és egyéb kockázatokat (pl. a tűzveszélyesség növekedése), a társadalom egésze számára kedvezőtlen mindennemű új erdő létesítése a homokhátságon, sőt, a jelenlegi erdőborítás csökkentése indokolt a fent részletezett módon. Ezzel párhuzamosan az alföldi erdőtelepítés súlypontját a nagy folyóink térségébe lenne érdemes áthelyezni, ahol az árterek rekonstrukciójára, kiszélesítésére kiváló lehetőséget biztosítanak, és számos jótékony gazdasági, társadalmi és ökológiai hatásuk lenne lokális és regionális szinten is. Mindezek megvalósításához szorgalmazzuk a különféle tájhasználók, a vízügy, az erdészetek és a döntéshozók közötti hatékony párbeszéd kialakítását, illetve a lokális érdekek és akadályok helyett a végső cél pozitívumainak előtérbe helyezését.

Köszönetnyilvánítás – A publikáció elkészülését az OTKA PD 132131 és FK 134384 számú pályázatok, a Bolyai János Kutatási Ösztöndíj, az ÚNKP Bolyai+ Felsőoktatási Fiaatal Oktatói, Kutatói Ösztöndíj, illetve az MTA Lendület Programja támogatta. A szerzők köszönettel tartoznak Bolla Bencének, Szabó Andrásnak, Borovics Attilának és Sipos Ferencnek a kézirat elkészítése során nyújtott javaslataikért.

Irodalomjegyzék

- Alm, J., Schulman, L., Walden, J., Nykänen, H., Martikainen, P. J., Silvola, J. (1999): Carbon balance of a boreal bog during a year with an exceptionally dry summer. *Ecology* 80: 161–174. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[0161:CBOABB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[0161:CBOABB]2.0.CO;2)
- Bastin, J. F., Finegold, Y., Garcia, C., Mollicone, D., Rezende, M., Routh, D., Zohner, C. M., Crowther, T. W. (2019): The global tree restoration potential. *Science* 365: 76–79. <https://doi.org/10.1126/science.aax0848>
- Bodrogek, Gy. (1957): Die Vegetation der Weisspappel-Haine in dem Reservat „Emlékerdő” bei Szeged-Ásotthalom. *Acta Biologica Szegediensis* 3: 127–140.
- Bolla, B., Kalicz, P., Gribovszki, Z. (2014): Erdőállományok vízháztartása a kiskunsági homokhátságon. *Erdészettudományi Közlemények* 4(2): 21–31.

- Borovics, A., Bolla, B., Szabó, A. (2020): Adalékok a homokhátsági erdőállományok vízháztartására gyakorolt hatásának helyes megítéléséhez. *Erdészeti Lapok* 155(9): 260–263.
- Csecserits, A., Botta-Dukát, Z., Kröel-Dulay, Gy., Lhotsky, B., Onódi, G., Rédei, T., Szitár, K., Halassy, M. (2016): Tree plantations are hot-spots of plant invasion in a landscape with heterogeneous land-use. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 226: 88–98. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.024>
- Dass, P., Houlton, B. Z., Wang, Y., Warlind, D. (2018) Grasslands may be more reliable carbon sinks than forests in California. *Environmental Research Letters* 13: 074027. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aacb39>
- Erdélyi, M. (1979): *A magyar medence hidrodinamikája*. VITUKI, Budapest, 82 p.
- Erdős, L., Tölgyesi, Cs., Cseh, V., Tolnay, D., Cserhalmi, D., Körmöczy, L., Gellény, K., Bátor, Z. (2015): Vegetation history, recent dynamics and future prospects of a Hungarian sandy forest-steppe reserve: forest-grassland relations, tree species composition and size-class distribution. *Community Ecology* 16: 95–105. <https://doi.org/10.1556/168.2015.16.1.11>
- Erdős, L., Ambarli, D., Anenkhonov, O. A., Bátor, Z., Cserhalmi, D., Kiss, M., Kröel-Dulay, Gy., Liu, H., Magnes, M., Molnár, Zs., Naqinezhad, A., Semenishchenkov, Y. A., Tölgyesi, Cs., Török, P. (2018) The edge of two worlds: A new review and synthesis on Eurasian forest-steppes. *Applied Vegetation Science* 21: 345–362. <https://doi.org/10.1111/avsc.12382>
- Farley, K. A., Jobbágy, E. G., Jackson, R. B. (2005): Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology* 11: 1565–1576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>
- Friggens, N. L., Hester, A. J., Mitchell, R. J., Parker, T. C., Subke, J.-A., Wookey, P. A. (2020): Tree planting in organic soils does not result in net carbon sequestration on decadal timescales. *Global Change Biology* 26: 5178–5188. <https://doi.org/10.1111/gcb.15229>
- Führer, E. (1992): Intercepció meghatározása bükk, kocsánytalan tölgy és lucfenyő erdőkben. *Vízügyi Közlemények* 74(3): 281–294.
- Führer, E. (1994): Csapadékmérések bükkös, kocsánytalan tölgyes és lucfenyves ökoszisztémákban. *Erdészeti Kutatások* 84(1): 11–35.
- Führer, E., Járó, Z. (2005): Az erdővagyon bővítése a mezőgazdaságilag gazdaságosan nem hasznosított földterületek beerdősítésével. In: Molnár, S. (szerk.): *Erdő-fa hasznosítás Magyarországon*. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Faipari Mérnöki Kar, Sopron, pp. 130–136.
- Gácsi, Z. (1998): Adatok az alföldi erdők és a talajvíz kapcsolatához III. *Erdészeti Lapok* 133(5): 158–159.
- Gácsi, Z. (2021): Moszkvában Mercedeseket osztogatnak! *Erdészeti Lapok* 156(1): 10–11.
- Gaskó, B. (2009): Csongrád megye természetes és természetközeli élőhelyeinek védelméről II. *Studia Naturalia* 5: 5–486.
- Gribovszki, Z., Kalicz, P., Balog, K., Szabó, A., Tóth, T., Csáfordi, P., Metwaly, M., Szalai, S. (2017): Groundwater uptake of different surface cover and its consequences in great Hungarian plain. *Ecological Processes* 6: 39. <https://doi.org/10.1186/s13717-017-0106-4>
- Göbölös, A. (2002): A „vízhiányos” erdőgazdálkodás kérdései a Duna-Tisza közeli homokháton. *Hydrologiai Közöny* 82(6): 324–326.
- Haraszty, L. (2013): *Értékőrző gazdálkodás Natura 2000 területeken*. ProVértes Természetvédelmi Közalapítvány, Csákvár, 94 p.
- Hirano, T., Jauhainen, J., Inoue, T., Takahashi, H. (2009): Controls on the carbon balance of tropical peatlands. *Ecosystems* 12: 873–887. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9209-1>
- Holl, K. D., Brancalion, P. H. S. (2020): Tree planting is not a simple solution. *Science* 368: 580–581. <https://doi.org/10.1126/science.aba8232>

- Illés, G., Fonyó, T. (2016): A klímaváltozás fatermésre gyakorolt várható hatásának becslése az AGRATÉR projektben. *Erdészettudományi Közlemények* 6(1): 25–34. <https://doi.org/10.17164/EK.2016.003>
- Jackson, R. B., Jobbágy, E. G., Avissar, R., Roy, S. B., Barrett, D. J., Cook, C. W., Farley, K. A., le Maitre, D. C., McCarl, B. A., Murray, B. C. (2005): Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* 310: 19–47. <https://doi.org/10.1126/science.1119282>
- Kovács, G. (1984): Az ásványi nyersanyagtermelés hatása a felszíni és felszínalatti vizekre. *Időjárás* 88(5–6): 345–358.
- Ladányi, Zs., Deák, Á., Rakonczai, J. (2010): The effect of aridification on dry and wet habitats of Illancs microregion, SW Great Hungarian Plain, Hungary. *Landscape and Environment* 4: 11–22.
- Ladányi, Zs., Blanka, V., Meyer, B., Mezösi, G., Rakonczai, J. (2015): Multi-indicator sensitivity analysis of climate change effects on landscapes in the Kiskunság National Park, Hungary. *Ecological Indicators* 58: 8–20. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.024>
- Li, Y., Zhao, M., Motesharrei, S., Mu, Q., Kalnay, E., Li, S. (2015): Local cooling and warming effects of forests based on satellite observations. *Nature Communications* 6: 6603. <https://doi.org/10.1038/ncomms7603>
- Lyssaert, S., Marie, G., Valade, A., Chen, Y.-Y., Njakou, D. S., Ryder, J., Otto, J., Naudts, K., Lansø, A. S., Ghattas, J., McGrath M. J. (2018): Trade-offs in using European forests to meet climate objectives. *Nature* 572: 259–262. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0577-1>
- Mádl-Szőnyi, J., Tóth, J. (2009): A hydrogeological type section for the Duna-Tisza Interfluve, Hungary. *Hydrogeology Journal* 17: 961–980. <https://doi.org/10.1007/s10040-008-0421-z>
- Magyar, P. (1961): *Alföldfásítás, II. kötet*. Akadémiai kiadó, Budapest, 622 p.
- Major, P. (1974): Síkvidéki erdők hatásának vizsgálata a talajvízpárolgás és tényleges beszivárgás folyamataira. *Hidrológiai Közöny* 6: 281–288.
- Major, P., Neppel, I. (1988): A Duna-Tisza közti talajvízszint-süllyedések. *Vízügyi Közlemények* 70(4): 605–626.
- Major, P. (1994): A Duna-Tisza közti hátsági terület lefolyási viszonyainak, talajvízkitermelésének és a talajvízben történő szikkasztásnak hatása a talajvízszint változására. In: Pálfa, I. (szerk.): *A Duna-Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái*. A Nagyalföld Alapítvány Kötetei, Békéscsaba, pp. 103–109.
- Major, P. (2002): Síkvidéki erdők hatása a vízháztartásra. *Hidrológiai Közöny* 82(6): 319–323.
- Mátyás, Cs., Berkim I., Bidló, A., Csóka, Gy., Czimber, K., Führer, E., Gálos, B., Gribovszki, Z., Illés, G., Hirka, A., Somogyi, Z. (2018): Sustainability of forest cover under climate change on the temperate-continental xeric limits. *Forests* 9: 489. <https://doi.org/10.3390/f9080489>
- Molnár, Zs. (2003): *A Kiskunság száraz homoki növényzete*. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest. 159 p.
- Móricz, N., Gálos, B., Gribovszki, Z. (2009): Az erdők intercepciójának mérési és modellezési lehetőségei. *Hidrológiai Közöny* 89(4): 35–45.
- Moss, J. L., Doick, K. J., Smith, S., Shahrestani, M. (2019) Influence of evaporative cooling by urban forests on cooling demand in cities. *Urban Forestry and Urban Greening* 37: 65–73. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.07.023>
- Pálfa, I. (1994): Összefoglaló tanulmány a Duna-Tisza közti talajvízszintsüllyedés okairól és a vízhiányos helyzet javításának lehetőségeiről. In: Pálfa, I. (szerk.): *A Duna-Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái*. A Nagyalföld Alapítvány Kötetei, Békéscsaba, pp. 111–126.
- Pálfa, I. (2010): A Duna-Tisza közti hátság vízháztartási sajátosságai. *Hidrológiai Közöny* 90(1): 40–44.
- Putuhena, W. M., Cordery, I. (1996): Estimation of interception capacity of the forest floor. *Journal of Hydrology* 180: 283–299. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02883-8](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02883-8)

- Rawls, W. J., Gish, T. J., Brakensiek, D. L. (1991): Estimating soil water retention from soil physical properties and characteristics. In: Stewart, B. A. (ed.): *Advances in Soil Science, Volume 16*. Springer-Verlag, New York, pp. 213–234.
- Soares, J. V., Almeida, A. C. (2001): Modeling the water balance and soil water fluxes in a fast growing Eucalyptus plantation in Brazil. *Journal of Hydrology* 253: 130–147. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00477-2](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00477-2)
- Szabó, A., Kiss, K., Gribovszki, Z., Tóth, T. (2012): Erdők hatása a talaj és altalaj sóforgalmára, valamint a talajvíz szintjére. *Agrokémia és Talajtan* 61: 195–209.
- Szilágyi, J., Vorosmarty, C. (1997): Modelling unconfined aquifer level reductions in the area between the Danube and Tisza rivers in Hungary. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 45: 328–347.
- Szilágyi, J., Kovács, Á., Józsa, J. (2012): Remote-sensing based groundwater recharge estimates in the Danube-Tisza sand plateau region of Hungary. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 60: 64–72. <https://doi.org/10.2478/v10098-012-0006-3>
- Szodfridt, I., Faragó, S. (1968): Talajvíz és vegetáció kapcsolata a Duna-Tisza köze homokterületén. *Botanikai Közlemények* 55(1): 69–75.
- Szodfridt, I. (1994): Az erdők és a talajvíz kapcsolata a Duna-Tisza közti homokhátságon. In: Pálfi, I. (szerk.): *A Duna-Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái*. A Nagyalföld Alapítvány Kötetei, Békéscsaba, pp. 59–66.
- Tölgyesi, Cs., Valkó, O., Deák, B., Kelemen, A., Bragina, T. M., Gallé, R., Erdős, L., Bátori, Z. (2018): Tree-herb co-existence and community assembly in natural forest-steppe transitions. *Plant Ecology and Diversity* 11: 465–477. <https://doi.org/10.1080/17550874.2018.1544674>
- Tölgyesi, Cs., Torma, A., Bátori, Z., Seat, J., Popovic, M., Gallé, R., Gallé-Szpisjak, N., Erdős, L., Vinkó, T., Kelemen, A., Török, P. (2020a): Turning old foes into new allies – harnessing drainage canals for biodiversity conservation in desiccated novel ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, in press. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14030>
- Tölgyesi, Cs., Török, P., Hábcenyus, A. A., Bátori, Z., Valkó, O., Deák, B., Tóthmérész, B., Erdős, L., Kelemen, A. (2020b): Underground deserts below fertility islands? – Woody species desiccate lower soil layers in sandy drylands. *Ecography*, 43: 1–12, <https://doi.org/10.1101/2020.01.20.912220>
- Ujházy, N., Biró, M. (2018): The ‘Cursed Channel’: utopian and dystopian imaginations of landscape transformation in twentieth-century Hungary. *Journal of Historical Geography* 61: 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.jhg.2018.01.001>

Internetes források:

- http1: Keresztesy, A., Nagy, T. (2019): A Duna-Tisza-közi Hátság talajvízkészletére vonatkozó mennyiségi problémák okainak aktualizált vizsgálata. In: *A Magyar Hidrológiai Társaság XXXVII. Országos vándorgyűlése*. Pécs. http://hidrologia.hu/vandorgyules/37/word/0105_keresztesy_at-tila.pdf (Letöltés időpontja: 2021. 03. 21.)
- http2: Bolla, B. (2020): Erdőállományok vízháztartása. <http://klima.erti.hu/home/erdoallomanyok-vizhaztartasa> (Letöltés időpontja: 2021. 03. 21.)
- http3: FATÁJ (2021): Még több forrás az erdőtelepítések támogatására. https://fataj.hu/2021/08/meg-tobb-forras-az-erdotelepitesek-tamogatasara/?fbclid=IwAR3JKm6MDLvy_jmAcZ3gS-FeKhOSGVyMVGuXb5eMjwzPsw6aK7rH7GmmkplU (Letöltés időpontja: 2021. 08. 30.)

Hivatkozott jogszabályok:

- COM(2020) 380 EB rendelet. EU Biodiversity Strategy for 2030 — Bringing nature back into our lives.

