

TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK

25. ÉVFOLYAM

A Magyar Biológiai Társaság
Környezet- és Természetvédelmi
Szakosztályának közleményei



A kötet megjelenését támogatta:



A kötetet szerkesztette:
Vargáné Bereczki Krisztina
Kovács Eszter

Szerkesztőbizottság:
Vargáné Bereczki Krisztina (elnök)
Báldi András
Horváth Ferenc
Horváth Győző
Kovács Eszter (szerkesztő)
Liker András
Margóczy Katalin

Technikai szerkesztés, tördelés:
Soltész Zoltán

Szerkesztőség címe:
Vargáné Bereczki Krisztina
Ökológiai Kutatóközpont,
2163 Vácrátót Alkotmány u. 2–4.
E-mail: termeszetvedelmi.kozlomenyek@gmail.com

ISSN 1216-4585

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

A Felső-kiskunsági záródó homokpusztagyepék (*Festucetum wagneri*) természetvédelmi szempontból kitüntetett jelentőségű növényfajainak termőhelyi jellemzése

Fülöp Bence¹, Nyári László¹, Deák Márk¹, Balogh Annamária¹,
Molnár Csaba¹, Bódis Judit¹, Sisák István² és Vadász Csaba³

¹Pannon Egyetem, Georgikon Kar, 8360 Keszthely, Deák F. u. 16.

²Szegedi Tudományegyetem, Mezőgazdasági Kar,
6800 Hódmezővásárhely Andrassy út 15.

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

E-mail: 9112bence@gmail.com

Összefoglaló: A homoki termőhelyeken a növényzet fajösszetételének és abundancia-viszonyainak meghatározásában a termőhelyi jellemzők kiemelt jelentőséggel bírnak. A záródó homokpusztagyepék (*Festucetum wagneri*) finom léptékű mintázatainak megismeréshez jó alapot nyújthat, ha az ősgyepék fajkészletének termőhelyi igényeit meghatározzuk. Vizsgálataink során 208 db, egyenként 50x50 cm-es kvadrátban cönológiai felvételt készítettünk, majd a két legfelső talajszint megmintázásával összesen 416 talajmintát gyűjtöttünk. Meghatároztuk a talajminták mész- és humusztartalmát, szemcseméret összetételét és színmeghatározást is végeztünk. A statisztikai elemzések során varianciaanalízist és főkomponens analízist használtunk. A vizsgálatok eredményei egyrészt rámutatnak egy, az edafikus tényezők szerinti finom, de határozottan kirajzolódó niche szegregációra, másrészt lehetővé teszik a jövőbeli élőhely-rekonstrukciók során az edafikus viszonyoknak megfelelő termőhely-specifikus fajkészlet kiválasztását és alkalmazását.

Kulcsszavak: *Festucetum wagneri*, edafikus tényezők, finom léptékű mintázatok

Bevezetés

A homoki termőhelyek vegetációjának kialakulásában különösen nagy jelentőséggel bírnak a mikroléptékű termőhelyi különbségek. A homok humusztartalma és szemcseösszetétele erősen befolyásolja a növények által felvehető tápanyagtartalmát és az elérhető víz mennyiségét (Stefanovits 1981). A differenciált mikrodomborzatú kiskunsági tájban viszonylag kis távolságon belül is jelentősen

eltérő mikroélőhelyek alakulhatnak ki (Molnár 2003, Molnár *et al.* 2006, Máté 2014).

A Pannon homoki gyepek (Natura 2000 kód: 6260) közösségi jelentőségű élőhelyek, amelyek kizárólag a Pannon biogeográfiai régióban fordulnak elő. A Pannon homoki gyepek napjainkban potenciális kiterjedésüknek csupán töredékén vannak jelen, ezeknek is csak az egyharmada mondható természetközeli állapotúnak (Máté 2014). A Duna-Tisza közén a zárt homoki sztyepprétek és a nyílt homoki gyepek jellemzőek. Ez utóbbiak közé tartoznak a félsivatagi jellegű, *Festuca vaginata* dominálta évelő nyílt homokpusztagyepek és a *Festuca wagneri* dominanciájával jellemezhető záródó homokpusztagyepek (Fekete *et al.* 2002). A *Festucetum wagneri* egy kevésbé kutatott társulás, amelynek több karakterisztikus faja is természetvédelmi oltalom alá esik.

A homoki gyepekre korábban a mezőgazdasági művelésbe vonás és az erdősítés (ültetvénné alakítás) jelentette a legnagyobb veszélyt (Biró *et al.* 2011), napjainkban pedig a klímaváltozás (Molnár *et al.* 2018) és az inváziós fajok (Vadász 2015) térhódítása reprezentálja a legjelentősebb veszélyeztető tényezőket.

Az utóbbi évtizedekben a Kiskunsági Nemzeti Parkban nagy területen (kb. 2000 ha-on) hagytak fel szántókat gazdasági megfontolásból (Molnár *et al.* 2018), illetve természetvédelmi célból (Vadász 2015). Az ennek során létrejött nagy kiterjedésű parlagok szukcessziója meglehetősen lassú folyamat: az eddigi tapasztalatok alapján a legszárazabb termőhelyek vegetációja regenerálódik a leglassabban, amit a táji környezet, a forráspopulációktól való távolság és a területhasznosítási rendszer is befolyásol (Vadász Cs. személyes tapasztalata). A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság szakemberei ezt a folyamatot szeretnék segíteni azzal, hogy az adott terület termőhelyi viszonyainak megfelelő, rossz terjedőképességű, specialista edényes növényfajokat betelepítik a parlagokra (leggyakrabban magvetéssel), így segítve fajokban gazdag gyepek kialakulását.

A nagy fajgazdagságú ősgyepek fajkészletének és a vegetáció finom léptékű mintázatainak termőhelyi jellemzők általi befolyásoltságának kutatásával reményeink szerint olyan adatokat tudunk szolgáltatni, amelyek segíthetik a restaurációs munkák eredményességét is. Vizsgálataink során arra voltunk kíváncsiak, hogy 1) a záródó homokpusztagyepel borított mintaterületek között mely talajtulajdonságok alapján mutatható ki különbség; 2) melyek az előforduló, természetvédelmi oltalomban részesülő fajok termőhelyeinek talajtani jellemzői; 3) melyek az egyes védett fajok elterjedését meghatározó legfontosabb talajtani tényezők. Közleményünk elsődleges célja, hogy alapadatokat biztosítsunk a jövőbeli természetvédelmi célú rekonstrukciós tevékenységekhez.

Módszerek

A vizsgált terület két kistáj, a Csepeli-sík és a Kiskunsági-homokhát határán található.

A Csepeli-sík, mint kistáj talajtani szempontból nagyon változatos. Mozaikosságát mutatja, hogy egyetlen talajtípus sem borítja az összterület 20%-át. A táj területén 5%-nál kisebb kiterjedésben találhatóak meg a futóhomok és a mészlepedékes csernozjom talajok (Dövényi 2010). A jelentősen átalakított mezőgazdasági tájban kb. 20%-nyi a természetes és féltermészetes növényzet borítása. Mivel nagyon változatos élőhelyek találhatóak itt, a flóra rendkívül diverz (Gergely *et al.* 2008).

A Kiskunsági-homokhát talajainak többsége homok jellegű. Területének 39%-át futóhomok teszi ki, a humuszos homoktalajok 17%-ot foglalnak el (Dövényi 2010). A kistáj természetes növényzete gyakran izolált fragmentumokra korlátozódik, mégis – a napjainkra is fennmaradt ösgyepek és a természetközeli erdősztyepp mozaikok miatt – az Alföld egyik legfajgazdagabb területe. Növényvilága endemizmusokban gazdag, a gyepek nagy részét extenzíven használják (Vidéki *et al.* 2008).

Mintaterületeinket a Peszéri-erdő és a Felső-kiskunsági turjánvidék kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területek fajgazdag tisztásain és ösgyepjein (bolygatlan talajú elsődleges gyepeken) jelöltük ki.

A terepi vizsgálatokat 2017. július 4–7. és 2018. június 30. – július 2. között végeztük, amely cönológiai felvételezésből és talajmintavételezésből állt. Hét különböző mintaterületen (1. táblázat) változó hosszúságú transzektet (4–40 m)

1. táblázat: A mintaterületek jellemzői.

Rövidítés	Mintaterület neve	Transzekték száma (db)	Transzekték hossza (m)	Kvadrátok száma összesen (db)	Hely azonosító (ID)
FH	Felső-peszéri külső (honvédségi) területek	4	18, 5, 7, 4	38	1
HHH	Hármashatár-hegy	5	4, 4, 4, 4, 4	25	2
Rh	Rácház	5	7, 6, 10, 12, 13	53	3
4D	Peszéri-erdő 4D erdőrészele	1	12	13	4
7I	Peszéri-erdő 7I erdőrészele	1	40	41	5
ŐNy	Ősnyíres	1	19	20	6
Rez	Rezervátum-tisztás	1	17	18	7

jelöltünk ki. A transzkek méretét a záródó homokpusztagyep (*Festucetum wagneri*) foltok mérete határozta meg.

A transzkek mentén 1 méterenként 50x50 cm-es kvadrátokat jelöltünk ki, összesen 204 db-ot, melyekben feljegyeztük a kvadrátban előforduló védett és fokozottan védett fajokat. Ezt követően a kvadrát geometriai közepében (vagy az ahhoz legközelebbi olyan helyen, ahol nem volt védett növény) kézi talajfúróval furatot készítettünk. Minden esetben a felső két talajsint került megmintázásra. A felső szint: a humuszban gazdag felszíni réteg; alsó szint: a humuszos szint alatt található, színe alapján jól elkülönülő alsó réteg. Mindkét szint vastagságát centiméter pontossággal, mérőszalaggal mértük meg. A talajvizsgálat légszáraz mintákból száraz szitálással elkülönített hét szemcseméret frakció mérését, mésztartalom meghatározást, nedves és száraz talajon végzett színmeghatározást, valamint csak a felszíni réteg esetében humusztartalom meghatározást (Várallyay 1993) foglalt magába.

A szemcseösszetétel meghatározáshoz rázógépet használtunk és szitasorozattal az alábbi frakciókat különítettük el: > 2 mm; 1–2 mm; 0,5–1 mm; 0,25–0,5 mm; 0,125–0,25 mm; 0,056–0,125 mm; <0,056 mm. A légszáraz talajmintákból 100–100 grammot mértünk ki. A rázatást minden esetben 5 percig folytattuk, a visszamérést táramérleggen végeztük. A talajokon a szerves anyag meghatározásához a Tyurin-féle módszert alkalmaztuk (Hargitai 1988). A színmerést egy HunterLab MiniScan XE Plus színmérő készülékkel végeztük el légszáraz és nedves állapotban.

Az adatelemzésekbe azokat a védett és fokozottan védett növényfajokat vontuk be, amelyek legalább 5 kvadrátban előfordultak. Ez összesen 14 fajt érintett. Az értékeléshez ökológiai mutatószámokat használtunk. Az ökológiai jelzőszámok olyan értékszámok, amelyek elsősorban a fajok ökológiai magatartását jelzik. Ezek az értékszámok megmutatják az adott faj külső tényezőkkel való reakcióját. Mivel a besorolás szubjektív, csak terepi tapasztalatok alapján levont következtéseken alapszik, ezért önmagában nem alkalmas ökológiai jellemzésre, viszont összehasonlító vizsgálatokra megfelelő (Czóbel *et al.* 2007). A nedvesség igényt [WZ (Zólyomi, skála: 0–11), FS (Soó, skála: 0–5), WB (Borhidi, skála: 1–12)]; és a talajreakciót [RZ (Zólyomi skála: 0–5), RS (Soó skála: 0–5), RB (Borhidi skála: 0–9)] vontuk be az értékelésbe (Horváth *et al.* 1995).

A statisztikai elemzésekhez az SPSS 21.0 programot használtuk (IBM SPSS, 2012). Az összes átlag összehasonlítására egytényezős varianciaanalízist (One-way ANOVA), majd az átlagok páronkénti összehasonlítására (post hoc próbaként) Tukey-tesztet használtunk.

Főkomponens analízist végeztünk az egyes védett növényfajok előfordulását legnagyobb mértékben befolyásoló talajtani paraméterek felhasználásával.

Eredmények

A mintavételi egységekben összesen 108 edényes növényfaj egyedei fordultak elő, köztük 16 természetvédelmi oltalom alatt álló faj előfordulásait rögzítettük (2. táblázat). Leggyakrabban – összesen 128 kvadrátban – a *Festuca wagneri* egyedei kerültek elő, de magas volt a *Stipa borysthena* és az *Ephedra distachya* előfordulások száma is.

2. táblázat: Az előforduló védett és fokozottan védett(*) növényfajok és előfordulásaik száma.

Védett növényfaj	Előfordulások száma	Védett növényfaj	Előfordulások száma
<i>Festuca wagneri</i>	128	<i>Dianthus serotinus</i>	14
<i>Stipa borysthena</i>	118	<i>Centaurea sadleriana</i>	13
<i>Ephedra distachya</i> *	107	<i>Alkanna tinctoria</i>	11
<i>Achillea ochroleuca</i>	50	<i>Allium</i> <i>sphaerocephalon</i>	5
<i>Gypsophila arenaria</i>	48	<i>Iris variegata</i>	5
<i>Iris arenaria</i>	30	<i>Anthericum liliago</i>	5
<i>Centaurea arenaria</i>	17	<i>Onosma</i> <i>pseudoarenaria</i>	2
<i>Stipa pennata</i>	15	<i>Pulsatilla nigricans</i>	1

Mintavételi helyek összehasonlítása

A mintavételi helyek a humusz- és mérszertartalom, valamint az 1–2 mm közötti frakció aránya alapján is erősen különböztek egymástól (3. táblázat). A humusztartalom alapján két csoport jött létre, a 4D erdőrészletben felvett lineákban szignifikánsan magasabb humusztartalmat mérünk, mint a többi – egymáshoz hasonló – helyen. Az 1–2 mm közötti talajfrakció alapján három csoport jött létre. A leg-

3. táblázat: Az egyes mintavételi helyeken vett, felső szintben mért talajtani paraméterek átlagértékei és szórásai. Az átlagértékek indexeiben szereplő betűjelzések a Tukey-teszt eredményét mutatják.

Mintavételi hely	Furat szám (db)	Humusztartalom (%)	1–2 mm közötti frakció (m/m%)	Mérszertartalom (m/m%)
4D	13	2,57±1,29 ^b	2,08±0,76 ^c	0,59±0,58 ^a
7I	41	1,72±0,67 ^a	1,20±0,87 ^b	0,68±0,58 ^a
FH	38	1,30±0,88 ^a	0,16±0,09 ^a	2,55±1,21 ^c
HHH	25	1,27±0,63 ^a	1,92±0,49 ^c	3,69±1,32 ^d
ÖNY	20	1,05±0,69 ^a	0,75±0,55 ^b	4,81±0,99 ^c
Rez	18	1,48±0,82 ^a	1,83±0,65 ^c	8,39±1,14 ^f
RH	53	1,36±0,89 ^a	0,19±0,25 ^a	1,63±1,18 ^b

nagyobb különbségek az egyes helyek mésztartalmában voltak, a 4D és a 7I erdő-részlet egy csoportba került, míg a többi mintaterület jól elkülönül egymástól, öt további csoportot alkotva. A többi talajparaméterben nem volt ilyen határozottan elkülönülő, szignifikáns különbség.

Védett növényfajok termőhelyi jellemzői

A védett növényfajok termőhelyein mért termőréteg vastagság alapján nagyon átfedő csoportok alakultak ki (4. táblázat). Az *Allium sphaerocephalon*-nál tapasztaltuk átlagosan a legsekélyebb humuszos réteget, míg az *Anthericum liliago*-nál volt a legmélyebb a humuszos réteg vastagsága (4. táblázat). Az *Ephedra distachya*, a *Gypsophila arenaria*, az *Achillea ochroleuca*, a *Centaurea arenaria* és a *Stipa borystenica* kevésbé volt érzékeny a humuszos réteg vastagságára, míg az *Anthericum liliago*-nak, a *Centaurea sadleriana*-nak, a *Dianthus serotinus*-nak, az *Iris arenaria*-nak, az *Iris variegata*-nak és a *Stipa pennata*-nak szűkebb volt az előfordulási tartománya (1. függelék 1. ábra az online függelékben [OF]).

A felső réteg mésztartalma esetében két nagyobb és egy kisebb csoport különült el (4. táblázat). A növények többsége nem volt érzékeny a talaj felső rétegé-

4. táblázat: A védett növények előfordulását magyarázó talajtani tényezők átlagértékei és szórásai, minimum és maximum értékei a felső talajrétegben. (felső indexben az elvégzett Tukey-tesztek eredményei)

Növényfaj	Mintaszám	Termőréteg vastagsága (cm)		Mésztartalom (felső réteg)		1–2 mm (felső réteg)	
		átlag±szórás	min–max	átlag±szórás	min–max	átlag±szórás	min–max
<i>Ach och</i>	50	15,20±6,07 ^{abc}	5–30	1,60±1,90 ^{ab}	0,2–8,7	0,78±0,84 ^{abcd}	0,02–2,8
<i>Alk tin</i>	11	19,36±2,25 ^{bcd}	15–22	3,18±1,54 ^{ab}	0,8–5,6	0,36±0,71 ^{abc}	0,07–2
<i>All sph</i>	5	11,00±2,24 ^d	10–15	1,00±1,20 ^a	0,2–3,1	1,20±1,13 ^{bcd}	0,2–2,7
<i>Ant lil</i>	5	26,00±9,62 ^a	10–35	2,60±1,08 ^{ab}	0,8–3,6	1,20±0,65 ^{bcd}	0,5–2,3
<i>Cen are</i>	17	21,36±5,5 ^{cd}	10–30	2,33±1,45 ^{ab}	0,2–4,8	1,06±0,94 ^{abcd}	0,07–2,7
<i>Cen sad</i>	13	12,69±4,84 ^{ab}	10–25	4,23±3,73 ^b	0,2–9,4	1,54±1,12 ^{cd}	0,05–3,4
<i>Di ser</i>	14	17,50±2,34 ^{abc}	15–20	3,00±1,15 ^{ab}	1,1–4,8	0,16±0,06 ^a	0,07–0,3
<i>Eph dis</i>	107	16,56±6,28 ^{abc}	8–30	1,64±1,38 ^{ab}	0,2–5,2	0,73±0,88 ^{abcd}	0,02–3,4
<i>Fes wagi</i>	128	19,62±6,28 ^{bcd}	5–35	2,20±1,58 ^{ab}	0,2–6,7	0,70±0,80 ^{abcd}	0,05–3,1
<i>Gyp are</i>	48	18,98±7,55 ^{abcd}	10–35	4,21±2,76 ^b	0,2–10,2	1,46±0,80 ^{cd}	0,1–3,1
<i>Iri aren</i>	30	12,77±4,76 ^{ab}	10–25	3,14±3,84 ^{ab}	0,2–10,2	1,07±0,86 ^{abcd}	0,05–2,6
<i>Iri vari</i>	5	12,00±2,73 ^{ab}	10–15	9,00±0,86 ^c	8,1–10,2	1,80±0,44 ^d	1,3–2,4
<i>Stip bor</i>	118	18,50±6,61 ^{abcd}	5–35	3,21±2,29 ^{ab}	0,2–10,2	0,84±0,86 ^{abcd}	0,05–3,4
<i>Sti pen</i>	15	23,00±4,55 ^{cd}	10–30	1,33±0,9 ^a	0,4–3,6	0,07±0,13 ^{ab}	0,1–0,6

nek mésztartalmára (átfedő csoportokat alkottak), ezeken a csoportokon belül az *Allium sphaerocephalon* és a *Stipa pennata* volt a legalacsonyabb mésztartalmú termőhelyeken, míg a *Gypsophila arenaria* és a *Centaurea sadleriana* a magasabb mésztartalmú termőhelyeken fordult elő. Külön csoportot alkotott, kiugróan magas mésztartalmú (átlag=9%), szűk előfordulási tartományú talajigényével az *Iris variegata*. A *Centaurea arenaria*, a *Centaurea sadleriana*, az *Iris arenaria*, a *Gypsophila arenaria* és a *Stipa borysthenica* különböző mésztartalmú termőhelyeken is előfordul. Az *Allium sphaerocephalon* és a *Stipa pennata* alacsony méasztartalom igényéhez különösen szűk előfordulási tartomány párosul (1. függelék 2. ábra az online függelékben [OF]).

A felső réteg 1–2 mm közötti frakció aránya alapján négy átfedő csoport jött létre. A *Dianthus serotinus* olyan termőhelyeken fordult elő, ahol ez a frakció hiányzott, míg legnagyobb arányban az *Iris variegata* termőhelyein volt jelen (4. táblázat). Az 1–2 mm közötti frakció arányát tekintve az *Allium sphaerocephalon*, a *Centaurea arenaria*, a *Centaurea sadleriana*, a *Gypsophila arenaria*, az *Iris arenaria* és a *Stipa borysthenica* tág tűrésű, míg az *Alkanna tinctoria*, a *Dianthus serotinus* és a *Stipa pennata* sokkal szűkebb és alacsony tartományban fordult elő (1. függelék 3. ábra az online függelékben [OF]).

5. táblázat: A védett növények előfordulását magyarázó talajtani tényezők átlagértékei, szórásai, minimum és maximum értékei az alsó talajrétegben. (felső indexben az elvégzett Tukey-tesztek eredményei)

Növényfaj	Mintaszám	Mésztartalom (alsó réteg)		1–2 mm frakció aránya (alsó réteg)	
		átlag±szórás	min–max	átlag±szórás	min–max
<i>Ach och</i>	50	3,86±3,50 ^{ab}	0,2–18,2	0,53±0,54 ^{ab}	0,02–2,5
<i>Alk tin</i>	11	4,00±3,30 ^{ab}	0,8–10,9	0,47±0,80 ^{ab}	0,05–2,7
<i>All sph</i>	5	2,00±1,20 ^a	0,4–3,0	0,88±0,53 ^{abc}	0,1–1,3
<i>Ant lil</i>	5	10,60±5,95 ^d	1,7–16,1	1,65±1,47 ^{cd}	0,2–3,4
<i>Cen are</i>	17	6,04±4,46 ^{abcd}	0,8–16,1	1,09±0,53 ^{abc}	0,08–3,6
<i>Cen sad</i>	13	5,69±3,70 ^{abc}	1,5–11,3	1,63±1,25 ^{cd}	0,1–3,8
<i>Di ser</i>	14	2,79±1,47 ^a	0,8–6,5	0,14±0,09 ^a	0,02–0,3
<i>Eph dis</i>	107	3,38±2,67 ^{ab}	0,4–18,2	0,53±0,60 ^{ab}	0,02–3,0
<i>Fes wagi</i>	128	4,47±3,73 ^{ab}	0,2–18,2	0,67±0,81 ^{abc}	0,02–3,6
<i>Gyp are</i>	48	7,50±4,29 ^{bcd}	0,2–16,1	1,52±1,11 ^{bcd}	0,05,3,6
<i>Iri aren</i>	30	4,03±4,08 ^{ab}	0,2–13,8	1,05±0,90 ^{abc}	0,1–3,1
<i>Iri vari</i>	5	10,20±2,25 ^{cd}	7,9–13,8	2,25±0,34 ^d	1,9–2,7
<i>Stip bor</i>	118	5,74±3,53 ^{abc}	0,4–16,1	0,85±0,93 ^{abc}	0,02–3,6
<i>Sti pen</i>	15	1,73±1,04 ^a	0,6–4,2	0,18±0,09 ^a	0,07–0,4

Az alsó rétegben mért mésztartalom alapján két nagyobb és két kisebb csoport különíthető el (5. táblázat). Az *Anthericum liliago*, a *Centaurea arenaria* a *Festuca wagneri*, a *Gypsophila arenaria*, az *Iris arenaria* és a *Stipa borysthena* termőhelyeinek alsó rétegében a mésztartalom tág intervallumban változott, míg az *Alkanna tinctoria*, az *Allium sphaerocephalon*, a *Dianthus serotinus*, az *Iris variegata* és a *Stipa pennata* termőhelyei esetében ez a spektrum jóval szűkebb volt (1. függelék 4. ábra az online függelékben [OF]).

Az alsó réteg 1–2 mm közötti frakciójának aránya alapján három nagyobb és egy kisebb csoport különült el (5. táblázat). A *Centaurea sadleriana*, a *Gypsophila arenaria*, az *Iris arenaria* és a *Stipa borysthena* termőhelyei esetében mért eredmények tág spektrumot fedtek le, míg a *Stipa pennata*, az *Allium sphaerocephalon* és az *Iris variegata* esetében jóval szűkebb ez a tartomány.

Az egyes védett fajok elterjedését meghatározó legfontosabb talajtani tényezők
Az összes kvadrát adatain elvégezve a főkomponens analízist és az eredményeket két dimenzióban ábrázolva az egyes termőhelyekről származó minták láthatóan különböző mértékben tömörülnek (6. táblázat, 2. függelék 1. ábra az online függelékben [OF]). A leginkább egy pontban lokalizált pontfelhő, azaz a vizsgált talajtani tényezők szerint leginkább homogén csoport a Felső-peszéri (honvédségi) területeken tapasztalható, ezzel szemben például az Ósnyíresnél és a Rácháznál felvett kvadrátok jelentősen diszperzebb képet mutatnak. Különösen szétszórt a Hármashatár-hegy pontfelhője, tehát vizsgálataink alapján ez mutatkozik a legheterogénebb élőhelynek (2. függelék 1. ábra az online függelékben [OF]).

A védett növényfajok jelenlétét leginkább meghatározó paraméterek alapján a kvadrátjainkban előforduló fajok termőhelyei közül a *Gypsophila arenaria* (3. függelék 1. ábra az online függelékben [OF]) és a *Centaurea arenaria* (3. függelék 2. ábra az online függelékben [OF]) előfordulásai diszperz elrendeződést mutatnak a vizsgált mintavételi egységek teljes spektrumán. Hasonlóképpen viselkedik

6. táblázat: A főkomponensek lineáris függése az eredetileg vizsgált változóktól, illetve az egyes főkomponensek által magyarázott varianciahányad.

Változó	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Termőréteg vastagsága	-0,033	-0,843	-0,426	-0,023	0,326
Felső réteg mésztartalma	0,484	-0,114	0,637	-0,101	0,580
1–2 mm frakció aránya a felső talajrétegben	0,435	0,411	-0,560	0,407	0,403
Alsó réteg mésztartalma	0,524	-0,326	0,143	0,527	-0,567
1–2 mm frakció aránya az alsó talajrétegben	0,548	0,036	-0,281	-0,739	-0,271
Magyarázott varianciahányad	0,483	0,232	0,152	0,069	0,063

az *Ephedra distachya* (3. függelék 3. ábra az online függelékben [OF]), a *Festuca wagneri* (3. függelék 4. ábra az online függelékben [OF]), az *Achillea ochroleuca* (3. függelék 5. ábra az online függelékben [OF]) és a *Stipa borysthena* (3. függelék 6. ábra az online függelékben [OF]), azonban esetükben megfigyelhető bizonyos mértékű csoportosulás, továbbá a vizsgált fajok közül ide tartozhat még az *Anthericum liliago* (3. függelék 7. ábra az online függelékben [OF]) is, ez azonban a rendelkezésre álló előfordulások alacsony számából eredően nem állapítható meg kellő bizonyossággal.

A *Centaurea sadleriana* (3. függelék 8. ábra az online függelékben [OF]) és az *Iris arenaria* (3. függelék 9. ábra az online függelékben [OF]) termőhelyei diszjunkt elrendeződést mutatnak, míg az *Alkanna tinctoria*-nál (3. függelék 10. ábra az online függelékben [OF]) és az *Allium sphaerocephalon*-nál (3. függelék 11. ábra az online függelékben [OF]) ugyan esetükben csak két pont különül el a többi előfordulást tartalmazó csoporttól, azonban az előfordulások alacsony száma miatt ezeknél csak feltételezhető a diszjunkt előfordulási mintázat.

Három olyan védett faj volt, a *Dianthus serotinus* (3. függelék 12. ábra az online függelékben [OF]), az *Iris variegata* (3. függelék 13. ábra az online függelékben [OF]) és a *Stipa pennata* (3. függelék 14. ábra az online függelékben [OF]), ahol az előfordulások megközelítőleg egy pont körül koncentráálódtak.

Értékelés

Az általunk vizsgált mintavételi területek között kimutatott különbségek rámutatnak arra, hogy a fiziognómiai jellemzők és a fajkészlet (ezen belül is a domináns fűfajok) alapján egységesen záródó homokpusztagyepnek tekinthető termőhelyek táji léptékben jelentősen eltérő termőhelyi feltételekkel jellemezhetők az általunk vizsgált paraméterek tekintetében. Mivel vizsgálataink elsődleges (nem bolygatott) talajú gyepterületekre irányultak, így a mező- és erdőgazdálkodási tevékenységekből eredő potenciális varianciát kizártuk. Ezek alapján arra a következtetésre jutottunk, hogy a táji szinten jelentkező különbségek valószínűleg más (nem antropogén) tényezőkkel (pl. a talajfejlődésre eddig rendelkezésre állt idő) magyarázhatók; erre azonban nem terjedt ki vizsgálatunk.

Eredményeink alapján kirajzolódott a vizsgált védett növények termőhely preferenciái, így pl. az *Ephedra distachya*, a *Festuca wagneri*, a *Stipa borysthena* a humuszos réteg vastagságát, a mésztartalmat és az 1–2 mm közötti talajfrakció arányát tekintve tágtűrűsű, míg az *Alkanna tinctoria*, a *Gypsophila arenaria*, az *Iris arenaria* és az *Iris variegata* sokkal szűkebb spektrumú volt.

A védett fajok előfordulását leginkább a mésztartalom határozta meg. Gyengén elkülönülő csoportokat lehetett képezni a humuszos réteg vastagsága és durva homok frakció (1–2 mm közötti talajfrakció) aránya (mindkét szint) alapján.

A mésztartalom szempontjából az *Allium sphaerocephalon* és a *Stipa pennata* szűk tűrésű és az alacsony mésztartalmú termőhelyeket preferálja. Ezen fajok esetében az ökológiai indikáció mutatószámai nem teljesen egységesek, de minden esetben alacsony mésztartalmú termőhelyre utalnak (4. függelék 1. táblázat az online függelékben [OF]). Zólyomi szerint enyhén meszes talajon fordulnak elő (RZ-érték: 4), Soó szerint semleges-mészkedvelők (RS-érték: 4-5 ill. 4), Borhidi szerint mészkedvelők (RB-érték: 8). Az *Iris variegata* termőhelyei esetében tapasztaltuk a legmagasabb mésztartalmat a védett fajok közül, Zólyomi is a meszes termőhelyek növényének tartja (RZ-érték: 5), Borhidi viszont (RB-érték: 7) csak gyengén baziklin fajnak sorolja be, bár már ehhez a kategóriához is hozzáteszi, hogy erősen savanyú termőhelyen sohasem fordulnak elő. Borhidi szerint az *Anthericum liliago*, a *Centaurea sadleriana* és a *Stipa borysthénica* kivételével mindegyik, általunk vizsgált védett faj jobban mészkedvelő az *Iris variegata*-nál (4. függelék 1. táblázat az online függelékben [OF]). Soó a fajt tág tűrésűnek (RS-érték: 2-4) és kevésbé mérszigényesnek tartja, ezt a besorolást szintén nem támasztották alá a kapott eredmények. Ugyanakkor Soó a *Stipa borysthénicát* is tág tűrésű fajnak tüntette fel, ami az eredményeinkben is megmutatkozott.

A növényfajok termőhelyeinek vízellátottságát befolyásolja a talaj szemcseösszetétele, humusztartalma, mésztartalma és a humuszos réteg vastagsága (Stefanovits 1981). Az *Iris variegata* esetében volt a termőhely mésztartalma a legmagasabb a védett fajok között, a Borhidi-féle talajnedvesség indikátor száma is e faj esetében a legmagasabb (4. függelék 1. táblázat az online függelékben [OF]). A védett fajok közül egyedül az *Iris variegata* WB-értéke 4, ami már a félszáraz termőhelyek növényeit jellemzi. A humuszos réteg vastagsága az *Anthericum liliago* esetében volt a legnagyobb, a vízellátottsággal kapcsolatos értékszámok pedig szintén magasak a többi fajhoz viszonyítva. A mintaterületeinken előforduló védett növényfajok közül a legalacsonyabb vízigényre utaló értékszámokkal (WZ-érték: 0, FS-érték: 1, WB-érték: 1) az *Alkanna tinctoria* és az *Ephedra distachya* rendelkezik, termőhelyeiken viszonylag vékony termőréteget és alacsony humusztartalmat mértünk. A mutatók szerint az „extrém száraz” (WZ), „igen száraz” (FS), termőhelyek növényei ezek, „erősen szárazságtűrő növények gyakorta teljesen kiszáradó, vagy huzamosan szélsőségesen száraz termőhelyeken” (WB).

A védett fajok elterjedését legjobban magyarázó változóink alapján számított főkomponens analízis ábrája (2. függelék 1. ábra az online függelékben [OF]) jól szemlélteti a termőhelyeken belül megfigyelhető változatosságot és a fajok

eloszlását (3. függelék ábrái az online függelékben [OF]) az edafikus tulajdonságok kombinációi által lehatárolt hipertérben. Az egyes magyarázó változók (edafikus tulajdonságok) főkomponensekbe sorolását a 6. táblázat foglalja össze. A *Dianthus serotinus* és a *Stipa pennata* előfordulásai szűk tartományba és határozottan egy csoportba rendeződtek. Az *Ephedra distachya*, a *Stipa borysthena* és a *Gypsophila arenaria* előfordulásai a rendelkezésre álló spektrum nagy részét lefedték és a optimum érték körüli csoportosulás is jóval kisebb mértékű volt.

Következtetések

Munkánk során meghatároztuk a Felső-kiskunsági záródó homokpusztagyepék védett fajainak edafikus termőhelyigényeit.

Bár az általunk vizsgált termőhelyek talajtani szempontból kevésbé tűnnek változatosnak, eredményeink kimutatták, hogy egyes növényfajok igen érzékenyen reagál(hat)nak a kismértékű talajtani különbségekre is (mész tartalom, talaj levegőztettség, talaj humuszkészlete). Az élőhely rekonstrukció során ezen finom különbségeket is figyelembe kell venni (Critchley *et al.* 2002). Az eredmények felhasználhatók lesznek a parlagszükségességet segítő aktív természetvédelmi kezelések (pl. rosszul terjedő fajok propagulumainak bevitele), illetve az élőhely-rekonstrukciók során. Az adott terület termőhelyi adottságaihoz igazodó fajkészlet meghatározásával, ilyen módon hozzájárulhatunk ezen munkák sikerességének növeléséhez.

Köszönetnyilvánítás - Köszönettel tartozunk a terepi mintavételezés és a laboratóriumi munka során segítséget nyújtóknak: Orbán Ildikónak, Pálfi Bencének, Vadász Jankának és Vadász-Besnyői Verának. Pacsai Bálintnak köszönjük az adatelemzések során nyújtott segítségét. A vizsgálatok terepi feltételeinek biztosításáért hálásak vagyunk a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságnak. A kutatás az Emberi Erőforrások Minisztériuma UNKP-18-2 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának támogatásával készült.

Irodalomjegyzék

- Biró, M., Horváth, F., Révész, M., Molnár, Zs. & Vajda, Z. (2011): Száraz homoki élőhelyek és átalakulásuk a Duna-Tisza közén a 18. századtól napjainkig. – In: *Rosalia 6. Természetvédelem és kutatás a Duna-Tisza közti homokhátságon*. – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 383–421.
- Critchley, C. N. R., Chambers, B. J., Fowbert, J. A., Sanderson, R. A., Bhogal, A. & Rose, S. C. (2002): Association between lowland grassland plant communities and soil properties. – *Biol. Conserv.* **105**: 199–215. [https://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00183-5](https://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00183-5)

- Czóbel, Sz., Cserhalmi, D., Nagy, J., Szerdahelyi, T. & Szirmai, O. (2007): Társulástan (Cönológia). – In: Tuba Z., Szerdahelyi T., Engloner A., Nagy J. (szerk.): *Botanika III.* – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 569–627.
- Dövényi, Z. (szerk.) (2010): *Magyarország kistájainak katasztere.* Második, átdolgozott és bővített kiadás. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, pp. 406–409.
- Fekete, G., Molnár, Zs., Kun, A., Virágh, K. & Botta-Dukát, Z. (2002): Záródó homokpusztagyep a Duna-Tisza-közén: a *Festuca wagneri* gyepei. – In: Salamon-Albert, É. (szerk.): *Magyar botanikai kutatások az ezredfordulón. Tanulmányok Borhidi Attila 70. születésnapja tiszteletére.* – PTE, Növénytan Tanszék, Pécs, pp. 381–411.
- Gergely, A., Máté, A. & Vidéki, R. (2008): Csepeli-sík. – In: Király, G., Molnár, Zs., Bölöni, J., Csiky, J., Vojtkó, A. (szerk.): *Magyarország földrajzi kistájainak növényzete.* – MTA ÖBKI, Vácrátót, 11. p.
- Hargitai, L. (1988): A talaj szerves anyagának meghatározása és jellemzése. – In: Buzás, I. (szerk.): *Talaj és agrokémiai vizsgálati módszerek könyv 2. A talajok fizikai-kémiai és kémiai vizsgálati módszerei.* – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 151–173.
- Horváth, F., Dobolyi, Z. K., Morschhauser, T., Lőkös, L., Karas, L. & Szerdahelyi, T. (1995): *Flóra adatbázis IV. 7.* – MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 51–60.
- Kecskeméty, L., Izsó, L. & Könyves Tóth, E. (2011): *Bevezetés az IBM SPSS Statistics programrendszerbe.* – Artéria Stúdió Kft., Budapest
- Máté, A. (2014): 6260 Pannon homoki gyepek. – In: Haraszthy, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon.* – Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 817–823.
- Molnár, Zs., Király, G., Fekete, G., Aszalós, R., Barina, Z., Bartha, D., Biró, M., Borhidi, A., Bölöni, J., Csiky, J., Czúcz, B., Dancza, I., Dobor, L., Farkas, E., Farkas, S., Horváth, F., Kevey, B., Lőkös, L., Molnár, V. A., Magyar, E., Németh, Cs., Papp, B., Pinke, Gy., Schmidt, D., Schmotzer, A., Solt, A., Sümegi, P., Szmorad, F., Szurdoki, E., Tiborcz, V., Varga, Z. & Vojtkó, A. (2018): Növényzet. – In: Kocsis, K. (főszerk.): *Magyarország nemzeti atlasza: természeti környezet.* – Magyar Tudományos Akadémia, Csillagászati és Földtudományi Kutatóközpont, Földrajztudományi Intézet, Budapest, pp. 94–103.
- Molnár, Zs., Varga, Z., Biró, M., Dénes, A., Fekete, G., Horváth, A., Kun, A., Ortmanné, Ajkai A. & Takács, A. A. (2006): Dunai-Alföld. – In: Fekete, G., Varga, Z. (szerk.): *Magyarország tájainak növényzete és állatvilága.* – MTA Társadalomkutató Központ, Budapest, pp. 51–195.
- Molnár, Zs. (szerk.) (2003): A Kiskunság száraz homoki növényzete. – Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Kecskemét https://www.okologia.mta.hu/sites/default/files/homokkonyv_teljes_magyar.pdf
- Stefanovits, P. (1981): *Talajtan.* 2. átdolgozott kiadás. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 380. p.
- Vadász, Cs. (2015): Az inváziós növényfajok visszaszorításának tapasztalatai a Felső-kiskunsági Turjánvidéken. – In: Csiszár, Á., Korda, M. (szerk.): *Özönnyövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai.* Rosalia kézikönyvek. – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 181–188.
- Várallyay, Gy. (1993): A talaj mechanikai összetételének vizsgálata. – In: Buzás I. (szerk.): *Talaj és agrokémiai vizsgálati módszerek könyv 1. A talaj fizikai, ásványtani és ásványtani vizsgálata.* – INDA 4231 Kiadó, Budapest, pp. 35–44.
- Vidéki, R., Máté, A. & Molnár, Zs. (2008): Kiskunsági-homokhát. – In: Király, G., Molnár, Zs., Bölöni, J., Csiky, J., Vojtkó, A. (szerk.): *Magyarország földrajzi kistájainak növényzete.* – MTA ÖBKI, Vácrátót, 19. p.

statisztikai elemzések: IBM Corp. Released 2012. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 21.0. Armonk, NY: IBM Corp.

Függelék:

A cikkhez tartozó online függelékek a folyóirat honlapján találhatóak.

Függelék 1: A mintaterületeinken előforduló védett növényfajok termőhelyein mért különböző talajtani adatok boxplot ábrái.

Függelék 2: A különböző mintavételi helyeket összehasonlító, a védett növényfajok elterjedésében kulcsszerepet játszó talajtani paraméterek alapján számított főkomponens analízisének biplot ábrája.

Függelék 3: A vizsgált fajok előfordulásait a mintavételi helyekkel összehasonlító, a védett növényfajok elterjedésében eredményeink alapján kulcsszerepet játszó talajtani paraméterek alapján számított főkomponens analízisének biplot ábrája.

Függelék 4: A védett növényfajok vízháztartásra és talaigényre vonatkozó ökológiai mutatószámai.

Soil characteristics of the protected plant species of closing sandsteppes in the Upper Kiskunság area

Bence Fülöp¹, László Nyári¹, Márk Deák¹, Annamária Balogh¹,
Csaba Molnár¹, Judit Bódis¹, István Sisák² and Csaba Vadász³

¹University of Pannonia, Georgikon faculty, H-8360 Keszthely, Deák F. u. 16., Hungary

²University of Szeged, Faculty of Agriculture,
H-6800 Hódmezővásárhely Andrásy út 15., Hungary

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

E-mail: 9112bence@gmail.com

In determining the species composition and abundance conditions of the vegetation in the sandy areas, the site characteristics have a major importance. The closing sand grasslands (*Festucetum wagneri*) are one of the endemic sand grasslands in the Pannonian biogeographical region, most of their characteristic species are protected by law. A good basis for getting to know the fine-scale patterns of the habitat type is to determine the habitat preferences of the species on primeval grasslands (primary, undisturbed grasslands).

Our study was carried out in the Upper Kiskunság area, where we investigated 208 quadrates, 50x50cm each. From the quadrates, a total of 416 soil samples were collected, by sampling the two top soil layers. We determined the lime and humus content of our soil samples, the particle size composition and colour measurements were also performed. In the statistical analysis we used analysis of variance and principal component analysis.

Our results revealed a fine but firmly distinct niche segregation according to the edaphic factors, and help us to select and reestablish site-specific species populations, adapted to edaphic conditions during future habitat restorations.

Keywords: *Festucetum wagneri*, edaphic factors, fine-scale patterns

Egy földikutya-áttelepítés tanulságai

Schneider Viktor¹, Ruzsa János², Czabán Dávid² és Németh Attila³

¹*Szent István Egyetem, Mezőgazdaság-és Környezettudományi Kar,
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.*

²*Független kutató*

³*Magyar Természetudományi Múzeum,
1088 Budapest, Baross u. 13.*

E-mail: viktor.schneider95@gmail.com

Összefoglaló: A délvédelmi földikutya legnagyobb egyedszámú ismert állományának otthont adó Bajai földikutya-rezervátum közelében, szükségessé vált egy kisebb töredékállomány kimenekítése egy tervezett napelem park építési területéről. A 2017-ben végrehajtott akció során tíz példány áttelepítésére került sor a védett terület egy, az akció idején földikutyák által addig nem lakott részére. A transzlokációt követően egy éven át nyomon követtük a létrehozott új töredékállomány sorsát. Az új állomány megfigyelési eredményeinek valamint egy korábbi, már lezárult és sikeresnek ítélt áttelepítés monitoring adatainak összevetése alapján kedvezőtlen trend rajzolódott ki. A befogási és elengedési helyszín különféle ökológiai változónak (domborzati, talajtani és növénytani) összehasonlítása során a kijelölt áttelepítési helyszín esetleges alkalmatlansága is felmerül. A bemutatott eredmények hozzájárulhatnak a jövőbeli hasonló áttelepítési akciók sikerességéhez.

Kulcsszavak: *Nannospalax (leucodon) montanosyrmensis*, élőhelyi-igény, élőhely-alkalmassági vizsgálat, monitoring, Baja

Bevezetés

A biológiai sokféleség drámai mértékű és mind gyorsuló ütemű csökkenése talán a legkritikusabb környezeti probléma, mellyel napjainkban az emberiségnek szembe kell néznie (Ceballos *et al.* 2010, 2015, Barnosky *et al.* 2011, Pereira *et al.* 2010, Pimm *et al.* 1995, Vida 2018). Bár a (bio)diverzitás szakirodalomban fellelhető tudományos igényű meghatározásának, valamint lehetséges mérési módjainak száma elrettentő mértékű (Vida 2018, Tóthmérész 2018), a legszembetűnőbb biodiverzitási egység egyértelműen a biológiai faj (Vida 2018). A földi fajok riasztó mértékű fogyatkozása ugyanakkor, melyet mind több tudományosan megalapozott vizsgálat eredménye támaszt alá (Ceballos *et al.* 2017, Hallmann *et al.* 2017) komoly aggodalomra ad okot. A vadonélő fajok egyedszámának és elterjedési területének nagymértékű csökkenése (Ceballos *et al.* 2017) a fajok

többségét a veszélyeztetett kategóriák valamelyikébe sodorja. Ezeket a globálisan megfigyelhető folyamatokat ezidáig érdemben nem sikerült orvosolnia az emberiségnek; a kedvezőtlen hatások következményei többnyire nem vagy csak kivételes erőfeszítésekkel állíthatók helyre (Vida 2018). A veszélyeztetett fajok között sok olyan nehéz helyzetbe került, hogy hosszútávú fennmaradásához minden még létező populációja, sőt olykor minden még élő példánya elengedhetetlen fontosságú. Ilyenkor az élőhelyek védelme mellett a populációk számának gyarapítására nyílhat lehetőség, rosszabb esetben az eredeti élőhelyén megőrizhetetlen állomány kimenekítése válhat szükségsszerűvé. Ezért is alakulhattak a visszatelepítések és áttelepítések a gyakorlati természetvédelem széles körben használt módszereivé (Pullin & Bajomi 2008). Már az 1980-as években, csupán Észak-Amerikában, évente 700 áttelepítési program valósult meg (Griffith *et al.* 1989). Az IUCN (Természetvédelmi Világszövetség) áttelepítésekre szakosodott szakosztályának (Reintroduction Specialist Group) adatbázisa szerint közel 500 állatfajt érintenek a már zajló vagy a közeljövőre tervezett áttelepítési akciók (Seddon *et al.* 2007).

Hazánk talán legveszélyeztetettebb emlősei, a fokozottan védett nyugati földikutya kistípusok esetében is a fentebb említett rendkívül kedvezőtlen helyzet állt elő, nevezetesen, hogy minden még létező állományuk szükséges fajuk hosszú távú fennmaradásának biztosításához. Bár e talajlakó rágcsálók egykor széles körben elterjedtek voltak Magyarországon, élőhelyeik átalakításának és megszűnésének következtében kritikus helyzetbe kerültek (Németh *et al.* 2013/a). A legfrissebb kutatási eredmények szerint hazánk területén három földikutyafaj fordul elő, melyek Kárpát-medencei endemizmusok (Csorba *et al.* 2015, Németh *et al.* 2013/a). Ezek mindegyike veszélyeztetett, de a legkritikusabb a délvidéki földikutya, *Nannospalax (leucodon) montanosyrmiensis* helyzete, mely kizárólag Magyarországon és Szerbia Vajdaság tartományában honos, és összes egyedszáma nem haladja meg az 1000 példányt (Csorba *et al.* 2015). A délvidéki földikutya egy olyan leszármazási vonalat képvisel, mely az összes eddig vizsgált európai földikutyától korán, mintegy 2 millió éve elkülönült és sajátos fejlődési utat járt be (Hadid *et al.* 2012, Németh *et al.* 2013/b). A rendelkezésre álló ismereteink szerint pedig valamennyi vele szomszédos földikutya kistípustól reprodukciósan izolálódott (Savic & Soldatovic 1984, Savic *et al.* 2017). Jelenleg mindössze négy populációja ismert: (i) Újvidék közelében, a Fruska gora hegylábi területein; (ii) Szabadka, Kelebia és Ásotthalom külterületén, a szerb-magyar államhatár mindkét oldalán; (iii) Baja városának külterületén, valamint (iv) Albertirsa külterületén.

A bajai állomány 2013-as felfedezése éppen ezért óriási szenzációnak számított, hiszen megtalálásának idején ez volt a kistípus harmadik ismert, egyszersmind messze legnagyobb egyedszámú állománya. A befogott (majd saját járataikba visszaengedett) bizonyító példányokon végzett genetikai vizsgálatok 2013 szept-

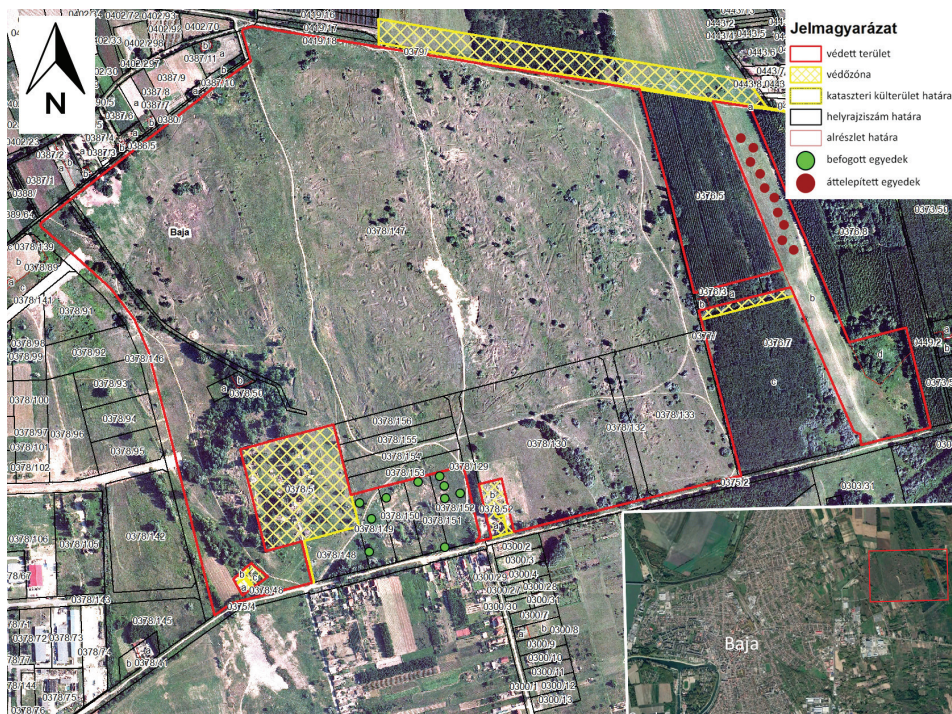
emberére igazolták, hogy a populáció a délvidéki földikutyához tartozik. Ezzel pedig a kistaj addig ismert világállománya megduplázódott (Csorba *et al.* 2015). A fennálló érdekek vizsgálata és a már elvégzett intenzív monitoring tevékenység eredményei alapján 2015-ben a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület a szakminiszternek címzett levelében kezdeményezte a populáció élőhelyén az országos jelentőségű védett természeti terület létesítését. A sokrétű szakmai munka eredményeként a Magyar Közlöny 2017. évi 29. számában kihirdetésre került a Bajai földikutyá-rezervátum természetvédelmi terület létrehozását elrendelő miniszteri rendelet. Az összesen 114,252 hektár kiterjedésű védett területen a 2016-os felmérés szerint mintegy 350 példány délvidéki földikutyá élt.

Azonban a védett terület határain kívül is bizonyossá vált a délvidéki földikutyá előfordulása. Köztük egy olyan területen is, ahol rövid időn belül napelem-beruházási munkálatokat szándékoztak megvalósítani. A kivitelezés az ott élő állatok járatrendszerének megsemmisülését, nagy valószínűséggel az egyedek pusztulását eredményezte volna. Ezért szükségessé vált a veszélyben lévő földikutyák számának felmérése, az állatok befogása és alkalmas, védett élőhelyre történő telepítése. Jelen cikkünk e munka bemutatását, valamint az áttelepített egyedek egy éves monitoringjának tapasztalatait, illetve az elvégzett természetvédelmi akció értékelését tárja az olvasó elé.

Módszerek

Vizsgálati helyszín

A jelen cikkben tárgyalt természetvédelmi beavatkozás Baja város északkeleti peremén, a Magyar Közlöny 2017. évi 29. számában kihirdetett Bajai földikutyá-rezervátum természetvédelmi területen illetve annak közvetlen közelében, a vele délről határos helyrajzi számokon zajlott (1. ábra). A Bajai földikutyá-rezervátum területét nagy kiterjedésű, jó természeti állapotú homoki sztyeppréteg borítja, mely a délvidéki földikutyá mellett még számos védett és fokozottan védett faj számára szolgál élőhelyül (Németh *et al.* 2016). Az áttelepítésben részt vevő egyedek befogására a Bajai földikutyá-rezervátum közvetlen szomszédságában, nem védett területen került sor (1. ábra). E terület jelentősen zavart, degradált volt, a felszíni formák korábbi és jelentős talajmunkával járó beavatkozások, bolygatások nyomait mutatták. A közvetlenül egy energetikai beruházás (napelemfarm létesítése) előtt álló területen befogott példányok a Bajai földikutyá-rezervátum egy távolabbi, annak keleti szélén fekvő kerültek elengedésre (1. ábra). A homoki sztyeppréteggel borított gyepfoltot keleti és nyugati oldalról telepített nemes nyáras (*Populus x euramericana*) határolja, a terület hasznosítása juhlegeltetéssel történt.



1. ábra: A Bajai földikutya-rezervátum természetvédelmi terület határai és védőzónája és a környező területek térképe, az áttelepített földikutyák befogási és szabadon bocsátási helyeinek feltüntetésével.

nik. A korábbi felmérések eredményei alapján, az akció kezdetkor a kiválasztott területet nem lakták földikutyák. A monitoring és a további vizsgálatok a Bajai földikutya-rezervátum ezen keleti részeire terjedtek ki.

Az áttelepítés módszertana

Földikutyák (vagy más, hasonlóan szélsőséges talajlakó életmódot folytató kisemlősök) áttelepítésére alig volt példa mindaddig, az ismert, bármilyen módon dokumentált esetek mindegyike hazánkban történt. A földikutyák áttelepítése során alkalmazott módszert a Magyar Természettudományi Múzeum és a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság szakemberei együttesen dolgozták ki (Németh *et al.* 2013/c) és 2013-óta sikeresen alkalmazzák a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság működési területén.

Az áttelepítési helyszínnel szemben támasztott egyik legfőbb követelmény, hogy az oda kerülő egyedek számára ökológiailag alkalmas legyen és hosszabb távon fenn tudja tartani a földikutya populációt. Ezért kiválasztása során szükséges alapos vizsgálatot végezni, mely kiterjed tájtörténeti, talajtani, botanikai és

zoológiai felmérésekre, továbbá fontos a potenciális ragadozók jelenlétének becslése is (Németh *et al.* 2013/c). A környezeti és ökológiai tényezőknek azonosságot vagy legalábbis jelentős mértékű hasonlóságot kell mutatniuk az eredeti élőhelyllyel (Németh *et al.* 2013/c).

Egy életképes földikutyá populáció létrehozásához megfelelő számú egyed szükséges és szem előtt kell tartani az ivararányt is (Németh *et al.* 2013/c). A korábbi tapasztalatok szerint az állatok befogásának legmegfelelőbb időszaka az ősz (Moldován 2014). A befogások során a járatmegbontásos, kapás módszer (Németh *et al.* 2007) bizonyult a leghatékonyabbnak (Németh *et al.* 2013/c, Moldován 2014). A befogott egyedek átmeneti tartására a fajmegőrzési tervben találunk iránymutatást (Németh *et al.* 2013/a).

Valamennyi kézre került és áttelepített földikutyától genetikai mintát kell venni a létrehozandó új populáció genetikai változásainak nyomon követhetősége céljából. Továbbá, minden áttelepített példány a bőre alá ültetett mikrochip révén, egyedileg jelölést kap. Ennek köszönhetően a később felszínre tévedt és ott megtalált élő egyedek vagy az esetleg előkerülő tetemek azonosíthatók lesznek (Németh *et al.* 2013/c).

Mivel a földikutyák szélsőséges módon specializálódtak a talajlakó életmódra, ezért az egyedek egyszerű (felszíni) elengedése túl kockázatos lenne. Ennek tükrében a földikutyák az új élőhelyen a felszín alatt fél méteres mélységben kialakított mesterséges járatrendszerbe kerülnek elengedésre. Ezeknek az alagútrendszereknek biztosítaniuk kell mindazt, amikre a földikutyáknak a túléléshez szükségük lehet. A kialakított három kamra egyike nagy mennyiségű táplálékkal van megtöltve (táplálékraktár), egy másik puha száraz szénát tartalmaz (fészek-kamra), míg a harmadik üresen marad (potenciális ürülék gödör). A kamrákat járatok kötik össze egymással. A mesterséges alagútrendszer úgy kerül kialakításra, hogy azt a földikutyá később igényeinek megfelelően bővíteni tudja. Az egész járatrendszer körül fél méter mélyen a talajban és a talajfelszíntől mérten fél méter magasan kerítés húzódik, mely megakadályozza az esetlegesen a felszínre kerülő példányok vándorlását (Németh *et al.* 2013/c). A járatrendszer kiépítése az eddigi tapasztalatok szerint kulcsfontosságú az egész akció sikerességének szempontjából (Moldován 2014). Az egyedek mesterséges alagútrendszerbe történő elengedését követően az áttelepítési helyszínt 1–2 napig szükséges megfigyelni és őrzés alatt tartani, annak érdekében, hogy az esetlegesen bajba kerülő és a felszínre jövő példányokról gondoskodni lehessen (Németh *et al.* 2013/c).

A monitoring módszertana

A monitoring során az eddig legjobban dokumentált visszatelepítés módszertanát követtük. A Hajdúsági Tájvédelmi Körzet, Kék-Káló menti területének, bagaméri

Malom-gát nevű részére történt visszatelepítés egy éves utánkövetésének szisztemáját használtuk (Moldován 2014).

A megfigyelések keretében a földikutya járatrendszerének egyetlen felszín feletti részét, a túrásokat illetve azok mennyiségének és térbeli valamint időbeli eloszlásának változásait követtük nyomon. Az áttelepített egyedek elmozdulása, aktivitásának mértéke és változása, illetve az állomány egyedszáma jól követhető az általuk készített túrások számából illetve azok eloszlásából. A mintaként szolgáló módszertan – szakirodalmi előzmény hiányában – a gyakorlatban forrta ki magát, ezért mi a végső, letisztult eljárást alkalmaztuk (Moldován 2014). A túrások pozíciója kézi GPS készülékkel (Garmin Oregon 600) került rögzítésre. Az adatok térinformatikai feldolgozása és értékelése Quantum GIS program segítségével történt (QGIS Development Team 2013).

A földikutya egyedek elengedését követően (2017.10.14.) egy éven keresztül havonta legalább két alkalommal került sor a friss túrások pozíciójának rögzítésére. 2018 májusában és augusztusában technikai okokból kifolyólag csak havi egy felmérést végeztünk. Annak érdekében, hogy minden túrás csak egyszer kerüljön felmérésre, a már rögzített pozíciójú halmokat elsimítottuk. Mindez abban is segített, hogy az ugyanazon a helyen történő újbóli rátúrások is egyértelműen észlelhetőek legyenek.

Abiotikus és növényzeti háttér adatok

Az eredmények és tapasztalatok helyes és megalapozott értékelése érdekében az áttelepítési helyszín adottságairól, jellemzőiről minél teljesebb képet igyekeztünk nyerni. Ehhez részben a terület tájtörténetének ismeretére volt szükség. Minderre az Első- (1783), a Második- (1858), és a Harmadik Katonai Felmérés (1881) térképlapjai, valamint a II. Világháború idején (1941) készült katonai térképezések nyújtottak lehetőséget.

Fontos volt továbbá a terület talajtani és domborzati jellemzőinek megismerése is. Az érintett területek mikro-domborzatának vizsgálatához a Földmérési és Távérzékelési Intézet (FÖMI) 1:10000 EOTR térképe nyújtott segítséget. A térképészeti vizsgálatok során a Quantum GIS programot használtuk (QGIS Development Team 2013). A talajvízszint mélységének megállapításához és a talajszerkezet alapvető megismerése érdekében 2018. szeptember 15-én talajfúrásokat végeztünk az elengedési helyszínen. A mintavételezést 12 pontban, egymástól 30 méteres távolságokban végeztük kézi talajmintavevővel.

Mivel a földikutyák kizárólag növényi eredetű táplálékot fogyasztanak, ezért az áttelepítési helyszínen növényzeti jellemzői minden bizonnyal hatással lehetnek az új élőhelyen a monitoring során tapasztalt viselkedésükre és az áttelepített egyedek életére. Ehhez csak a már rendelkezésre álló növényzeti adatokat volt lehető-

ségünk használni. A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság egyik belső vizsgálata különösen hasznosnak bizonyult. Sipos Ferenc botanikus 2018 augusztusában a Bajai földikutyá-rezervátum földikutyák által lakott területén, valamint az állatok elengedési helyszínén három egy-egy hektáros mintaterületen végzett összehasonlító növényzeti vizsgálatot. Ennek eredményeit használtuk fel a monitoring során tapasztaltak értelmezéséhez.

Eredmények

Áttelepítés

A 2017 tavaszán a napelem beruházással érintett terület földikutyá állományának túrás csoportok számolása alapján végzett felmérése szerint a területen 10 példány délvidéki földikutyá előfordulása volt valószínűsíthető. Ezeknek az egyedeknek a befogása és áttelepítése két szakaszban történt. Az első 7 példány (6 nőstény, 1 hím) 2017. október 3–5 között, majd a további 3 nőstény egyed transzlokációja 2017. október 16–17. között zajlott.

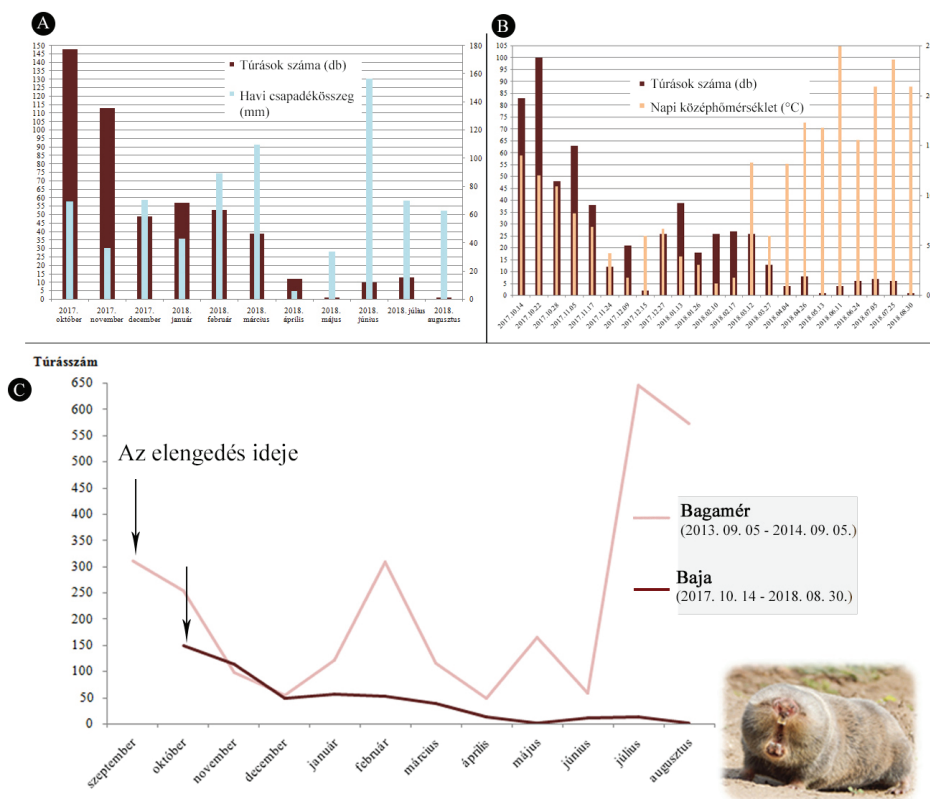
A földikutyák a kijelölt áttelepítési helyszín középvezetési vonalában nagyjából egy É-D-i egyenes mentén (a fajgazdagabb növényzeti foltokat követve, olykor cikcakk mintázatban) egymástól mintegy 30 méteres távolságban kerültek elengedésre a számukra kialakított mesterséges járatrendszerekbe.

A befogásokat követően nem volt tapasztalható az újabb friss földikutyá túrás megjelenése a napelem beruházás tervezett helyszínén. Ezáltal elmondható, hogy nem maradt délvidéki földikutyá a veszélyeztetett területen.

Monitoring

A legelső felvételezés során (2017. október 14.) nyilvánvalóvá vált, hogy az első szakaszban szabadon engedett délvidéki földikutyák mindegyike túlélte az áttelepítést, mivel az egyedek nagyfokú aktivitást mutattak (2. ábra). A második szakaszban áttelepített 3 egyed közül egy hét elteltével kettő készített friss túrásokat. A hónap végére az elengedési helyszín nyugati oldalán három, míg a keleti oldalán egy helyen jutottak át a földikutyák a területet két oldalról határoló földutak alatt, majd a telepített nemes nyárasok felé vették az irányt. A 3-as számmal ellátott hím egyed meglehetősen messze távolodott a többiektől.

November első felében az áttelepített földikutyák továbbra is aktívák voltak és sorra készítették a túrásokat. A friss halmok a felmérés szerint 6 egyedtől származhattak. Fontos kiemelni, hogy az elengedése óta még aktivitást nem mutató 10-es számú egyed is készített friss túrásokat ebben az időszakban. Az állatok további két ponton jutottak át a földút alatt. November végén csökkenő mértékben,



2. ábra: Az áttelepített földikutyák egyévnvi monitoringjának eredményei; Az áthelyezett egyedek aktivitásának alakulása a havi csapadékösszeg (A) és a felmérés idejének napi átlaghőmérsékletével (B) összevetve Alsó-Duna-Völgyi Vízügyi Igazgatóság által 2017 októbere és 2018 szeptemberre között mért meteorológiai adatok alapján. Az ábra C részén a Baján áttelepített földikutyák aktivitás-mintázatának változása látható egy korábbi, sikeresnek ítélt, szintén homoki élőhelyen (Bagamér közelében) végzett földikutyá-áttelepítés egyévnvi monitoringjának adatsorával együtt ábrázolva.

de továbbra is aktívak voltak a földikutyák. Sajnálatos módon november végétől azonban az 1-es, a 4-es, a 8-as és a 9-es számú egyedek többé már nem mutattak aktivitást, a későbbiekben már egyszer sem adtak életjelet magukról.

