

TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK

23. 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
Magyar Tudományos Akadémia 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.

Énekesmadarak őszi vonulása csatornaparti fasoron

Bozó László¹, Bozóné Borbáth Erna¹ és Tar Levente²

¹5744 Kevermes, Battonyai utca 10.

²5600 Békéscsaba, Zsíros u. 10. fsz. 5.

e-mail: bozolaszlo91@gmail.com

Összefoglaló: Csatornaparti spontán kialakult fasoron a madárgyűrűzés eszközeit felhasználva végeztünk kutatást 2016 őszén, Kevermesen. Az általunk kiválasztott csatorna mellett referenciaként egy ezüsthásban is gyűrűztünk és összehasonlítottuk a két területegységet abból a szempontból, hogy az egyes madárfajok melyik élőhelyet használják. A kutatás során kiderült, hogy a csatorna kulcsfontosságú a legtöbb átvonuló énekesmadárfaj számára, azonban a hosszabb ideig itt tartózkodó fajok egyedei már a táplálékban gazdagabb erdőben voltak jelen nagyobb számban. Több olyan faj is szorosan kötődik az őszi időszakban a csatornához, amelyek egyébként erdőkben költenek. Mindezek miatt természetvédelmi szempontból indokolt lenne ezen élőhelyek védelme, vagy legalábbis a jelenlegi mértéktelen növényirtás visszaszorítása.

Kulcsszavak: énekesmadár vonulás, vízelvezető csatorna, fasor, madárgyűrűzés, élőhelypusztulás

Bevezetés

A honfoglaláskori Magyarország erdősültsége 27% körül lehetett, a 19. század végén mindössze 13% volt (Vahid & Vahidné 2005), míg napjainkban kb. 25% (http2). Az Alföld hazánk legkevésbé erdősült területe, ezen belül is a középső, valamint délkeleti része a fában legszegényebb terület, melynek erdősültsége messze alatta marad az országos átlagértéknek. Ráadásul ezen erdők is jellemzően kultúrerdők (Bartha 2012), legfőképpen nyarasok és akácok. A XX. század kezdetére a hosszan tartó aszályos időszak okozta mezőgazdasági gondok és a trianoni békekötés miatt bekövetkezett erdőveszteség és fahiány miatt előtérbe került az Alföld fásításának gondolata. Bár korábban is történtek próbálkozások, illetve kifejezetten erre vonatkozó jogszabály is született (1923. évi XIX. törvénycikk az alföldi erdő telepítéséről és a fásításokról, Anonim 1), a nagyszabású telepítések az 1950-es évektől indultak (Rakonczay 1992). A fásítások erdők, valamint jelentős részben fasorok, erdősávok telepítését jelentették, melynek keretében az Alföldön 273 ezer ha erdőt és 1500 km hosszan elnyúló mezővédő erdősávot telepítettek (Szarvas 2010). A fásítási folyamat azonban csak az 1960-as évek kezdetéig

tartott, amikor a korszerű agrotechnikák alkalmazása, a nagyobb mezőgazdasági táblák kialakítása, majd később a légi növényvédelem elterjedése miatt megállt.

A mezővédő fasorok, erdősávok telepítése jellemzően gazdasági érdekek miatt történt. A 18. században a futóhomok megkötése volt a cél, míg a 20. században a szél erejének csökkentésével a talaj és a természetett növény védelmére használták.

Természetvédelmi jelentőségükkel korábban nem foglalkoztak, csak néhány publikációban vizsgálták azt (pl. Gál 1968). Az évek során azonban bebizonyosodott, hogy a fátlan alföldi tájakon kiemelt jelentőséggel bírnak még az egyébként értéktelennek tűnő, egymásba kapcsolódó facsoportok, sövények és erdősávok is (Legány 1991, Halász *et al.* 2015), akárcsak Európa más részein is (Wretenberg *et al.* 2010, Princé & Jiguet 2013). Bár legtöbbször 15–20 éven belül kivágásra kerül, azonban az élővilág bizonyos csoportjai, például a madarak gyors alkalmazkodásra képesek, így ezt az élőhelypusztulást képesek túlélni más élőhelyre való költözéssel. Egy Debrecen melletti területen például megfigyelték, hogy egy fasor kivágását követő évben egy ahhoz közeli fasoron kb. 20%-al több madár lett, mint az előző évben, tehát feltehetően oda költöztek át (Szarvas 2010). A fasorok mind fészkelő, mind táplálkozóhelyként funkcionálnak, így a madarak az év minden részében használják azokat (Herrmann & Plakolm 1991, Kromp 1998). Ugyanakkor Legány (1991) kimutatta, hogy a madarak elsősorban nem itt, hanem a környező mezőgazdasági területeken szerzik be táplálékukat. A kisebb fajgazdagságú mezőgazdasági területeken a fasorok így betölthetik az ökológiai- vagy zöldfolyosó szerepet is (Takács 2008).