The end of afforestation on dry sand habitats and its dawn on floodplains

Csaba Tölgyesi^{1, 2*}, Zoltán Bátori¹, Balázs Deák³, László Erdős^{2, 4},
Alida Anna Hábenczyus¹, Luca Kukla¹, Péter Török^{2, 5},
Orsolya Valkó³ & András Kelemen^{5, 6}

¹*University of Szeged, Department of Ecology, H-6726 Szeged, Közép fasor 52, Hungary*

²*MTA-DE Lendület Functional and Restoration Ecology Research Group, H-4010 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary*

³*Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany, Lendület Seed Ecology Research Group, H-2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4, Hungary*

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

⁵*University of Debrecen, Department of Ecology, H-4010 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary*

⁶*Horizont Nature Conservation and Scientific Association, H-4032 Debrecen, Hollós u. 8, Hungary*

*E-mail: festuca7@yahoo.com

The Danube-Tisza Interfluvium of Hungary has been experiencing aridification since the 1970s, threatening the existence of water-based habitats and the productivity of the region. Numerous factors have been identified that contribute to the process, but there is no consensus on their relative importance. The most contradictory factor is afforestation, which is often considered as a success story for stabilizing moving sand in the region. Here we provide a critical overview of the hydrologic effects of these forests and show that they create a significant negative water balance, accelerating aridification. Other contributing factors are decreasing in importance, while the relative share of afforestation is increasing. We conclude that afforestation should be stopped in the region and the overall forest cover should be decreased by avoiding replantation after clearcutting plantation forests. Afforestation should focus on major river valleys, where it could facilitate the restoration of the floodplains.

Keywords: afforestation, aridification, Danube-Tisza Sand Ridge, forest-steppe, groundwater decline, Kiskunság, regional water balance, tree plantation

Az országos zöldinfrastruktúra-hálózat kijelölésének módszertana többszempon-tú állapotértékelés alapján

Szitar Katalin¹, Csösz Mónika², Vaszócsik Vilja², Schneller Krisztián², Csecserits Anikó³, Kollányi László⁴, Teleki Mónika², Kiss Dániel², Bánhidai András², Jáger Katalin², Petrik Ottó², Pataki Róbert², Lehoczki Róbert², Halassy Melinda³, Tanács Eszter³, Kertész Miklós³, Csákvári Edina³, Somodi Imelda³, Lengyel Attila³, Gallé Róbert¹, Weiperth András⁵, Konkoly-Gyuró Éva⁶, Máté Klaudia⁴, Keszthelyi Ákos Bence⁴ és Török Katalin³

¹Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, Lendület Táj és Természetvédelmi Ökológiai Kutatócsoport, 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.

²Lechner Tudásközpont Nonprofit Kft.,
1111 Budapest, Budafoki út 59., 1149 Budapest, Bosnyák tér 5.

³Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet,
2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.

⁴Ormos Imre Alapítvány, 1118 Budapest, Villányi út 29–43.

⁵Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Akvakultúra és Környezetbiztonsági Intézet,
Természetesvízi Halökológiai Tanszék, 2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

⁶Soproni Egyetem, Környezet- és Földtudományi Intézet,
9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4.

E-mail: szitar.katalin@ecolres.hu

Összefoglaló: Az EU Biodiverzitás Stratégiájában szereplő zöldinfrastruktúra koncepció szerint a biodiverzitás megőrzése úgy biztosítható, ha a természetközeli élőhelyek és az egyéb, ökológiai funkciót betöltő, de nem természetközeli tájalkotó elemek (pl. telepített fasorok, gyepes mezsgyék) működő, azaz az élővilág számára átjárható élőhelyhálózattá kapcsolódnak össze. Vizsgálatainkban ezért három szempont, az ökológiai állapot, a térbeli összekapcsoltság és a multifunkcionalitás alapján értékeltük hazánk ökoszisztémáit. Az értékelés szerint jelenleg az ország 49%-a tekinthető a zöldinfrastruktúra-hálózat részének, de a lehatárolt zöldinfrastruktúra-hálózatnak mindössze 10%-a van kiváló ökológiai állapotban. A többi terület indikátorértékei alkalmasak azon intézkedések meghatározására, amelyek javítják az ökoszisztémák állapotát, térbeli összekötöttségét, amivel az emberi jóllét szintjét is növelik.

Kulcsszavak: effektív hálóméret, erózióvédelem, fragmentáció, konnektivitás, lefolyás-mérséklés, pollináció, rekreáció, természetesség

Bevezetés

Az antropogén tájatalakítás a természetközeli élőhelyek feldarabolódását és degradációját, a biodiverzitás és az ökoszisztéma-szolgáltatások (továbbiakban ÖSZ) romlását eredményezi világszerte (Foley *et al.* 2005; Schröter *et al.* 2005). Az elsősorban védett területek megőrzésére alapozott természetmegőrzés korlátozott hatékonyságát felismerve adoptálták a zöldinfrastruktúra koncepcióját egész tájak, régiók területére (COM[2011] 244 EB, COM[2013] 249 EB), amelynek átfogó szempontjai beépülhetnek a területi és települési tervezésbe, valamint a különböző ágazatok szempontrendszerébe és tervezési gyakorlatába.

A koncepció a magas természeti értékű területek mellett a természetvédelmi szempontból hagyományosan kevésbé értékesnek tartott területek értékeit, funkcióit is figyelembe veszi. Mivel minden területet befolyásol valamilyen jellegű gazdasági (pl. mező-, erdő-, víz- vagy városgazdálkodási) tevékenység, ezért ezeket integrálni igyekszik az értékelés és a fejlesztési lehetőségek meghatározása során. Ezzel egy koherens, térben összefüggő, többfunkciójú rendszerként tekint a tájra, amelyben az ökológiai funkciók és értékek mellett a gazdasági és társadalmi szempontból fontos ökoszisztéma-szolgáltatásokat is szem előtt tartja.

A koncepciónak számos definíciója létezik. Hazánkban eddig a legszélesebb szakmai kör javaslata alapján (Csósz *et al.* 2021) zöldinfrastruktúrának (a továbbiakban ZI) nevezzük „a természetes és természetközeli állapotú területek, valamint az ökológiai funkciót betöltő egyéb, növényzettel fedett területek, illetve vizek és vízparti ökoszisztémák hálózatát. A ZI területek multifunkcionális erőforrások, amelyek sokoldalú ÖSZ-ek biztosítására képesek. Az ÖSZ-ek fenntartása, fejlesztése a ZI – fenntarthatóság alapelvei szerint történő – stratégiai tervezésével, fejlesztésével és kezelésével biztosítható. A ZI a vidéki és városi környezetben egyaránt jelen van.”

A fenti definíció alapján a három fő szempont, amellyel egy zöldinfrastruktúra-elem állapota jellemezhető, az ökológiai állapot, a térbeli összekapcsoltság és a multifunkcionalitás (Liquete *et al.* 2015). Az ökológiai állapot annál jobbnak tekinthető, minél inkább természetes önfenntartó folyamatok érvényesülnek, minél kevesebb antropogén zavarás éri a rendszert, és minél nagyobb őshonos biodiverzitással rendelkezik (vö. ökológiai integritás, De Leo és Levin 1997). A térbeli összekapcsoltság azt mutatja meg, hogy az élőlények számára a táj mennyire átjárható, és ezen keresztül a populációk túlélése, a változó környezethez való alkalmazkodás mennyire lehetséges. A zöldinfrastruktúra értékét alapvetően meghatározza, hogy milyen és hányféle, az ember számára fontos funkciót és javakat biztosít, amelyeket az ÖSZ-ekkel jellemzünk.

Hazánk „A közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzését és fejlesztését, valamint az EU Biológiai Sokféleség Stratégia 2020 célkitűzéseinek hazai szintű megvalósítását megalapozó stratégiai vizsgálatok” című KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001 számú kutatási projekt Zöldinfrastruktúra fejlesztési elemének keretében alapozta meg a hazai ZI-hálózat kijelölésének, értékelésének és fejlesztésének módszertanát. E cikk keretében bemutatjuk azt a hármas szempontrendszert, amely a ZI-hálózat kijelölésének és értékelésének alapját adja.

Anyag és módszer

A ZI alapállapot-értékeléshez szükséges adatokat már rendelkezésre álló információk adták, további új, elsődleges adatgyűjtés nem történt. A projekt Ökoszisztéma-alaptérképét használtuk bemeneti térképként, amely az ország teljes területére rendelkezésre álló, 20 m × 20 m-es térbeli felbontású raszteres térkép, és amely háromszintű, felszínborítás-alapú ökoszisztéma-kategória beosztással rendelkezik (Tanács *et al.* 2019). Az ökológiai állapot és a multifunkcionalitás értékelése nagyrészt a projekt Ökoszisztéma-szolgáltatások fejlesztési elemének eredményein alapul (Kovács-Hostyánszki *et al.* 2019; Tanács *et al.* 2021, míg a térbeli összekapcsoltság indikátorait a ZI fejlesztési elem belül dolgoztuk ki (Csöszsi *et al.* 2020). A felhasznált indikátorokból három darab ötfokozatú indikátort, valamint egy ezeket összesítő kompozitindikátort képeztünk.

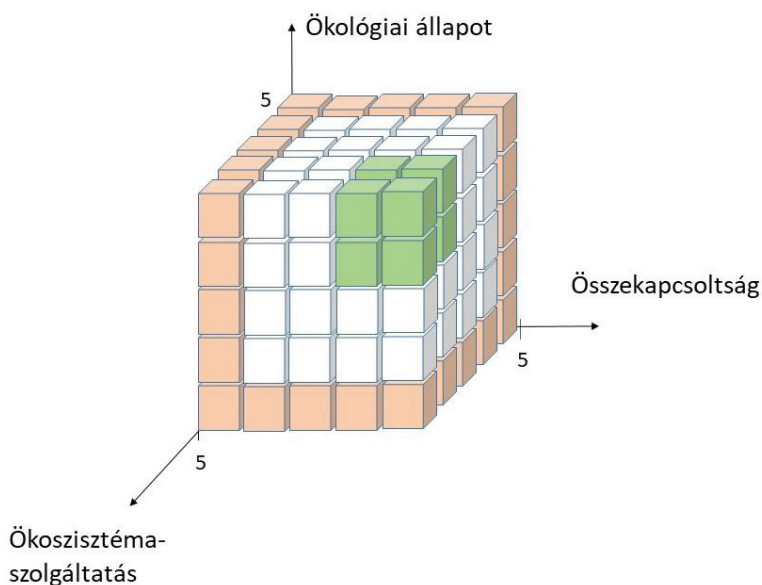
Az első indikátor az ökológiai állapot, amelynek alapját a MÉTA (Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa) növényzeti természetesség értékelése adta (Böloni *et al.* 2011), amihez hasonlóan a leginkább átalakított élőhelytípusok 1-es (rossz) vagy 2-es (kedvezőtlen), míg a természetközeli élőhelyek 3-as (közepes), 4-es (jó) vagy 5-ös (kiváló) értéket kaptak szakértői döntésünk alapján (1. Online Függelék). Az ökológiai állapotértékeket részben a projekt ökoszisztéma-állapot-értékelés indikátorai (Tanács *et al.* 2021), részben a Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv (OVF 2016) eredményei alapján finomítottuk, míg a bizonytalanabb és vélhetően diverzebb tartalmú ökoszisztéma-kategóriákat (pl. máshová be nem sorolható fászáru növényzet) egységesen (azaz kategóriánként egyetlen értékkel) értékeltük szakértői döntések alapján az 1. Online Függelék szerint.

A második indikátor a térbeli összekapcsoltság, amelyet három index integrálásával alkottunk meg. Az első egy táji strukturális konnektivitás index, amely megmutatja, hogy egy adott maximális távolságra terjedni képes élőlény számára egy-egy pont környezetében mennyi különböző mértékben átjárható élőhely áll rendelkezésre, súlyozva a fókuszponttól vett távolságukkal. A második index az „effektív hálóméret” index, amely a terjedési akadályok, az utak, vasutak hatásait

emeli ki, megmutatva, hogy ha a meglévő utak egyenletes rácshálóban helyezkednének el, mekkora lenne az átlagos fragmentációmentes terület mérete (EEA 2011; 2. Online Függelék). A kompozithoz a két indexet normálásukat követően átlagoltuk. Ezek mellett a vízfolyások és állóvizek konnektivitásának becslésére használtuk a harmadik indexet, a Vízyűjtő-gazdálkodási Terv víztestkategória szerinti beosztását, ami a hossz- és keresztirányú átjárhatóság szempontjait is figyelembe veszi (OVF 2016). A mesterséges víztestek 1-es, az erősen módosítottak 3-as, a természetes víztestek 5-ös indexértéket kaptak. A víztestek (víztestmérettől függő 20 vagy 80 m-es) puffterülete szintén a víztest összekapcsoltsági értékét kapta meg.

A harmadik indikátorhoz, a multifunkcionalitáshoz, a projekt által értékelt szabályozó/fenntartó és kulturális ÖSZ-ek közül azokat az ÖSZ-eket választottuk ki, amelyeket országosan térképezni lehetett (Kovács-Hostyánszki *et al.* 2019). A hat kiválasztott ÖSZ indikátorai a következők voltak: éves effektív csapadék (Koncz *et al.* 2021), vadméhek általi beporzási potenciál (Kovács-Hostyánszki *et al.* 2021), tényleges erózió elleni védelem, potenciális lefolyás-mérséklés, diffúz tápanyagterhelések szabályozása (Vári *et al.* 2021) és a gyalogos természetjáró élőhely-preferenciája (Csákvári *et al.* 2021). Az indikátorokat maximum értékükkel való normálást követően átlagoltuk (Maes *et al.* 2015), és ezek alkották a külterületi multifunkcionalitás értékelésének alapját. A települések esetében országos kiterjedésben csak a zöldfelületi arányra és a növényzet mennyiségére utaló állapotindikátorok álltak rendelkezésre (belterületek zöldfelületi aránya, egy főre jutó zöldfelület, belterületek fásítottsága, NDVI [Normalizált Vegetációs Index] átlag a belterületeken, fás területek aránya a belterületek 100 m-es szegélyein). Ezekből az indikátorokból normálást és átlagolást követően készítettünk egy proxy indikátort, amely az állapot alapján közvetve utal a települések multifunkcionalitására. A számítások részleteit lásd a 3. Online Függelékben.

A három indikátort ezután együtt értékeltük (hármass kompozit). Ez az összeített értékelés megmutathatja, hogy a fenti szempontok, mint tengelyek alkotja térben egy-egy terület hol helyezkedik el, azaz milyen állapotban van, és a jelenlegi zöldinfrastruktúra részének tekinthetjük-e (1. ábra). Meghatározhatóak azok a területek, amelyek ökológiai állapotuk, illetve az ÖSZ alapján már jelenleg is működő ZI-elemnek tekinthetők. Mivel a három indikátor összes kombinációja túl sok variációt alkotott volna, ezért a térbeli összekapcsoltság kettő, a multifunkcionalitás három kategóriára egyszerűsítve szerepelt az együttes értékelésben. A hármass értékelés alapján ZI-elemnek tekintettük az összes vízfolyást (azokat is, amelyekről nem állt rendelkezésre állapotadat), az összes közepes, jó és kiváló (3–5) ökológiai állapotú területet, a gyenge (2) ökológiai állapotú területek közül a közepes vagy jelentős, illetve a rossz ökológiai állapotú területek közül a jelentős ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtó területeket.



1. ábra. A zöldinfrastruktúra állapotértékelésének három fő tengelye, amelyek megmutatják egy-egy zöldinfrastruktúra-elem ökológiai állapotát, ökoszisztéma-szolgáltatásainak szintjét és térbeli összekapcsoltságát. A zöld térrész jelzi azoknak az elemeknek a helyét, amelyek minden szempontból jó állapotúak, míg a piros részekben helyezkednek el azok az elemek, amelyek egy vagy több szempontból rossz állapotúak és fejleszthetők.

Eredmények

Az ökológiai állapotindikátor alapján hazánk területének közel fele (48,6%-a) rossz, közel harmada (29,6%-a) közepes, míg mindössze nem egészen 10%-a jó vagy kiváló ökológiai állapotú (1. táblázat, 2. ábra). A rossz ökológiai állapotú területek 97%-a, mintegy 4,4 millió hektár agrárterület. A kedvezőtlen ökológiai állapotú területek 51%-a mesterséges környezetben elhelyezkedő zöldfelület, míg 18%-a fás ültetvény vagy felújítás alatt álló erdőterület. A közepes ökológiai állapotú területek 68%-a erdőterület és 19%-a gyeperület. A jó állapotú területek 68%-a szintén erdőterület, de ide tartozik a vizes élőhelyek 20%-a és a vizek 46%-a. A kiváló állapotú területek 64%-a gyeperület, 19%-a erdő, míg 16%-a vizes élőhely.