December elején 4, a hónap közepén pedig 2 egyed mutatott aktivitást. December végén ismét növekedett a túrásszám, ami január közepéig kitartott. Változó intenzitású, de enyhén csökkenő aktivitás volt tapasztalható január és február során. Márciustól azonban a túrások számának nagymértékű csökkenése volt érzékelhető. Március és április során feltételezhetően 3 vagy 4 egyed lehetett aktív a területen. Májusban egyetlen földikutyatúrás került regisztrálásra, amelyet feltéte-

lehetően a 10-es számú egyed készíthetett. Ettől a hónaptól kezdve a 7-es számú állat sem mutatott többé aktivitást.

Június és július során kissé nőtt az aktivitás, egy-egy felmérés során 4–6 friss túrást lehetett találni az áttelepítési helyszínen. Feltételezhetően ezek 2 vagy 3 egyedhez tartozhattak. Augusztus során ismét csupán egyetlen friss földikutyatúrás keletkezett a területen.

Az egyévesre tervezett monitoring 2018 őszén ért véget. A Bajai földikutyarezervátum 2018 novemberében elvégzett éves állományfelmérése alapján az áttelepítési helyszínen 2 példány földikutya jelenléte volt megállapítható. A monitoring tapasztalatok szerint az áttelepített földikutyák között nem történt párzás; a területen előforduló egyetlen hím számottevően eltávolodott a többi nőténytől, és később sem közelítette meg őket.

Aktivitás időbeli változása

Az elengedést követően az áttelepített földikutya egyedek rögtön új járatrendszerük kiépítésébe kezdtek. Mindez a monitoring során a rengeteg friss túrás megjelenése révén mutatkozott meg. Ez a nagyfokú aktivitás az ősz során egyre csökkent, egészen december közepéig. December végétől február közepéig ismét egy aktívabb időszak tapasztalható, ekkor kissé nőtt a területen megfigyelhető friss túrák száma. Ezt követően az aktivitás eltérő mértékű, de folyamatos csökkenése volt érzékelhető. Március közepéig enyhén csökkent a túrák száma, majd március–április során látványosan alábbhagyott az áttelepített földikutyák járatépítési kedve. A megfigyelt aktivitás mélypontja május hónap volt. Ezt követően június és július hónapokban ismét valamelyest több friss túrás volt megfigyelhető. Az aktivitás augusztusra újból a minimálisra csökkent.

Aktivitás térbeli mintázata

Az áttelepített földikutyák a szabadon engedésüktől fogva nagymértékű elmozdulásokat produkáltak. Több egyed már az elengedést követő első hónapban 30–50 méterrel is eltávolodott szabadon bocsátásának helyétől. Elmozdulásaiknak az első időszakban nem volt kiemelt iránya, a különböző egyedek a szélrózsa minden irányába szétrajzottak. Némely egyed túrássorának láncolata szerint még decemberben is jelentős távolságot tett meg. Az áttelepített földikutyák a jelek szerint gond nélkül átjutottak a terület keleti illetve nyugati oldalán futó földút alatt. A földutak keresztezése számos alkalommal megtörtént, feltételezhetően több példának is sikerült. Ezt követően ezek az egyedek jellemzően a területet keletről, illetve nyugatról határoló, egyben izoláló nemes nyárasokban kötöttek ki. Ezek a faültvények szélébe jutó példányok az év első hónapjaiban jellemzően mind észak felé indultak meg. Az egyre inkább csökkenő aktivitás miatt a földikutyák

felszín alatti tevékenységének további térbeli irányultsága már nem volt követhető. A nyár során jelent meg csupán egy összefüggő túrászor az elengedési helyszín délebbi részén, az 1-es és a 3-as számú példány mesterséges járatrendszere közötti területen.

Értékelés

A természetvédelmi beavatkozás eredményének értékelése

A Baja környékén végzett délvidéki földikutya-áttelepítési akció során a beruházási területen élő összes állat befogásra került. A transzlokáció kivitelezése is sikeresnek tekinthető hiszen, a monitoring eredményekből látszik, hogy a 10 áttelepített földikutyából 2017. év végéig valamennyi egyed mutatott aktivitást, vagyis nekikezdett saját, új járatrendszere kiépítésének. Így a veszélyeztetett élőhelyen lévő délvidéki földikutya egyedek megmentésére irányuló természetvédelmi beavatkozásnak a befogási és áttelepítési szakasza sikeresnek tekinthető.

Azonban a kimenekített állatok megtelepítése a kijelölt élőhelyen már sokkal kevésbé mondható sikeresnek. Míg 2018 januárjában még 6 földikutya mutatott rendszeres aktivitást, a monitoring adatok alapján 2018 augusztusában már csupán 2, maximum 3 egyed lehetett jelen a területen. Az akciót egy évvel követően pedig a 10 áttelepített földikutyából mindössze kettő volt megtalálható az elengedési helyszínen. Ezen adatok tükrében világos, hogy az áthelyezett állatok valamilyen okból kifolyólag eltűntek a számukra kiválasztott élőhelyről. A szerencsétlen végkifejlethez több tényező is vezethetett, a lehetséges okok feltárása pedig kulcsfontosságú. Mivel a transzlokációk tervezése és kivitelezése során a kijelölt áttelepítési helyszín alkalmassága fontos kérdés, ezért a probléma megvitatása és a lehetséges okok azonosítása, a jövőbeli hasonló akciók szempontjából is nagy jelentőséggel bír.

Az áttelepített egyedek viselkedése a korábbi tapasztalatok tükrében

A monitoring eredmények értékeléséhez jó összehasonlítási anyagnak bizonyultak a korábbi áttelepítések utánkövetésénél gyűjtött eredmények. A legelső földikutya transzlokációt 2013-ban erdélyi földikutya, *Nannospalax (leucodon) transsylvanicus* kisfajjal végezték. Az egyedeket a hajdúhadházi populációból a Hajdúsági Tájvédelmi Körzethez tartozó bagaméri Malom-gát területre telepítették. A terület a bajai élőhelyhez hasonlóan homokpuszta, amit száraz homoki gyepek borítanak.

Bagamérban az állatok áthelyezését követően már az első napokban keletkeztek friss túrások (Moldován 2014) csakúgy, mint a bajai délvidéki földikutyák

esetében. Mindez arra utal, hogy az elengedett földikutyák új járatrendszerük kiépítésébe kezdtek. A bagaméri egyedeknél december közepéig csökkenő túrásszám volt tapasztalható, de decembertől februárig látványosan megnövekedett az aktivitás (Moldován 2014). A bajai földikutyáknál december közepéig a túrássok száma fokozatosan csökkent, majd enyhe növekedésnek indult. A halmok számának látványos növekedése az év első hónapjaiban a szakirodalom szerint egyértelműen a párzási időszakhoz köthető (Vásárhelyi 1926). A földikutyák ilyenkor elkezdik aktívan keresni fajtársaikat, ennek eredménye a sok friss túrás megjelenése az élőhelyeken. Ennek megfelelően Baján is enyhén emelkedni kezdett a túrásszám 2017. decemberének végétől, de mindez január közepétől már ismét enyhe csökkenésbe fordult át, ami 2018. márciusáig tartott. A bagaméri állatok aktivitásában februártól látványos csökkenés mutatkozik (Moldován 2014), a bajaiaknál ez visszafogottabb mértékben, de szintén tapasztalható volt. Az egyedek aktivitása azonban Baján áprilisban sem emelkedett, a márciusban kezdődött drámai lejtmenet tovább folytatódott. Az aktivitás ilyen mértékű csökkenése a vegetációs időszak elején aggasztó tendenciát sejtet. Mindezt alátámasztja, hogy 2018. áprilisának közepén Öttömösön – ahol ugyancsak új földikutyá állomány létrehozása zajlik – az áttelepített szintén délvidéki földikutyák nagymértékű aktivitást mutattak (a szerzők személyes megfigyelése). A bagaméri egyedek aktivitása májusra ismételen jelentősen növekedett (Moldován 2014), szemben a Baja környékén áthelyezett állatokkal, akik ebben a hónapban mutatták az addig tapasztalt legalacsonyabb aktivitást, mindössze egyetlen friss túrással. Az Albertirsa közelében lévő délvidéki földikutyá állományban a tavaszi terepmunkák során 2018. májusának elején szintén szép számban megtalálhatóak voltak friss túrássok, az egyedek aktívak voltak (a szerzők személyes megfigyelése). Bagamér környékén a földikutyák a nyári hónapokban (júniustól augusztusig) nagy mennyiségű friss túrást produkáltak, mely valószínűleg a helyben született fiatal egyedek önálló járatrendszerük építésével függhetett össze (Moldován 2014). Baján júniusban és júliusban végig alacsony volt az aktivitás, míg augusztusra ez ismét havi egyetlen friss túrássra csökkent le.

Az áttelepítési eseményeket követően – annak ellenére, hogy eltérő földikutyá kisfajhoz tartoznak – a két területen kezdetben nagyon hasonlóan viselkedtek az állatok. Az aktivitás intenzitásának hasonló mintázata elengedést követő első tavaszig volt megfigyelhető. Ugyanakkor a tavasz során a bajai helyszín földikutyái a Bagamérban tapasztaltaktól nagyfokú eltérést mutattak. Az egyedek aktivitása és a halmok száma ettől fogva szinte folyamatosan csökkent. Azonban ha nem csupán a túrásszám növekvő vagy csökkenő trendjét figyeljük, hanem az aktív periódusok aktivitási csúcsainak méretét is összevetjük egymással (2. ábra), akkor világosan látszik, hogy a bajai állomány esetében a gondok már 2017. decemberé-

ben elkezdőtek. Míg Bagamérban a január-februári aktív időszakban a keletkezett túrások száma eléri az elengedés után közvetlenül tapasztalt túrasmennyiséget, addig a bajai helyszín esetében még csak meg sem közelíti azt. Vagyis a Baja környékén áttelepített állomány problémái az első igazi hidegek beköszöntével jelentkeztek.

Bár a Bajánál áttelepített egyedek drámai fogyatkozásának okát, akár kereshetnénk a 2018-as év tavaszának a szokásostól nagy mértékben eltérő időjárásában is. Ugyanakkor a két áttelepítés monitoring adatainak összehasonlítása révén világosan látható, hogy a problémák jóval korábban, már a tél során megkezdődtek (2. ábra). Ráadásul a többi megfigyelt állományok (köztük szintén áttelepítéssel létrehozottak) egyikében sem volt tapasztalható 2018. tavaszán az egyedek aktivitásának a bajai áttelepítési helyszínen megfigyelthez hasonló változása. Az adatok alapján tehát úgy látszik, hogy önmagában a szokatlan időjárás nem okolható az állatok eltűnéséért.

Az áttelepítési helyszín abiotikus és növényzeti jellemzőinek értékelése

Az Első Katonai Felmérés térképén (1783) a bajai áttelepítés helyszíne szántóként látható (Arcanum 2004), majd a 19. század közepén a Második Katonai Felmérés során (1858) már pusztaként jellemezték. Ugyanakkor az ebben az időszakban készült térképen jelölték a terület esetleges magasabb vízellátottságát is, hiszen jelentős részét vízhatás alatt álló, nedves kaszálóként ábrázolják. Rózsás (2007) a Debrecen-Józsai földikutya élőhely tájörténeti vizsgálata során ezt a földikutyák számára nem ideális, szuboptimális élőhelytípusnak találta. A területet az 1880-as évek elején ritkás náddal foltozott legelőként ábrázolják. A II Világháború idején készült térképen (1941) részben szántóként, részben ritka nádassal borított füves rétként van feltüntetve. Ezek alapján elmondható, hogy az egykor szántóként is művelt területet az időnként jellemző magasabb vízellátottság következtében olykor nedves, ritkás náddal borított rét fedte. Ezzel ellentétben a Bajai földikutya-rezervátum földikutyák által lakott törzsterületének legnagyobb részét az Első Katonai felmérés idejétől napjainkig folyamatosan száraz gyeppel borította. Az áttelepítési helyszínen végzett talajfúrások eredményei azt mutatják, hogy a talajvíz szintje napjainkban is igen magas. A tíz elengedett földikutya egyedből öt olyan helyen lett szabadon bocsátva, ahol ez akár tényleges problémát is okozhatott. A földikutyák élőhelyi igényeinek talajtani, domborzati aspektusait vizsgáló kutatások eredményei azt mutatják, hogy az állatok azokat a területeket preferálják, ahol a téli időszakban kellő mélységig – a talajvíz szintje felett maradva – le tudnak húzódni (Nyárády *et al.* 2016). A legtöbb – különösen a homokvidékeken található – földikutya előfordulási helyről elmondható, hogy domborzatilag változatosak (kisebb-nagyobb buckákkal tarkítottak) (Németh *et al.* 2013/a). A FÖMI

EOTR térképének szintvonalas ábrázolása jól mutatja a Bajai földikutya-rezervátum törzsterületének és az áttelepítésre kijelölt részének különbségét. Az áthelyezett példányok alacsonyabb térszínű, valamint domborzatilag kevésbé változatos helyre kerültek. Így fennállhatott az a veszély, hogy a téli csapadékos időszakban a magas talajvízszint és a kevésbé tagolt domborzat következtében az állatok képtelenek voltak megfelelő téli menedéket találni. Mindezek együttesen, akár hozzá is járulhattak bizonyos egyedek eltűnéséhez, esetleg pusztulásához.

A Bajai földikutya-rezervátum teljes körű vegetáció-térképezésére és reprezentatív cönológiai felmérésére mindeddig nem került sor. Az eddigi legátfogóbb, a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság belső vizsgálataként született felmérés eredményei ugyanakkor esetünkben jól használhatóak. A Sipos Ferenc botanikus által 2018. augusztusában a Bajai földikutya-rezervátum földikutyák által lakott területén, valamint az áttelepített egyedek elengedési helyszínén három, egyenként egy-egy hektáros kijelölt mintaterületen végzett vegetáció felmérést. Az 1-es számú mintaterületen (ahol az állatok elengedésre kerültek) a legnagyobb tömegben előforduló faj a csillagpázsit (*Cynodon dactylon*) volt. A vizsgálat megállapítása szerint a csillagpázsit, mint erős és kemény tarackú pázsitfűféle fizikai akadályt jelenthetett a földikutyák számára, ezáltal kedvezőtlenül hatva az áttelepített egyedekre (Sipos 2018 – publikálatlan adat). Ugyanakkor számos élőhelyen élnek földikutya egyedek olyan foltokban, ahol az uralkodó fűféle a csillagpázsit. Továbbá a 2018. októberében Öttömörsre történő áttelepítés során a példányok befogásakor előkerült olyan táplálékraktár, melyben a legjelentősebb gyűjtött növényi rész a csillagpázsit tarackja volt (a szerzők személyes megfigyelése). Az 1-es számú területen a vizsgálat során a botanikus 51 növényfajt észlelt, ebből 29-et említ meg lehetséges földikutya táplálékként. Feltételezhetően ez a juhlegeltetéssel hasznosított gyeperősség a legrövidebb ideje felhagyott szántó a Bajai földikutya-rezervátum területén. A második mintaterület a Bajai földikutya-rezervátum észak-keleti részén található. Az éves állományfelmérések korábbi eredményei azt mutatják, hogy ezen a területen alacsony a földikutyák egyedsűrűsége. Az észlelt növényfajok száma 54, ebből 33 tekinthető lehetséges földikutya tápláléknak. A harmadik mintaterületen előforduló nagyszámú sztyeppréti növényzet jól mutatja, hogy a korábbi szántó felhagyása itt történhetett meg a leghamarabb. Az éves állományfelmérések korábbi eredményei szerint ezen a területen jelentős a földikutyák egyedsűrűsége. A legnagyobb tömegben előforduló pázsitfűféle a pusztai csenkesz (*Festuca rupicola*). Az észlelt fajszám 62, amelyből 42 lehet potenciális tápnövény a földikutyák számára. A vizsgálat eredményei szerint a délvidéki földikutyák elengedési helyszínén a gyom (18) és a zavarástűrő (17) fajok fordultak elő a legnagyobb számban. A természetes állapotra utaló fajok közül a kísérő 11, a társulásalkotó 3, míg a pionír fajok száma 2 volt. Az elemzés során

jól látszott, hogy a három vizsgált mintaterület közül az áttelepítés helyszínén volt a legkevesebb növényfaj. Mindez igaz a földikutyák számára lehetséges tápnövények számát illetően is. A Simon-féle Magyarországi edényes flóra határozójában (Simon 2000) található Természetvédelmi Érték Kategóriákat (TVK) követve látható, hogy mindhárom mintaterület esetében a degradációra utaló fajok aránya a domináns. A százalékos megoszlás alapján ugyanakkor elmondható, hogy az áttelepítési helyszínnél a legnagyobb a degradációra utaló fajok aránya, míg a természetes állapotot jelzőké itt a legkisebb. Érdeemes megjegyezni, hogy mivel mindkét a Bajai földikutya-rezervátum törzsterületén fekvő mintaterület közvetlenül határos hosszú ideje háborítatlan, népes földikutya állománnyal rendelkező gyepekkel, ezért nem jelenthető ki egyértelműen, hogy a földikutyák rajtuk megfigyelhető jelenléte bizonyosan az élőhely alkalmasságát mutatja. Elméletileg a népesebb földikutya állománynak otthont adó, természetes gyepekről kiszoruló egyedek folyamatos megtelepedési próbálkozásai is okozhatják a területeken megfigyelhető állandó földikutya jelenlétet. Ennek ellenőrzése azonban további megfigyeléseket igényelne. Az elvégzett botanikai vizsgálatok mindenesetre azt mutatják, hogy a kijelölt áttelepítési helyszín a földikutyák számára növényzeti szempontból sem tekinthető ideálisnak.

Monitoring eredmények értelmezése a háttér adatok ismeretében

Az utánkövetés eredményei alapján az egyedek időbeli aktivitását a háttér adatok – vagyis az elengedésre kijelölt helyszín jellemzőinek – ismeretében értelmezve úgy tűnik, hogy a kezdeti, minden bizonnyal a járatrendszer kiépítéséhez illetve élelemgyűjtéshez köthető fokozott aktivitás után a problémák a tél beálltakor és az első hidegek jelentkezésekor mutatkoztak. A monitoring adatok alapján az egyedek térbeli aktivitását vizsgálva szemebtűnő, hogy a földikutyák meglepően nagy elmozdulásokat produkáltak ebben az időszakban. Úgy tűnt, mintha alkalmas és kellően táplálékbő élőhelyfoltot kerestek volna. Feltételezhetően az áttelepített példányoknak nem sikerült kellő mennyiségű táplálékot összegyűjteni és elraktározni a téli időszakra vagy esetleg a megemelkedő talajvízszint is problémát okozhatott egyes egyedek számára. Az minden bizonnyal kijelenthető, hogy a párzási időszakban már nem volt megfigyelhető a bagaméri állomány monitoringja alapján várható intenzitású aktivitás. A még egyáltalán aktív állatok fokozatosan É-ÉNy-i irányba mozdítottak, és a nyáras facsoport északról történő kikerülésére törekedtek. Ezek a mozgásmintázatok arra engednek következtetni, hogy a földikutyák – valószínűleg alkalmasabb élőhelyet keresve maguknak – megpróbálták elhagyni a helyszínt. Feltételezhetően egyes egyedek megkísérelték megkerülni a számukra akadályt képező – egyébként a területet határoló és egyben izoláló – erdőtümböt. Valószínűleg a tavasz során a még a területen lévő egyedek utolsó

tartalékai is kimerültek, mely helyzetük közepette a 2018 tavaszára jellemző, a szokásostól jócskán eltérő időjárás, csak további gondokat okozhatott. Év végére a felmérések szerint csupán két példány maradt az élőhelyen. Mindez esetleg utalhat arra is, hogy ez a kedvezőtlen adottságú, táplálékszegény élőhely valószínűleg csak nagyon kisszámú földikutya állomány eltartására képes.

Földikutya szempontú élőhelykezelés lehetőségei

Az áttelepített egyedek monitoring eredményei (térbeli elmozdulásaik és időbeli aktivitásuk csökkenése) illetve az előzőekben vizsgált domborzati, talajtani, valamint botanikai szempontok alapján határozottan úgy tűnik, hogy az elengedési helyszínnek kijelölt terület nem kifejezetten alkalmas a földikutyák számára. Az áttelepítéssel létrehozott állomány folyamatos csökkenése és eltűnése valószínűleg jobban magyarázható a terület alkalmatlanságával, semmint a 2018-as év során megfigyelhető szokatlan időjárási eseményekkel. Az áttelepítés révén létrehozott töredékpopuláció felmorzsolódása a jelek szerint már 2017–2018. telén megkezdődött.

Amennyiben a kijelölt élőhely nem megfelelő – de legalábbis nem ideális – a földikutyák számára, jogos kérdésként merülhet fel, hogy különféle természetvédelmi beavatkozások, kezelések révén alkalmasabbá lehetett volna tenni. Ennek kérdése (a kijelölt élőhellyel kapcsolatos bizonytalanságokkal együtt) felmerült a Földikutya- és Űrgevédelmi Szakértői Csoport 2017. évi mindkét megbeszélésén. Esetleges megoldásként az áttelepítési helyszín a törzsállománnyal történő, zöldfolyosó kialakítása révén megvalósuló összeköttetésének gondolata merült fel. További lehetőségként szóba került még az elengedési helyszín kopár területein megvalósuló lucernavetés is. A zöldfolyosó lehetővé tette volna, hogy az elengedési terület alkalmatlansága esetén az egyedek a jelenleg is földikutyák által lakott, biztosan alkalmas gyepek felé elmozdulhassanak. A lucernavetés pedig a rendelkezésre álló táplálék mennyiségéhez tudott volna jelentős mértékben hozzájárulni. Sajnos jelen írás elkészítéséig egyik kísérlet megvalósítására sem került sor. (A zöldfolyosó kialakítása érdekében a szükséges erdősáv letermelése 2018 augusztusában megtörtént, de a terület viszonyai még nagyon távol állnak attól, hogy zöldfolyosóként működhessen a földikutyák számára).

Alternatív megoldások lehetősége

További kérdésként merülhet fel, hogy ha a kiválasztott élőhely nem ideális a földikutyák számára, voltak-e alternatív lehetőségek az állatok máshova telepítésére. Az áttelepítési helyszín kijelölésének kérdése, még az áttelepítési akció tervezésének időszakában, a Földikutya-és Űrgevédelmi Szakértői Csoport tagjait is mélyen megosztotta. Az áttelepítési helyszín kijelölését élénk szakmai vita előzte

meg 2017-ben. Két alternatív terület lehetősége – egy Öttömös és egy Madaras közelében fekvő – merült fel a bajjaival szemben.

Az Öttömös határában, a KNPI vagyongazdálkodásában álló helyszínre már Kelebia térségéből kerültek délvidéki földikutyák. Az esetleges genetikai keveredés miatt a Bajáról származó egyedek ide való áthelyezése csak megalapozó vizsgálatok és előzetes kísérletek kedvező eredményei esetén lett volna szakmailag támogatható a Szakértői Csoport álláspontja szerint.

Potenciális áttelepítési területként és egyben alternatív megoldásként merült fel továbbá a Bajától délnyugatra, mintegy harmincöt kilométerre fekvő Madaras község határában található löszgyep is. A településtől délre, délkeletre található – 2017-ben csupán Natura 2000 oltalom alatt álló (de azóta országos védelemben is részesült) – „Marhajárás-pusztá” a Duna-Tisza köze egyik rendkívül értékes területe. A gyep talaja homokos lösz, ennek megfelelően átmenetet mutat a löszpuszta és a homoki sztyepprért között. A számos botanikai és zoológiai értéknek otthont adó terület hasznosítása juhlegeltetéssel történik. 2017 nyarán a kutatók kis csoportja, köztük jelen publikáció több szerzője a bajai földikutya élőhelyen, valamint Madarason talajtani vizsgálatokat végzett. A gyűjtött talajmintákból kiderült, hogy a bajai talaj típusa futóhomok és humuszos homok, a madarasié pedig kétféle csernozjom és humuszos homok. A talaj fizikai féleségét tekintve a madarasiak kötöttebbnek bizonyultak. Az itt fűrt minták esetében megfigyelhető, hogy a vastag talajrétegen keresztül nincsen strukturális különbség, amely a földikutyák számára kedvező tényező (Nyárády *et al.* 2016). A területen kis mértékben, de fellelhetőek a bajaihoz rendkívül hasonló, vagy azzal azonos tulajdonságú talajok is. A két terület növényvilágát tekintve is sok egyezést találunk. A földikutyák potenciális tápnövényei tekintetében a bajai élőhely sok fajjal rendelkezik a Madarason előfordulóak (Csathó 2009) közül.

Összefoglalva tehát a madarasi helyszín előnye volt, hogy egy új állomány létrehozása növeli a faj fennmaradási esélyeit, és a keveredés veszélyét is kiküszöböli, illetve valamiféle védettséget élvez, hiszen Natura 2000 terület (bár a földikutyák nem szerepelnek az élőhelyvédelmi irányelv mellékletein). Hátránya volt, hogy a talajtani viszonyok némileg eltérnek a befogás helyszínétől. A hazai jogszabályok szerint nem védett a terület és önkormányzati tulajdonban van, így a hosszú távú fenntarthatóság emiatt bizonytalanabb lehet. A célterület végső kiválasztásának legfontosabb szempontja az volt, hogy a bajai helyszín védelem alatt állt szemben a madarasiival. (Meg kell jegyezni, hogy időközben megtörtént a Madarasi Marhajárás országos védett természeti területté nyilvánítása.)

Tanulságok

Jelen publikációban bemutatott természetvédelmi akció, valamint az áttelepített földikutyák monitoring-eredményeinek legfontosabb tanulsága, hogy amennyiben sikeres földikutyáttelepítésre törekszünk, akkor a jogi környezet adta adottságokat nem szabad az ökológiai, biológiai szempontok elé helyezni. Hiába kedvező egy terület jogi adottsága, ha az ökológiai jellemzőit tekintve kevésbé ideális a földikutyák számára. Az ökológiai feltételek megváltoztatása ugyanis sokkal kevésbé kivitelezhető, mint a jogi helyzet kedvező irányba történő befolyásolása vagy módosítása.

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságnak valamint a Pest Megyei Kormányhivatal Környezet és Természetvédelmi Főosztályának, hogy lehetőséget biztosított a bemutatott vizsgálatok elvégzésére (PE-KTF/2424-5/2017). Hálásan köszönjük Sipos Ferencnek (KNPI), hogy rendelkezésünkre bocsátotta a növény-tani felmérés során szerzett adatait. Köszönettel tartozunk Tamás Ádám természetvédelmi örkerület-vezetőnek (KNPI), Kalocsa Bélának (MME) valamint Feldrihán Péternek az áttelepítés és a monitoring során a terepen nyújtott pótolhatatlan segítségükért. Hasonlóképp hálával tartozunk Dr. Csorba Gábornak és a Magyar Természetudományi Múzeumnak az áttelepítés kivitelezése és a monitoring során nyújtott pótolhatatlan segítségért. Végül köszönetet mondunk Rab Ferencnek (ADUVIZIG), hogy a Baja környékén mért meteorológiai adatokat munkánk felhasználáshoz biztosította.

Irodalomjegyzék

- Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O., Swartz, B., Quental, T. B., Marshall, C., McGuire, J. L., Lindsey, E. L., Maguire, K. C., Mersey, B. & Ferrer, E. A. (2011): Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? – *Nature* **471**: 51–57. doi: <https://dx.doi.org/10.1038/nature09678>
- Ceballos, G., Garcia, A. & Ehrlich, P. R. (2010): The sixth extinction crisis: Loss of animal populations and species. – *J. Cosmology* **8**: 1821–1831.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., Garcia, A., Pringle, R. M. & Palmer T. M. (2015): Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. – *Sci. Adv.* **1**, e1400253.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., & Dirzo, R. (2017): Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. – *P. Natl. A. Sci. A.* **114**, E6089–E6096. doi: <https://dx.doi.org/10.1073/pnas.1704949114>
- Csathó, A. I. (2009): *A madarasi Marhajárás. Hol az a táj szab az életnek teret, Mit az Isten csak jókedvében teremt* – Válogatás az első tizenhárom MÉTA-túrafüzetből 2003 – 2009. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 248–253.
- 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. doi: <https://dx.doi.org/10.12933/therya-15-245>
- Griffith, B., Scott, J. M., Carpenter, J. W. & Reed, C. (1989): Translocation as a species conservation tool: Status and strategy. – *Science* **245**: 477–480.
- Hadid, Y. Németh, A., Snir, S., Pavlíček, T., Csorba, G., Kázmér, M., Major, Á., Mezhzherin, S., Rusin, M., Coşkun, Y. & Nevo, E. (2012): Is evolution of blind mole rats determined by climate oscillations? – *PLoS One* **7**: e30043. doi:<https://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0030043>
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H. & Goulson, D. (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>
- Moldován, O. (2014): *Az erdélyi földikutya Nannospalax (leucodon) transylvanicus új populációjának létrehozása és az első év tapasztalatai*. – Diplomamunka, Debreceni Egyetem, Debrecen, 44. p.
- Németh, A., Czabán, D., Csorba, G. & Farkas J. (2007): Egy fokozottan védett emlős, a nyugati földikutya (*Spalax leucodon*) csapdázásának lehetőségei. – *Termvéd Közlem.* **13**: 439–444.
- Németh, A., Csorba, G., Farkas, J., Krnács, Gy., Molnár, A., Boldogh, G. & Szelényi, B. (2013/a): *VM Fajmegőrzési tervek: Kárpát-medencei Nyugati földikutya kistajók (Nannospalax (superspecies leucodon))*. – VM Környezetügyért Felelős Államtitkárság, Budapest. 68 p. doi: <https://dx.doi.org/10.13140/RG.2.25180.59529>
- Németh, A., Krnács, Gy., Krizsik, V., Révay, T., Czabán, D., Stojnic, N., Farkas, J. & Csorba, G. (2013/b): European rodent on the edge: status and distribution of the Vojvodina blind mole rat. – *SpringerPlus* **2**:2. doi: <https://dx.doi.org/10.1186/2193-1801-2-2>
- Németh, A., Molnár, A., Szél, L., Horváth, T., Demeter, L. & Csorba, G. (2013/c): Hogyan telepítsünk át földikutyát? Módszertani megfontolások szélsőségesen talajlakó rágcsálók megemlékezéséhez – *Termvéd Közlem.* **19**: 15–33.
- Németh, A., Tamás, Á., Krnács, Gy., Vajda, Z., Sipos, F. & Dóka, R. (2016): *Baja földikutya-rezervátum országos jelentőségű védelemre tervezett természetvédelmi terület természetvédelmi kezelési terve*. – Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét. 25 p.
- Nyárády, M., Sendula, T., Szalai, Z., Pásztor, L. & Farkas J. (2016): Adatok a földikutya előfordulását befolyásoló talajtani paraméterekről. – In: Csorba, G., Kovács-Hostyánszki, A., Németh, A., Szepesváry, Cs., Vili, N. (szerk.) „Zászlóshajók, karizmák és esernyők: mit tehet az emlőskutatás a természetvédelemért?” X. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Műhelytalálkozó, Absztrakt-kötet, Magyar Biológiai Társaság, 2016. 23 p.
- Pereira, H. M., Leadley, P. W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J. P., Fernandez-Manjarrés, J. F., Araújo, M. B., Balvanera, P., Biggs, R., Cheung, W. W., Chini, L., Cooper, H. D., Gilman L., Guénette S., Hurr, G. C., Huntington, H. P., Mace, G. M., Oberdorff, T., Revenga, C., Rodrigues P., Scholes, R. J., Sumaila, U. R. & Walpole, M. (2010): Scenarios for global biodiversity in the 21st century. – *Science* **330**: 1496–1501. doi: <https://dx.doi.org/10.1126/science.1196624>
- Pimm, S. L., Russel, G. J., Gittleman, J. L. & Brooks, T. M. (1995): The future of biodiversity. – *Science* **269**: 347–350.
- Pullin, A. S., & Bajomi, B. (2008): Are we doing more good than harm? Evaluating effectiveness of nature restoration policy in Europe. – In: *Sixth European Conference on Ecological Restoration*, Ghent, Belgium. 1–5.
- QGIS Development Team (2013): QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- Rózsás, A. (2007): *Első adatok a fokozottan védett, veszélyeztetett, nyugati földikutya (Spalax leucodon) hazai állományainak élőhelyi igényeiről*. – Szakdolgozat, ELTE, Budapest, 88 p.

- Savić, I., Čirović, D., & Bugarski-Stanojević, V. (2017): Exceptional Chromosomal Evolution and Cryptic Speciation of Blind Mole Rats *Nannospalax leucodon* (Spalacinae, Rodentia) from South-Eastern Europe. – *Genes* **8**: 292. doi: <https://dx.doi.org/10.3390/genes8110292>
- Savić, I. & Soldatović, B. (1984): Karyotype evolution and taxonomy of the genus *Nannospalax* Palmer 1903, Mammalia, in Europe. *Separate edition of the Serbian Academy of Science and Arts*. Beograd, 560. 104 p.
- Seddon, P. J., Armstrong, D. P. & Maloney R. F. (2007): Developing the science of reintroduction biology. – *Conserv. Biol.* **21**: 303–312. doi: <https://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00627.x>
- Simon, T. (2000): A magyarországi edényes flóra határozója. – Nemzeti Tankönyvkiadó Rt., Budapest, 975. p.
- Tóthmész, B. (2018): Biodiverzitás és ökológia. - In: Tardy, J, Dévai, Gy. (szerk): *A biodiverzitásról másképp*. Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, pp. 28–33.
- Vásárhelyi, I. (1926): Adatok a földikutya (*Spalax hungaricus hungaricus* Nhrsg.) életmódjának ismeretéhez. – *Állattani Közlem.* **23**: 169–226.
- Vida, G. (2018): Csökkenő biodiverzitás, növekvő gazdaság. Meddig? – In: Tardy, J, Dévai, Gy. (szerk): *A biodiverzitásról másképp*. Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, pp. 14–25.

Internetes térképforrások

- I. Katonai Felmérés (1782–85): HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest. <http://mapire.eu/hu/map/firstsurvey/>
 - II. Katonai Felmérés (1806–1869): HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest. <http://mapire.eu/hu/map/secondsurvey/>
 - III. Katonai Felmérés (1869–1887): HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest. <http://mapire.eu/hu/map/thirdsurvey25000/>
 - II. Világháborús Katonai Felmérés (1941): HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest. <http://mapire.eu/hu/map/hungary1941/>
- Kataszteri térképek (XIX. század): <http://mapire.eu/hu/map/cadastral/> (Arcanum Adatbázis Kft., Budapest)
- Fentről.hu: <https://www.fentrol.hu/hu/>. (FÖMI, BFKH Budapest)
Magyarország EOY topográfiai térképezése. 1980-as évek, méretarány 1:10 000 (FÖMI, BFKH).

Lessons to be learn from a blind mole rat translocation

Viktor Schneider¹, János Ruzsa², Dávid Czabán² and Attila Németh³

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

²*Independent researcher*

³*Hungarian Natural History Museum,
H-1088 Budapest, Baross u. 13., Hungary*

E-mail: viktor.schneider95@gmail.com

Near to the Bajai földikutya-rezervátum protected area (Blind mole rat Reserve of Baja), the home of the largest known population of Vojvodina blind mole rat, it became necessary to translocate a small population of blind mole rats from a solar power plantation construction site. In the course of the conservation action carried out in 2017. ten individuals were translocated to a part of the protected area, which was not inhabited by blind mole rats that time. After the translocation, the animals were monitored for a year. Comparing the results of the monitoring with data of observation of an already finished, successful translocation, an unfavourable trend was noticed. When various ecological features (relief, soil, botany) of the capture and release sites were compared, the incapability of the designated release site is also arise. The presented results can hopefully contribute to the success of similar future translocation actions.

Keywords: *Nannospalax (leucodon) montanosyrmensis*, habitat requirements, habitat suitability, monitoring, Baja

Országos, nagyfelbontású ökoszisztéma-alaptérkép: módszertan, validáció és felhasználási lehetőségek

Tanács Eszter¹, Belényesi Márta², Lehoczki Róbert², Pataki Róbert², Petrik Ottó², Standovár Tibor³, Pásztor László⁴, Laborczi Annamária⁴, Szatmári Gábor⁴, Molnár Zsolt¹, Bede-Fazekas Ákos^{1,6}, Kisény Fodor Lívia⁵, Varga Ildikó⁵, Zsembery Zita⁵ és Maucha Gergely²

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

²Lechner Tudásközpont, 1149 Budapest, Bosnyák tér 5.

³ELTE Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai Tanszék,
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C

⁴Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet,
1022 Budapest, Herman Ottó út 15.

⁵Agrárminisztérium Természetmegőrzési Főosztály,
1052 Budapest, Apáczai Csere János utca 9.

⁶Ökológiai Kutatóközpont, GINOP Fenntartható Ökoszisztémák Csoport,
8237 Tihany, Klebelsberg Kunó u. 3.

E-mail: tanacs.eszter@okologia.mta.hu, marta.belenyesi@lechnerkozpont.hu

Összefoglaló: Ma Magyarországon még a természetvédelmi oltalom alatt álló területeknek is csak egy részéről állnak rendelkezésre terepi felvételezéssel készült részletes élőhelytérképek. A cikkben röviden bemutatott ökoszisztéma-térkép, ha ezeket nem is helyettesítheti, de az eddig rendelkezésre álló országos léptékű adatbázisokhoz (pl. a széles körben használt Corine Land Cover-höz) képest részletesebb térbeli és tematikus felbontással rendelkezik, így mind a kutatás, mind a tervezés számára többletinformációt szolgáltat azokról a területekről, ahol terepi felmérések nem állnak rendelkezésre. A térkép 2015–16-os, illetve kisebb részben 2017-es adatok felhasználásával készült. Főként létező, rendszeresen frissülő adatbázisokra épül, távérzékelés adatfeldolgozásával kiegészítve. A feldolgozási módszertan számos olyan újszerű elemet tartalmaz, amely kifejezetten alkalmas nagy tömegű, különböző forrásból származó és különböző jellegzetességekkel bíró adatbázisok együttes kezelésére. A térkép rövid bemutatása mellett a cikk kitér a validálás lehetőségeire és kezdeti eredményeire is.

Kulcsszavak: ökoszisztéma-térkép, felszínborítási térkép, alaptérkép, távérzékelés, természetvédelem

Bevezetés

Az itt bemutatott ökoszisztéma térkép az Európai Unió 2020-ig megvalósítandó Biodiverzitás Stratégiájában foglalt egyes kötelezettségek teljesítéséhez kapcsolódó, alaptérkép funkcióval bíró eredmény, amely további – a stratégiához kapcsolódó – feladatok végrehajtását is hivatott segíteni. A biodiverzitás-stratégián belül a térképezés feladat az ökoszisztémák állapota és az általuk nyújtott szolgáltatások megőrzését és helyreállítását zászlajára tűző második célhoz kapcsolódik, a “Nemzeti ökoszisztéma szolgáltatás-térképezés és -értékelés” (röviden NÖSZTÉP) részeként. A NÖSZTÉP programot és felépítését Kovács-Hostyánszki *et al.* (2019) részletesen ismerteti. Hasonló feladatokra eddig jellemzően a Corine Land Cover (CLC) [1] felszínborítási térképeket használták, azonban ezek esetében a térképezendő minimális foltméret 25 ha, és részletesebb vizsgálatoknál a tematikus felbontás is jelenthet korlátokat, különösen a természetközeli élőhelyek esetében. Az utóbbi évtizedben emellett készült egy 100 m-es térbeli felbontású páneurópai ökoszisztéma-térkép [2] (Weiss *et al.* 2018), amely a szintén összeurópai EUNIS élőhely-osztályozás (Davies *et al.* 2004) második szintjét jeleníti meg. Ez ugyan a CLC-nél jobban fókuszál a természetes élőhelyekre, azonban kifejezetten kontinensszintű értékelések alapjául szolgál, és bizonyos kategóriákban, pl. az erdők esetében, tematikus felbontása a magyar viszonyok között nem biztosít annál részletesebb információt. Lokálisan sok helyen készültek részletes élőhelytérképek, amelyek egy-egy kutatás vagy a helyi természetvédelem igényeit szolgálják ki, ezek kiterjedése, készítésének időpontja azonban rendkívül változatos, és együtt sem fedik le az ország teljes területét. Ezért mindenképpen szükséges volt egy, a tervezett hazai értékelés és térképezés igényeihez jobban alkalmazkodó, egységes módszertannal készülő, részletesebb térkép elkészítése. Az így létrejövő Ökoszisztéma alaptérkép a Zöld Infrastruktúra Stratégiához (EC 2013) kapcsolódó kutatások és tervezés számára is szolgáltat bemeneti információt.

Az Ökoszisztéma alaptérkép tehát négy fő funkciót lát el:

- bemutatja a magyarországi ökoszisztémák térbeli elterjedését;
- alapot biztosít az ökoszisztémák állapotának indikátorok segítségével történő térbeli reprezentációjához;
- az ökoszisztéma szolgáltatások minőségi és mennyiségi becsléséhez térképet és az indikátorok számításához térképi alapot szolgáltat;
- alapot biztosít a zöldinfrastruktúra jelenlegi állapotának, szerkezetének felméréséhez és a fejlesztések tervezéséhez (ideértve a restaurációs prioritásokat is).

Ezek a funkciók önállóan is érvényesek, mindegyik önmagában is lényeges. Az Ökoszisztéma alaptérkép az alkotók szándéka szerint egyszerre elégíti ki a felsorolt célokhoz kötődő háttértérkép-igényeket, ezért teljes térbeli lefedettséget

biztosít. Bár az agrár- és városi ökoszisztémák térképezése is cél, munkánk során erősen koncentráltunk a természetközeli területekre, hiszen a térképezés az Európai Unió 2020-ig megvalósítandó Biodiverzitás Stratégiájához kapcsolódó feladat részét képezi.

A felsorolt célok aktuális ökoszisztéma-térkép kialakítását igénylik. Egyrészt európai uniós elvárás is, hogy az aktuális állapotról közöljünk információt, de az ökoszisztéma-szolgáltatások esetén is az aktuális állapotok minősítésére szól a felkérés, és a zöldinfrastruktúra fejlesztése is egyértelműen a jelenlegi állapothoz képest képzelhető el. A feladat elvégzéséhez a 2015/2016-os éveket választottuk bázisnak, de az alapadatok körét kiterjesztettük a 2017. évtől teljes körűen rendelkezésünkre álló Sentinel optikai és radar űrfelvételekkel és az azokból származtatható egyéb információkkal is.

Egy aktuális ökoszisztéma-térkép elkészítése legpontosabban terepi felméréssel lett volna megvalósítható. Ugyanakkor az egész ország terepi felmérése akkora feladat, amely belátható időtávon belül még a megfelelő anyagi keretek között is szinte lehetetlen lenne. Így olyan módszertant kellett kialakítani, amely első körben a valós állapotot minél jobban tükröző, már meglévő tematikus adatbázisokra támaszkodik, a második körben pedig a távérzékelés módszereire alapozva kiegészíti és pontosítja ezeket. Fontos szempont volt olyan rendszeresen frissülő adatbázisok használata, amelyek megteremtik a térkép későbbi folyamatos aktualizálásának lehetőségét.

Jelen cikk célja az Alaptérkép, annak kategóriáinak, elkészítésének, validálásának és felhasználhatóságának általános ismertetése a természetvédelemben dolgozó szakemberek, kutatók számára. Terjedelmi okokból nincs lehetőségünk arra, hogy ebben a cikkben valamennyi módszertani részletet vagy az egyes kategóriák pontos jelentését mélységeiben leírjuk, a térkép és a validáció részletes dokumentációja azonban szabadon elérhető és letölthető a projekt hivatalos honlapján [3].

A módszertant megalapozó vizsgálatokat, majd magát a térképezést a projekt konzorciumi partnereiként a BFKH Földmérési, Távérzékelési és Földhivatali Főosztály (jelenleg Lechner Tudásközpont, korábban FÖMI), az Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet (ÖK ÖBI) és az Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézet (ATK TAKI) munkatársai végezték az Agrárminisztérium Természetmegőrzési Főosztálya (AM TMF) – mint projektkoordinátor – támogatásával és szakmai felügyeletével.

A térképezés legfontosabb szempontjai

Az Ökoszisztéma alaptérkép leginkább felszínborítási, illetve részben élőhelytérképnek tekinthető. Ahogy a bevezetésben említésre került, a 2015/2016-os éveket választottuk bázisnak, kiegészítve az adatkört bizonyos, 2017-ből származó információkkal. A térkép tehát egy időpontra, pontosabban egy szűk időszakra jellemző helyzetet tükröz. Célunk volt a lehető legmagasabb fokú aktualitás elérése a potenciális élőhelyek térképezése helyett, valamint (bizonyos, lejjebb ismertetett kivételekkel) a felszínborítás térképezése a földhasználat térképezése helyett. Mindkét szempont teljesítése tartalmazott kihívásokat. A távérzékelési adatok, valamint egyes, viszonylag rendszeresen és gyorsan frissülő – gyakorlatilag naprakésznek tekinthető – adatbázisok mellett (erdészeti adatok, területalapú támogatási rendszer térképi adatai, útdatbázis stb.) bizonyos termőhelyi információkat is illesztettünk a rendszerbe, ahol szakmailag indokolt volt, annak ellenére, hogy a termőhelyi információk gyakran csak valószínűsítik egy adott élőhely – és ezáltal az ökoszisztéma – jelenlétét. Az Ökoszisztéma alaptérkép gyepek kategóriájának kialakításánál pl. ezek a termőhelyi információk jó alapot szolgáltattak az alosztályok – finomabb mintázatok – elkülönítéséhez.

Az elemzésbe vont nagyszámú űrfelvétel azonban az aktualitás oly magas szintű megnyilvánulását is jelentheti, hogy bizonyos kategóriák szétválasztásánál, a közöttük lévő határvonal meghúzásánál az „évjáráthatás” is nagymértékben megjelenik – gondoljunk pl. a vizes élőhelyek határvonalának meghúzására egy csapadékosabb és egy kevésbé csapadékos évben. Ezekben az esetekben az egy időpontból vett információ félrevezető, ezért a határvonalak meghúzása egy időszak adatai alapján, valószínűségi alapon történik. A másik problémakör a felszínborítás térképezésére való törekvés a minőségi és a használati információk megjelenítése helyett. A földfelszín leírását az ökoszisztéma-szolgáltatások szempontjából is releváns módon három alapvető tematikus csoportra bonthatjuk, amely egyben megfelel a földfelszín monitorozásra kidolgozott nemzetközi csoportosításnak is (Arnold *et al.* 2013):

- a földfelszín fizikai borítása, azaz felszínborítás (LCC: Land Cover Component);
- földhasználat (LUA: Land Use Attributes);
- egyéb leíró paraméterek (LCH: Land Cover Characteristics).

Könnyen belátható, hogy adott felszínborítási kategória (pl. gyepek) számos rendeltetéssel, használati móddal bírhat, és egy adott földhasználattal bíró terület (pl. repülőter) számos felszínborítás típusal rendelkezhet, a burkolt kifutópályától az azokat elhatároló füves területekig, facsoportig, épületig. Mindezen információkat egy térképi rétegbe tömöríteni szakmailag értelmetlen, áttekinthetetlen és nagyon diverz kategóriarendszer létrehozását igénylő, bonyolult feladat lenne.

Éppen ezért az Ökoszisztéma alaptérkép létrehozása során az aktuális felszínborítás térképezésére törekedtünk oly módon, hogy az minél nagyobb mértékben szolgálja az ökoszisztémák állapotának minősítését, és azon keresztül az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelését. Ez alól kivételt képeznek pl. a mezőgazdasági területek, ahol a pillanatnyi felszínborítással szemben az alapvető földhasználat típusok (szántó, szőlő, gyümölcsös stb.) elkülönítése volt a cél, így azok külön kategóriaként szerepelnek az Alaptérképen. Az egyéb leíró paraméterek szerepeltetése (LCH) például az erdőtípusok elkülönítésében játszott nagy szerepet. A további, általában inkább földhasználati információkra vonatkozóan megfogalmazott térképezési igények – amelyeket a projekt más projektelemei és Szakértői Munkacsoportjai fogalmaztak meg a feladataik elvégzéséhez – külön kiegészítő adatrétegek formájában kerültek előállításra.

A térképezés kifejezetten a felszínre vonatkozik, a felszín alatti ökoszisztémák megjelenítése nem volt cél. A felszínborítási információk kategóriába sorolása pixel szinten történt (pixelközéppontos mintavételezéssel). Ennek megfelelően a mozaikos élőhelyek egyes összetevői mint kategóriák vagy alkategóriák mozaikjai jelennek meg a térképen, természetesen a kategóriarendszer megszabta határokon belül. Így például egy fás legelő élőhelyfoltot gyepeként és fás szárú vegetációként besorolt pixelek mozaikja alkot.

A MAES ajánlásoknak (Erhard *et al.* 2016, Maes *et al.* 2018) megfelelően a projekt logikája különválasztja az Ökoszisztéma alaptérkép, illetve az -állapotterkép elkészítésének feladatát, így ebből következően a kategóriákat minőségi (felszínborítási, szerkezeti, erdők esetében fafaj-összetételi) jellemzők alapján igyekeztünk elkülöníteni és külön kezelni mindazt az információt, amely a kategóriák állapotára vonatkozik. Ez azért is hasznos, mert ha később változáselemzésre kerül a sor, jellemzőbb, hogy a kategória állapota változik, minthogy az adott térbeli rész felszínborítási besorolása. Bizonyos esetekben azonban az állapot befolyásolhatja az adott élőhely felismerhetőségét, besorolhatóságát. Amennyiben egy élőhely erősen leromlott állapotban van, az a besorolást nagyon megnehezítheti, vagy el is lehetetlenítheti. Ilyen esetekben hívható segítségül a termőhely, bizonyos megfontolások figyelembevételével. Az állapotra vonatkozó információkat (pl. erdők esetében egy erdőállomány kora, a fás szárú vegetáció magassága, idegenhonos fajok aránya a nem ültetvényként meghatározott erdők esetében) nem használtuk erre a célra, és így nem is olvashatók ki az alaptérképből. Ezeket az információkat külön készülő állapotindikátor-térképek fogják tartalmazni.

Adatmodell, alapadatok, módszerek

Fizikai adatmodell

Mivel az Ökoszisztéma alaptérképnek igazodnia kell ahhoz az elváráshoz, hogy a nagyobb európai adatrendszerekhez (pl. Copernicus), mind az adatok gyűjtése, mind az elemezhetősége szempontjából csatlakozhasson, az alábbi jellemzőket rendeltük a fizikai adatmodellhez:

- közös térbeli vonatkoztatási rendszer: ETRS1989 LAEA (EPSG: 3035);
- közös geometria: 20 m felbontású raszter;
- közös adatformátum: GeoTiff.

Minden bemeneti, a kialakításhoz szükséges adatréteghez, valamint minden kimeneti (rész)eredményhez és egyéb tematikus réteghez INSPIRE-kompatibilis [4] metaadat-leírások készültek.

Méretarány

Az eredményréteg méretarányát a forrásadatbázisok által meghatározott térbeli és tematikus pontossággal tudjuk jellemezni. Ez azt jelenti, hogy a felhasználási méretarány tematikus osztályonként esetlegesen eltérő lehet, és tulajdonképpen a 20 x 20 méteres raszter- (grid-) geometria csak ábrázolási felbontásnak tekinthető. Előzetes szakértői becslésekre alapozva az Ökoszisztéma alaptérkép validálását 1:25000 méretarány mellett javasoltuk.

Térképezési módszertan

Az Ökoszisztéma alaptérkép adattartalma a projekt előkészítő évétől kezdve egyfajta evolúciós folyamaton ment keresztül. Kialakításához a felszínborítás- és földhasználat térképek készítése során egyre elterjedtebb alulról építkező térképezési megközelítéssel dolgoztunk. A feladat megoldásához áttekintett térbeli vonatkozással rendelkező adatbázisok közül a MePAR (Mezőgazdasági Parcella Azonosító Rendszer, [5]) felszínborítás-rétegét (Naszádos *et al.* 2017) használtuk, mint alapot, mivel országos fedettséget biztosít, és a terület meghatározó részére viszonylag nagy tematikus és térbeli felbontással rendelkezik. Ennek kiegészítéséhez további, különböző tematikus fókusszal rendelkező adatbázisokat használtunk, valamint nagy hangsúlyt fektettünk távérzékelési módszerekkel gyűjtött adatok saját feldolgozására az egyébként adathiányos tematikák előállításánál (pl.: különböző gyeptípusok). Az így előálló adatokat egységes geometriával (20 méteres raszter) és vetülettel (ETRS1989 LAEA) egy elméleti adatkockába rendeztük, majd abból célirányos, cella alapú lekérdezésekkel (Python alapokon) állítottuk elő az egyes eredménykategóriákat és így az Ökoszisztéma alaptérké-

pet. A kategóriába sorolás tehát az egyes cellák szintjén történt (pixelközéppontos mintavételezéssel).

A természetközeli kategóriák definiálásában a gyepek és vizes élőhelyek esetében az AM TMF által rendelkezésre bocsátott ÁNÉR (Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer – Bölöni *et al.* 2011) élőhelytérképek adták az alkalmazott osztályozási módszer bemeneti tanító adatait. Ehhez a feladathoz elvégeztük az ÁNÉR-kódok NÖSZTÉP-kódokkal (tulajdonképpen Ökoszisztéma alaptérkép-kategóriákkal) történő megfeleltetését, így elő tudtuk állítani az alkalmazott Random Forest (RF) osztályozóban (Breiman 2001) nagy szerepet betöltő tanító adatok egy részét. Mindezen munkafolyamatok pontos, részletes technikai (módszertani) leírása a projekt hivatalos honlapján, az Alaptérkép részletes dokumentációjában olvasható [3a].

Az ökoszisztéma-térképezés során felhasznált adatok, adatrendszerek

Az Alaptérkép elkészítéséhez felhasználtuk többek között a MePAR 2016. és – bizonyos helyeken, ahol az értelmezésben segített – 2015. évi felszínborítás adatait és egyes kiegészítő, tematikus rétegeit, úgymint: látható felszíni sókiválásos területek, mezőgazdasági művelés szempontjából időszakosan vagy tartósan víz által befolyásolt területek fedvényei, golfpályák és repterek fedvénye (ld. Naszádos *et al.* 2017). A mezőgazdasági területhasználat pontosítását a VINGIS (“szőlő-térinformatika”) adatbázis [7] szőlőültetvény-területei segítették.

Fontos részét képezték a térképezésnek az Erdészeti Szakigazgatási Információs Rendszer (ESZIR) Országos Erdőállomány Adattára (OEA) által nyújtott adatok, a Copernicus nagyfelbontású felszínborítás-rétegek (HRL) 2015-ös referenciaévre vonatkozó “vizek és vizenyős területek” (Water and Wetness, WAW) rétege ([8], Langanke 2016), az MTA ATK TAKI DOSoReMI (Digitális, optimalizált, általános értelemben vett talajtérképek és térbeli információk) talajtani adatbázisa (Pásztor *et al.* 2018, [9]), valamint a Normalizált Digitális Felszínmodell (nDFM 2015), és a Digitális Domborzatmodell (DDM 2015). Utóbbiak a Lechner Tudásközpont (korábban FÖMI) termékei. Felhasználtunk továbbá a domborzatmodellből származtatott topográfiai indexeket, melyek előállításán szintén a projekt keretein belül történt. Bizonyos kategóriák esetében a földhasználat pontosítását segítette a fekvéshatár-adatbázis (a belterületek azonosítására), az Open Street Map (OSM, [10]) tematikus tartalom bányák, lerakók, meddőhányók vonatkozásában, valamint a Lechner TK (korábban FÖMI) útatadtbázisa. Az AM TMF ÁNÉR-alapú referencia élőhelytérképei az ellenőrzéshez, illetve a távér-

zékelés-alapú osztályozáshoz tanulóadatként kerültek felhasználásra. Távérzékelés adatok tekintetében a Sentinel optikai és radar űrfelvételek, és a belőlük a projekt keretein belül származtatott spektrális indexek és radar deskriptorok a távérzékelés elemzés alapadatkörének legfontosabb részét képezték. Egyebekben a 2015-ös ortofotó-adatbázis és a Sentinel-2 űrfelvételekből készített országos mozaikok a tájékozódás és vizuális ellenőrzés során kerültek felhasználásra. A részletes módszertani leírás a projekt hivatalos honlapján, az Alaptérkép részletes dokumentációjában olvasható [3a].

Az Ökoszisztéma alaptérkép kategóriarendszere

Az ökoszisztéma élő növények, állatok és mikroorganizmusok, valamint élettelen környezetük komplex, egymásra ható együttese, amely funkcionális egységet alkot. Az ökoszisztéma-típusok térképezése során ezek az egységek térben lehatárolásra kerülnek, valamely élőhely-osztályozó rendszer által definiált kategóriák szerint (Maes *et al.* 2013). Mivel a kategóriarendszer ideális kialakítása cél- és léptékfüggő, még európai szinten is több ilyen rendszer létezik, pl. a már említett többszintű EUNIS (Davies *et al.* 2004), a közösségi jelentőségű élőhelyek kategóriarendszere (ld. Molnár 2014), valamint a kifejezetten ökoszisztéma-szolgáltatások értékeléséhez javasolt MAES-osztályozás (Maes *et al.* 2013), ami a gyakorlatban megfelel az EUNIS első szintjének. Az értékelések alapját képező térképekkel szembeni európai elvárás, hogy legalább az országra nézve releváns 2. szintű MAES-kategóriák (település, agrárterület, gyeperdő, vizes élőhely, víztest) megjelenjenek a térképen. Emellett kézenfekvőnek tűnt, hogy ne a semmiből építsünk fel egy új ökoszisztéma- vagy élőhely-osztályozási rendszert, hanem támaszkodjunk egy már meglévőre. Több lehetőség is felmerült, de végül a hazai átfogó élőhely-osztályozást, az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszert (ÁNÉR, Bölöni *et al.* 2011) választottuk alapként, amely Magyarországon mind ökológiai, mind természetvédelmi célú térképezésekben széles körben elterjedt. Azonban az ÁNÉR beosztása a természetes élőhelyek esetén jóval részletesebb, mint amit ez a döntően már létező, országos adatbázisokra és távérzékelésre támaszkodó ökoszisztéma-térképezés lehetővé tesz. Az általunk használt kategóriarendszer kezdeti kialakítása ezért az ÁNÉR-kategóriák összevonásával történt. Később a térképezés során nyilvánvalóvá vált, hogy még ez az összevont kategóriarendszer is további átalakításra szorul. Főleg azoknál a kategóriáknál jelentkezett probléma, ahol az ÁNÉR-besorolás elsősorban differenciális lágyszárú fajok jelenlétén alapul, mivel ezekre nézve a felhasznált adatbázisok nem, vagy nagyon korlátozottan tartalmaznak információt. Végül a térkép kategóriarendszere-

re a MAES-, az EUNIS- és a hazai ÁNÉR-rendszer kategóriáira támaszkodva, iteratív folyamat eredményeképpen alakult ki, melynek során a sokrétű felhasználói igények alapján kialakított kezdeti kategóriákat a rendelkezésre álló adatbázisok, illetve módszerek megszabta realitások szem előtt tartásával alakítottuk tovább.

Az Ökoszisztéma alaptérkép hat főkategóriából épül fel, teljes kategóriarendszere három szintű (1. táblázat). Azok a nemzetközi szinten használt kategóriák, amelyek az országban nem jellemzőek vagy nagyon kis területen fordulnak elő (tengeri ökoszisztémák, természetes kopár felszínek) nem szerepelnek a kategóriarendszerben. A cserjések besorolása a fenti rendszerekben nem egyértelmű, azok a típusok, amelyek egyértelműen ebbe a főkategóriába tartoznak, Magyarországon nem, vagy nagyon kis kiterjedésben fordulnak elő, ezért ezt nem különítettük el. A kategóriák tartalmának részletes kifejtése, a pontos definíciók messze meghaladják e cikk terjedelmi korlátait, azonban megtalálhatóak a térkép részletes dokumentációjában, leírások és tartalmaz/kizár listák formájában [3a].

A 1. Mesterséges felszínek (Urban) főkategória a leginkább átalakított ökoszisztémákat tartalmazza, ahol a felszín részben (kertes-házass területek, települési zöldfelületek, parkok) vagy egészben (közlekedési hálózat, belváros, ipari és kereskedelmi területek) mesterséges felülettel borított. Ide tartoznak a különböző mértékben roncsolt felszínek is, mint a bányák, meddőhányók, lerakók, szemételepek és építési területek is. A főkategória térbeli keretét, határait a MePAR felszínborítás- (fszb.) adatbázis mesterséges felszínborítási elemeit (pl.: települések, tanyák, iparterületek, bányák, lerakók, közlekedési infrastruktúra stb.) tartalmazó kategóriák (ld. Naszádos *et al.* 2017) határainak, és a fekvéshatár-adatbázis belterület-határának egyesítése adja. Az így kialakított külső határok tartalommal való feltöltését tematikus adatbázisok (pl. út- és vasútatadtbázis, magasságmodell) és Sentinel-ürfelvételekre épített távérzékelés-alapú eredmények biztosították (elsősorban az épített és zöldfelületek elkülönítésében). A főkategória által lefedett területekre (főleg a fával borított szegélyrészekben) esetenként az ESZIR-OEA adatbázis is tartalmazott információt, ilyen esetekben ez az erdészeti adatokból származó információ jelent meg az Alaptérképen.

A 2. Agrárterületek (Croplands) főkategóriát a mezőgazdasági művelés alatt álló területek alkotják: ide tartoznak a szántóföldek, szőlők, gyümölcsösök, energiaültetvények és az ezek mozaikjaként létrejövő komplex területek. A szántók esetében nem tettünk különbséget a termesztett növényfajta, vagy a pillanatnyi állapot (pl. csupasz felszín) alapján. A főkategória határait és tartalommal való feltöltését a MePAR fszb. adatbázis vonatkozó elemei (ld. Naszádos *et al.* 2017) adják, kiegészítő információkkal a VINGIS-adatbázis szolgált. A projektben fel-

1. táblázat: Az Ökoszisztéma alaptérkép kategóriarendszere.

1. szint (MAES level 2)	1. szint kód	2. szint	2. szint kód	3. szint	3. szint kód
Mesterséges felszínek (Urban)	1	Épületek	11	Alacsony épület	1110
				Magas épület	1120
		Utak és vasutak	12	Szilárd burkolatú utak	1210
				Földutak	1220
				Vasutak	1230
		Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek	13	Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek	1310
		Zöldfelületek mesterséges környezetben	14	Zöldfelületek mesterséges környezetben fákkal	1410
		Zöldfelületek mesterséges környezetben fák nélkül	1420		
Agrárterületek (Croplands)	2	Szántóföldek	21	Szántóföldek	2100
		Állandó kultúrák	22	Szőlők	2210
				Gyümölcsösök, bogyósok	2220
				Energiaültetvények	2230
		Komplex területek	23	Komplex művelési szer- kezet épületekkel	2310
		Komplex művelési szer- kezet épületek nélkül	2320		
Gyepte- rületek és egyéb lágyszárú növényzet (Grasslands and other herbaceous vegetation)	3	Homoki gyep	31	Nyílt homokpuszta gyepek	3110
				Zárt gyep homokon	3120
		Szikes és szikesedésre hajlamos gyep	32	Szikes és szikesedésre hajlamos gyep	3200
		Szikkakbívásokkal tarkí- tott gyep	33	Szikkakbívásokkal tarkí- tott mészkedvelő gyep	3310
				Szikkakbívásokkal tarkí- tott egyéb gyep	3320
		Zárt gyep kötött talajon vagy domb és hegyvidé- ken	34	Zárt gyep kötött talajon vagy domb és hegyvi- déken	3400
Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet	35	Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet	3500		

1. táblázat: Az Ökoszisztéma alaptérkép kategóriarendszere. (folytatás)

1. szint (MAES level 2)	1. szint kód	2. szint	2. szint kód	3. szint	3. szint kód		
Erdők és egyéb fás szárú növényzet (Forests and woodlands)	4	Többletvízhatástól függet- len (TVFLN) erdők	41	Bükkösök	4101		
				Gyertyános kocsánytalan tölgyesek	4102		
				Cseresek	4103		
				Molyhos tölgyesek	4104		
				Ny-Dunántúl erdeifenyvesei	4105		
				Ny-Dunántúl erdeifenyő- elegyes lomberdei	4106		
				Hazai nyárasok	4107		
				Hegy- és dombvidéki pionír erdők	4108		
				Gyertyános kocsányos tölgyesek	4109		
				Elegyetlen és kőriselegyes kocsányos tölgyesek	4110		
				Egyéb, többletvízhatástól független őshonos domi- nanciájú erdők	4111		
				Egyéb elegyes lomberdők	4112		
				Természetszerűbb galé- riaerdők	42	Puhafás ártéri erdők	4201
						Keményfás ártéri erdők	4202
	Ártéri égeresek	4203					
	Egyéb vízhatás alatt álló (TVHA) erdők	43	Elegyetlen és kőrisele- gyes kocsányos tölgyesek TVHA	Égeresek	4301		
				Égeresek	4302		
				Többletvízhatás alatti gyertyános kocsányos tölgyesek	4303		
				Ártéren kívüli fűzesek	4304		
				Ártéren kívüli, többletvízhatás alatti nyárasok	4305		
				Nyíresek	4306		

1. táblázat: Az Ökoszisztéma alaptérkép kategóriarendszere. (folytatás)

1. szint (MAES level 2)	1. szint kód	2. szint	2. szint kód	3. szint	3. szint kód	
Erdők és egyéb fás szárú növényzet (Forests and woodlands)	4	Egyéb vízhatás alatt álló (TVHA) erdők	43	Többletvízhatással érintett cseresek	4307	
				Egyéb, többletvízhatással érintett őshonos dominan- ciájú erdők	4308	
				Egyéb, többletvízhatással érintett elegyes lomber- dők	4309	
				Tülevelűek dominálta ültetvények	4401	
				Akác dominálta ültetvé- nyek	4402	
				Nemesnyár- és fűz domi- nálta ültetvények	4403	
				Egyéb idegenhonos lom- bos fajok dominálta erdők	4404	
		Erdőként nyilvántartott faállomány nélküli, vagy felújítás alatt álló területek	45		Pusztavágás	4501
					Folyamatban lévő fel- újítás	4502
					Máshová nem besorolható fás szárú növényzet	4600
Vizes élőhelyek (Wetlands)	7	Lágy szárú dominanciájú vizes élőhelyek	51	Vízben álló mocsári/lápi növényzet	5110	
				Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint lép- és mocsárrétek	5120	
		Fás szárú dominanciájú vizes élőhelyek	52	Láp- és mocsárerdők	5200	
Felszíni vi- zek (Rivers and lakes)	8	Állóvizek	61	Állóvizek	6100	
		Vízfolyások	62	Vízfolyások	6200	

merülő igények alapján továbbá a “komplex” besorolású területeken belül távérzékelési adatok osztályozásával elkülönítettük az épületeket is tartalmazó részeket.