A mezővédő fasorokhoz hasonló jelentőséggel bírnak a belvízelvezető és öntözőcsatornák is, mint egyfajta vonalas létesítmények változó csatornaparti növényzettel. Egy részük jellemzően időszakos vízállású, ősztől tavaszig vízzel borítottak, míg nyárra kiszáradnak. A víz mennyisége alapvetően meghatározza növényzetüket is, mivel száraz területeken emberi beavatkozás hiányában akár füzesek, kőkényesek is kialakulhatnak partjuk mentén. Dolgozatunk mintavételi területeit is csatornapartokon spontán kialakult fasorok képezték. Vizsgálatunkban arra a kérdésre kerestük a választ, hogy ezek a kombinált élőhelyek (mezővédő fasor – vízelvezető csatorna) pontosan milyen szerepet játszanak a madárvonulás során. A mezővédő fasorok nyári madárvilágával több tanulmány is foglalkozott (Gál 1968, Herrmann & Plakolm 1991, Legány 1991, Kromp 1998, Szarvas 2010), amelyek részben érintették a fasorok vonulásban betöltött szerepét is. Szarvas (2010) költési időszakban történt megfigyelései szerint többnyire közönséges, széleskörben elterjedt énekesmadarak fordultak elő a fasorokban, míg Legány (1991) arra világított rá, hogy elsősorban azok a fajok képesek itt megmaradni, amelyek képesek elviselni a zavarást és a fasorok nyújtotta szegényes viszonyokat. Természetesen a madárfajok száma a fasor kiterjedésétől, korától, a

növényzet változatosságától, az esetlegesen a fasor mellett húzódó utak forgalmától és az alkalmazott mezőgazdasági technológióktól (vegyszerek, munkagépek a fasort körülvevő szántókon) is nagymértékben függ (Legány 1991, Gál & Marosán 2003, Szarvas 2010).

A tanulmányban a napjainkban égető problémaként jelentkező, csatornákat érintő élőhelypusztításra szeretnénk rávilágítani.

Módszerek

Kutatásunkat Békés megye délkeleti részén, Kevermes település közigazgatási határán belül az egykori fácteleg területén végeztük (EOV 815638 123876), amely egy 7 hektár kiterjedésű ezüsthé (Elaeagnus angustifolia). A kutatóhely ennek az erdőnek az északi részén került kialakításra egy kb. 0,5 hektáros foltban (1. ábra). Alapvetően bokros élőhelyről van szó függetlenül attól, hogy több magas fa is fellelhető a területen. Az erdő átlagos magassága 3,5–4 méter, a domináns ezüsthé mellett néhány ennél magasabb szil (*Ulmus sp.*), akác (*Robinia pseudoacacia*) és vadkörte (*Pyrus pyraster*) is megtalálható itt elegyben. A cserjeszintet fekete bodza (*Sambucus nigra*) és kökény (*Prunus spinosa*) alkotja, míg az alsóbb szinteken gyakori a hamvas szeder (*Rubus caesius*). Az erdőszélen sűrűbb



1. ábra. A hálók elhelyezkedése a kutatási területen (http1).

a növényzet, itt nádas és gyomos foltok is vannak. Közvetlenül az erdő mögött egy DK – ÉNY lefutású vízelvezető csatorna húzódik, amelynek partján kosárfonó fűzek (*Salix viminalis*), fiatal diófák és nyárfák álltak, míg a parton és a mederben sűrű nádas volt. A csatorna sekély medrű, víz csak a mélyebb részeken állt benne, az is csak nagyrészt október második felétől kezdődően.