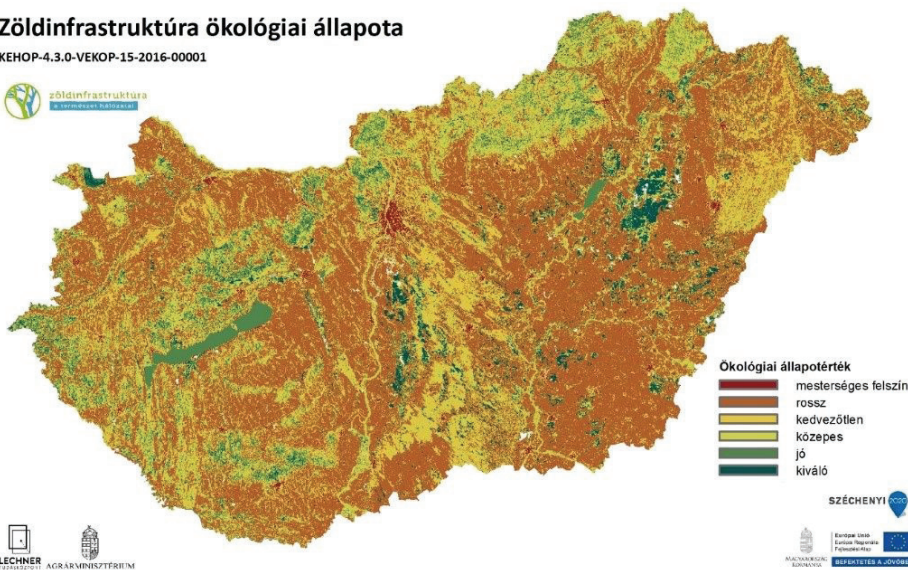
Eredményeink alapján hazánk területének 29,8%-a rossz vagy kedvezőtlen térbeli kapcsolatokkal rendelkezik. Közel 4,2 millió hektárnyi területen a térbeli kapcsoltságot közepesnek, míg negyedén jónak vagy kiválóan értékeltük. A 3. ábrán látható, hogy városaink és az azokat összekötő vonalas elemek, utak jelentősen fragmentálják az ország területét.

1. táblázat. Hazánk különböző ökológiai állapotú, térbeli kapcsoltágú és ökoszisztéma-szolgáltatású területeinek kiterjedése a zöldinfrastruktúra ötfokozatú értékelése alapján. A mesterséges felszínek ökológiai állapotát nem értékeltük.

Indikátor	Terület	Indikátorérték					nem értékelt
		1	2	3	4	5	
Ökológiai állapot	hektár	4 523 105	795 214	2 746 391	441 246	460 380	334 651
	%	48,6	8,6	29,6	4,7	4,9	3,6
Térbeli összekapcsoltág	hektár	520 124	2 252 746	4 195 113	1 383 021	949 983	
	%	5,6	24,2	45,1	14,9	10,2	
Ökoszisztéma-szolgáltatás	hektár	3 585 393	2 312 503	1 646 303	1 073 688	683 100	
	%	38,6	24,9	17,7	11,5	7,3	

Zöldinfrastruktúra ökológiai állapota

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001

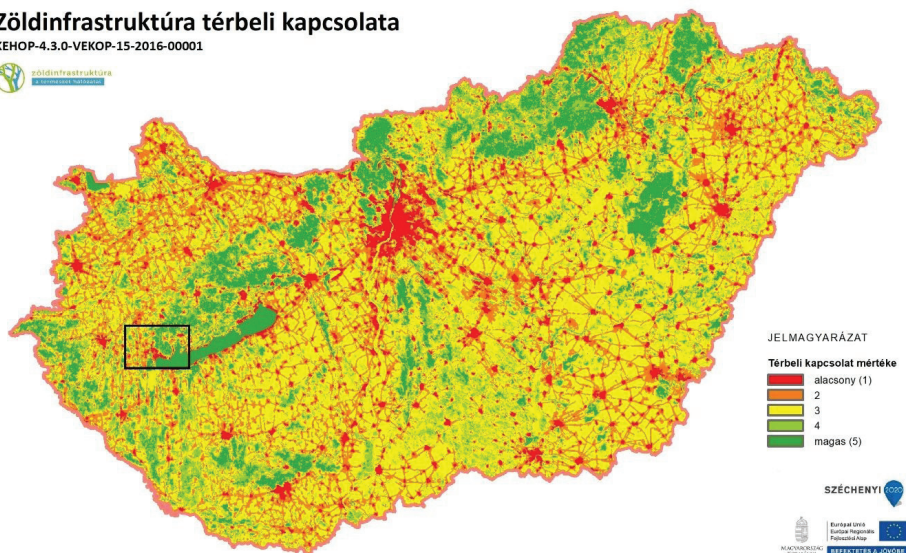


2. ábra. Hazánk ökológiai állapota a zöldinfrastruktúra-értékeléshez kialakított ötfokozatú skálán. A mesterséges felszíneket nem értékeltük.

Elemzésünk szerint az ország területének közel kétharmadán rossz vagy kedvezőtlen, míg csak kevesebb, mint ötödén jó vagy kiváló az ökoszisztéma-szolgáltatások szintje (4. ábra). A 4. ábrán látható, hogy a magasabb szolgáltatás-értékek a dombvidéki és hegyvidéki területekre koncentrálnak. Ez nem jelenti feltétlenül

Zöldinfrastruktúra térbeli kapcsolata

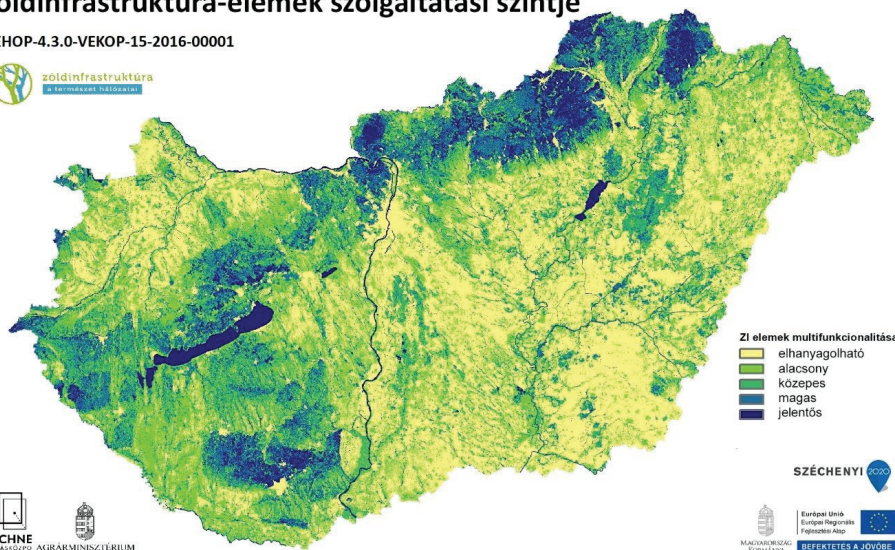
KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



3. ábra. Hazánk térbeli összekapcsoltsága a zöldinfrastruktúra-értékelés ötkategóriájú indexe alapján.

Zöldinfrastruktúra-elemek szolgáltatási szintje

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



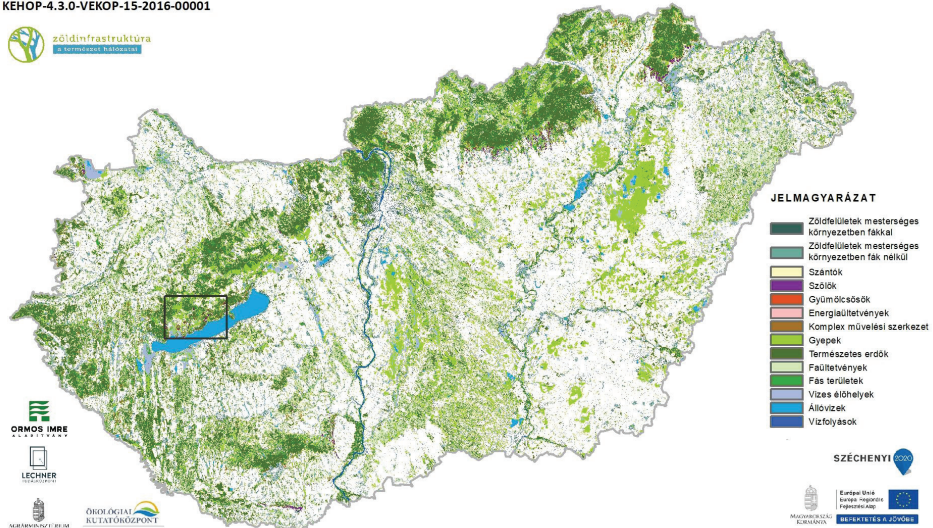
4. ábra. Hazánk területeinek multifunkcionalitása a zöldinfrastruktúra ökoszisztéma-szolgáltatásainak ötfokozatú értékelése alapján. 1 – rossz, 2 – kedvezőtlen, 3 – közepes, 4 – jó, 5 – kiváló.

azt, hogy ezek a területek értékesebbek, viszont jól jelzi, hogy az ökoszisztémák vízerózió elleni védelme, a dombvidéki árvízi kockázatsökkentés, valamint a potenciális szűrés itt a legfontosabb ökoszisztéma-szolgáltatás.

A hármas kompozit értékelés alapján az ország területén a legnagyobb arányban (37,2%-ban) rossz ökológiai állapotú, közepes ÖSZ-eket nyújtó, rossz-közepes térbeli összekapcsoltsággal rendelkező ökoszisztémák vannak (4. Online Függelék). Aktuálisan ZI hálózati elemnek tekinthető az ország területének 49%-a (5. ábra). A kiváló ökológiai állapotú elemek a kijelölt hálózat alig 10%-át teszik ki. A meglévő ZI-hálózat elemei igen változatos területhasználatot ölelnek fel. A kijelölt hálózat döntő többsége, mintegy 54%-a erdős terület. A vizes élőhelyek és a felszíni vizek a kijelölt hálózat 11%-át, a gyepek a 20%-át alkotják. A kijelölt hálózat 5%-a szántóterület.

Az országos zöldinfrastruktúra meglévő hálózati elemei felszínborítás szerint

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



5. ábra. A zöldinfrastruktúra-hálózat meglévő elemeinek felszínborítási típusa (NÖSZTÉP ökoszisztéma típus kategóriák szerint) a hármas kompozit állapotértékelés alapján.

Diszkusszió

Jelen cikk keretében három szempont, az ökológiai állapot, a térbeli összekapcsoltság és a multifunkcionalitás alapján értékeltük a hazánk területén megtalálható ökoszisztémákat. Az alapállapot-értékelés alapján megállapítottuk, hogy az ország 49%-a, azaz 4,5 millió hektár terület tekinthető a ZI-hálózat részének. Jelenleg hazánk országos jelentőségű egyedi jogszabállyal védett területek.

teinek kiterjedése 848,9 ezer hektár, míg 1,2 millió hektárnyi terület ezeken túl Európai Közösségi irányelvek alapján védett Natura 2000 terület (AM 2021). A Biodiverzitás Stratégiában javasolt 30%-os védettségi területarány elérésének egy fontos szempontja lehet a zöldinfrastruktúra értékelés, elsősorban a javasolt ZI-hálózat még nem védett, de jó vagy kiváló ökológiai állapotú elemeinek további értékelésével (COM[2011] 244 EB). A javasolt ZI-hálózatnak mindössze 10%-a van kiváló ökológiai állapotban. A további területek indikátorértékei alkalmasak azon fenntartási és fejlesztési intézkedések meghatározására, amelyek javítják az ökoszisztémák állapotát, térbeli összekötöttségét, és ökoszisztéma-szolgáltatásait, és ezzel az emberi jóllét szintjét is növelik. A fejlesztési irányok kijelölésének módszertanával Török és munkatársai (2021) foglalkoznak.

Fontos leszögezni, hogy az eredmények pontosságát a felhasználható adatok pontossága határozza meg. Például a gyepeket nagyobb arányban soroltuk ökológiai állapotuk szempontjából kiváló kategóriába, mint az erdőket. Ezt a torzítást a gyepek állapotával kapcsolatos adathiány okozta, amit az eredmények értékelésénél mindenképpen figyelembe kell venni. Pontosabb állapotértékeléshez szükség lenne egy országos gyepekataszter létrehozására. Bizonytalanságot eredményezett az is, hogy a Víz Keretirányelvből származó vízminőségi adatok nem fedik le az összes hazai felszíni víztestet. A víztestek értékelése számos ÖSZ modellezésekor nehézségbe ütközött. A további kutatások során ezért valamennyi hazai felszíni víztest szolgáltatási értékelését további tényezők, szolgáltatások bevonásával finomítani szükséges.

A térbeli kapcsolatok minőségének és mennyiségének vizsgálata és értékelése nagy nehézségekbe ütközik, mivel a vizsgálható (és általunk is vizsgált) strukturális indexek a funkcionalitásról csak korlátozott mértékben szolgáltatnak információkat. Részletes és többnyire nehezen gyűjthető fajelőfordulási, -terjedési (pl. genetikai) adatra lenne szükség az élőhelyhálózat felderítéséhez, a barrierek, a potenciális és működő ökológiai folyosók azonosításához. Mivel új adatok gyűjtésére és részletes modellezésre nem volt módunk, szakértői becslés alapján határoztuk meg az elemzések paramétereit. Igyekeztünk olyan beállításokat alkalmazni, amelyek általános érvényűek lehetnek, de az eredményeket valós fajelterjedési adatokon alapuló validációval szükséges ellenőrizni a jövőben.

A projekt által kidolgozott és térképezett szabályozó/fenntartó és kulturális ÖSZ-eknek csak egy részét tudtuk felhasználni a ZI-értékelésben. Ez természetesen csak tájékoztató információt adhat az ÖSZ-ek állapotáról. A tervezés további fázisában javasolt további ÖSZ-eket bevonni a ZI állapotértékelésébe. Szintén fontos megjegyezni, hogy az országos ZI állapotértékelés konkrét mintaterületi és települési tervezési döntésekhez nem minden esetben differenciál eléggé, ezért térségi és belterületi szinten szükség van további részindikátorok értékelésére is (Csöszsi *et al.* 2021).

Mindezek mellett eredményeink jó alapot nyújthatnak arra, hogy a környezeti fenntarthatóságra irányuló tervek beépüljenek a tervezési gyakorlatba és a terület-használattal kapcsolatos döntéshozatalba.

Köszönetnyilvánítás – A kutatás a KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001 számú projekt része volt, amely az ERFA finanszírozásával a Széchenyi 2020 program részeként valósult meg.