A 3. Gyepterületek és egyéb lágyszárú növényzet (Grasslands and other herbaceous vegetation) főkategóriába a természetes és féltértermészetes gyepek, rétek, a művelt gyepek, kaszálók, legelők és az egyéb lágyszárú növényzettel fedett (de vízhatás alatt nem álló) felszínek tartoznak. A főkategória határait elsősorban a MePAR fszb. adatbázis gyepterületeket tartalmazó elemei adják (ld. Naszádos *et al.* 2017). A gyepterületek határainak megerősítését és a kategória diverzifikálását első szinten távérzékelési felvételek elemzésével, tanuló algoritmus alkalmazásával (Random Forest – Breiman 2001) oldottuk meg - *a főkategóriát e szempontból együtt kezelve a vizes élőhelyekkel*. Ehhez Sentinel-ürfelvételek idősorait (optikai és radar), az ezekből származtatott spektrális indexeket és radar deszkriptorokat, DDM-ből származtatott topográfiai indexeket (alapadat), a DOSoReMi talajtani adatbázis meghatározott térképeit és referencia (tanító) adatokat (ÁNÉR-térképek, egyes MePAR fszb. kategóriák, MePAR állandó gyepfedvény stb.) használtunk. Az így keletkezett részeredmény további diverzifikálását talajparaméterekre vonatkozó határértékek szakértői becslésre alapozott meghatározásával végeztük el. A fentiek szerint lehatárolt gyepterületeket kiegészítették azok a területek, amelyek az ESZIR-OEA adatbázisban nem fás szárú vegetációként szerepelnek - ezek meghatározóan az erdei tisztások területei. Felszínborításuk megállapítása szintén a fentebb említett távérzékelési alapokon, a Random Forest-osztályozó (tanuló algoritmus) alkalmazásával történt, amelyet széleskörű alapadatbázison futtatunk.

Fontos itt megemlíteni, hogy ebben a fázisban együtt kezeltük a gyep típusok meghatározását a lágyszárú dominanciájú vizes élőhely-altípusok elkülönítésével. Mivel ezek az élőhelyek számos esetben mozaikolnak egymással, független elkülönítésük biztos, hogy nem járna kielégítő eredménnyel.

A 4. Erdők és egyéb fás szárú növényzet (Forests and woodlands) főkategória meghatározó részét az erdészeti üzemtervezés alatt álló területek adják, beleértve minden erdőnek minősülő területet, a vágásterületeket is. Emellett minden olyan terület ide kerül besorolásra, amelyet fás szárú vegetáció borít (pl.: fás foltok, erdősávok, spontán erdősült területek, cserjések). Lehatárolásának alapja az Országos Erdőállomány Adattár, amely mind területileg, mind tartalmilag kiegészül azokkal a fás állományokkal, amelyek az OEA szerint nem, de más adatforrás alapján (pl. MePAR fszb. illetve távérzékelési eredmények) fás szárú felszínborítással rendelkezhetnek (ez utóbbiak a «Máshová nem besorolható fás szárú nö-

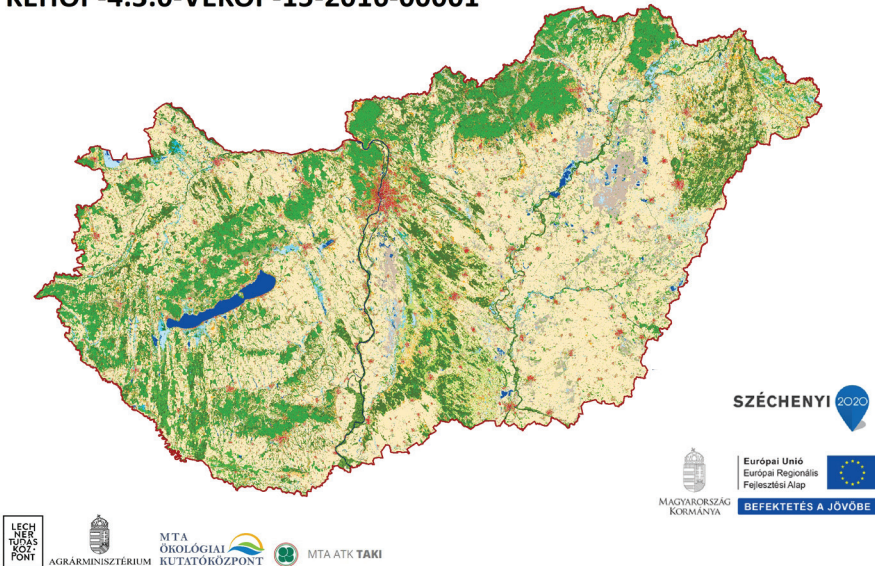
vényszet» /4600/ kategóriába kerültek). Az így készült térképet távérzékelte adatok felhasználásával finomítottuk tovább, ennek során elkülönítettük az érintett erdő-részleteken belül a túlevelűek által dominált foltokat.

Az alkategóriák kialakítása és tartalommal való feltöltése szakértők által meghatározott, egymásra épülő szabályok rendszere alapján történt, az OEA leíró adatainak felhasználásával. Először a második szint kategóriáit alakítottuk ki, a vízhatást figyelembe véve, és ebbe soroltuk be az egyes erdő-részleteket, majd ezeken a kategóriákon belül dolgoztuk ki a tovább-bontás szabályait, illetve a harmadik szint kategóriáit. A harmadik szinten a besorolás elsősorban a felső lombkorona-szint fajösszetételén, kisebb részben a termőhelyen vagy egyéb tulajdonságokon alapult. Általánosságban a jobban definiált, egyszerűbben besorolható, illetve rendelkezésre álló adatokkal jobban megfogható típusok (pl. faültetvények, természetes típusok közül pl. a bükkösök) felől haladtunk az összetettebb esetek felé. Azokat az állományokat, amelyekben jelen voltak idegenhonos fajok, de a szabályok alapján nem kerültek az idegenhonos faültetvények közé, csak az őshonos fajok figyelembevételével osztályoztuk – az idegenhonos-fertőzöttség ezekben az esetekben az állapotleírásban jelenik meg.

Az **5. Vizes élőhelyek (Wetlands)** főkategóriához soroltunk minden vízbefolyásolta ökoszisztémát, amely nem nyílt víz, viszont a talajvízszint legalább az év egy időszakában eléri a talajfelszint, beleértve a láp- és mocsárerdőket. Itt jelennek meg az időszakos vízhatás alatt álló gyepek is. A főkategória határait a MePAR fszb. (ld. Naszádos *et al.* 2017) gyp osztályain, “egyéb lágyszárú növényzettel borított” kategóriáin és vizenyős területein belül, vagy azok határain húztuk meg. A szántóterületek időszakosan vizenyős, de egyébként művelés alatt álló foltjai nem kerültek ebbe a kategóriába. A lehatárolást a «Gyepterületek és egyéb lágyszárú növényzet» főkategóriánál ismertetett módszer szerint végeztük. A fás szárú alosztály elkülönítése az erdőkkel együtt, azokkal azonos módszerrel, az ESZIR-OEA adatbázis alapján történt.

Az utolsó, **6. Felszíni vizek (Rivers and lakes)** főkategóriába az áramló vagy állóvizek, illetve azoknak azon részei tartoznak, amelyekben gyökerező és kiemelkedő növényzet nem fordul elő. A hínártársulások elkülönítésétől eltekintetünk, mivel ezek felismerése terepi térképezés nélkül nem reális. A főkategória kialakításában a MePAR fszb. adatbázis vonatkozó osztályai (ld. Naszádos *et al.* 2017), a 2015-ös “vizek és vizenyős területek” (WAW) Copernicus nagyfelbontású réteg (Langanke 2015) állandó vízfelületek kategóriája és távérzékelési eredmények vettek részt. A kizárólag távérzékeléssel azonosított vízfelületeket állóvizek alkategóriába soroltuk.

Magyarország Ökoszisztéma alaptérképe KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



1. ábra: Az Ökoszisztéma alaptérkép - országos áttekintő.

Az Ökoszisztéma alaptérkép minőség-ellenőrzése

Minőség-ellenőrzési lehetőségek

Az Ökoszisztéma alaptérkép korábbi, 7.3 munka verzióján többféle minőségellenőrzést végeztünk. Új adatbázisok létrehozása esetén szükséges egyfelől egy *technikai ellenőrzés elvégzése*. Ez jól automatizálható módszer, és kiterjed a területi lefedettség, esetleges adathiányok felderítésére, a vetületi rendszer, cellaméret és origó, attribútumok ellenőrzésére, érvénytelen kódok kiszűrésére, szisztematikus elcsúszások, pontatlanságok felderítésére, valamint a specifikációnak megfelelő és olvasható adatformátum, névkonvenciók, metaadat-tartalom ellenőrzésére.

Az ellenőrzés másik fő eleme a *tematika minőségének ellenőrzése*, amely az előállított új adatbázis adattartalmának (kódolásának, illetve az egyes osztályok térbeli lehatárolásának) valósághoz való viszonyát vizsgálja, és próbálja feltárni a lehetséges szisztematikus és egyedi hibákat.

Az Ökoszisztéma alaptérkép tematikus pontosságát több tényező is befolyásolhatja, melyek az alábbiak:

- az alapadatbázisok hibája, és a referenciaadat előállításánál felhalmozott hibák (térképezési módszertan, pontosság, esetleges elő- és utófeldolgozási módszerek – pl. zajszerűs – hatása stb.);
- az alapadat és a referenciaadat tematikus és térbeli felbontásának különbségéből, valamint a közös adatmodellbe illesztés során igényelt konverziós lépésekből fakadó torzulásokból eredő hibák;
- az alapadat és a referenciaadat időbeli vonatkozásának különbsége;
- az alapadatbázisok körének hiányossága;
- a meglévő országos, de szakmaspecifikus célokkal előállított alapadat tematikus felbontása és a céladatbázissal szemben támasztott tematikus elvárásokból adódó különbségek;
- a lekérdezési szabálysor módszertani hibái;
- az alkalmazott távérzékelési adatokon alapuló osztályozási módszerek pontatlanságából adódó hibák.

A tematika minőség-ellenőrzését *egyrészt referencia adatbázisokkal történő összehasonlítással* végezzük (az Ökoszisztéma alaptérkép esetében pl. a MÉTA adatbázis – Molnár *et al.* 2007 [6], illetve Natura2000 területek egyedi élőhelytérképei). Ez esetben a tematikájukban hasonló adatbázisok osztályai az Alaptérkép kategóriáinak megfelelő osztályokba sorolhatók és területi alapon elvégezhetők az egyezést vizsgáló összevetések. A vizsgálatok eredményei alapján a legjobb egyezést a szikes gyepek (3200) és a „Vízben álló mocsári/lápi növényzet” (5110) kategória esetében, míg a leggyengébb megfelelést a „Sziklakibúvásokkal tarkított gyepek” (3310, 3320) kategóriáinál tapasztaltuk [3b]. E vizsgálatok eredménye inkább tájékoztató jellegű, mert a referencia-adatbázisok geometriája, tematikája, illetve kora (tehát a felmérés ideje) nem egyezik meg az Alaptérkép paramétereivel. Azért tartottuk fontosnak ezeket mégis elvégezni, mert a különbözőségek vizsgálata így is feltárhat szisztematikus és egyedi hibákat is.

A minőség-ellenőrzés másik pillére *az adott területeket jól ismerő szakértők, nemzeti parkos kollégák munkájára épülő, ún. „Look and Feel” módszer* (Büttner 2012) projekthez adaptált változata [3c]. A módszer szerint az ellenőrzés alá vont területet a validáló maga választja ki, lehetőség szerint nem csak a védett területekre koncentrálna. Olyan természetes és féltermészetes ökoszisztémák ellenőrzését végezték el így, amelyekről országos szinten nem rendelkezünk tematikus adatbázissal, tehát nem egyértelműen lehatárolhatók (pl. lágok, mocsarak, bizonyos gyeptípusok), vagy ha mégis, azok felhasználásra kerültek a térkép előállításánál (pl. ESZIR-OEA), így verifikálásra már nem használhatók. A szakemberek egyrészt ellenőrzési pontokra vonatkozó információkat szolgáltatottak vektoros térinformatikai fedvényben dokumentálva azt, másrészt nagyobb területek átfogó

szöveges jellemzését is elvégezték, összefoglalva a minőség-ellenőrzés kategóriánkénti tapasztalatait. 2019. március közepéig 12 validáló 1678 db mintavételi pontról (és annak közvetlen környezetéről) küldött visszajelzést. A legfontosabb visszajelzéseket a következő fejezetben foglaljuk össze.

Az előző pontokban ismertetett minőség-ellenőrzési munkák eredményeinek kiértékelése és a pontosítási lehetőségek vizsgálata után a megvalósítható módosítások beépültek a térkép végleges változatába. A validálás befejezéseként a javított fedvény bizonyos kategóriáira, ezeken belül is objektív szempontok alapján előre leválogatott pixelcsoportokra vonatkozóan végeztünk szisztematikus vizuális ellenőrzést űrfelvételek és ortofotók felhasználásával. Ennek eredményei alapján az Alaptérkép átlagos pontossága az összevont kategóriák esetében 97,4% [3b].

A minőség-ellenőrzés néhány előzetes eredménye

Az alábbiakban a Look and Feel validáció legfontosabb visszajelzéseit foglaljuk össze.

Mesterséges felszínek főkategória

Mivel a validálók elsősorban a féltermészetes és természetes élőhelyekre helyezték a hangsúlyt, a burkolt felszínekre vonatkozóan viszonylag kevés visszajelzés érkezett. A vonalas elemek ábrázolásának pontosságát főleg az alapadatbázisok minősége határozza meg, de a vektor-raszter konverzió során alkalmazott mintavételezési technika is befolyásolja azt. Esetünkben a burkolt utak más mintavételezési technikával, nagyobb súllyal kerültek beépítésre, mint a földutak, vagy a vasutak, így ez utóbbiak esetében a megjelenés is "pixelesebb".

Több kritika érte a zöldfelületek mesterséges környezetben elnevezésű alkategóriát, melynek lehatárolása szükségszerű volt annak érdekében, hogy az épített vagy erősen átalakított, bolygatott környezetben lévő zöldfelületeket megkülönböztethessük az egyéb (mezőgazdasági, természetes és félig természetes) élőhelyektől. A kategória térbeli lehatárolása során azonban csak adminisztratív határookra (fekvéshatár szerinti belterület) és arra a MePAR felszínborítás-osztályra támaszkodhattunk, amely beépített területet, infrastruktúrát, bolygatott területet stb. foglal magában (ide tartoznak pl. a repterek, golfpályák adatbázisai is). Ebből a kategóriából a felismerhető vízfelületeket igyekeztünk leválasztani a rendelkezésre álló adatbázisok segítségével, és ugyanez vonatkozik a MePAR-ban nyilvántartott művelt nádasokra is, amelyek a „Vízben álló mocsári/lápi növényzet” (5110) kategóriába kerültek át. A kategória felszínborításának további rész-

letezésétől azonban a további lehatároló adatbázisok teljességének hiánya miatt eltekintettünk.

Agrárterületek főkategória

A szántóföldek térképezése a validálók visszajelzései alapján kiemelkedően pontosnak tekinthető, de kis mennyiségben jeleztek lokális (nem szisztematikus hibaként előforduló) félreosztályozást. Az állandó kultúrák közé tartozó szőlők esetében a nagyobb területek besorolását megfelelőnek ítélték a validálók. Az egykori szőlőhegyeken lévő művelt kis parcellák következtlen besorolását illeték elsősorban kritikával, melyek hasonló habitusuk ellenére hol szőlőként, hol pedig komplex területként jelennek meg az Alaptérképen. A tévesen besorolt komplex területek elemei legtöbbször a „Mesterséges felszínek” főkategóriába tartozó fás vagy fátlan zöldfelületekkel keverednek.

Gyeppek főkategória

Mivel a gyepterületek és a vizes élőhelyek altípusainak lehatárolásához nem álltak rendelkezésre tematikus adatbázisok, az osztályozásban nagy szerepet kapott az ürfelvétel-idősorok tanuló algoritmussal (Random Forest, RF) végzett elemzése, melynek eredményét szakértői segítséggel, talajtani és topográfiai paraméterek gyeptípusonkénti határértékeinek meghatározásával pontosítottuk tovább. Ebből adódóan a kategóriák elhelyezkedése, térbeli kiterjedése, illetve a kategóriahatárok alakulása egyfajta becslésként is felfogható. Emiatt azt vártuk, hogy a legnagyobb bizonytalanság ezekhez a főkategóriákhoz társul, a validálás célja a becslés bizonytalanságának, pontosságának értékelése volt. Éppen az e területekre vonatkozó visszajelzések nyújthatnak nagyon értékes információforrást a térképezési módszertan majdani továbbfejlesztéséhez.

A gyepek főkategórián belül az alkategóriák szétválasztásának sikerességét kielégítőnek nevezhetjük ugyan, de a validálók következtlenlésekre és hiányosságokra is rámutattak. Az egyes gyeptípusok térképezési pontosságának megítélése nemzeti park igazgatóságokonként változhat annak függvényében, hogy ott az értékelt gyeptípus mennyire jellemző. A főkategóriák tekintetében a kategóriahatárok általában a gyeppek (ideértve a vízhatás alatt nem álló, és a vizes élőhelyekhez sorolt típusokat is) viszonylatában tűntek a legbizonytalanabbnak. Az ökoszisztéma-szolgáltatás minőségének becslését (esetünkben pl. fűhozam, természetes vízmegtartásra alkalmas helyek kijelölése stb.) nagymértékben befolyásolja az Alaptérkép pontossága, így a kategóriahatárok pontosítására még nagyobb hangsúlyt kell fektetni a jövőben. Az osztályozási pontosság növelését megvalósíthatónak tartjuk, de a megvalósításnak számos előfeltétele van, melyeket a validációról szóló részletes ismertetőben (3b) foglaltunk össze.

Általánosnak tekinthető észrevétel a validálók részéről, hogy a homoki gyepek a térképen nagyobb területekre terjednek ki, mint amin valójában előfordulnak, valamint a két kategória („Nyílt homokpusztagyeppek” (3110) és „Zárt gyepek homokon” (3120)) több helyen keveredik egymással.

A szikes területek („Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek”, 3200) vonatkozásában a validálók többsége úgy ítélte meg, hogy a kategória alapvetően jól interpretált. Ezt a MÉTA adatbázissal való összevetés is megerősítette. A tévesen ide sorolt területek nagyobb része a lágyszárú-dominanciájú vizes élőhelyekkel, azokon belül is az „Időszakos vízhatás alatt álló gyepekkel, láp- és mocsárrétekkel” (5120) fed át legtöbbször.

A sziklakibúvással tarkított gyepek kapcsán megállapítható, hogy a térképezési hibák kisebbik részét a két altípus keveredése okozza (mészkedvelő vs. egyéb sziklagyepek), nagyobbik része pedig annak köszönhető, hogy a dombvidéki zárt gyepek helyett a sziklakibúvásos gyepfoltok jelennek meg az Alaptérképen.

Erdő főkategória

Az erdő főkategóriába sorolt területek térképezésénél a térbeli alapegység nem a pixel, hanem az erdőrésztlet volt, melynek mérete tág határok között változhat, országos átlagban 3,5 ha körül alakul. Ezért az alkalmazott módszer egyik legfontosabb korlátja az, hogy az erdőrésztletek mérete nem feltétlenül összevethető a termőhely, illetve a faállomány valós térbeli változatosságának léptékével. Ez a validálók által megfogalmazott kritikákban is visszaköszönt. Különösen az erdőrésztleten belül kisebb foltokban megjelenő élőhelyek (pl. szikladomborzatú erdők) hiányát, és ebből következően nagy területek látszólagos homogenitását kifogásolták. Az erdőrésztlet mint egység használata nagyméretű, több, egymásba fokozatosan átmenő élőhelytípust lefedő erdőrésztletek (pl. völgyoldalak) besorolásánál is gondot okoz.

A térképezésnél a rendelkezésre álló adatbázis jellege miatt elsősorban a faállományra és ennek jellemzőire tudtunk támaszkodni. A Magyarországon általában alkalmazott gazdálkodási módok mellett nagyon sok esetben olyan erdőállományok alakulnak ki, amelyek az adott helyen természetesen előforduló eredeti ökoszisztémára csak nyomokban emlékeztetnek. A nyilvánvalóan ültetvény jellegű állományok mellett számos kevert, idegenhonos fajokkal erősen fertőzött, vagy őshonos fajból álló, de elegendően erdőt találunk, ahol pusztán a lombkoronaszint fajösszetétele alapján az állomány a természetszerű erdőkre kidolgozott kategóriarendszerekbe nem sorolható be egyértelműen. A kategóriarendszer kialakítása során igyekeztünk erre reflektálni, de a felhasználók számára szokatlanak bizonyult, hogy emiatt sok esetben ugyanabba a kategóriába kerültek jó állapotú, természetes erdők, és leromlott, jellegtelen állományok. Ezek szétválasztására (az

erdőrészlet mint alapegység adta megkötésekkel) a projektben külön készülő állapottérképek adnak lehetőséget.

Vizes élőhelyek főkategória

Ahogy azt korábban jeleztük, a kategóriahatárok a vízhatás alatt nem álló és a vízhatás alatt álló gyepek, láp- és mocsárrétek viszonylatában tűntek a legbizonytalanabbnak. A vizes élőhelyekre vonatkozóan beérkezett kritikák egy része az alkategóriák mozaikos elhelyezkedésére vonatkozik („Vízben álló mocsári/lápi növényzet” (5110) vs. „Időszakos vízhatás alatt álló gyepek, valamint láp- és mocsárrétek” (5120)), ami olyan esetekben is előfordul, amikor ezt sem növényzeti, sem vízellátottságbeli különbségek nem indokolják. A „Vízben álló mocsári, lápi növényzet” (5110) kategóriába olyan nedves és gyomos szántók is bekerülhettek, melyek használatban vannak, de néhány helyen nyílt vízfelszínnel rendelkező területek is vizes élőhelyként kerültek azonosításra. A rekettyefűzzel borított vagy gyomos nádasok osztályba sorolása néhol nem egyértelmű, egyes esetekben fás szárú növényzetként kerültek azonosításra.

A „Fás szárú-dominanciájú vizes élőhelyekre” (52, ill. 5200) vonatkozó visszajelzések alapján a kategória általában jól tükrözi a láp- és mocsárrétek elhelyezkedését, de egyes helyeken olyan erdőket is tartalmazhat, melyek előntést csak ideiglenesen – legfeljebb nagyobb esőzések, olvadáskor alkalmával – kapnak, vagy egyáltalán nem jellemző rájuk vízhatás. Kihagyásos hibaként a validálók bizonyos láp- és mocsárréteket – jellemzően fűzlápokat, rekettyefüzeseket – jelölték meg legnagyobb százalékban, amelyek a besorolásukra vonatkozó információk hiánya miatt sokszor egyéb fás szárú növényzetként szerepelnek a térképen. A térképezés pontosságának növelésében – akárcsak a gyepek kategóriák esetében – további alapadatok előállítására (pl. lápkataszter), majd térképezésbe történő bevonása játszhatna nagy szerepet a jövőben, akár tanítóterületként, akár közvetlen módon felhasználva a kibővült alapadatkört.

Felszíni vizek főkategória

A folyóvizekre és állóvizekre érkezett visszajelzések egy része a két kategória eseti keveredésére hívja fel a figyelmet. Ez leginkább a vízfolyások szélein, öblökben előforduló jelenség, de pl. állóvízű holtmedrekben is előfordulnak folyóvíz kategóriába sorolt pixelek. Néhányan jelezték a nyílt vízfelületek hiányát olyan esetekben, amikor az nagy jelentőséggel bírna a területen. Ez a hibatípus egyrészt megnyilvánul a kisebb méretű tavak hiányában – ezek közül egyesek (pl. halastavak, halneveldek, pihenő/rekreációs tavak) az épített környezetet övező zöldfelületeken belül nem különülnek el –, másrészt abban, hogy a kisebb fo-

lyóink sem jelennek meg a térképen. E hibák jelentős részét sikerült orvosolni az utolsó iterálás során.

A szikes tavak a vizsgált időszakban jellemző vízborításuktól függően többféleképpen jelenhetnek meg a térképen. Emiatt azon nemzeti park igazgatóságok munkatársai, melyek területén szikes tavak találhatóak, szinte kivétel nélkül jelezték, hogy e területekről – mint a pannon flóratartomány egyik kiemelt, ex lege természetvédelmi oltalom alatt álló élőhelytípusairól – fontos, hogy országos térkép álljon rendelkezésre, így ez a tematika is különálló réteggként egészíti majd ki az Alaptérképet.

A térkép felhasználhatóságára vonatkozó néhány általános gondolat

A fentiekben bemutatott térkép [11], amely mostanra nyilvános és térítésmentesen letölthető, nem helyettesítheti a terepen készült részletes élőhelytérképeket. Elsősorban olyan regionális és országos léptékű elemzésekben (pl. tájökölógiai vizsgálatok, ökoszisztéma-szolgáltatás értékelések) lehet jól használható, amelyekben jelenleg (részletesebb térbeli és tematikus felbontású alternatíva híján) többnyire az európai Corine Land Cover felszínborítási térképeket használják. Noha a készítés során törekedtünk arra, hogy az általános felszínborítási kategóriák megjelenítésén túl élőhelyekről is szolgáltatassunk információt, a rendelkezésre álló adatbázisok nem tették lehetővé, hogy az élőhelyeket az ANÉR-térképek részletességével azonosítsuk. Részben ezzel összefüggésben a munka során számos szakpolitikai irányból megfogalmazódott igény egy olyan gyepkataszter létrehozása iránt, amely megfelelő minőségű információtartalmánál fogva mind mezőgazdasági, mind természetvédelmi célú igényeket ki tud szolgálni, és rendszeres frissítésével változásvizsgálatokhoz is jó alapot nyújthat. A térképezés során előállt gyepkategorikák – további pontosítás után, egyéb hasonló tematikájú adatok (pl. a MePAR állandó gyep tematikája) mellett – szolgáltatathatják egy ilyen gyepkataszter előállításának első lépcsőfokát.

Az átnézést végző szakembereket is megkérdeztük, hogy mi a véleményük a térkép lehetséges felhasználási irányairól. Mivel a nemzeti park igazgatóságok jellemzően részletesebb adatokkal rendelkeznek a védett területekre vonatkozóan, a térkép elsősorban az azokon kívüli helyekről szolgálhat hasznos információval, például egyes tájak, kisebb-nagyobb területek általános jellemzéséhez. Durvább léptékű élőhelytérképezésben sokat segíthet, hiszen szükség esetén egyéb adatbázisokkal, szakértői tudással nagymértékben pontosítható. Ilyen módon többek között olyan speciális élőhelyek keresésére is jó alapot nyújthat, melyekhez bizonyos fajok kötődnek (pl. nedves gyepes esetében lápos élőhelyek keresése).

Településrendezési tervek és egyes hatósági ügyek véleményezési szakaszában a döntés-előkészítés segítésére is alkalmas lehet. Amennyiben megoldható lenne a térkép viszonylag rendszeres időközönkénti frissítése, számos további – akár monitoring célzatú – alkalmazási lehetőség nyílna meg, például a felszínborítás változásának a CLC-nél finomabb léptékű követésére, a vízborítás változásának vizsgálatára, erdős területeken a vágásterületek arányának vagy az idegenhonos fajok dominálta erdők változásának nyomon követésére.

Köszönetnyilvánítás – Ezúton is köszönjük valamennyi résztvevő validáló szakember munkáját és értékes észrevételeit, melyek jelentősen hozzájárultak az Ökoszisztéma alaptérkép végleges módszertanának kidolgozásához. Validálókink: Baranyi Zsolt, Bérces Sándor, Bölöni János, Cservenka Judit, Lesku Balázs, Márkus András, Mocskonyi Zsófia, Sallainé Kapocsi Judit, Schmotzer András, Sipos Ferenc, Szépligeti Mátyás, Takács Gábor, Virók Viktor. A térkép a KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001 “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 keretében, az Európai Regionális Fejlesztési Alap (ERFA), valamint a Környezeti és Energiahatékonysági Operatív Program (KEHOP) és a Versenyképes Közép-Magyarország Operatív Program (VEKOP) támogatásával készült. Bedefekas Ákos munkáját a GINOP-2.3.2-15-2016-00019 projekt támogatta.

Irodalomjegyzék

- Arnold, S., Kosztra, B., Banko, G., Smith, G., Hazeu, G., Bock, M., Valcarcel, & Sanz, N. (2013): The EAGLE concept – A vision of a future European Land Monitoring Framework. - In: Laspónara, R. (Ed): *EARSel symposium proceedings “Towards Horizon 2020”*, June 2013, Matera, Italy.
- Bölöni, J., Molnár, Zs. & Kun, A. (szerk.) (2011): *Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ANÉR 2011.* MTA ÖBKI, Vácrátót, 439 p.
- Breiman, L. (2001): Random forests. *Machine learning*. 45: no. 1. pp. 5–32.
- Büttner, Gy. (2012): Guidelines for verification and enhancement of high resolution layers produced under GMES initial operations (GIO). Land monitoring 2011–2013. https://eea.government.bg/eea/main-site/bg/notices/porachki-2012/2012-10-12/77_Guidel.pdf
- Davies, C. E., Moss, D. & Hill, M. O. (2004): *EUNIS habitat classification revised 2004*. - Report to: European Environment Agency - European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity, 310 p.
- EC (European Commission), (2013): *Green Infrastructure (GI) — Enhancing Europe's Natural Capital. Communication from the Commission to the European Parliament, The Council, The European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions*, Brussels, 6.5.2013COM(2013) 249 final.
- Erhard, M., Teller, A., Maes, J., Meiner, A., Berry, P., Smith, A., Eales, R., Papadopoulou, L., Batrup-Birk, A., Ivits, Gelabert, E. R., Dige, G., Petersen, J. E., Reker, J., Cugny-Seguin, M., Kristensen, P., Uhel, R., Estreguil, C., Fritz, M., Murphy, P., Banfield, N., Ostermann, O., Malak, D.

- A., Marín, A., Schröder, C., Conde, S., Garcia-Feced, C., Evans, D., Delbaere, B., Naumann, S., Davis, M., Gerdes, H., Graf, A., Boon, A., Stoker, B., Mizgajski, A., Santos Martin, F., Jol, A., Lükewille, A., Werner, B., Romao, C., Desauty, D., Wugt, F. L., Louwagie, G., Zal, N., Gawronska, S. & Christiansen, T. (2016): *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Mapping and Assessing the condition of Europe's ecosystems: Progress and challenges. 3rd Report*. Publications office of the European Union, Luxembourg. http://catalogue.biodiversity.europa.eu/uploads/document/file/1328/3rdMAESReport_Condition.pdf
- 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. – *Termvéd Közlem.* **25**: 80–90. <https://dx.doi.org/10.20332/tvk-jnatcon-serv.2019.25.80>
- Langanke, T. Copernicus Land Monitoring Service –High Resolution Layer Water and Wetness: Product Specifications Document. European Environment Agency (2016): <https://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/hrl-water-wetness-technical-document-prod-2015/view>
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., Egoh, B., Puydarrieux, P., Fiorina, C., Santos, F., Paracchini, M. L., Keune, H., Wittmer, H., Hauck, J., Fiala, I., Verburg, P. H., Condé, S., Schägner, J. P., San Miguel, J., Estreguil, C., Ostermann, O., Barredo, J. I., Pereira, H. M., Stott, A., Laporte, V., Meiner, A., Olah, B., Gelabert, E. R., Spyropoulou, R., Petersen, J. E., Maguire, C., Zal, N., Achilleos, E., Rubin, A., Ledoux, L., Brown, C., Raes, C., Jacobs, S., Vandewalle, M., Connor, D. & Bidoglio, G. (2013): *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020*. Publications office of the European Union, Luxembourg. http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/MAESWorking-Paper2013.pdf
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Grizzetti, B., Paracchini, M. L., Somma, F., Orgiazzi, A., Jones, A., Zulian, G., Petersen, J. E., Marquardt, D., Kovacevic, V., et al. (2018): *Mapping and Assessment of Ecosystems and Their Services – an Analytical Framework for Mapping and Assessment of Ecosystem Condition in EU*: Discussion Paper.
- Molnár, Zs., Bartha, S., Seregélyes, T., Illyés, E., Botta-Dukát, Z., Timár, G., Horváth, F., Révész, A., Kun, A., Bölöni, J. & Biró, M. (2007): A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). *Folia Geobotanica* **42**: 225–247. <https://dx.doi.org/10.1007/BF02806465>
- Molnár, Zs. (szerk.) (2014): Élőhelyek. - In: Haraszthy, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár. pp. 749–934.
- Naszádos, A. (2017): *A MePAR felszínborítási adatának leírása. A 2015. és 2016. évi kezdő MePAR-ban szereplő felszínborítási kategóriák, valamint a felszínborítási adathoz köthető egyéb jelzések leírása*. Budapest Főváros Kormányhivatala, Földmérési, Távérzékelési és Földhivatali Főosztály, Földmérési és Távérzékelési Részleg, MePAR Fejlesztési, Koordinációs és Üzemeltetési Osztály. 30 p. http://www.termeszetvedelem.hu/_user/browser/File/KEHOP/NOSZTEP/Alapterkep_dokumentacio/8.2_F%C3%BCggel%C3%A9k_MePAR_FSZB_kodleiras_KEHOP_TERK_modszertan_V3.0_FINAL.pdf
- Pásztor, L., Laborczí, A., Takács, K., Szatmári, G., Bakacsi, Zs., Szabó, J. & Illés, G. (2018): DOSoReMI as the national implementation of GlobalSoilMap for the territory of Hungary. - In: Arrouays, D., Savin, I., Leenaars, J., McBratney, A. B. (ed.) *GlobalSoilMap - Digital Soil Mapping from Country to Globe : Proceedings of the Global Soil Map 2017 Conference*, July 4–6. 2017, Moscow, Russia, London, UK, CRC Press, pp. 17–22.

Weiss, M. & Banko, G. (2018). *Ecosystem Type Map v3.1 –Terrestrial and marine ecosystems*. ETC/BD Technical paper 11/2018. https://bd.eionet.europa.eu/Reports/ETCBDTechnicalWorkingpapers/Ecosystem_mapping_v3_1

Internetes hivatkozások:

[1] Corine Land Cover adatbázis

<https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>

[2] Európa EUNIS-alapú ökoszisztéma térképe (3.1)

<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/ecosystem-types-of-europe-1>

[3] A térkép részletes dokumentációja a projekt honlapján:

<http://www.termeszetvedelem.hu/okoszisztema-szolgaltatasok-fejlesztési-elem>

[3a]: Ökoszisztéma alaptérkép és adatmodell kialakítása (5.0 verzió)

http://www.termeszetvedelem.hu/_user/browser/File/KEHOP/NOSZTEP/Alapterkep_dokumentacio/KEHOP_TERK_modszertan_V5.0-20190630.pdf

[3b]: Az Ökoszisztéma alaptérkép tematikus minőségellenőrzése

http://www.termeszetvedelem.hu/_user/browser/File/KEHOP/NOSZTEP/Alapterkep_dokumentacio/N%C3%96SZT%C3%89P_alapt%C3%A9rk%C3%A9p_valid%C3%A1ci%C3%B3_20190618.pdf

[3c]: Az Ökoszisztéma alaptérkép tematikus minőségellenőrzése 6.1. Melléklet, „Look and Feel” validáció háttéranyag és módszertan

http://www.termeszetvedelem.hu/_user/browser/File/KEHOP/NOSZTEP/Alapterkep_dokumentacio/N%C3%96SZT%C3%89P_Look_and_feel_valid%C3%A1ci%C3%B3_m%C3%B3dszertan_teljes_20190128.pdf

[4] INSPIRE Knowledge Base

<https://inspire.ec.europa.eu/document-tags/metadata>

[5] Mezőgazdasági Parcella Azonosító Rendszer

<http://mepar.hu/>

[6] A MÉTA adatbázis honlapja

www.novenyzetiterkep.hu

[7] VINGIS adatbázis

<http://www.vingis.hu>

[8] Copernicus High Resolution Layers, Water and Wetness

<https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/water-wetness>

[9] A DoSoReMi talajtani adatbázis

www.dosoremi.hu

[10] Open Street Map

<https://www.openstreetmap.org>

[11] Ökoszisztéma Alaptérkép

http://web.map.fomi.hu/nosztep_open

A national, high-resolution ecosystem basemap: methodology, validation, and possible uses

Eszter Tanács¹, Márta Belényesi², Róbert Lehoczki², Róbert Pataki², Ottó Petrik², Tibor Standovár³, László Pásztor⁴, Annamária Laborczi⁴, Gábor Szatmári⁴, Zsolt Molnár¹, Ákos Bede-Fazekas^{1,6}, Lívía Kisné Fodor⁵, Ildikó Varga⁵, Zita Zsembery⁵ and Gergely Maucha²

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

²*Lechner Tudásközpont, H-1149 Budapest, Bosnyák tér 5, Hungary*

³*ELTE Department of Plant Systematics, Ecology and Theoretical Biology, H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C, Hungary*

⁴*MTA Centre for Agricultural Research, Institute for Soil Sciences and Agricultural Chemistry, H-1022 Budapest, Herman Ottó út 15, Hungary*

⁵*Ministry of Agriculture, H-1052 Budapest, Apáczai Csere János u. 9, Hungary*

⁶*MTA Centre for Ecological Research, GINOP Sustainable Ecosystems Group, H-8237 Tihany, Klebelsberg Kunó u. 3, Hungary*

E-mail: tanacs.eszter@okologia.mta.hu, marta.belenyesi@lechnerkozpont.hu

At present in Hungary, detailed habitat maps created with field mapping are available for only part of the country's area, and not even for all nature conservation areas. The ecosystem type map briefly introduced in this article cannot replace such maps, but it has more detailed spatial and thematic resolution compared to the national-scale databases available so far (e.g. the widely used Corine Land Cover). It can provide additional information for both research and planning in areas where field surveys are not available. The map was prepared using datasets from 2015–16, and partly 2017. It is mainly based on existing, regularly updated databases, complemented by the processing of remote sensing data. The processing methodology includes a number of novel elements that are specifically suited for the combined management of large-scale databases from different sources with different characteristics. In addition to a brief introduction to the map, the article also discusses the possibilities and initial results of validation.

Keywords: ecosystem mapping, landcover map, basemap, national ecosystem assessment, remote sensing, nature conservation

Természetvédők és kutatók ismeretei az eurázsiai hód kapcsán a Kárpát-medencében I.: elterjedés, életnyomok, az együttélés lehetőségei, az elhullás okai

Juhász Erika¹, Biró Marianna², Ulicsni Viktor² és Molnár Zsolt²

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

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

E-mail: erikamaria.juhasz@gmail.com

Összefoglaló: Az eurázsiai hóddal kapcsolatos szakmai ismeretek jelentős része a helyi természetvédők és kutatók publikálatlan tudásanyagában található. Kárpát-medencében élő szakembereket kértünk fel arra, hogy osszák meg velünk tapasztalataikat a faj elterjedését, életmódját és a konfliktust érintő kérdésekben. Az elhangzott információkat szakirodalmi környezetben értelmezve új összefüggéseket és kutatási irányokat kerestünk. A hód valamennyi folyónkon jelen van, az állomány növekszik, ezzel párhuzamosan az együttélés lehetőségének megteremtése egyre több térségben jelent kihívást. A hód általi fadöntés mellett a faj gátépítése, valamint üregásási tevékenysége is konfliktusok forrása. Adatközlőink válasza fontos hézagokat töltenek be, általuk válik lehetővé a hazai tudásanyag újraértelmezése, szintetizálása és a megismert jelenségek nyugat-európai példák-
kal való összevetése.

Kulcsszavak: *Castor fiber*, strukturált interjú, elterjedés, együttélés, gyérités

Bevezetés

Az eurázsiai hód (*Castor fiber* L., 1758) az 1980-as évek végén kezdődött spon-tán kolonizáció és az 1996–2008 közötti WWF visszatelepítések következtében jutott el Magyarországra (Bajomi 2011). Tehát mindössze két-három évtizede van újra jelen a hazai emlősfaunában. Ezalatt az idő alatt számos értékes, a fajjal kapcsolatos alapvető információk rendszerezését szolgáló publikáció született (Bozsér 2001, Haarberg 2007, Bajomi 2011, Czabán 2016), melyek a hód aktuális helyzetét, a visszatelepítéseket, a szerzők saját tapasztalatait és a nemzetközi szakirodalomban fellelhető ismereteket mutatják be. Magyarország több térségében vizsgálták a hódok elterjedését, állomány nagyságát: a Fertő-Hanság Nemzeti Park területén (Bozsér 2003, Varju 2008, Czabán 2017), az Alsó-Duna völgyben

(Baja Ifjúsági Természetvédelmi Egyesület 2011), a Mura mentén (Lelkes 2013), a Közép-Tiszán (Tallósi 2013), újabban pedig Borsod-Abaúj-Zemplén megyében (Arlett 2016) és a Dél-Alföldön (Juhász 2018). A fent felsorolt jelentések és egyéb kutatási anyagok említést tesznek a hód táplálékválasztásáról, de ezt a kérdéskört céltzottan eddig kevesen és csak lokálisan elemezték (Czabán 2003a, Právic 2012, Varju & Jánoska 2015, Juhász 2017).

Az Európa különböző országában élő hódok táplálkozásáról, ökológiai hatásairól szóló tudományos munkák (Nolet *et al.* 1994, Hägglund & Sjöberg 1999, Ganzhorn & Harthun 2000, Haarberg & Rossel 2006, Dvořák 2013) eredményei a magyarországi hódélőhelyek esetében csak korlátozottan értelmezhetőek. A Kárpát-medence mint természeti és tájtörténeti szempontból önálló földrajzi egység a hód számára egyedi élőhelyeket, életfeltételeket és interakciókat biztosíthat.

Magyarországon a hódokkal kapcsolatos szakmai tudás jelentős részét a helyi természetvédők és kutatók publikálatlan, saját tapasztalatokon alapuló ismeretei adják. Az itt bemutatott vizsgálatunk célja ezek átfogó feltárása az ország valamennyi régiójának megfelelő reprezentálásával, továbbá a regionális különbségek értelmezése valamennyi vizsgált témakörben.

A gyakorlati természetvédelemben dolgozó szakemberek tudásanyaga értékes információkkal egészítheti ki a szakirodalmat (Fazey *et al.* 2006.). Ezen tudásanyag megismerése fontos szereppel bírhat a természetvédelmet érintő döntések meghozatalában, a részvételi tervezésben (Bojórquez-Tapia *et al.* 2003), valamint a természetvédők és más érdekcsoportok közös céljainak és konfliktushelyzeteinek feltérképezésében (Molnár *et al.* 2016). A különböző érdekcsoportok bevonásával megvalósuló részvételi tervezést széles körben alkalmazzák, módszertana és eredményei tudományos kutatások tárgyát képezik (Kovács *et al.* 2015, 2016). A gyakorlati természetvédők megkérdezése segítheti az aktuális és jövőbeli természetvédelmi kihívások meghatározását (Mihók *et al.* 2014), továbbá a tájtörténet és a helyi természeti értékek feltárását (Varga 2017). Szakmai tudásuk összegyűjtése, felhasználása a hóddal kapcsolatos átfogó kutatások megalapozásához is hozzájárulhat.

Ebben a publikációban (összegzésünk első részében) az elemzett kérdéseket, témaköröket négy blokkba csoportosítottuk, melyek a hód elterjedése, a jelenlétére utaló életnyomok, az együttélés lehetőségei és az elhullás okai. A második részben a hód életmódjával (táplálkozásával, építő-tevékenységével, élőhelyválasztásával) kapcsolatos megfigyeléseket fogjuk bemutatni. Bízunk abban, hogy eredményeinkkel hasznos áttekintést adhatunk a gyakorlati természetvédelem számára is.

Módszerek

Magyarország területét a hivatalos természetvédelem intézményrendszere nemzeti park igazgatósági működési területekre osztja. A tíz nemzeti park igazgatóság név szerint: Aggteleki (ANPI), Balaton-felvidéki (BFNPI), Bükki (BNPI), Duna-Dráva (DDNPI), Duna-Ipoly (DINPI), Fertő-Hanság (FHNPI), Hortobágyi (HNPI), Kiskunsági (KNPI), Körös-Maros (KMNPI) és Órségi Nemzeti Park Igazgatóság (ÖNPI) (<http://www.nemzetiparkok.hu>). A hazai természetvédelem szerkezetét követve a hódokkal kapcsolatos szakmai tudás feltárását e tíz térség köré szerveztük. Mivel az összes térséget megfelelően kívántuk reprezentálni, ezért valamennyi nemzeti park igazgatóság esetében egy-egy természetvédelmi szakmai vezetőt (zoológiai referens, osztályvezető, igazgatóhelyettes, igazgató) kértünk meg arra, hogy ajánljon 4-4 személyt, aki gyakorlati természetvédő vagy kutató, a nemzeti park igazgatóság működési területén él vagy dolgozik (nem feltétlenül a nemzeti park igazgatóság munkatársa), és feltételezhető, hogy azok között a szakemberek között van, akik a térségben a legtöbbet tudják a hódról. További 9 magyarországi adatközlőt (5 kutatót, 2 nemzeti park igazgatósági alkalmazottat, valamint 2 szakirányú végzettséggel rendelkező, ökoturizmussal és természetvédelmi célú ismeretterjesztéssel foglalkozó személyt) előzetes ismereteink vagy más személyek többszöri javaslata alapján választottunk ki. A szélesebb, kárpát-medencei kitekintés érdekében 6 romániai magyar szakembert is felkértünk kérdéseink megválaszolására. Kutatásunk során összesen 55 szakemberrel (49 magyarországi, 6 romániai) készítettünk strukturált interjút. A Köszönetnyilvánításban név szerint felsoroltuk őket. Az interjúkat az adatközlők hozzájárulásával diktafonra rögzítettük, majd az elhangzott információkat táblázatos formába rendeztük és elemeztük.

Adatközlőink mindegyike felsőfokú végzettséggel rendelkezett, átlagéletkoruk 42 év volt. A legfiatalabb interjúalany 28, a legidősebb 63 éves volt. A romániaiak megkérdezésére már 2014-ben sor került, egy magyarországi adatközlővel ugyancsak ekkor interjúztunk. Az összes többi interjú 2017 végén, 2018 elején készült. Az anonimitás megőrzése érdekében az interjúkból való idézés során az adatközlőket véletlenszerű kódnevekkel láttuk el (H = magyarországi adatközlő, R = romániai adatközlő, kódnevek: H1-H49, R1-R6).

Az első részben a faj elterjedését, a kolonizációt, az életnyomokat, az ismert konfliktustípusokat, a konfliktusmegelőzési és konfliktusmérslélesi lehetőségeket, az együttélés lehetőségeit, a gyérítés témakörét, valamint a természetes ellenségeket és az elhullás okait mutatjuk be. Az elemzés alapját képező interjúkérdéseket az 1. függelék tartalmazza. A hód életmódjával a második részben foglalkozunk majd.

Az eredmények valamennyi állítása mögött zárójelben tüntettük fel az adatközlők általi említések számát. Ez alól egyedül az elterjedés témakörét érintő információk képeznek kivételt, mivel azok minden esetben egyediek. Az elterjedéssel kapcsolatos megfigyelések csupán a kolonizáció folyamatának apró lépései, önálló felsorolásban nehezen, szakirodalmi környezetben viszont jól értelmezhetőek, esetenként kapcsolatot teremtenek korábbi, publikált adatok között, amelyeket a diskusszióban részletezünk. Az interjúfonál szabad felsoroláson alapuló (free-listing) kérdéseket is tartalmazott. Az ilyen kérdésekre adott válaszok egy része mögött alacsony említésszám szerepel. Az, hogy valamelyik válaszlehetőséget kevés adatközlő fogalmazza meg önállóan egy adott kérdés kapcsán, nem feltétlenül függ össze a megállapítás jelentőségével, tudományos értékével.

Eredmények

Elterjedés

Az adatközlők szerint az eurázsiai hód hazánk valamennyi folyóján jelen van. Főként a Duna, a Dráva és a Tisza mentén terjedve jutott el a mellékfolyókra, majd a még kisebb víztestekre. Az interjúk során elhangzott információk alapján a hódok magyarországi elterjedésének folyamatáról a következő főbb megállapításokat tehetjük: A Szigetköz spontán kolonizációja 1985–86 környékén kezdődött. Az első évek szórványos észlelései után az 1990-es években fokozatos állománynövekedés indult meg. A megkérdezettek 1991–92-ben találtak először hódragásokkal a Mosoni-Dunán. Ezt követően „*egyre több helyen jelent meg mind a Mosoni-Dunán, mind a Nagy-Dunának a mellékágrendszerében, valamint a Nagy-Dunán is*, és aztán onnan pedig a két Duna közötti *csatornahálózaton*” (H40). A 2000 és 2002 között történt hansági telepítések következtében létrejött hódállomány a csatornák mentén terjedve még abban az évtizedben kapcsolatba kerülhetett a szigetközivel.

Az adatközlőink szerint a hód a 2000-es években indult meg Komárom irányába és jelent meg az Erebe-szigeteken. Esztergom környékéről, a Búbánatvölgyből pedig már az 1990-es évek végéről is származnak adatok. A 2000-es évek közepétől a Közép-Dunán is gyakoribbá vált a faj. Az Ipolyon 2004-ben észlelték (az első helyszín Ipolypásztó), innen jutott el néhány borsönyi patakra. A Közép-Dunán a jelenlegi állomány másik forrása az 1996–1998-as és 2004-es gemenci telepítés, ebből az irányból érhet el a hód többek között a Siót és a Kapost. A DDNPI területén feltételezik, hogy már a 2000-es évek közepén érkezhetett néhány példány a Duna felsőbb szakaszáról is.

A Dráva magyarországi szakaszán 2007-ben történt telepítés, de az adatközlők már ennél korábbi, vízvári előfordulásról is beszámoltak, utalva az 1990-es évek végén, a horvátországi Dráva-szakaszon elengedett példányokra. A horvátországi telepítés következtében 1998-ban a Murán, 1999-ben a Kerkán, néhány évvel később pedig a Mura menti holtágakon is megtelepedett a faj, és nagyon erős állománya alakult ki a Mura-menti Tájvédelmi Körzetben.

Az ÖNPI területére főként az FHNPI irányából érkezhettek egyedek, amit az ottani adatközlők a 2000-es évek elején kezdtek érzékelni, de hatásuk az utóbbi években vált jelentőssé. „*Olyan 3-4 éve nem volt ez akkora nagy sláger téma talán, tehát mintha egy ilyen exponenciális növekedése lenne az állománynak*” (H16), „*2014-ben még kuriózum volt, [...] 2016-ban kezdett nagyon nőni*” (H15).

A Hármas-Körösön a megkérdezett természetvédelmi szakemberek először 2010-ben észlelték a hódot. A Maroson feltételezik, hogy legalább tíz éve jelen vannak, ennél pontosabb információ nem áll rendelkezésre. 2010-ben találták az első várat a Bodrogon, ettől az évtől kezdve egyre gyakoribbá váltak a megfigyelések az ANPI különböző területein. 2014-re már a Sajót, a Hernádot, valamint a Taktaköz és a Bodrogzug kisebb vízfolyásait is kolonizálta a faj.

A hód előfordul csatornákon, akár fél méter mély belvízelvezetőkön is, továbbá keskeny patakokon (pl. Concó-patak, Cserge-patak, bakonyi patakok). 2016/17 telén a Kis-Balatonnál és a Balaton mellett, Palóznaknál is találkozott az életnyomaival. A faj gyors terjedését és alkalmazkodóképességét mutatja, hogy régóta él hód belvárosi területeken (pl. Mosonmagyaróváron, Szombathelyen, Kapuváron, Szegeden, illetve Budapesten legalább öt helyszínen). A Dunántúlon és Észak-Magyarországon van még néhány olyan terület (elsősorban kis, állandó vizű patak vagy csatorna, más víztestekkel összeköttetésben nem álló tó), ahol a hód a gyűjtött információk szerint egyelőre nem fordul elő, de számítanak a megjelenésére (ANPI, BFNPI, BNPI, DINPI, HNPI, ÖNPI). Az FHNPI és a DDNPI esetében ilyenekről nem számoltak be. „*Némi terjeszkedési lehetőség van még a lakott területeken, de szerintem így is a kistáji állomány már régen kibocsátó.*” (H42). Bizonyos helyeken a faj megjelenése az adatközlők szerint nem várható (hegyi patakok az Északi-középhegységben, a Mecsekben, a Kőszegi-hegységben, valamint időszakos vízfolyásokon). Délkelet-Magyarországon (KMNPI, KNPI) az Alsó-Tisza, a Maros és a Körös hullámterében is jelentős állományt valószínűsítenek, ám a faj mentett oldali ártereken való terjedése még nem jellemző (csak néhány kisebb csatornán találhatók rágásnyomok).

Az FHNPI területére rálátással rendelkező adatközlők közül ketten vélték úgy, hogy már nem nő a hódok száma a térségben, mások szerint valamilyen mértékben még növekszik. A többi térségben egyetlen szakember gondolta úgy, hogy az egyedszám stagnál, amit azzal magyarázott, hogy az egyedek „*újabb helyeken*

jelennek meg, de a régebbiekről eltűnnek” (H13). Rajta kívül mindenki mérsékelt vagy erős növekedést érzékelt. Ahol a növekedés üteme lassul, ott a következő főbb gondolatok fogalmazódtak meg: „*Nem túl sok új hódcsaládot fog tudni elviselni a terület.*” (H48), „*Időnként, ritkán komoly revírharok nyomait is látjuk, tehát ilyen nagy véres tappancsnyomok az iszapban, kitépett szőr.*” (H49), „*A Duna menti rész az talán kezd beállni, [...] onnan van egy kis kirajzás, [...] most fognak kezdődni azok a bajok...*” (H4). Állománycsökkenést senki sem tapasztalt.

A kanadai hód (*Castor canadensis* Kuhl, 1820) korábbi előfordulásával kapcsolatban a következő információkról számoltak be: Az 1990-es évek elején tévedésből néhány kanadai hódot telepítettek a HNPI területére. Ezek egyike Poroszló környékén egy varsába fulladt bele, néhány másik pedig az Eger-csatornára is feljutott, később eltűnt. Hordódon 2001-ben befogtak egy fiatal egyed, több példány nem került elő. Egy adatközlőnk elmondása alapján 1990-ben az osztrák határon, a Pinka-patak medrében egy lelőtt kanadai hód tetemét találták meg. Ez az egyed Ausztria irányából érkezhett. A példány preparátuma a Savaria Múzeum gyűjteményének része. Egy alsószőlőki, WWF Magyarország általi visszatelepítések előtti adatról is említést tettek, de ezt más forrás tudomásunk szerint nem igazolja.

Az interjúalanyok közül 42-en mondták azt, hogy az eurázsiai hód a 19. században, esetleg a 20. század elején pusztult ki az országból, közülük 9-en említették a szakirodalomban fellelhető (Brehm 1989) 1854-es vagy 1865-ös évszámot. Utóbbi a történelmi Magyarország területére vonatkozik. Egy adatközlő egy kevésbé ismert szakirodalmi forrásra (Fintha 2012) hívta fel a figyelmünket, mely szerint 1907-ben hódot lőttek Gulácson, valamint 1985 és 1990 között több alkalommal figyelték meg a fajt Szabolcs-Szatmár-Bereg megyében.

Életnyomok

Az interjúk során elhangzott információk bővelkednek személyes tapasztalatokban. Az interjúalanyok legtöbbször terepi munkája során már találkozott hóddal (46). A hódot leginkább éjjel lehet megfigyelni (55), de egyes területeken nappal is mozoghat (20). Ebben a tekintetben jelentős évszakos különbség nem került szóba, a rágásokat azonban leginkább a „téli időszakban”, októbertől ápriliséig figyelhetjük meg (33 említés és 4 ezzel ellentétes információ), 7 adatközlő szerint ennek oka nem vagy nem kizárólag a téli intenzívebb rágási tevékenységben, hanem a lomb általi takarás hiányában keresendő. A faj jelenlétére elsősorban a rágás, fadöntés alapján következtetnek (55), mely legnagyobb mértékben a puha-fafajokat (*Salix* spp., *Populus* spp.) érinti (52). Egyes területeken a hód kijárhat a szántóföldekre, elsősorban kukoricaföldekre (43), amiről a vízbe húzott kukoricaszárak is árulkodhatnak (5). Az egyéb lágyszárúakkal való táplálkozás (46)

töbnyire nem feltűnő, az adatközlőknek kevés az ezzel kapcsolatos tapasztalata, főként a szakirodalmi ismeretükre hivatkoztak a kérdés megválaszolásakor. A téli időszakban vékony gallyakból és lágyszárú növényekből a hód élelemraktárt készíthet a kotorék bejárata előtt (8). A táplálkozás nyomain kívül hódkotorékok, várat vagy beszakadt üreget (összesen 43) és gátépítést (20) is gyakran észlelnek, de a hód építési hajlamával kapcsolatban megoszlanak a vélemények. Hódgátak Magyarországon keskeny csatornákon, patakokon jellemzőek (19), ezért csak ott találkozhatunk velük, ahol ilyen víztesteken is előfordul a faj. Más térségekben az építkezést az adatközlők egy része (tévesen) kizárólag a kanadai hód szokásának tartja (10).

Ismert életnyomok még a csapa és a csúszda (28), a két víztest összekötésének érdekében képzett, részben kijárt, részben ásott csatorna (4), a hódpézsmával (castoreummal) történő, jellegzetes szagú területjelzés (7), az összehordott és körberágott ágakból álló táplálkozó hely (4), a vízen úszó megrágott ágak (3), a kotorék fölötti „szellőzőpontok” (3), a jégen képzett lék (3), a patakmeder peremének iszappal való tapasztása (1), valamint az elhullatott szőr (1). A hód ürüléke „*nagyon jellegzetes, golfabda nagyságú tömör fűrészporgolyó*” (H11), ezt 6 adatközlő említette. A hódok jelenlétéről egyes esetekben csak az egyed megfigyelésének (15), riasztásként szolgáló farokcsapásuk észlelésének (5), tetemek megtalálásának (6) útján vagy lakossági bejelentés következtében (3) szereztek tudomást.

„Ahol ember és hód együtt használná a tájat”

Az eurázsiai hód az adatközlők szerint jellemzően legfeljebb 5 méterre (5), 5–10 méterre (6), 10–20 méterre (24) vagy 20–30 méterre (8) távolodik el a víztől, s csupán 4-en állították azt, hogy a víz 30 méternél messzebbre történő elhagyása is általános az adott térségben. 50 méternél távolabbi alkalomszerű észlelést az alapvetően szűk mozgáskörzetet feltételezők közül 17-en említettek. Ez utóbbi megfigyelések gyakran kukoricaföldön történtek (5). Mások is vélekedtek úgy, hogy a mozgáskörzet nagyságában szerepe lehet a növényzet takarásának: „*40–50 méter, ha fedett, kökénybokros a megközelítőút. [...] Az átlagos olyan 10–20 méter lehet*” (H49). Erdőgazdálkodókat negatívan érintő hódhatás akkor fordul elő, amikor az emberi tevékenység ezen a keskeny vízparti zónán belül is jelentős (9). A széles galériaerdők, a véderdő szerepét betöltő területek, továbbá a természetvédelmi területek szinte teljes mértékben mentesülnek az ilyen típusú konfliktusok alól (32). Jó példa erre a Tisza, a Körösök vagy a Mura hullámsíkjának legtöbb szakasza. A vízparton álló nemesnyár kirágása által okozott erdészeti konfliktus (38) elsősorban a magángazdálkodókat érinti (10). A gyümölcsfák és más egyedi értéket képviselő fák kirágása (15) főként a vízparttal érintkező ingatlanok esetében járhat konfliktussal, de a Jeli Arborétumban (2) és a Vácrátóti Botanikus

Kertben (3) is történt káresemény. A termények, elsősorban a kukorica fogyasztását minden térségben legalább egy adatközlő tapasztalta, azonban ez a hatás csak a Kerka mentén érzékelhető kisebb kárként. Jelentősége még itt is csekély, „*a vaddisznókár egy tizede*” (H37).

Vízügyi részről felmerül a vízbe dőlt fák mederből történő eltávolításának igénye (24), főként mivel az így feltorlódnak uszadék visszaduzzaszthatja a kisebb vízfolyásokat, valamint „*megakad az ág a mőtárgyakban, tehát általában a vízügyi létesítmények szempontjából jelent problémát*” (H42). A hód általi gátépítésből adódó konfliktust a magyarországi adatközlők közül 21-en említették. Ugyanakkor a romániai adatközlők mindegyike ezt emelte ki a térségükben jellemző fő konfliktusforrásként. Leginkább Romániában jellemző, hogy a parttal közvetlenül érintkező mezőgazdasági területek, kaszálók is elmocsarasodhatnak a gátépítés következtében.

Északnyugat-Magyarországon beszámoltak olyan esetekről is, amikor a csatornák mellett haladó gépjármű alatt egy-egy kotorék miatt beszakadt az út (11). Nagyon ritkán, elsősorban szűk hullámterű folyók esetében (Marcal, Zagyva) jelentkező, de bizonyos esetekben az előzőeknél potenciálisan sokkal súlyosabb probléma az árvízvédelmi töltésbe történő kotorékásás, ami éppen áradásokkor történhet meg, amikor a hódnak magasabb térszínre kell költöznie: „*Megemelkedik a vízszint, kiönti a hódot az eredeti üregéből. A hód nem problémázik rajta, és az egy másikat. Legközelebb az árvízvédelmi töltés van.*” (H11). Annak ellenére, hogy mindössze néhány helyszínt érintett az országban (egyiken sem történt gátszakadás emiatt), 24-en hallottak erről a típusú hódkárról.

Megjegyezzük, hogy a hód rágási és építési tevékenysége, tájálalakítása ökológiai és természetvédelmi jelentőséggel is bír. 54 adatközlő említett valamilyen ökológiai hatást, természetvédelmi szempontból kedvező vagy kedvezőtlen következményt. A hatások jellege és nagysága élőhelytípusonként és térségenként is különbözhet.

A konfliktusok szempontjából szintén feltűnő eltérés mutatkozik az ország különböző térségei között. Míg egyes területeken nagyszámú konfliktuspont együttesen jelentkezik, addig máshol – sok esetben a hódok magas egyedszáma ellenére is – a faj előfordulása szinte észrevétlen marad: „*A Bodrogon, szerintem, meg a Tisza legtöbb szakaszán, a folyónál úgy elvész ez a jelenlét, [...] ha valaki nem nagyon figyeli őket*” (H32).

A különböző hódkártípusok elleni védekezés lehetőségeivel kapcsolatban az adatközlők többsége nem rendelkezett saját tapasztalattal, ezért az elhangzott válaszok pusztán felvetések, nem konkrét javaslatok. Az ember számára különösen fontos, elsősorban rekreációs ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtó fák (gyümölcsfák, parkfák, horgásztavak partján álló árnyékadó fák) egyedi védelmének (17)

eszközei között a következőket sorolták fel: háló (2 említés konkrétum nélkül), drótháló (5), műanyag háló (2 említés, de lásd diszkusszió), tápos zsákkal betakarás (1), egyedi fa körülkerítése (1 említés, Nyugat-Európában látta), lefestés (1) vagy kémiai, esetleg biológiai anyaggal lekenés (8 említés, 1 adatközlő szerint viszont nem válik be). Gazdálkodói érintettség esetén leggyakrabban a terület bekerítését említették (19), de a módszer anyagi (egyres esetekben természetvédelmi) vonzatait problémának tartották. Csatornák mentén, főként a terménykár elleni védekezésben a villanypásztor alkalmazható (9). Egy adott területről való távoltartás további lehetőségeiként az alábbi ötletek merültek fel: kutyatartás (3), folyamatos emberi jelenlét (2), de ezek sokszor nem kivitelezhetőek. A vadriasztó (5), valamint általánosságban a riasztás (egyéb hanghatással: 2 említés, konkrétum nélkül: 2 említés) hatékonyságáról nincs ismeretük. Megjegyezzük, hogy a védett állatfajok egyedeinek riasztásához a természetvédelmi hatóság engedélye szükséges (1996. évi LIII. törvény a természet védelméről 74. §-a). Gazdálkodói tevékenységtől mentes hullámterek esetében ehhez hasonló vélemények is megfogalmazódtak: „*Nem tudom, mivel nincs ilyen jellegű kárunk, nem kellett ezzel foglalkoznunk*” (H19).

Öt térségben a hódgátakat vízügyi okok miatt rendszeresen elbontják (11), de a hód azokat rövid időn, akár néhány napon belül visszaépíti (2). A gátépítéssel való lefolyás-akadályozás elleni védekezésre az áteresz beépítése nyújthat tartós megoldást (2). A hódgátak elbontása szintén engedélyköteles tevékenység.

Néhány ritkábban előkerülő, ökológiai ismereteken és terepi tapasztalatokon alapuló javaslat is elhangzott: Egy adatközlő hangsúlyozta, hogy a hód által kidöntött fa ágrendszerének (vágástéri hulladék) partszegélyen való otthagynya is mérsékelheti a gazdasági célú faültetvényekben jelentkező kárt. Ha a kidöntött fát teljes egészében eltávolítják, akkor a hód újabb törzsek rágására kényszerül a táplálékszerzés érdekében. „*Hagyni kell nekik, hogy ha egy fát kidöntenek, azt ők dolgozzák fel*” (H48). Fűzbokros állomány telepítése (de legalább a meglévők megőrzése) is csökkentheti az emberi szempontból értékes fák rágással való érintettségét (2). „*A nagyobb törzseket is rágja, ugye. Gondolom, hogy elérje a vékony ágakat. [...] Ha erre jobban figyelnének, hogy meghagyják ezeket az ilyen bokorfüzes szakaszokat, akkor kevesebbet döntögetne*” (H32). Esetleg el lehet gondolkozni olyan fafaj vagy mezőgazdasági kultúra telepítésén, amit a hód kevésbé vagy egyáltalán nem fogyaszt (2). 7 adatközlő szerint a hódkár ellen nem lehet érdemben védekezni, vagy a legalább 10 méteres vízparti sáv gazdálkodásból való kivonása, megkímélése jelenthet megoldást (3). „*Meg kell hagyni az élőhelyét*” (H34).

Komolyabb konfliktus esetén, amikor az együttélés nem működik, 5 adatközlő szerint az áttelepítés, 8 adatközlő szerint pedig egyes példányok elpusztítása lehet

a végső alternatíva. Ebben a kérdésben nem volt egyetértés a megkérdezettek között. Vegyes vélemények hangzottak el a két módszerrel kapcsolatban: „*Végső soron a csapdázás, illetve a kilövés az szóba jöhet*” (H45). „*Azok a legrosszabbak, tehát a csapdás befogás vagy eltüntetés a területről.*” (H47). „*Kicsapdázni ezeket, és elvinni máshova. Csak általában nem nagyon van már hova telepíteni...*” (H27). A letális megoldást is elfogadók egyetértenek abban, hogy a beavatkozás „*tudományos alapon, állománybecslésen kell nyugodjon*” (H5). A következő vélemény is megfogalmazódott: „*A szabályozást nem engedném ki a természetvédelem kezéből*” (H7).