Munkánk során a madárgyűrés módszerét használtuk, amelynek során japán típusú függönyhálókkal fogtuk meg a madarakat, majd a fém jelölőgyűrűk felhelyezését követően különböző biometriai adatokat (szárnyhossz, testzsír, tömeg) vettünk fel róluk, meghatároztuk korukat és ivarukat, végül elengedtük őket. Őszesen 11 háló volt kihelyezve, melyek egy kivételével 5 zsebesek, 12 méter hosszúságúak és 16 mm szembőségűek voltak. Az egyetlen kivétel a CS2 háló volt, amelyre a csatorna vízfelszíne felett és az alacsonyabb növényzetben mozgó fajok megfogása céljából 2 zseb lett pluszba felvarrva, így ez 7 zsebes és 12 méteres volt. A 11 háló közül 9 az ezüstfásban állt, míg 2 a csatornában lett felállítva.

A munka 2016. augusztus 8. és október 27. között zajlott, ami nagyjából magában foglalja a teljes vonulási periódust mind a nádi, mind a cserjeszintben élő fajoknál. Arra törekedtünk, hogy heti két teljes napot gyűrűzzünk és ez a 12 hétből 10 héten így is volt. A szeptember 19. és 25. közötti héten az eső miatt csak egy napot tudtunk gyűrűzni, míg a következő héten 3 napig voltak széthúzva a hálók. Egy nap 8 órát, azaz 8 ellenőrzést jelentett, összességében tehát mintegy 192 órát gyűrűztünk. A hálókat minden alkalommal késő délután, a meleg enyhülése után húztuk szét, az utolsó ellenőrzésre naplemente után fél órával került sor. Estére széthúzva maradtak, míg a reggeli első ellenőrzés napkelte után fél órával történt meg. Délelőtt a hőmérséklettől függően, de legkésőbb 11 óráig folyt a munka, majd összehúztuk a hálókat.

Dolgozatunkban az ezüstfásban álló 9 háló referenciaként szolgált annak érdekében, hogy megvizsgáljuk, az összefüggő, táplálékban gazdag erdő vagy a csatorna játszik-e fontosabb szerepet a madarak vonulásában. Az elemzés során vonulónak tekintettük azokat a fajokat, amelyek a vizsgálati periódus során átvonultak a területen (tehát pl. a fekete rigó (*Turdus merula*), az erdei pinty (*Fringilla coelebs*), a tengelic (*Carduelis carduelis*) stb. is ide tartozik), míg állandó akkor volt egy faj, ha csak ugyanazok a példányok mozogtak a területen a teljes időszakban. Az adatfeldolgozáshoz egytényezős varianciaanalízist végeztünk a Microsoft Excel 2016 program segítségével, majd a post hoc test-ként Tukey HSD Test-et végeztünk melyhez a www.vassarstats.net online rendszert használtuk (http3). Ez utóbbi azonban csak maximum 5 csoport összehasonlítására alkalmas, így az egymás melletti, illetve azonos élőhelyen levő hálókat, páronkénti összehasonlítás után (egytényezős varianciaanalízis a Microsoft Excel 2016 programmal), ha nem adott szignifikáns eltérést, átlagolva összevontuk a tört számokat egésze

1. táblázat. Az egyes hálókkal fogott madarak mennyisége. A táblázat fejlécében szereplő számok és betűk a hálók elnevezését adják meg.