Irodalomjegyzék

- AM (2021): *Természetvédelmi adatok 2020. december 31-ei állapot szerint*. Jelentés. Agrárminisztérium, Budapest, 95 p. https://termeszetvedelem.hu/wp-content/uploads/2021/07/Termeszetevelmi_adatok-20201231-1.pdf
- Böloni, J., Molnár, Zs., Kun, A. (szerk.) (2011): *Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ANÉR 2011*. MTA ÖBKI, Vácrátót, 441 p.
- Csákvári E., Fabók V., Babai D., Dósa H., Kisné Fodor L., Jombach S., Kelemen E., Tormáné Kovács E., Könczey R., Mártonné Máthé K., Michalkó G., Remenyik B., Tanács E., Valánszki I., Zölei A. (2021): *A gyalogos természetjárás és gombászás mint kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése – Az ökoszisztéma állapottól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésig*. A közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzését és fejlesztését, valamint az EU biológiai sokféleség stratégia 2020 célkitűzéseinek hazai szintű megvalósítását megalapozó stratégiai vizsgálatok projekt, Ökoszisztéma-szolgáltatások projektjelem. Agrárminisztérium, Budapest, 118 p. <https://doi.org/10.34811/osz.rekreacio.tanulmany>
- Csösz, M., Vaszócsik, V., Török, K., Kollányi, L., Schneller, K., Teleki, K., Bánhidai, A., Kiss, D., Konkoly-Gyúró, É., Jáger, K., Csecserits, A., Szitár, K., (2021): *A zöldinfrastruktúra megőrzését és fejlesztését biztosító stratégiai keretek és fejlesztési célok, prioritások meghatározása, országos szintű alkalmazása*. Jelentés. Agrárminisztérium, Budapest, 151 p.
- De Leo, G. A., Levin, S. (1997): The multifaceted aspects of ecosystem integrity. *Conservation Ecology* 1: 3. <https://doi.org/10.5751/ES-00022-010103>
- EEA (2011): *Landscape fragmentation in Europe*. Joint EEA-FOEN report. EEA, Copenhagen, 92 p. <https://doi.org/10.2800/78322>
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice I. C., Ramankutty, N., Snyder, P. K. (2005): Global consequences of land use. *Science* 309: 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Koncz P., Horváth L., Somogyi Z., Kottek P., Weidinger T., Ács F., Kröel-Dulay Gy., Fogarasi J., Molnár A., Pásztor L., Popp J. (2021): *A tűzifatermelés, az éghajlat- és a mikroklíma-szabályozás, mint ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése – Az ökoszisztéma állapottól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésig*. A közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzését és fejlesztését, valamint az EU biológiai sokféleség stratégia 2020 célkitűzéseinek hazai szintű megvalósítását megalapozó stratégiai vizsgálatok projekt, Ökoszisztéma-szolgáltatások projektjelem. Agrárminisztérium, Budapest, 191 p. <https://doi.org/10.34811/osz.klima.tanulmany>
- Kovács-Hostyánszki A., Belényesi M., Geng I., Kemencei Z, Kisné Fodor L., Lehoczki R., Medveczky P., Naszádos A., Pataki R., Petrik O., Sárospataki M., Szalai M., Szekeres Á., Tanács E.,

- Zajác E. (2021): *A pollináció, mint ökoszisztéma-szolgáltatás értékelése – az ökoszisztéma-állapottól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékeléséig*. A közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzését és fejlesztését, valamint az EU biológiai sokféleség stratégia 2020 célkitűzéseinek hazai szintű megvalósítását megalapozó stratégiai vizsgálatok projekt Ökoszisztéma-szolgáltatások projektjelem. Agrárminisztérium, Budapest, 67 p. <https://doi.org/10.34811/osz.pollinacio.tanulmany>
- Kovács-Hostyánszki, A., Bereczki, K., Czúcz, B., Fabók, V., Fodor, L., Kalóczkai, Á., Kiss, M., Koncz, P., Kovács, E., Rezneki, R., Tanács, E., Török, K., Vári, Á., Zölei, A., Zsembery, Z. (2019): Nemzeti ökoszisztéma-szolgáltatás térképezés és értékelés, avagy a természetvédelem országos programja. *Természetvédelmi Közlemények* 25: 80–90. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2019.25.80>
- Liquete, C., Kleeschulte, S., Dige, G., Maes, J., Grizzetti, B., Olah, B., Zulian, G. (2015): Mapping green infrastructure based on ecosystem services and ecological networks: A Pan-European case study. *Environmental Science and Policy* 54: 268–280. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.07.009>
- Maes, J., Barbosa, A., Baranzelli, C., Zulian, G., Silva, F. B., Vandecasteele, I., Hiederer, R., Liquete, C., Paracchini, M. L., Mubareka, S., Jacobs-Crisioni, C., Castillo, C. P., Lavallo, C. (2015): More green infrastructure is required to maintain ecosystem services under current trends in land-use change in Europe. *Landscape Ecology* 30: 517–534. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0083-2>
- OVF (2016): *A Duna-vízgyűjtő magyarországi része – Vízyűjtő-gazdálkodási Terv – 2015*. Országos Vízügyi Főigazgatóság, Budapest, 676 p. https://www.vizugy.hu/vizstrategia/documents/E3E737A3-3EBC-4B6F-973C-5DD9B8A6DBAB/OVGT_foanyag_vegleges.pdf
- Schröter, D., Cramer, W., Leemans, R., Prentice, I. C., Araujo, M. B., Arnell, N. W., Bondeau, A., Bugmann, H., Carter, T. R., Gracia, C. A., De La Vega-Leinert, A. C., Erhard, M., Ewert, F., Glendining, M. J., House, J. I., Kankaanpää, S., Klein, R. J. T., Lavorel, S., Lindner, M., Metzger, M. J., Meyer, J., Mitchell, T. D., Reginster, I., Rounsevell, M., Sabate, S., Sitch, S., Smith, B., Smith, J., Smith, P., Tuck, G. (2005): Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science* 310: 1333–1337. <https://doi.org/10.1126/science.1115233>
- Tanács, E., Bede-Fazekas, Á., Standovár, T., Pásztor, L., Szitár, K., Csecserits, A., Kiss, M., Vári, Á. (2021): *Az általános ökoszisztémaállapot-indikátorok térképezésének módszertana*. Jelentés. Agrárminisztérium, Budapest, 154 p. <https://doi.org/10.34811/osz.allapot.modszer.tanulmany>
- Tanács, E., Belényesi, M., Lehoczki, R., Pataki, R., Petrik, R., Standovár, T., Pásztor, L., Laborczi, A., Szatmári, G., Molnár, Zs., Bede-Fazekas, Á., Kisné Fodor, L., Varga, I., Zsembery, Z., Maucha, G. (2019): Országos, nagyfelbontású ökoszisztéma-alaptérkép: módszertan, validáció és felhasználási lehetőségek. *Természetvédelmi Közlemények* 25: 34–58. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2019.25.34>
- Török, K., Csösz, M., Vaszőcsik, V., Schneller, K., Teleki, M., Kollányi, L., Keszthelyi, Á., Máté, K., Csecserits, A., Halassy, M., Kertész, M., Szitár, K. (2021): A zöldinfrastruktúra-fejlesztés célterületei Magyarországon. *Természetvédelmi Közlemények* 27: 158–172. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2021.27.158>
- Vári, Á., Kozma Zs., Pataki B., Jolánkai Zs., Kardos M., Decsi B., Pásztor L., Bakacsi Zs., Tóth B., Laborczi A., Pinke Zs., Jolánkai G. †, Centeri Cs., Mattányi Zs., Dóka R., Fodor L., Zsembery Z. (2021): *A síkvidéki és a dombvidéki árvízcockázat-csökkentés, az erózió, a szűrés és az aszálymérséklés, mint ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése – az ökoszisztéma-állapottól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékeléséig*. A közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzését és fejlesztését, valamint az EU biológiai sokféleség stratégia 2020 célkitűzéseinek hazai szintű megvalósítását megalapozó stratégiai vizsgálatok projekt, Ökoszisztéma-szolgáltatások projektjelem. Agrárminisztérium, Budapest, 211 p. <https://doi.org/10.34811/osz.hidrologia.tanulmany>

Hivatkozott jogszabályok:

COM(2011) 244 EB rendelet. Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020.

COM(2013) 249 EB rendelet. Green Infrastructure (GI) — Enhancing Europe’s Natural Capital.

Függelék:

A cikkhez tartozó Online Függelékek a folyóirat honlapján találhatóak.

1. Függelék: Az ökoszisztéma-típusok zöldinfrastruktúra ökológiai állapotértékelése során figyelembe vett indikátorai és értékelésük.
2. Függelék: A táji konnektivitás index és az effektív hálóméret index számítása.
3. Függelék: A zöldinfrastruktúra multifunkcionalitás állapotértékelésében felhasznált ökoszisztéma-szolgáltatás indikátorok.
4. Függelék. A hármas kompozit kategóriabeosztása.

Designation and evaluation of the national green infrastructure based on a multi-criteria analysis

Katalin Szitár¹, Mónika Csőszi², Vilja Vaszócsik², Krisztián Schneller², Anikó Csecserits³, László Kollányi⁴, Mónika Teleki², Ottó Petrik², Róbert Pataki², Róbert Lehoczki², Melinda Halassy³, Eszter Tanács³, Miklós Kertész³, Edina Csákvári³, Imelda Somodi³, Attila Lengyel³, Róbert Gallé¹, András Weiperth⁵, Éva Konkoly-Gyuró⁶, Klaudia Máté⁴, Ákos Bence Keszthelyi⁴ & Katalin Török³

¹*Centre for Ecological Research Institute of Ecology and Botany, Lendület Landscape and Conservation Ecology, H-2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4, Hungary*

²*Lechner Knowledge Center, H-1111 Budapest, Budafoki út 59, Hungary; H-1149 Budapest, Bosnyák tér 5, Hungary*

³*Centre for Ecological Research Institute of Ecology and Botany, H-2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4, Hungary*

⁴*Ormos Imre Charitable Trust, H-1118 Budapest, Villányi út 29–43, Hungary*

⁵*Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute of Aquaculture and Environmental Safety, Department of Freshwater Fish Ecology, H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1, Hungary*

⁶*University of Sopron, Institute of Environmental and Earth Sciences, H-9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4, Hungary*

E-mail: szitar.katalin@ecolres.hu

According to the green infrastructure framework of the EU Biodiversity Strategy, biological diversity can be sustained if semi-natural and other landscape features fulfill their ecological functions and constitute a functioning habitat network. We assessed the state of Hungarian ecosystems based on three criteria: ecological condition, spatial connectedness, and multifunctionality. Based on our results, 49% of the country's area may be regarded as part of the actual green infrastructure network. However, only 10% of this area is in excellent ecological condition. Our indicator framework highlights the most effective measures to improve the ecological condition, spatial arrangement, and multifunctionality of the areas of poor ecological state.

Keywords: connectivity, effective mesh size, erosion control, fragmentation, pollination, recreation, naturalness, water run-off control

A zöldinfrastruktúra-fejlesztés célterületei Magyarországon

Török Katalin¹, Csősz Mónika², Vaszócsik Vilja², Schneller
Krisztián², Teleki Mónika², Kollányi László³, Keszthelyi Ákos³,
Máté Klaudia³, Csecserits Anikó¹, Halassy Melinda¹,
Kertész Miklós¹ és Szitár Katalin¹

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

²*Lechner Tudásközpont Nonprofit Korlátolt Felelősségű Társaság,
1111 Budapest, Budafoki út 59., 1149 Budapest, Bosnyák tér 5.*

³*Ormos Imre Alapítvány, 1118. Budapest, Villányi út 29–43.*

E-mail: torok.katalin@ecolres.hu

Összefoglaló: A biodiverzitás pusztulásának visszafordítása érdekében a természeti tőke növelésére van szükség. Ennek módját az EU Biodiverzitás Stratégiája a zöldinfrastruktúra fejlesztésében látja. Az országos zöldinfrastruktúra-elemek meghatározása és állapotuk értékelése, valamint a fejlesztési javaslatok kidolgozása három pilléren alapul: az ökológiai állapot, az ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtó képesség és a térbeli összekapcsoltság értékelésén. Az itt ismertetett, egy KEHOP projekt keretében végzett kutatás során egységes értékelés készült a térképezett ökoszisztéma-típusokra, ami alapján meghatározták a védelemre, potenciális állapotjavításra vagy ökoszisztématípus-váltásra alkalmas területeket. A potenciális beavatkozási területek – a restauráció célterületei, az ország 88%-a – tovább prioritizálhatók a különböző konfliktusterületek lehatárolásával. A restauráció során kialakítandó célélőhelyek meghatározása modellezéssel történt. Az eredmények a természetvédelemben és a területhasználatot befolyásoló ágazati döntéshozásban alkalmazhatóak.

Kulcsszavak: döntéstámogatás, EU Biodiverzitás Stratégia, konnektivitás, multifunkcionalitás, ökológiai állapot, ökoszisztéma-szolgáltatás, többretegű potenciális természetes vegetáció modell, területhasználat

Bevezetés

Cikkünkben a hazai zöldinfrastruktúra-fejlesztés tudományos koncepcióját és első eredményeit foglaljuk össze. Az élővilág rohamos pusztulásának megállításához nem elegendő a jelenlegi védett területek megőrzése, ehhez kiterjedt élőhelyrestaurációs beavatkozásokra van szükség (Aronson és Alexander 2013),

amit az EU 2030-ig tartó Biodiverzitás Stratégiája (COM[2020] 380 EB) a természet-restaurációs tervében hangsúlyosan meg is fogalmaz (EU Nature Restoration Plan). A 2021. év során pontosítják azokat a jogilag kötelező érvényű feladatokat, melyek megvalósulásának eredményeképpen a 2030-ig tervezett időszakban remélhetőleg jelentős javulást érünk majd el a természetközeli élőhelyek állapotában és növelhetjük a kiterjedésüket. Az európai zöld megállapodás (EU Green Deal) fontos pillére a biodiverzitás-megőrzés szempontjainak beépítése a különböző szakágazatok működésébe a mezőgazdaságtól az erdészetig, a közlekedéstől az oktatásig (COM[2019] 640 EB). Csak a természeti tőke (Czucz *et al.* 2012) megőrzésével, növelésével valósulhat meg az a jelentős ágazati, kormányzási átalakulást igénylő jövőkép, mely Európát globális vezetővé teheti a környezeti és a biodiverzitás-krízis kezelésében.

A nagyratörő tervek szerint az ökoszisztémák állapotjavítását és kiterjedésének növelését a zöldinfrastruktúra- (továbbiakban ZI) fejlesztés alapozza meg, melyre vonatkozóan az EU szintén kidolgozott egy stratégiát (COM[2013] 249 EB). A stratégia a természeti tőkénk eddigi sikertelen megővésének problémáját abban látja, hogy a természet által nyújtott javakat, az ún. ökoszisztéma-szolgáltatásokat úgy használtuk, mintha azok kimeríthetetlenek lennének. A megoldás csak az ökoszisztéma-szolgáltatások ésszerű és takarékos használata, a szolgáltatást biztosító ökoszisztémák (a természeti tőke) megővése, helyreállítása és fejlesztése lehet, melynek eszköze a ZI, mely egyben a klímaváltozással szembeni adaptáció egyik fontos eszköze is (COM[2021] 82 EB). A ZI a természetes és félig természetes területek, valamint növényzettel fedett és ökológiai funkciót betöltő egyéb tájelemek olyan stratégiaileg megtervezett hálózata, mely széleskörű ökoszisztéma-szolgáltatások nyújtására képes a vidéki és városi környezetben egyaránt. Ez a meghatározás az EU zöldinfrastruktúra stratégiáján alapul (COM[2013] 249 EB), megjegyezzük azonban, hogy számos más megfogalmazás is napvilágot látott.

A ZI-fejlesztés célkitűzéseinek meghatározása a ZI alapállapot-értékelése alapján történik, amiről részletesebben ebben a kötetben olvashatnak (Szitár *et al.* 2021). A ZI-állapotértékelés és -fejlesztés közös alapja három fő szempont vagy értékelési tengely, mely a ZI definíciójából következik: az ökoszisztémák ökológiai állapota, a térbeli összekapcsoltságuk (konnektivitásuk), valamint az általuk nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatások és azok mennyisége, amelyeket multifunkcionalitásként értékelünk. A ZI-fejlesztési javaslatok segítik az élővilág megőrzése és a szakágazatok célrendszere közötti kapcsolat megteremtését oly módon, hogy tudományosan megalapozott javaslatokat fogalmaznak meg. A ZI-fejlesztési javaslatok célterületeinek konkrét térbeli lehatárolása segíti a területhasználót jelentősen befolyásoló – pl. a mezőgazdaság, vízgazdálkodás, erdőgazdálkodás, terület- és településfejlesztés területén dolgozó – ágazati döntésho-

zők munkáját. Az adatokkal megfelelően alátámasztott és az ökológiai szemléletet tükröző ZI-fejlesztési javaslattal van esély a természeti tőke hanyatlásának visszafordítására, valamint az eddigi sikertelen erőfeszítések helyett a tájhasználatot az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal is számoló, fenntartható útra terelni. Ehhez szükséges a fejlesztés megvalósulásának rendszeres monitorozása.