Az érintett térségben tapasztalatokkal nem rendelkező magyarországi adatközlők (37) közül mindössze 7 hallott arról, hogy 2016-tól kezdve Északnyugat-Magyarországon, szigorú keretek között már adtak ki engedélyeket a hód vízügyi érdekből történő gyérítésére. Ismereteik szerint más térségekben a gyérítésre való igény ritkán (8), és csak gazdálkodók, vízügyi dolgozók részéről merült fel. 15 adatközlő szerint sok éves távlatban elképzelhető, hogy az ország más térségeiben is szükség vagy legalábbis igény lesz valamilyen fokú letális kontrollra, ugyanakkor 9 adatközlő teljes mértékben elzárkózik ettől a lehetőségtől, vagy természetvédelmi szempontból nem-kívánatosnak tartja az ilyen beavatkozást. Abban az esetben, ha az mégis megvalósul, 18 szakember inkább a csapdázást, 6 inkább a kilövést tartja hatékonynak, könnyebben kivitelezhetőnek, 12 személy szerint a két módszer egyaránt alkalmazható. 4 személy kihangsúlyozta, hogy az élvefogó csapdával szemben a nem szelektív, az állatot elpusztító csapda természetvédelmi vagy állatvédelmi szempontból nem elfogadható (például vidra is belekerülhet). Akik még nem hallottak a hazai engedélyekről, azok a gyérítés elsőszámú gátjának a faj védettségét tartották (16). A kilövés hatékonyságát megkérdőjelező adatközlők az elejtés nehézségére (15), tehát az állat éjszakai, rejtett életmódjára, a szükséges időráfordítás nagyságára; a meglőtt állat vízbe menekülésének, és ezáltal a tetem elvesztésének lehetőségére (3); továbbá a szakértelem hiányára (3); az ellenőrizhetőség nehézségére (2); a téves lövés, elsősorban vidra elpusztításának lehetőségére (3) és fontos madárélőhelyeken a hanghatás általi zavarás problémájára (1) hivatkoztak. A vadászok érdekltségének hiánya szintén fontos tényező (13). „*Nem tudom elképzelni manapság azt a vadásztársaságot, aki kiülne éjszakánként hódot lesni*” (H26). „*Hobbiból nem fogják csinálni*” (H39). „*Tehát mondjuk a vízügynek érdeke, hogy lőni lehessen a hódot, de a vízügynek nincs joga lőni, mert a vadászati jogot az állam egy másik szervezetnek adta oda, aki jogosult lenne lőni, de ő nem akarja*” (H42). 7 adatközlő szerint nem gördülékeny vagy kifejezetten bonyolult az elejtésre és a tetem leadására vonatkozó jogszabályi környezet. A szabályozás, a különféle érdekek és a természetvédelmi szempontok mellett azt is fontos megemlíteni, hogy a hód a társadalom széles

rétegeinek szimpátiáját élvezzi, így a letális beavatkozás lakossági ellenállást is vonhat maga után (5). A gyérítés tehát egyszerre jelent végső konfliktuskezelési eszközt és konfliktust. „*Társadalmi ellenállást generál, vagy épp a társadalom provokálja ki a szükségességét*” (H26).

Az elhullás okai

Az adatközlők legtöbbször az egyedek megfigyelése és az életnyomok észlelése útján szereznek tudomást a hódok jelenlétéről. Az állomány növekedésével párhuzamosan azonban egyre gyakrabban kerülnek elő elhullott vagy sérült állatok. Az adatközlők egyike sem rendelkezett a fajt érintő predációval kapcsolatos tapasztalattal. Ismeretlen okból elhullott hód vaddisznó (1), Romániában pedig medve (1) által fogyasztott tetemét találták meg. 30-an említették, hogy a szakirodalom szerint Európa egyes részein a nagyragadozók (farkasok (25), medvék (16), hiúzok (8)) ejthetnek el hódot. 8 adatközlőnek az volt a véleménye, hogy a predáció Európában sehol sem, vagy csak a legritkább esetben, lokálisan befolyásolhatja az állományt. Amikor arról kérdeztük őket, hogy potenciálisan milyen ragadozóknak eshet zsákmányul a hód az adott térségben, csak óvatos felvetéseket fogalmaztak meg, és gyakran maguk is extrém példának nevezték azokat. Főként a faj rejtett életmódjára, a találkozás esélyére hivatkozva az ilyen interakciókat nem valószínűsítették. Egynél többször hangozott el, hogy a felnőtt hódot megfoghatja nagytestű kóborkutya, pásztorkutya, sakál, a kölyök hódot pedig kutya, sakál, róka, vidra, rétisas, uhu és harcsa. „*Bármilyen eseti lehet csak*” (H36).

Senki sem feltételezi azt, hogy a hódok illegális elpusztítása Magyarországon jelentős mértékű lenne, de egy biztosan és két valószínűleg agyonütött, valamint két lelőtt hódról kaptunk információt. Egy adatközlő hódcsapásra kihelyezett hurkokról, egy másik pedig a hód elpusztítására irányuló fenyegetésről tett említést. További 6 személy úgy gondolta, hogy ilyen esetek biztosan előfordulnak, 21-en határozott „nem” vagy „nem valószínűsítem” választ adtak.

28-an találtak már hód tetemet legalább egyszer, vagy a környezetükben talált valaki, de 16 esetben ezeken külsérelmi nyomot nem figyeltek meg. Mindössze két boncolási eredményről számoltak be, egy vemhes hódnál petefészekgyulladás, tályog, egy hódkölyöknél pedig bélgyulladás okozta a pusztulást. További elhullásokkal kapcsolatos, az adatközlők által ismert, egymástól független esetek: legalább 16 egyed varsába vagy hálóba fulladt, 13 közúti gázolás áldozata lett, 3 territóriumharc következtében egy másik hódtól szerzett sebek miatt pusztult el (többek között ilyen történt a 2004-es, második gemenci telepítés után). Két másik adatközlő is látott már kitépett szőrt, vért, dulakodásnyomokat, ami rivális egyedek összetűzésére utalhatott. A halászati eszközök miatt történt megfulladás a folyóvízi halászat megszűnése előtt sokkal több területet érinthetett: „*Ezek az*

esetek nem szoktak napvilágra kerülni” (H17). Olyan is előfordult, hogy egy hód azért pusztult el, mert a szájába akadt horog miatt nem tudott táplálkozni; egy másik hód csónakmotor propellerével ütközött; egy csávázott kukoricát evett és egyre rádólt a fa (be volt szorulva a foga oda, ahol a fa megtört).

Az árvíz (főként a jeges ár) is lehet kockázatforrás (7). *„Ezt a 400 méteres átlagos dunai szélességet eléggé megnehezíti a hajóforgalom meg a hajók által keltett hullámzás [...] Átúsza a hódkölyök a Dunát, utána kettő órán keresztül pihegett a kövön.”* (H23). Mások ilyen hatást nem feltételeznek, az árvíz *„nem pusztítja el, de egy élőhelytől elveheti a kedvét”* (H19).

Értékelés

Honnan hová terjedt a hód?

A hódok hazai elterjedésében a spontán kolonizáció jelentőségét mutatja, hogy az állományfelmérési adatok szerint 2003-ban már 80 család élt a Szigetközben (Bozsér 2003), a Hanságban ugyanekkor mindössze 8 helyszínen fordult elő az állat, a szerző kisszámú, egymástól távol eső territóriumokról számolt be (Czabán 2003b). Az FHNPI működési területén található territóriumok száma 2017-re 534-re emelkedett (Szigetközben 352 család, a Hanságban 115 család), ez összesen 1869 példányt jelent, de a valós érték a 2000-et is meghaladhatja, lassú telítődés tapasztalható (Czabán 2017). A hódok korai, Esztergom melletti megjelenéséről a WWF-nek is beszámoltak (WWF Magyarország 2001). A faj Közép-Dunán való terjedésének folyamatát adatközlőink nagy pontossággal követték.

A horvátországi Dráva- és Mura-szakaszra 1996 és 1998 között 29 hódot telepítettek (Valachovič 2014), melyeket előzőleg Bajorországban fogtak be (Schwab & Schmidbauer 2001, Haarberg 2007). A Dráva magyarországi szakaszán, a Murán és a Fekete-víz nevű csatornán már a magyarországi visszatelepítések előtt vizsgálták az állományt (Lanszki *et al.* 2008). A Murán és a Kerkán való 1998-99-es előfordulás egy jelentésben is megtalálható (Lelkes 2009). A Mura-menti Tájvédelmi Körzetben a 2013-as felmérés 35–45 családot becsült (Lelkes 2013).

A Vas megyei Rába szakaszon a friss adatok szerint 305–350 hód élhet (Czabán 2018). Úgy véljük, hogy az ÖNPI területén érzékelt „exponenciális növekedés” háttérben az állhat, hogy a hód most jut el olyan helyekre, ahol a tevékenysége szembeötlő, azaz nem a hódok száma változik ugrásszerűen, hanem a problémáké.

A kelet-magyarországi visszatelepítések 2002 és 2008 között zajlottak a Tisza számos szakaszán, Tiszalúctól a Sas-érig (Bajomi 2011). A HNPI területén éves rendszerességgű monitorozás folyt (Tallósi 2013). A Zagyvát 2006-ban már biztosan elérték (Tallósi 2007). Egy 2014–2016 között végzett felmérés szerint a Sajón

2014-ben már végig megtalálhatóak voltak a hód életnyomai, és a Hernádra is eljutott a faj (Arlett 2016).

Megjegyezzük, hogy a HNPI területén tévedésből (nem a WWF szervezésében) történt kanadai hód elengedéseket (1991–1994) megelőzően a területen legalább egy – vélhetően eurázsiai – hód már 1988 óta jelen volt (WWF Magyarország 2001, Bajomi 2011), ez akár összefüggésbe is hozható a korábban is említett 1985 és 1990 közötti felső-tiszai adatokkal: az észlelési helyszínek Gulács, Olcsvaapáti és Tarpa (Fintha 2012). Egy adatközlőnk szerint ezek a tiszai egyedek Ukrajnából érkezhettek hazánkba, de a szakirodalom nem támasztja alá, hogy akkoriban hódok éltek volna az ukrán Tisza-szakaszon (Маціборук & Возняк 2009). Az ezredfordulót megelőzően is igen jelentős volt a hódállomány Ukrajna egyes északkeleti folyóin, ennek ellenére Kárpátalján a faj jelenlétét csak 2003 után kezdték tapasztalni (Баура & Потіш 2012, Barkasi 2016). A Tisza romániai szakaszán az első észlelés 2008-ban történt (Chiş 2015), a Szamoson 2012-ben (Fülöp & Márk-Nagy 2013). Az említett szerzők ezeken az ukrán és romániai területeken egyaránt azt feltételezik, hogy az egyedek a magyarországi WWF visszatelepítésből származnak. Északkelet-Szlovákiában 1981-ben Lengyelországból levándorolt hódok jelentek meg az Ondava folyón (Čanádý *et al.* 2016), de a két ország állományának összeérése, valamint a potenciális génáramlás lehetősége csak jóval később merült föl (Čanádý *et al.* 2016).

A fenti publikációk egyike sem számol be arról, hogy kanadai hódok is élnek a vizsgált területeken. Az adatközlők által említett kanadai hód adatok ellenére jelenleg az idegenhonos faj előfordulása Magyarországon nem ismert. Az elhullott egyedek koponyáját azonban minden esetben érdemes begyűjteni, és megvizsgálni a két fajt elkülönítő morfológiai bélyegeket (Czabán 2017). Az 1980-as évek elején egy árvíz alkalmával több kanadai hód is megszökött egy osztrák állatkertből (Herberstein Zoo), amelyek megtelepedtek a Freistritz folyón (Komposch 2014). Ez a Pinka-patak medrében 1990-ben talált kanadai hód tetemre is magyarázatot adhat.

Az eurázsiai hód korábbi kizusztulását megelőző legismertebb 1854-es ácsi és 1865-ös zimonyi hódelfordulás (Brehm 1989) mellett 18. század végi, 19. század eleji források a következő adatokat közölték a környező országokból: Pozsony (1860-as évek) (Mojsisovics 1888), Száva (1844-ben még jelen volt), Somorja (1852-ben agyonütöttek egyet, de ennél jóval később is került elő hódkoponya), Csallóköz (nem bizonyított adat, 1885), Garam mente (19. század végén is, Garamszeg) (Anonymus 1910). Az utolsó romániai adatok pedig az alábbiak: 1824-ben hódokat hoztak a Duna Dubovác és Ómoldova közötti szakaszáról preparálási céllal, továbbá 1857-ben Erdélyből friss *hódanyt* (castoreumot) szállí-

tottak egy gyógyszerésznek (Anonymus 1910). Más, általunk ismert források az 1907-es gulácsi kilövést (Fintha 2012) nem említették.

Életnyomok

Az ország egyes térségeiben a hódok aktuális helyzetét, elterjedését a helyi természetvédelem és a szakirányú kutatás is jól követi, valamint az életnyomokkal kapcsolatban is gazdag az ismeretanyag. Más térségekben a tudásanyag mennyisége és szakmai mélysége változó, de a megkérdezett szakemberek többsége átfogó ismeretekkel rendelkezett kérdéseink valamennyi témakörével kapcsolatban.

Az adatközlők kivétel nélkül a rágást, fadöntést, ágmetszést nevezték meg elsőszámú életnyomként, mely alapján a faj jelenlétére következtetnek, és az októbertől márciusig terjedő periódust tartották a legalkalmasabbnak ennek megfigyelésére. Az állományfelmérés során is a rágások eloszlását vizsgálják a téli periódusban, a rágások sűrűsödésének helyét pedig – ami egy általában néhány száz méter hosszú szakasz – egy-egy territórium központi részeként azonosítják (Czabán 2017, Juhász 2018). Az állomány növekedésével a pontos becslés egyre nehezebbé válik, a territóriumok közötti nem rágott szakaszok hossza rövidül, ilyenkor a várak, kotorékok (kizárólag az aktívak), a kijárók, csapások és egyéb életnyomok jelenthetnek segítséget a territórium behatárolásában.

Fontosnak tartjuk cáfolni azt az elterjedt információt, hogy az eurázsiai hód nem épít gátat. Ez a tevékenység általános jelenség Románia egyes térségeiben, például a Kászoni-medencében (Juhász *et al.* 2017), Magyarországon pedig többek között a Hanság keskeny, sekély csatornáin. A tévhit miatt a hód kisebb vízfolyásokon való megjelenése és az esetlegesen ezzel kapcsolatos gazdálkodói panasz meglepetésként érheti a helyi természetvédőket, valamint a gátat építő egyedeket kanadai hódnak gondolhatják. Európa más országaiban, ahol a gátépítés gyakoribb, részletesen foglalkoznak a faj építési szokásaival és annak ökológiai következményeivel (Hägglund & Sjöberg 1999, Danilov & Fyodorov 2012).

Konfliktuskezelés

Az adatközlők személyes érintettségük hiányában nem tudták összehasonlítani a fásszárúak vagy a nagyobb területek fizikai védelmével kapcsolatos módszerek hatékonyságát, ellenben megfogalmaztak néhány olyan, természetvédelmi érdekekkel is összeegyeztethető javaslatot, amelyek a hódkár elleni védekezés lehetőségei között egyelőre sajnos ritkán kerülnek elő. Ezek egyike a vágástéri hulladék parton történő otthagynása, ami a szakirodalom szerint is mérsékelheti a hódkárt (Valachovič 2014, Varju & Jánoska 2015). Adatközlőink és saját megfigyeléseink szerint az önkormányzatok, a vízügyi kezelők, valamint a gazdálkodók gyakran a kidöntött, vagy éppen csak megkezdett, veszélyesnek minősített fák teljes eltá-

volítását választják, ami azonban tovább fokozza a fennálló problémát, hiszen a hód újabb fákat fog kirágni a vékony ágak megszerzése érdekében. A bokorfüzesek védelme és telepítése szintén megtalálható egyes szerzők ajánlásai között (Valachovič 2014). Úgy véljük, a bokorfüzeseknek, továbbá a fiatal fűzálományoknak hosszú távú, kiemelt szerepük lehet a konfliktusméréséklésben, bár a karvastagságú nyárfák – melyek ugyancsak preferált tápláléktípust jelentenek – megővésére nem nyújtanak garanciát.

Amennyiben a gazdálkodó kerítésépítéssel szeretne védekezni – egy méteres magasság is elegendő – fontos, hogy a kerítés alját a vízpart irányában elfektesse a földön az aláásás elkerülése érdekében (Valachovič 2014), valamint érdemes 4-5 méter távolságot tartani a partszegély és a kerítés között, máskülönben egy beszakadó üreg átjárót biztosíthat a kerítés túlsó oldalára (Czabán & Gruber 2018). A riasztóanyagok hatékonysága átmeneti (Czabán 2013). A fák egyedi védelmére csak az erős anyagú dróthálók alkalmasak, melyeknek mindenképpen el kell érniük az 1 méteres magasságot (Valachovič 2014), ám a fatörzs körberítés és a kerítés stabilizáló rúddal való ellátása sikeresebb lehet, mivel ha a drót érintkezik a fával, a hód megrághatja a kérget (Vorel 2016). Mezőgazdasági területeken a villanypásztor előnye, hogy mobilis, az elrendezés a hód aktivitásának változásához alkalmazkodva módosítható (Campbell-Palmer *et al.* 2015). A gátépítésből adódó probléma megszüntetésére az adatközlők által is említett átteresz nyújthat megoldást (pl. Clemson-féle vízszintszabályozó), mely egy köztes, a hódoknak is megfelelő szinten stabilizál, és bár Magyarországon még nem készült ilyen, a szerkezet egyszerűen kivitelezhető, magyar nyelvű leírás is található róla (Czabán 2013). A konfliktuskezelés felsorolt eszközei mellett egyre több európai országban napirendre kerül az állomány valamilyen mértékű szabályozása is (Parz-Gollner & Hölzler 2009, Campbell-Palmer *et al.* 2015). Magyarországon 2016-ban az ÉDUVIZIG kérelmét követően 250 példány elejtésére adtak ki engedélyt, de mindössze 12 kilövés valósult meg (Czabán & Gruber 2018). A különbség hátterében az Eredmények fejezetben ismertetett okok állhatnak. A lokális gyérités első tapasztalatai után megoldandó kihívást jelent majd a beavatkozás gördülékenységének, ellenőrizhetőségének és a rendszeres állomány-monitorozással történő kontrollálásának együttes megvalósítása.

Az elhullás okai

A hódok nagyragadozók, elsősorban farkasok általi fogyasztását Európa több országában tapasztalták (Anderson 1999, Nowak *et al.* 2011). Norvégiában leírtak egy olyan esetet, amikor róka zsákmányolt hódkölyköt (Kile *et al.* 1996). A farkas esetében olykor hódra való specializálódás is megfigyelhető, de még ez a ragadozó sem képes szabályozni a populációt (Nitsche 2016).

Korábban is tettek már kísérlet az eurázsiai hód elhullási okainak hazai ösz-sze gyűjtésére. A 2011-ig beérkezett adatok minimum 37 tetemről szolgáltatottak információt, 29 esetben az elhullás oka ismeretlen volt vagy nem részletezték, a Szigetközben ekkor minimum 3 (de inkább több) hálóba, varsába fulladt egyedről tudtak, a telepítések során 3 hód pusztult el, territóriumharc miatt pedig egy (a 2007-es drávai telepítést követően), azonban közúti gázolásról ekkor még nem számoltak be (Bajomi 2011). Varsában, hálóban való megfulladás a Közép-Ti-szán is történt (Tallósi 2007). Az elütés, továbbá a territóriumharc következtében szerzett végzetes sérülés az állomány növekedésével válhat gyakorivá (Campbell-Palmer *et al.* 2015). Az utóbbi években történt 13 gázolás is jelzi, hogy a hódok gyakran nagyobb távolságok megtételére kényszerülnek az új élőhelyek keresése során. A faj territoriális viselkedése miatt a csapdázás és a hódok által már benépe-sített területeken való szabadon engedés a rivális egyedek komoly összetűzéséhez vezethet.

Az elhullott példányokat a későbbiekben jó lenne begyűjteni, és lehetőséget teremteni a tetemek tudományos célú felhasználására.

Észrevételek, javaslatok

A legtöbb térségben az adatközlők csak a hódok jelenlegi egyedszámának nagy-ságrendjét mérték becsülni, és ezek a hozzávetőleges információk is bizonyta-lanságokkal terheltek, ezért ebben a cikkben nem közöltük azokat. Fontos lenne, hogy a rendelkezésre álló, szisztematikusan gyűjtött állományfelmérési adatokat és a szórványosan gyűjtött egyéb előfordulási adatokat összegezve a magyaror-szági állományról minél pontosabb becslést készítsünk. Az egyedszám-növekedés ütemére tekintettel szükségesnek tartjuk, hogy monitorozás kezdődjön azokon a területeken is, ahol a faj észlelési helyeit eddig csak alkalmoszerűen rögzítették. A felméréseket legalább néhány évente érdemes megismételni.

A hódállomány növekedésével az egyedek egyre gyakrabban jutnak el olyan te-rületekre, ahol a tevékenységük egyes emberek, elsősorban gazdálkodók számára problémaként realizálódhat. A változó jogszabályi környezet ellenére is fontos, hogy elsőként az együttélés lehetőségeit próbáljuk keresni. A konfliktusmegelőzést jelentősen segítheti, ha a gyakorlati természetvédelem törekszik arra, hogy regi-onális szinten feltérképezze azokat a területeket, ahol a közeljövőben várható a hódok megjelenése, és a hód számára alkalmas táplálékot nyújtó faültetvények, mezőgazdasági területek, kiskertek a vízpartot érintik. Ezeken a helyszíneken a célzott, elsősorban a hódkár elleni védekezés lehetőségeit bemutató ismeretter-jesztés segíthet megelőzni néhány, a tudáshiányból eredő konfliktushelyzetet, va-lamint a helyiek körében a hódok általános, negatív megítélésének kialakulását.

A megkérdezett szakemberek nemcsak fontos információkban bővelkedő tapasztalataikat, szakmai tudásukat osztották meg velünk, hanem a hódok későbbi kutatásának irányvonalaival kapcsolatban beszélgetésünk után megfogalmazódott ötleteiket, javaslataikat is. Az adatközlők szükségesnek tartják a rendszeres állományfelmérést, de úgy vélik, hogy a hódrágás és az élőhelyátalakítás ökológiai hatásának kérdésköre sem kellően föltaart. Emellett a következő témaköröket gondolták figyelemre méltónak (5-nél több említés): a hódkár objektív értékelése; az együttélés és a „hódmenedzsment” lehetőségeinek vizsgálata; a helyi ember hódhoz való viszonya a hódkár függvényében, valamint ennek időbeli változása; a területek eltartóképessége, a természetvédelem és a társadalom által elfogadható egyedszám; kolonizáció, vándorlási szokások, rokonsági kapcsolatok a szomszédos egyedek között. *„Jó lett volna tudni, honnan jöttek, merrefelé haladnak”* (H21).

A hódok egyedszámának növekedésével a konfliktusok száma és a természeti rendszerekre gyakorolt hatás jelentősége is nőhet. Ezen hatások nyomán követését célzott, terepi vizsgálatokkal érdemes megvalósítani. A természetvédelmi szakemberek részvétele és véleménye jelentősen segítheti későbbi kutatásainkat. A konfliktusok témakörének átfogó feltáráshoz további érdekcsoportok bevonása szükséges, az erdőgazdálkodók és a vízügyi szakemberek megkérdezése elengedhetetlen. Ismereteinket a vízparti területek közelében élő helyi lakosoktól származó információk szintén gazdagíthatják.

Köszönetnyilvánítás – Szeretnénk köszönetet mondani adatközlőinknek: Albert András, Bajomi Bálint, Bártol István, Bátky Gellért, Czabán Dávid, Csór Sándor, Darányi László, Fülöp Tihamér, Füzfa Zoltán, Gáborik Ákos, Gál Lajos, Gruber Ágnes, Gruber Tamás, Habarics Béla, Harsányi Dezső, Harsányi Krisztián, Hegyeli Zsolt, Herczeg Ferenc, Imecs István, Kleszó András, Kovács Zoltán, Kovács László, Lelkes András, Lontay László, Lovászi Péter, dr. Lökkös Andor, Megyer Csaba, Mócsán András, Monoki Ákos, Mórocz Attila, Németh Árpád, Őze Péter, Peimli Piroska, Pellingner Attila, Petrovics Zoltán, Platzer Gábor, Právic Márk, Puskás József, Sallai Zoltán, Selmeczi Kovács Ádám, Seres Mihály Nándor, Sipos Tibor, Sugár Szilárd, Szabó Csaba, Szekeres Zsófia, Dr. Szinétár Csaba, dr. Tallósi Béla, Tamás Ádám, Terhes Attila, Tóth Mihály, Urbán László, Varju József, Zákány Albert és két anonim adatközlő. Köszönjük továbbá Bajomi Bálint, Czabán Dávid, Demeter László (MTA ÖK), Fülöp Tihamér, Gruber Tamás és az adatközlők kiválasztásában részt vett személyek szakmai segítségét, a tíz magyarországi nemzeti park igazgatóság együttműködését, valamint a WWF Magyarországnak a rendelkezésünkre bocsátott jelentéseket. Juhász Erika munkáját a Nemzeti Tehetség Program, Emberi Erőforrások Minisztériuma, Emberi Erőforrás Támogatáskezelő támogatja.

Irodalomjegyzék

- Andersone, Ž. (1999): Beaver: A New Prey of Wolves in Latvia?. – In: Busher, P. E., & Dzięciołowski, R. M. (eds): *Beaver Protection, Management, and Utilization in Europe and North America*. Springer, Boston, MA, pp. 103–108. https://dx.doi.org/10.1007/978-1-4615-4781-5_13
- Anonymus (1910): Vadászatunk története és jogfejlődése. – *Vadász Lap* XXXI. évf. 33. szám. Budapest, 1910. november 25. 435–436.
- Arlett, P. (2016.): *Az eurázsiai hód előfordulása Borsod megye egyes területein*. – BSc szakdolgozat, Kaposvári Egyetem, 62 p.
- Baja Ifjúsági Természetvédelmi Egyesület (2011): *Az eurázsiai hód (Castor fiber) Alsó-Duna völgyi állományának monitorozása* 2011. február – április. – WWF Magyarország, Budapest, 18 p.
- Bajomi, B. (2011): *Az eurázsiai hód (Castor fiber) visszatelepítésének tapasztalatai Magyarországon*. – WWF Magyarország, Budapest, 54 p.
- Barkasi, Z. (2016): New Details of the Eurasian Beaver's, *Castor fiber* (Rodentia, Castoridae), Expansion in the Lowland Part of Transcarpathia, Ukraine. – *Vestnik zoologii*, **50**: 503–510. <https://dx.doi.org/10.1515/vzoo-2016-0057>
- Башта, А. Т., & Потіш, Л. А. (2012): Експансія бобра європейського *Castor fiber* L. в регіоні Українських Карпат. – Науковий вісник Ужгородського університету Серія Біологія, Випуск **33**: 144–153.
- Bojórquez-Tapia, L. A., Brower, L. P., Castilleja, G., Sánchez-Colón, S., Hernández, M., Calvert, W., Gómez Priego, P., Alcantar, G., Melgarejo, E. D., Solares, M. J., Gutiérrez, L. & Juárez, M. D. L. (2003): Mapping expert knowledge: redesigning the monarch butterfly biosphere reserve. *Conserv. Biol.* **17**: 367–379. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01309.x>
- Bozsér, O. (2001): *Hódok az óvilágban*. – WWF Magyarország, Budapest, 28 p.
- Bozsér, O. (2003): *Szigetközi hódelőfordulások 2003 nyarán*. – WWF Magyarország, Budapest, Kézirat, 7 p.
- Brehm, A. (1989): Hód (*Castor fiber*). – In: Brehm, A. (szerk.): *Az állatok világa egy kötetben* (reprint, 1989). – Állami Könyvterjesztő Vállalat, Maecenas Könyvkiadó, Budapest, pp. 560–570.
- Campbell-Palmer, R., Schwab, G., Girling, S., Lisle, S. & Gow, D. (2015): *Managing wild Eurasian beavers: a review of European management practices with consideration for Scottish application*. – Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 812., 51 p.
- Čanádý, A., Krišovský, P., Bajomi, B., Huber, A., Czabán, D., & Olekšák, M. (2016): Is new spread of the European beaver in Pannonian basin an evidence of the species recovery? – *European Journal of Ecology*, **2**: 44–63. <https://dx.doi.org/10.1515/eje-2016-0015>
- Chiş, V. T. (2015): The European beaver (*Castor fiber* Linnaeus, 1758), Species presence in the Maramureş depression (Romania). – *Acta Oecologica Carpatica*, **8**: 89–194.
- Czabán, D. (2003a): *A Hanságba visszatelepített hódok (Castor fiber) élőhely- és táplálékválasztási szokásai*. – MSc diplomadolgozat. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest, 71 p.
- Czabán, D. (2003b): *Jelentés a Hanságba visszatelepített hódok helyzetéről 2002/2003-ban*. – WWF Magyarország, Budapest, Kézirat, 6 p.
- Czabán, D. (2013): Élünk együtt a hódokkal, de hogyan? – WWF Magyarország, Budapest, 41 p.
- Czabán, D. (2016): Hódok a Szigetközben. – In: Korda, M. (szerk.): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére*. Tanulmánygyűjtemény. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 403–418.
- Czabán, D. (2017): *A hód állományának vizsgálata az FHNP működési területén*. – Kutatási jelentés. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród, Kézirat, 45 p.
- Czabán, D. (2018): *Az eurázsiai hód állományának felmérése a Rába-folyón*. – Kutatási jelentés. Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság, Őriszentpéter, 25 p.

- Czabán, D. & Gruber, T. (2018): Visszatértek a hódok – áldás vagy átok? – *Term. Közlem.* **24**: 67–74. <https://dx.doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2018.24.67>
- Danilov, P. I. & Fyodorov, F. V. (2012): A comparison of the engineering activities of the Canadian and the European beaver. – In: *Book of Abstracts. 6th International beaver symposium* 17–20. 09.2012 Ivanic–Grad, Croatia, p. 15.
- Dvořák, J. (2013): Diet preference of Eurasian Beaver (*Castor fiber* L., 1758) in the environment of Oderské vrchy and its influence on the tree species composition of river bank stands. – *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, **61**: 1637–1643. <https://dx.doi.org/10.11118/actaun201361061637>
- Fazey, I., Fazey, J. A., Salisbury, J. G., Lindenmayer, D. B., & Dovers, S. (2006): The nature and role of experiential knowledge for environmental conservation. – *Environ. Conserv.* **33**: 1–10. <https://dx.doi.org/10.1017/S037689290600275X>
- Fintha, I. (2012): Zoológiai megfigyelések Szathmár-Beregben (1954–2006). – *Daru füzetek*. Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen, 183 p.
- Ganzhorn, J. U. & Harthun, M. (2000): Food selection by beavers (*Castor fiber albicus*) in relation to plant chemicals and possible effects of flooding on food quality. – *J. Zool.* **251**: 391–398. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-7998.2000.tb01090.x>
- Haarberg, O. & Rosell, F. (2006): Selective foraging on woody plant species by the Eurasian beaver (*Castor fiber*) in Telemark, Norway. – *J. Zool.* **270**: 201–208. <https://dx.doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00142.x>
- Haarberg, O. (2007): Amit a hódról tudni érdemes. Az eurázsiai hód Magyarországon – visszatelepítés, védelem és állományszabályozás. – *WWF füzetek* 26. WWF Magyarország, Budapest, 30 p.
- Hägglund, Å., & Sjöberg, G. (1999): Effects of beaver dams on the fish fauna of forest streams. – *Forest. Ecol. Manag.*, **115**(2): 259–266. [https://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00404-6](https://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00404-6)
- Juhász, E. (2017): *Az eurázsiai hód (Castor fiber) táplálék-preferenciájának és területhasználatának vizsgálata*. – OTDK dolgozat, Szegedi Tudományegyetem, 39 p.
- Juhász, E., Babai, D., Biró, M., Molnár, Z., & Ulicsni, V. (2017): Az eurázsiai hód (*Castor fiber*) táplálkozási és fásszárú-használati szokásaival kapcsolatos helyi tudás két évtizeddel a visszatelepítések kezdete után a Kárpát-medencében. – *Term. Közlem.* **23**: 182–200. <https://dx.doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2017.23.182>
- Juhász, E. (2018): Az eurázsiai hód (*Castor fiber* LINNAEUS, 1758) elterjedése és tevékenysége a Dél-Alföldön – *Állattani Közlem.* **103**: 15–32. <https://dx.doi.org/10.20331/AllKoz.2018.103.1-2.15>
- Kile, N. B., Nakke, P. J., Rosell, F. & Espeland, S. (1996): Red fox, *Vulpes vulpes*, kills a European beaver, *Castor fiber*, *Kit. Can. Field. Nat.* **110**: 338–339.
- Komposch, B. (2014): Verbreitung und Bestand des Europäischen Bibers (*Castor fiber* LINNAEUS, 1758) in der Steiermark (Österreich). – *Linzer Biol. Beitr.* **46**: 1277–1320.
- Kovács, E., Fabók, V., Kalóczkai, Á. & Hansen, H. P. (2016): Towards understanding and resolving the conflict related to the Eastern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) conservation with participatory management planning. – *Land Use Policy*, **54**: 158–168. <https://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.02.011>
- Kovács, E., Kelemen, E., Kalóczkai, Á., Margóczy, K., Pataki, G., Gébert, J., Málóvics, Gy., Bálint, B., Roboz, Á., Krasznai Kovács, E. & Mihók, B. (2015): Understanding the links between ecosystem service trade-offs and conflicts in protected areas. – *Ecosyst. Serv.*, **12**: 117–127. <https://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.09.012>
- Lanszki, J., Müller, E. & Horváth, G. (2008): Hódok a Dráva folyó vízgyűjtő területén. – *Somogyi Múzeumok Közleményei* (2008), **18**: 135–138.
- Lelkes, A. (2009): *Hód előfordulás Zala megyében 2009*. – WWF Magyarország, Budapest, Kézirat, 7 pp.

- Lelkes, A. (2013): *Hód előfordulás Zala megyében 2013*. – WWF Magyarország, Budapest, Kézirat, 8 p.
- Маціборук, П. В., & Возняк, Р. (2009): Историчні аспекти розповсюдження і екологічні особливості популяції бобра європейського (*Castor fiber* L.) в Україні – [Електронний ресурс]. Наукові доповіді Національного університету біоресурсів і природокористування України, 2009-2: 12 p.
- Mihók, B., Pataki, Gy., Kovács, E., Bartha, D., Csányi, S., Erős, T., Margóczy, K., Standovár, T., Szemethy, L., Török, K., Török, P. *et al.* (2014): A magyarországi természetvédelem legfontosabb 50 kutatási kérdése a következő 5 évben. – *Termvéd Közlem.* **20**: 1–23.
- Mojsisovics, Á. (1888): Az osztrák-magyar monarchia állatvilága. – *Vadász Lap* **9**: 309–310.
- Molnár, Z., Kis, J., Vadász, C., Papp, L., Sándor, I., Béres, S., Sinka, G. & Varga, A. (2016): Common and conflicting objectives and practices of herders and conservation managers: the need for a conservation herder. – *Ecosystem Health and Sustainability*, **2**: e01215. <https://dx.doi.org/10.1002/ehs2.1215>
- Nitsche, K. A. (2016): The wolf *Canis lupus* as natural predator of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis*. – *Russian J. Theriol.* **15**: 62–67.
- Nolet, B. A., Hoekstra, A. & Ottenheim, M. M. (1994): Selective foraging on woody species by the beaver *Castor fiber*, and its impact on a riparian willow forest. – *Biol. Conserv.* **70**: 117–128. [https://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)90279-8](https://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(94)90279-8)
- Nowak, S., Mysłajek, R. W., Klosińska, A., & Gabryś, G. (2011): Diet and prey selection of wolves (*Canis lupus*) recolonising Western and Central Poland. – *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, **7**: 709–715. <https://dx.doi.org/10.1016/j.mambio.2011.06.007>
- Parz-Gollner, R. & Hölzler, G. (2009): Implementing a beaver management in Lower Austria - first results and further steps. – Poster. *5th International Beaver Symposium*, Dubingiai, Lithuania, Sep 20–23, 2009.
- Právcics, M. (2012): *Az eurázsiai hód (Castor fiber) állományának és táplálkozásának vizsgálata a Kerka mentén*. – Szakdolgozat, Nyugat-Magyarországi Egyetem. 72 p.
- Schwab, G. & Schmidbauer, M. (2001): The Bavarian beaver re-extroductions.– In: Czech, A. & Schwab, G. (eds): *The European Beaver in a new millenium. Proceedings of 2nd European Beaver Symposium*, 27-30 Sept. 2000. Carpathian Heritage Society, Krakow, Bialowieza, Poland. pp. 51–53.
- Tallósi, B. (2007): *Hód-megfigyelések a Közép-Tisza-Jászság Természetvédelmi Tájegység területén 2006. február 10. és 2007. április 27. között*. – WWF Magyarország, Budapest, 26 p.
- Tallósi, B. (2013): *A betelepített hódpopulációra vonatkozó megfigyelési adatok és a faj természetvédelmi helyzete a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság Közép-Tisza-Jászság Természetvédelmi Tájegységének területén 2012 decembere és 2013 márciusa között*. – WWF Magyarország, Budapest, 28 p.
- Valachovič, D. (2014): *Manual of beaver management within Danube river basin*. – Danube Parks, 76 p.
- Varga, A. (2017): *A magyarországi fáslegelők, legelőerdők és az erdei legeltetés tájtörténeti, etnoökológiai és természetvédelmi szempontú vizsgálata*. – PhD értekezés. Pécsi Tudományegyetem, Biológiai és Sportbiológiai Doktori Iskola, 179 p.
- Varju, J. (2008): *Az eurázsiai hód monitorozása a Szigetközben*. – WWF Magyarország, Budapest, 7 p.
- Varju, J. & Jánoska, F. (2015): Az eurázsiai hód (*Castor fiber* Linnaeus, 1758) fás szárú táplálékpreferenciája és élőhelyhasználata a Mosoni-Dunán. – *Erd. Közlem.* **5**: 129–144. <https://dx.doi.org/10.17164/EK.2015.009>

Vorel, A., Dostál, T., Uhlíková, J., Korbelová, J., & Koudelka, P. (2016): *Handbook for Coexisting with beavers*. – Czech University of Life Sciences, Prague, 136 p.

WWF Magyarország (2001): *A magyarországi hódpopuláció előfordulása a Nemzeti Park Igazgatóságok által végzett megfigyelések alapján* - 2001. március. – WWF Magyarország, Budapest, 4 p.

Internetes hivatkozások:

http1: <http://magyarnemzetiparkok.hu/> Letöltés időpontja: 2018. június 19.

Függelék

A cikkhez tartozó online függelékek a folyóirat honlapján találhatóak.

Knowledge of nature conservationists and researchers in the Carpathian basin associated with the Eurasian beaver I: spread, recognisable beaver signs, coexistence and causes of mortality

Erika Juhász¹, Marianna Biró², Viktor Ulicsni² and Zsolt Molnár²

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

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

E-mail: erikamaria.juhasz@gmail.com

Much professional unpublished knowledge on the Eurasian beaver exists in the local knowledge of local nature conservationists and researchers. We asked experts knowledgeable of beaver in the Carpathian Basin to share their experiences with issues concerning the spread and behavior of the species. We analyzed the information in the light of published literature and looked for new research directions. The beaver is present along all rivers and most streams of the region, the population is growing, and is challenging the peaceful coexistence of humans and beavers. In addition to the felled trees, beaver dams and digging activity of the species are also sources of conflict. The answers of our informants fill several important knowledge gaps. With their help we are able to make a new synthesis about our topics related to the beaver and compare it with data from Western Europe. The second part of our paper will deal with the food habits, building activity and habitat preference of the species.

Keywords: *Castor fiber*, structured interviews, distribution, coexistence, lethal control

Nemzeti ökoszisztéma-szolgáltatás térképezés és értékelés, avagy a természetvédelem országos programja

Kovács-Hostyánszki Anikó¹, Bereczki Krisztina¹, Czúcz Bálint¹, Fabók Veronika¹, Fodor Lívia², Kalóczkai Ágnes¹, Kiss Márton^{1,3}, Koncz Péter^{1,4}, Kovács Eszter⁵, Rezneki Rita^{1,4}, Tanács Eszter¹, Török Katalin¹, Vári Ágnes^{1,6}, Zölei Anikó¹, Zsembery Zita²

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

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

³Szegedi Tudományegyetem, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék,
6722 Szeged, Egyetem u. 2.

⁴Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, 1121 Budapest, Költő u 21.

⁵Szent István Egyetem, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet,
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

⁶Ökológiai Kutatóközpont, „GINOP Ökoszisztémák fenntartható működtetése”
Kutatócsoport, 8237 Tihany, Klebelsberg Kuno u. 3.

E-mail: kovacs.aniko@okologia.mta.hu

Összefoglaló: Az Európai Unió 2020-ig megvalósítandó Biodiverzitás Stratégiájának egyik fő célkitűzése az ökoszisztéma-szolgáltatások (ÖSz-ek) minél teljesebb megőrzése és helyreállítása. Ennek érdekében a tagországok számára előírják, hogy térképezzék és értékeljék a területükön található ökoszisztémák állapotát (ÖÁ), valamint az általuk nyújtott ÖSz-ek helyzetét és gazdasági értékét. Magyarországon a 2016 őszen indult, Agrárminisztérium által koordinált KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001 számú kiemelt projekt keretében az „Ökoszisztéma-szolgáltatások” fejlesztési elem egyik fő feladata a hazai viszonyok között kiemelt fontossággal bíró ÖSz-ek országos térképezése és értékelése (Nemzeti Ökoszisztéma-szolgáltatás Térképezés és Értékelés; NÖSZTÉP). Az értékelés az ún. kaszkád-modell mentén végig halad az ÖSz-eket meghatározó ÖÁ jellemzőktől, az ÖSz kapacitásokon és az ebből ténylegesen igénybe vett szolgáltatásokon át az emberi jóllét fenntartásában vagy növelésében játszott szerepükig. A projekt eredményei a tervek szerint segítik majd a természeti tőkénkkel való fenntartható gazdálkodást, a zöldinfrastruktúra-hálózat fejlesztését, az egyes ágazatok közti hatékonyabb kommunikációt és a természetvédelmi és más ágazati döntéshozatalt.

Kulcsszavak: Biodiverzitás Stratégia, fenntartható használat, jóllét, kapacitás, kaszkád-modell, MAES, ökoszisztéma állapot, zöld infrastruktúra

Bevezetés

Miután a Millenniumi Ökoszisztéma Értékelés (Millennium Ecosystem Assessment – MEA) az elmúlt évtizedben ráirányította a figyelmet a természetes élőhelyek degradálódásának gyors ütemére és a természet emberi jóléthez való hozzájárulásának fontosságára (MEA 2003, 2005), az ökoszisztéma-szolgáltatók (ÖSz-ek) fogalma beépült a nemzetközi szakpolitikába és az Európai Unió (EU) természetvédelemre vonatkozó intézkedéseinek, célkitűzéseinek központi elemévé vált (Kovács 2014). ÖSz-ek alatt azokat a kézzelfogható és kézzel nem fogható javakat (termékeket és szolgáltatásokat) értjük, amelyeket az ökológiai rendszer természetes vagy átalakított formájában nyújt az emberek számára, így növelve a társadalom és tagjainak jólétét (Kelemen 2013). Az EU 2020-ig megvalósítandó Biodiverzitás Stratégiájának egyik fő célkitűzése az ÖSz-ek minél teljesebb megőrzése és helyreállítása. Ennek érdekében a Biodiverzitás Stratégia 2. célkitűzésének 5. intézkedése előírja az EU tagországai számára, hogy térképezzék és értékeljék a területükön található ökoszisztémák állapotát (ÖÁ), valamint az általuk nyújtott ÖSz-ek helyzetét, gazdasági értékét, továbbá törekedjenek arra, hogy 2020-ig ezek az értékek beépüljenek az uniós és nemzeti szintű számviteli és jelentéstételi rendszerekbe (EC 2013). Az ökoszisztémák és szolgáltatásaik térképezésének, értékelésének elősegítésére az EU egy munkacsoportot állított fel (Working Group on Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services – MAES WG), amelynek feladata, hogy szakmai háttéranyagokkal, esettanulmányok, jó gyakorlati példák bemutatásával, valamint módszertani ajánlásokkal segítse a tagországokat (Maes *et al.* 2013, 2014, 2018).

Az ökoszisztémák és szolgáltatásaik térképezésének, értékelésének elősegítésére és a fentebbi célok teljesítésére indult az Agrárminisztérium Természetmegőrzési Főosztálya (AM TMF) által koordinált „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 projekt¹. A természetvédelem ezen országos programjának „Ökoszisztéma-szolgáltatók” (Nemzeti Ökoszisztéma-szolgáltatás Térképezés és Értékelés; NÖSZTÉP) nevű projekteleme többek között egyes, a hazai viszonyok között kiemelt fontossággal bíró ÖSz-ek országos térképezését és értékelését tűzte ki céljául. A program megvalósítása így hozzájárul a biológiai sokféleség megőrzését célzó, 2020-ig szóló nemzeti és európai uniós biodiverzitás stratégia kitűzött céljainak megvalósításához. A projekt konzorciumi partnerei az Ökológiai Kutatóközpont (ÖK), a Lechner Tudásközpont, az Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet, a NAIK Agrárgazdasági Kutatóintézet

1 <http://www.termeszetvedelem.hu/kehop-430-15-2016-00001>

és a projektkoordinátor AM TMF. Az értékelés az érintett legfontosabb ágazatok és tudományágak szakértőinek bevonásával valósul meg. A 2020 év végéig tartó projekt megalapozása 2016 őszén indult, és egy előkészítő szakaszt követően 2017 őszén fordult a megvalósítási szakaszba.

Cikkünk célja a NÖSZTÉP felépítésének, módszertanának és az előkészítő szakasz eredményeinek bemutatása az ÖSz értékelésre vonatkozóan. Az előkészítő szakasz során készült el a projekt részletes célrendszerének kialakítása, a munka szakmai megalapozása, koncepcionális háttérének lefektetése, érintettek elemzése és ehhez kapcsolódó bevonási stratégia, az ÖSz-ek nemzetközi kategóriarendszerének hazai adaptációja (CICES-HU), az ÖSz-ek prioritizálása és elemzésre kiválasztása. Mindezek alapján megtörtént a projekteleme strukturális kiépítése és a tematikus munkatervek kidolgozása.

A NÖSZTÉP szerkezeti felépítése és főbb feladatai

A NÖSZTÉP ÖSz értékelési és térképezési feladatai több munkacsoportba szerveződnek (NÖSZTÉP Munkacsoportok):

- A **Részvételi Munkacsoport** készítette elő az értékelendő ÖSz-ek listáját egy érintett elemzés (az ÖSz-ek által érintett ágazatok, szervezetek és kapcsolatrendszerük feltárása), majd különböző ágazati szakértők körében végzett interjúk segítségével. A megvalósítási szakaszban segítik a megfelelő szakértők bevonását az értékelési folyamatba, irányítják a jóléti értékelést és az ÖSz értékelésekre alapuló jövőképzési folyamatot.
- Az **Ökoszisztéma Térképező és Ökoszisztéma Állapot Értékelő és Térképező Munkacsoport** az általános, országos ökoszisztéma állapot térképek és az országos Ökoszisztéma alaptérkép elkészítését koordinálja a NÖSZTÉP szakmai szempontjai szerint, az ÖK és a Lechner Tudásközpont szakértőinek részvételével. Ezen raszteres, 20×20 méteres térbeli felbontású Ökoszisztéma alaptérképre (lásd ebben a számban Tanács és Belényesi *et al.* 2019) épül az ÖSz-ek térképezése, a lehető legnagyobb megvalósítható részletességgel. Ez a felbontás azonban csak ábrázolási felbontásként értelmezhető, mivel a legtöbb forrásadatbázis térbeli pontossága nem éri el ezt a részletességet. Az általános állapottérképek a hagyományos értelemben vett ökoszisztéma állapotot (természetesség, ökoszisztéma egészség, ökoszisztéma integritás) jellemzik, ökoszisztéma típusonként eltérő indikátorok felhasználásával.

- **Az ŐSz Értékelő és Térképező Munkacsoport** az ŐSz értékelés tágabb, szakmai keretének, háttérének biztosításáért felel, természettudományi és társadalomtudományi szakértőket bevonva. Az adott ŐSz térképezésének és modellezésének előkészítéséhez a munkacsoport áttekinti az adott szolgáltatás térképezésének módszereit, lehetséges és sikeresen alkalmazott indikátorait a koncepcionális háttérként használt kaszkád-modell különböző szintjein (lásd. alább), különös tekintettel a megvalósult nemzeti értékelésekre, illetve felméri az ehhez használható, elérhető adatokat. A munkacsoport egy-egy tagja koordinálja, követi és segíti végig egy-egy szakértői munkacsoport (SZMCS, lásd lentebb) munkáját mint SzMCs vezető, képviseli abban az ŐSz értékelés és térképezés szakmai szempontjait, miközben dokumentálja a teljes folyamatot. Kapcsolatot tart a Lechner Tudásközponttal az ŐSz-ek térképi megjelenítése és a partnerekkel a folyamat előrehaladása kapcsán.
- A NÖSZTÉP munkacsoportok munkáját az ÖK, magát a projektet az **AM TMF** koordinálja és felügyeli. Ezen túl tanácsadó szervként az elkészülő jelentéseket, tanulmányokat nagyobb munkafázisonként a **Vezetői Szakértői Panel** (VSZP) tekinti át és véleményezi. Ennek tagjai a hazai érintett ágazatok szakértő képviselői, kutatók, civil szervezetek szakértői. A VSZP tudományos-szakmapolitikai platform, amely a szakértők részvételével segíti az értékelési folyamat előrehaladását, valamint az eredmények ágazati integrálását.

Az ökoszisztéma-szolgáltatások kiválasztása

A NÖSZTÉP során értékelésre és térképezésre javasolt ŐSz-ek listájának összeállítására több lépcsőben zajló szakmai feladat volt. A MAES módszertani ajánlások között szerepel az ŐSz-ek osztályozására, csoportosítására az Ökoszisztéma-szolgáltatások Közös Nemzetközi Osztályozási rendszerének (Common International Classification of Ecosystem Services – CICES, Haines-Young & Potschin 2013) alkalmazása, melyet a NÖSZTÉP is adaptált. Ehhez első lépcsőben elkészítettük a CICES 4.3 magyar nyelvű változatát (CICES-HU), mely tartalmazza az eredeti kategóriarendszer minden elemét, kivéve a hazánkban nem releváns, tengeri ökoszisztémákhoz kötődő szolgáltatásokat. A CICES hierarchikus rendszer, amely a szolgáltatások három fő típusát különbözteti meg: ellátó, szabályozó és fenntartó, valamint kulturális szolgáltatások. Az ellátó szolgáltatások közé a társadalom számára közvetlen hasznot nyújtó anyagi javak sorolhatók (tápanyagok, nyersanyagok, állati és növényi energiaforrások). A szabályozó és fenntartó szolgáltatások

közé tartoznak mindazon felszíni vagy felszín alatti természeti folyamatok, melyek biztosítják az ökoszisztémák működésének egyensúlyát (pl. talaj, víz, légkör állapotainak, folyamatainak szabályozása, beporzás, biológiai védelem). Kulturális szolgáltatásoknak tekinthetjük azokat a nem materiális szolgáltatásokat, amelyeket az emberek a természetből meríthetnek (pl. rekreáció, kikapcsolódás a természetben, spirituális gazdagodás).

A NÖSZTÉP előkészítő évében (2017) különböző ágazatok (természetvédelem, erdészet, vadászat, mezőgazdaság, halászat, vízgazdálkodás, területi tervezés, kereskedelem, turizmus, ipar – adminisztratív szervek, állami és magánszektor, civil szervezetek, kutatóintézetek) képviselői körében végzett 23 interjú alapján előzetesen felmerült 73 ÖSz példát (előzetes ÖSz lista) a CICES-HU szerint kategorizáltuk. Ezt követően az előzetes ÖSz-listát négy prioritizáló workshop keretében, az alábbi élőhely kategóriákban rangsoroltak a bevont szakértők: erdők és faültetvények, vizek és vizes élőhelyek, lakott területek, gyepes és mezőgazdasági ökoszisztémák. Utóbbi kettőre ugyanazon műhelymunka keretein belül, de külön prioritizálták a szakértők az ÖSz-eket. Az élőhelykategóriák kialakításakor a projektben alkalmazott módszertant alapvetően meghatározó MAES-folyamat szakmai anyagaiban használt definíciókra támaszkodtunk (Maes *et al.* 2014). A felállított átfogó kategóriák elsősorban a prioritizálás céljait szolgálták, az értékelési és térképezési folyamatban nagyrészt részletesebb élőhelykategóriákkal dolgozunk.

A műhelymunkákon a főbb élőhelykategóriák mentén történő prioritizálási munka lehetővé tette az adott élőhelyet ismerő, kezelő, kutató szakértők szélesebb körének (alkalmanként 8–14 fő) bevonását és az ÖSz-ek ezáltal alaposabb és többszempontú prioritizálását. A résztvevők egy előpriorizálás keretében már a műhelymunkát megelőzően pontozták az ÖSz-okat aszerint, hogy milyen fontosnak tartják társadalmilag az adott élőhely egyes szolgáltatásainak a hosszú távú fennmaradását, azaz, hogy szerintük milyen prioritást élvezzenek az egyes szolgáltatások az értékelés, térképezés során. Az előpriorizálásra építve, közös diskusszióval a műhelymunkák célja élőhelyenként a 8–10 legfontosabbnak tartott ÖSz kiválasztása volt.

A prioritizáló műhelymunkák eredményét szintetizálva a NÖSZTÉP ÖSz-ek értékeléséért és térképezéséért felelős munkacsoport javaslatot tett az értékelésre és térképezésre szánt ÖSz-ek körére, melyet a projektpartnerekkel és a VSZP-vel megvitattak. Ennek eredményeként a következő ÖSz-ek értékelését és térképezését tűzte ki célul a NÖSZTÉP:

I. Ellátó ÖSz-ek:

1. Agrárökoszisztémákban termesztett növények (szántóföldi növénytermesztés, zöldségtermesztés, gyümölcs- és szőlőtermesztés)

2. Tenyésztett állatok és termékeik (legelő és istálló állattartás)

II. Szabályozó és fenntartó ÖSz-ek:

3. Növényi energiaforrások (növényi részek energianyeres céljára történő hasznosítása a tűzifa és a szántóföldi melléktermékek példáján)*

4. Szűrés/tisztítás/megkötés/akkumuláció az ökoszisztémák által (biofizikai szűrő, megkötő, tisztító folyamatok a talajban és vízben; kémiai és porszennyezés ülepedésének számítása lakott területeken)

5. Felszíni degradáció elleni védelem (víz általi talajerózióval szembeni védelem természetes vagy ültetett vegetáció által)

6. Hidrológiai ciklus és vízáramlás szabályozása („aszályvédelmi” funkció, a síkvidéki tájak vízmegetartó-képessége)

7. Árvízi kockázat-csökkentés és csapadékvíz-gazdálkodás (folyami árvíz elleni védelem az árterek mérséklő funkciója által síkvidéken; víz visszatartása, lefolyás mérséklése dombvidéken; lakott területeken extrém csapadékesemények víztöbbletének tározódása a fák levélfelületén)

8. Állati beporzás (vad- és háziméhek általi virágbeporzás (pollináció))

9. Éghajlat-szabályozás az üvegházhatású gázok koncentrációjának csökkentésével (üvegházhatású gázok mérlege, CO₂ megkötés)

10. Mikroklíma szabályozás (a lakott területen kívüli és belüli mikroklíma szabályozása, utóbbi esetében a fák hatása az extrém nyári hőstressz mérséklésében)

III. Kulturális ÖSz-ek:

11. A természet rekreációs célú használata (gyalogos természetjárás)

12. Örökség (a természettel kapcsolatos tudás, tevékenység, normák összessége és identitás a gombászás példáján)

A szabályozó és fenntartó szolgáltatások között eredetileg kiválasztásra került a vizuális, zaj- és szaghatások szűrése és mérséklésre, ennek értékelésére azonban a rendelkezésre álló módszertanok és az adatok hiánya, valamint a kevés elérhető szakértő miatt nem került sor.

* Erratum: A növényi energiaforrások hibásan került besorolásra, helyesen az I. Ellátó ökoszisztéma-szolgáltatások közé sorolandó.

Az ökoszisztéma-szolgáltatás értékelés módszertanának áttekintése

A prioritizálás során kiválasztott ÖSz-ek értékelése és térképezése a NÖSZTÉP megvalósítási szakaszának (2018–2020) egyik fő feladata. A munka fontos, kezdeti lépése volt ezen szakaszban az ökológiai folyamatok és szolgáltatások pontosítása. Az előkészítő év során előállt ÖSz lista ugyanis csak átfogó (alapvetően a CICES-t követő) kategóriákat tartalmazott, ugyanakkor a térképezéshez és értékeléshez szükség volt a szolgáltatások és az azokat megalapozó ökológiai folyamatok megállapítására, pontosítására (a fenti listában zárójelben már ezen pontosított céletterületek olvashatók minden kiválasztott ÖSz esetében).

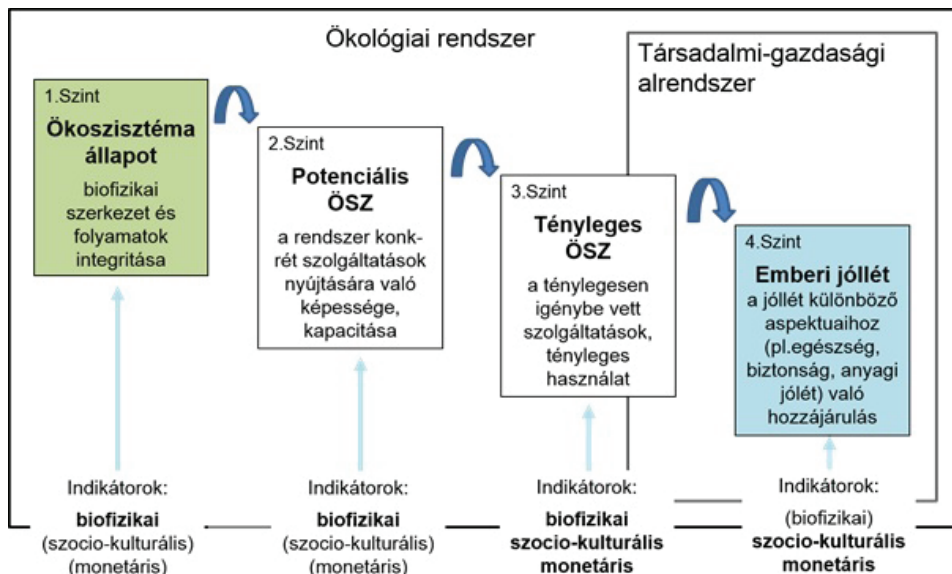
Az értékelésben használt, alább bemutatott modellalkotáshoz szükséges paraméterek meghatározása szakértői segítséget, az adott szolgáltatások mélyebb ismeretét igényli, felhasználói, gazdasági, kezelési oldalról is a természettudományos, ökológiai ismeretek mellett. Ennek érdekében a megvalósítási szakasz első ütemében szakértői munkacsoportok (SZMCS) alakultak, amelyek egy vagy több, egymáshoz kapcsolódó ÖSz-re koncentrálnak, az alábbiak szerint (zárójelben a fent felsorolt ÖSz-ek sorszáma látható):

- Élelmiszertermelés SZMCS (1, 2)
- Pollináció SZMCS (8)
- Klíma és Energia SZMCS (3, 9, 10)
- Hidrológia SZMCS (4, 5, 6, 7)
- Városi SZMCS (4, 7, 10)
- Kulturális SZMCS (11, 12)

Egyes ÖSz-ek így több SZMCS-ben, tematikai szempontok és érvényesülésiük helye szerint bontva jelennek meg. Így például a mikroklíma szabályozást a Klíma és Energia SZMCS-ben táji léptékben, míg a Városi SZMCS-ben települési környezetben értékeljük. A szűrési folyamatok közül a talajban és vízben megvalósuló szennyező anyag szűrést a Hidrológia, a levegőt szennyező anyagok megkötését a Városi SZMCS vizsgálja.

Az értékelés során az alapvető elméleti keretrendszert a kaszkád-modell jelenti (Haines-Young & Potschin 2010, Kovács *et al.* 2014), azaz az egyes kaszkádszintek (1. ökoszisztémák állapota, 2. ökoszisztéma-szolgáltatás kapacitások, 3. ténylegesen igénybe vett szolgáltatások, 4. jóllét fenntartása vagy növelése) mentén halad. A kaszkád modell lényege, hogy az ökoszisztémák állapota a szolgáltatásnyújtó-képességen keresztül befolyásolja a ténylegesen igénybe vett szolgáltatások mennyiségét, ezáltal pedig a jóllét fenntartását vagy növelését (1. ábra).

Alapfeltevésünk szerint csak a megfelelő állapotban lévő ökoszisztémák (1. szint) képesek arra, hogy a szolgáltatások széles körét nyújtsák az emberiség szá-



1. ábra: A NÖSZTÉP elvi háttere: a kaszkád keretrendszer (Haines-Young & Potschin 2010, illetve Kovács *et al.* 2014, 2015 alapján, módosítva)

mára. Az ökoszisztéma állapot indikátora az adott ÖSz-től függően lehet a primer produkció vagy adott fajok, természetes élőhelyek jelenléte, elterjedése, a talaj termékenysége, vagy például városi környezetben a zöldfelületek aránya, területe. Az állapot (illetve több állapotjellemező együttesen) alapvetően meghatározza tehát az ÖSz-nyújtó képességét (ezt nevezhetjük ökoszisztéma funkciónak, potenciális ÖSz-nek vagy ÖSz-kapacitásnak; 2. szint). A ténylegesen igénybe vett ÖSz-eket (3. szint) azonban még sok tényező befolyásolhatja, pl. a társadalom igényei, lehetőségei, vagyis a kereslet jellemzői. Az igénybe vett ÖSz-ek a társadalom tagjai jóllétének fenntartásához vagy növekedéséhez (4. szint) járulnak hozzá (Kovács *et al.* 2014). Az értékelés bázisíve minden kaszkádszinten 2015, melytől az adatok hozzáférhetősége alapján egyes esetekben eltérhetünk.

Mindegyik szinthez tartozhatnak biofizikai (biológiai, kémiai vagy fizikai egységeken alapuló), szocio-kulturális és pénzbeli indikátorok, melyek segítenek jellemezni, számszerűsíteni az adott szolgáltatásokat. A természeti rendszerhez tartozó ökoszisztémák állapotának és szolgáltatásnyújtó képességének értékelésében inkább a biofizikai, míg a jólét megragadása során inkább a szocio-kulturális és monetáris indikátorok alkalmazása a jellemzőbb. A szocio-kulturális értékelés kvalitatív értékelést is magába foglal, ahol nem alkalmaznak indikátorokat, hanem fontos szolgáltatások vagy jóléti dimenziók kiválasztása és egyes esetekben rangsorolása történik. Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésében mindegyik típus egyaránt fontos hangsúlyt kap. Az értékelés során az ökológiai és társadalmi

rendszerek közötti rendszerhatár tudatos kezelésére törekszünk a tájhasználathoz, gazdasági tevékenységhez kötődő emberi inputok elkülönítésével. Továbbá egyes változókat alkalmazhatunk akár az ökológiai állapotot leíró szerepben, majd konkrétan az ÖSz-t meghatározó szerepben is. Számos szabályozó és fenntartó ÖSz esetében a 2. és 3. kaszkádszint, azaz a potenciális és aktuálisan felhasznált ÖSz-ek szintje, nem választható el élesen, vagy akár külön-külön nem is értelmezhető. Ebben a keretrendszerben jól elhelyezhetők a természetvédelem szempontjai (pl. a biodiverzitás, mint egy fontos ökoszisztéma-állapotjelző) és a tájhasználati tevékenységből remélt közvetlen hasznok egyaránt. Ez áttekinthetőbbé teheti ezek összetett viszonyrendszerét, ami segítheti a természetvédelmi érdekérvényesítést. Három ÖSz esetében (árvízi kockázat-csökkentés, éghajlat-szabályozás, gyalogos természetjárás) gazdasági értékelés is megvalósul.

Minden ÖSz-hez az 1., 2. és 3. kaszkádszinteken tervezetten térképi megjelenítés is társul, az Ökoszisztéma alaptérképre alapozva, a lehető legrészletesebb módon. Az alaptérkép kategóriái ÖSz-ektől függően akár összevonásra is kerülhetnek, ahol a legrészletesebb tematikus felbontás mellett az adott ÖSz nem értelmezhető, külön nem értékelhető (pl. a gyepek főkategóriájának használata a részletesebb gyepek kategóriák helyett). A térbeli lépték meghatározása szintén ÖSz függő; legnagyobb ábrázolási felbontást az alaptérkép 20×20 méterben tesz lehetővé.

Az értékelés ütemezése és további lépései

Az értékelés időben négy ütemben, ütemenként a kaszkád-modell egy-egy szintjét feldolgozva halad. A projekt célja a teljes értékelés 2019 végéig/2020 elejéig való elkészítése. A projekt utolsó évében (2020) az egyes ÖSz-ek alapján végzett értékelésekre építve azok közti szinergiák és csereviszonyok (trade-off-ok), valamint potenciális jövőképek felvázolását tervezzük. Az elkészült értékelések és országos térképek remélhetőleg segítik majd a környezeti erőforrásokkal való fenntartható gazdálkodást, a zöld infrastruktúra hálózat fejlesztését, az egyes ágazatok közti hatékonyabb kommunikációt és a természetvédelmi döntéshozatalt.

Köszönetnyilvánítás – A fejlesztések az Európai Regionális Fejlesztési Alap (ERFA) finanszírozásával a Széchenyi 2020 részeként, a Környezeti és Energiahatékonysági Operatív Program, valamint a Versenyképes Közép-Magyarország Operatív Program kereteiben valósulnak meg (KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001). Kovács-Hostyánszki Anikót az NKFIH FK123813 projektje és az MTA Bolyai János Kutatási Ösztöndíj támogatta. A kézirat az Innovációs és Technológiai Minisztérium ÚNKP-19-4-SZIE-3 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának szakmai támogatásával készült.