Faj	CS1	CS2	1	2	3	5	6	7	8	9	10
Vörösbecge <i>Erithacus rubecula</i>	20	51	21	9	9	6	9	8	9	8	16
Fekete rigó <i>Turdus merula</i>	2	34	7	6	7	3	7	8	19	17	12
Csilpcsalpfüzike <i>Phylloscopus collybita</i>	31	35	10	5	1	2	1	0	1	5	18
Barátposzáta <i>Sylvia atricapilla</i>	27	28	7	4	0	1	1	1	8	8	12
Kék cinege <i>Cyanistes caeruleus</i>	23	30	13	1	2	10	0	0	0	3	5
Fitiszfűzike <i>Phylloscopus trochilus</i>	23	25	7	2	1	1	0	0	1	0	1
Őszapó <i>Aegithalos caudatus</i>	10	8	0	1	0	9	0	0	2	3	6
Kerti geze <i>Hippolais icterina</i>	17	8	6	2	0	0	0	0	0	0	0
Szécinege <i>Parus major</i>	6	12	0	0	1	2	0	0	2	5	2
Énekes rigó <i>Turdus philomelos</i>	0	8	0	3	0	1	1	2	1	6	8
Foltos nádiposzáta <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kis poszáta <i>Sylvia curruca</i>	7	11	1	3	0	3	0	0	1	1	1
Erdei pinty <i>Fringilla coelebs</i>	3	6	0	2	2	7	1	0	1	2	0
Mezei poszáta <i>Sylvia communis</i>	7	5	8	3	0	0	0	0	0	0	0
Mezei veréb <i>Passer montanus</i>	7	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Énekes nádiposzáta <i>Acrocephalus palustris</i>	13	2	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Ökörszem <i>Troglodytes troglodytes</i>	3	6	3	3	0	2	0	1	0	0	0
Fülemüle <i>Luscinia megarhynchos</i>	1	0	7	2	1	0	1	0	1	2	0
Kerti rozsdafarkú <i>Phoenicurus phoenicurus</i>	1	3	1	0	0	1	0	0	1	0	1
Sisegő fűzike <i>Phylloscopus sibilatrix</i>	1	2	0	0	1	0	0	0	0	3	0
Tengelic <i>Carduelis carduelis</i>	6	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Tövisszűrő gébics <i>Lanius collurio</i>	2	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nagy fülemüle <i>Luscinia luscinia</i>	1	1	1	0	2	0	0	0	0	0	0
Kerti poszáta <i>Sylvia borin</i>	2	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Sárgafejű királyka <i>Regulus regulus</i>	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0
Nádirigó <i>Acrocephalus arundinaceus</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erdei szürkebecge <i>Prunella modularis</i>	2	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Cserregő nádiposzáta <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Szürke légykapó <i>Muscicapa striata</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
Süvöltő <i>Pyrrhula pyrrhula</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Tüzesfejű királyka <i>Regulus ignicapilla</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Berki tücsökmadár <i>Locustella fluviatilis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Zöld küllő <i>Picus viridis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Cigánycsuk <i>Saxicola torquata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nyaktekeres <i>Jynx torquilla</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

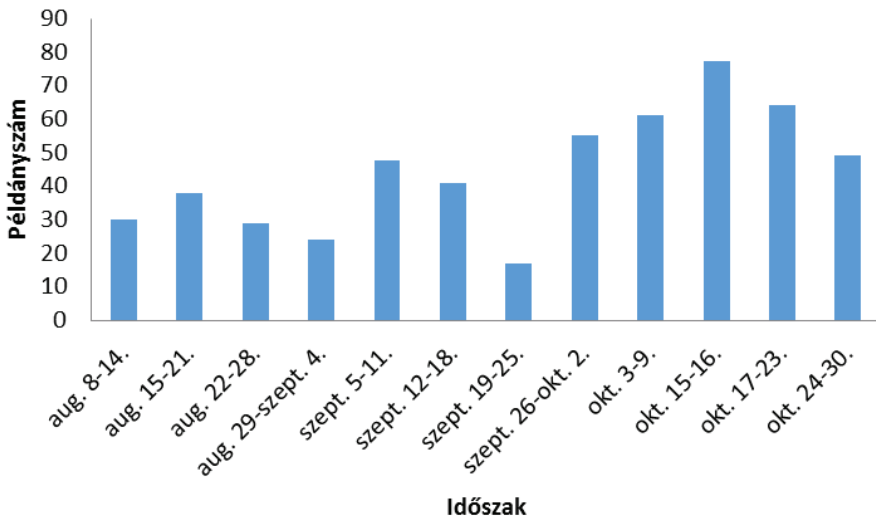
kerekítve. A nullhipotézis az volt, hogy nincs különbség az egyes mikrohabitatok fajkészletében.