A hazai ZI-állapotértékelés és -fejlesztés tervezéséhez az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése és térképezése adta az alapot (Kovács-Hostyánszki *et al.* 2019), mely ugyanazon KEHOP projekt (http1) keretében valósult meg. Ennek első lépéseként elkészült Magyarország Ökoszisztéma-alaptérképe 20 m × 20 m-es megjelenítési felbontással, majd az ökoszisztémák állapotát is becsülték (Tanács *et al.* 2021), végül ezekre épült a kiválasztott ökoszisztéma-szolgáltatások elemzése és térképezése. Összesen hat országos és öt települési, szabályozó vagy kulturális típusú ökoszisztéma-szolgáltatás indikátort vettek figyelembe. A ZI-állapotértékelés ezen elemzések felhasználásával készült. A ZI-fejlesztési javaslatok célja az alapállapot-értékelés alapján lokalizált fejlesztési prioritások meghatározása egy egységes koncepció mentén, mely alapot adhat a természetvédelmi és egyéb érintett ágazati fejlesztésekhez. A ZI-fejlesztési koncepció részletes leírása a projekt keretében készült jelentésben található (Csósi *et al.* 2021), itt a legfontosabb módszertani fejlesztéseket és eredményeket mutatjuk be, melyek a gyakorlati felhasználás irányába is utat mutathatnak.

Anyag és módszer

A ZI-állapotértékelés az állapotér mindhárom tengelyén (az ökológiai állapot, az ökoszisztéma-szolgáltatás és a térbeli összekapcsoltság) egy adott terület ötféle értéket vehet fel (1–5), ahol a legjobbat az 5 jelzi. A ZI-állapotértékek megmutatja, hogy az egyes térképcellákra vonatkozóan a három tengely milyen értéket vesz fel (a térképet ld. Szitár *et al.* 2021). Könnyű belátni, hogy a három dimenzióban felvehető öt érték túl sok kombinációs kategóriát eredményez, így ezek összevonásokkal kerültek ábrázolásra, úgy, hogy az ökoszisztéma-szolgáltatás (vagy multifunkcionalitás) három, míg a konnektivitás két értéket vehet fel. A fejlesztés elve, hogy a rosszabb állapotból a jobb állapotba való elmozdulás kívánatos az állapotterben. Az elmozdulások azonban nem azonos értékűek, mivel a három tengely szerinti állapot értékei nem teljesen függetlenek egymástól. Az ökológiai állapot összefüggésben áll az ökoszisztéma konnektivitásával, hiszen az elszigetelődés hosszú távon mindenképpen az ökológiai állapot leromlásával jár, és fordítva, több és jobb állapotú ökoszisztéma jobb átjárhatóságot biztosít a tájban. Az ökológiai állapot tengelyt kiemelten kezeltük, mert ezt a tényezőt tartjuk a legfon-

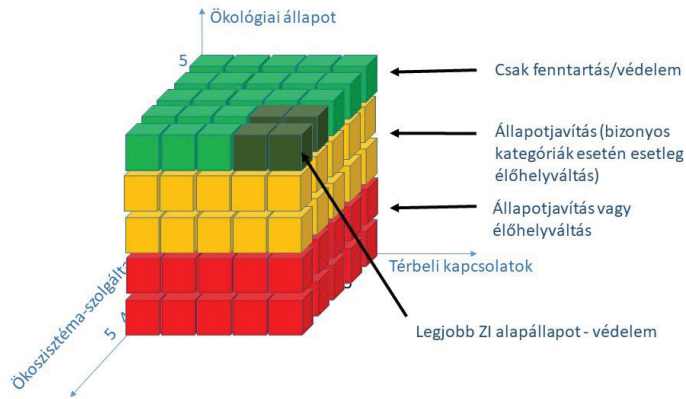
tosabbnak a három közül, minthogy ez képezi a zöldinfrastruktúra minden funkciójának alapját, így a zöldinfrastruktúra-fejlesztés fő beavatkozási típusainak lehatárolását elsődlegesen ezen tengely alapján végeztük. Ezen az alapon az ötös ökológiai állapotú területeket elkülönítettük, itt nem szükséges fejlesztési beavatkozás, csak fenntartás és megőrzés (1. ábra). Ezen belül, ahol a másik két jellemző is magas értéket vesz fel, azok tekinthetők a legjobb állapotú ZI-területeknek.

Minden területet, ahol az ökológiai állapot nem ötös értékű, potenciális beavatkozási területnek tekintünk. Ezen belül elkülönítettük a csak állapotjavításra és az ökoszisztémátípus-váltásra is alkalmas területeket (sárga és piros színnel jelölve az ábrán). Ez a beosztás nem automatikusan, hanem ökoszisztéma-specifikusan történt, minden egyes átmenet elemzésével, szakértői döntés segítségével (részletesen lásd Csöszsi *et al.* 2021). Az elkülönítés logikai sémáját a 2. ábra mutatja be. Az eredmény a ZI-fejlesztés szempontjából három lehetséges kimenet: (1) védelemre, (2) potenciális állapotjavításra, ill. (3) ökoszisztéma-váltásra alkalmas területek lehatárolása. Ezen kívül a fejlesztési javaslat tartalmazza a magas ökológiai állapotú területek térbeli összekapcsoltságának javítását célzó tájökölógiai folyosók lehetséges helyét is.

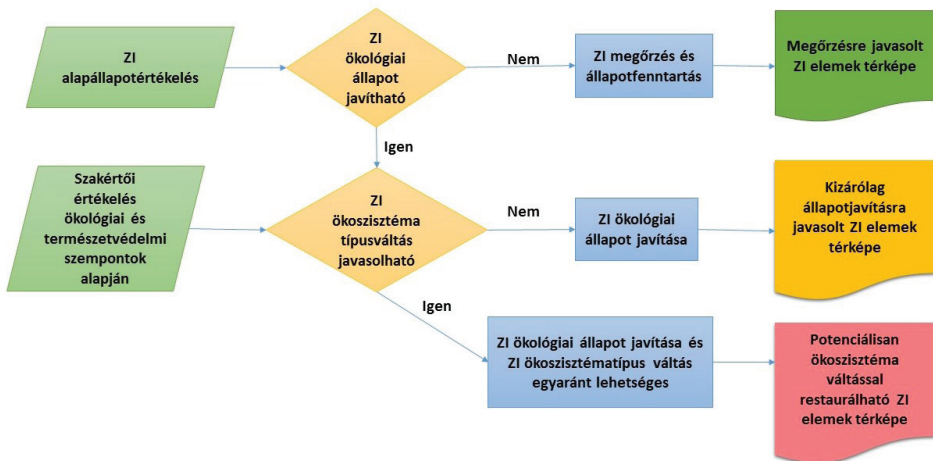
A kiváló és jó ökológiai állapotú területek közötti kapcsolatok fejlesztésének lehatárolásához a „legkisebb költség útvonal” (Least Cost Path, Zhang *et al.* 2018) térinformatikai módszerét használtuk. Ennek alapja a „költség-” vagy ellenállástérkép elkészítése, ahol minden térképi pontnak (pixelnek) van egy költségértéke, amely a területen történő „áthaladás” nehézségével van arányban. Az ellenállástérkép készítése során az Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriáit „költség” szempontjából 1 és 100 között újraosztályoztuk: a legmagasabb értékű területek az urbanus területek, legalacsonyabbak a természetközeli erdős, vizes és gyepterületek. Az egyes pontokon áthaladva így bizonyos értékkel mindig növekszik a költség, és a két pontot összekötő potenciális útvonalak között mindig meghatározható a „legalacsonyabb költségű” útvonal. Az összekötő vonalakat a 15 hektárnál nagyobb, jó és kiváló ökológiai állapotú csomópontok között határoztuk meg úgy, hogy a tervezett folyosó a három legközelebbi szomszédot kapcsolja össze legfeljebb 30 km-es távolságban. Országos szinten, konkrét fajok igényeinek meghatározása nélkül az elemzés eredménye inkább egy általános, potenciális ökofolyosó elemzésnek tekinthető.

Az ökológiai szempontból indokolható potenciális beavatkozások az ország jelentős területét lefedik (8,2 millió hektár, 88%), ezért szükséges a fejlesztések prioritizálása. Ennek érdekében meghatároztuk azokat a környezeti és területhasználati konfliktusokat, amelyek alapján beavatkozási fókuszterületek javasolhatók. A vizsgált környezeti konfliktusok, ill. konfliktussal érintett területek a következők: belvív-veszélyeztetettség, vízminőség-védelmi területen lévő szántók,

Fenntartás– ökológiai állapotjavítás– élőhelyváltás



1. ábra. A három állapotértékelési tengely mentén kialakuló állapotokról az ötfokozatú értékelés mentén, amely kijelöli, hogy az egyes (különböző színekkel jelölt) térrészekben a zöldinfrastruktúra-elemek milyen állapotban vannak, és milyen irányba, milyen módon fejleszthetők.



2. ábra. A zöldinfrastruktúra-fejlesztés logikai sémája és három fő kimenete, amelyek megmutatják, hogy hol elsődleges a megőrzés (megőrzés-térkép), illetve hol lehet javítani a zöldinfrastruktúra állapotát élőhelyváltással vagy anélkül.

deflációérzékeny területek, erózió-veszélyeztetett területek, faültetvények. A faültetvények fele ma védett területen található, így indokolt konfliktusterületként elemezni ezeket. A vizsgált konfliktusok összemetszésével összesített környezeti konfliktustérképet állítottunk elő, melyen a pixelek 0–5 értéket vehetnek fel. Az értékek a konfliktusok számával és mértékével arányosak (Csöszsi *et al.* 2021). A ZI-fejlesztések elindítását elsősorban ezeken a konfliktusokkal érintett területeken javasoljuk, hiszen ebben az esetben az élőhelyek állapotjavításával emelhető azok ökoszisztéma-szolgáltatásainak mennyisége és minősége is, amellyel a társadalmi-gazdasági hasznuk is többszörösen jelentkezik.

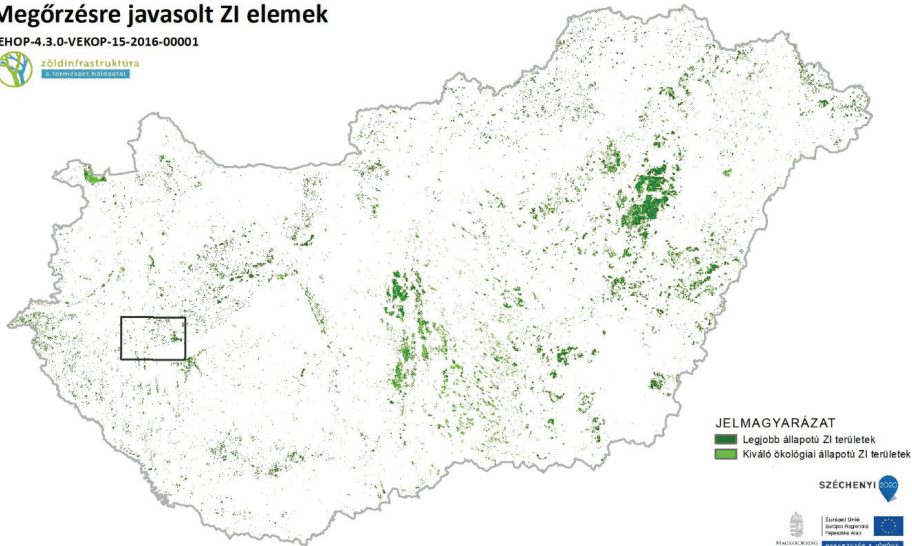
Nem álltunk meg a potenciális ZI-fejlesztési területek lehatárolásánál, arra is választ kerestünk, hogy az ökoszisztéma-váltás esetén milyen élőhelytípus kialakítása reális. A célélőhelyek lehetséges előfordulási térképét az Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriáinál finomabb beosztású, Á-NÉR élőhelytípusokra készült, többretegű potenciális természetes vegetációmodell (MPNV) felhasználásával jelöltük ki (Somodi *et al.* 2017). (Megjegyezzük, hogy a fentiek miatt az Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriáival kapcsolatos szövegben az ökoszisztéma, míg az ÁNÉR élőhelytípusokhoz köthető leírásokban az élőhely szót alkalmazzuk.) A modell 47 élőhelytípusra adja meg a potenciális előfordulási térképet a jelenlegi klimatikus és környezeti viszonyokra, így adott helyre megadható a legvalószínűbb előfordulási esélyű élőhelyek listája. A potenciális élőhelyváltásra vonatkozó fejlesztési javaslatot prioritizáltuk a fenti konfliktustérképek alapján, ebből mintaként az Ökoszisztéma-alaptérkép összes, összevont gyeptípusára vonatkozó lehetséges restaurációs területet (ökoszisztéma-váltást) ábrázoló térképet mutatjuk be.

Eredmények

A védelemre javasolt, kiváló ZI-állapotú területek az ország 5%-át (kb. 460 ezer hektárt) borítják, melyből 320 ezer hektáron az ökoszisztémák konnektivitása és ökoszisztéma-szolgáltatása (multifunkcionalitása) is jó (4 vagy 5 értékű) (3. ábra). A kizárólag potenciális állapotjavításra javasolt területeken az ökológiai állapot jó (4) vagy közepes (3). Itt erdők, gyepek és vizes élőhelyek többé-kevésbé leromlott állományai jellemzők (4. ábra), a térképen az élőhelyi besorolást is megadjuk. Az ökoszisztématípus-váltással potenciálisan fejleszthető terület összesen 6,95 millió hektár, ami megoszlik a legrosszabb ökológiai állapotú (1) területek (4,4 millió ha), a gyenge (2) állapotú (1,5 millió ha) és közepes (3) állapotú területek (1 millió ha) között (5. ábra). Ezen területek nagyobb része jelenleg szántó (4,5 millió ha).

Megőrzésre javasolt ZI elemek

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



3. ábra. Megőrzésre javasolt zöldinfrastruktúra-elemek. Sötétzölddel jeleztük a minden szempontból legkiválóbb területeket. A világosabb zöld területeken az ökológiai állapot kiváló, de a konnektivitás és ökoszisztéma-szolgáltatások szintje lehetne magasabb. A kivágoton mutatjuk a részleteket.

Az ökológiai folyosók területeinek kijelölésére a „legkisebb költség útvonalakból” – a szakirodalmi ajánlások alapján (Weber *et al.* 2006) – 500 m széles ökológiai folyosót képeztünk (6. ábra). Elsősorban a mezőgazdasági területek lehetnek a fejlesztés célpontjai: potenciálisan 167 ezer hektár szántóterület került lehatárolásra, mint szóba jövő ökológiai folyosó terület.

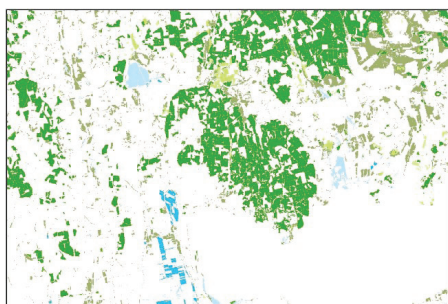
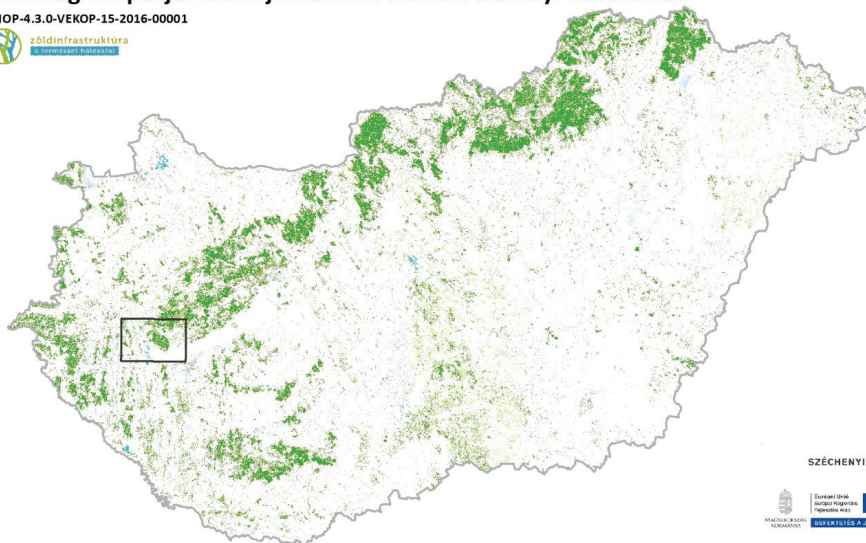
Az öt elemzett környezeti konfliktusterület összemetszésével súlyozott konfliktusterületeket jelöltünk ki a beavatkozási területre (7. ábra), melyek megmutatják a lehetséges sürgető beavatkozási pontokat, alátámasztva a ZI-fejlesztés prioritizálását.