Irodalomjegyzék

- EC – European Commission (2013): *Decision No 1386/2013/EU of the European Parliament and of the Council of 20 November 2013 on a General Union Environment Action Programme to 2020 'Living well, within the limits of our planet'* (<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:32013D1386> – elérés: 2015. jún. 15.)
- Haines-Young, R. & Potschin, M. (2010): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. – In: Raffaelli, D. G. & Frid, C. L. J. (eds.): *Ecosystem ecology: a new synthesis*. Cambridge University Press, pp. 110–139.
- Haines-Young, R. & Potschin, M. (2013): *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES)*. – EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003. (<http://www.cices.eu> – elérés: 2019. jún. 15.)
- Kelemen, E. (2013): *Az ökoszisztéma szolgáltatások közösségi részvételén alapuló, ökológiai közgazdaságtani értékelése*. – Doktori értekezés, Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola, Gödöllő.
- Kovács, E. (2014): Az ökoszisztéma-szolgáltatások megjelenése a biodiverzitás politikában. – In: Kelemen, E. & Pataki, Gy. (szerk.) *Ökoszisztéma-szolgáltatások: A természet- és társadalomtudományok metszéspontjában*. Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Environmental Social Science Research Group (ESSRG), Gödöllő-Budapest, pp. 131–143.
- Kovács, E., Harangozó, G., Marjainé Szerényi, Zs. & Csépanyi, P. (2015): *Natura 2000 erdők közgazdasági környezetének elemzése*. – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Esztergom, 217 p.
- Kovács, E., Kelemen, E. & Czúcz, B. (2014): A természettől a jóllétig: az ökoszisztéma-szolgáltatások természet- és társadalomtudományi meghatározottsága. – In: Kelemen, E. & Pataki, Gy. (szerk.) *Ökoszisztéma-szolgáltatások: A természet- és társadalomtudományok metszéspontjában*. Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Environmental Social Science Research Group (ESSRG), Gödöllő-Budapest, pp. 15–34.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat L., Berry, P., Egoh, B., Puydarrieux, P., Fiorina, C., Santos, F., Paracchini, M. L., Keune, H., Wittmer, H., Hauck, J., Fiala, I., Verburg, P.H., Condé, S., Schägner, J. P., San Miguel, J., Estreguil, C., Ostermann, O., Barredo, J.I., Pereira, H.M., Stott, A., Laporte, V., Meiner, A., Olah, B., Royo Gelabert, E., Spyropoulou, R., Petersen, J. E., Maguire, C., Zal, N., Achilleos, E., Rubin, A., Ledoux, L., Brown, C., Raes, C., Jacobs, S., Vandewalle, M., Connor, D., & Bidoglio, G. (2013): *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020*. – Publication office of the European Union, Luxembourg, 57 p.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Murphy, P., Paracchini, M. L., Barredo, J. I., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J. E., Meiner, A., Royo Gelabert, E., Zal, N., Kristensen, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Romão, C., Piroddi, C., Egoh, B., Fiorina, C., Santos, F., Naruševičius, V., Verboven, J., Pereira, H., Bengtsson, J., Gocheva, K., Marta-Pedroso, C., Snäll, T., Estreguil, C., San Miguel, J., Braat, L., Grêt-Regamey, A., Perez-Soba, M., Degeorges, P., Beaufaron, G., Lillebø, A., Abdul Malak, D., Liqueste, C., Condé, S., Moen, J., Östergård, H., Czúcz, B., Drakou, E. G., Zulfian, G. & Lavalle, C. (2014): *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. 2nd Report*, – Publications office of the European Union, Luxembourg, 90 p.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Grizzetti, B., Barredo, J. I., Paracchini, M. L., Condé, S., Somma, F., Orgiazzi, A., Jones, A., Zulfian, A., Petersen, J. E., Marquardt, D., Kovacevic, V., Abdul Malak, D., Marin, A. I., Czúcz, B., Mauri, A., Löffler, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Christiansen, T. & Werner, B. (2018): *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem condition*. – Publications office of the European Union, Luxembourg, 75 p.
- MEA – Millennium Ecosystem Assessment (2003): *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. – Island Press, Washington DC. 245 p.

- MEA – Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. – World Resource Institute, Washington DC. 137 p.
- Tanács, E., Belényesi, M., Lehoczki, R., Pataki, R., Petrik, O., 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. – *Termvéd Közlem.* 25: 34–58. <https://dx.doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2019.25.34>

National mapping and assessment of ecosystem services – a countrywide program of nature conservation

Anikó Kovács-Hostyánszki¹, Krisztina Bereczki¹, Bálint Czúcz¹,
Veronika Fabók¹, Livia Fodor², Ágnes Kalóczkai¹, Márton Kiss^{1,3},
Péter Koncz^{1,4}, Eszter Kovács⁵, Rita Rezneki^{1,4}, Eszter Tanács¹,
Katalin Török¹, Ágnes Vári^{1,6}, Anikó Zölei¹ and Zita Zsembery²

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

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

³*Department of Climatology and Landscape Ecology, University of Szeged,
H-6722 Szeged, Egyetem u. 2., Hungary*

⁴*Duna-Ipoly National Park Directorate, H-1121 Budapest, Költő u 21., Hungary*

⁵*Szent István University, Institute of Nature Conservation and Landscape Management,
H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1., Hungary*

⁶*Centre for Ecological Research, GINOP Sustainable Ecosystems Group,
H-8237 Tihany, Klebelsberg Kuno u. 3., Hungary*

E-mail: kovacs.aniko@okologia.mta.hu

One of the main goals of the EU Biodiversity Strategy 2020 is to maintain and restore ecosystem services. It requires the member states to assess and map the condition of ecosystems, and the state and economic value of the most important ecosystem services (ESs). Led by the Ministry of Agriculture an EU-co-financed KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001 project started in Hungary in 2016 to fulfill these goals. The evaluation of the ecosystem services follows a so-called cascade model, which has 4 main levels: 1. condition of ecosystems, 2. capacity of ecosystems to provide selected ESs (potential supply), 3. actual use of ESs, 4. contribution of ESs to human wellbeing. The results of the project will hopefully assist the sustainable management of environmental resources, the development of the green infrastructure network, improved communication between different sectors, and proper decision making in nature conservation and other related sectors.

Keywords: Biodiversity Strategy, capacity, cascade model, ecosystem condition, green infrastructure, MAES, sustainable management, wellbeing

IPBES: a biológiai sokféleség és ökoszisztéma-szolgáltatások nemzetközi csúcs-szervezete

Palotás Brigitta¹, Molnár Zsolt¹ és Báldi András^{1*}

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

E-mail*: baldi.andras@okologia.mta.hu

Összefoglaló: A biológiai sokféleség pusztulása évtizedek óta ismert, ami a tudományos közösség figyelme mellett már a politika érdeklődését is felkeltette. Számos meggyőző kutatási eredmény, csakúgy, mint látványos politikai konferenciák (pl. Rio) és egyezmények maradtak hatástalanok, még csak a pusztulás ütemét sem sikerült csökkenteni. Az IPBES (Biológiai Sokféleség és Ökoszisztéma-szolgáltatás Kormányközi Testület) egy teljesen új megközelítést jelent, amely az ökoszisztéma-szolgáltatások (vagy természet hozzájárulásai) koncepciót alkalmazza, és amelynek tagjai kormányok. Így az IPBES által jegyzett értékelések, tudományos konszenzust jelentő, ám egyben kormányok által is elfogadott anyagok. Ezáltal a tudomány és politika hatékony együttműködése valósulhat meg. Jelen átfogó tanulmányban bemutatjuk az IPBES jelentőségét, működését, szervezeti felépítését, a fogalmi hátteret alkotó keretrendszerét, illetve az első munkaprogramja alatt elért eredményeket. Az IPBES-ben kiemelkedő a hazai részvétel, ez nagyban segítheti az eredmények hazai hasznosulását és a hazai kutatók nemzetközi szerepvállalását.

Kulcsszavak: biológiai sokféleség, biodiverzitás-krízis, tudomány és szakpolitika, Magyarország

Bevezetés

Évtizedek óta ismert a biológiai sokféleség vagy biodiverzitás gyorsuló ütemű csökkenése, a fajok kihalása és az élőhelyek degradációja (pl. Wilson 1985). Először az azok a kutatók vették észre ezeket a drámai változásokat, akik a biológiai sokféleség valamelyik aspektusával foglalkoztak. A felismerést tett követte. Létrejött a természetvédelmi biológia, az a tudományos diszciplína, amely a biológiai sokféleség megőrzését tűzte zászlajára. Folyóiratokat alapítottak, nagy hatású könyvek jelentek meg (pl. Frankel & Soulé 1981, Soulé 1986, Wilson 1988), konferenciasorozat indult a témában. Mindezeket túl, szélesebb társadalmi válaszok is születtek, hiszen nem lehetett nem észrevenni az esőerdők pusztulását, a tengeri halállományok összeomlását. 1992-ben tartották meg Rió de Janeiro-ban a „Föld csúcstalálkozót” (ENSZ Környezet és Fejlődés Konferencia), minden idők egyik

legnagyobb rendezvényét, ahol 110 kormány és államfő vett részt. A konferencia nyilatkozatában a kormányok elkötelezték magukat a fenntartható fejlődés és a környezet védelme mellett. Egy évvel később írták alá a Biológiai Sokféleség Egyezményt, melyet mostanra 196 országban ratifikáltak (http1). Az egyezmény célkitűzése a biológiai sokféleség megőrzése, fenntartható használata és a genetikai erőforrások hasznosításából származó előnyök igazságos és méltányos elosztása. A biológiai sokféleség megőrzésére tett erőfeszítések az ezredfordulón csúcsosodtak ki, amikor globálisan, de az Európai Unió szintjén külön is elkötelezték magukat a kormányok a biológiai sokféleség csökkenésének lassítására, illetve megállítására: „Protect and restore habitats and natural systems and halt the loss of biodiversity by 2010” (A Sustainable Europe for a Better World: A European Union Strategy for Sustainable Development 2001) (http2). Butchart és munkatársai (2010) kutatásai szerint azonban 10 év alatt semmi változás nem történt, a biológiai sokféleség pusztulása változatlanul folyt. Sőt az azóta megjelent tanulmányok még kedvezőtlenebb képet mutatnak, így az emlős populációk globális szintű jelentős csökkenését (Ceballos *et al.* 2017), az európai madárpopulációkból közel fél milliárd egyed eltűnését három évtized alatt (Inger *et al.* 2015) vagy a rovarállományok drámai, világszintű csökkenését (Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019).

Nyilvánvaló, hogy az eddigi erőfeszítések, a kutatási eredmények kommunikációja, hatása, beépülése a döntéshozatalba, az egyezmények, az eddig kialakított természetvédelmi intézményi struktúra nem bizonyult hatékonynak a biológiai sokféleség pusztulásának megállítása terén. Globális szinten nem volt kimutatható a hatásuk, még ha lokális sikerek voltak is. Új megközelítésre, új intézményi és irányítási struktúrákra volt szükség. Az elmúlt években ez a folyamat elindult: az új megközelítés az ökoszisztémaszolgáltatás-koncepció, a legfontosabb új intézményi struktúra pedig az IPBES, a Biológiai Sokféleség és Ökoszisztéma-szolgáltatás Kormányközi Testület.

E tanulmány célja áttekintést adni az IPBES jelentőségéről, kialakulásáról, szerkezetéről és működéséről, első munkaprogramjáról, továbbá a kiemelt magyar jelenlétről és szerepről. Azt is bemutatjuk, hogy mit jelent ez a testület a hazai kutatás és természetvédelem számára.

Ökoszisztéma-szolgáltatás típusok

Ökoszisztéma-szolgáltatásnak nevezzük mindazt az adományt és hasznot, melyet az ökoszisztémák az emberiségnek nyújtanak (Díaz *et al.* 2015). A téma tárgyalására magyar nyelven lásd pl. Báldi (2011), Kelemen & Pataki (2014) tanulmá-

nyait. Számos felosztás született az ökoszisztéma-szolgáltatások csoportosítására. Egyik legfontosabb a CICES (Common International Classification of Ecosystem Services), ami az ökoszisztéma-szolgáltatások nemzetközi közös osztályozása (http3). Ezt adaptálta hazai viszonyokra a Nemzeti Ökoszisztéma-szolgáltatások Térképezése és Értékelése Projekt (Kovács-Hostyánszki et al. 2019).

Az IPBES egyik célja, hogy a tudományon kívül más tudásrendszerek ismereteit, evidenciáit is beépítse, szintetizálja értékeléseibe. Emiatt az ún. nyugati tudomány (Western Science) által használt fogalmakat, szakkifejezéseket tágítania kellett. Megtartva az ökoszisztéma-szolgáltatásokat mint a tudományban alkalmazott, generalizálásra törekvő kifejezést, kidolgozta a 'természet hozzájárulása a jóléthez' (nature's contributions to people, NCP, Díaz et al. 2018) fogalmát, amelybe a természet és ember kapcsolatát érintő olyan helyi, bennszülött, hagyományos koncepciók, és értékrendek is beleférnek, amelyek az ökoszisztéma-szolgáltatás fogalma alá nem (pl. anyatermészet, „Mother Earth”).

Az IPBES jelentősége a biológiai sokféleség megőrzésében

A kutatói közösség számos erőfeszítést tett, hogy a biológiai sokféleség csökkenésének veszélyeire felhívja a döntéshozók, a kormányok figyelmét. A tudomány és a gyakorlat, a tudomány és a döntéshozók közötti módszertani, megközelítésbeli és értékrendi különbségek azonban sokszor megakadályozták a kutatói üzenetek befogadását és érvényesülését a döntéshozói oldalon. Hiányzott a megfelelő, hatékony intézményi struktúra, mely a kutatói üzenetek célba érését biztosította volna. Ez az oka annak, hogy bár a Millennium Ecosystem Assessment (MEA), az ezredfordulós ökoszisztéma-értékelés hatalmas globális tudományos munka volt (Millennium Ecosystem Assessment 2005, Török 2009), eredményei elsősorban a kutatói közösségen belül fejtették ki hatásukat, a döntéshozói oldalra csekély befolyást gyakoroltak.

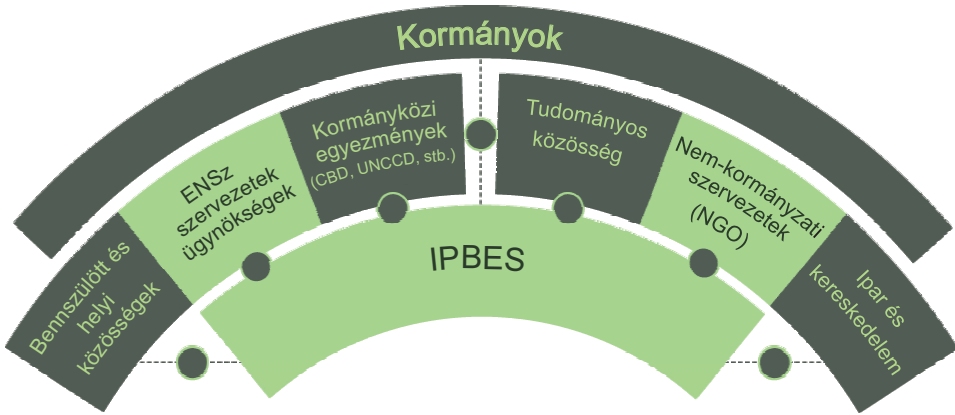
Minőségileg új formát adott a tudomány és döntéshozók közötti távolság áthidalásának az IPBES, a Biológiai Sokféleség és Ökoszisztéma-szolgáltatás Kormányközi Testület. Az IPBES tagjai ugyanis a kormányok, így bármilyen határozatot fogad el a Plenáris Ülés a biológiai sokféleségre vonatkozóan, az már a kormányok, a döntéshozók állásfoglalása, nem pedig egyszerűen tudományos adat, kutatói vélemény, és ezzel az állásfoglalások részévé válhatnak a kormányzati folyamatnak. Ezt semmilyen kutatói vélemény, Science vagy Nature cikk nem tudja elérni.

Az IPBES kialakulása

A Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2001–2005) felmérte a világ ökoszisztémáinak és ökoszisztéma-szolgáltatásainak állapotát, és felvázolta jövőbeli trendjeiket (MEA 2005, Török 2009). Bár ezen értékelésnek hatalmas jelentősége volt az új koncepció elismerésében és a tudományos élet irányainak kialakításában, hatása a szakpolitikára és politikára korlátozott maradt. Kutatók dolgoztak „maguknak”, még akkor is, ha pl. 2006-ban a Biológiai Sokféleség Egyezmény (CBD) 8. találkozója ösztönözte a részes feleket a MEA keretrendszerének megfelelő nemzeti és regionális értékelések készítésére. Felismerve a tudomány és a politika közötti híd (Science-policy Interface) erősítésének szükségességét, a következő években több irányból is erőfeszítések történtek egy hatékony áthidaló struktúra kialakítására. A UNEP elkezdte egy nemzetközi találkozó szervezését, miközben a francia kormány és szakértői már a majdani IPBES koncepcionális előkészítésén dolgoztak, majd 2008-ban a CBD 9. konferenciáján döntés született a MEA folytatásáról. E folyamat vezetett az IPBES megalapításához. Ugyanebben az évben megrendezték az első, IPBES-t tervező kormányközi találkozót Malajziában. A terület formális megalapítására azonban csak 4 évvel ezután, 2012-ben került sor Panamában, ahol döntést hoztak arról is, hogy a szervezet központja Bonnban (Németország) lesz. Az alapításban több mint 100 kormány vett részt, a tagok száma azonban folyamatosan bővül, mára az IPBES-nek 132 tagja van.

Az IPBES résztvevői és felépítése

Az IPBES tagjai kormányok, de megfigyelőként egy sor egyéb szervezet (ENSZ szervezetek, nemzetközi egyezmények képviselői, nem-kormányzati szervezetek) képviselői, tudományos, valamint bennszülött népek és helyi közösségek tagjai és természetesen a kereskedelmi és ipari szervezetek küldöttjei is rész vehetnek a plenáris üléseken (1. ábra). Az Egyesült Nemzetek Szervezetének bármely tagállama tagja lehet az IPBES-nek, amennyiben ezt a szándékát az államfő vagy a külügyminiszter az IPBES titkársága felé hivatalos formában jelzi. Az IPBES politikai szervezet, és az ENSZ-ben szokásos eljárásrendnek és protokollnak megfelelően működik. Így öt politikai régióra épül (2. ábra). Ennek elsősorban a szervezeti egységek (döntéshozó, előkészítő testületek) tagjainak eloszlásában van szerepe. Ezekben a régiók ugyanis egyenlő arányban képviseltetik magukat.



1. ábra: Az IPBES résztvevői. (forrás: http4, saját feliratozás)



2. ábra: Az IPBES döntéshozásban alkalmazott, politikai jellegű régióbeosztása (a színek az öt régiót jelölik: kék: afrikai államok; lila: latin amerikai és karib államok; piros: kelet-európai államok és Közép-Ázsia; zöld: ázsiai és Csendes-óceáni államok; mustár: nyugat-európai és további fejlett államok). (forrás: http4, saját feliratozás)

Az IPBES főbb szervezeti-működési egységei az alábbiak (3. ábra):

Plenáris ülés: az IPBES legfőbb döntéshozó testülete, amely a tagállamok képviselőiből áll, és általában évente egyszer ül össze. A 7. Plenáris Ülést követően a másfél éves ciklusra térnek át. A plenáris választja meg a Bureau és a MEP tagjait.

Bureau (büró): az IPBES politikai döntéshozó testülete, mely plenáris ülések között vezeti a munkát. Tíz tagból áll, 2-2 fő mind az öt régióból.

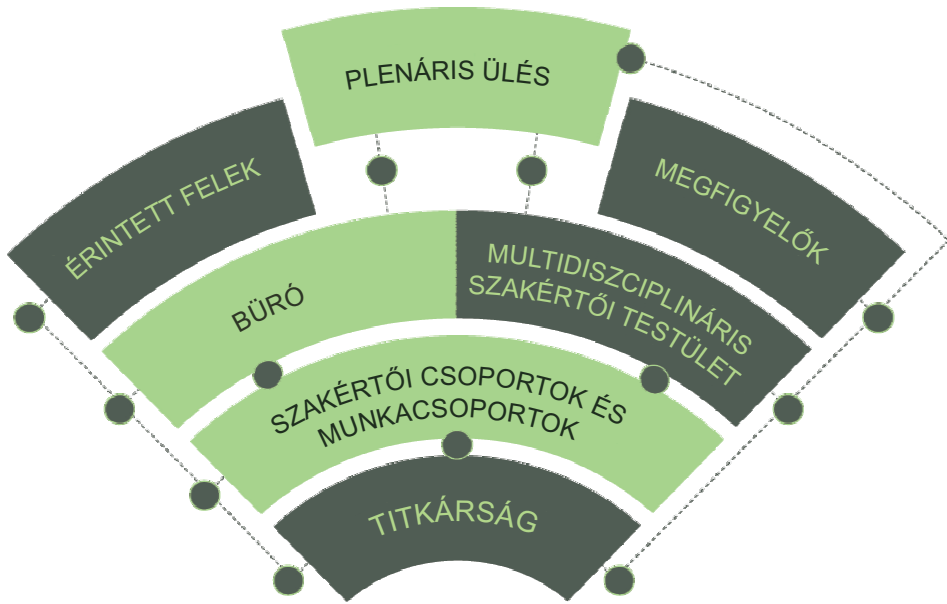
Multidiszciplináris Szakértői Testület (Multidisciplinary Expert Panel / MEP): a szakmai és tudományos irányítást végző legfelső szakértői testület,

amelyben minden régióból 5-5 szakértő vesz részt. Ők – szemben a büróval – saját szakértői minőségükben vannak jelen, nem országot képviselnek.

Érintett felek (stakeholders): minden érintett szervezet, intézmény, amely az IPBES munkájában közreműködik, vagy annak eredményeit felhasználja.

Szakértői csoportok és munkacsoportok: kiválasztott kutatók, a hagyományos tudás szakértői és más szakértők, akik az IPBES értékeléseit és egyéb célkitűzéseit megvalósítják.

Titkárság (Secretariat): az IPBES hatékony működését biztosítja, segíti a Plenárius ülést, a büró és a MEP munkáját, ellátja az adminisztratív feladatokat. Központja Bonnban található.



3. ábra: Az IPBES felépítése. (forrás: <http4>, saját feliratozás)

Az IPBES céljai és feladatai

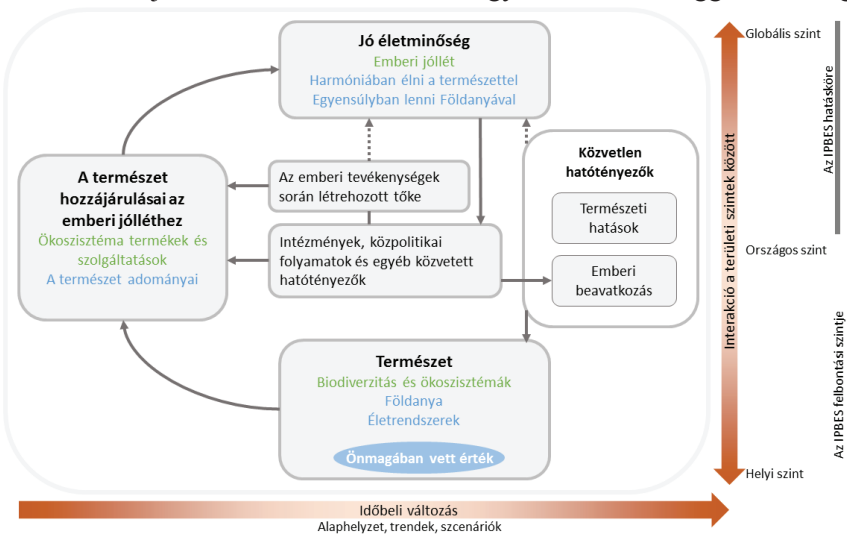
Az IPBES fő célja, hogy a tudományos kutatásokra (akadémiai tudásra) és egyéb tudásrendszerekre (pl. hagyományos ökológiai tudásra) építve erősítse a bölcsőbb politizálást a kormányzat, a magánszektor és a civil társadalom minden szintjén a természet és az élővilág védelme és fenntartható használata, valamint az emberiség jóléte érdekében, tekintettel a globális fenntarthatósági célokra. Mindez a

Biológiai Sokféleség Egyezmény és az EU Biodiverzitás Stratégiájának célkitűzéseivel is összhangban van. Az IPBES tevékenysége az élővilág szempontjából hasonlatos ahhoz, mint amit az Éghajlat-változási Kormányközi Testület (IPCC) vállalt fel a klímaváltozás megfékezéséért.

Az IPBES feladatai közé tartozik, hogy a plenáris ülés által elfogadott tudományos munkaprogramjának megvalósítása révén támogassa a tudásteremtést, új kutatások indulását, a különböző értékelések készítését, politikai döntéshozást segítő eszközrendszerek kidolgozását, illetve a szakértői kapacitás bővítését, a szakmai hozzáértés kiterjesztését. Fontos megjegyezni, hogy az IPBES tevékenysége során meglévő adatokra és szakmai irodalomra támaszkodik, elsődleges kutatást az IPBES nem folytat.

Az IPBES fogalmi keretrendszere

Az IPBES céljait, feladatait és működési elveit egységes rendszerbe fogó munkaprogramok alapját a platform fogalmi keretrendszere képezi. A fogalmi keretrendszer (4. ábra) a természet és az emberi társadalom közötti sokrétű kölcsönhatások erősen egyszerűsített, de a korábbiaknál mégis átfogóbb modellje, amely a testület célkitűzései szempontjából meghatározó összetevőket és a közöttük lévő kapcsolatokat mutatja be. A keretrendszer hat, egymással összefüggő eleme egy



4. ábra: Az IPBES fogalmi keretrendszere, melynek középpontjában az ember (tudása, intézményei, igényei) áll, mint a globális változások mozgatórugója. A változások a természet, az ökoszisztéma szolgáltatások és a jólét kapcsolatrendszerében értelmezhetőek, mégpedig mind az akadémiai, mind a bennszülött (hagyományos) tudás fogalmaival. (forrás: <http4>, saját feliratozás)

több szinten (térben és időben) értelmezhető társadalmi-ökológiai rendszert alkot. Az értékelés és tudásteremtés (tudásgenerálás) ezeket az elemeket a középpontba helyezve tud a szakpolitika, valamint a kapacitásépítés számára használható tájékoztatást nyújtani.

A koncepció kiemelkedő újítása a tervezési folyamat átláthatósága és a részvételiség biztosítása, valamint az érintett felek széles körének, a különféle tudományterületeknek és tudásrendszereknek, ezen belül a helyi és bennszülött tudásnak a tudatos bevonása. Ebben az értelemben a keretrendszer olyan eszköz, amely a platform munkájában várhatóan aktívan részt vevő különböző tudományterületek, érdekcsoportok és tudásrendszerek közötti megértést segíti (bár a természet és társadalom ilyen erős szétválasztása számos kultúrában nincs meg).

Az IPBES kiemelendő újonsága a hagyományos, illetve bennszülött tudás beépítése a munkaprogramba azzal, hogy elősegíti az ilyen tudást hordozók bevonását a munka minden lényeges elemébe (Molnár *et al.* 2019). Az IPBES elismeri, hogy a bennszülött népek és a helyi közösségek mély tudással rendelkeznek a biológiai sokféleség és az ökoszisztémák trendjeinek összefüggéseiről és a természeti rendszerek fenntartható használatáról is. Ez a tudás a helyi ökoszisztémákkal való szoros kapcsolatukon alapul, megfigyeléseik és azok értelmezése sok generáció tapasztalatát tükrözi. Gyakran a kutatóknál több információval rendelkeznek a helyi biodiverzitással és környezeti változásokkal kapcsolatban, és így fontos adatokat szolgáltatnak a tudománynak, és a döntéshozatalnak egyaránt (ez természetesen nem jelenti azt, hogy a helyi közösségek minden esetben fenntartható módon kezelik természeti környezetüket). Az IPBES felismerte, hogy a helyi és bennszülött tudás sok kérdéskört érintő, kihívásokkal teli téma, ezért a kapcsolódó feladatok megoldására egy önálló munkacsoportot hozott létre.

Az IPBES első munkaprogramja (2014–2018)

A munkaprogram négy átfogó célkitűzés köré szerveződött.

Kapacitás és tudásbázis építése

E munkarész célja egy olyan szakértői, intézményi és technikai háttér megalapozása, amely a testület (platform) törekvéseinek hatékony és sikeres megvalósítását biztosítja. Ennek érdekében feladata, hogy szakértőket és intézményeket vonjon be a munkába, illetve lehetővé tegye az eredmények széles körben történő felhasználását. Minden szinten kulcsfontosságú a különböző tudásrendszerek közötti együttműködés megerősítése. A munkarész másik feladata, hogy a rendelkez-

zésre álló ismeret- és adatállomány kezelését és megosztását hatékonyabbá tegye, illetve útmutatást nyújtson a szakpolitikai döntéseket megalapozó tudásteremtéshez, új tudás generálásához. Ezek sikeres teljesítése a második és harmadik cél megvalósításához is hozzájárul.

Regionális és globális értékelő tanulmányok

A munkarész célja, hogy felmérje az élővilág és az emberi társadalom közötti kölcsönhatásokat, elemezze a természet javainak használatából eredő következményeket, és változtatási javaslatokat fogalmazzon meg a fenntartható használat és a biológiai sokféleség csökkenésének megállítása érdekében. Eközben az értékelések készítéséhez elengedhetetlen együttműködés révén erősödik a tudomány és politika párbeszéde is. Ezzel pedig az értékelő tanulmányok a biológiai sokféleség megőrzését és a fenntartható használatát szolgálják nemzeti és nemzetközi szinten egyaránt. A fejlődő országok hatékony bevonása az értékelés folyamatába a célkitűzés egyik központi eleme. A munkarész feladata emellett, hogy feltárja a kapacitás, a tudás és a politikai eszköztár hiányosságait, és teret biztosítson az első célkitűzésben meghatározott kapacitásépítésnek.

Tematikus és módszertani kérdések

E munkarész egyik feladata, hogy foglalkozzon az aktuális tematikus kérdésekkel, illetve a tudomány által felvetett új témakörökkel. Emellett fordítson kiemelt figyelmet a megfelelő szakpolitikai eszközök és módszerek meghatározására, és ahol szükséges, támogassa azok továbbfejlesztését. Ide tartozik a jövőbeli forgatókönyvek kutatása és az ezekhez kapcsolódó modellezési munka, valamint az értékeink, értékelési rendszereink fogalmi meghatározása is. Az utóbbi feladat tekintetében egy 2017-ben Magyarországon szervezett rendezvény komoly előrelépést hozott (lásd lentebb). Az egyéni és közösségi értékek, preferenciák, elvek jelentőségét a természethez való viszonyunkban az is mutatja, hogy a témáról a második munkaprogramban külön értékelési tanulmány készül. A munkarész ezen kívül hozzájárul a kapacitásépítés, a tudásbázis és a szakpolitikai eszköztár hiányosságainak feltárásához, és teret biztosít az első célkitűzésben meghatározott kapacitásépítéshez, valamint a tudás- és adatkezelési feladatok elvégzéséhez.

Kommunikáció és értékelés

A munkarész célja egyrészt az érintett csoportok hatékony bevonása a munkába, másrészt a testület (platform) célkitűzéseinek, tevékenységének és eredményeinek bemutatása a potenciális felhasználók számára, valamint annak értékelése, hogy azok általánosságban mennyire voltak hasznosak és relevánsak az érintettek széles köre számára. A kommunikáció fő célja az üzenetek eljuttatása a döntésho-

zókhoz és a nyilvánossághoz, hogy ezzel megvalósuljon a tudományos eredmények felhasználása a társadalmi és egyéni döntésekhez.

Az IPBES munkaprogram elkészült értékelései

Beporzás

A beporzás olyan szabályozó ökoszisztéma-szolgáltatás, amely az élelmiszertermelés alapja, hozzájárul a génáramláshoz és segíti az ökoszisztémák regenerálódását. Az értékelés az állati beporzás változásaival foglalkozik. Értékeli a helyi és idegenhonos beporzók szerepét, a beporzók és a beporzási hálózatok és szolgáltatások helyzetét, trendjeit, a változások mozgatórugóit, a beporzás csökkenésének és hiányának az emberi jólétre, illetve az élelmiszertermelésre gyakorolt hatását, valamint a csökkenésre adott válaszok hatékonyságát. Az értékelő tanulmány a szakpolitikailag releváns eredményekre alapozva olyan válaszokat dolgozott ki, amelyek segítik a döntéshozást mind kormányzati szinten, mind pedig a magán-szektorban és a civil társadalomban. Emellett bemutatja, hogy egy alapvető ökoszisztéma-szolgáltatás hogyan járul hozzá a „2030-as fenntartható fejlődési és fejlesztési keretrendszerhez” (Potts *et al.* 2016, Kovács-Hostyánszki 2019).

Szcenáriók és modellek

A fenntarthatóság sikere érdekében ki kell lépünk a biológiai sokféleséggel és az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal kapcsolatos problémák elkülönített kezelhetőségének illúziójából. A tudományt, komplex rendszerekben gondolkodva, a változások előrejelzésére kellene használni, hogy azok negatív hatásai elkerülhetők, vagy hatékonyabban csökkenthetők legyenek. Az értékelő tanulmány olyan szakpolitikai eszközkészletet és módszereket mutat be, amelyek a lehetséges jövőbeli forgatókönyvek elemzésére alkalmazhatók és a kormányok, a magánszektor és a civil társadalom döntéseinek alapjául szolgálhatnak. Módszertani kérdésekben ez az értékelés már jelenleg is minden IPBES-munka alapja, ugyanakkor külső fórumokon is jelentős hatása van (Ferrier *et al.* 2016).

Szárazföldi degradáció és restauráció

Az értékelő tanulmány a szárazföldi degradáció (land degradation) globális helyzetével és tendenciáival foglalkozik (részletesebb leírás ebben a kötetben Török 2019); vizsgálja a degradáció hatását az emberi jólétre. Emellett összegzi az ökoszisztémák helyreállításának mértékével és lehetőségeivel kapcsolatban rendelkezésre álló ismereteket, és javaslatokat fogalmaz meg a restaurációra, a többi globális cél elérésének figyelembevételével. Az értékelés megerősíti azt a tudás-

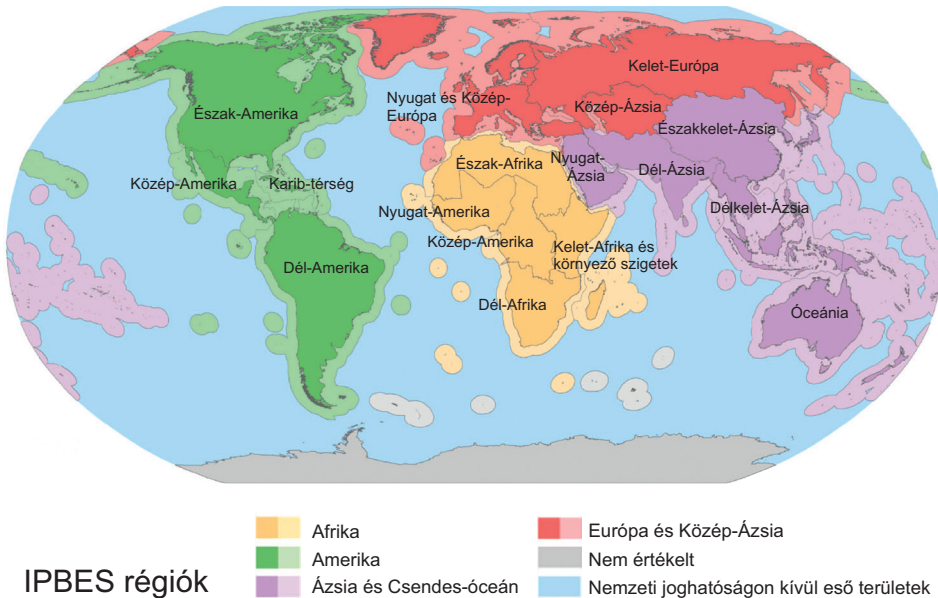
bázist, amely a szárazföldi degradációval és az elsivatagosodással foglalkozó, valamint a degradált területek helyreállítását célzó szabályozásoknak az alapja (Scholes *et al.* 2018).

Regionális értékelések

Az IPBES feladata, hogy rendszeres időközönként értékelje a biológiai sokféleséggel és ökoszisztéma-szolgáltatásokkal kapcsolatos ismereteket, és azok regionális és szubregionális összefüggéseit. 2015 januárjában a harmadik plenáris ülés jóváhagyta négy regionális értékelés - nevezetesen Afrika, Amerika, Ázsia és Óceánia, valamint Európa és Közép-Ázsia (5. ábra) - elindítását, valamint meghatározta a regionális értékelések közös vonatkozásait, tartalmát, szerkezetét, az egyes régiók tervezett földrajzi kiterjedését és a regionális sajátosságokat. Magyarország számára az Európa és Közép-Ázsia értékelő tanulmány megállapításai a legfontosabbak (Fischer *et al.* 2018, Lengyel *et al.* 2019).

Globális értékelés

A CBD felhívásának is eleget téve, átfogó globális értékelő tanulmányt készítettek és fogadtak el a hetedik plenáris ülésen a biológiai sokféleségről és az ökoszisztéma-szolgáltatásokról, a mai állapotok és trendek, illetve a várható jövő következményeiről és a lehetséges (szak)politikai és egyéb megoldásokról. A ta-



5. ábra: Az IPBES regionális értékelő tanulmányaiban alkalmazott földrajzi alapú régióbeosztás. (forrás: http4, saját feliratozás)

nulmány többek között saját korábbi és egyéb releváns regionális, szubregionális és tematikus értékelésekre, valamint kb. 15.000 publikációra alapozva készült el (Brondizio *et al.* 2019) és jelentős médiavisszhangot kapott több mint 30.000 médiamegjelenéssel, beleértve nemzetközi vezető újságok és hírportálok címolalát is. A Globális értékelés hazánkban is nagy publicitást kapott ([http5](http://5)).

Folyamatban levő értékelő IPBES-tanulmányok

Özönfajok, tájidegen fajok

Az értékelés célja annak felmérése, hogy az özönfajok milyen veszélyt jelentenek a biológiai sokféleségre, az ökoszisztéma-szolgáltatásokra és az emberek megélhetésére. Emellett a különböző tudás- és értékrendszereket is figyelembe véve összegzi az özönfajok globális helyzetét és trendjeit. Elemzi a terjedési útvonalakat és azokat a tényezőket, melyek e fajok terjedéséhez vezetnek, valamint a már bevezetett és további lehetséges beavatkozások eredményességét az özönfajok visszaszorításában. A munkaterv szerint az értékelő tanulmányt az IPBES 10. plenáris ülésén fogják elfogadni 2022-ben.

Vadon élő fajok fenntartható hasznosítása

Az értékelő tanulmány célja, hogy megvizsgálja azokat a lehetőségeket, amelyekkel a természetes élőhelyükön élő vad növény-, állat- és gombafajok fenntartható hasznosítása biztosítható, és hogy támogassa a megőrzésüket elősegítő gyakorlati módszerek, intézkedések és eszközök használatát. Az értékelés elemzi a hasznosítás elfogadható mértékét, és értékeli a fenntartható hasznosítás helyzetét és tendenciáit, valamint a változások közvetlen és közvetett mozgatórugóit és a vad fajok által nyújtott szolgáltatásokat. Az értékelés vizsgálni fogja a jövőbeli forgatókönyveket és azok lehetséges következményeit. Emellett megvizsgálja a vadon élő fajok fenntartható hasznosításának további biztosításával kapcsolatos kihívások és lehetőségek körét, beleértve a szakpolitikai döntéseket is. A tanulmány várhatóan a 9. plenáris ülésen kerül elfogadásra 2021-ben.

Értékek, értékrendek

A biológiai sokféleséggel és ökoszisztéma-szolgáltatásokkal kapcsolatos „érték” fogalom meghatározásának módszertani kérdései már 2013-ban felmerültek. Az előzetes értékelés-készítési útmutatót („scoping document”) a 3. plenáris ülés megvizsgálta, és annak átdolgozását kérte a kormányok és az érintettek javaslatai alapján. A következő ülésen az átdolgozott jelentést elfogadták, és a szakértők ki-

választása után megindult az értékelő tanulmány készítésének folyamata, melyet szintén 2021-ben, a 9. plenárison fogadhatnak el.

Magyar részvétel az IPBES-ben

Az IPBES-ben a magyar részvétel kiemelkedő, szinte minden releváns szakértői csoportba került magyar szakértő – ezzel talán ez a legsikeresebb magyar megjelenés nemzetközi környezetügyi szervezetben. Ráadásul több esetben vezető szerepkörben jelennek meg magyar kollégák, így a MEP-ben, az IPBES legfelső szakmai vezető testületében Báldi András és Pataki György dolgozott, jelenleg Török Katalin a MEP egyik tagja. Az értékelésekben a munka dandárját az úgynevezett koordináló vezető szerzők (coordinating lead authors) végzik. Ilyen szerepkörben vett részt a munkában Kovács-Hostyánszki Anikó (beporzó értékelés) és Molnár Zsolt (globális értékelés). További résztvevők az IPBES munkaprogramjában: Bela Györgyi, Benedek Zsófia, Czucz Bálint, Horváth Ferenc, Kelemen Eszter, Kertész Ádám, Kovács Krasznai Eszter, Lengyel Szabolcs, Podmaniczky László, Török Péter, Varga Anna és Zlinszky András. A kormányzat részéről az Agrárminisztérium mint nemzeti kapcsolattartó szerv képviseli az országot. Meg kell jegyezzük, gyümölcsöző kutatói – szakpolitikai együttműködés zajlik ezen a téren. Az IPBES-ben való részvételt az NKFI Alap támogatása teszi lehetővé.

Az IPBES munkaprogramjában megvalósuló erős magyar jelenlét jelzi a hazai elkötelezettséget az IPBES munkájának támogatására, illetve a biológiai sokféleség megőrzésére. A magyar szakértők szerteágazó munkája mellett ez elsősorban rendezvények, találkozók szervezését, az IPBES ismertetésére irányuló erőfeszítéseket jelenti. Néhány fontosabb rendezvény, melyek idehaza vagy akár külföldön valósultak meg:

- 2015 World Science Forum, Budapest, MTA/IPBES rendezvénye „Improving Harmony between People and Nature through Linking Science és Policy” címmel. Az előadók között szerepelt az IPBES Titkársága részéről Thomas Koetz, Ivar Baste, a büro tagja, valamint Jacqueline McGlade, az UNEP vezető kutatója, Markus Fischer, Pataki György stb.
- 2016 IPBES Capacity Building Task Force találkozó és a 'Capacity-building Dialogue with Eastern European Stakeholders' nyílt nap. Az MTA Ökológiai Kutatóközpont szervezőként, kutatói pedig szakértőként vettek részt a programban.

2017 Az IPBES Belsőszülött és helyi tudás munkacsoport találkozója a Globális értékeléshez (ILK Liaison Group meeting). A rendezvényt az MTA Ökológiai Kutatóközpont szervezte. Kutatói szakértőként vettek részt a programban.

4. Pan-European Stakeholder Consultation négy szervezet együttműködésével az MTA ÖK Ökológiai és Botanikai Intézetében és szervezésével valósult meg. A találkozón Európa és Közép-Ázsia több mint 30 országából delegált több mint 60 szakember és döntéshozó vett részt.

Society of Ethnobiology 40. éves konferenciáján konzultáció az IPBES Globális értékeléséhez. A konzultáció egyik szervezője Molnár Zsolt volt, az MTA ÖK munkatársa és az IPBES globális értékelés egyik koordináló vezető szerzője.

ESEE 2017 Ökológiai Közgazdaságtan Európai Társaságának budapesti konferenciáján több szekció szerveződött az ökoszisztéma-szolgáltatások koncepciója és értékelése köré. A meghívott előadók között volt Unai Pascual, az Értékek IPBES-tanulmány egyik vezetője.

A Globális értékelés hagyományos tudás konzultációja a Biológiai Sokféleség Egyezmény tudományos ülésén (SBSTTA) Molnár Zsolt mint a konzultáció társszervezője több előadást is tartott az IPBES-ben, a hagyományos tudás témájában végzett munkájukról.

IPBES-workshop az International Congress of Ecology (INTECOL) programjának keretében, Báldi András társszervezésében, és Lengyel Szabolcs az MTA ÖK munkatársa felkért előadóként a regionális értékelés céljairól, formai és tartalmi kereteiről számolt be.

2018 A Globális értékelés hagyományos tudás konzultációja az ENSZ belsőszülöttügyi konferenciáján (UN PFII) Molnár Zsolt mint a konzultáció társszervezője felkért előadást tartott a belsőszülött tudás bevonásának tapasztalatairól a Globális értékelő tanulmányban.

European Congress of Conservation Biology, Báldi András szimpóziumot szervezett, ahol a 2018 elején elfogadott Európa és Közép-Ázsia értékelés fejezeteit ismertették hét előadásban az értékelés vezetői, köztük több magyar szakértő. Molnár Zsolt a hagyományos tudásról mint újításról tartott előadást a szekcióban. Ezt követően egy workshop-ra került sor, melynek az eredménye publikálva lett (Báldi 2019).

„Science cafe” a Nemzetközi Természetfilm Fesztiválon. A „Kormányok összefogása a biológiai sokféleség fenntartásáért” című tudományos kávéház alkalmával a résztvevők az IPBES európai és közép-ázsiai regionális értékelésének (IPBES ECA) megállapításairól beszélgettek. Meghívottként Molnár Zsolt és Bela Györgyi képviselték az IPBES szakértőit. A filmfesztivál vendégei elsőként láthatták magyar nyelvű felirattal a beporzás jelentőségét bemutató IPBES-videót.

„Ökoszisztémák, ökoszisztéma-szolgáltatások és természetvédelmi politika” címmel az MTA ÖK és az SCB Europe szervezésében az SCB elnökségének több tagja, akik egyben az IPBES különböző munkacsoportjainak résztvevői, előadást tartottak az IPBES-ben végzett munkájukról és tapasztalataikról. Az előadóülés házigazdája az IPBES magyarországi delegáltjai, Báldi András, Varga Anna és Kovács-Hostyánszki Anikó voltak.

- 2019 Az IPBES Globális értékelő tanulmány elfogadása kapcsán „A biodiverzitás globális válsága és a cselekvés lehetőségei” címmel a helyzet bemutatására az MTA Ökológiai Kutatóközpont és a Nemzeti Fenntartható Fejlődési Tanács előadóülést és vitafórumot szervezett június 27-re az Országgyűlés épületében. Az előadások bemutatták az ökoszisztéma-szolgáltatás megközelítésének lényegét, az IPBES-t, a globális és a regionális felmérés eredményeit, illetve kitértek a kiemelkedő magyar szerepvállalásra. Ezután a hazai lehetőségeket járták körül.

Miért jó az IPBES-ben való részvétel?

A különböző munkarészek kidolgozásának folyamatában való részvétel garantálja, hogy olyan, akár speciálisan magyar vagy szűkebb régióra vonatkozó szempontok is terítékre kerülhetnek, amelyek segítenek a magyar viszonyokhoz könnyebben adaptálható politikai eszközök és módszerek meghatározásában. Tapasztalatunk, hogy az elmúlt években Magyarország, a visegrádi országok, illetve a régiónk láthatóbb lett e nemzetközi fórumokon. Emellett az IPBES-ben végzett munka összefoglalja és minden szinten (globális, regionális, szubregionális) perspektívába helyezi a hazai biodiverzitás és ökoszisztéma-szolgáltatás kutatásának helyzetét és hiányosságait. Nem elhanyagolható az a tudás- és tapasztalatszerzés, mely ezen a jelentős nemzetközi porondon a résztvevők hasznára válik, és akár a karrierjük építésében is meghatározó lehet.

Hazai alkalmazási lehetőségek

Az IPBES egyik kitűzött célja, hogy olyan jól megalapozott eszközöket és módszereket adjon a (szak)politika kezébe, amelyek lehetővé teszik a szemléletváltást segítő intézkedések meghozatalát, és hatékonyan tudják támogatni a biológiai sokféleség védelmét és az ökoszisztéma-szolgáltatások fennmaradását. Ezek beépítése a hazai döntéshozásba nagy előrelépést jelenthetne a környezetvédelmi szakpolitikában.

A NÖSZTÉP (Nemzeti Ökoszisztéma-szolgáltatások Térképezése és Értékelése Projekt, KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001) figyelembe veszi és használja az IPBES ökoszisztéma-szolgáltatás fogalmi rendszerét, mert modern megközelítéssel és értékelési módszertannal dolgozik. A NÖSZTÉP a nemzetközi trendeket követve, az ökoszisztéma-szolgáltatások használatában érintett társadalmi csoportok bevonásának fontos szerepet szán, például a részvételi módszerek alkalmazásával (Arany *et al.* 2018, Kovács-Hostyánszki *et al.* in press).

Társadalmi kapcsolatok erősítése

Az IPBES egyik deklarált célja, hogy a társadalom minden rétegét bevonva a munkafolyamatokba olyan üzeneteket fogalmazzon meg, amelyek a lakosság széles köre számára is érthetőek, és amelyek elősegítik a biológiai sokféleséggel és az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal kapcsolatos szemléletváltást. Bár az IPBES politikai szervezet, és a dokumentumai elsősorban a megfelelő és hatékony (szak) politikai döntések meghozatalát készítik elő, az értékelések számos lehetőséget nyújtanak egyéb érintett körök és a lakosság közvetlen megszólítására is. Ilyen például az a beporzással kapcsolatos, az MTA ÖK gondozásában megjelent kiadvány, amely az IPBES pollinációs tanulmányának legfontosabb üzeneteit fogalmazza meg közérthetően (Kovács-Hostyánszki 2018). Számos újságcikk, rádió- és tévéműsor foglalkozott a beporzás problémakörével.

Nemzetközi kapcsolatok építése

Az IPBES munkájában számos ország kutatói vesznek részt, közöttük többen a szakterületük élvonalában vannak. Ez a közeg lehetőséget biztosít a szakmai kapcsolatok építésére, ismeretségek létrehozására. Ennek felbecsülhetetlen haszna, hogy magyar szakértők is jelen vannak a világ élvonalát jelentő tudományos közösségekben, illetve ez fordított irányban is működik, azaz a hazai szakértőket is számon tartják a nemzetközi szakértői közösség részeként. Ennek eredménye már

rövid távon is megjelenik, elsősorban kiemelkedő publikációk révén. Ezekből a jelentősebbeket a lenti lista mutatja be.

- 2015 Díaz S., Demissew S., Báldi A., Bartus G. Pataki Gy., Zlatanova D. *et al.* (84 szerző) (2015): The IPBES Conceptual Framework: connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14: 1–16. (ún. „highly cited” cikk a Web of Science alapján)
- Lundquist C. J., Báldi A., Dieterich M., Gracey K., Krasznai Kovacs E., Schleicher J., Skorin T., Sterling E. & Jonsson B. G. (2015): Engaging the conservation community in the IPBES process. *Conservation Biology* 29: 1493–1495.
- 2016 Kovács Krasznai E. & Pataki Gy. (2016): The participation of experts and knowledges in the Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). *Environmental Science & Policy* 57: 131–139.
- 2017 Pascual U., ... Pataki, Gy., Kelemen E. *et al.* (2017): Valuing nature’s contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 26: 7–16.
- Kovács-Hostyánszki A., Espíndola A., Vanbergen A. J., Settele J., Kremen C. & Dicks L. V. (2017): Ecological intensification to mitigate impacts of conventional intensive land use on pollinators and pollination. *Ecology Letters* 20: 673–689. doi:10.1111/ele.12762
- Roué M. & Molnár Zs. (eds.) (2017): *Knowing our Lands and Resources: Indigenous and Local Knowledge of Biodiversity and Ecosystem Services in Europe and Central Asia*. Knowledges of Nature 9. UNESCO: Paris. 148 p.
- Jonsson B. G., Báldi A. & Lundquist C. (2017): The Intergovernmental Science Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) – A Global Model for Biodiversity Conservation In: Scott A. E. (eds.) *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Amsterdam: Elsevier. Paper B9780124095489097669. 6 p.
- 2018 Díaz S., Pascual U., Stenseke M., Martín-López B., Watson R. T., Molnár Zs. *et al.* (2018): An inclusive approach to assess nature’s contributions to people, *Science* 359: 270–272.
- Garnett S.T., Burgess N. D., Fa J. E., Fernández-Llamazares Á., Molnár Zs., Robinson C. J., Watson J. E. M., Zander K. K. *et al.* (2018): A spatial overview of the global importance of Indigenous lands for conservation. *Nature Sustainability* 1: 369–374.

- 2019 Báldi A. (2019): Priority actions for European conservation biology: A workshop summary. *Conservation Science and Practice* e31.
- Reyes-García V., Fernández-Llamazares Á., McElwee P., Molnár Zs., Öllerer K., Wilson S. J. & Brondizio E. S. (2019): The contributions of Indigenous Peoples and local communities to ecological restoration. *Restoration Ecology* 27: 3–8.
- Fa J. A., Watson J. E. M., Leipe I., Potapov E. B., Molnár Zs. *et al.* (2019): Importance of Indigenous Peoples' lands for the conservation of intact forest landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, in press.

Továbblépési lehetőségek az IPBES-ben

Az IPBES első munkaprogramja 2018-ban lezárult. Az eddig lezajlott értékelésekben, szakértői csoportokban, az IPBES vezetésében jelen voltak magyar szakértők. További célok a következő évekre:

- a sikeres munka folytatása, részvétel a tervezett értékelésekben és az újjáalakuló IPBES második munkaprogramjának jelentősebb szakértői csoportjaiban;
- az eddig szerzett tapasztalatok felhasználása a hazai biodiverzitás megőrzéséhez;
- a meglévő nemzetközi kapcsolatok továbbfejlesztése, közös munkák, tanulmányok, projektek kezdeményezése.

Úgy gondoljuk, hogy az eddigi eredményeinkre építve, további sikeres szakértői részvételt tudunk elérni az IPBES-ben, növelve a magyar tudományos élet nemzetközi hírnevét.

Köszönetnyilvánítás – Az IPBES munkájában való magyar részvételt az NKFI Alap támogatta (IPBES 2.0 A további sikeres magyar részvétel biztosítása az Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services munkájában (ED_18-1-2018-0003), illetve a 2015-2018 időszakra; A sikeres magyar részvétel biztosítása az Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) munkájában (ED_15-1-2015-0007)). Köszönjük Greguss Ditta, Kovács Krasznai Eszter és Török Katalin észrevételeit.

Irodalomjegyzék

- Arany, I., Aszalós, R., Bereczki, K., Czúcz, B., Fodor, L., Kalóczkai, Á., Kiss, M., Kovács, E., Kovács-Hostyánszki, A., Marjainé Szerényi, Zs., Riskó, A., Somodi, I., Vári, Á. & Zölei, A (2018): NÖSZTÉP koncepcionális és módszertani keretdokumentum. – *Nemzeti ökoszisztéma-szolgáltatások térképezése projektetem, Földművelésügyi Minisztérium.*

- Báldi, A. (szerk.) (2011): Biodiverzitás és ökoszisztéma-szolgáltatás. – *Magyar Tudomány* **172**: 770–801.
- Báldi, A. (2019): Priority actions for European conservation biology: A workshop summary. – *Conservation Science and Practice*. **1**: e31. <https://doi.org/10.1111/csp.2.31>
- Brondizio, E. S., Settele, J., Díaz, S. & Ngo, H. T. (eds.) (2019): *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. – IPBES Secretariat, Bonn, Germany.
- Butchart, S. H., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J. P., Almond, R. E., Baillie, J. E., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K. E., Carr, G. M., Chanson, J., Chenery, A. M., Csirke, J., Davidson, N. C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J. N., Genovesi, P., Gregory, R. D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J. F., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M. A., McRae, L., Minasyan, A., Hernández Morcillo, M., Oldfield, T. E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J. R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S. N., Symes, A., Tierney, M., Tyrrell, T. D., Vié, J. C. & Watson, R. (2010): Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* **328**: 1164–1168. <https://doi.org/10.1126/science.1187512>
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R. & Dirzo, R. (2017): Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **114**: E6089–E6096. <https://doi.org/10.1073/pnas.1704949114>
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J., Arico, S., Báldi, A., Bartuska, A., Baste, I., Bilgin, A., Brondizio, E. S., Chan, K., Figueroa, V., Duraiappah, A., Fischer, M., Hill, R., Koetz, T., Leadley, P., Lyver, P., Mace, G., Martin-Lopez, B., Okumura, M., Pacheco, D., Pascual, U., Perez, E., Reyers, B., Roth, E., Saito, O., Scholes, R., Sharma, N., Tallis, H., Thaman, R., Watson, R., Yahara, T., Hamid, Z. A., Akosim, C., Al-Hafedh, Y., Allahverdiyev, R., Amankwah, E., Asah, T. S., Asfaw, Z., Bartus, G., Brooks, A., Caillaux, J., Dalle, G., Darnaedi, D., Driver, A., Erpul, G., Escobar-Eyzaguirre, P., Failler, P., Fouda, A. M. M., Fu, B., Gundimeda, H., Hashimoto, S., Homer, F., Lavorel, S., Lichtenstein, G., Mala, W. A., Mandivenyi, W., Matczak, P., Mbizvo, C., Mehrdadi, M., Metzger, J. P., Mikissa, J. B., Moller, H., Mooney, H., Mumby, P., Nagendra, H., Neshover, C., Oteng-Yeboah, A. A., Pataki, Gy., Roue, M., Rubis, J., Schultz, M., Smith, P., Sumaila, R., Takeuchi, K., Thomas, S., Verma, M., Yeo-Chang, Y. & Zlatanova, D. (2015): The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. *Curr Opin Environ Sustain* **14**: 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R.T. & Molnár, Zs. (2018): An inclusive approach to assess nature's contributions to people. – *Science* **359**: 270–272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>
- Ferrier, S., Ninan, K. N., Leadley, P., Alkemade, R., Acosta, L. A., Akçakaya, H. R., Brotons, L., Cheung, W. W. L., Christensen, V., Harhash, K. A., Kabubo-Mariara, J., Lundquist, C., Obersteiner, M., Pereira, H. M., Peterson, G., Pichs-Madruga, R., Ravindranath, N., Rondinini, C. & Wintle, B. A. (eds.) (2016): *Assessment Report on Scenarios and Models of Biodiversity and Ecosystem Services*. – Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn.
- Fischer, M., Rounsevell, M., Torre-Marín Rando, A., Mader, A., Church, A., Elbakidze, M., Elias, V., Hahn, T., Harrison, P.A., Hauck, J., Martín-López, B., Ring, I., Sandström, C., Sousa Pinto, I., Visconti, P., Zimmermann, N. E. & Christie, M. (eds.) (2018): *Regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia*. – IPBES, Bonn.
- Frankel, O. H. & Soullé, M. E. (1981): *Conservation and evolution*. – Cambridge University Press, Cambridge, 366 p.

- Inger, R., Gregory, R., Duffy, J. P., Stott, I., Voříšek, P. & Gaston, K. J. (2015): Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecol Lett.* **18**: 28–36. <https://doi.org/10.1111/ele.12387>
- Kelemen, E. & Pataki, Gy. (szerk.) (2014): Ökoszisztéma szolgáltatások: A természet- és társadalomtudományok metszéspontjában. – Szent István Egyetem, Környezet és Tájgazdálkodási Intézet, Gödöllő; Environmental Social Science Research Group (ESSRG), Budapest.
- Kovács-Hostyánszki, A. (2018): *Beporzók a kertünkben*. – MTA Ökológiai Kutatóközpont, Vácrátót, 20 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., Zölei, A. & Zsembery, Z. (2019): Nemzeti ökoszisztéma-szolgáltatás térképezés és értékelés, avagy a természetvédelem országos programja. – *Termvéd Közlem.* **25**: 80–90. <https://dx.doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2019.25.80>
- Kovács-Hostyánszki, A. (2019): Beporzók, beporzás, élelmiszertermelés – az IPBES első tematikus tanulmányának fő üzenetei. – *Termvéd Közlem.* **25**: 142–156. <https://dx.doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2019.25.142>
- Lengyel, Sz., Bela, Gy., Zlinszky, A., Molnár, Zs. & Báldi, A. (2019): A biológiai sokféleség és az ökoszisztéma-szolgáltatások helyzete Európában és Közép-Ázsiában: az IPBES regionális értékelő tanulmánya. – *Termvéd Közlem.* **25**: 112–130. <https://dx.doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2019.25.112>
- Molnár, Zs., Babai, D., Varga, A., Demeter, L. & Öllerer, K. (2019): A hagyományos, a helyi és a bennszülött tudás az IPBES Globális, illetve Európa és Közép-Ázsia értékelő tanulmányában – *Termvéd Közlem.* **25**: 157–176. <https://dx.doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2019.25.157>
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington DC., 137 pp.
- Potts, S. G., Imperatriz-Fonseca, V. L., Ngo, H. T., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Dicks, L. V., Garibaldi, L. A., Hill, R., Settele, J., Vanbergen, A. J., Aizen, M. A., Cunningham, S. A., Eardley, C., Freitas, B. M., Gallai, N., Kevan, P. G., Kovács-Hostyánszki, A., Kwapong, P. K., Li, J., Li, X., Martins, D. J., Nates-Parra, G., Pettis, J. S., Rader, R., & Viana, B. F. (eds.) (2016): *Summary for policymakers of the assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production*. – IPBES, Bonn.
- Sánchez-Bayo, E. & Wyckhuys, K. A. G. (2019): Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. – *Biol. Conserv.* **232**: 8–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- Scholes, R., Montanarella, L., Brainich, A., Barger, N., ten Brink, B., Cantele, M., Erasmus, B., Fisher, J., Gardner, T., Holland, T. G., Kohler, F., Kotiaho, J. S., Von Maltitz, G., Nangendo, G., Pandit, R., Parrotta, J., Potts, M. D., Prince, S., Sankaran, M. & Willemsen, L. (eds.) (2018): *Summary for policymakers of the assessment report on land degradation and restoration of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. – IPBES, Bonn, Germany.
- Soulé, M. E. (ed.) (1986): *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. – Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA, 584 p.
- Török, K. (2009): A Föld ökológiai állapota és perspektívái. – *Magyar Tudomány* **170**: 48–53.
- Török, K. (2019): Degradáció és restauráció – globális állapot és jövőkép, Az IPBES kormányközi testület értékelő tanulmánya alapján. – *Termvéd Közlem.* **25**: 131–141. <https://dx.doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2019.25.131>
- Wilson, E. O. (1985): The biological diversity crisis. – *BioScience* **35**: 700-706.
- Wilson, E. O. (ed.) (1988): *Biodiversity*. – The National Academies Press, Washington DC., 538 p.

Internetes források:

http1: <https://www.cbd.int> (letöltés: 2019. szeptember)

http2: http://ec.europa.eu/environment/sustainable-development/strategy/index_en.htm (letöltés: 2019. szeptember)

http3: <https://cices.eu> (letöltés: 2019. szeptember)

http4: <https://ipbes.net> (letöltés: 2019. szeptember)

http5: <https://ipbes.okologia.mta.hu> (letöltés: 2019. szeptember)

IPBES: international top organisation for biodiversity and ecosystem services

Brigitta Palotás¹, Zsolt Molnár¹ and András Báldi^{1*}

¹*MTA Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany,*

H-2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4., Hungary

E-mail: baldi.andras@okologia.mta.hu*

The loss of biodiversity has been known for decades to both scientific and political communities. However, strong scientific evidence, as well as impressive international political conventions and agreements (e.g. Rio) have been ineffective at slowing the rate of biodiversity loss, and the decline has continued to increase. IPBES as an intergovernmental platform, with governments as members, is a brand new approach to apply and operationalize the ecosystem service (or nature's contribution) concept. IPBES outputs, such as assessments of biodiversity, are the result of scientific consensus, but at the same time approved by governments. This way an effective cooperation of scientific and political sectors is achieved. In this comprehensive paper the significance, structure, function and the conceptual framework of IPBES, and also the results of its first work programme, in particular the accepted and on-going assessments, are presented. The Hungarian contribution to IPBES is outstanding which offers several advantages, such as learning for national adaptation and implementation, and facilitating international networking.

Keywords: biological diversity, biodiversity crisis, science-policy, Hungary

A biológiai sokféleség és az ökoszisztéma-szolgáltatások helyzete Európában és Közép-Ázsiában: az IPBES regionális értékelő tanulmánya

Lengyel Szabolcs¹, Bela Györgyi², Zlinszky András³, Molnár Zsolt⁴
és Báldi András⁴

¹ MTA Ökológiai Kutatóközpont, Fenntartható Ökoszisztémák Csoport, Duna-kutató Intézet, Tisza-kutató Osztály, 4026 Debrecen, Bem tér 18/c

² Environmental Social Science Research Group Kft.
1053 Budapest, Ferenciek tere 2.

³ MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet
8237 Tihany, Klebelsberg K. u. 3.

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

E-mail: lengyel.szabolcs@okologia.mta.hu

Összefoglaló: A Biológiai Sokféleség és Ökoszisztéma-szolgáltatás Kormányközi Testület (IPBES) négy regionális értékelő tanulmányt készített 2015 és 2018 között. Jelen munkában az Európa és Közép-Ázsia biodiverzitásával és ökoszisztéma-szolgáltatásaival foglalkozó regionális értékelő tanulmányt ismertetjük, melyet 118 szerző 4750 információforrás felhasználásával készített. Az értékelő tanulmány fő megállapításai: (i) a biodiverzitás és ökoszisztéma-szolgáltatások fogyatkozása a legtöbb élőlénycsoport és ökoszisztéma esetén aggasztó mértékű, (ii) a fogyatkozás fő oka a tájhasználat változása (mező- és erdőgazdálkodás, urbanizáció), de egyre nő a klímaváltozás szerepe is, (iii) ha a jelenlegi trendek folytatódnak, az aktuális fenntarthatósági és biodiverzitás-védelmi célkitűzések nem teljesülnek, és (iv) a biodiverzitás-védelmi szempontok politikai fősodorba kerülése és jobb integrálása a szektorális szakpolitikákba elengedhetetlen a negatív tendenciák lassításához vagy megállításához.

Kulcsszavak: ellátó és szabályozó szolgáltatások, fajok és élőhelyek, hagyományos ökológiai tudás, klímaváltozás, közvetlen és közvetett hatótényezők, mező- és erdőgazdálkodás intenzifikációja, tájhasználat-változás, természet hozzájárulásai a jóléthez, veszélyeztetettség

Bevezetés: Az IPBES munkája, feladatai és értékelő tanulmányai

Az Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES, Biológiai Sokféleség és Ökoszisztéma-szolgáltatás Kormány-

közi Testület) független, kormányok által létrehozott és felügyelt nemzetközi szervezet. A kormányok kérésére az IPBES objektív, tudományos értékelő tanulmányokat („assessment”) készít a biodiverzitás és az ökoszisztéma-szolgáltatások (az IPBES a „természet hozzájárulásai a jólléthez” kifejezést használja, melynek angol megfelelője a „nature’s contribution to people”) állapotáról és trendjeiről, védelmi és fenntartható használati lehetőségeiről és szerepükről a jóllétben. Az értékelő tanulmányok négy típusa a globális, a regionális, a tematikus és a módszertani (Palotás *et al.* 2019).