Kizárólag állapotjavításra javasolt ZI elemek élőhelyi besorolása

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



zöldinfrastruktúra
tervezési és
kezelési
terület



JELMAGYARÁZAT

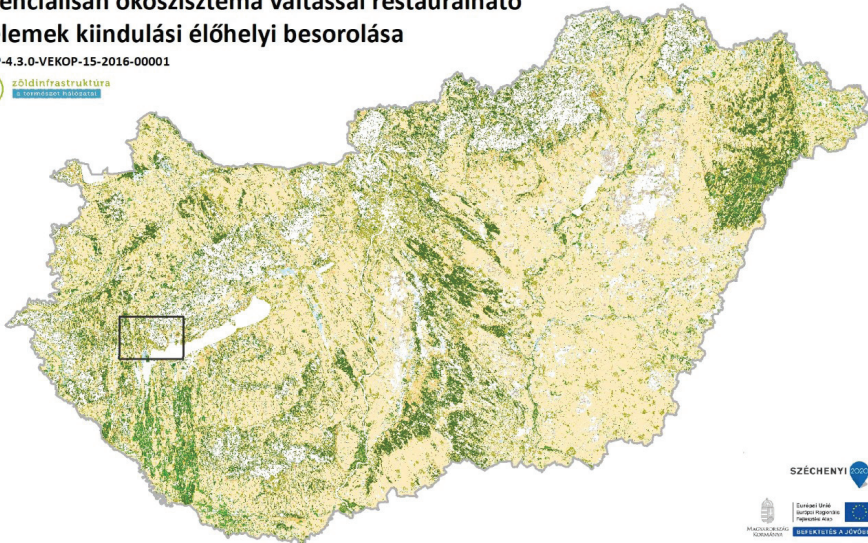
- | | |
|---|---|
| Homoki gyepek | Természetserűbb galériaerdők |
| Sziklabüvásokkal tarkított gyepek | Egyéb vízhatás alatt álló (TVHA) erdők |
| Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken | Lágú száru dominanciájú vizes élőhelyek |
| Többletvihatástól független (TVFLN) erdők | Fás száru dominanciájú vizes élőhelyek |

4. ábra. Kizárólag állapotjavításra javasolt zöldinfrastruktúra-elemek élőhelyi besorolása az ökoszisztéma-alaptérkép kategóriái szerint. A fehéren maradt területek olyan foltokat jelölnek, ahol az állapotjavításra nincs szükség vagy lehetőség.

A célélőhely-priorizálás eredményei közül itt azt mutatjuk be, amely a gyepek kialakítására különböző valószínűséggel alkalmas területek és az összesített konfliktustérkép összemetszésével készült (8. ábra). A csaknem hétmillió hektárnyi potenciális gyepi élőhely 57%-án van egy vagy több általunk vizsgált környezeti konfliktus, azaz restaurációs fókuszterület. Egyes vagy kettes szintű konfliktus 3,2 millió hektárt érint, hármas vagy négyes szintű konfliktus 788 ezer hektárt, míg 11 ezer hektárt ötös szintű konfliktus érint.

Potenciálisan ökoszisztéma váltással restaurálható ZI elemek kiindulási élőhelyi besorolása

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



JELMAGYARÁZAT

- Zöldfelületek, mesterséges környezetben
- Szántóföldek
- Állandó kultúrák
- Komplex területek
- Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek
- Mászóra nem besorolható lágy szárú növényzet
- Többtörzhatástól független (TVFLN) erdők
- Természetesebb galériaerdők
- Egyéb vízhatás alatt álló (TVHA) erdők
- Idegenhonos fajok dominált erdők, faültvények
- Erdőként nyilvántartott faállomány nélküli, vagy felújítás alatt álló területek
- Mászóra nem besorolható fás szárú terület
- Lágy szárú dominanciájú vizes élőhelyek

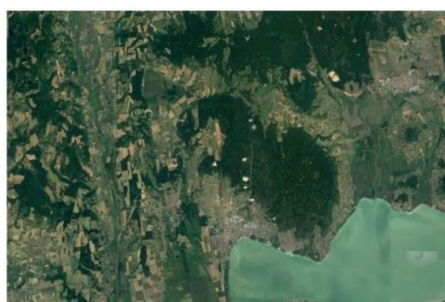
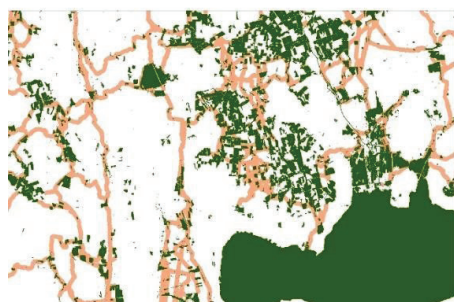
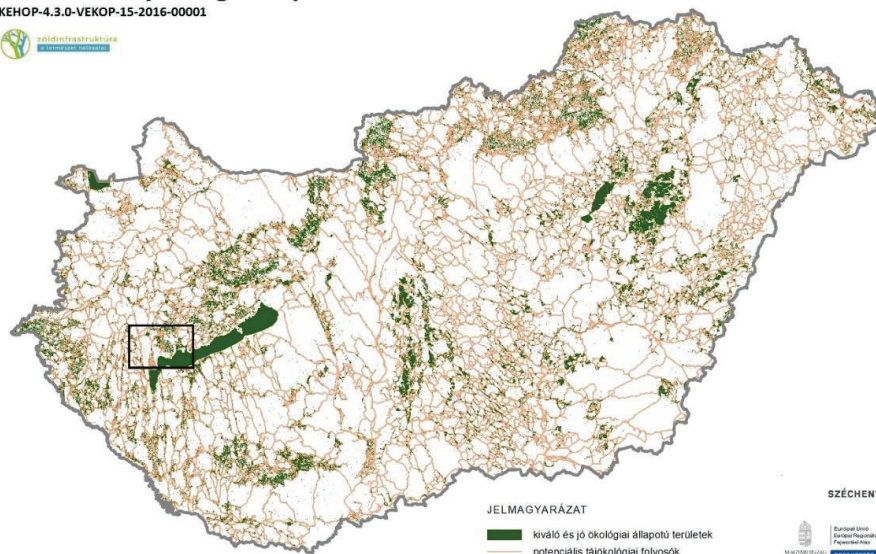
5. ábra. Potenciálisan ökoszisztéma-váltással restaurálható zöldinfrastruktúra-elemek kiindulási élőhelyi besorolása az Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriái szerint. A fehéren maradt területek olyan foltokat jelölnek, ahol az ökoszisztéma-váltásra nincs szükség vagy lehetőség.

Diszkusszió

A ZI-fejlesztési javaslatok eredményei országos léptékben megadják a választ a „hol”, „miért” és „mit” fejlesszünk kérdésekre. A ZI-állapottérkép megadja a „hol” kérdésre a választ, lehatárolja a védelemre, állapotjavításra és az ökoszisztéma-váltásra alkalmas területeket. A ZI-koncepció három tengelye mentén és a konfliktusok jelenléte, vagy a kapcsolatok hiánya alapján minden lokalitásra értelmezhető az ok, ami miatt az adott állapotterbe került. Végül a „mit” kérdésre a célélőhely-priorizálással kaphatunk választ. Az eredmények kiváló alapot adnak ahhoz, hogy integrált megközelítésű, multifunkcionális élőhelykomplexeket tud-

Potenciális tájökológiai folyosók

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



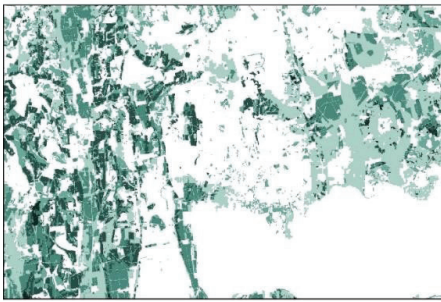
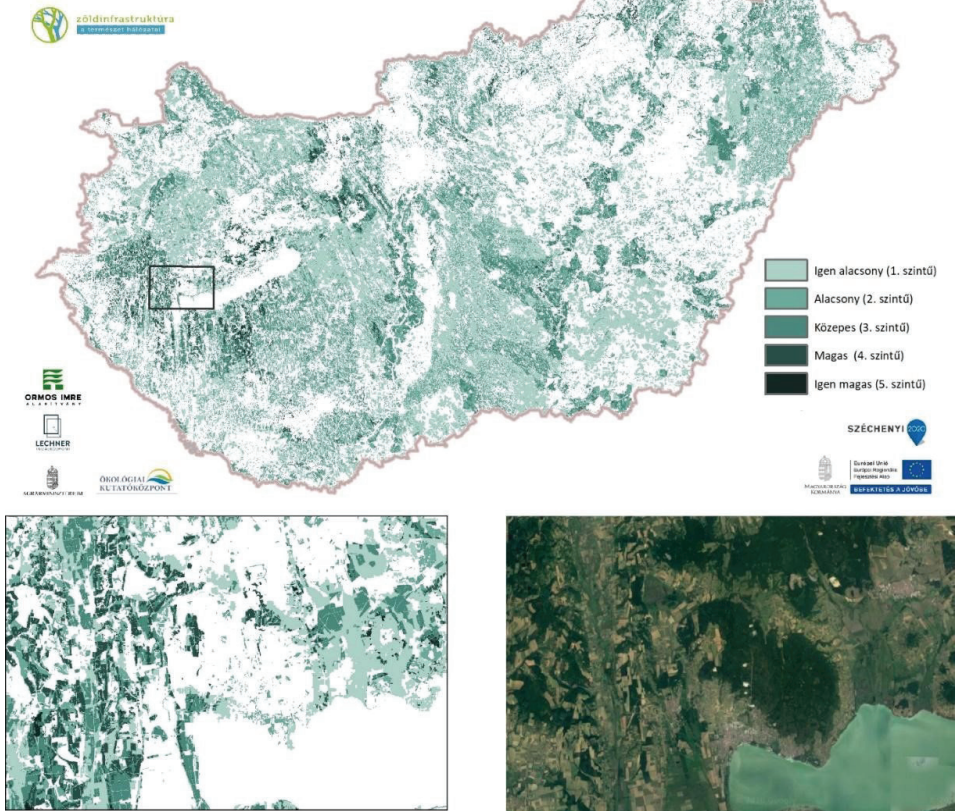
6. ábra. Potenciális tájökológiai folyosók a „legkisebb költség útvonal” modellezésével a kiváló és jó ökológiai állapotú foltok összekötésére.

junk tervezni a biodiverzitás és az ökoszisztéma-szolgáltatások helyreállításának, javításának érdekében. Mivel az ellátó szolgáltatások (pl. élelmiszer) nem szerepeltek a jelen feldolgozásban, ahogy más elemzésekben sem (Hermoso *et al.* 2020), a termeléssel összefüggő csereviszonyokat a következő kutatási szakaszban kell beépíteni a tervezésbe. A további kutatások másik fontos iránya a felméréseknek az országos léptékről a térségi és lokális szintekre való váltása.

A kutatás hiánypótló, mivel egész országot lefedő, egységes koncepció mentén kidolgozott restaurációs javaslat tudomásunk szerint kevés EU tagállamban készült (pl. Finnország: Kotiaho *et al.* 2016), és a ZI-fejlesztésekkel kapcsolatos

Összesített környezeti konfliktus

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



7. ábra. Konfliktus-kompozittérkép: belvíz-veszélyeztetettség, szántók vízminőség-védelmi területen, deflációérzékeny területek, erózió-veszélyeztetett területek, faültetvények. A konfliktus erősségével súlyozott, összesített értékek jelennek meg 0-tól 5-ig (az 5 a legmagasabb konfliktus szint).

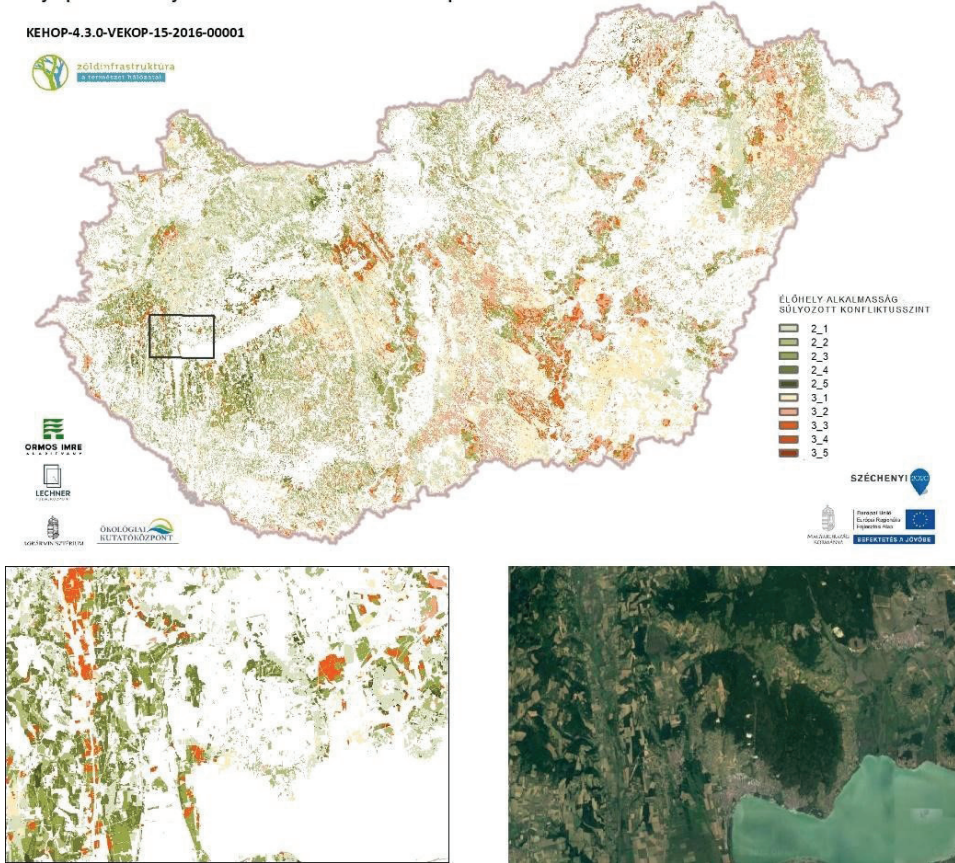
kutatások is inkább a városi zöldfelületek tervezésére összpontosítottak (Hermoso *et al.* 2020), így a kifejlesztett módszertan modell is lehet más országok számára.

A három értékelési tengely koncepciójának gyakorlatba való átültetése mellett a legjelentősebb innováció a többrétegű potenciális természetes vegetáció modell (MPNV) alkalmazása a restaurációs célterületek élőhely-priorizálásánál (Somodi *et al.* 2017). Ez az irány klímaváltozási forgatókönyvek bevonásával klíma-adaptációra képes célélőhely-tervezést is lehetővé tesz a későbbiekben.

A megőrzésre kijelölt területen a kiváló ökológiai állapottal nagy valószínűséggel együtt jár a magas konnektivitás és az ökoszisztéma-szolgáltatások (multifunkcionalitás) magas minősége is. Ez is mutatja, hogy az ökológiai állapot

Gyepes élőhelyek kialakítására alkalmas potenciális restaurációs területek

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



8. ábra. Természetközeli gyepes élőhelyek kialakítására ökológiai szempontból potenciálisan alkalmas restaurációs területek, ahol az ökoszisztéma-váltás megengedett. A jelmagyarázat első száma az MPNV által jóslott élőhelyi alkalmasság valószínűségét jelzi (2: kis valószínűség, 3: közepes és nagy valószínűség), míg a második szám megmutatja, hogy a kialakított környezetkonfliktus-kompozitúrák alapján hányas szintű konfliktus van az adott területen.

javítása a multifunkcionalitás növelésének legjobb módja. Jelen kutatás során a multifunkcionalitást az ökoszisztéma-szolgáltatások változatosságával azonosítottuk, ugyanakkor ez gyakran nem egyértelműen definiált a szakirodalomban (Wang és Banzhaf 2018). A megőrzésre szánt területek térképe alkalmazható a védett területek 30%-ra történő kiterjesztésének tervezésénél, mely az új EU Biodiverzitás Stratégia előírása 2030-ig. Ugyanakkor látható, hogy a még nem védett, de jó állapotú területek kiterjedése nem biztosítja ezt a fejlesztési célt (és egyéb célokat), a gyengébb állapotú területek restaurációjára is szükség lesz.

A ZI-fejlesztési terület-lehatárolások alkalmasak a természetvédelmi célú beavatkozások tervezésének támogatására, a konnektivitás-fejlesztés és a fenntarthatósági szempont érvényesítésére a területi fejlesztések, beruházások és különböző területhasználat-típusok helyének meghatározására. Az eredmények alkalmazásához szükség lesz egyedi szakmai döntésekre is. A bemutatott eredmények komplexitása olyan mértékű, ami nem teszi lehetővé minden szempont egyidejű figyelembevételét, ezért sem készült egy, minden réteget magába foglaló öszszemzés, az már nehezen lenne értelmezhető. Azonban a konkrét beavatkozások tervezéséhez számos értékelés képzelhető el az alkalmazás során, amikor egy adott régióra, beavatkozási területre, pl. a gyeprestaurációra alkalmas területeket az összesített konfliktusterületekkel, az állami tulajdonú védett területekkel, az alacsony termőképességű területekkel, és az ökológiai folyosókkal együtt elemezve prioritási terület és kívánatos beavatkozástípus egyaránt megadható. Az ismertetett eredmények térinformatikai adatbázisainak (http2) felhasználása még számos szakmai kihívást jelent a jövőben.

Meg kell említeni a ZI-állapotértékelés és a ZI-fejlesztés korlátait is. A bemeneti adatok tekintetében esetenként országos adathiány nehezítette a feldolgozást: pl. a Víz Keretirányelv szerint nem monitorozott víztestekről nincsenek adatok; a gyepek állapotáról nem érhető el olyan szintű állapotértékelés, mint az erdőkről (Tanács *et al.* 2021). Ez utóbbi hiányosság hozzájárul ahhoz, hogy jelentős gyepterület van a megőrzendő ZI-állapotterben (3. ábra), és főleg erdő az állapotjavításra szánt területeken (4. ábra). Az ökoszisztéma-szolgáltatások indikátorai közül is csak az országosan térképezettek kerülhettek be az elemzésbe. A konnektivitáselemzés többnyire kulcsfajok viselkedése (élőhelypreferencia, terjedési adatok stb.) alapján történik, de új adatok gyűjtésére és részletes modellezésre nem volt módunk, szakértői becslés alapján határoztuk meg az elemzésben jellemzett élőhelyi átjárhatóságot. Az Ökoszisztéma-alaptérkép 2015. évi adatokon alapul, így idővel az adatokat frissíteni szükséges. Remélhetőleg a ZI-fejlesztési javaslatok tovább pontosíthatók, és az adathiányok kezelésére és a ZI-monitorozás megtervezésére is lehetőséget látunk a jövőben egy új projekt keretein belül.

Köszönetnyilvánítás – A kutatás „A közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzését és fejlesztését, valamint az EU Biológiai Sokféleség Stratégia 2020 célkitűzéseinek hazai szintű megvalósítását megalapozó stratégiai vizsgálatok” című, KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001 azonosítószámú projekt része volt, amely az Európai Regionális Fejlesztési Alap (ERFA) finanszírozásával, a Széchenyi 2020 részeként, a Környezeti és Energiahatékonysági Operatív Program és a Versenyképes Közép-Magyarország Operatív Program keretében valósult meg. A szakmai munkában részt vettek: Bánhidai András, Bede-Fazekas Ákos, Csákvári Edina, Gallé Róbert, Göncz Annamária, Horváth Ferenc, Jáger Katalin, Kiss Dániel, Lehoczki Róbert, Lengyel Attila, Pataki Róbert, Petrik Ottó, Rimóczi Tamás, Sáradi Nóra, Somodi Imelda, Tanács Eszter és Weipert András.

Irodalomjegyzék

- Aronson, J., Alexander, S. (2013): Ecosystem restoration is now a global priority; time to roll up our sleeves. *Restoration Ecology* 21: 293–296. <https://doi.org/10.1111/rec.12011>
- Csősi, M., Vaszócsik, V., Török, K., Kollányi, L., Schneller, K., Teleki, M., Bánhidai, A., Kiss, D., Konkoly-Gyuró, É., Jáger, K., Csecserits, A., Szitár, K. (2021): *A zöldinfrastruktúra megőrzését és fejlesztését biztosító stratégiai keretek és fejlesztési célok, prioritások meghatározása, országos szintű alkalmazása*. Jelentés. Agrárminisztérium, Budapest, 219 p.
- Czúcz, B., Molnár, Zs., Horváth, F., Nagy, G. G., Botta-Dukát, Z., Török, K. (2012): Using the natural capital index framework as a scalable aggregation methodology for regional biodiversity indicators. *Journal for Nature Conservation* 20: 144–152. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.11.002>
- Hermoso, V., Morán-Ordóñez, A., Lanzas, M., Brotons, L. (2020): Designing a network of green infrastructure for the EU. *Landscape and Urban Planning* 196: 103732. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103732>
- Kotiaho, J.S., Kuusela, S., Nieminen, E., Päivinen, J., Moilanen, A., (2016): *Framework for Assessing and Reversing Ecosystem Degradation. Report of the Finnish Restoration Prioritization Working Group on the Options and Costs of Meeting the Aichi Biodiversity Target of Restoring at Least 15 Percent of Degraded Ecosystems in Finland*. Ministry of Environment, Helsinki, 65 p.
- Kovács-Hostyánszki, A., Bereczki, K., Czúcz, B., Fabók, V., Fodor, L., Kalóczkai, Á., Kiss, M., Koncz, P., Kovács, E., Rezneki, R., Tanács, E., Török, K., Vári, Á., Zőlei, A., Zsembery, Z. (2019): Nemzeti ökoszisztéma-szolgáltatás térképezés és értékelés, avagy a természetvédelem országos programja. *Természetvédelmi Közlemények* 25: 80–90. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2019.25.80>
- Somodi, I., Molnár, Zs., Czúcz, B., Bede-Fazekas, Á., Bölöni, J., Pásztor, L., Laborczí, A., Zimmermann, N. E. (2017): Implementation and application of multiple potential natural vegetation models – a case study of Hungary. *Journal of Vegetation Science* 28: 1260–1269. <https://doi.org/10.1111/jvs.12564>
- Szitár, K., Csősi M., Vaszócsik V., Schneller K., Csecserits A., Kollányi L., Teleki M., Kiss D., Bánhidai A., Jáger K., Petrik O., Pataki R., Lehoczki R., Halassy M., Tanács E., Kertész M., Csákvári E., Somodi I., Lengyel A., Gallé R., Weiperth A., Konkoly-Gyuró É., Máté K., Keszthelyi Á. B., Török K. (2021): Az országos zöldinfrastruktúra-hálózat kijelölésének módszertana többszemponú állapotértékelés alapján. *Természetvédelmi Közlemények* 27: 145–157. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2021.27.145>
- Tanács, E., Bede-Fazekas, Á., Standovár, T., Pásztor, L., Szitár K., Csecserits, A., Kiss, M., Vári, Á. (2021): *Az általános ökoszisztéma-állapot indikátorok térképezésének módszertana*. Jelentés. Agrárminisztérium, Budapest, 154 p. <https://doi.org/10.34811/osz.allapot.modszer.tanulmany>
- Wang, J., Banzhaf, E. (2018): Towards a better understanding of Green Infrastructure: A critical review. *Ecological Indicators* 85: 758–772. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.018>
- Weber, T., Sloan, A., Wolf, J. (2006). Maryland's Green Infrastructure Assessment: Development of a comprehensive approach to land conservation. *Landscape and Urban Planning* 77: 94–110. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.002>
- Zhang, Z., Meerow, S., Newell, J. P., Lindquist, M. (2019): Enhancing landscape connectivity through multifunctional green infrastructure corridor modeling and design. *Urban Forestry & Urban Greening* 38: 305–317. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.10.014>

Hivatkozott jogszabályok:

COM(2013) 249 EB rendelet. Green Infrastructure (GI) — Enhancing Europe’s Natural Capital.

COM(2019) 640 EB rendelet. The European Green Deal.

COM(2020) 380 EB rendelet. EU Biodiversity Strategy for 2030 — Bringing nature back into our lives.

COM(2021) 82 EB rendelet. Forging a climate-resilient Europe — the new EU Strategy on Adaptation to Climate Change.

Internetes források:

http1: <http://termeszetem.hu/hu> (Hozzáférés dátuma: 2021. 11. 11.)

http2: <http://alapterkep.termeszetem.hu/> (Hozzáférés dátuma: 2021. 11. 11.)

Target areas for green infrastructure development in Hungary

Katalin Török¹, Mónika Csósz², Vilja Vaszócsik², Krisztián Schneller², Mónika Teleki², László Kollányi³, Ákos Keszthelyi³,
Klaudia Máté³, Anikó Csecserits¹, Melinda Halassy¹,
Miklós Kertész¹ & Katalin Szitár¹

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

²*Lechner Knowledge Centre, H-1111 Budapest, Budafoki út 59, Hungary,
H-1149 Budapest, Bosnyák tér 5, Hungary*

³*Ormos Imre Charitable Trust, H-1118 Budapest, Villányi út 29–43, Hungary*

E-mail: torok.katalin@ecolres.hu

To reverse the decline of biodiversity, natural capital has to be improved. The EU Biodiversity Strategy seeks to achieve this by green infrastructure development. The identification and assessment of national green infrastructure elements and proposals for their development have three main aspects: ecological state, ecosystem services and connectivity. Our study developed a unified evaluation system of the mapped ecosystem types that resulted in the delineation of areas for conservation or potential improvement, with or without ecosystem type change. The areas for potential green infrastructure development cover a substantial part of the country (88%). The areas fit for improvement are further prioritized by the use of different drivers of conflict. The identification of the suitable ecosystem types to be restored was carried out with the help of the multiple potential vegetation model. The results are suitable for application in practical nature conservation and land use planning.

Keywords: connectivity, decision support, EU Biodiversity Strategy, ecological state, ecosystem service, land use, multifunctionality, multiple potential natural vegetation model

Nagy halom tudás a sztyeppei kurgánokról – immár angol nyelven is

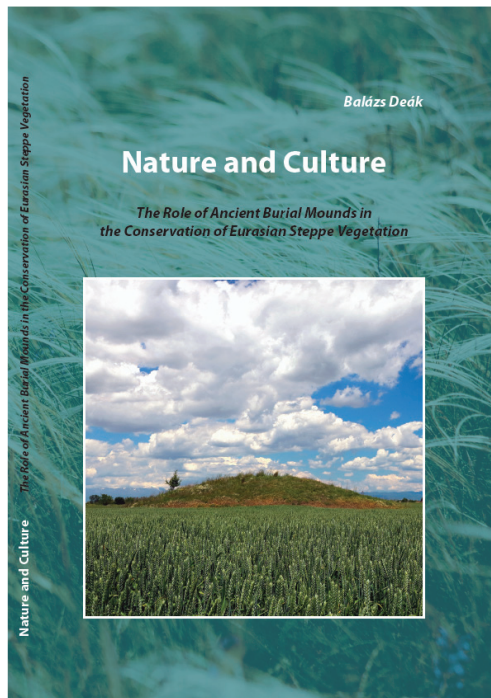
DEÁK BALÁZS (2020): *Nature and Culture. The Role of Ancient Burial Mounds in the Conservation of Eurasian Steppe Vegetation*. Ökológiai Kutatóközpont, Tihany, 172 pp. ISBN: 978-615-5799-10-5

Két évvel a szerző *Természet és történelem. A kurgánok szerepe a sztyeppei vegetáció megőrzésében* című monografikus művének megjelenését követően elkészült a könyv angol nyelvű, bővített kiadása.

A könyvben idézett számítás szerint egy átlagos méretű, 50 m átmérőjű sztyeppei kurgán (temetkezési céllal földből épített halom) létesítése az adott kor technikai színvonalán kb. 500 ember egy napi folyamatos munkájával lehetett egyenértékű. Ezt a létszámot ugyan nem éri el, de a mű irodalomjegyzéke szerint népes az a hazai és nemzetközi kutatói, szakértői kör, akik felhalmozták azt az ismeretanyagot és tapasztalatot az eurázsiai sztyeppek kurgánjairól, amelyet a szerző példaértékűen feldolgozott, rendszerezett, és saját kutatásainak eredményeivel együtt átfogó és összefoglaló jelleggel közreadott.

A kiadvány a sztyeppei halmokkal kapcsolatos tudásanyagot tudományos igényességgel, ugyanakkor olvasható módon közvetíti. Valóban indokolt, hogy minél többen megismerjék és tudatában legyenek a halmok által képviselt, hordozott és fenntartott történelmi, kulturális és táji-természeti értékeknek, ezek komplex jellegének és sérülékenységének – végső soron megőrzésük fontosságának.

A mű magyar nyelvű kiadása ezért több síkon is hozzájárulhat a magyarországi *ex lege* védett kunhalmok megóvásához.



Az angol nyelvű kiadás ugyanakkor a biológusok, természetvédelmi szakemberek nemzetközi közössége számára is elérhetővé tesz olyan, a halmok hatékony védelmét elősegítő elméleti és gyakorlati ismereteket, amelyek nem kis részben hazai kurgánok vizsgálatán, (természetvédelmi) kezelésének tapasztalatain alapulnak. A kurgánok régészeti, kultúrtörténeti, kulturális vonatkozásairól szóló, a mű átfogó jellegét biztosító részeken túl a kibővített angol nyelvű kiadás már külön kitér a halmok megőrzésének társadalmi haszn(osság)ára is.

A szerző biológus-ökológusként és természetvédőként mindemellett a kurgánoknak a sztyepei vegetáció megőrzésében, védelmében betöltött kiemelkedő jelentőségére és szerepére koncentrálna a művében, ezt helyezi a fókuszba. Nem véletlenül, hiszen az eurázsiai szárazgyepek fajgazdagsága, fajmegőrző szerepe és képessége, ezáltal jelentősége a biológiai sokféleség megőrzésében, fenntartásában világszinten kiemelkedő. A kis léptékű növényi fajgazdagság „világrekordereit” ezen élőhelyek között kell keresni.

A mű mindegyik fejezetére érvényes, hogy a tárgykör hazai irodalmában újszerű és hiánypótló módon az adott résztémát az eurázsiai sztyepp övezet egészére történő ki- és áttekintéssel, a sztyepp bióm nyugati és keleti tájaira jellemző eltérő sajátosságok bemutatásával, elemzésével, összevetésével tárgyalja.

A szerző a sztyepp zóna jellemző élőhelyeinek rövid bemutatását követően eurázsiai léptékben, történeti időtávlatban elemzi és mutatja be a tájhasználat változásainak olykor drasztikus hatásait a gyepek élőhelyek kiterjedésére. Felvázolja ennek összefüggéseit a megőrzésüket szolgáló védett természeti területek méretével. Nem meglepő, hogy a sztyepp zóna nyugati, ember által intenzíven igénybe vett részén bizonyos, jellemzően a nagyobb kiterjedésű védett természeti területeken kívül elhelyezkedő mikroélőhelyeknek, élőhelyszigeteknek esszenciális szerepük van az eredeti sztyepp vegetáció (maradványainak) megőrzésében. A sztyepp övezet mintegy 400-600 ezer megmaradt kurgánjának jelentékeny hányada is e funkcionális körbe tartozik – különösen olyan vegetációtípusok vonatkozásában, amelyek termékeny, mezőgazdasági művelésre alkalmas talajon alakultak ki.