Az értékelő tanulmány minden esetben a rendelkezésre álló információk összegyűjtését, kritikus mérlegelését és megalapozott összegzését jelenti annak érdekében, hogy útmutatással szolgáljon a komplex közügyekkel kapcsolatos döntéshozás számára (MEA 2005, IPBES 2018a). A rendelkezésre álló információk felölelik a tudományos szakirodalom, a „szürke” (nem elsődleges, tudományos szakfolyóiratokban, hanem pl. jelentésekben stb. publikált) szakirodalom, valamint a bennszülött és helyi tudás forrásait. Ez utóbbi tudásanyag elismerése és figyelembe vétele, beépítése az IPBES értékelő tanulmányok egyik legelőremutatóbb sajátja. Az értékelő tanulmányok újszerűségét több követelmény biztosítja: legyen hiteles, legitim és lényegi, a kormányzat és a lehető legtöbb érintett fél bevonásán alapuljon, már a keretek és a tartalmi követelmények lehatárolásában („scoping”). A felmérés elkészítése, több ütemben történő független szakértői bírálatra és végső elfogadása nyitott és átlátható módon működik, tudományterületi, földrajzi értelemben és nemek tekintetében egyaránt egyensúlyra törekedve, közösen elhatározott fogalmi keretrendszerben, módszerekkel és támogató eszközökkel. Az értékelő tanulmány a rendelkezésre álló ismeretanyag kritikus válogatásával és szintézisével alapvetően új ismeretekhez vezet, bemutatja az eredményeket, a következtetéseket, a tudásbeli hiányokat és politikai szempontból lényeges, de nem előíró jellegű megállapításokat tesz az azok mögött álló bizonyítékok erősségének explicit megjelölésével.

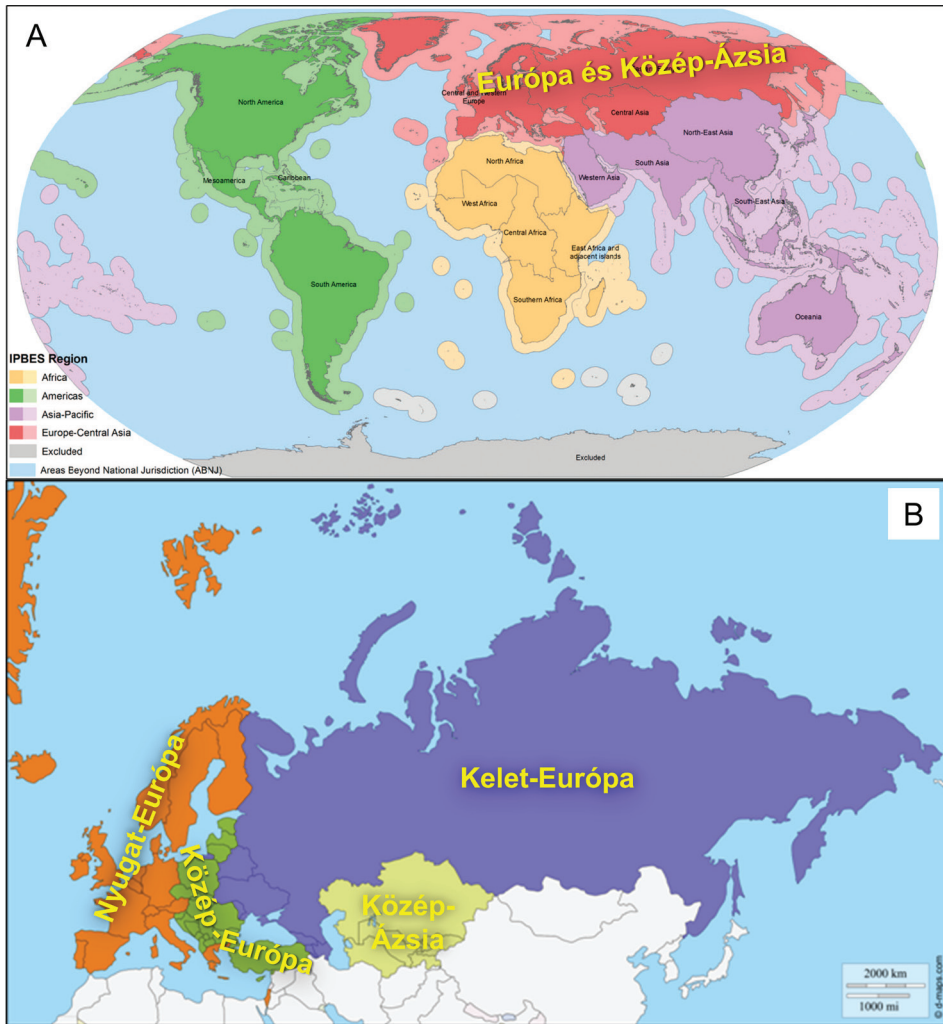
A kormányok közötti döntéshozatali mechanizmus legfelsőbb szintű szervezete, a Plenáris Ülés („Plenary”) 2015. januárjában az IPBES-3/1 sz. határozatában felkérte az IPBES-t négy regionális értékelő tanulmány (Afrika, Amerika, Ázsia és Óceánia, Európa és Közép-Ázsia) elkészítésére a 2015-2018 közötti időszakban, és határidőnek a 2018. márciusára ütemezett 6. Plenáris Ülést jelölte meg. A jelen munka célja az IPBES Európa és Közép-Ázsia (EKÁ) regionális értékelő tanulmányának ismertetése. Az első rész általában a regionális értékelő tanulmányokról szól, míg a második, hosszabb rész az EKÁ értékelő tanulmány egyes fejezeteinek főbb következtetéseit ismerteti.

A regionális értékelő tanulmányok előzményei, keretei és tartalmi követelményei

A globális és regionális értékelő tanulmányok közvetlen formai és tartalmi előzményei közé tartoznak a Global Biodiversity Outlook (SCBD 2014), a Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005), a The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB 2010), és a Biodiversity Science and Governance Conference, Párizs (Le Duc 2005). Az IPBES mechanizmusa az Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, Éghajlat-változási Kormányközi Testület) időszakos jelentéseinek (Assessment Reports) analógiáján alapulva a korábbi értékeléseket annyiban haladja meg, hogy az értékelő tanulmányokat kormányok írják elő, felügyelik és fogadják el.

Az IPBES 3. Plenáris Ülése (2015. január) négy regionális felmérés elindítását hagyta jóvá (1A. ábra). Az EKÁ régió a Ferenc József-földtől Izraelig és Írországtól Vlagyivosztokig óriási kiterjedésű (31 millió km²), észak-déli és kelet-nyugati irányban is rendkívül változatos területeket és 54 országot ölel fel (1B. ábra), mely országok mérete a régiók között a legnagyobb mértékben változik (pl. a Föld legkisebb és legnagyobb területű országa egyaránt az EKÁ régióban található). A régió a vonatkozó nemzetközi politikai megállapodások, illetve a regionális értékelő tanulmány alapozó dokumentuma (scoping document) alapján négy alrégióra tagolódik: (i) Nyugat-Európa: a régi EU-15 országok valamint Svájc és Norvégia, (ii) Közép-Európa: az EU-hoz 2004-ben és 2007-ben csatlakozott országok (köztük Magyarország) és Törökország, (iii) Kelet-Európa: a korábbi szovjet tagköztársaságok, magában foglalva Oroszország ázsiai részét is, és (iv) Közép-Ázsia: Kazahsztán, Kirgizisztán, Tadzsikisztán, Türkmenisztán, Üzbegisztán (1B. ábra). Míg az értékelő tanulmány az IPBES szerinti régió léptékén készült, a jelentés szubregionális vagy még kisebb léptékeket is használ, ha ez szükséges. A biodiverzitás, az ökoszisztéma-szolgáltatások, a hatótényezők és az emberi életminőség számos példája a nemzeti vagy helyi léptékekre vonatkozik. A helyi lépték azért is fontos, mert a bennszülött és helyi tudás integrálására ebben a léptékben nyílik a legkézenfekvőbb lehetőség. Az EKÁ értékelő tanulmány durva léptéke ezért a teljes régióon belül változatos léptékekben gyűjtött információk szintézisében gyökerezik.

Az értékelő tanulmányok általános kereteit és módszertanát az Útmutató („Guide on the Production of Assessments”) (IPBES 2018a), míg a regionális értékelő tanulmányok specifikusabb kereteit az IPBES Plenáris Ülése által elfogadott alapozó dokumentum („scoping document”) tartalmazza. A regionális érté-



1. ábra: Az IPBES régiók (A) és az Európa és Közép-Ázsia régió és alrégiói (B) az ENSZ (UNESCO) alapján. (forrás: [http1](http://1), saját feliratozás)

kelő tanulmányok általános keretei kiterjednek a biodiverzitás, az ökoszisztémák funkciói és szolgáltatásai valamint az ezek közötti kölcsönhatások állapotának és trendjeinek felmérésére, a társadalmi jólétre gyakorolt hatásaik felmérésére, de figyelembe veszik a regionális specifikumokat is. Az értékelő tanulmányok előírt fejezetei megfelelnek az IPBES Koncepcionális Keretrendszer (Díaz *et al.* 2015) szerkezetének és komponenseinek: 1. fejezet: alapozás, fogalmi keretek, 2. fejezet: értékrendszerek, tudás, technológia, infrastruktúra („emberi tőke”), 3. fejezet: a biodiverzitás és az az ökoszisztéma-szolgáltatások állapota és trendjei,

4. fejezet: a változások közvetlen és közvetett hatótényezői, 5. fejezet: jövőbeli változások, forgatókönyvek, 6. fejezet: jó életminőség, jóllét.

Az EKÁ regionális értékelő tanulmány 118 szerző részvételével készült el 4750 tudományos közlemény és egyéb forrás feldolgozásával. A szerzőket a kormányok javaslatai alapján az IPBES Titkárság, a Multidiszciplináris Szakértői Panel régiós szakértői és az értékelő tanulmány társelnökei választották ki. Az értékelő tanulmányban felhasznált források nyilvánosan hozzáférhető tudományos szakirodalomból vagy szürke irodalomból, valamint bennszülött és helyi tudásrendszerekből származtak.

Az EKÁ regionális értékelő tanulmány ismertetése fejezetenként

Ebben a részben az EKÁ regionális értékelő tanulmány tartalmát és fontosabb megállapításait mutatjuk be fejezetenként. A megállapítások adatokkal vagy hivatkozásokkal történő alátámasztásától terjedelmi korlátok miatt eltekintünk, az eredeti adatok és hivatkozások megtalálhatóak az eredeti dokumentumban (IPBES 2018b).

1. fejezet: A helyzet felvázolása

Az 1. fejezet célja az értékelő tanulmány egészének megalapozása, felvezetése és indoklása. Az első részben esik szó röviden az értékelő tanulmány céljáról, jelentőségéről és indokoltságáról. Ennek lényeges pontja a korábbi értékelő tanulmányok rövid ismertetése. Bemutatja az IPBES fogalmi keretrendszerét, az egyes komponensek (természet, emberi vagyon, a természet hozzájárulásai a jólléthez, változások hatótényezői, jó életminőség stb.) definícióit, valamint megfogalmazza az EKÁ régióban specifikus, politikai szempontból fontos kérdéseket.

A második nagy szakasz az érintett feleket („stakeholders”) veszi sorra és ismerteti az értékelő tanulmány célközönségét valamint kapcsolódását a szakpolitikai eszközökhöz. A harmadik nagy szakaszban található az EKÁ régió áttekintése, a politikai entitások (országok) valamint a biotermékek mint az elemzés egységeinek bemutatása, a négy alrégió rövid ismertetése, a köztük lévő kapcsolatok és régióon kívüli kapcsolataik áttekintése. A negyedik nagy szakasz vázolja a globális és regionális politikai kontextust, ismerteti az Aichi Biodiverzitás Céllok és a Fenntartható Fejlődés Célkitűzések koncepcióját, a nemzeti biodiverzitási stratégiákat és akcióterveket, valamint egyéb környezetvédelmi és más szakpolitikákat, és röviden vázolja a kormányzás viszonyulását e célokhoz, stratégiákhoz és programokhoz.

Az ötödik nagy szakasz szól az értékelő tanulmányban használt módszerekről és megközelítésekről. Ez a rész bemutatja az értékelés folyamatát, az értékrendszerek megközelítéseit, a bennszülött és helyi tudás beépítésének módozatait, a felhasznált adatokat és indikátorokat, az alkalmazott forgatókönyveket (szcenáriókat) és a modellezés módszereit. A hatodik nagy szakasz a kihívásokat veszi számba: részletesen szól a módszertani korlátokról, a rendelkezésre álló adatok és tudás korlátairól, valamint az értékelő tanulmány keretein túlmutató további problémákról. Végül pedig a hetedik nagy szakasz bemutatja az értékelés felépítését, vázát. Ez a szakasz röviden ismerteti a hat fejezet tartalmát, a politikai szempontból fontos kérdéseket, és tövid kitekintést ad az értékelő tanulmány tervezett és lehetséges kimeneteiről.

2. fejezet: A természet hozzájárulásai az emberekhez és az életminőséghez (ökoszisztéma-szolgáltatások)

Az EKÁ régióban csak a szabályozó ökoszisztéma-szolgáltatások (vízminőség, élőhelyek, klíma, levegőminőség szabályozása/fenntartása) mediánja közel 3500 USD/év/hektár, azaz kb. 1 millió Ft/év/ha értékre tehető (IPBES 2018b). Az értékelő tanulmány szerint a biodiverzitás folyamatos csökkenése jelentős negatív hatással volt az ökoszisztéma-szolgáltatásokra az elmúlt évtizedekben. A 16 részletesen vizsgált ökoszisztéma-szolgáltatás közül hét egyértelmű negatív tendenciát mutatott, ezek közé tartozott (i) az élőhelyek fenntartása, (ii) a pollináció, (iii) az édesvízkészlet mennyiségének és (iv) minőségének szabályozása, (v) a talajképződés és talajvédelem, (vi) az árvízvédelem és (vii) a bennszülött és helyi tudásból származó nem-materiális szolgáltatások. A csökkenés oka legalább részben az intenzív mezőgazdasági és erdészeti művelés térhódítása, mely az élelmiszer- és biomassza-alapú energiaforrások növelését szolgálta. A levegőminőség-szabályozás, az elhalt szervezetek lebontásának szabályozása, valamint az élelemtermeléssel és a biomassza-alapú energiaforrások termelésével kapcsolatos ellátó szolgáltatások viszont növekedő tendenciát mutattak. Az ökoszisztéma-szolgáltatások és a jóllétre gyakorolt hatásuk azonban jelentős területi változatosságot mutat az EKÁ régióban.

Az EKÁ régió jóval több nem megújuló természeti erőforrást használ, mint amennyi rendelkezésére áll a területén, és jóval több megújuló természeti erőforrást is használ, mint amennyit megtermel. A más régiókban megtermelt erőforrások importja és fogyasztása miatt az EKÁ régió globális biodiverzitásra és ökoszisztéma-szolgáltatásokra gyakorolt negatív hatása jelentősen túlterjed a régió határain. Egy 2013-as jelentés szerint például a Föld éves erdőirtásának 10%-a közvetlenül az akkori 27 EU tagállam fogyasztását szolgálta. Az ökológiai láb-

nyom-becslések szerint (azaz hogy egy adott társadalomnak mennyi földterületre és vízre van szüksége önmaga fenntartásához és hulladékának elnyeléséhez) az importált természeti javak mennyisége jóval magasabb Nyugat- és Közép-Európában, mint Kelet-Európában és Közép-Ázsiában. Az egy főre vonatkoztatott ökológiai lábnyom átlagos értékei, a termőképességgel vagy „biokapacitással” szembeállítva Nyugat-Európában 5,1 globális hektár (vs. „biokapacitás”: 2,2 ha), Kelet-Európában 4,8 ha (vs. 5,3 ha), míg Közép-Európában 3,6 ha (vs. 2,1 ha) és Közép-Ázsiában 3,4 ha (vs. 1,7 ha). Ezen adatok alapján a négy alrégióból három jelentős élelmiszer- és biomassza-behozatalra szorul, melynek külső forrása elsősorban Argentína, Brazília, Kína és az Egyesült Államok. Egy 2008-as becslés alapján a Nyugat- és Közép-Európába más régiókból importált természeti erőforrás összes mennyisége mintegy 35 millió ha szántóterületen termelhető meg, mely körülbelül megfelel Németország területének.

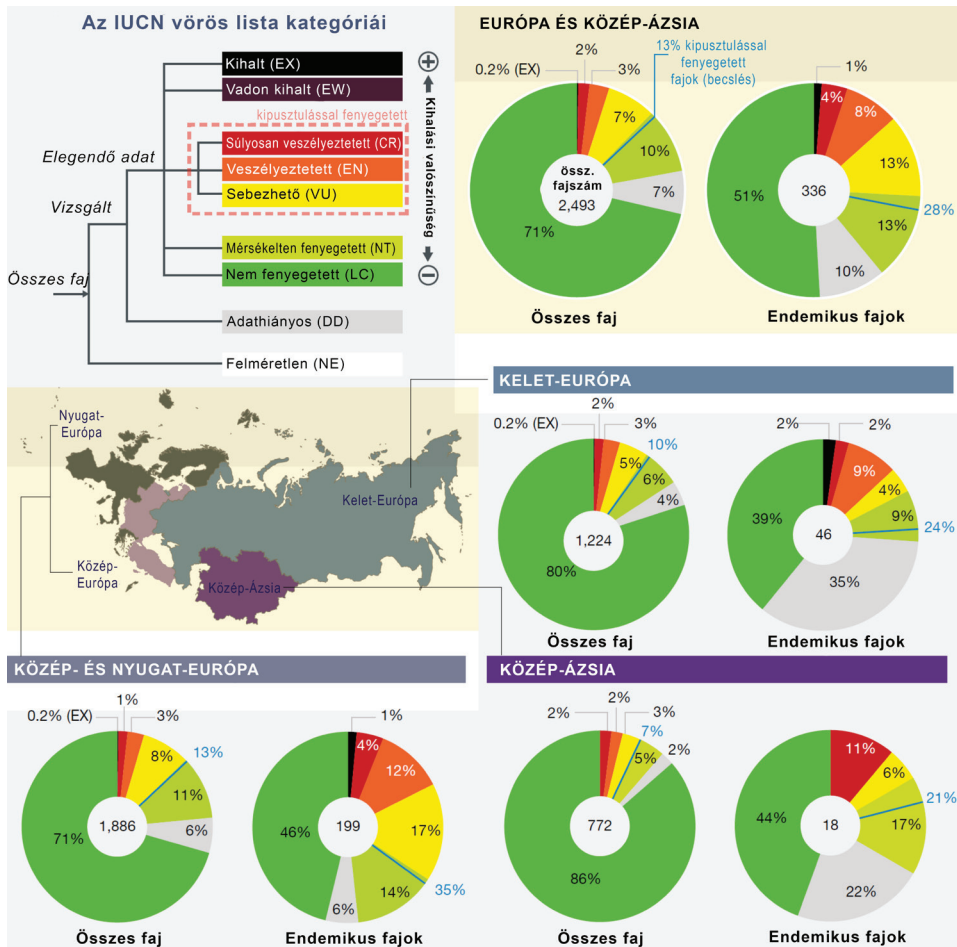
Az ökoszisztéma-szolgáltatások egyenlőtlenül oszlanak meg az EKÁ régióin belül. Habár az élelmiszertermelés és import révén az egész régióban magas az élelmiszerbiztonság, Közép- és Kelet-Európa valamint Közép-Ázsia egyes területein az élelmiszer-biztonságot fenyegetik a nyugat-európai és más régiókból származó érdekeltségek nagy léptékű földvásárlásai. Az élelmiszer-biztonságot ugyancsak fenyegeti a talajerózió, mely a mezőgazdasági területek 25%-át érinti az EU-ban és 23%-át Közép-Ázsiában. Az ivóvízbiztonság ugyancsak változó: míg Közép-Ázsiában az emberek 15%-a nem jut biztonságos ivóvízhez, ez az arány Nyugat-Európában mindössze 1%.

3. fejezet: A biodiverzitás és az ökoszisztémák helyzete, trendje és jövőbeli dinamikája

A biológiai sokféleség folyamatosan és erőteljesen csökken az EKÁ régióban. A természetes ökológiai rendszerek kiterjedése jelentősen csökkent. A vizes élőhelyek területe 1970 óta 50%-kal csökkent, míg más ökoszisztémák (füves területek, tőzegmohalápok és tengerparti élőhelyek) állapota jelentősen romlott. Az egyes ökoszisztémákon belül is a faji szintű sokféleség jelentős csökkenése, valamint a fajösszetétel egyveretűbbé válása (biotikus homogenizáció) volt megfigyelhető. A csak az EKÁ régióban élő (endemikus) fajok 28%-át közvetlenül fenyegeti a kihalás (2. ábra). Az alrégiók közül kiemelkedik Nyugat- és Közép-Európa, ahol az endemikus fajok 35%-a fenyegetett, míg ugyanez az arány Kelet-Európában 24%, Közép-Ázsiában pedig 21% (2. ábra). Különösen veszélyeztetett csoportnak tekinthetők a mohák és májmohák (a fajok 50%-a fenyegetett), édesvízi csigák (45%), édesvízi halak (37%), edényes növények (33%) és kétélűiek (23%). Azon fajok közül, melyek állományváltozásai jól ismertek, az édesvízi halfajok 71%-a,

míg a kétélűfajok 60%-a mutatott csökkenő populációs trendet az elmúlt évtizedben.

Veszélyeztetettségük révén kiemelten fontosak az édesvízi fajok és a felszíni vízi és vizes élőhelyek. A Víz Keretirányelv alapján 2015-ben az EU folyóinak és tavainak 53%-a ért el „jó” ökológiai állapotot és Oroszországban a felmért víztestek 30%-a érte el a vízminőség „jó” tartományait. Ugyanakkor az EU-n belül az édesvízi élőhelyek 73%-a kedvezőtlen természetvédelmi helyzetű volt. Az EKÁ régió vízgyűjtő-területeinek 75%-át jelentősen átalakították, hidromorfológiai és



2. ábra: A fajok kihalás általi veszélyeztetettsége az Európa és Közép-Ázsia régióban a Természetvédelmi Világszövetség (IUCN) Vörös Listája alapján. EX – kihalt, EW – vadon kihalt, CR – súlyosan veszélyeztetett, EN – veszélyeztetett, VU – sebezhető, NT – mérsékeltlen fenyegetett, LC – nem fenyegetett, DD – adathiányos, NE – felmértelen. A CR, EN és VU fajok alkotják a kiszűtlással fenyegetett fajok csoportját. Forrás: IPBES (2018b).

dinamikai sajátosságait (pl. vízhozam) megváltoztatták az elmúlt évtizedekben. Ezen változások legfontosabb hatótényezői a vízenergia-termelés (vízlépcsők), a hajózás (partvédelmi beavatkozások), az árvízvédelem, az intenzív mezőgazdaság (öntözés), a városiasodás (vízkivétel), a mezőgazdasági, ipari és lakossági eredetű szennyezések, az idegenhonos (inváziós) fajok és kórokozók betelepítése és be-telepítése. Ezen hatásokat jelentősen felerősíti a klímaváltozás, mely különösen a mediterrán és a közép-ázsiai területeken okoz gondot, többnyire a folyók és tavak kiszáradása révén.

A szárazföldi fajok és élőhelyek jelentős része hosszabb ideje mutat negatív trendeket az állományok mérete, a fajok elterjedési területe, valamint az élőhelyek kiterjedése és állapota tekintetében. Ezen változások leggyakoribb oka a tájhasználat-változás, pl. nem fenntartható mező- és erdőgazdálkodás, infrastrukturális fejlesztések, urbanizáció és bányászat, melyek az élőhelyek elvesztését, leromlását és fragmentációját okozzák. Az EKÁ régióban 15 nagy élőhelytípus közül 14 kiterjedése csökkent és természetvédelmi helyzete romlott 1950 óta, a legjelentősebb mértékben a füves területek, a tundra, a lápok és a láprétek. Az EU-n belül a szárazföldi élőhelytípusok 69%-a kedvezőtlen természetvédelmi helyzetű volt 2007–2012 között, és ebből mindössze 3% mutatott javulást a 2001–2006 közötti időszakhoz képest, 29% tovább romlott, míg 37% stabil volt.

Az EKÁ régióban azon szárazföldi fajok közül, melyek állományváltozásai jól ismertek, 42% esetén figyeltek meg állománycsökkenést az elmúlt évtizedben. A mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajok abundanciája 1980 és 2013 között átlagosan 57%-kal csökkent Nyugat- és Közép-Európában. Ezen változások legfőbb okai az élőhelyek elvesztése, leromlása és szennyezése volt a nem fenntartható mező- és erdőgazdálkodás, a természeti erőforrás-használat (pl. bányászat) és az inváziós idegenhonos fajok térhódítása miatt. A nagytáblás mezőgazdasági monokultúrák, a füves területek beszántása és a mezőgazdasági intenzifikáció (pl. gyepek intenzív legelővé alakítása) a tájak homogenizációját okozta, mely a tágtűrésű fajok elszaporodásához és a specialista fajok eltűnéséhez vezetett. A klímaváltozás mindezen folyamatokat felerősíti és a fajok elterjedési területeinek átrendeződését okozza.

Néhány esetben a fenntarthatósággal és a természetvédelemmel kapcsolatos egyes nemzetközi és nemzeti politikai eszközök hozzájárultak a negatív trendek megfordításához. A halászati erőforrások fenntartható használatát célzó intézkedések és az eutrofizáció csökkenésének hatására néhány halfaj állománya megerősödött pl. az Északi-tengeren. Több veszélyeztetett élőhely és faj

(pl. Atlanti-óceáni szigetek erdői, ibériai hiúz, amuri tigris és európai bölény) a célzott természetvédelmi intézkedéseknek köszönhetően jelentősen megerősödött. A Víz Keretirányelvnek, más (pl. Ramsari) egyezményeknek és védett terület-hálózatok kijelölésének köszönhetően a természetes élőhelyek (pl. vizes élőhelyek) elvesztése lelassult Európában. A természetvédelmi erőfeszítések növelése és a biodiverzitás fenntartható használatának biztosítása jelentősen megnövelné a vonatkozó nemzeti és nemzetközi biodiverzitási célkitűzések teljesülésének esélyét.

4. fejezet: Közvetlen és közvetett hatótényezők a biodiverzitás és az ökoszisztéma-szolgáltatások változásában

A biodiverzitás és az ökoszisztéma-szolgáltatások fogyatkozásának közvetlen hatótényezői („direct drivers”) öt csoportba sorolhatóak: (i) az élőhelyek fogyatkozása, leromlása és fragmentációja a tájhasználat-változás („land use change”) következtében, (ii) a természeti erőforrások (fajok, élőhelyek és élettelen erőforrások) közvetlen hasznosítása (vadászat, halászat, bányászat stb.), (iii) az idegenhonos, inváziós fajok térhódítása, (iv) a szennyezések és (v) a globális klímaváltozás. A közvetett hatótényezők („indirect drivers”) szintén öt nagy csoportba sorolhatóak: (i) intézményi-politikai (környezeti „felvilágosultság”), (ii) gazdasági (fejlettség, életszínvonal), (iii) demográfiai (népesség-változások), (iv) kulturális (vallás, értékrendszer, fogyasztás), (v) technológiai (tudományos, műszaki). Az indirekt hatótényezők erőssége változik az EKÁ régió belül, országok és kisebb területek között is, ezek megértése és az indirekt és direkt hatótényezők kapcsolatának feltérképezése alapvetően fontos.

Az EKÁ régió belül a biodiverzitás és az ökoszisztéma-szolgáltatások fogyatkozásának legfőbb oka a tájhasználat-változás, mely a természetes élőhelyek eltűnésével, leromlásával és fragmentációjával jár. A tájhasználat-változás legfőbb oka a mező- és erdőgazdaság térhódítása és intenzívebbé válása, mely jelentős részben a termelés-alapú támogatási rendszernek köszönhető. Habár bőven van példa a fenntartható mező- és erdőgazdálkodásra, a gyakorlatban általánosan alkalmazott és egyre intenzívebbé váló művelési módok a biodiverzitás és az ökoszisztéma-szolgáltatások csökkenését okozzák. A tájhasználat-változás további jelentős komponense a városiasodás, mely felöleli mind a városi zöld területek eltűnését, mind pedig a városok térbeli terjeszkedését, mely a mező- és erdőgazdaság intenzifikációjával együttesen vezet a biodiverzitás fogyatkozásához. A hagyományos, alacsony intenzitású mező- és erdőgazdálkodás által évszázadokon át fenntartott magas természeti értékű területek és féltermészetes ökoszisztémák esetén pedig a művelés gazdasági-társadalmi okok miatt bekövetkező felhagyása

okozza a biodiverzitás és az ökoszisztéma-szolgáltatások csökkenését, különösen Közép- és Kelet-Európában. A folyamat a legtöbb esetben együtt jár a magas természeti értékű területek fenntartható használatával kapcsolatos bennszülött és helyi tudásanyag, gyakorlat és kulturális örökség elvesztésével. A védett területek az EKÁ régió területének 10,2%-át teszik ki (szárazföldi: 13,5%, tengeri: 5,2%). Habár a védett területek rendszere a legtöbb EKÁ országban kiépült, a védett területek önmagukban nem tudják megállítani a biodiverzitás elvesztését. A biodiverzitás csökkenésének mérséklése vagy megállítása védett területeken is csak akkor lehetséges, ha biztosított a védett területek megfelelő, természetvédelmi szempontoknak prioritást adó kezelése.

A természeti erőforrások (fajok, élőhelyek, élettelen erőforrások) közvetlen hasznosítása továbbra is jelentős negatív hatást gyakorol a biodiverzitásra és az ökoszisztéma-szolgáltatásokra. A biotikus erőforrások közül különösen fontos a halászat (Nyugat- és Közép-Európa), mely az egyre növekvő kereslet miatt fenntarthatatlan halászati gyakorlatok elterjedéséhez (pl. EU-s vagy kormányzati támogatások miatt) és a halállományok gyors csökkenéséhez vezetett. Habár ennek árfelhajtó hatásának kellene lennie, a más régiókból származó import és az EU-ban és Oroszországban együttesen évi 6 milliárd USD-ra rúgó támogatások elfedik ezt a gazdasági hatást. A kereskedelem liberalizációja és a nyersanyagok árának emelkedése az élettelen erőforrások túlzott használatához vezetett, különösen Közép-Ázsia országaiban. Ebben az alrégióban jellemző, hogy a GDP jelentős része a bányászatból származik, ám ez együtt jár az ásványkincsek kimerülésével, az ökoszisztémák jelentős károsodásával és az emberi egészség és jóllét fenntartásában fontos ökoszisztéma-szolgáltatások eltűnésével.

A szennyezésekkel kapcsolatos szabályozó mechanizmusok elterjedése néhány szennyező anyag esetén a környezet és az élővilág csökkenő terheléséhez vezetett (pl. kén-oxidok, nitrogén-oxidok, foszfor és nehézfémek). Ennek következtében a környezet először az 1980-as években kimutatott savasodása és a felszíni vizek eutrofizációja az 1990-es évek óta a legtöbb területen csökkent. Ennek ellenére más szennyező anyagok (ammónia, szerves szennyezés, növényvédőszer, műtrágyák) és a szennyezések késleltetett és akkumulálódó hatásai továbbra is veszélyeztetik a biológiai sokféleséget, különösen a felszíni vizek (folyók, tavak, tengerek) esetén.

Az idegenhonos inváziós fajok száma minden élőlénycsoportban jelentősen nőtt az elmúlt évtizedekben. Ez különösen Nyugat- és Közép-Európára jellemző, míg az invázió gyakorisága Kelet-Európában és Közép-Ázsiában alacsonyabb. A

GDP és a kereskedelem fejlődésével várhatóan azonban az inváziós fajok általi veszélyeztetettség emelkedni fog ezen alrégiókban is.

A klímaváltozás biodiverzitásra és ökoszisztéma-szolgáltatásokra gyakorolt hatása rendkívül gyorsan nő és elképzelhető, hogy néhány évtizeden belül a legfontosabb hatótényezővé lép elő. A jelenlegi klíma-modellek szerint az EKÁ régió 2040 és 2060 között 1–3 °C-kal lesz melegebb, mint 1986 és 2005 között és a melegedés nagyobb mértékű lesz az északi területeken. A nyarak délen szárazabbak, a telek északon nedvesebbek lesznek és az extrém klimatikus események (pl. aszály, erős viharok) gyakorisága nőni fog, mely növeli az erdőtüzek, az árvizek és az állandóan fagyott talaj (permafrost) felolvadásának kockázatát. A klímaváltozás ugyancsak változásokat okoz a fajok és élőhelyek szezonális dinamikájában és elterjedési területében, mely alapvetően befolyásolja a biodiverzitást és az ökoszisztéma-szolgáltatásokat, illetve a természeti erőforrások használatát (vadászat, halászat, erdészet, bányászat stb.).

A globális klímaváltozás legjelentősebb indirekt hajtóereje a gazdasági növekedés, mely az üvegházhatású gázok kibocsátásának növekedését okozza. A globális trendekkel ellentétben az EKÁ régió belül az elsődleges energia-felhasználás és a fosszilis szén-dioxid kibocsátása csökkent, míg a GDP lassan nőtt, mely arra utal, hogy a gazdasági növekedés és a kibocsátás közötti kapcsolat talán megszüntethető („szétkapcsolás” v. „decoupling”). A kibocsátás csökkenése azonban magyarázható azzal is, hogy az interkontinentális közlekedés és kereskedelem fejlődésével az EKÁ régió országai a szennyező iparágak jelentős részét más, gazdaságilag fejletlenebb régiókba szervezték ki. Ezek alapján nyilvánvaló, hogy a gazdasági növekedés és a környezet-romlás folyamatainak szoros összekapcsoltságát nem sikerült megszüntetni. Ez a politikai környezet, attitűd alapvető megváltozását és a szabályozók (főként adók) minden szektorra kiterjedő transformációját igényelné kontinentális léptékben és nemzeti szinten egyaránt. Több EU-s, nemzetközi és nemzeti szakpolitikai eszköz célzza a gazdasági növekedés és a környezetkárosítás szétkapcsolását az EKÁ régióban, egyelőre kevés eredménnyel.

5. fejezet: Jövőkép, forgatókönyvek: jelenlegi és jövőbeli interakciók a természet és a társadalom között

Az értékelésbe bevont, modellezésen alapuló tanulmányok 2100-ig terjedő időszakban vizsgálják a biodiverzitás és az ökoszisztéma-szolgáltatások lehetséges jövőbeli változásait hat alapvető forgatókönyv (szcenárió) alapján: (i) múltbeli és jelenlegi trendek folytatódása („Business-as-usual”), (ii) gazdasági optimizmus (nemzetközi piacok dominanciája, kevés szabályozás), (iii) regionális ver-

seny (növekvő különbségek a szegények és gazdagok között, erős kereskedelmi korlátok), (iv) regionális fenntarthatóság (környezettudatos polgárság által kikényszerített proaktív attitűd, de gyenge nemzetközi együttműködés), (v) globális fenntartható fejlődés (környezettudatosság politikai szinten is, nemzetközi együttműködési készség), (vi) egyenlőtlenség (növekvő gazdasági, társadalmi és politikai egyenlőtlenség, hatalom egy kisebb politikai vagy üzleti elit kezében, akik a zöld technológiákba investálnak). Annak ellenére, hogy a tanulmányok nagy része ezekhez hasonló forgatókönyvekkel tervez, a legtöbb kutatás egy vagy kevés hatótényezőt (pl. klímaváltozás) vagy gazdasági szektort (pl. mezőgazdaság) vizsgál. Ez alapján a legtöbb predikció valószínűleg erősen alulbecsli a jövőbeli változásokat, hiszen nem veszi figyelembe a lehetséges szinergiákat és/vagy interakciókat az egyes hatótényezők között, mely növeli a becslések bizonytalanságát.

A direkt és indirekt hatótényezők múltbeli és jelenlegi trendjeinek folytatódása („Business-as-usual” forgatókönyv) esetén a Fenntartható Fejlődési Célok (Sustainable Development Goals) és más hasonló célkitűzések legtöbbször teljesülése lehetetlenné válik. Azok a jövőre vonatkozó forgatókönyvek, melyek az ökoszisztéma-szolgáltatások kiegyensúlyozott használatát és többféle értékrendszer beépítését célozzák a politikai eszköztárba, valószínűleg sikeresebben vezetnek a fenntarthatósági célok többségének teljesüléséhez.

Az EKÁ régió esetén az egyes forgatókönyvekben a különböző ökoszisztéma-szolgáltatások között csereviszony („trade-off”) létezik, azaz bizonyos szolgáltatások fenntartása más szolgáltatások csökkenésével vagy elvesztésével járhat, mely dilemmák eldöntése a politikai és társadalmi értékrendszertől függ. A Nyugat- és Közép-Európára vonatkozó forgatókönyvek például, melyek az élelmiszer-termelésre fókuszálnak a mezőgazdaság intenzifikációja révén az ellátó jellegű ökoszisztéma-szolgáltatások növekedéséhez vezetnek, de csökkentik a jóllétet és a biodiverzitást befolyásoló szabályozó és fenntartó szolgáltatásokat. Kelet-Európában pedig a faanyag-termelésre fókuszáló forgatókönyvek a szinte teljes mértékben vágásos üzemmódban kezelt erdőkhöz vezetnek, melyek klímaszabályozó, biodiverzitás-védelmi, illetve kulturális és rekreációs szerepe csökkenhet.

Azok a forgatókönyvek, melyek a környezeti problémákkal és irányítással kapcsolatos döntéshozás olyan megközelítéseit alkalmazzák, melyek multifunkcionálisak és minden szektorban eléri a környezeti problémák fősodorba kerülését („mainstreaming”) általában sikeresebbek, mint az elszigetelt, pl. szektorokra külön kidolgozott környezetpolitikai eszközök. Azok a forgatókönyvek, melyek

együttműködést feltételeznek az egyes országok vagy régiók között hatékonyabban lehetnek a biodiverzitásra és ökoszisztéma-szolgáltatásokra gyakorolt, tér- és időléptékeken átívelő kedvezőtlen hatások mérséklésében, mint más megközelítések. A fenntartható jövő felé vezető leghatékonyabb útvonalak feltételezik a társadalom hosszú távú átalakulását, mely a folyamatos környezeti nevelés, tudásmegosztás és részvételi alapú döntéshozás eredménye.

6. fejezet: A kormányzás és döntéshozatal léptékeken és szektorokon átívelő lehetőségei

Az EKÁ régióban a közigazgatás és magánszervezetek számára több előre-mutatató kormányzási lehetőség, általános politikai és szakpolitikai eszköz és irányítási gyakorlat áll rendelkezésére. A jelenleginél azonban jóval nagyobb elhivatottság szükséges ezek elfogadására és megvalósítására a biodiverzitás védelme érdekében, a hatótényezők megfelelő kezelésére és az ökoszisztéma-szolgáltatások fenntartására az emberi életminőség biztosítása érdekében. A politikai eszközöknek jól tervezett, kontextus-függő, például az egyes ökoszisztémákra specifikus megközelítést alkalmazó kombinációja hatékonyan bizonyult a biodiverzitással és ökoszisztéma-szolgáltatásokkal kapcsolatos kormányzásban. Míg a politikai eszközkombinációk gerincét a jogi és szabályozási eszközök alkotják, a gazdasági, pénzügyi, társadalmi és információ-alapú eszközök további lehetőséget biztosítanak a környezettel kapcsolatos attitűd megváltoztatására. Az egyéni vagy közösségi jogokon alapuló politikai eszközök kidolgozása teljes mértékben integrálná a jó kormányzás alapelveit, kiegyenlítené az aszimmetrikus hatalmi viszonyokat és lehetőséget adna a helyi közösségek, őslakos népek és etnikai csoportok érdekérvényesítő képességének megerősítésére. A szükséges pénzügyi források mobilizációja lehetővé tenné a kutatási, képzési, oktatási, nevelési és monitorozó tevékenységekhez kapcsolódó intézményi kapacitások növelését. Az EKÁ régióban különösen fontos lenne a különböző szektorális politikákban használt káros támogatások eltörlése, például a mezőgazdaságban, a halászatban és az energia-termelésben, mely csökkentené a biodiverzitásra nehezedő negatív nyomást és hozzájárulna a közpénzek költséghatékonyabb felhasználásához.

A biodiverzitás védelmének és fenntartható használatának, valamint az ökoszisztéma-szolgáltatások további biztosításának integrálása az összes szektorális politika, terv, program, stratégia és gyakorlat fő irányvonalába a környezet- és természetvédelmi tevékenységek sokkal proaktívabb, fókuszált és célvezérelt megközelítéseivel lehetséges. Részleges haladást értünk el a biodiverzitás-csökkenés alapvető hatótényezőinek feltárásában és politikai megoldásában e tudásnak a kormányzat és a társadalom érdeklődésének fő irányvonalába integrálásával

(pl. élőhelyfogyatkozás részleges megállítása védett területek kijelölésével). A biodiverzitás és ökoszisztéma-szolgáltatások további jobb integrálása a fő irányvonalakba három lépésben valósítható meg. Az első lépésben fel kell hívni a figyelmet arra, hogy a magas emberi életminőség szorosan függ a biológiai sokféleségtől. A második lépésben meg kell határozni a fenntartható fejlődés elérését lehetővé tevő ökológiai, gazdasági és társadalmi-kulturális szükségletekre vonatkozó politikai célokat. Végül pedig ki kell fejleszteni azokat a politikai eszközöket és eszközkombinációkat, melyek támogatják a politikák és döntéshozatal hatásos, hatékony és méltányos megvalósítását a természet megóvása és a magas emberi életminőség elérése érdekében.

A biodiverzitás-kormányzás és az ökoszisztéma-szolgáltatások fenntarthatóságának a gazdaság szektoraiiba való hatékonyabb integrálása szükséges ahhoz, hogy elkerüljük a természetre és az emberiségre káros kimeneteket. A jobb integráció lehetővé tenné, hogy a biodiverzitás és az ökoszisztéma-szolgáltatások a jelenleginél többet nyomjanak a latban, figyelembe véve a különböző politikák és gazdasági szektorok közötti csereviszonyokat („trade-off”) is. A jobb integráció kihasználására sok lehetőség nyílik például a mező- és erdőgazdaság, a halászat szektoraiban és a várostervezésben. A gazdaság egészét szemlélve ez megteremti annak lehetőségét, hogy a jóllétet a szokásos gazdasági indikátorokon túlmenően olyan indikátorokkal mérjük, melyek figyelembe veszik a természet sokféle értékét. Az ökológiai alapú pénzügyi reform integrált ösztönzőket és kellő pénzügyi háttérrel szolgáltatna a fenntartható fejlődést támogató tevékenységek felé történő átstrukturálódáshoz.

Jelentőség és kimenetek

A regionális értékelő tanulmányok felbecsülhetetlen, korábban nem elérhető információt szolgáltatnak a politikai döntéshozók számára ahhoz, hogy a biodiverzitás megőrzése és fenntartható használata, a genetikai erőforrásokhoz való hozzáférés és a hasznosításukból származó hasznok igazságos és méltányos megosztása terén megfelelően informált döntéseket hozzanak. Ezen információk egy rendkívül széles szakembergárda hároméves munkáján alapulnak, melynek minőségbiztosítása több lépcsőben beépült a folyamatba. Egyrészt, a fontosabb megállapítások („key messages”) mindegyikéhez valószínűségi szinteket kellett rendelni (1. táblázat), melyek közvetlen információval szolgálnak az egyes megállapítások megalapozottságáról. Másrészt, az értékelés hároméves folyamata több bírálati szakaszt foglalt magában, mely felölelte (i) a belső bírálatot (pl. egyes fejezetek szerzői

más fejezeteket bíraltak), (ii) a teljesen nyílt külső bírálatot az értékelésben részt nem vevő szakértők és szakmai közönség részvételével és (iii) a kormányok általi bírálatot (két szakaszban is). A nyitott és átlátható bírálati szakaszok során regisztrációt követően bárki tehetett észrevételeket. A szerzői csapatnak minden egyes észrevételre válaszolnia kellett, ennek megvalósulását és helyességét minden fejezetnél két vagy három bírálati szerkesztő ellenőrizte.

Habár a regionális értékelő tanulmányok tudományos konszenzusként önálló kimenetet képeznek egy-egy régióról, fontos szerepük az, hogy információval szolgáljanak az IPBES globális értékelő tanulmányához, mely 2019. májusában jelent meg (IPBES 2019). További fontos szerepe a regionális értékelő tanulmányoknak az, hogy alapját képezik a 2020 utáni globális biodiverzitással kapcsolatos keretrendszerrel az ENSZ Biológiai Sokféleség Egyezmény égisze alatt zajló tárgyalásoknak, valamint információval látják el a fenntartható fejlődéssel kapcsolatos 2030-ig szóló programok tervezését globális és regionális szinten egyaránt.

1. táblázat: Az egyes megállapítások valószínűségi szintjei a rendelkezésre álló bizonyítékok (tudományos közlemény, „szürke” irodalom, pl. kormányzati jelentések vagy más, pl. bennszülött és helyi tudásból származó ismeret) mennyisége, minősége és az azok következtetéseinek egyezősége alapján.

		Bizonyítékok mennyisége és minősége	
		Alacsony	Magas
Egyezés szintje	Magas	Megalapozott, de hiányos	Jól megalapozott
	Alacsony	Nem meggyőző	Megoldatlan

Összegzés: a legfontosabb üzenetek és teendők

Az EKÁ regionális értékelő tanulmány megállapítja, hogy a természet hozzájárulásai a jólléthez (azaz tulajdonképpen az ökoszisztéma-szolgáltatások) alapvetően fontosak a jó emberi életminőség fenntartásában. A természet hozzájárulásai azonban nem egyenlően oszlanak el a régió népei és közösségei között és a biológiai sokféleség folyamatos, drámai mértékű csökkenése veszélyezteti fennmaradásukat. Habár a fenntarthatósági és biodiverzitás-védelmi politikák és tevékenységek hatására néhány negatív biodiverzitási trend megfordult, ezen a téren az előrehaladás messze elmarad a szükségestől. Az értékelő tanulmány szintén megjegyzi, hogy néhány kedvező trend kapcsolatban lehet azzal, hogy az EKÁ régió a megújuló erőforrások más régiókból történő importjától függ.

A biodiverzitás és ökoszisztéma-szolgáltatások eddigi fogyatkozásának legfőbb hajtóereje a tájhasználat változása volt, melyet jórészt azok a termelés-központú támogatási rendszerek okoztak, amelyek a mezőgazdasági termelés fenntarthatatlan intenzifikációjához vezettek. Az értékelő tanulmány ugyanakkor megjegyzi, hogy az ember által okozott klímaváltozás hatása egyre nő és a jövőben a biodiverzitás-krízis legfontosabb hajtóerejévé válhat. Az értékelő tanulmány továbbá megállapítja, hogy a gazdasági növekedés általában még mindig együtt jár a környezet károsításával, a hangzatos célok ellenére nem történt meg ezek szétválasztása.

A biodiverzitás fogyatkozását okozó hatótényezők múltbeli és jelenlegi trendjeinek további folytatódása az előrejelzések szerint meggátolja a Fenntartható Fejlődési Célok, az Aichi Biodiverzitási Célok és a klímaváltozásról szóló Párizsi Egyezmény teljesülését. A fenntartható jövő felé történő elmozdulás valószínűleg egyik leghatásosabb módja a társadalom hosszú távú átalakítása, mely a természet hozzájárulásainak kiegyensúlyozott biztosítására fókuszál, együtt járva a részvételi alapú döntéshozatali folyamatok elterjedésével. Az értékelő tanulmány azonosítja a kormányzási lehetőségek, politikák és irányítási gyakorlatok azon keverékét, mely már jelenleg is rendelkezésre áll a biodiverzitás és az ökoszisztéma-szolgáltatások elvesztésének csökkentésére, de megjegyzi, hogy további jelentős elköteleződés szükséges ezen eszközök elfogadására és alkalmazására. Ezek közül a legfontosabb, hogy a biodiverzitás megőrzése és fenntartható használata, valamint az ökoszisztéma-szolgáltatások biztosítása integráns részként beépüljön minden gazdasági szektor (pl. mező- és erdőgazdaság, energiatermelés, egészségügy, ipar, közlekedés, kereskedelem) alapvető terveibe, programjaiba, stratégiáiba és gyakorlataiba – mely célokat „a biodiverzitás főáramosítása” megnevezéssel lehet összefoglalni.

Köszönetnyilvánítás – A szerzők köszönetet mondanak a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Hivatal támogatásáért, mely lehetővé tette a magyar szerzők munkáját az IPBES Európa és Közép-Ázsia regionális értékelő tanulmányának elkészítésében.

Irodalomjegyzék

Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J. R., Arico, S., Báldi, A., Bartuska, A., Baste, I. A., Bilgin, A., Brondizio, E., Chan, K. M. A., Figueroa, V. E., Duraiappah, A., Fischer, M., Hill, R., Koetz, T., Leadley, P., Lyver, P., Mace, G. M., Martin-Lopez, B., Okumura, M., Pacheco, D., Pascual, U., Pérez, E. S., Reyers, B., Roth, E., Saito, O., Scholes, R. J., Sharma, N., Tallis, H., Thaman, R., Watson, R., Yahara, T., Hamid, Z. A., Akosim, C., Al-Hafedh, Y., Allahverdiyev, R., Amankwah, E., Asah, S. T., Asfaw, Z., Bartus,

- G., Brooks, L. A., Caillaux, J., Dalle, G., Darnaedi, D., Driver, A., Erpul, G., Escobar-Eyzaguirre, P., Failler, P., Fouda, A. M. M., Fu, B., Gundimeda, H., Hashimoto, S., Homer, F., Lavorel, S., Lichtenstein, G., Mala, W. A., Mandivenyi, W., Matczak, P., Mbizvo, C., Mehrdadi, M., Metzger, J. P., Mikissa, J. B., Moller, H., Mooney, H. A., Mumby, P., Nagendra, H., Nesshover, C., Apau Oteng-Yeboah, A., Pataki, Gy., Roué, M., Rubis, J., Schultz, M., Smith, P., Sumaila, R., Takeuchi, K., Thomas, S., Verma, M., Yeo-Chang, Y. & Zlatanova, D. (2015): The IPBES conceptual framework – connecting nature and people. *Curr. Opin. Env. Sust.* 14: 1–16. doi: <https://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>
- IPBES (2018a): IPBES Guide on the Production of Assessments. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 44 p. <https://www.ipbes.net/guide-production-assessments>
- IPBES (2018b): The IPBES Regional Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services for Europe and Central Asia. – Rounsevell, M., Fischer, M., Torre-Marín Rando, A. & Mader, A. (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 892 p. ISBN 978-3-947851-08-9 <https://www.ipbes.net/assessment-reports/eca>
- IPBES (2019). Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. – Díaz, S., Settele, J., Brondizio E. S., Ngo, H. T., Guèze, M., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K. A., Butchart, S. H. M., Chan, K. M. A., Garibaldi, L. A., Ichii, K., Liu, J., Subramanian, S. M., Midgley, G. F., Miloslavich, P., Molnár, Zs., Obura, D., Pfaff, A., Polasky, S., Purvis, A., Razaque, J., Reyers, B., Chowdhury, R., Shin, Y. J., Visseren-Hamakers, I. J., Willis, K. J. & Zayas, C. N. (eds.): Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 44 p. <https://www.ipbes.net/global-assessment-report-biodiversity-ecosystem-services>
- Le Duc, J-P. (ed.) (2005): Proceedings of the International Conference Biodiversity: Science and Governance. Paris, January 24-28, 2005. ISBN 2-85653-590-9
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005): Ecosystems and Human Wellbeing: Current State and Trends, Volume 1. Washington DC, USA: Island Press. ISBN 1-55963-227-5
- Palotás, B., Molnár Zs. & Báldi, A. (2019): IPBES: a biodiverzitás és ökoszisztéma-szolgáltatások nemzetközi csúcs-szervezete. *Termvéd Közlem.* 25: 91–111. <https://dx.doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2019.25.91>
- SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity) (2014): Global Biodiversity Outlook 4. Montréal, Canada. 155 p. ISBN- 92-9225-539-8
- TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB. 39 p. ISBN 978-3-9813410-3-4

Internetes források:

http1: <https://ipbes.net> (letöltés: 2019. szeptember)

Status of biodiversity and ecosystem services in Europe and Central Asia: the IPBES regional assessment

Szabolcs Lengyel¹, Györgyi Bela², András Zlinszky³, Zsolt Molnár⁴
and András Báldi⁴

¹ *MTA Centre for Ecological Research, Sustainable Ecosystems Group, Danube Research Institute, Department of Tisza Research, H-4026 Debrecen, Bem tér 18/c, Hungary*

² *Environmental Social Science Research Group Llc., H-1053 Budapest, Ferenciek tere 2., Hungary*

³ *MTA Centre for Ecological Research, Balaton Institute of Limnology, H-8237 Tihany, Klebelsberg K. u. 3., Hungary*

⁴ *MTA Centre for Environmental Research, Institute of Ecology and Botany, H-2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4., Hungary*
E-mail: lengyel.szabolcs@okologia.mta.hu

The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) has prepared four regional assessments between 2015 and 2018. This work presents the regional assessment of Europe and Central Asia, which was produced by 118 authors based on 4750 sources of information. The main conclusions of the assessment are: (i) the decline in biodiversity and ecosystem services is worrisome in most taxon groups and ecosystems, (ii) the main reason for the decline is land use change (intensification of agriculture and forestry, urbanisation), but the role of climate change is also increasing, (iii) if ongoing trends continue in the future, the current targets of biodiversity and sustainability will be impossible to achieve, and (iv) mainstreaming biodiversity conservation in policy and its better integration into sectoral policies are essential to slow down or halt the negative tendencies.

Keywords: agricultural and silvicultural intensification, climate change, direct and indirect drivers, indigenous and local knowledge, land use change, provisioning and regulating ecosystem services, species and habitats, vulnerability

Degradáció és restauráció – globális állapot és jövőkép Az IPBES kormányközi testület értékelő tanulmánya alapján

Török Katalin

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

E-mail: torok.katalin@okologia.mta.hu

Összefoglaló: Az IPBES kormányközi testület által 2018-ban elfogadott, a szárazföldek élővilágának pusztulásával, a talaj degradációjával és ennek következményeivel, valamint a lehetséges beavatkozásokkal foglalkozó értékelő tanulmány borús képet ad a jelen folyamatairól és ezek emberi életminőségre gyakorolt hatásairól. Sürgős intézkedésekre van szükség a folyamat lassítására, megfordítására. Az első lépés a változtatás iránti elköteleződés, amelynek globális szinten kell érvényesülni. Az IPBES értékelése elsőként fogalmazta meg, hogy technológiai változtatásokkal csökkenteni kell az erőforrás- és az energiafelhasználást; az életszemléletnek el kell mozdulnia a növekedési kényszertől és egyben csökkenteni kell a pazarlást; valamint restaurációs beavatkozásokkal helyre kell állítani a degradált természeti tőkét.

Kulcsszavak: biodiverzitás-csökkenés, társadalmi jóllét, erdőirtás, élelmiszer biztonság, fenntartható fejlődési célok, klímaváltozás, ökoszisztéma-szolgáltatások, szárazföldi degradáció

Bevezetés

Az ENSZ sivatagosodás és aszály elleni egyezménye 2019-ben már 14. alkalommal tartja a részes felek találkozóját és 1994 óta foglalkozik degradációval, az IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services; Biológiai Sokféleség és Ökoszisztéma-szolgáltatás Kormányközi Testület) (http1) mégis fontosnak tartotta, hogy a biodiverzitás és a szárazföldi ökoszisztémák degradációját és restaurációjának lehetőségeit egy részletes elemző tanulmányban foglalja össze. Ez nem az Egyezménnyel való kapcsolat hiányát jelzi, hiszen az folyamatos és aktív, hanem annak jelentőségét, hogy a biodiverzitás oldaláról is megközelítsék a kérdést és a két erőfeszítés egymást erősítve találjon megoldásokat. Négy regionális értékelő tanulmánnyal együtt fogadták el 2018-ban a szárazföldek élővilágának pusztulásával, a talaj degradációjával

és ennek következményeivel, valamint a lehetséges beavatkozásokkal foglalkozó tanulmányt (IPBES 2018a). Jelen cikk ez utóbbi főbb megállapításait gyűjti össze.

Módszerek

A plenáris ülés által jóváhagyott alapozó dokumentum (scoping document) tartalma és szerkezete írta elő az értékelő tanulmány készítésének munkafolyamatát. Két főszerkesztő irányította a szárazföldi degradációval és restaurációval foglalkozó értékelő tanulmány (IPBES 2018a) készítésében részt vevő szerzőket. A tanulmány meglévő, publikált tudásra alapozott, de amennyire lehetett, beépítették a hagyományos (bennszülött, helyi) ökológiai tudás elemeit is. Az értékelő tanulmány első, majd második kéziratváltozatát nemzetközi, nyílt bírálatnak vetették alá, ezt a kormányok még egy körben véleményezhették, míg kialakult a végső változat, ami a plenáris elé került. A plenáris ülésen a döntéshozóknak szánt összefoglaló került szó szerinti elfogadásra, a tanulmány háttérkötetete pedig a tagok jóváhagyásával bír. A teljes folyamat kb. három évig tartott, végül az elfogadott összefoglaló és tanulmány a bírálati folyamattal együtt nyílt hozzáféréssel jelent meg.

Az értékelő tanulmány készítésében több mint 100 tudós vett részt 45 országból, több mint 3000 cikk, tanulmány, jelentés vagy hagyományos ismereti forrás felhasználásával. A bírálati szakaszban több mint 200 szakértőtől érkezett 7300 véleményt vettek figyelembe. A döntéshozóknak készült összefoglaló 44 oldalas, míg a háttérelmzéseket tartalmazó tanulmány 748 oldalas és nyolc fejezetet tartalmaz. A tanulmányt a Medellin-ben megrendezett (Kolumbia) plenáris ülésen fogadták el 2018 tavaszán.

A degradáció komplex jelensége

A Testület a szárazföldi degradációt úgy határozta meg, mint számos, ember által előidézett komplex jelenséget, amely az élővilág és az ökoszisztéma-szolgáltatások hanyatlását idézi elő (lásd Keret). Legtöbbször csak regionális jelentőségűnek érzékeljük, de sajnos a degradáció már globális jelenség, és érinti minden kontinens ökoszisztémáit, még a legtávolabbi szigeteken is (ENSZ 2015). A degradáció olyan rendszer szintű jelenség, amelyet a regeneráció évtizedes léptékben sem képes beavatkozás nélkül ellensúlyozni (IPBES 2018a, 1. fejezet).

Szárazföldi degradáció és restauráció – *land degradation and restoration*

Az angol „land degradation” nehezen fordítható magyarra. A „land” szónak leginkább a szárazföld a magyar fordítása, mégis sokszor talajnak vagy földnek fordítják, amikor a degradációval kerül összefüggésbe. Az ENSZ Fenntartható Fejlődési Célok közül pl. 15.3 Cél (...strive to achieve a land degradation-neutral world) hivatalos magyar fordítása „...törekvés a talajdegradáció nélküli világ elérésére” (http2). Az IPBES Platform szerint azonban az óceánokon és a Föld állandó jéggel borított felszínén kívüli terület tartozik a szárazföld fogalmába. Így jelenti a bioproductív rendszert, mely tartalmazza a talajt, a növényzetet és egyéb élővilágot, valamint az ökológiai és hidrológiai folyamatokat, melyek itt zajlanak. A land degradation kifejezés jelentését az IPBES harmadik plenáris ülésen határozták meg olyan, több elemből álló folyamatként, mely a biodiverzitás, az ökoszisztéma funkciók és azok emberek számára nyújtott javainak hanyatlását, csökkenését eredményezi, és az összes szárazföldi ökoszisztémára vonatkozik. Ez a hanyatlás hosszan tartó folyamat, mely beavatkozás nélkül, évtizedes időléptékben nem képes helyreállni. Az édesvízi ökoszisztémák mellett ide tartozik a szárazfölddel kapcsolatban lévő tengerparti élőhelyek degradációja is.

A restauráció meghatározása az IPBES Platform értelmezésében, mely támaszkodik a Restaurációs Ökológiai Társaság definíciójára (Society for Ecological Restoration): minden olyan szándékos, irányított tevékenység, mely a degradált ökoszisztéma helyreállítását kezdeményezi vagy gyorsítja. A rehabilitáció pedig olyan restaurációs tevékenység, mely eredményében elmarad a restaurációtól, mivel a degradáció előtti állapotot nem állítja teljes mértékben helyre.

A degradációt számos hatótényező okozhatja, és több formája lehet: pl. a talajerózió, a talaj széntartalmának csökkenése, a hidrológiai ciklus módosulása. Kiválthatja a felszínborítás változása vagy a túllegeltetés, a túlhasználat (szántóföldi vagy erdei), az özönfajok megjelenése, a gazdálkodás felhagyása vagy az urbanizáció. A szárazföldnek mára csak kb. negyede mentes az emberi beavatkozás jelentős következményeitől. A különböző intenzitású tájatalakítás eltérő típusú és mértékű degradációhoz vezetett, mely elsősorban negatív hatásokkal járt a biodiverzitás és ökoszisztéma funkciók tekintetében a Föld mintegy kétharmadán. Az agrárterületek és városok elsősorban az erdők, legelők, gyepek és vizes élőhelyek területén létesültek. Globálisan például a vizes élőhelyek 87%-a tűnt el az utóbbi 300 évben, és 54%-a 1900 után (IPBES 2018b).

A tanulmány által feltárt legfontosabb globális közvetlen és közvetett degradációs hatótényezőket az 1. táblázat mutatja (IPBES 2018a, 3. fejezet). A közvetett okok az emberi közösségek tevékenységeiből erednek és egymással bonyolult

1. táblázat: Közvetlen és közvetett emberi degradációs hatótényezők (IPBES 2018b, 3.1, 3.2 táblázat alapján)

Közvetlen hatótényezők	
emberi hatótényező	részletezés
legeltetés	legeltetési terület változása, legelőállat vagy legeltetési intenzitás illetve ciklus változása, öntözés, vízháztartás változása, gyepterület javítása
szántóföldi gazdálkodás, fás-erdős legeltetési rendszerek	szántó és ültetvény területváltozása, beleértve a lecsapolt vizes területeket, vetemény típusa, vetésciklus vagy vetemény sorrend változása, talajkezelés, termelés és parlag ciklus módosulása, adalékok (műtrágya, növényvédőszer), öntözés
erdők és ültetvények	a kezelt és ültetett erdők területének változása, fakitermelés módosulása, rotációs rendszer vagy erdészeti beavatkozási módszerek változása
másodlagos erdészeti hasznosítás	tűzelőgyűjtés, vadászat, vadon termő termények betakarítása, takarmány és gyógynövények gyűjtése és ezek változása
tűzesetek előfordulása	tűz gyakoriságának, intenzitásának, idejének és évszakának módosulása, ide tartozik a tüzek lehetőségének visszaszorítása is
özönfajok behozatala	nem releváns
kitermelő ipari üzemek fejlesztése	bányatípus, kitermelő és tisztító technológiák, szennyezők kijutása, meddőhányók létesítése, állapotjavítás, területi tervezés
infrastruktúra, ipari fejlődés és városiasodás	erdő-/gyepirtás, gátak és vízierőművek, utak, vasút, egyéb infrastruktúra fejlesztés, öntözés
Közvetett hatótényezők	
demográfia	populáció növekedési rátája, migráció és populáció mobilitás (beleértve a városok felé is), népsűrűség, kormegoszlás
gazdaság	kereslet és fogyasztás, szegénység, elülzettedés és kereskedelem, urbanizáció, iparosodás, munkaerőpiac, árak, pénzügy
tudomány, tudás és technológia	oktatás, bennszülött és helyi tudás, tabuk, kutatás és fejlesztési beruházás, technológiai hozzáférés, innováció, kommunikáció és ismeretterjesztés
szervezeti rendszer és kormányzás	jogi rendszer (szabályozó és ösztönző), tulajdonjogok, szokásjog, tanúsítványok, nemzetközi egyezmények (kereskedelmi, környezeti stb.), hivatalos szervek hozzáértése, nem hivatalos rendszerek (szociális tőke)
kulturális	világnézet, értékrendszerek, vallás, fogyasztói szokások, étrend

összefüggések mentén hatnak az élővilágra. Az egyes tényezők regionális jelentősége és léptéke is eltérő. Például a legelőterület mérete minden kontinensen csökkent 2001 óta (Afrikában 2006 óta), kivéve Amerikát, ahol négyszeresére nőtt. Az agrárterület mérete 2000 óta csak Mexikóban, Dél-Amerikában, Afrikában és Délkelet-Ázsiában nőtt, máshol csökkent. Az élőállat és élőnövény kereskedelem és a közlekedés növekedésével nő az idegenhonos, özőnfajok terjedése is. Egy tényező több degradációs jelenséget is okozhat, és egy jelenséget többféle hatótényező is előidézhethet. A klímaváltozás tovább fokozza egyes tényezők degradációs hatását, az okok szétválasztása sok esetben problematikus (IPBES 2018a, 4. fejezet). A hatótényezők gyors erősödése nem-lineáris folyamatok beindítását is okozhatja, ami nehezíti az okok és következmények elemzését és a tervezhetőséget. A globalizáció erősödésével pedig a fogyasztói szokásokban bekövetkező változások gyakran távoli tájakon, sokszor más kontinensen zajló degradációs folyamatokat indítanak el.

A szárazföldi degradáció, a biodiverzitás fogyatkozása és a klímaváltozás ugyanannak a központi problémának különböző nézőpontja: a döntéseink veszélyes következményei a természetes környezetünk állapotára. Nem tehetjük meg ezért, hogy a három fenyegetést külön próbáljuk meg orvosolni, mindhárommal a legmagasabb döntéshozói szinten kell foglalkozni, mégpedig együttesen, holisztikusan kezelve a problémákat. A tanulmány szerint (IPBES 2018a) a szárazföldi degradáció egyik eleme, az erdőpusztítás jelentősen hozzájárul a klímaváltozáshoz, összesen 10%-át adja az emberi eredetű üvegházhatású gázoknak és további klímaváltozást okoz az albedo-jelenség módosításával. A klímaváltozás másik jelentős kiváltója a korábban talajokban tárolt széntartalom kibocsátása, mely 2000 és 2009 között éves szinten 4,4 milliárd tonna szén-dioxidot jelentett (IPBES 2018b). Ugyanakkor a klímaváltozást csökkentő tevékenységek pozitív, de akár negatív hatást is gyakorolhatnak a degradációra. Például szénmegkötés céljából, átgondolatlanul tervezett erdősítés és bioenergia ültetvények telepítése természetes gyepek és szavannák területén a biodiverzitás, az élelmiszer termelés és a vízhozam csökkenését eredményezhetik. Az értékelő tanulmány megállapítja, hogy a klímaváltozás legjelentősebb szárazföldi következménye éppen a különböző hatótényezők egymásra hatása lesz: a korábban bevált fenntartható kezelési és restaurációs gyakorlatok már nem lesznek alkalmasak a megváltozott klímában (IPBES 2018b).