A halmokra, mint különleges élőhelyekre tekintő, a könyv legnagyobb terjedelmű fejezetében a szerző a szakirodalom és saját kutatásainak eredményei alapján, módszeresen ismerteti, tárja fel a halmok tulajdonságainak (pl. alakjuk, méretük, mikroklímájuk, vízháztartásuk), valamint a környező táj jellemzőinek összefüggésrendszerét a halmok növényzetével (fajkészlet, funkcionális típusok, mintázatok). Hasonló komplex megközelítéssel és alaposítással mutatja be és elemzi egyes állatfajok vagy az ember különböző (zavarással járó) tevékenységeinek, vagy éppen a hasznosítás (elmaradásának) következményeit a halmok vegetációjára. A korábban a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság munkatársaként szerzett tapasztalatok és a természetvédelmi kezelésben való aktív

közreműködésből fakadó gyakorlatias megközelítés egyaránt segíthették a szerzőt mindezek természetvédelmi tanulságainak levonásában és megfogalmazásában. Az e részben tárgyalt témakörökhöz a törzsszövegétől eltérő, egységes tipográfiájú esettanulmányok kapcsolódnak és mutatják be a szerző által végzett, vezetett kutatásokat és azok eredményeit. Kiemelendő az a sztyepp zóna ázsiai részén, kazahsztáni halmokon végzett vizsgálat, amely nem élőhelyszigetként funkcionáló, hanem sztyeppel körülvett kurgánok természetvédelmi jelentőségét tárta fel.

A halmokat veszélyeztető hatásokat rendszerező, bemutató rész elgondolkodtató tendenciákat vázol fel a sztyepp biom – ebből a szempontból is – eltérő jellegű nyugati és keleti részére vonatkozóan.

A kurgánok természetvédelmi helyzetét és megőrzésük lehetőségeit tárgyaló utolsó fejezet terjedelme az angol nyelvű kiadásban bővebb a magyar változathoz képest. Ez részben újabb kutatási eredményeknek, részben a tágabb megközelítésnek köszönhető. Érdekes eredményekkel, tanulságokkal szolgált egyedi jogszabállyal létesített országos jelentőségű védett természeti területeken belül, illetve azokon kívül elhelyezkedő gyepp borítású halmok helyzetének 138 helyszín botanikai és zoológiai adatainak alapuló összevetése.

A mezőgazdasági támogatási rendszerek egyes hazai intézkedései és azok hatásai kapcsán a szerző megfontolásra javasolja a „védett tájképi elemként” a művelésből gyakorlatilag kivont halmok természetes gyepekre jellemző fajokkal történő gyepesítésének támogatását. Egy ilyen intézkedés szakmai megalapozását nagyban elősegíthetik a szerző és munkatársai által halmokon elvégzett gyeprekonstrukciós tevékenységeknek a műben felvázolt tanulságai.

A 172 oldalas, logikus felépítésű, jól szerkesztett könyv rendkívül gazdagon illusztrált zömmel a szerző által készített fényképekkel. A képek elhelyezése sok helyütt a margó elhagyásával járt, ezért olykor egymást követő több lapról is hiányoznak az oldalszámok, ami nem könnyíti meg a tartalomjegyzék alapján történő keresést, de az elektronikus változatban ez kevésbé jelent problémát.

A könyv átfogó, részletes és a szövegben gondosan hivatkozott irodalomjegyzéket tartalmaz, mindegyik tárgyalt témakör kapcsán bőséges lehetőséget kínálva az elmélyülésre.

A jelen ismertetőben bemutatott angol nyelvű mű és a korábban megjelent magyar nyelvű kiadvány egyaránt elérhető a <http://deak-valko.blogspot.com/p/kunhalom-publikaciok-kurgan-publications.html> weblapon.

Árgay Zoltán

Agrárminisztérium, Nemzeti Parki és Tájvédelmi Főosztály

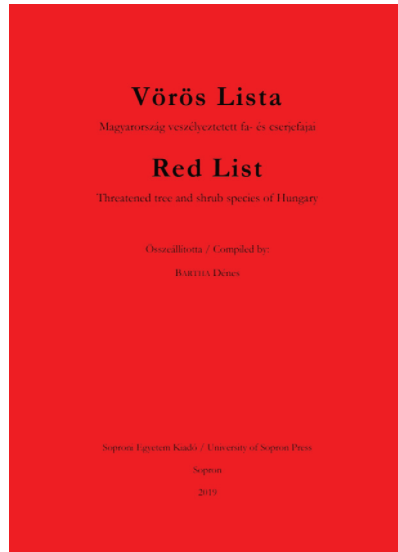
E-mail: zoltan.argay@am.gov.hu

Aktualizálásra került a hazai dendroflóra Vörös, Fekete és Szürke Listája

A szakmai berkekben közismert és általánosan használt színes listák jellemzője, hogy szerepük betöltésének érdekében időről időre aktualizálni kell őket. Ez alapvető jelentőségű, hiszen az ezekben szerepeltetett adatok a szakmát érintő számos fontos kérdésben, illetve döntésben hivatkozási alapot jelentenek. A közelmúltban a dendroflórával kapcsolatban Bartha Dénes tollából több aktualizált lista is napvilágot látott. 2019-ben a Vörös Lista, majd egy évre rá a Fekete és Szürke Lista is megjelent. Az Erdőmérnöki Kar Környezet- és Természetvédelmi Intézetének professzora 2000-ben jelentette meg e listák elődjét. A két évtizedet felölelő időszakban jelentős változások zajlottak (zajlanak) a dendroflórában, így az adatok összevetésével a változások természete is körvonalazódik. A kétnyelvű (magyar és angol) listák a külföldi szakemberek számára is megkönnyítik a közölt ismeretanyag felhasználását.

BARTHA DÉNES (2019): *Vörös Lista. Magyarország veszélyeztetett fa- és cserjefajai*. Soproni Egyetem Kiadó, Sopron, 59 pp. ISBN 978-963-334-328-9

Fa- és cserjefajaink 2019-ben megjelent IUCN kategóriák szerint elkészített Vörös Listája igen alaposan körüljárja a veszélyeztetett fajok témakörét. A lista a taxonok veszélyeztetettségének jelenlegi tudásunk szerinti mértéke mellett számos kiegészítő információt is tárgyal. Ezek közül gyakorlati szempontból talán az egyes fajokat fenyegető veszélyforrások csokorba gyűjtése a leghasznosabb, de fontos elemzések végezhetőek el az 1989 és 2019 között megjelent négy Vörös Lista vonatkozó adataiból is. Ezek mellett a szerző több nemzetközi Vörös Lista adatait is összegyűjtötte, és a hazai védettségi státuszokat is feltüntette. A lista



segítséget jelenthet azoknak is, akik a ritka, veszélyeztetett fa- és cserjefajaink témakörben szeretnének elmélyedni, hiszen az egyes fajokat tárgyaló fontosabb szakirodalmi források hivatkozásai is helyt kaptak a kiegészítő adatok között. A listára összesen 121 dendrotaxon került fel (beleértve 24 hibridet is), mely szám nem tartalmazza a veszélyeztetettség-közeli, a legkevésbé veszélyeztetett és az adathiányos kategóriába sorolt taxonokat. Az elmúlt évek adataival összevetve megállapítható, hogy a veszélyeztetett fásszárúak száma jelentősen növekedett.

BARTHA DÉNES (2020): *Fekete Lista. Magyarország inváziós fa- és cserjefajai. Szürke Lista. Magyarország potenciálisan inváziós fa- és cserjefajai*. Soproni Egyetem Kiadó, Sopron, 84 pp. ISBN 978-963-334-357-9

A hazánkban potenciálisan, illetve ténylegesen előforduló idegenhonos dendrotaxonok körében igen mély merítéssel összeállított listák összesen több, mint ezer fás szárút sorolnak be az alapján, hogy a biodiverzitásra mekkora kockázatot jelentenek. A szerepeltetett taxonok a jelentett kockázat alapján három fő listára (Fekete, Szürke és Fehér Lista) kerültek besorolásra, melyeken belül további alkategóriák segítik a tényleges kockázat minél pontosabb megítélését.

A legmagasabb kockázatot jelentő fajok a Fekete Listára kerülnek, mely esetben három allista került elkülönítésre a következők szerint. A Kezelési Listán az a 16 faj kapott helyet, melyek gyakorisága miatt a teljes kiirtásukra már aligha van esély, de lokális visszaszorításuk kiemelt természeti értékek védelme érdekében fontos feladat. A Cselekvési Listán 4 faj szerepel. Ezekre jellemző, hogy az inváziójuk kezdeti szakaszán járnak, így visszaszorításuk vagy teljes kiirtásuk még reális cél lehet. A 25 fajt felvonultató Figyelmeztető Lista azokat a dendrotaxonokat tárgyalja, melyek hazánkban még nem fordulnak elő, de hasonló ökológiai adottságú területeken már inváziós viselkedést mutatnak. Ezekben az esetekben a legfontosabb feladat e fajok bekerülésének megakadályozása.

A két allistára osztott Szürke Lista a potenciálisan inváziós taxonoké,



melyek közvetlenül vagy az élőhely átalakításával veszélyeztetik az őshonos flórát. Az Operatív Listán olyan fajok kaptak helyet (19 faj), melyek inváziós veszélyéről még kevés (vagy ellentmondásos) tudományos ismeret áll rendelkezésre, de ezek alapján esetleges intézkedések már meghozhatók. A Megfigyelési Listán azok a fajok szerepelnek (23 faj), melyek károkozása nem zárható ki, de a csekély ismeretanyag miatt kezelésük nem indokolt.

Végül a Fehér Listán a jelenleg nem inváziós idegen fajok szerepelnek (1026 faj), melyek jelen ismereteink szerint nem jelentenek veszélyt sem hazánk flórájára, sem élőhelyeire.

Külön kiemelendő, hogy a szerző a Fekete és a Szürke Lista fajainak esetében megadja a szomszédos országok, illetve a fontosabb nemzetközi listák szerinti besorolását is.

A kiadványok korlátozott példányszámban megrendelhetők az Erdőmérnöki Kar Környezet- és Természetvédelmi Intézetétől, valamint letölthetők az alábbi weboldalakról:

Vörös Lista:

http://nti.emk.uni-sopron.hu/images/Kiadványok/Vörös_Lista_2019.pdf

Fekete és Szürke Lista:

http://nti.emk.uni-sopron.hu/images/Kiadványok/Fekete_Lista.pdf

Korda Márton

Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Környezet- és Természetvédelmi Intézet

E-mail: korda.marton@gmail.com

Tartalomjegyzék

Gyakorlati természetvédelmi tapasztalatok

- Borza Sándor, Godó Laura, Csathó András István,
Valkó Orsolya és Deák Balázs: A közúti közlekedés természetkárosító
hatása a magyarországi gerincesfaunára – Szakirodalmi áttekintés. 1
- Moldován Orsolya, Schneider Viktor, Szél László és
Németh Attila: Ajánlások földikutya-állományok egyedszámváltozásának
egységes nyomon követéséhez. 18
- Németh Attila, Schneider Viktor, Váczi Olivér és Csorba Gábor: Felszínen
mozgó földikutyák – A földikutyák védelmének új kihívása. 36

Természettudományos kutatások

- Berki Boglárka és Csecserits Anikó: Segítheti-e a növényfajok invázióját az
ellenségeik hiánya? – Irodalmi áttekintés a közönséges selyemkórót és
Európában őshonos rokonait, a méreggyilokfajokat fogyasztó rovarokról . . . 55
- Bozó László, Rozgonyi János és Csathó András István: A Natura 2000 területek
természetvédelmi jelentősége az agrártájban: esettanulmány a lökösházi
Turai-gyep tájban betöltött szerepéről 77
- Gyarmathy István, Korompai Tamás, Mester Béla és
Novák Richárd: Különböző színhőmérsékletű fényforrások rovarvonzó
hatásának természetvédelmi szempontú vizsgálata 98
- Sáradi Nóra, Yesenia Belén Llumiyinga, Bruna Paolinelli Reis, Török Katalin,
Szitár Katalin, Csákvári Edina és Halassy Melinda: Homoki gyepek
regenerációjának hosszú távú sikeressége felhagyott szántókon: kezdeti
restaurációs beavatkozások és a táji környezet hatásai 110

Tölgyesi Csaba, Bátor Zoltán, Deák Balázs, Erdős László, Hábenczyus Alida Anna, Kukla Luca Sára, Török Péter, Valkó Orsolya és Kelemen András: A homokfásítás alkonya és az ártérfásítás hajnala	126
--	-----

Társadalomtudományi módszerek a természetvédelem szolgálatában

Szitár Katalin, Csősz Mónika, Vaszócsik Vilja, Schneller Krisztián, Csecserits Anikó, Kollányi László, Teleki Mónika, Kiss Dániel, Bánhidai András, Jáger Katalin, Petrik Ottó, Pataki Róbert, Lehoczki Róbert, Halassy Melinda, Tanács Eszter, Kertész Miklós, Csákvári Edina, Somodi Imelda, Lengyel Attila, Gallé Róbert, Weiperth András, Konkoly-Gyuró Éva, Máté Klaudia, Keszthelyi Ákos Bence és Török Katalin: Az országos zöldinfrastruktúra-hálózat kijelölésének módszertana többszemponú állapotértékelés alapján. 145	145
Török Katalin, Csősz Mónika, Vaszócsik Vilja, Schneller Krisztián, Teleki Mónika, Kollányi László, Keszthelyi Ákos, Máté Klaudia, Csecserits Anikó, Halassy Melinda, Kertész Miklós és Sitár Katalin: A zöldinfrastruktúra-fejlesztés célterületei Magyarországon	158

Könyvismertető

Árgay Zoltán: Nagy halom tudás a sztyeppe kurgánokról – immár angol nyelven is	173
Korda Márton: Aktualizálásra került a hazai dendroflóra Vörös, Fekete és Szürke Listája	176

Contents

Lessons in Conservation Practice

- Sándor Borza, Laura Godó, András István Csathó, Orsolya Valkó & Balázs Deák :Negative effects of traffic on vertebrate species – A literature review from Hungary. 17
- Orsolya Moldován, Viktor Schneider, László Szél & Attila Németh: Recommendations for a unified monitoring system of Blind mole rat populations in Hungary 35
- Attila Németh, Viktor Schneider, Olivér Vácsi & Gábor Csorba: Above-ground activity of blind mole rats – New challenges for blind mole rat protection in Hungary 54

Scientific Research

- Boglárka Berki & Anikó Csecserits: The invasion of plant species: does the lack of enemies facilitate invasion? – A literature review of insects consuming common milkweed and related plants 76
- László Bozó, János Rozgonyi & András István Csathó: The role of Natura 2000 sites in nature conservation in an agricultural landscape shown in the Turai-gyep lawn near Lőkösháza (SE Hungary) 97
- István Gyarmathy, Tamás Korompai, Béla Mester & Richárd Novák: How common light sources differ in attracting insects: A case study using long-term data via „Zoolog” monitoring system 109
- Nóra Sáradi, Yesenia Belén Llumiquinga, Bruna Paolinelli Reis, Katalin Török, Katalin Szitár, Edina Csákvári & Melinda Halassy: Long-term success of sand grassland regeneration on abandoned croplands: the impact of initial restoration interventions and the surrounding landscape 125

Csaba Tölgyesi, Zoltán Bátori, Balázs Deák, László Erdős, Alida Anna Hábenczyus, Luca Kukla, Péter Török, Orsolya Valkó & András Kelemen: The end of afforestation on dry sand habitats and its dawn on floodplains	144
--	-----

Social Sciences in Conservation

Katalin Szitár, Mónika Csősz, Vilja Vaszócsik, Krisztián Schneller, Anikó Csecserits, László Kollányi, Mónika Teleki, Ottó Petrik, Róbert Pataki, Róbert Lehoczki, Melinda Halassy, Eszter Tanács, Miklós Kertész, Edina Csákvári, Imelda Somodi, Attila Lengyel, Róbert Gallé, András Weiperth, Éva Konkoly-Gyuró, Klaudia Máté, Ákos Bence Keszthelyi & Katalin Török: Designation and evaluation of the national green infrastructure based on a multi-criteria analysis	157
Katalin Török, Mónika Csősz, Vilja Vaszócsik, Krisztián Schneller, Mónika Teleki, László Kollányi, Ákos Keszthelyi, Klaudia Máté, Anikó Csecserits, Melinda Halassy, Miklós Kertész & Katalin Szitár: Target areas for green infrastructure development in Hungary	172

Book Review

Árgay Zoltán: Nagy halom tudás a sztyeppe kurgánokról – immár angol nyelven is	173
Korda Márton: Aktualizálásra került a hazai dendroflóra Vörös, Fekete és Szürke Listája	176