A degradáció következményei és várható trendje

Az emberiség által okozott szárazföldi degradáció fokozódása veszélyezteti a Föld lakossága két-ötödének jóllétét, fajok kipusztulásával és a klímaváltozás erősödésével jár, valamint fő előidézője a tömeges migrációnak és a konfliktusok kialakulásának. Becslések szerint a szárazföldi degradáció és a klímaváltozás együttesen 2050-re globálisan 10%-kal, egyes régiókban pedig 50%-kal csökkentheti a terméshozamot. A terméshozamok csökkenése, különösen a száraz vidékeken veszélyezteti a társadalmak stabilitását. Az aszályos évek miatt előállt élelmiszerhiány következtében az erőszakos konfliktusok 45%-kal növekedtek. Kelley *et al.* (2015) kimutatták a szíriai polgárháború és a klímaváltozás következtében kialakult extrém száraz időjárás kapcsolatát, melynek eredményeként jelentős volt a termésnövekedés és a gazdálkodó családok tömeges migrációja indult meg a városok felé. A GDP minden 5%-os csökkenése (mely részben a degradáció eredménye) 12%-kal emeli az erőszakos konfliktusok valószínűségét. Becslések szerint a szárazföldi degradáció és a klímaváltozás együttesen 2050-ig 50–700 millió ember migrációját idézhetik elő (IPBES 2018b), elsősorban a száraz, degradált területekről, ahol az alacsony termőképesség, az időjárás változékonysága és gyors populáció növekedés sújtja a gazdaságilag marginalizált lakosságot.

A degradáció becslése nemcsak annak területére, hanem a mértékére is ki kell terjedjen. Nehézséget jelent, hogy az alapállapotot vagy kiindulás állapotot, melyhez a degradáció mértékét hasonlíthatjuk, különbözőképpen értelmezik (IPBES 2018a, 4.2 táblázat). A kérdés azért is bonyolult, mert degradáció a már korábban átalakított területeken is lehetséges, ahol a természetközeli állapot elérése nem életszerű. Az alapállapot különböző értelmezése egyenlőtlenségekhez vezethet a fejlett és fejlődő országok között. Amennyiben a viszonyítási alap a közelmúlt egy adott éve, mint pl. a Fenntartható Fejlesztési Célok esetében (ENSZ 2015), azok az országok, melyek élővilága jóval korábban károsodott, sokkal szerényebb vállalással is teljesíthetik a restaurációs célokat, mint azok, melyek nemrégiben kezdtek hozzá a terület-átalakításhoz. Az értékelő tanulmány nem foglal állást egyik alapállapot megközelítés mellett sem, hanem esetenként, célnak megfelelően más-más megközelítést is elfogadhatónak tart.

A helyi degradáció sokszor a világ egy másik pontján történő társadalmi, politikai vagy gazdasági folyamatok következménye, ami ráadásul hónapokkal, évekkel később nyilvánul meg. Leginkább szembeűnő, hogy az élelmiszer import egyre nagyobb méreteket ölt, eddig nem látott termények kerülnek a piacokra és az igények egyre nőnek. A globális átlag alapján egy ország külföldi természeti erőforrásainak felhasználása háromszorosa az adott ország által kereskedett termények mennyiségének, valamint a globális erőforrás-kitermelés 40%-a nemzet-

közi kereskedelemben forgalmazott áru vagy szolgáltatás volt (Wiedmann *et al.* 2015). Az életmódváltozások, a változó fogyasztási szokások a fejlett és feltörekvő gazdaságokban és különösen a hús és tejtermékek fogyasztásának növekedése degradációt okoz olyan területeken, melyek rejtve maradnak a helyi fogyasztók előtt. A trópusi erdőpusztítás és az erdők degradációjának fő mozgatója elsősorban a mezőgazdasági és erdészeti árucikkek exportja, a növekvő, globalizált gazdaság következtében is tovább bővülő igények kielégítése, melyet súlyosbít a gyenge intézményrendszer és a hiányos helyi környezetvédelmi szabályozás a szegényebb országokban. Emiatt a globális befektetők relatív súlya jelentősen nő a nemzeti vagy regionális kormányzatokhoz képest, és ez rámutat a nemzetközi szereplők jelentős befolyására a fenntarthatóság alakulásában (IPBES 2018a, 4. fejezet).

A természetes életközösségek degradációjának egyéb következményei is lehetnek, mint pl. hátrányosan befolyásolhatja kulturális csoportok identitását és különösen a hagyományos tudás és területhasználati módszerek elvesztéséhez vezet. A közösségek világnézete meghatározza, hogyan viszonyulnak a környezetükhöz. Ha az uralkodó világnézet degradációhoz vezet, alternatív világnézetek előmozdíthatnak olyan változásokat, melyek az egyének és közösségek értékrendjét, hiedelemvilágát átalakítva a degradáció elkerülését és visszafordítását eredményezhetik. A helyi tudás hosszútávon bizonyítottan fenntarthatóbb területhasználatot eredményez, és így alternatívát jelenthet a napjainkban uralkodó, sérült ember-természet kapcsolat helyreállítására. A tanulmány számos példát sorol fel arra, hogy a hagyományos tudás alkalmazásával sikeres restaurációs beavatkozásokat hajtottak végre, pl. tervezett étetéssel, egyes fajok felszaporításával vagy talajkezeléssel (IPBES 2018a, 5. fejezet).

A degradáció a társadalomban előforduló egyenlőtlenségeket is fokozza, mivel negatív hatásai a sebezhető társadalmi rétegeket aránytalanul sújtják. Marginális helyzetben élő csoportok általában jobban támaszkodnak azokra az ökoszisztéma-szolgáltatásokra, amelyek a degradáció következtében sérülnek vagy elvesznek. Legfőképpen a katasztrófakockázat növekedése, a vadon gyűjthető termékek és tűzifa eltűnése és a talaj degradáció által érintettek ezek a csoportok. Mindezek a megélhetést teszik még nehezebbé számukra (IPBES 2018b).

A legelőterületek mérete és kapacitása a jövőben is csökkenni fog, így a növekvő igényeket az intenzív tartás fokozásával lehet kielégíteni, melynek távoli területeken jelentős degradációs hatásai újabb ökoszisztémákat veszélyeztetnek azokon a területeken. A szántóterületeken is várható a tápanyag- és vegyszer utánpótlás növelése, ami 2050-re a duplája lehet a jelenlegi felhasználásnak. Az agrár- és ipari termelésből származó szennyezések a föld legtávolabbi vidékein is felbukkannak, hatásai egyenlőtlenül oszlanak el: a legjelentősebb és legalacsonyabb egészségügyi károsodást elszenvedő országok között akár hússzoros is

lehet a különbség a környezeti kockázatokra visszavezethető, elvesztett életévek számában (IPBES 2018a, 5.8 ábra). A degradáció egészségügyi következményei nemcsak fizikai, hanem lelki síkon is jelentősek: az élővilággal való kapcsolat sérülése komoly pszichés problémákhoz vezet, romlik a memória és az önbecsülés, városi környezetben számos egyéb negatív következménnyel jár a zöldfelületek hiánya. Ezek a negatív következmények felhívják a figyelmet a gyors és globális beavatkozás szükségességére.

A restauráció lehetősége, lehetséges jövőképek

A szárazföldi degradáció elkerülése, csökkentése és visszafordítása egyebek mellett jelentősen segítheti a klímaadaptációt, növelheti az élelmiszer- és víz biztonságot, csökkentheti a munkanélküliséget. Az erőforrások szűkülése miatt kialakuló konfliktusok és a migráció is csökkenhet a degradáció elkerülésével és a helyreállítással, mely így a Fenntartható Fejlődési Célok eléréséhez jelentősen hozzájárul (ENSZ 2015). A természetközeli területek további agrárterületekké alakítása elkerülhető a létező gazdálkodási formák intenzitásának növelésével, degradációt kevésbé eredményező étrend előretörésével (a több növényi terméket és kevesebb állati eredetű élelmiszert tartalmazó étrend elterjedésével), és az élelmiszer veszteség és pazarlás visszaszorításával.

Hagyományosan az országok inkább úgy tekintenek a restaurációra, mint egy költségre, ahelyett, hogy olyan befektetésre gondolnának, ami megtérül és érzékelhető előnyökkel jár. Nyilván a leginkább előnyös a degradáció elkerülése. Ugyanakkor bizonyítékot nyert, hogy a degradált területek restaurációja számos haszonnal jár, melyek felülmúlják a költségeket. Az élőhely típusa jelentősen befolyásolja a költségeket, pl. korallzátonyok és tengerparti élőhelyek helyreállítása a legköltségesebb, az erdők és különösen a gyepek, legelők helyreállítása azonban jól megtérül, a költség/haszon arány elérheti a 4–130 közötti értéket (Blignaut *et al.* 2014). A tanulmány idézi továbbá azt az elemzést, amely a nemzetközi erdőtelepítési kezdeményezés (Bonn Challenge) vállalását veszi górcső alá a befektetés megtérülése szempontjából (Verdone & Seidl 2014). Az IUCN által felügyelt kezdeményezés globálisan 150 millió hektár elpusztított erdő és degradált terület fával való telepítését célozza 2020-ig, és 350 millió hektárt 2030-ig. A megtérülés a 350 millió hektárra számolva kb. harmincszoros. A restauráció emellett munkahelyeket is teremt; amerikai példán bemutatva 1 millió dollár költségű restaurációs projektre 9,9–33,3 közötti számú munkahely létesítése jutott (IPBES 2018a, 6. fejezet).

Annak ellenére, hogy a természetes életközösségek és a fenntarthatóan kezelt tájak jelentőségét egyre inkább felismerjük, a degradált területek restaurációja még mindig akadályokba ütközik általában a tájhasználati döntések rövid távú megközelítése miatt, beleértve a közgazdasági értékelések esetén alkalmazott alacsony diszkontrátát (discount rate). Például ha egy erdőrestauráció költség-haszon elemzését szűken értelmezzük, s nem vesszük bele a közösségi értékek teremtését és az erdőtelepítés hosszú távú hasznait, akkor az eredmény eltántoríthatja a befektetőket. Nagy léptékű restaurációs célok eléréséhez olyan gazdasági ösztönzőket kell kialakítani (pl. ökoszisztéma-szolgáltatásokért történő kifizetések – payments for ecosystem services – PES), amelyek a földtulajdonosokat bátorítják a közösségi értékek felismerésére és a degradált területek helyreállítására.

Minél tovább várunk a degradáció kezelésével, annál nehezebben és nagyobb költséggel lehet csak javítani a területek állapotán és a sok millió ember életminőségén, akiket ez közvetlenül érint. Több nemzetközi egyezmény van hatályban, amelyek politikai programot biztosítanak a degradáció elkerülésére, csökkentésére és a helyreállítás elősegítésére. Az ENSZ Fenntartható Fejlődési Célok (Sustainable Development Goals (SDG), ENSZ 2015) 15. célja a szárazföldi élővilág megőrzése, restaurációja és fenntartható használata, az elsvatagosodás elleni küzdelem, a biodiverzitás csökkenés megállítása és a további degradáció megakadályozása, visszafordítása. Tartalmazza a degradáció-semlegesség elvét is (*land degradation neutrality*, melynek értelmében a további degradációt restaurációval kell kompenzálni, így nem keletkezik nettó veszteség). Ugyanakkor nagyobb elszántságra és szorosabb együttműködésre lenne szükség e mechanizmusok megvalósításához, hogy valóban megakadályozzuk a degradációt (IPBES 2018b).

Mivel a degradáció ilyen mérvű eluralkodásához a jelenleg általánosan elterjedt, gazdasági szempontokra fókuszáló szemlélet vezetett, nyilvánvaló, hogy a problémát megoldani csak más szemlélet kialakításával lehetséges. A hatékony és tartós eredményekhez az egyéni és társadalmi normák, értékek és hitrendszerek átalakítása szükséges, melynek első lépése a szemlélet megváltoztatása, a növekedés-függőség elvetése. Ebben az oktatásnak és a szemléletformálásnak alapvető szerepe van, és különösen annak felismerése fontos, hogy fogyasztói szokásaink milyen környezeti terhelést jelentenek a termelés teljes láncolatán keresztül. A környezeti költségek beépítése a termékek árába vélhetően eltereli a fogyasztást a kisebb környezeti terhelést jelentő termékek felé (IPBES 2018b).

A degradáció és a biodiverzitás csökkenés kezelése sokoldalú megközelítést és választ tesz szükségessé, melyeket a részletes tanulmány összegyűjtött biofizikai, technológiai és szervezeti valamint kormányzati szempontból egyaránt. A kormányzati válaszok fontos eleme a káros támogatási rendszerek megszüntetése

(IPBES 2018a, 6. fejezet). Az első lépés, hogy a társadalom eldöntse, változtatni akar a gazdasági fejlődés útirányán. Az értékelés három fő stratégiai irányt vázolt fel: (i) megfelelő technológiai változtatás az erőforrások és az energia felhasználásának drasztikus csökkentésére; (ii) a társadalom világnézetének megváltoztatása más életszemlélet kialakításával (életcélok); és (iii) a természeti tőke helyreállítása (Blignaut *et al.* 2014). Ezen három megközelítés elemeivel találkozhatunk a tanulmány javaslataiban.

Köszönetnyilvánítás – A kézirat a KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001 projekt keretében végzett feladatok kiegészítéséhez készült. Az IPBES munkájában való magyar részvételt az NKFI Alap támogatta (ED_18-1-2018-0003).

Irodalomjegyzék

- Blignaut, J., Aronson, J. & de Groot, R. (2014): Restoration of natural capital: A key strategy on the path to sustainability. – *Ecol. Eng.* **65**: 54–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.09.003>
- ENNSZ (2015): A Fenntartható Fejlődési Keretrendszer 2030. (Transforming Our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development). – New York, USA. 35 p. http://www.un.org/en/development/desa/population/migration/generalassembly/docs/globalcompact/A_RES_70_1_E.pdf (letöltve: 2019. július 15.)
- IPBES (2018a): Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services: *The IPBES assessment report on land degradation and restoration*. – Montanarella, L., Scholes, R. & Brainich, A. (eds.): Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 744 p. <https://www.ipbes.net/deliverables/3bi-land-degradation> (letöltve: 2019. július 15.)
- IPBES (2018a): Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services: *Summary for policymakers of the assessment report on land degradation and restoration of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. – Scholes, R., Montanarella, L., Brainich, A., Barger, N., ten Brink, B., Cantele, M., Erasmus, E., Fisher, J., Gardner, T., Holland, T. G., Kohler, F., Kotiaho, J. S., Von Maltitz, G., Nangendo, G., Pandit, R., Parrotta, J., Potts, M. D., Prince, S., Sankaran, M. & Willemen L. (eds.): Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 44 p. https://www.ipbes.net/system/tdf/spm_3bi_ldr_digital.pdf?file=1&type=node&id=28335 (letöltve: 2019. július 15.)
- Kelley, C. P., Mohtadi, S., Cane, M. A., Seager, R. & Kushnir, Y. (2015): Climate change in the Fertile Crescent and implications of the recent Syrian drought. *P. Natl. Acad. Sci. USA.* **112**: 3241–3246. <https://doi.org/10.1073/pnas.1421533112>
- Reyes-García, V., Fernández-Llamazares, Á., McElwee, P., Molnár, Zs., Öllerer, K., Wilson, S. J. & Brondizio, E. S. (2019): The contributions of Indigenous Peoples and local communities to ecological restoration. – *Restor. Ecol.* **27**: 3–8. <https://doi.org/10.1111/rec.12894>
- Verdone, M. & Seidl, A. (2017): Time, space, place, and the Bonn Challenge global forest restoration target. – *Restor. Ecol.* **25**: 903–911. <https://doi.org/10.1111/rec.12512>

Wiedmann, T. O., Schandl, H., Lenzen, M., Moran, D., Suh, S., West, J., & Kanemoto, K. (2015): The material footprint of nations. – *P. Natl. Acad. Sci. USA*. **112**: 6271–6276. <https://doi.org/10.1073/pnas.1220362110>

Internetes források

http1: <https://www.ipbes.net> (letöltés dátuma: 2019. augusztus)

http2: <https://ensz.kormany.hu> (letöltés dátuma: 2019. augusztus)

Land degradation and restoration – global state and plausible futures

Based on the assessment of IPBES

Katalin Török

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

E-mail: torok.katalin@okologia.mta.hu

The Land Degradation and Restoration assessment that was approved by the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) Plenary in 2018, focuses on land and soil degradation and its consequences, and suggests possible interventions. The assessment provides a depressive picture on the present processes and their impact on human well-being. Urgent changes are needed to slow and reverse these processes. The first step is to commit to changes that have to be implemented at a global scale. The IPBES assessment has formulated for the first time that i) we have to reduce the use of resources and energy through technological improvements; ii) our value systems must turn away from the paradigm of growth and at the same time we have to reduce wasting; iii) and we have to restore degraded natural capital through investing in restoration interventions.

Keywords: climate change, deforestation, ecosystem services, food security, land degradation, loss of biodiversity, social well-being, sustainable development goals

Beporzók, beporzás, élelmiszertermelés – az IPBES első tematikus tanulmányának fő üzenetei

Kovács-Hostyánszki Anikó

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

E-mail: kovacs.aniko@okologia.mta.hu

Összefoglaló: A Biológiai Sokféleség és Ökoszisztéma-szolgáltatás Kormányközi Testület (Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES) első tematikus tanulmányának témájául 2014-ben a beporzók, az általuk biztosított növényi beporzás (pollináció) és ennek élelmiszertermelésben játszott szerepének értékelését választotta. A háziméhek és vad beporzók nyújtotta beporzásra a vadon élő és termesztett növények zömének szüksége van, ezáltal a pollináció kiemelkedő ökológiai, gazdasági, szociális és kulturális értékkel bír. A 2016-ban elkészült tanulmány, és az IPBES plenárisa által elfogadott, a főbb üzeneteket összefoglaló dokumentum szerint a beporzókra az emberi tevékenységek egyre fokozódó nyomást gyakorolnak, ideértve a tájhasználat változást, a természetközeli élőhelyek területének csökkenését, feldarabolódását, intenzív mezőgazdasági termelést, fokozott vegyszerhasználatot, klímaváltozást. Miközben a beporzó rovarok számos faja kihalással veszélyeztetett, illetve csökkenő trendeket mutat, a beporzásra való igény egyre nő a rovarbeporzást igénylő termesztett növénykultúrák területének kiterjedésével. A pollináció hatékony, hosszútávú fenntartása azonnali és többrétű cselekvéssorozatot igényel nemcsak a mezőgazdálkodás, hanem az emberi hozzáállás, mentalitás és a környezetünkhöz való viszonyulás terén is. Az IPBES beporzókat célzó tanulmánya megjelenése óta számos nemzeti és nemzetközi stratégia kidolgozását, beporzók védelmét célzó kezdeményezés elindulását segítette elő.

Kulcsszavak: háziméh, mezőgazdasági intenzifikáció, ökoszisztéma-szolgáltatás, pollináció, tájhasználat-változás, vad beporzók

Bevezetés

A beporzás a virágpórporzóról termőre juttatása, amely lehetővé teszi a virágokban a megtermékenyülést és a növények ivaros szaporodását. A beporzó állatok elsősorban táplálékgyűjtés céljával keresik fel a virágokat, melyek virágpórral (pollen) és nektárral csalogatják őket. A vadon élő és termesztett növények egy része ön- vagy szélbeporzású, ám jelentősebb hányaduk legalább részben állatok közreműködését igényli a hatékony beporzáshoz (Klein *et al.* 2007, Ollerton *et al.* 2011). Ezen állati beporzású növények a természetes, művelt és lakott területe-

tek ökoszisztémáinak flóráját és az ezek által nyújtott további ellátó, szabályozó és fenntartó, valamint kulturális ökoszisztéma-szolgáltatásokat nagymértékben megalapozzák, meghatározzák, azaz a beporzás a szárazföldi ökoszisztémák működésében alapvető fontosságú szereppel bír (Kearns *et al.* 1998, Tschardt *et al.* 2012, Baldock *et al.* 2015).

A beporzó állatok és a növényi beporzás fontosságát, az élelmiszertermelésben és az élővilág sokféleségének megőrzésében játszott alapvető szerepét az Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) kormányközi testület is felismerte, első tematikus tanulmányát ennek a témának szentelve (IPBES 2016). A mintegy 70 szakértőből álló, globális reprezentativitást célzó szerzői csoport 2015 tavaszáig terjedően tekintette át és szintetizálta a beporzókról és beporzásról szóló tudományos (kb. 3000 publikáció) és ún. szürke irodalmat (pl. kutatási jelentések), valamint igyekezett bevonni az ún. bennszülött és helyi tudást (Indigenous and Local Knowledge, ILK). Összefoglalta a beporzók és növényi beporzás értékét, főbb jellemzőit, állapotát, trendjeit, a veszélyeztető tényezőket és az ezekre adható döntéshozói és kezelési lehetőségeket. A hat fejezetből álló tanulmányt és annak rövid, döntéshozóknak szóló összefoglalóját (Summary for Policymakers, SPM) a 2016 februárjában Kuala Lumpurban tartott IPBES plenáris ülésen fogadták el a kormányok delegáltjai ([http1](http://ipbes.org)). Cikkünkben e tanulmány főbb üzeneteit, megállapításait foglaljuk össze a hazai, minél szélesebb körű ismertetés és döntéshozói felhasználás céljával.

A beporzók szerepe a növényi beporzásban

Az állati beporzás (pollináció) létfontosságú szabályozó ökoszisztéma-szolgáltatás, amely alapvető szerepet tölt be sok növény beporzásában, és így a szárazföldi ökoszisztémák működésében az e növényekre épülő trofikus szinteken keresztül. A zárvatermő virágos növények 87,5%-a (mintegy 308.000 faj), köztük sok termesztett zöldség- és gyümölcsféle (pl. alma, dinnye, mandula, őszibarack, sárgarépa), dísnövények, a nagyobb területeket borító repce- és napraforgótáblák, egyes takarmánynövények (pl. lucerna) és a vadnövények jelentős része állatok közreműködését igénylik a beporzáshoz (Klein *et al.* 2007, Ollerton *et al.* 2011). A különböző növények eltérő mértékben függnek a beporzók tevékenységétől. Míg egyes növények számára ez esszenciális (pl. tökfélék, dinnye, spárga), más növények termés hozama jelentősen (pl. petrezselyem, uborka, sárgarépa, málna, alma, meggy, szilva) vagy kisebb mértékben (pl. burgonya, káposzta, vöröshagyma, paprika) nő a beporzók tevékenysége által (Klein *et al.* 2007). Ez részben azt jelenti, hogy táplálkozásunkban nagyban függünk a beporzók tevékenységétől,

étrendünk mind mennyiségi (a globális termelés harmada), mind minőségi szempontból sokkal szegényebbé válna, számos vitamint (pl. A-vitamin, folsav, vas), tápanyagot nélkülözne beporzók nélkül. Emellett jó néhány gyógynövény, fűszernövény, épület- és bútortfa, textília alapanyag (gyapot, len), bioüzemanyag (repce) sem állna rendelkezésünkre (Klein *et al.* 2007). A beporzók a vadnövények beporzásán keresztül pedig a szárazföldi ökoszisztémák fenntartásában nélkülözhetetlen szerepet játszanak, a táplálkozási lánc alapját jelentő növények jelentős részének szaporodásához hozzájárulnak.

Ha beporzásról van szó, az emberek többsége elsősorban a háziméhre gondol, azonban ez is több fajt jelent. Közülük a nyugati háziméhet (*Apis mellifera* Linné, 1758) széleskörben elterjesztették és alkalmazzák az Antarktisz kivételével minden kontinensen, míg a keleti háziméh (*Apis cerana* Fabricius, 1793) Ázsiában honos. Magyarországon fontos szerepet és értéket képvisel a méhészeti ágazat. 2016 őszén 24.000 méhészetet és több mint 1,2 millió méhcsaládot tartottak számon (OMME 2017). Négyzetkilométerenként átlagosan 13 méhcsalád található az országban, és a méhsűrűség növekvő tendenciát mutat (OMME 2017). A háziméhek kiemelten látogatnak egyes kultúrnövényeket, melyek jelentős vetésterületet foglalnak el (pl. napraforgó, repce), és fontos szerepet játszanak a gyümölcsstermesztésben (Abrol 2012). A háziméheken túl néhány poszméhfajt (*Bombus* spp.), fulánkitalan méheket (Meliponini) és egyes magányos vadméheket (pl. *Megachile rotundata* Fabricius, 1787, lucerna szabóméh) is alkalmaznak már célzottan a növényi termelésben (Abrol 2012). A beporzók többsége azonban vadon él. A világon több mint 20.000 (Michener 2007), Magyarországon mintegy 700 (Józan 2011) vadméh faj (Hymenoptera: *Apiformes*) játszik kiemelkedő szerepet a beporzásban, sőt egyes esetekben a háziméhnél is fontosabb és hatékonyabb beporzók lehetnek (Garibaldi *et al.* 2013). Ezek javarészt magányos (szoliter) életmódot folytatnak, fészkeiket a talajba, növényi szárukba építik, és utódaikat peterakáskor élelemmel látják el, de aktívan nem gondozzák. Vannak a háziméhekhez hasonlóan szociális életmódú vadméhek is. Jellemzően a poszméhek (*Bombus* spp.) ilyenek, melyek kisebb, párszáz egyedes családokban élnek. Ezekben a poszméhanya lányai segédkeznek az utódok, azaz lánytestvéreik felnevelésében.

A méhek mellett számos légy, nappali és éjszakai lepke, darázs, bogár, szúnyog, sőt madár, emlős és más gerinces faj is részt vesz a beporzásban, régióktól és növényektől függően eltérő fontossággal (Abrol 2012). A vad beporzók szerepe a növényi beporzásban, beleértve a természetett növényekét is, sokszor alábecsült, holott a változatos beporzó közösségek sokkal hatékonyabb, és stabilabb beporzást biztosítanak a változó körülmények, időjárási viszonyok mellett is (Bittain *et al.* 2013). Tevékenységük haszna akkor is mérhető és kiemelkedő, ha a háziméhek nagy számban vannak jelen (Garibaldi *et al.* 2013, Földesi *et al.* 2016). Nemcsak

kiegészítik a háziméh általi beporzást, hanem sok növény esetében hatékonyabb, vagy akár kizárólagos beporzók.

Trendek

Az IPBES pollinációs munkacsoportjának áttekintése alapján a vad beporzók előfordulása és diverzitása (és egyes fajok abundanciája) Északnyugat-Európában és Észak-Amerikában csökkent mind lokális, mind regionális skálán az elmúlt évtizedekben (IPBES 2016). Bár az adatok hiánya miatt a déli félteke kontinenseiről általános következtetések, trendek megállapítására nincsen mód, helyi csökkenésekről e területekről is vannak információk (Harrison 2000, Martins *et al.* 2013). Hosszútávú országos és nemzetközi monitoringra lenne szükség a pontosabb nyomonkövetéshez. Európában a beporzásban kulcsszerepet játszó vadméh- és lepke fajok 9%-a veszélyeztetett, és több mint 30%-uk csökkenő tendenciát mutat (egyes, főként nyugat-európai országokban ez az érték akár 40% is lehet). Az IUCN (International Union for Conservation of Nature) európai vadméh vörös lista ('European Red Bee list') szerint az EU 27 tagállamában az előforduló méhfajok 9,1%-a kihalással veszélyeztetett (Nieto *et al.* 2014). Az európai szinten veszélyeztetett fajok 30%-a pedig endemikus fajnak számít, így ezek megőrzésében különösen nagy a felelősség. A magyarországi vadméh fajok trendjeiről viszonylag kevés adat áll rendelkezésre, de helyzetük, főként nyugat-európai országokhoz képest kedvezőbb (Batáry *et al.* 2010). A gerinces beporzók (pl. nektárgyűjtő madár- és denevérfajok) 16,5%-a globális kihalással veszélyeztetett (IPBES 2016).

A 20. század második felében több helyen is jelentős háziméh veszteségeket tapasztaltak (IPBES 2016). A méhészek a megmaradó családok szétosztásával, új családok nevelésével részben tudják kompenzálni az elpusztult családokat, így azok száma végeredményben globálisan 40%-kal nőtt (Aizen & Harder 2009). Ugyanebben az időszakban azonban a rovarbeporzást igénylő, termesztett növények mennyisége 300%-kal növekedett, azaz a beporzásra való igény sokkal gyorsabb ütemben változott, és sokkal nagyobbra nőtt, mint ahogy azt a háziméhek száma követni tudná (Aizen & Harder 2009). A 2000-es évek telein a nyugati háziméh családok megszokott 10-30%-os csökkenésénél jóval nagyobb pusztulási arányt is észleltek, főként nyugat-európai országokban, Észak-Amerikában, Dél-Afrikában és a Távol-keleten is (Oldroyd 2007, Potts *et al.* 2010, IPBES 2016). Az elmúlt években Magyarországon is voltak nagyobb állomány veszteségek, még nem minden esetben feltárt okokból. Mára a beporzásra való kereslet-kínálatbeli növekvő különbség és a háziméhek száma esetében többször tapasztalt tömeges pusztulás is rámutatott már arra, hogy termesztett és vadnövé-

nyeink megporzása nem bízható csupán egyetlen rovarfajra. A stabil beporzáshoz, valamint a morfológiájukban és fenológiájukban oly sokféle virág megporzásához a beporzók széleskörű diverzitására van szükség (Garibaldi *et al.* 2013).

Veszélyeztető tényezők

A beporzók diverzitását, mennyiségét, egészségét számos direkt és indirekt hatás veszélyezteti, melyek mind a társadalom, mind az ökoszisztémák jelenére és jövőjére kockázatot jelentenek. A veszélyeztető tényezők közé sorolandó a tájhasználat változása, az intenzíven művelt területek, szántóföldek arányának és területének növekedése, ezzel párhuzamosan a beporzók számára fontos fészkelő és táplálkozó helyet jelentő természetközeli élőhelyek, sövények, fasorok, táblaszegélyek eltűnése (Kennedy *et al.* 2013, Kovács-Hostyánszki *et al.* 2017). Miközben a beporzók száma csökken, a beporzás gazdasági értéke folyamatosan nő, és egyre több az állati beporzású növénykultúrák területe (Aizen & Harder 2009). A mezőgazdasági termelés pedig nem növelhető, és értelmetlen az intenzifikáció, ha közben a megfelelő beporzás nem biztosított (Deguines *et al.* 2014). A vad beporzók jelenléte és így beporzó tevékenységük az ökoszisztémáktól, azok állapotától, elsősorban a táplálék- és fészkelőhely forrásoktól függ (Winfree *et al.* 2007, Steffan-Dewenter & Westphal 2008). Az általuk nyújtott beporzási potenciál az élőhelyek állapotával és megőrzésével közvetlenül összefügg (Kremen & Chaplin-Kramer 2007), a természetközeli élőhelyfoltoktól távolodva pedig rendszerint csökken (Ricketts *et al.* 2008, Garibaldi *et al.* 2011). A háziméhek is jelentősen profitálnak, sőt függenek a vadvirág forrásoktól, melyek a főbb kultúrnövények virágzása közti időszakokban a tavaszi indulás és az őszi táplálkozás, a télre való tartalékgyűjtés idején jelentős táplálékkal látják el őket (Arany *et al.* 2017). Virágforrások tekintetében a természetközeli élőhelyek, ezen belül sok esetben a nyíltabb élőhelyek, mint egyes gyep típusok, egy agrártájban a parlagok, a szegély élőhelyek, a mezsgyék nyújthatnak nagyobb mennyiségű és diverzebb kínálatot (Bommarco *et al.* 2012, Kovács-Hostyánszki *et al.* 2017). Ezek a virágokban gazdag élőhelyek a beporzó rovarok nagyobb számú és változatosabb faji összetételű jelenlétét biztosíthatják a mezőgazdasági ökoszisztémákban, ezáltal a termesztett növények beporzását is hatékonyabbá teszik a szomszédos, művelt táblákon, kertekben (Carvalho *et al.* 2011, Blaauw & Isaacs 2014).

A művelt területeken, így szántókon lévő gyomtársulás (a kezelés mértékétől függően) kisebb mértékben, de szintén szolgálhat táplálékforrással a beporzók számára a termesztett kultúrnövényeken túl (Kovács-Hostyánszki *et al.* 2011a, b). A szántók azonban jellemzően intenzívebben műveltek, és aratás után a tar-

lőhántás is korábbi annál, minthogy jelentősebb vadvirágforrásokkal számolhatnánk e területeken a természetközeli élőhelyekhez képest (Kovács-Hostyánszki *et al.* 2011a, Arany *et al.* 2017). A gyümölcsösök, művelésüktől függően, maguk is funkcionálhatnak virágokban és fészkelőhelyekben gazdag forrásélőhelyként (Földesi *et al.* 2016). A műtrágyák és gyomirtó vegyszerek hatása e táplálékforrások visszaszorításával közvetetten hat a beporzókra, hiszen azokat a táplálékot jelentő virágos gyomnövényeket távolítják el a területről, amelyek az év nagy részében egyedüli virágpor- és nektárforrást jelenthetnek (Richards 2001). A repce- és napraforgó táblák ugyan rengeteg virágot kínálnak, de egyrészt nem minden beporzó rovar számára megfelelőek, mivel a különböző testalkatú beporzók különböző formájú virágokról tudnak táplálkozni. Másrészt csupán néhány hétig virágoznak, és rendszerint intenzíven művelt kultúrák lévén, nemigen nyújtanak más virágforrást a beporzóknak (Blitzer *et al.* 2012, Riedinger *et al.* 2015). Gyeppek esetében az intenzív, gyakori kaszálás vagy a nagy állatállományt kis területre szorító intenzív legeltetés sok virágos növény visszaszorulását, eltűnését vonhatja maga után (Wesche *et al.* 2012, Vanbergen *et al.* 2014). Lakott területeken, parkokban és kertekben az utóbbi évtizedekben egyre inkább elterjedt a homogén fűmaggal vetett, esetenként gyomirtóval is kezelt, pázsit gyeppek létrehozása és természetesebb gyeppek sok esetben túl gyakori nyírása hasonlóan virágszegény, homogén vegetáció kialakulásához vezet.

A rovarölőszerek, egyéb vegyszerek hatása azok mérgező komponensén és a vegyszereknek való kitettségen múlik. A rovarölőszerek letális és szubletális hatásúak is lehetnek, utóbbi esetben nem okozva azonnali pusztulását a beporzó rovaroknak, de megváltoztatva például tájékozódási képességeiket, és ezáltal megakadályozva a fészkelőkhöz, és táplálékra váró utódaikhoz való visszatérést (Brittain *et al.* 2011, Godfray *et al.* 2015). A legtöbb mezőgazdasági termelésben alkalmazott genetikailag módosított szervezet (GMO) gyomirtóknak (HT) vagy kártevő rovaroknak (IR) ellenálló tulajdonságokat hordoz. A HT növényeket lényegesen nagyobb gyomirtószer dózissal vagy nagyobb hatásspektrumú szerekkel kezelhetik, ami a gyomok fokozott kiirtását, ezáltal a beporzók számára szükséges táplálékforrások csökkenését hozza magával (Bohan *et al.* 2005, Abrol 2012). Az IR növények beporzókra gyakorolt direkt vagy szubletális hatásai még kevésbé kutatottak.

Az inváziós növényfajok térhódítása is gondot jelenthet, melyek gyorsan, nagy területeket borítanak el, számos hazai növényfajt kiszorítanak természetes előfordulási területeikről, miközben a saját virágaikat vonzóvá teszik bizonyos beporzók számára (van Hengstum *et al.* 2014). Bár a méhészek egyes inváziós, idegenhonos növényfajokat, mint mézelő vagy jó virágporforrást nyújtó növényeket nagyon kedvelnek (pl. selyemkóró, kanadai és magas aranyvessző), az előzőlött terüle-

tek összességében sokkal kevesebb beporzó rovarnak adhatnak otthont (Moroń *et al.* 2009, Fenesi *et al.* 2015).

A méhek kártevők és kórokozók széles skálájától szenvednek, a háziméhek például a *Varroa* atkától (Potts *et al.* 2010). A különböző betegségek komoly kockázatot jelentenek különösen a kereskedelmi forgalomban lévő, tenyésztett méhfajok, de a vadon élő méhek számára is. A méhek kereskedelmi forgalmazása a betegségek és paraziták terjesztésének kockázatát is növeli, csakúgy, mint a virulensebb patogének kialakulásának, az idegenhonos fajok inváziójának és az őshonos fajok kipusztulásának kockázatát (Szabo *et al.* 2012).

Számos vad beporzó, így például különösen a poszméhek és nappali lepkék elterjedése, abundanciája és szezonális aktivitása megváltozott az elmúlt évtizedekben a klímaváltozás hatására (Settele *et al.* 2014). A klímaváltozás beporzókra és mezőgazdasági termelésre gyakorolt hatásai talán még nem teljesen nyilvánvalóak az ökológiai rendszerek késleltetett válaszában köszönhetően. A klímaváltozáshoz való adaptív alkalmazkodáshoz pedig éppen a termesztett növények nagyobb diverzitására, a termesztési struktúrák regionális diverzitására van szükség, melyekhez elengedhetetlenek a diverz beporzó közösségek (Christmann & Aw-Hassan 2012).

Gazdasági és kulturális értékelés

A globális éves termelés beporzókhöz közvetlenül köthető 5–8 százalékának piaci értékét 235–577 milliárd amerikai dollárra becsülik (Lautenbach *et al.* 2012). Átlagosan az állati beporzású termesztett növények drágábbak, mint a beporzóktól függetlenek, részben azért, mivel a beporzókat igénylő kultúrnövények hozama kevésbé stabil, mint a szélbeporzásúaké (Aizen & Harder 2009). A földrajzi eloszlásuk sem egyenletes, az állati beporzású termesztett növények legnagyobb részét Kelet-Ázsia, Közel-Kelet területein, Európa mediterrán részén és Észak-Amerikában termesztik. Állati beporzás hiányában a globális élelmiszerellátásban beálló változások a termelők számára profitcsökkenést, a fogyasztók számára ár-növekedést okoznának. Ez potenciálisan évi 160–191 milliárd dollárral jelenthet kevesebbet az élelmiszereket termelőknek és fogyasztóknak, valamint további 207–497 milliárd dollár bevétel csökkenést más szektorokban, mint pl. az erdészet és az élelmiszerfeldolgozó ipar (IPBES 2016). A világ számos vezető gazdasági növénye profitál az állati beporzók közreműködéséből a termés- és magképzésben mind a fejlődő (pl. kávé, kakaó), mind a fejlett országokban (pl. mandula), mellyel emberek millióinak biztosítanak munkát és megélhetést. A méhészkedés és mézgyűjtés pedig számos helyen a vidéki gazdaság fontos eleme, széleskörű

oktatási és rekreációs előnyök forrása mind a vidéki, mind a városi környezetben. A rendelkezésre álló adatok alapján globálisan körülbelül 81 millió méhcsalád 1,6 millió tonna mézet termel évente, melyből 518.000 tonna kerül kereskedelmi forgalomba (<http2>).

A beporzók az élelmiszertermelésen túl számos előnyt nyújtanak az emberek és a társadalom számára, melyek nem is minden esetben képviselnek pénzben mérhető, monetáris értéket (IPBES 2016). A méz antibakteriális, antifungális és anti-diabetikus hatásairól ismert, gyógyászatban alkalmazott termék. A méhviaszt bútorfák, hangszerek ápolására használják. A rovarbeporzású növények között találunk bioüzemanyag (pl. repce), textilipari (pl. gyapot) és építőipari alapanyagokat is. A beporzók számos irodalmi, zenei, vallási, műszaki és művészeti alkotás inspirálói. A beporzók és az általuk beporzott növények sok országban, kultúrában a nemzeti identitás jelképei, a kulturális örökség részei. Az általuk biztosított virágos táj, vadvirágos mezők az emberi jóllét alapelemei, óriási esztétikai, rekreációs és mentális szereppel bírnak. A beporzókra és beporzásra kiterjedő széleskörű bennszülött és helyi tudást több esettanulmány áttekintésével az IPBES ILK munkacsoport egy külön kiadványban foglalta össze (Lyver *et al.* 2015).

Lehetőségek a beporzók és beporzás védelmében

A beporzókat és beporzást veszélyeztető kockázatokra adott stratégiai válaszok és lehetőségek időben és térben is sokrétűek lehetnek. Az IPBES tanulmánya három fő stratégiai irányt fogalmazott meg, melyek párhuzamosan alkalmazhatók, és a várakozások szerint mérsékelhetik a beporzók csökkenésének kockázatát bármely régióban. Az első fő célja a beporzók jelenlegi helyzetének azonnali javítása és ezáltal a beporzás biztosítása, a rendelkezésre álló közvetlen eszközök, meglévő infrastruktúra és lehetőségek segítségével. Ennek eléréséhez az egyik lehetőség a közvetlen kockázatok kezelése, például kezeletlen területek (szegélyek, útszélek) biztosításával a változatos, egész évben tartó virágforrásokért (Hopwood 2008), csökkent vegyszerhasználattal, valamint a gazdák beporzókkal kapcsolatos ismereteinek növelésével. Ide kapcsolódik olyan közvetlen lehetőségek kihasználása, mint például a méhészetek fejlesztése és minőségi javítása.

A második stratégiai irány a mezőgazdasági táj és mezőgazdasági gyakorlat közép- és hosszútávú átalakítását célozza. A mezőgazdasági tájban bizonyos művelési technikák, eszközök segíthetik a beporzók és a hatékony beporzás védelmét, megőrzését. Ezek megfelelő alkalmazása nemcsak a beporzóknak tehet jót, hanem természetett növényeink, gyümölcsfáink hatékonyabb beporzásában is kamatoztatható (Földesi *et al.* 2016). Egyaránt segíthet például a veyes vetés-

szerkezet, a vetésforgó, a kistáblás művelés, a mozaikos vetésszerkezet, a gazdag és változatos virágforrások kialakítása a szegélyek mentén és a művelt területek között, a kisebb vegyszerhasználat, valamint a gyepterületek megfelelő intenzitású és ütemezésű legeltetése, kaszálása (Kovács-Hostyánszki *et al.* 2017). Az ökológiai intenzifikáció ezekből számos elemet magába foglal, és célja vegyszerek helyett ökoszisztéma-szolgáltatások (pollináció, biológiai védekezés, talajlebontás) révén növelni a mezőgazdasági termelést. Az ökológiai infrastruktúra fejlesztése pedig a táji léptékű tervezést, a megmaradt természetközeli élőhelyfoltok védelmét, az ezek közti fizikai összeköttetést, a tradicionális, alacsony-intenzitású gazdálkodás elemeinek megőrzését, ápolását tűzi ki célul. A mezőgazdasági vegyszerek használatának csökkentésében az integrált kártevő kezelés (Integrated Pest Management, IPM), a gazdák továbbképzése, az öko-/organikus gazdálkodási módok, a vegyszerek forgalomba helyezés előtti körültekintőbb, vad beporzókra is kiterjedő kockázatelemzése szükséges lépések lennének. A méhészetekben fontos a megfelelő higiénia, a patogének megfelelő kezelése és visszaszorítása a betegségek terjedésének csökkentése érdekében mind a tenyésztett, mind a vad méhközösségek körében. A méhek tömeges tenyészése és kereskedelme is jobb szabályozást igényel a betegségek terjedésének, virulensebb ágensek kialakulásának megakadályozása érdekében.

A harmadik stratégiai irány végül a társadalom és természet viszonyának átalakítását célozza. Ennek egyik módját az emberek tudásának a gyakorlatba való átültetésében látja, mind a kutatási tudásbázis, mind a helyi tudás esetében. A másik stratégia pedig az emberek, a társadalom beporzókkal kapcsolatos tudásának, érdeklődésének növelése, monitoring programok, oktatás, figyelemfelhívó programok segítségével.

Mindezen stratégiai célok hatékony eléréséhez hatékony vezetésre van szükség a döntéshozók részéről. Koordinált, együttműködő cselekvés, tudásmegosztás kell, ami az egyes szektorok (mint például a mezőgazdaság és természetvédelem), szférák (pl. magán, állami, non-profit) és szintek (lokális, regionális, globális) között navigálva hosszútávú változásokat valósíthat meg a beporzók és hatékony beporzás érdekében. Ehhez természetesen elengedhetetlen az emberi viselkedés, motiváció és szociális normák változása hosszú távon, amihez megfelelő oktatási, köznevelési rendszer szükséges (Christmann 2019). A beporzók védelmén keresztül pedig egyben a fenntartható fejlődési célok elérésében is sokat léphetnének előre.

A beporzókat is érintő változások, hatások hátterében persze a politika és a gazdaság érdekviszonyai állnak, amelyek strukturálisan kialakultak, s hatalmi érdekeket képviselnek. A politikai döntéshozatali struktúrák, illetve a gazdasági-hatalmi struktúrák megváltoztatása ezért kiemelten szükséges a beporzók

helyzetének alapvető és stabil javításához. Az IPBES beporzókkal foglalkozó tanulmánya példaértékű módon számos nemzeti és nemzetközi stratégia, kezdeményezés elindításában, megalapozásában játszott fontos szerepet, elérve ezzel célját, a tudomány és döntéshozatal közti híd kialakítását. Itt említhető meg például az IPBES beporzókról szóló tanulmány fő üzeneteinek a Convention on Biological Diversity (CBD) általi adoptálása (COP decision XIII/15, ([http3](#))), a Declaration on the Coalition of the Willing on Pollinators megalakulása ([http4](#)), vagy az Európai Unió beporzó stratégiája ([http5](#)). Magyarországon efféle nemzeti stratégia még nincs, de az IPBES beporzó tanulmány főbb üzeneteit egy magyar nyelvű, ismeretterjesztő kiadvány is hivatott eljuttatni bárkihez, aki érdeklődik a beporzók sokfélesége, helyzete, szerepe, az őket érintő veszélyek és a kertekben, erkélyeken is alkalmazható módszerek iránt, melyek táplálkozásukat, fészkelésüket segíthetik ([http6](#)). Ez utóbbi helyi léptékű megoldásoknak igen fontos szerepe van, hiszen a beporzók védelmén keresztül hatékonyabb beporzáshoz juthatunk, és ennek elérésében az efféle „alulról induló” kezdeményezések mindenképp nagyon fontosak.

Köszönetnyilvánítás – Köszönet illeti Simon G. Potts és Vera Imperatriz-Fonseca főkoordinátorokat, azaz az IPBES Assessment Report on Pollinators, Pollination and Food Production című tanulmány elkészítésének vezetőit, Hien Ngo titkárt, a tanulmány minden szerzőjét és lektorát. A szerzőt az NKFIH FK123813 projektje és az MTA Bolyai János Kutatási Ösztöndíj támogatta. A kézirat az Innovációs és Technológiai Minisztérium ÚNKP-19-4-SZIE-3 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának szakmai támogatásával készült.

Irodalomjegyzék

- Abrol, D. P. (ed) (2012): *Pollination Biology. Biodiversity Conservation and Agricultural Production*. – Springer Dordrecht Heidelberg London New York. 823 p.
- Aizen, M. A. & Harder, L. D. (2009): The global stock of domesticated honey bees is growing slower than agricultural demand for pollination. – *Curr. Biol.* **19**: 915–918. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.03.071>
- Arany, I., Czucz, B., Csonka, I., Kovács-Hostyánszki, A. & Molnár, Z. (2017): Tájváltozás, tájhasználat és az ideális méhlegelő déldunántúli méhészek szemével. – *Termvéd Közlem.* **23**: 127–143. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2017.23.127>
- Baldock, K. C. R., Goddard, M. A., Hicks, D. M., Kunin, W. E., Mitschunas, N., Osgathorpe, L. M., Potts, S. G., Robertson, K. M., Scott, A. V., Stone, G. N., Vaughan, I. P. & Memmott, J. (2015): Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. – *Proc. R. Soc. B* **282**: 20142849. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2849>
- Batáry, P., Báldi, A., Sárospataki, M., Kohler, F., Verhulst, J., Knop, E., Herzog, F. & Kleijn, D. (2010): Effect of conservation management on bees and insect-pollinated grassland plant communities in three European countries. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **136**: 35–39.

- Blaauw, B. & Isaacs, R. (2014): Flower plantings increase wild bee abundance and the pollination services provided to a pollination-dependent crop. – *J. Appl. Ecol.*, **51**: 890–898. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12257>
- Blitzer, E., Dormann, C., Holzschuh, A., Klein, A., Rand, T. & Tschamtker, T. (2012): Spill-over of functionally important organisms between managed and natural habitats. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **146**: 34–43. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.09.005>
- Bohan, D. A., Boffey, C. W., Brooks, D. R., Clark, S. J., Dewar, A. M., Firbank, L. G., Haughton, A. J., Hawes, C., Heard, M. S., May, M. J., Osborne, J. L., Perry, J. N., Rothery, P., Roy, D. B., Scott, R. J., Squire, G. R., Woiwod, I. P. & Champion, G. T. (2005): Effects on weed and invertebrate abundance and diversity of herbicide management in genetically modified herbicide-tolerant winter-sown oilseed rape. – *Proc. R. Soc. B* **272**: 463–474. <https://doi.org/10.1098/rspb.2004.3049>
- Bommarco, R., Kleijn, D. & Potts, S. G. (2012): Ecological intensification: Harnessing ecosystem services for food security. – *Trend. Ecol. Evol.* **28**: 230–238. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.012>
- Brittain, C., Kremen, C. & Klein, A. (2013): Biodiversity buffers pollination from changes in environmental conditions. – *Glob. Change Biol.* **19**: 540–547. <https://doi.org/10.1111/gcb.12043>
- Brittain, C. & Potts, S. (2011): The potential impacts of insecticides on the life-history traits of bees and the consequences for pollination. – *Basic Appl. Ecol.* **12**: 321–331. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.12.004>
- Carvalho, L. G., Veldtman, R., Shenkute, A. G., Tesfay, G. B., Pirk, C. W. W., Donaldson, J. S. & Nicolson, S. W. (2011): Natural and within-farmland biodiversity enhances crop productivity. – *Ecol. Lett.* **14**: 251–259. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01579.x>
- Christmann, S. (2019): Under which conditions would a wide support be likely for a Multilateral Environmental Agreement for pollinator protection? – *Environ. Sci. Policy* **91**: 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.10.004>
- Christmann, S. & Aw-Hassan, A. A. (2012): Farming with alternative pollinators (FAP)—An overlooked win-win-strategy for climate change adaptation. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **161**: 161–164. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.07.030>
- Deguines, N., Jono, C., Byude, M., Henry, M., Julliard, R. & Fontaine, C. (2014): Large-scale trade-off between agricultural intensification and crop pollination services. – *Front. Ecol. Environ.* **12**: 212–217. <https://doi.org/10.1890/130054>
- Fenesi, A., Vágási, C. I., Beldean, M., Földesi, R., Kolcsár, L-P., Shapiro, J. T., Török, E. & Kovács-Hostyánszki, A. (2015): *Solidago canadensis* impacts on native plant and pollinator communities in different-aged old fields. – *Basic Appl. Ecol.* **6**: 335–346. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2015.03.003>
- Földesi, R., Kovács-Hostyánszki, A., Kőrösi, A., Somay, L., Elek, Z., Markó, V., Sárospataki, M., Bakos, R., Varga, A., Nyisztor, K. & Báldi, A. (2016): Relationships between wild bees, hoverflies and pollination success in apple orchards with different landscape contexts. – *Agr. Forest Entom.* **18**: 68–75. <https://doi.org/10.1111/afe.12135>
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Kremen, C., Morales, J. M., Bommarco, R., Cunningham, S. A., Carvalho, L. G., Chacoff, N. P., Dudenhoefter, J. H., Greenleaf, S. S., Holzschuh, A., Isaacs, R., Krewenka, K., Mandelik, Y., Mayfield, M. M., Morandin, L. A., Potts, S. G., Ricketts, T. H., Szentgyörgyi, H., Viana, B. F., Westphal, C., Winfree, R. & Klein, A. M. (2011): Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. – *Ecol. Lett.* **14**: 1062–1072. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01669.x>
- Garibaldi, L., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R., Cunningham, S. A., Kremen, C., Carvalho, L. G., Harder, L. D., Afik, O., Bartomeus, I., Benjamin, F., Boreux,

- V., Cariveau, D., Chacoff, N. P., Dudenhöffer, J. H., Freitas, B. M., Ghazoil, J., Greenleaf, S., Hipólito, J., Holzschuh, A., Howlett, B., Isaacs, R., Javorek, S. K., Kennedy, C. M., Krewenka, K. M., Krishnan, S., Mandelik, Y., Mayfield, M. M., Motzke, I., Munyuli, T., Nault, B. A., Otieno, M., Petersen, J., Pisanty, G., Potts, S. G., Rader, R., Ricketts, T. H., Rundlöf, M., Seymour, C. L., Schüepp, C., Szentgyörgyi, H., Taki, H., Tschamtkke, T., Vergara, C. H., Viana, B. F., Wanger, T. C., Westphal, C., Williams, N. & Klein A-M. (2013): Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. – *Science* **339**: 1608–1611. <https://doi.org/10.1126/science.1230200>
- Godfray, H. C. J., Blacquiere, T., Field, L., Hails, R., Potts, S., Raine, N., Vanbergen, A. J. & McLean, A. R. (2015): A restatement of recent advances in the natural science evidence base concerning neonicotinoid insecticides and insect pollinators. – *Proc. Roy. Soc. B: Biol. Sci.* **282**: 20151821. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1821>
- Harrison, R. D. (2000): Repercussions of El Niño: drought causes extinction and the breakdown of mutualism in Borneo. – *Proc. Roy. Soc. B: Biol. Sci.* **267**: 911–915. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1089>
- Hopwood, J. L. (2008): The contribution of roadside grassland restorations to native bee conservation. – *Biol. Conserv.* **141**: 2632–2640. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.026>
- IPBES (2016): The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. S. G. Potts, V. L. Imperatriz-Fonseca, and H. T. Ngo (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 552 pp.
- Józán, Z. (2011): Checklist of Hungarian Sphecidae and Apidae species (Hymenoptera, Sphecidae and Apidae). – *Natura Somogyiensis* **19**: 177–200.
- Kearns, C. A., Inouye, D. W. & Waser, N. M. (1998): Endangered mutualism: The Conservation of Plant-Pollinator Interactions. – *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **29**: 83–112. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.83>
- Kennedy, C., Lonsdorf, E., Neel, M., Williams, N., Ricketts, T., Winfree, R., Bonmarco, R., Brittain, C., Burley, A. L., Cariveau, D., Carvalho, L. G., Chacoff, N. P., Cunningham, S. A., Danforth, B. N., Dudenhöffer, J.-H., Elle, E., Gaines, H. R., Garibaldi, L. A., Gratton, C., Holzschuh, A., Isaacs, R., Javorek, S. K., Jha, S., Klein, A. M., Krewenka, K., Mandelik, Y., Mayfield, M. M., Morandin, L., Neame, L. A., Otieno, M., Park, M., Potts, S. G., Rundlöf, M., Saez, A., Steffan-Dewenter, I., Taki, H., Viana, B. F., Westphal, C., Wilson, J. K., Greenleaf, S. S. & Kremen, C. (2013): A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. – *Ecol. Lett.* **16**: 584–599. <https://doi.org/10.1111/ele.12082>
- Klein, A. M., Vaissiere, B., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C. & Tschamtkke, T. (2007): Importance of crop pollinators in changing landscapes for world crops. – *Proc. Roy. Soc. B-Biol. Sci.* **274**: 303–313. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>
- Kovács-Hostyánszki, A., Batáry, P., Báldi, A. & Harnos, A. (2011a): Interaction of local and landscape features in the conservation of Hungarian arable weed diversity. – *Appl. Veg. Sci.* **14**: 40–48. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2010.01098.x>
- Kovács-Hostyánszki, A., Körösi, A., Orci, K. M., Batáry, P. & Báldi, A. (2011b): Set-aside promotes insect and plant diversity in a Central European country. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **141**: 296–301. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.03.004>
- Kovács-Hostyánszki, A., Espíndola, A., Vanbergen, A. J., Settele, J., Kremen, C. & Dicks, L. V. (2017): Ecological intensification to mitigate impacts of conventional intensive land use on pollinators and pollination. – *Ecol. Lett.* **20**: 673–689. <https://doi.org/10.1111/ele.12762>
- Kremen, C. & Chaplin-Kramer, R. (2007): Insects as providers of ecosystem services: crop pollination and pest control. – In: Stewart, A. J. A., New, T. R. & Lewis, O. T. (eds): *Insect Conservation*

- Biology: Proceedings of the Royal Entomological Societys 23rd Symposium.*) CABI Publishing, Wallingford, pp. 349–382.
- Lautenbach, S., Seppelt, R., Liebscher, J. & Dormann, C. F. (2012): Spatial and Temporal Trends of Global Pollination Benefit. – *PLoS ONE* **7**: e35954. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0035954>
- Lyver, P., E. Perez, M. Carneiro da Cunha & Roué, M. (eds.) (2015): *Indigenous and Local Knowledge about Pollination and Pollinators associated with Food Production: Outcomes from the Global Dialogue Workshop* (Panama 1–5 December 2014). UNESCO: Paris.
- Martins, A. C., Goncalves, R. B. & Melo, G. A. R. (2013): Changes in wild bee fauna of a grassland in Brazil reveal negative effects associated with growing urbanization during the last 40 years. – *Zoologia* (Curitiba) **30**: 157–176. <http://dx.doi.org/10.1590/S1984-46702013000200006>
- Michener, C. D. (2007): *The bees of the world.* – The Johns Hopkins University Press.
- Moroń, D., Lenda, M., Skórka, P., Szentgyörgyi, H., Settele, J. & Woyciechowski, M. (2009): Wild pollinator communities are negatively affected by invasion of alien goldenrods in grassland landscapes. – *Biol. Conserv.* **142**: 1322–1332. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.036>
- Nieto, A., Roberts, S. P. M., Kemp, J., Rasmont, P., Kuhlmann, M., García Criado, M., Biesmeijer, J. C., Bogusch, P., Dathe, H. H., De la Rúa, P., De Meulemeester, T., Dehon, M., Dewulf, A., Ortiz-Sánchez, F. J., Lhomme, P., Pauly, A., Potts, S. G., Praz, C., Quaranta, M., Radchenko, V. G., Scheuchl, E., Smit, J., Straka, J., Terzo, M., Tomozii, B., Window, J. & Michez, D. (2014): European Red List of bees. Luxembourg: Publication Office of the European Union
- Oldroyd, B. P. (2007): What's killing American honey bees? – *PLoS Biology* **5**: e168. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0050168>
- Ollerton, J., Winfree, R. & Tarrant, S. (2011): How many flowering plants are pollinated by animals? – *Oikos* **120**: 321–326. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>
- OMME (2017): *Magyar Méhészeti Nemzeti Program. Környezetterhelési Monitoringvizsgálat 2016–2017.* ISSN 2062-9915
- Potts, S. G., Roberts, S. P. M., Dean, R., Marris, G., Brown, M. A., Jones, R., Neumann, P. & Settele, J. (2010): Declines of managed honey bees and beekeepers in Europe. – *J. Apicult. Research* **49**: 15–22. <https://doi.org/10.3896/IBRA.1.49.1.02>
- Richards, A. (2001): Does low biodiversity resulting from modern agricultural practice affect crop pollination and yield? – *Ann. Bot.* **88**: 165–172. <https://doi.org/10.1006/anbo.2001.1463>
- Ricketts, T., Regetz, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S., Kremen, C., Bogdanski, A., Gemmill-Herren, B., Greenleaf, S. S., Klein, A. M., Mayfield, M. M., Morandin, L. A., Ochieng, A. & Viana, B. F. (2008): Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? – *Ecol. Lett.* **11**: 499–515. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01157.x>
- Riedinger, V., Mitesser, O., Hovestadt, T., Steffan-Dewenter, I. & Holzschuh, A. (2015): Annual dynamics of wild bee densities: attractiveness and productivity effects of oilseed rape. – *Ecology* **96**: 1351–1360. <https://doi.org/10.1890/14-1124.1>
- Settele, J., Scholes, R., Betts, R., Bunn, S., Leadley, P., Nepstad, D., Overpeck, J.T. & Taboada, M.A. (2014): *Terrestrial and Inland Water Systems. In: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability.* Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field C. B., Barros, V. R., Dokken, D. J., Mach, K. J., Mastrandrea M. D., Bilir, T. E., Chatterjee M, Ebi K. L., Estrada. Y. O., Genova R. C., Girma, B., Kissel, E. S., Levy, A. N., MacCracken, S., Mastrandrea, P. R., White, L. L. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 271–359.
- Steffan-Dewenter, I., Westphal, C. (2008): The interplay of pollinator diversity, pollination services and landscape change. – *J. Appl. Ecol.* **45**: 737–741. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01483.x>

- Szabo, N. D., Colla, S. R., Wagner, D. L., Gall, L. F. & Kerr, J. T. (2012): Do pathogen spillover, pesticide use, or habitat loss explain recent North American bumblebee declines? *Conserv. Lett.* **5**: 232–239. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00234.x>
- Tscharntke, T., Clough, Y., Wanger, T. C., Jackson, L., Motzke, I. Perfecto, I., Vandermeer, J. & Whitbread, A. (2012): Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. – *Biol. Conserv.* **151**: 53–59. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.068>
- van Hengstum, T., Hooftman, D. A. P., Oostermeijer, J. G. B., & van Tienderen, P. H. (2014): Impact of plant invasions on local arthropod communities: A meta-analysis. – *J. Ecol.* **102**: 4–11. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12176>
- Vanbergen, A., Woodcock, B., Gray, A., Grant, F., Telford, A., Lambdon, P., Chapman, D. S., Pywell, R. F., Heard, M. S. & Cavers, S. (2014): Grazing alters insect visitation networks and plant mating systems. *Func. Ecol.* **28**: 178–189. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12191>
- Wesche, K., Krause, B., Culmsee, H. & Leuschner, C. (2012): Fifty years of change in Central European grassland vegetation: large losses in species richness and animal-pollinated plants. – *Biol. Conserv.* **150**: 76–85. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.02.015>
- Winfree, R., Williams, N. M., Dushoff, J. & Kremen, C. (2007): Native bees provide insurance against ongoing honey bee losses. – *Ecol. Lett.* **10**: 1105–1113. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01110.x>

Internetes források (letöltés: 2019. szeptember):

http1: <https://www.ipbes.net/assessment-reports/pollinators>

http2: www.faostat3.fao.org

http3: <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-13/cop-13-dec-15-en.pdf>

http4: <https://promotepollinators.org>

http5: http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/pollinators/documents/EU_pollinators_initiative.pdf

Pollinators, pollination and food production – key messages of the first thematic assessment report by IPBES

Anikó Kovács-Hostyánszki

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

E-mail: kovacs.aniko@okologia.mta.hu

The Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) assigned its first thematic assessment in 2014 to pollinators, pollination and its role in food production. Most of the wild and crop plants need at some extent pollination by managed and/or wild pollinators, therefore pollination has outstanding ecological, economic, social and cultural values. The technical report and the short summary for policy makers approved by the Plenary of IPBES in 2016 concludes that pollinators are increasingly under threat from human activities, including land use change, loss and fragmentation of semi-natural habitats, intensive agricultural management, increased use of pesticides and climate change. While several pollinator species are threatened by extinction or show declining population trends, the demand for animal pollination and the extension area of insect-pollinated crops increases constantly. The long-term, sustainable use of pollination requires urgent and multiple activities not only in the agriculture, but changes also in the human mentality and attitude to our environment.

Keywords: agricultural intensification, ecosystem services, honeybee, land use change, mitigation possibilities, wild pollinators

A hagyományos, a helyi és a bennszülött tudás az IPBES Globális, illetve Európa és Közép-Ázsia értékelő tanulmányában

Molnár Zsolt¹, Babai Dániel², Varga Anna¹, Demeter László¹ és Öllerer Kinga^{1,3}

¹MTA Ökológiai Kutatóközpont, 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.

²MTA Bölcsészettudományi Kutatóközpont, 1097 Budapest, Tóth Kálmán u. 4.

³Biológiai Intézet, Román Akadémia, 060031

Bukarest, Spl. Independenței 296., Románia

E-mail: molnar.zsolt@okologia.mta.hu

Összefoglaló: A Biológiai Sokféleség és az Ökoszisztéma-szolgáltatások Globális Értékelő Tanulmánya, amelyet az ENSZ Biológiai Sokféleség és Ökoszisztéma-szolgáltatás Kormányközi Testülete (IPBES) jelentetett meg 2019 májusában, elismerte, hogy a természet védelme hatékonyabbá válhat a hagyományos, bennszülött és helyi tudás bevonásával, illetve ezen tudás birtokosainak részvételével. Jelen tanulmány azokat a rendelkezésre álló tudományos eredményeket és legfontosabb üzeneteket foglalja össze, amelyek ezt az állítást alátámasztják. Az eredeti idézeteket (*dőlt betűvel*) a Globális és az Európa és Közép-Ázsia Értékelő Tanulmány döntéshozók számára készített összefoglalójából és az értékelő tanulmányból válogattuk össze, hogy bemutassuk, milyen következtetésekre jutottak a szerzők a tudományos és az ún. hagyományos tudás elérhető legjobb szakirodalmának értékelése során. Az eredeti szövegekhez kapcsolódóan néhány regionális (közép- és kelet-európai) vonatkozást is megemlítettünk.

Kulcsszavak: hagyományos ökológiai tudás, hagyományos tájhasználat, tudásrendszerek, közös tudásalkotás

„Ez olyan, mint az otthon, ezt nem lehet elmondani. Ezt érezni kell! Tavasszal, mán az ember mikor kimegy, beleszagol a friss levegőbe, azt nem lehet elmondani azt az érzést, hogy milyen.” (Barta Sándor, gulyás, in Kis *et al.* 2017, az Európa és Közép-Ázsiai Értékelő Tanulmány 2. fejezetének nyitóidézete, Martín-López *et al.* 2018).

Bevezetés

Az ENSZ Biológiai Sokféleséggel és Ökoszisztéma-szolgáltatással foglalkozó Kormányközi Testülete (IPBES, <http://ipbes.net>) 2019 májusában közzétette a Biológiai Sokféleség és Ökoszisztéma-szolgáltatások Globális Értékelő Tanulmányát (IPBES 2019a, b). Ezek az IPBES értékelések az első olyan globális és regionális összefoglalók, amelyek nemcsak a természet- és társadalomtudományok eredményeit használják, hanem a bennszülött és a helyi közösségek ún. helyi és hagyományos ökológiai tudására is erősen támaszkodnak. Ezek az értékelések azt állítják, hogy a bennszülött népek és a helyi közösségek (angol kifejezéssel: Indigenous Peoples and local communities) tudásrendszerei és hagyományos extenzív tájhasználati módjaik gyakran aktívan és pozitívan járulnak hozzá a biológiai sokféleséghez és annak megőrzéséhez, emellett segíthetnek megváltoztatni magatartásunkat és elmozdulni természeti örökségünk és erőforrásaink fenntarthatóbb használatára (Díaz *et al.* 2018, Molnár 2018). Ebben a cikkben összefoglaljuk a Globális Értékelő Tanulmány (GA, IPBES 2019a, b), az Európa és Közép-Ázsia Regionális Értékelő Tanulmány (ECA, IPBES 2018a, b), illetve ezek, szempontunkból példaértékű fejezeteinek (Martín-López *et al.* 2018, Elbakidze *et al.* 2018, Purvis *et al.* 2019), valamint az Európa és Közép-Ázsia Értékelő Tanulmány Bennszülött és Helyi Tudás Párbeszéd-konferenciája tanulmánykötetének (Roué & Molnár 2017) kulcsfontosságú üzeneteit, különös tekintettel azokra, amelyek a bennszülött és helyi közösségekkel, valamint az ő tudásukkal kapcsolatosak, és emellett közép- és kelet-európai jelentőségük is van. Fontos hangsúlyozni, hogy míg az értékeléseket a kutatókból álló szerzőgárda fogalmazta, a döntéshozóknak készült összefoglalót a plenáris ülés során a kormánydelegációk olykor lényegesen átfogalmazták, ezért a két dokumentum között kisebb eltérések keletkeztek (emiatt is jeleztük mindig, hogy az adott gondolat mely anyagból származik). A Marie Roué és Molnár Zsolt által szerkesztett konferenciakötet (Roué & Molnár 2017) elsődleges célja az volt, hogy a tudomány emberei számára elérhetővé és idézhetővé tegyen olyan tényeket és következtetéseket, amelyek a bennszülött és helyi közösségekben közismert tudásnak számítanak, és jelentős mértékben hozzájárulhatnak az értékelések tudásrendszereken átívelő következtetéseihez.

E tanulmánynak több célja is van, emiatt szerkezete és stílusa részben eltér a Természetvédelmi Közleményekben szokásostól. Egyik fontos célunk az volt, hogy az eredeti IPBES gondolatok magyar fordításban is rendelkezésre álljanak a hazai olvasók és felhasználók számára. Az eredeti angol nyelvű szövegrészek megtalálhatók a cikk angol változatában, jelen cikk függelékeként. A fordítás során igyekeztünk szöveghűek maradni, ugyanakkor a szöveg gördülékenysége és érthetősége érdekében ettől időnként el kellett kissé térni, illetve közbeszúrás-

sokkal segítettük az olvasót a szöveg és a szakterminusok könnyebb, de pontos megértésében (szögletes zárójelben és álló betűvel). A cikk másik célja, hogy az IPBES-ben megfogalmazott gondolatokat közép-európai és legfőképp hazai kontextusba helyezzük, így is segítve az IPBES értékelő tanulmányok főbb eredményeinek és következtetéseinek hazai hasznosulását.

A Globális Értékelő Tanulmány (IPBES 2019a, b) röviden összefoglalja a természet helyzetét, változásainak irányát és mozgatórugóit, valamint a helyi megélhetésre gyakorolt hatásait a bennszülöttek és a helyi közösségek által kezelt és használt területeken: *„A bennszülöttek és a helyi közösségek által használt természeti területekre egyre növekvő nyomás nehezedik. Bár általánosságban a természet lassabban pusztul a bennszülöttek által használt területeken, mint máshol, mégiscsak pusztul, csakúgy, mint a fenntartásához szükséges tudás. A világ szárazföldi területének legalább egynegyedén bennszülött népek élnek, gazdálkodnak. Ilyen területre esik a formálisan védett területek mintegy 35%-a és az emberi beavatkozás által kevésbé érintett szárazföldi területek mintegy 35%-a [lásd részletesebben: Garnett et al. 2018]. Továbbá, változatos tulajdonviszonyok és haszonvételi keretek között számos különböző ún. helyi közösség, beleértve földműveseket, halászokat, pásztorokat, vadászokat, állattartók és erdőgazdálkodók, is jelentős területeken gazdálkodik a természettel. A bennszülött és helyi közösségek által kifejlesztett és használt, a természet helyi állapotát monitorozó indikátorok közül 72% negatív tendenciát mutat a helyi megélhetés és a jólét [életminőség] alapját biztosító természeti elemek kapcsán [lásd részletesebben: Purvis et al. 2019]. A bennszülött és helyi közösségek által (különböző tulajdonviszonyok, bérleti és haszonvételi keretek között) használt területeket növekvő mértékben terheli a nyersanyag-kitermelés, árutermelés, bányászat, valamint a közlekedési és energetikai infrastruktúra, és ez számos [részben negatív, részben pozitív] következménnyel jár a helyi megélhetés és egészség tekintetében. Néhány, az éghajlatváltozást csökkenteni szándékozó programnak [pl. erdőültetések, energianövényültetések] is káros hatása van a bennszülött népekre és a helyi közösségekre [pl. a helyi élelmiszertermelés elől területeket foglal el]. [A helyi közösségek által használt területeket terhelő] tevékenységek negatív következményei közé tartozik a hagyományos megélhetési formák ellehetetlenülése a folyamatos erdőirtás, a vizes élőhelyek elvesztése, a bányászat, a fenntarthatatlan mezőgazdasági, erdőgazdálkodási és halászati módok terjedése miatt, valamint a környezetszennyezés és a vízellátás bizonytalansága miatt, mindezek kihatnak az egészségre és az egyéni és társadalmi jólétre. Ezek a negatív hatások sokféle kihívást jelentenek a bennszülött népek és a helyi közösségek hagyományos gazdálkodása, a bennszülött és a helyi tudás átadása, valamint a vadon élő és háziastított fajok és fajták e*

közösségek általi védelme és fenntartható használata kapcsán is. Továbbá azon hasznok megosztása szempontjából is, amelyek e fajok és fajták használatából származnak, és amelyek a szélesebb társadalom számára is nagy fontossággal bírnak” (IPBES 2019a).

A Globális Értékelő Tanulmány szerzői hangsúlyozzák, hogy „számos hagyományos tájhasználati mód aktívan és pozitívan járul hozzá a vadon élő fajok és háziasított fajták sokféleségéhez azáltal, hogy a természetes folyamatokat antropogén eszközökkel (tudás, tapasztalat és technológia) segítik, «kísérik». A bennszülött népek gyakran kulturálisan sajátos világnézetek alapján gazdálkodnak a szárazföldi és tengerparti területeken. Olyan elveket és indikátorokat alkalmaznak, mint a táj egészsége, a területről való gondoskodás és a kölcsönös felelősség [a természet és emberi közösség között]. [Megjegyezzük azonban, hogy] bizonyos régiókban a fenntarthatatlan gyakorlatok egyre gyakoribbá válnak a globalizáció miatt változó életmód, értékrend és külső nyomás hatására” (IPBES 2019a). Az alábbi lista célja, hogy a teljesség igénye nélkül bemutassa a bennszülött népek és a helyi közösségek hozzájárulásainak típusait és sokféleségét (további információ: IPBES 2019a):

- a helyi körülményekhez alkalmazkodó növény- és állatfajták háziasítása és fenntartása;
- fajgazdag élőhelyek és változatos ökoszisztémák létrehozása kultúrtájokban (pl. kaszálórétek, fáslegelők);
- hasznos növények beazonosítása és termesztése sokfajú agrár-ökoszisztémákban (pl. trópusi „erdő-kertek”);
- tájak, élőhelyek és vadon élő fajok kezelése és monitorozása a vadon élő élővilág és az ökológiai rendszerek rezilienciájának (rugalmas ellenállóképességének) növelése érdekében (pl. égetés az ausztrál bennszülötteknél);
- a degradált területek helyreállítása, restaurálása;
- az erdőirtás megakadályozása az államilag elismert bennszülött területeken (pl. Amazóniában); ezenkívül
- alternatív világnézeteket kínálnak az emberiség és a természet viszonyáról.

Mi a hagyományos tudás, és milyen szerepe van az örökségvédelemben, az identitásban és a fenntarthatóság elősegítésében?

„A bennszülött népek és a helyi közösségek sajátos tudással rendelkeznek a természetről és a természet emberek számára nyújtott hozzájárulásairól [ez egy új, az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal rokon, de annál tágabb fogalom, lásd Díaz et al. 2018], amelyek jelentős értéke van sok helyi közösség (IPBES 2018a, b)”, sőt az egész társadalom számára is. A Globális Értékelő Tanulmány szerint „A bennszülött és hagyományos tudás lokális jellegű, de hatása gyakran regionális léptékben nyilvánul meg, emiatt e tudásnak globális jelentősége van” (IPBES 2019a,b).

Ez annyit jelent, hogy bár az egyes bennszülött és helyi közösségek viszonylag kis területre hatnak gazdálkodásukkal, e kis területek egész régiókká állhatnak össze (pl. az afrikai szavanna-övezet, az Amazonas-medence vagy a közép-ázsiai sztyeppék), és emiatt e sok-sok helyi közösség hatása globális jelentőségűvé válik, hiszen a Föld szárazföldjeinek több mint felét érinti (lásd Garnett *et al.* 2018).

Az IPBES a bennszülött és helyi tudás kifejezés alatt (ILK – Indigenous and Local Knowledge) adott helyhez kötődő – gyakran ökológiai jellegű – tudást, tapasztalatot és világnézetet ért, és azt állítja, hogy az ilyen tudás információt, módszereket, elméleti és gyakorlati segítséget nyújthat szellemi, fizikális és lelki síkon is a fenntartható ökoszisztéma-gazdálkodáshoz. A Biológiai Sokféleség Egyezmény (1992 óta) a hagyományos tudás (TK – Traditional Knowledge) vagy hagyományos ökológiai tudás (TEK – Traditional Ecological Knowledge) kifejezést használja. Ezen fogalmaknak sajnos nincs igazán pontos meghatározása, aminek történeti és politikai okai vannak, mert kiemelt szempont az inkluzivitás megtartása. Közép- és Kelet-Európa országaiban a bennszülött és helyi tudás (ILK), valamint a hagyományos ökológiai tudás (TEK) többé-kevésbé szinonimának tekinthető (Molnár *et al.* 2008, 2009), és az utóbbi fogalom használatát javasoljuk.

Európában széleskörű ismereteink vannak arról, hogy a helyi közösségek (a generációk óta extenzív táj- és vízgazdálkodást folytató, beállt, de adaptív hagyományt követő gazdálkodók, pásztorok és halászok) és az ő hagyományos (ökológiai) tudásuk és gyakorlataikon alapuló életmódjuk hogyan járult és járul hozzá a természeti és kulturális (azaz biokulturális) örökségünk kialakulásához és fennmaradásához (például, Gugič 2009, Fernández-Giménez & Estaque 2012, Molnár 2012a, Bürgi *et al.* 2013, Babai *et al.* 2014, Hernández-Morcillo *et al.* 2014, Kis *et al.* 2017).

„Ugyanakkor sok, az ökoszisztémákat és fajokat érintő bennszülött és hagyományos tudás elveszett [azaz teljesen vagy részleteiben feledésbe merült, vagy jelentős mértékben átalakult]” (IPBES 2018a). Az Európa és Közép-Ázsia Értékelő Tanulmány szerzői (IPBES 2018a, b) szerint „tudjuk, hogy Európában és Közép-Ázsiában [a tizennyolcból] hét ún. természeti hozzájárulás a jólléthez [vö. kb. ökoszisztéma-szolgáltatás] csökken, különösen a szabályozó hozzájárulások [pl. vízszabályozás, eróziógátlás] és a hagyományos tudás átadásából származó tanulás”, de emellett a mindennapi létfenntartáshoz is nélkülözhetetlen „az élelemmel kapcsolatos bennszülött és helyi tudás is fogyatkozik”. A szerzők azt is hangsúlyozzák, hogy „kulturális örökségük gondozása és identitásuk megőrzése révén a bennszülött és helyi közösségek tudása és hagyományos gyakorlatai az emberek életminőségét is javítják [pl. a biztonságérzetet és közösséghez való tartozást].” Megállapítják, hogy „olyan robusztus és az érintetteket bevonó döntéshozatali folyamatokat kell kialakítani, amelyek lehetővé teszik, hogy a bennszülött

és helyi közösségek tudása és a helyi viszonyokhoz igazított gazdálkodási rendszereik beépíthetők legyenek napjaink gazdálkodásába, és ezáltal hozzájárulhassanak a fenntarthatósághoz” (IPBES 2018a, b).



1. ábra: Közös tudásalkotás pásztorokkal (képek forrása: Molnár Ábel, Hajdúsámson, 2014, illetve Kunpeszér, 2016). Az IPBES Globális Értékelő Tanulmánya biológiai sokféleség és ökoszisztéma-szolgáltatások helyzetének és trendjeinek az első olyan, az egész bolygóra kiterjedő értékelése, amely a természettel szoros kapcsolatban élő és azt a megélhetésért sok generáció óta művelő emberek ún. hagyományos, bennszülött és helyi tudásának tudatos bevonásával készült. A tapasztalat azt mutatja, hogy a gazdákkal és pásztorokkal végzett közös tudásalkotás hatékony módja a helyhez igazodó, kulturális és ökológiai szempontból is megfelelő természetvédelmi kezelési rendszerek kialakításának (Molnár & Kovács 2014, Babai *et al.* 2015, Molnár *et al.* 2016, Varga *et al.* 2016a, Kovács *et al.* 2017).

A fenntarthatóságot, természetvédelmet és restaurációt elősegítő hagyományos tájgazdálkodás

*„Az [1970-es évek óta bekövetkezett] társadalmi-gazdasági változások és a tájhasználat intenzifikációja következtében számos európai és közép-ázsiai térségben jelentősen csökkentek azok a területek, amelyeken még ma is hagyományos módon gazdálkodnak (Rotherham 2007). A mezőgazdasági szempontból peremterületeken [pl. magashegységek, szikes és homoki területek], a természetvédelmi területeken vagy különféle társadalmi és kulturális preferenciák [pl. a hagyományokhoz való ragaszkodás, biogazdálkodás] következményeként mégis sokféle gazdálkodási mód fennmaradt (Juler 2014, Lieskovský *et al.* 2014, Molnár *et al.* 2016).”*

„A termelés-alapú [az intenzív termelést ösztönző] támogatások növekedést váltottak ki a mezőgazdaságban, erdőgazdálkodásban és a természeti erőforrások kihasználásában, de ez gyakran ütközik a tájban hagyományosan gazdálkodók érdekeivel [azaz elveikkel, értékrendjükkel, gyakorlatukkal]. A hagyományosan kezelt természetközeli élőhelyek elvesztése a hozzájuk kapcsolódó biológiai sokféleség és az ökoszisztéma-funkciók csökkenését és elvesztését eredményezte. A demográfiai trendek, többek között az urbanizáció miatt folyamatosan csökken

a benszülött és helyi közösségek lélekszáma, ami együtt jár a hagyományos tájhasználattal összefüggő tudást, kultúrát és identitást érintő kedvezőtlen hatásokkal. Mindezen folyamatok a hagyományos tájhasználat felhagyását eredményezik, amely a nagy természetvédelmi értékű természetközeli területek degradációját és az azokhoz kötődő benszülött és hagyományos tudás csökkenését is maga után vonja” (Elbakidze *et al.* 2018).

A helyi közösségek számos ilyen, a természetben, társadalomban és gazdálkodásban bekövetkezett változást kísérnek figyelemmel, monitoroznak (Molnár 2012c, Roué & Molnár 2017, Reyes-García *et al.* 2019). Ennek ellenére az Európa és Közép-Ázsia Értékelő Tanulmány sajnos csak kevés információt tartalmaz arról, hogy a helyi közösségek hogyan érzékelik a biológiai sokféleség romlását az otthonukat jelentő tájban. A helyi hagyományos tudással rendelkező emberek és közösségek jövőképei, forgatókönyvei szintén hiányoznak az értékelésből. Az IPBES értékelő tanulmányok tanulsága, hogy a kutatók és a helyi tudással bírók hatékony és etikus együttműködése és a közös tudásalkotás nagy kihívás különösen azon kutatók számára, akik nem ismerik kellően a hagyományos tudásrendszerek és értékrendek sajátosságait (Ulicsni *et al.* 2019). Ugyanakkor az IPBES értékelő tanulmányok mind regionális, mind globális szinten nagy előrelépést jelentenek a különböző tudásrendszerek összehangolása, a közös tudásalkotás és tudásszintézis terén.

A természetvédelemmel kapcsolatos konfliktusoknak hosszú története van. *„Az európai és közép-ázsiai védett területek kialakítását vagy sikeres kezelését leginkább az befolyásolta, hogy hogyan tudták kezelni a helyi használat, illetve a védettség és a természetvédelmi kezelés között kialakuló konfliktusokat* (Babai *et al.* 2015). *A védett területek irányítására és gazdálkodási rendjére gyakran jellemző a felülről, ill. kívülről való irányítás [top-down módszer], amelyben kismértékű vagy alacsony színvonalú a közösségi részvétel, a felelős hatóságok rugalmatlanok, és elégtelen a helyi körülmények figyelembe vétele, így a természetvédelem megítélése kedvezőtlen lesz, ellenállást váltva ki a helyi közösség tagjaiban* (Blicharska *et al.* 2016, Carrus *et al.* 2005, Elbakidze *et al.* 2013, Grodzinska-Jurczak & Cent, 2011, Mathevet *et al.* 2016)” (Elbakidze *et al.* 2018). E konfliktusok közül sok elkerülhető vagy megoldható, ha nagyobb tudással rendelkezünk a helyi közösségekről, ökológiai tudásukról, illetve a természethez és a természetvédelemhez való hozzáállásukról (Kelemen *et al.* 2013, Kalóczkai *et al.* 2015, Molnár *et al.* 2016, Babai *et al.* 2017, Juhász *et al.* 2017, Kovács *et al.* 2017, Mihók *et al.* 2017).

„A természetvédelem és az extenzív tájhasználat egymásra utaltsága az elmúlt 20–30 évben vált nyilvánvalóvá. A kisléptékű, extenzív tájhasználat gyakran csak a védett területeken képes fennmaradni természetvédelmi kezelés formájában, a

szabályozási keretrendszerekben [pl. az agrártámogatási rendszerekben] is általában a háttérbe szorul [bár vannak specifikus támogatások]. Az ilyen területek védelme érdekében hozott szabályozások gyakran egyáltalán nem veszik figyelembe a helyi közösség világnézetét vagy a helyi tájhasználat hatásait [bár vannak jó példák és előremutató szabályozások, Mihók *et al.* 2016, Molnár *et al.* 2016, Kovács *et al.* 2017]. Ez a helyi lakosság tevékenységének korlátozásához vezet (Babai *et al.* 2015, Molnár *et al.* 2016), és konfliktusokat okoz a helyiek és a védett területekért felelős hatóságok között (Kelemen *et al.* 2013). A helyi tájhasználati konfliktusok megoldása egy integráltabb, a helyi közösség közreműködésére, részvételére erőteljesebben építő megközelítés elfogadása lehet a védett területek irányításában és kezelésében, különösen a helyi közösségek által birtokolt és/vagy kezelt tájakban, illetve a kisparcellás gazdálkodásba vont kultúrtájokban. Olyan összekötő emberekre is szükség van, akik egyaránt ismerik a hagyományos gazdálkodási gyakorlatot és világnézetet, valamint a modern természetvédelmi elképzeléseket (Molnár *et al.* 2015). Emellett az agrár-környezetgazdálkodási programok [mint pl. az EU támogatási rendszere] bevezetése a védett természeti területeken lassíthatja a hagyományos gazdálkodási módok eltűnését, és ezzel megakadályozhatja a biológiai sokféleségnek a gazdálkodás felhagyásával járó csökkenését. Az egyik megközelítés a helyi és hagyományos tudást is magába foglaló táj- és kultúraspecifikus mezőgazdasági szabályozási keret és támogatási rendszer, amely adott lokalitásra szabott, egyedi megoldásokat kínál, tiszteletben tartva a természeti és kulturális 'tőke' közötti szoros kapcsolatot (Molnár & Berkes 2017)" (Elbakidze *et al.* 2018).

Hogyan segíthet a hagyományos tudás kezelési, gazdálkodási és szakpolitikai kérdésekben?

Közép-Európa nemzeti parkjainak és más védett területeinek természetvédelmi kezelése a világ más területeivel összehasonlítva jól működik (Mihók *et al.* 2017). Ugyanakkor még mindig sok a megoldásra váró probléma, tanulmányunk témájánál maradva, például hogy

- hogyan támogatható a kultúrtájak magas természeti értékű területeinek fenntartható használata;
- hogyan javítható a helyi közösségek megélhetése ezeken a területeken a biológiai sokféleség veszélyeztetése nélkül;
- hogyan használható a hagyományos tudás a természetvédelemben;
- hogyan ismerhető meg kellő mélységben a természettel kapcsolatos helyi tudás (pl. egy konkrét táj esetében lásd Molnár 2011a,b, 2012a,b,c, 2015), és hogyan akadályozható meg az elvesztése;

- hogyan segíthető elő ennek a helyi tudásnak a továbbfejlesztése és adaptív alkalmazása a globális változások fényében; illetve
- hogyan javítható a kommunikáció, a bizalom és a tisztelet a természetvédelmi szakemberek és a helyi tájban még hagyományosan gazdálkodók (pl. parasztok, pásztorok) között (Agnoletti 2006, Fischer *et al.* 2012, Oteros-Rozas *et al.* 2013, Varga *et al.* 2016b, Demeter 2017, Molnár & Berkes 2018, Biró *et al.* 2019, Reyes-García *et al.* 2019).

Az Európa és Közép-Ázsia Értékelő Tanulmány azt állítja, hogy „*A 18. [Aichi Biodiverzitás] célkitűzés [a Biológiai Sokféleség Egyezmény 2011–2020-ra kitűzött céljainak egyike] (a hagyományos tudás elismerése és védelme) ellenére az 1960-as évek óta a bennszülött és helyi közösségek természetismerete és gazdálkodási módja tovább hanyatlak Nyugat- és Közép-Európában, nem tartják őket tiszteletben, gazdasági és társadalmi szempontból is a perifériára szorúlnak, ahogy tudásuk is*” (IPBES 2018a, b). „*Miközben az EU Közös Agrárpolitikájának egyes eszközei támogatják az extenzív gazdálkodási módokat, eközben más szabályok kevésbé alkalmasak a magas természeti értékű mezőgazdasági területeken a kis- és részben önfenntartó gazdaságok hagyományos és helyi tudásának és gazdálkodási módjainak támogatására, illetve ezek nem megfelelően valósulnak meg, különösen az EU közép-európai országaiban*” (IPBES 2018a, b).

Az ECA szerzői azt is kijelentik, hogy „*A bennszülött és helyi közösségek gazdasági életképességét a zöld turizmus, a hagyományos gazdálkodásból származó termékek iránti igény és a hagyományos tájhasználat anyagi támogatása is növelheti.*” „*Az agrár-környezetgazdálkodási programok, az ökológiai restauráció és a mezőgazdaság fenntartható megközelítése, mint az agrárökológia és agrárerdészet, enyhítheti az intenzív mezőgazdaság egyes negatív hatásait*” (IPBES 2018a). Hozzátennénk, hogy a nagy tudással rendelkező helyi gazdák, pásztorok és halászok tisztelete és a természetvédelem számára kulcsfontosságú kérdésekben velük végzett közös tudásalkotás hatékonyan növelheti a helyi közösség jóllétét, illetve a tudásuk fennmaradását és a biológiai sokféleség fenntartható használata érdekében történő alkalmazását (Meuret & Provenza 2014, Fabók *et al.* 2015, Kovács *et al.* 2016, Molnár *et al.* 2016, Varga *et al.* 2016a).

Az ECA szerzői megállapították továbbá, hogy „*A részvételi tervezésen, a meglévő tudás jó 'menedzselésén' és kapacitásépítésen [megfelelő helyi szakemberek képzésén] alapuló végrehajtás (ez a 'E' Fenntartható Fejlődési Cél) sokkal hatékonyabb volt ott, ahol az Aichi Biodiverzitás Célokat beépítették a nemzeti szintű célokba [azaz az egyes országok saját Nemzeti Biodiverzitás Stratégiájába]. Ez azonban nem sikerült ott, ahol a bennszülött és helyi tudás és gyakorlatok eltűntek, vagy nem vették őket figyelembe a tájhasználattal kapcsolatosan*” (IPBES 2018a). A tudással való gazdálkodásnak és a különböző szereplők bevonásának

hatékony módja a helyi körülményekhez igazodó, adaptív és kulturálisan megfelelő biodiverzitás-gazdálkodási módok fenntartását, alkalmazását és kialakítását célzó közös tudásalkotás a természetvédők, helyi gazdák, pásztorok és halászok, illetve kutatók részvételével. A természetvédelmi örök – helyzetüknél fogva – eredményesen tudják segíteni ezt a közös tudásalkotást (Varga *et al.* 2016a), és közreműködhetnek a tudomány és a helyi, hagyományos tudás közötti kölcsönös tanulásban (lásd a 'természetvédelmi pásztor' kifejezést, ami egy olyan pásztor jelent, aki mind a hagyományt, mind a modern természetvédelmet érti és műveli, Molnár *et al.* 2016). Az IPBES értékelő tanulmányok egyik legfőbb célkitűzése, hogy a tudományos eredményeket és a hagyományos tudást egyaránt használja a biológiai sokféleség és a természeti hozzájárulások a jólléthez (vö. kb. ökoszisztéma-szolgáltatások) helyzetének és trendjeinek értékeléséhez (Díaz *et al.* 2018).

Az ECA szerzői szerint „*az európai és közép-ázsiai országokban nagyon változó a biodiverzitás fenntartható használatával kapcsolatos emberi jogok, különösen a bennszülött népek jogainak elismerése. További erőfeszítések szükségesek az ún. 'jó kormányzás' alapelveinek teljes integrációja; a hatalmi viszonyok kiegyenlítése, valamint a kapacitásépítés elősegítése érdekében*” (IPBES 2018a). A természetvédelem jogalapú megközelítései (rights-based approaches), azaz a helyi közösségek emberi jogainak figyelembevétele a természetvédelmi intézkedések során, valamint a szokásjogok (pl. hagyományos szabályok, tabuk) elismerése és tiszteletben tartása (pl. közlegelők kapcsán) a legkevésbé kidolgozott és használt eszközkategóriát jelentik védett területek irányítása, kezelése során, ami tudáshiányt jelez, vagy talán az odafigyelés, sőt a bennszülött, hagyományos és helyi tudás és gyakorlatok elismerésének hiányát jelezheti. A szerzők hozzátesszik, hogy „*a bennszülött és hagyományos tudás csökkenése, és ezzel összefüggésben a fenntartható hagyományos tájhasználat hanyatlása veszélyezteti a régió hozzájárulását a 2. és a 4. [fenntarthatósági] cél teljesítéséhez (éhezés felszámolása és minőségi oktatás)*” is. Hangsúlyozzák, hogy „*támogatni és erősíteni kell a közösségi gazdálkodást és irányítást, beleértve a hagyományos közösségi intézményeket és irányítási rendszereket [pl. közlegelők, közbirtokosságok], valamint a bennszülött és helyi közösségeket is bevonó ún. közösen működtetett kezelési-gazdálkodási [ún. co-management] rendszereket is*” (IPBES 2018a, b).



2. ábra: Fajgazdag kaszálórtek Gyimesben (kép forrása: Molnár Ábel, Gyimes, Románia, 2014). Az Európai Unió és a nemzeti agrárszabályozások, valamint támogatások célja sokszor a hagyományos gazdálkodás támogatása a Natura 2000-es és egyéb védett természeti területek fajgazdag kultúrtájaiban. E szabályozások ugyanakkor károsak is lehetnek a helyi gazdálkodásra, ha azokat a helyi társadalmi-ökológiai körülmények tényleges megértése és a helyi gazdákkal végzett közös tudásalkotás nélkül dolgozzák ki, és tartatják be (Babai *et al.* 2015, Molnár *et al.* 2016).

A kulcsfontosságú tudáshiányok

Az Európa és Közép-Ázsia Értékelő Tanulmány nyolc tudáshiány-csoportot azonosított. Ezek közül kettő kifejezetten a hagyományos tudás fontosságát hangsúlyozza:

„Tudáshiány a bennszülött és a helyi tudás hozzájárulásának megértésében: kevés kutatást végeztek a bennszülött, hagyományos és helyi tudás nemzeti és nemzetközi szakpolitikai keretekbe történő integrációjával és a tudásrendszerek közötti szinergiák létrehozását célzó kezdeményezésekkel kapcsolatban. Ezek a tudáshiányok nemcsak a biológiai sokféleség kapcsán, hanem a biológiai sokféleséghez közvetlenül kapcsolódó ágazatokban is fennállnak, mint például a mezőgazdaságban, az erdőgazdálkodásban, a halászatban és a vízgazdálkodásban, továbbá az éghajlatváltozás kezelése kapcsán is” (IPBES 2018a, b).

„Tudáshiány a természet emberek számára nyújtott hozzájárulásainak megértésében: Szükség van az ember számára nyújtott természeti hozzájárulások változatos értékeinek jobb megértésére, számszerűsítésére és integrált vizsgálatára.

Ráadásul keveset tudunk arról, hogy ezt a sokféle értéket a nők és férfiak, illetve a különböző társadalmi csoportok mennyire érzik magukénak. A bennszülött, hagyományos és helyi tudásrendszerek és a tudományos tudás együttes alkalmazása jobb megértést tehet lehetővé.” (IPBES 2018a, b).

Miért számít mindez? Mi ennek a jelentősége?

„A világ azon tájai, amelyeket az előrejelzések szerint súlyosan érintenek majd az éghajlat, a biológiai sokféleség, az ökoszisztéma-funkciók és a természet egyéni és társadalmi jólléthez biztosított hozzájárulásai terén tapasztalható globális változások, egyben nagyszámú bennszülött népek és a világ legszegényebb közösségei közül is soknak adnak otthont. Mivel e közösségek nagymértékben függenek a létfenntartásuk, megélhetésük és egészségük alapját biztosító természettől és annak a jólléthez biztosított hozzájárulásaitól, ezeket a közösségeket aránytalanul erősen fogják sújtani ezek a kedvezőtlen változások. A kedvezőtlen hatások a bennszülött népeknek és a helyi közösségeknek a vadon élő fajok és a házasított fajták sokfélesége, valamint a természet emberi jólléthez biztosított hozzájárulásai kezelésére és megőrzésére való képességét is befolyásolják. A bennszülött népek és a helyi közösségek egymással és számos más érintettel együttműködve, proaktívan néznek szembe ezekkel a kihívásokkal közös gazdálkodási rendszerek [co-management systems], valamint helyi és regionális monitoring-hálózataik segítségével, továbbá a helyi gazdálkodási rendszerek újjáélesztése és adaptív alkalmazása révén. [Ennek ellenére] a regionális és globális forgatókönyvekben nem jelennek meg egyértelműen a bennszülött népek és a helyi közösségek nézőpontjai, kilátásai és jogai, a nagyobb régiókat és ökoszisztémákat érintő tudásuk és ismereteik, valamint az általuk kívánt jövőbeli fejlesztési irányok” (IPBES 2019a, b).

Ezen túlmenően, a Globális Értékelő Tanulmány szerzői szerint *„a fenntarthatóság irányába mutató átalakulás valószínűbb akkor, ha az erőfeszítések azokra a fő stratégiai pontokra irányulnak, ahol kiemelkedően nagy hatás érhető el.”* Ezek között a szerzők számos olyat sorolnak fel, amelyek közvetlenül kapcsolódnak a bennszülött és helyi közösségekhez, valamint gazdálkodási módjukhoz: *„a helyi közösségekkel való együttműködésre, bevonásukra alapuló, részvételi döntéshozatal biztosítása”, „az emberi jogok tiszteletben tartása a természetvédelmi döntésekben”, „az oktatás, a tudásalkotás és a különböző tudásrendszerek fenntartásának támogatása, ideértve az akadémiai tudományokat és a természettel, a természetvédelemmel és a természet fenntartható használatával kapcsolatos bennszülött, hagyományos és helyi tudást is” (IPBES 2019a, b).*

„A bennszülött népek és helyi közösségek bevonása és részvétele a környezeti kérdésekkel kapcsolatos irányításba, valamint tudásuk, innovációik és gyakorlataik, intézményeik és értékeik elismerése gyakran javítja az életminőségüket, valamint elősegíti a természet védelmét, restaurálását és fenntartható használatát, amely a társadalom szélesebb köre számára is jelentőséggel bír. Ezentúl a bennszülött népek és helyi közösségek fenntarthatósághoz való pozitív hozzájárulását előmozdíthatja a földtulajdonra, a földhasználatra és a természeti erőforrásokra vonatkozó jogok – nemzeti jogszabályoknak megfelelő – elismerése [az őket és területeiket érintő kérdésekben]; a szabad, előzetes tájékoztatáson alapuló jóváhagyás [az ún. Free Prior Informed Consent, FPIC] intézménye, valamint a szorosabb együttműködés és a részvételi döntéshozatal alkalmazása; a használatból és a helyi közösségekkel kötött közös gazdálkodási/kezelési megállapodásokból eredő haszon méltányos elosztása” (IPBES 2019a, b).

Következtetések

Közép- és Kelet-Európában sok magas természeti értékű ökoszisztéma – például majdnem minden réttípus, a legtöbb korábban vagy jelenleg is legeltetett gyepek, valamint néhány nyílt erdő- és mocsártípus – aktív kezelést igényel ahhoz, hogy természeti értékei fennmaradjanak (Halada *et al.* 2011, Babai *et al.* 2014, Öllerer 2014, Varga *et al.* 2016a, 2017, Varga & Molnár 2018, Biró *et al.* 2019). A hagyományos gazdálkodási módok – néhány szükségszerű módosítással – legtöbbször alkalmasak erre a természetvédelmi kezelésre (Fisher *et al.* 2012, Varga *et al.* 2016a, Biró *et al.* 2019).

A régió számos országában a hagyományos és helyi tudást, más néven hagyományos ökológiai tudást még mindig széles körben használják, különösen az alacsony mezőgazdasági potenciállal rendelkező marginális területeken, ahol egyébként gyakran a védett területek is találhatóak (Roué & Molnár 2017). Sok védett természeti területen az emberek még ma is aktívan gazdálkodnak, jószágot legeltetnek (Molnár 2012, Varga *et al.* 2016b). Az ilyen kultúrtájakban egyedi szabályozásra van szükség, hogy kulturálisan elfogadható, fenntartható és a biológiai sokféleség szempontjából a lehető legelőnyösebb használat és természetvédelmi célú kezelés valósulhasson meg. Ezek a szabályozások a természetvédelem és a helyi erőforrás-gazdálkodás közös érdekeire alapozhatók.

Régióink számos országában és tájain a hagyományos gazdálkodás eltűnőben van, de a hozzá kapcsolódó helyi és hagyományos ökológiai tudás a mai napig létezik a társadalmi emlékezet részeként (az idősebb generációk ökológiai emlékezete) (Molnár 2012a, b, c, Havel *et al.* 2016). Ezek az emlékek, megélt ta-

pasztralatok rendkívül hasznosak lehetnek a helyi tájtörténet, a tájhasználat és az ökoszisztémák változásának rekonstruálásában és a megfelelő természetvédelmi gazdálkodási gyakorlat megtervezésében és kialakításában (Molnár *et al.* 2016, Varga *et al.* 2016b).

Régiókban a hagyományos és helyi tudást gyakran nagy tisztelet övezi, régóta, sokan és sokat vizsgálják, és jól dokumentált, különösen a hagyományos kézművességhez, a népi gyógyászathoz kapcsolódó tudás vagy a népzene és a néptánc, a hagyományos szokások és ünnepek, ugyanakkor a hagyományos és helyi tudás ökológiai aspektusát, azaz az ún. hagyományos ökológiai tudást, sokkal kevésbé ismerik, tisztelik, vizsgálják és dokumentálják (Molnár *et al.* 2009). Sajnos az idő előrehaladtával egyre kevesebb lesz az e tudást aktívan használó, illetve a még élő ökológiai emlékezettel rendelkező ember. Ez csökkenti tájaink ökológiai ellenállóképességét (rezilienciáját) azáltal, hogy a természetvédelmi kezelés megtervezéshez és megvalósításához egyre kevesebb helyi, a biológiai sokféleséggel kapcsolatos információ áll majd rendelkezésre.

Végül reméljük, hogy az IPBES Globális Értékelő Tanulmánya, valamint Európa és Közép-Ázsia Értékelő Tanulmánya hozzájárul a helyi hagyományos tudás birtokosai, illetve tudásuk és tájhasználati módjaik magasabb szintű elismeréséhez, a tudomány és a helyi tudás jobb együttműködéséhez, miközben segít a természeti és kulturális örökségünkkel való jobb gazdálkodásban, és mindezekon keresztül egy fenntarthatóbb jövő felé vezet.

Köszönetnyilvánítás – Az IPBES munkájában való magyar részvételt az NKFI Alap támogatta (IPBES 2.0 A további sikeres magyar részvétel biztosítása az Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services munkájában (ED_18-1-2018-0003), illetve a 2015-2018 időszakra; A sikeres magyar részvétel biztosítása az Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) munkájában (ED_15-1-2015-0007)). Öllerer Kingát az MTA Prémium posztdoktori pályázat támogatta.

Irodalomjegyzék

- Agnoletti, M. (2006): Traditional knowledge and the European common agricultural policy (PAC): the case of the Italian national rural development plan 2007–2013. Cultural heritage and sustainable forest management: the role of traditional knowledge — *Proceedings of the conference*, 8–11. June 2006, Florence, Italy, IUFRO, Warsaw, Poland, pp. 17–25.
- Babai, D., Molnár, Á. & Molnár, Zs. (2014): *“Ahogy gondozza, úgy veszi hasznát” Hagyományos ökológiai tudás és gazdálkodás Gyimesben.* (Traditional ecological knowledge and land use in Gyimes (Eastern Carpathians). – MTA Bölcsészettudományi Kutatóközpont Néprajztudományi Intézet, MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet, Budapest, Vácrátót, 173 p.

- Babai, D., Tóth, A., Szentirmai, I., Biró, M., Máté, A., Demeter, L., Szépligeti, M., Varga, A., Molnár, Á., Kun, R. & Molnár, Zs. (2015): Do conservation and agri-environmental regulations support effectively traditional small-scale farming in east-central European cultural landscapes? – *Biodivers. Conserv.* **24**: 3305–3327. <https://dx.doi.org/10.1007/s10531-015-0971-z>
- Babai, D., Ulicsni, V., & Avar, Á. (2017): Conflicts of economic and cultural origin between farmers and wild animal species in the Carpathian Basin—an ethnozoological approach. – *Acta Ethnograph. Hung.*, **62**: 187–206.
- Biró, M., Molnár, Zs., Babai, D., Dénes, A., Fehér, A., Barta, S., Sáfián, L., Szabados, K., Kiš, A., Demeter, L. & Öllerer, K. (2019): Reviewing historical traditional knowledge for innovative conservation management: A re-evaluation of wetland grazing. – *Sci. Total Environ.* **666**: 1114–1125. <https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.292>
- Blicharska, M., Orlikowska, E. H., Roberge, J.-M. & Grodzinska-Jurczak, M. (2016): Contribution of social science to large scale biodiversity conservation: A review of research about the Natura 2000 network. – *Biol. Conserv.* **199**: 110–122. <https://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.007>
- Bürgi, M., Gimmi, U. & Stuber, M. (2013): Assessing traditional knowledge on forest uses to understand forest ecosystem dynamics. – *For. Ecol. Manage.* **289**: 115–122. <https://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.012>
- Carrus, G., Bonaiuto, M., & Bonnes, M. (2005): Environmental concern, regional identity, and support for protected areas in Italy. – *Environ. Behav.* **37**: 237–257. <https://dx.doi.org/10.1177/0013916504269644>
- Demeter, L. (2017): Biodiversity and ecosystem services of hardwood floodplain forests: Past, present and future from the perspective of local communities in West Ukraine. – In: Roué, M. & Molnár, Zs. (eds.): *Knowing our Land and Resources: Indigenous and local knowledge of biodiversity and ecosystem services in Europe & Central Asia*. Knowledges of Nature 9. UNESCO, Paris, pp. 6–19.
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Zs., Hill, R., Chan, K. M. A., Baste, I., Brauman, K. A., Polasky, S. S., Church, A., Lonsdale, M., van Oudenhoven, A. P. E., van der Plaats, F., Schröter, M., Aumeeruddy-Thomas, Y., Bukyareva, E., Davies, K., Erpul, G., Failler, P., Guerra, C. A., Hewitt, C. L., Keune, H., Larigauderie, A., Lavorel, S., Leadley, P. W., Lindley, S., Demissew, S. & Shirayama, Y. (2018): Assessing nature’s contributions to people. Recognizing culture, and diverse sources of knowledge, can improve assessments. – *Science* **359** (6373): 270–272. <https://dx.doi.org/10.1126/science.aap8826>
- Elbakidze, M., Angelstam, P., Sobolev, N., Degerman, E., Andersson, K., Axelsson, R. & Wennberg, S. (2013): Protected area as an indicator of ecological sustainability? A century of development in Europe’s boreal forest. – *Ambio* **42**: 201–214. <https://dx.doi.org/10.1007/s13280-012-0375-1>
- Elbakidze, M., Hahn, T., Zimmermann, N. E., Cudlín, P., Friberg, N., Genovesi, P., Guarino, R., Helm, A., Jonsson, B., Lengyel, S., Leroy, B., Luzzati, T., Milbau, A., Pérez-Ruzafa, A., Roche, P., Roy, H., Sabyrbekov, R., Vanbergen, A. & Vandvik, V. (2018): Chapter 4: Direct and indirect drivers of change in biodiversity and nature’s contributions to people. – In: Rounsevell, M., Fischer, M., Torre-Marín Rando, A. & Mader, A. (eds.): *The regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia*. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, pp. 385–568.
- Fabók, V., Kovács, E., & Kalóczkai, Á. (2015). Érintettek percepcióinak feltárása egy védett rágadozómadarakkal kapcsolatos konfliktusban a Jászság SPA részvételi tervezési folyamata során. – *Termvéd Közlem.* **21**: 64–75.
- Fernández-Giménez, M. E. & Estaque, F. F. (2012): Pyrenean pastoralists’ ecological knowledge: documentation and application to natural resource management and adaptation. – *Hum. Ecol.* **40**: 287–300. <https://dx.doi.org/10.1007/s10745-012-9463-x>

- Fischer, J., Hartel, T. & Kuemmerle, T. (2012): Conservation policy in traditional farming landscapes. – *Cons. Lett.* **5**: 167–175. <https://dx.doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00227.x>
- Garnett, S. T., Burgess, N. D., Fa, J. E., Fernández-Llamazares, Á., Molnár, Zs., Robinson, C. J., Watson, J. E. M., Zander, K. K., Austin, B., Brondizio, E. S., Collier, N. F., Duncan, T., Ellis, E., Geyle, H., Jackson, M. V., Jonas, H., Malmer, P., McGowan, B., Sivongxay, A. & Leiper, I. (2018): A spatial overview of the global importance of Indigenous lands for conservation. – *Nature Sust.* **1**: 369–374. <https://dx.doi.org/10.1038/s41893-018-0100-6>
- Grodzinska-Jurczak, M. & Cent, J. (2011): Expansion of Nature Conservation Areas: Problems with Natura 2000 Implementation in Poland? – *Environ. Manage.* **47**: 11–27. <https://dx.doi.org/10.1007/s00267-010-9583-2>
- Gugič, G. (2009): *Managing sustainability in conditions of change and unpredictability — The living landscape and floodplain ecosystem of the Central Sava River basin.* – Lonjsko Polje Nature Park Public Service, Krapje, Croatia.
- Halada, L., Evans, D., Romão, C. & Petersen, J-E. (2011): Which habitats of European importance depend on agricultural practices? – *Biodivers. Conserv.* **20**: 2365–2378. <https://dx.doi.org/10.1007/s10531-011-9989-z>
- Havel, A., Molnár, Á., Ujházy N., Molnár, Zs. & Biró, M. (2016): Zsiókások és nádasok legeltetése és egyéb használatai a Duna-völgyi szikes tavak területén a helyi emberek visszaemlékezései alapján. – *Termvéd Közlem.* **22**: 84–95. <https://dx.doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2016.22.84>
- Hernández-Morcillo, M., Hoberg, J., Oteros-Rozas, E., Plieninger, T., Gómez-Baggethun, E. & Reyes-García, V. (2014): Traditional ecological knowledge in Europe: status quo and insights for the environmental policy agenda. – *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* **56**: 3–17. <https://dx.doi.org/10.1080/00139157.2014.861673>
- IPBES (2018a): Summary for policymakers of the regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Fischer, M., Rounsevell, M., Torre-Marín Rando, A., Mader, A., Church, A., Elbakidze, M., Elias, V., Hahn, T., Harrison, P. A., Hauck, J., Martín-López, B., Ring, I., Sandström, C., Sousa Pinto, I., Visconti, P., Zimmermann N. E., & Christie M. – Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, 48 p.
- IPBES (2018b): The regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia. Rounsevell, M., Fischer, M., Torre-Marín Rando, A. & Mader, A. (eds.). – Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, 892 p.
- IPBES (2019a): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Díaz, S., Settele, J., Brondizio, E., *et al.* – Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, 48 p.
- IPBES (2019b): Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Brondizio, E., Settele, J., Díaz, S., Ngo, H. T. (szerk.). – Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, 892 p.
- Juhász, E., Babai, D., Biró, M., Molnár, Zs. & Ulicsni, V. (2017): Az eurázsiai hód (*Castor fiber*) táplálkozási és fásszárú-használati szokásaival kapcsolatos helyi tudás két évtizeddel a visszatelepítések kezdete után a Kárpát-medencében. – *Termvéd Közlem.* **23**: 182–200. <https://dx.doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2017.23.182>
- Juler, C. (2014): După coada oilor: long-distance transhumance and its survival in Romania. – *Pastoralism* **4**: 4. <https://dx.doi.org/10.1186/2041-7136-4-4>

- Kalóczkai, Á., Pataki, Gy., Kelemen, E., Kovács, E. & Fabók, V. (2015): A földhasználati konfliktusok tényezői és dinamikája védett természeti területeken. – *Termvéd Közlem.* **21**: 97–107.
- Kelemen, E., Nguyen, G., Gomiero, T., Kovács, E., Choisis, J-P., Choisis, N., Paoletti, M., Podmaniczky, L., Ryschawy, J., Sarthou J-P., Herzog, F., Dennis, P. & Balázs, K. (2013): Farmers' perceptions of biodiversity: lessons from a discourse-based deliberative valuation study. *Land Use Policy* **35**: 318–328. <https://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.06.005>
- Kis, J., Barta, S., Elekes, L., Engi, L., Fegyver, T., Kecskeméti, J., Lajkó, L. & Szabó, J. (2017): Traditional Herders' Knowledge and Worldview and Their Role in Managing Biodiversity and Ecosystem Services of Extensive Pastures. – In: Roué, M. & Molnár, Zs. (eds.): *Knowing Our Land and Resources: Indigenous and Local Knowledge of Biodiversity and Ecosystem Services in Europe & Central Asia*. Knowledges of Nature 9. UNESCO, Paris, pp. 57–71.
- Kovács, E., Fabók, V., Kalóczkai, Á. & Hansen, H. P. (2016): Towards understanding and resolving the conflict related to the Eastern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) conservation with participatory management planning. *Land Use Policy*, **54**: 158–168.
- Kovács, E., Kelemen, E., Kiss, G., Kalóczkai, Á., Fabók, V., Mihók, B., Megyesi, B., Pataki, Gy., Bodorkós, B., Balázs, B., Bela, Gy., Margóczy, K., Roboz, Á. & Molnár, D. (2017). Evaluation of participatory planning: Lessons from Hungarian Natura 2000 management planning processes. – *J. Environ. Manage.* **204**: 540–550. <https://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.028>
- Lieskovský, J., Kenderessy, P., Špulerová, J., Lieskovský, T., Koleda, P., Kienast, F. & Gimmi, U. (2014): Factors affecting the persistence of traditional agricultural landscapes in Slovakia during the collectivization of agriculture. – *Landsc. Ecol.* **29**: 867–877. <https://dx.doi.org/10.1007/s10980-014-0023-1>
- Martín-López, B., Church, A., Başak Dessane, E., Berry, P., Chenu, C., Christie, M., Gerino, M., Keune, H., Osipova, E., Oteros-Rozas, E., Paillard, S., Rossberg, A. G., Schröter, M. & van Oudenhoven, A. P. E. (2018): Chapter 2: Nature's contributions to people and quality of life. – In: Rounsevell, M., Fischer, M., Torre-Marín Rando, A. & Mader, A. (eds.): *The regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia*. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, pp. 57–185.
- Mathevet, R., Thompson, J. D., Folke, C. & Chapin, F. S. (2016): Protected areas and their surrounding territory: socioecological systems in the context of ecological solidarity. – *Ecol. Appl.* **26**: 5–16. <https://dx.doi.org/10.1890/14-0421>
- Meuret, M. & Provenza, F. (eds.) (2014): *The art & science of shepherding — Tapping the wisdom of French herders*. – Acres, Austin, Texas, 434 p.
- Mihók, B., Biró, M., Molnár, Zs., Kovács, E., Bölöni, J., Erős, T., Standovár, T., Török, P., Csorba, G. & 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. – *Biol. Cons.* **211**: 67–75. <https://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2017.05.00>
- Mihók, B., Kiss, G., Kovács, E., Margóczy, K., Fabók, V. & Kalóczkai, Á. (2016): Ki mondja meg, mi a fontos? – Részvétel és természetvédelem. – *Termvéd Közlem.* **22**: 131–154.
- Molnár, Zs. (2011b): A hortobágyi pásztorok növényzetismerete. – *Bot. Közlem.* **98**: 133–172.
- Molnár, Zs. (2011a): Hortobágyi pásztorok hagyományos ökológiai tudása a legeltetésről, kaszálásról és ennek természetvédelmi vonatkozásai. – *Termvéd Közlem.* **17**: 12–30.
- Molnár, Zs. (2012a): *A Hortobágyi pásztorok szemmel. A puszta növényvilága*. – Hortobágy Természetvédelmi Közalapítvány, Debrecen, 160 p.
- Molnár, Zs. (2012b): A Hortobágyi pásztorok növényosztályozása, a vadon termő növények ismertsége és néven nevezettség. – *Crisicum* **7**: 153–207.

- Molnár, Zs. (2012c): Hortobágyi pásztorok tájtörténeti és vegetációdinamikai ismeretei. – *Bot. Közlem.* **99**: 103–119.
- Molnár, Zs. (2015): „Kiszáradt a tóból mind a sár; mind a víz” – a Hortobágy, a szikes puszta és a legettetés a pásztor, az író, költő és a botanikus szemével. – In: Juhász, Z. (szerk.): *Pásztorművészet*. Magyar Művészeti Akadémia, Budapest, pp. 27–80.
- Molnár, Zs. (2018): A hagyományos ökológiai tudás szerepe a fenntarthatósági célok kapcsán. – In: Fülöp, S. (szerk.): *Országunk-világunk átalakítása. A fenntartható fejlődés terén 2030-ig megoldandó feladataink*. Ökopolisz Alapítvány, Budapest, pp. 103–108.
- Molnár, Zs., Bartha, S. & Babai, D. (2008): Traditional ecological knowledge as a concept and data source for historical ecology, vegetation science and conservation biology: A Hungarian perspective. – In: Szabó, P. & Hédl, R. (eds.): *Human Nature. Studies in Historical Ecology and Environmental History*. Institute of Botany of the ASCR, Brno, pp. 14–27.
- Molnár, Zs., Bartha, S. & Babai, D. (2009): A népi növényzetismeret és az etnogeobotanikai, ökológiai antropológiai megközelítés szerepe napjaink vegetáció- és táj kutatásában. – *Bot. Közlem.* **96**: 95–116.
- Molnár, Zs. & Berkes, F. (2018): Role of Traditional Ecological Knowledge in Linking Cultural and Natural Capital in Cultural Landscapes. – In: Paracchini, M. L. & Zingari, P. (eds.): *Reconnecting Natural and Cultural Capital – Contributions from Science and Policy*. Office of Publications of the European Union, Brussels, pp. 183–194.
- Molnár, Zs. & Kovács, G. (2014): Egy pásztoroktól tanult élőhelytípus: a *marikkal rakott főd* a Hortobágyon, táji környezete, geomorfológiája, növényzete és madárvilága. – In: Tóth, A. (szerk.): *A táj kutatás szolgálatában. 40 éves a Hortobágyi Természetvédelmi Kutatótábor*. Geopont '95 Bt., Alföldkutatásért Alapítvány, Kisújszállás, pp. 201–223.
- Molnár, Zs., Kis, J., Vadász, Cs., Papp, L., Sándor, I., Béres S., Sinka, G. & Varga, A. (2016): Common and conflicting objectives and practices of herders and nature conservation managers: the need for a new profession, the “conservation herder”. – *Ecosyst. Health Sustain.* **2**: e01215. <https://dx.doi.org/10.1002/ehs2.1215>
- Oteros-Rozas, E., Ontillera-Sánchez, R., Sanosa, P., Gómez-Baggethun, E., Reyes-García, V. & González J. A. (2013): Traditional ecological knowledge among transhumant pastoralists in Mediterranean Spain. – *Ecol. Soc.* **18**:33. <https://dx.doi.org/10.5751/ES-05597-180333>
- Öllerer, K. (2014): The ground vegetation management of wood pastures in Romania – Insights in the past for conservation management in the future. *Appl. Ecol. Env. Res.* **12**: 549–562. https://doi.org/10.15666/aecr/1202_549562
- Purvis, A., Molnár, Zs., Obura, D., Ichii, K., Willis, K. (2019): Status and trends – Nature (Chapter 2.2). – In: Brondizio, E., Settele, J., Díaz, S. & Ngo, H. T. (eds.): *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, Bonn.
- Reyes-García, V., Fernández-Llamazares, A., McElwee, P., Molnár, Zs., Öllerer, K., Wilson, S. & Brondizio E. (2019): The contributions of Indigenous Peoples and Local Communities to ecological restoration. – *Restor. Ecol.* **27**: 3–8. <https://dx.doi.org/10.1111/rec.12894>
- Rotherham, I. D. (2007): The implications of perceptions and cultural knowledge loss for the management of wooded landscapes: A UK case-study. – *Forest Ecol. Manag.* **249**: 100–115. <https://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.05.030>
- Roué, M. & Molnár, Zs. (eds.) (2017): *Knowing our Land and Resources: Indigenous and local knowledge of biodiversity and ecosystem services in Europe & Central Asia*. – *Knowledges of Nature* 9. UNESCO, Paris, 148 p.

- Ulicsni, V., Babai, D., Vadász, Cs., Vadász-Besnyői, V., Báldi, A. & Molnár, Zs. (2019): Bridging conservation science and traditional knowledge of wild animals: the need for expert guidance and inclusion of local knowledge holders. – *Ambio* **48**: 769–778. <https://dx.doi.org/10.1007/s13280-018-1106-z>
- Varga, A., Heim, A., Demeter, L. & Molnár, Zs. (2016a): Rangers bridge the gap: integration of wood-pasture related traditional ecological knowledge into nature conservation. – In: Roué, M. & Molnár, Zs. (eds.): *Knowing our Land and Resources: Indigenous and local knowledge of biodiversity and ecosystem services in Europe & Central Asia*. Knowledges of Nature 9. UNESCO: Paris, pp. 78–91.
- Varga, A. & Molnár, Zs. (2018): Fás-erdős legeltetési rendszerek a magyar nyelvű néprajzi irodalom tükrében. – In: Gyuricza, Cs. & Borovics, A. (szerk.): *Agrárerdészet*. Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ, Szeged, pp. 93–114.
- Varga, A., Molnár, Zs., Biró, M., Demeter, L., Gellény, K., Miókovics, E., Molnár, Á., Molnár, K., Ujházy, N., Ulicsni, V. & Babai, D. (2016b): Changing year-round habitat use by extensively herded cattle, sheep and pigs in East-Central Europe between 1940 and 2014: Consequences for conservation management. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **234**: 142–153. <https://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.05.018>
- Varga, A., Samu, Z. T. & Molnár, Zs. (2017): A fáslegelők és legelőerdők használata magyarországi pásztorok és gazdálkodók tudása alapján. – *Termvéd Közlem.* **23**: 242–258. <https://dx.doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2017.23.242>

Internetes hivatkozások:

http1: <https://ipbes.okologia.mta.hu/> (utolsó csatlakozás: 2019. szeptember 10.)

Traditional, indigenous and local knowledge in the Global, and the Europe and Central Asia Assessments of IPBES

Zsolt Molnár¹, Dániel Babai², Anna Varga¹, László Demeter¹ and Kinga Öllerer^{1,3}

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

²*MTA Research Centre for the Humanities, H-1097 Budapest, Tóth Kálmán u. 4., Hungary*

³*Institute of Biology Bucharest, Romanian Academy, 060031 Bucharest, Spl. Independenței 296., Romania*

E-mail: molnar.zsolt@okologia.mta.hu

The Global Assessment on Biodiversity and Ecosystem Services released in May 2019 by the United Nations' Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services acknowledged that nature conservation could become more efficient with the inclusion of traditional, indigenous and local knowledge, and the participation of holders of these knowledges. This paper provides a summary of available evidence and key messages supporting this reasoning and recommendation. We collated original quotations (*in italics*) from the Summary for Policy Makers of the Global, and the Europe and Central Asia Assessments and from their background reports to show the conclusions authors have come up with after conducting reviews of the best available peer-reviewed and grey scientific and traditional knowledge literature. We also provide some regionally (Central and Eastern Europe) relevant context to these original texts.

Keywords: traditional ecological knowledge, traditional land-use, knowledge systems, knowledge co-production

Tartalomjegyzék

Természettudományi módszerek

- Fülöp Bence, Nyári László, Deák Márk, Balogh Annamária, Molnár Csaba, Bódis Judit, Sisák István és Vadász Csaba: A Felső-kiskunsági záródó homokpusztagyeppek (*Festucetum wagneri*) természetvédelmi szempontból kitüntetett jelentőségű növényfajainak termőhelyi jellemzése 1
- Schneider Viktor, Ruzsa János, Czabán Dávid és Németh Attila: Egy földikutyá-áttelepítés tanulságai 14
- Tanács Eszter, Belényesi Márta, Lehoczki Róbert, Pataki Róbert, Petrik Ottó, Standovár Tibor, Pásztor László, Laborczy Annamária, Szatmári Gábor, Molnár Zsolt, Bede-Fazekas Ákos, Kisné Fodor Lívია, Varga Ildikó, Zsembery Zita és Maucha Gergely: Országos, nagyfelbontású ökoszisztéma-alaptérkép: módszertan, validáció és felhasználási lehetőségek 34

Társadalomtudományi módszerek a természetvédelem szolgálatában

- Juhász Erika, Biró Marianna, Ulicsni Viktor és Molnár Zsolt: Természetvédők és kutatók ismeretei az eurázsiai hód kapcsán a Kárpát-medencében I.: elterjedés, életnyomok, az együttélés lehetőségei, az elhullás okai 59
- Kovács-Hostyánszki Anikó, Bereczki Krisztina, Czúcz Bálint, Fabók Veronika, Fodor Lívია, Kalóczkai Ágnes, Kiss Márton, Koncz Péter, Kovács Eszter, Rezneki Rita, Tanács Eszter, Török Katalin, Vári Ágnes, Zölei Anikó, Zsembery Zita: Nemzeti ökoszisztéma-szolgáltatás térképezés és értékelés, avagy a természetvédelem országos programja 80

Biológiai Sokféleség és Ökoszisztéma-szolgáltatás Kormányközi Testület (IPBES)

- Palotás Brigitta, Molnár Zsolt és Báldi András :IPBES: a biológiai sokféleség és
ökoszisztéma-szolgáltatások nemzetközi csúcs-szervezete 91
- Lengyel Szabolcs, Bela Györgyi, Zlinszky András, Molnár Zsolt és Báldi
András: A biológiai sokféleség és az ökoszisztéma-szolgáltatások helyzete
Európában és Közép-Ázsiában: az IPBES regionális értékelő tanulmánya. . 112
- Török Katalin: Degradáció és restauráció – globális állapot és jövőkép
Az IPBES kormányközi testület értékelő tanulmánya alapján 131
- Kovács-Hostyánszki Anikó: Beporzók, beporzás, élelmiszertermelés – az IPBES
első tematikus tanulmányának fő üzenetei. 142
- Molnár Zsolt, Babai Dániel, Varga Anna, Demeter László és Öllerer Kinga: A
hagyományos, a helyi és a bennszülött tudás az IPBES Globális, illetve
Európa és Közép-Ázsia értékelő tanulmányában. 157

Contents

Natural science methods

- Bence Fülöp, László Nyári, Márk Deák, Annamária Balogh, Csaba Molnár, Judit Bódis, István Sisák and Csaba Vadász: Soil characteristics of the protected plant species of closing sandsteppes in the Upper Kiskunság area 13
- Viktor Schneider, János Ruzsa, Dávid Czabán and Attila Németh: Lessons to be learned from a blind mole rat translocation 33
- Eszter Tanács, Márta Belényesi, Róbert Lehoczki, Róbert Pataki, Ottó Petrik, Tibor Standovár, László Pásztor, Annamária Laborczi, Gábor Szatmári, Zsolt Molnár, Ákos Bede-Fazekas, Lívia Kisné Fodor, Ildikó Varga, Zita Zsembery and Gergely Maucha: A national, high-resolution ecosystem basemap: methodology, validation, and possible uses 58

Social science methods

- Erika Juhász, Marianna Biró, Viktor Ulicsni and Zsolt Molnár: Knowledge of nature conservationists and researchers in the Carpathian basin associated with the Eurasian beaver I: spread, recognisable beaver signs, coexistence and causes of mortality 79
- Anikó Kovács-Hostyánszki, Krisztina Bereczki, Bálint Czúcz, Veronika Fabók, Lívia Fodor, Ágnes Kalóczkai, Márton Kiss, Péter Koncz, Eszter Kovács, Rita Rezneki, Eszter Tanács, Katalin Török, Ágnes Vári, Anikó Zölei, Zita Zsembery: National mapping and assessment of ecosystem services – a countrywide program of nature conservation. 90

Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES)

Brigitta Palotás, Zsolt Molnár and András Báldi :IPBES: international top organisation for biodiversity and ecosystem services	111
Szabolcs Lengyel, Györgyi Bela, András Zlinszky, Zsolt Molnár and András Báldi: Status of biodiversity and ecosystem services in Europe and Central Asia: the IPBES regional assessment.	130
Katalin Török: Land degradation and restoration – global state and plausible futures <i>Based on the assessment of IPBES.</i>	141
Anikó Kovács-Hostyánszki: Pollinators, pollination and food production – key messages of the first thematic assessment report by IPBES	156
Zsolt Molnár, Dániel Babai, Anna Varga, László Demeter and Kinga Öllerer: Traditional, indigenous and local knowledge in the Global, and the Europe and Central Asia Assessments of IPBES	176

ERRATUM


A Magyar Biológia Társaság mint Kiadó, és a Természetvédelmi Közlemények Szerkesztősége sajnálattal értesíti a Szerzőket és az Olvasókat, hogy a folyóirat 2016-os, 2017-es, 2018-as és 2019-es (22., 23., 24. valamint 25.) köteteiben a DOI-azonosítók prefixei hibásan jelentek meg.

A cikkek fejléceiben, valamint az Irodalomjegyzékek korábbi Természetvédelmi Közlemények cikkekre történő hivatkozásaiban szereplő 10.17779 DOI prefix helyesen: 10.20332.

A prefixek 2020. januárjában a [Magyar Biológia Társaság](#) honlapján minden cikkben javításra kerültek, feltüntetve az eredeti, hibás, és az új, helyes azonosítót is. A DOI-azonosítók helyes számra történő cserélése a Magyar Tudományos Művek Tárában (MTMT) is megtörtént.

A hibáért minden Szerző és Olvasó szíves elnézését kérjük, és tisztelettel kérjük, hogy ezentúl az új, helyes azonosítót legyenek szívesek használni!

A Kiadó és a Természetvédelmi Közlemények Szerkesztősége nevében:


Tinya Flóra
főszerkesztő

Vácrátót, 2020. 01. 27.

Melléklet: AZ MTA Könyvtár és Információs Központ Szakinformatikai Osztályának nyilatkozata a hibás DOI-azonosítók kiadásáról, 2020. 01. 18.



MTA KÖNYVTÁR ÉS INFORMÁCIÓS KÖZPONT

1051 Budapest, Arany János utca 1.
Levél cím: H-1245 Budapest, Pf.: 1002
Telefon: +36 (1) 411-6100
FAX: +36 (1) 331-6954

Tinya Flóra
Főszerkesztő Asszony részére
Magyar Biológiai Társaság
Természetvédelmi Közlemények szerkesztősége
1088 Budapest, Baross utca 13.

Tisztelt Főszerkesztő Asszony!

Sajnálattal értesítem, hogy 2015-ben tévedésből a Természetföldrajzi Közlemények DOI prefixét küldtük meg a Természetvédelmi Közlemények számára, mikor a folyóirat bevezette a DOI azonosítók regisztrációját. A rendszer minden résztvevője egyedi prefixet használ, ezért a Természetvédelmi Közleményekben megjelent cikkek jelenleg szereplő azonosítók aktiválására nincs mód.

Szíves közreműködésüket kérjük a DOI-k javításában, egyben biztosítom Önt, hogy a helyes azonosítók mielőbbi regisztrációjáról, valamint a Magyar Tudományos Művek Tárában (MTMT) szereplő rekordokban és a REAL repozitóriumban tárolt tételekben szereplő hibás azonosítók javításáról a DOI Iroda munkatársai a lehető leghamarabb gondoskodni fognak!

Budapest, 2020. január 18.

Tisztelettel:



.....
Bilicsi Erika
osztályvezető
Szakinformatikai Osztály
MTA Könyvtár és Információs Központ

ERRATUM

The Hungarian Biological Society as Publisher, and the Editorial Office of Természetvédelmi Közlemények regrets to state that in the 22nd, 23rd, 24th and 25th volumes of the Journal (years 2016, 2017, 2018, and 2019) the DOI prefix of the Journal has been incorrectly published.

The DOI prefix 10.17779, occurring both in the headlines of the articles, and in the Reference list, in the references of earlier Természetvédelmi Közlemények articles is correctly: 10.20332.

The prefix has been corrected in January 2020, in all articles published on the website of the [Hungarian Biological Society](#); in the new version of the papers both the original, incorrect, and the new, correct prefixes have been represented. The DOI prefix has been also corrected in the Hungarian Scientific Bibliographic Database (MTMT).

We are extremely sorry for any inconvenience caused. We would respectfully ask the Authors and Readers to use hereafter the new, correct DOI prefix.

On behalf of the Publisher and the Editorial Office of Természetvédelmi Közlemények:


Flóra Tinya
Editor-in Chief

Vácrátót , 27th January, 2020

Appendix: Declaration of the Department of Library Systems and Technology, Library and Information Centre of the Hungarian Academy of Sciences about the sending of incorrect DOI prefix. 18th January, 2020



MTA KÖNYVTÁR ÉS INFORMÁCIÓS KÖZPONT

1051 Budapest, Arany János utca 1.
Levélcím: H-1245 Budapest, Pf.: 1002
Telefon: +36 (1) 411-6100
FAX: +36 (1) 331-6954

January 18, 2020

Flóra Tinya
Editor-in-Chief
Hungarian Biological Society
Editorial Office of Természetvédelmi Közlemények
H-1088 Budapest, Baross street 13.

Dear Editor-in-Chief,

I am very sorry to inform you that we sent the incorrect DOI prefix to Természetvédelmi Közlemények when the journal started the registration of DOI identifiers in 2015 (by mistake we sent you the prefix of Természetföldrajzi Közlemények). Each participant in the DOI system uses a unique prefix, so it is not possible to activate the identifiers currently included in articles of Természetvédelmi Közlemények.

We would like to ask your help in the correction and please be assured that our colleagues will activate the corrected DOIs as promptly as possible and we will correct the erroneous identifiers in the records of the Hungarian Scientific Bibliographic Database and in the REAL repository, too.

Sincerely:



*
Erika Bilicsi
Head of Department
Department of Library Systems and Technology
Library and Information Centre
of the Hungarian Academy of Sciences