Eredmények

A tárgyalt időszakban 35 faj 838 egyedére került gyűrű, továbbá 173 visszafogásunk is volt (1. táblázat).

Általánosságban elmondható, hogy a bokrosban és nádasban élő fajok egyaránt nagy számban kerültek kézre.

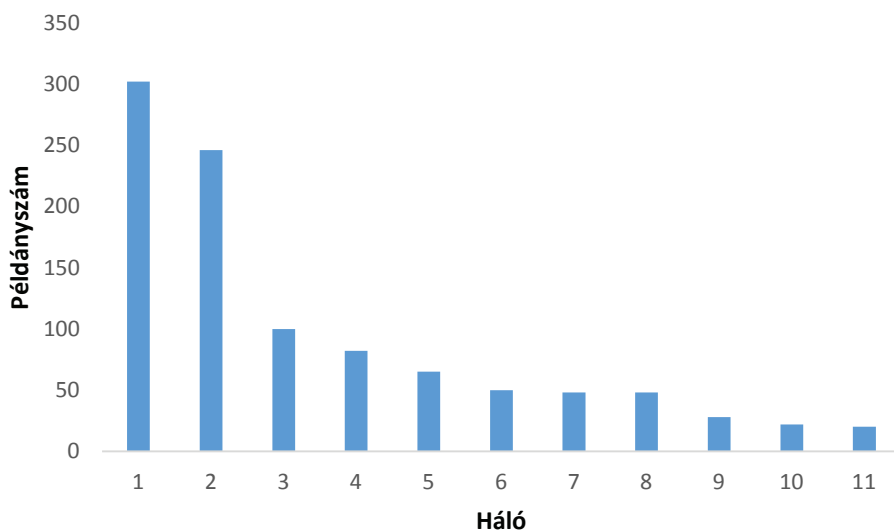
Az 2. ábra azt mutatja be, hogy az egymást követő hetekben átlagosan hány egyed került kézre naponta (az egyes heteken belüli gyűrűzések adatait átlagoltuk



2. ábra. A fogott madarak példányszámának átlaga heti bontásban.

annak érdekében, hogy a szeptember 19. és 25., ill. a szeptember 26. és október 2. közötti időszakok kevésbé legyenek kiugróak). Az ábrán látható, hogy augusztus végén van egy törés, ami a nádi madarak eltűnésével esik egybe, ezt követően szeptember 2. hetében kezdett el ismét növekedni a madarak mennyisége, köszönhetően nagyrészt a vörösbecgéknek, kék cinegéknek (*Parus caeruleus*) és csilpcsalpfüzikéknek.

Az egyes hálók fogási eredményeit az 1. táblázat, valamint a 3. ábra mutatja be. Eszerint a csatornában álló két háló több madarat fogott (548), mint a többi



3. ábra. Az egyes hálókban fogott madarak példányszáma.

kilenc együttesen (463). Továbbá az is látszik, hogy a legkevesebb madár a belső hálókban akadt meg, jelezve, hogy vonuláskor előnyben részesítik az erdőszéleket. Ezt mi sem bizonyítja jobban, mint hogy az 1-es háló fogta az erdős hálók közül a legtöbbet. Érdekes, hogy a CS2 annak ellenére kiemelkedően a legtöbbet fogta, hogy csak augusztus végén lett kihelyezve. A statisztikai elemzés szerint a csatornában levő hálók között nincs szignifikáns fajkészletbeli különbség ($p=0,63$), valamint az ezüsthásban sincs szignifikáns különbség az egyes hálók között (minden esetben $p > 0,05$). A csatornabeli hálók és az ezüsthásban levő hálók között azonban szignifikáns különbség mutatkozik (minden esetben $p < 0,01$).

A 29 vonuló faj 58,6%-a esetében a csatorna hálókban akadt meg a legtöbb egyed. A fennmaradó 12 fajból 6 csupán 1 vagy 2 alkalommal lett megfogva, tehát csak 6 olyan faj volt, amely rendszeres vendég volt a területen és elsősorban nem a csatornában mozgott (énekes rigó (*Turdus philomelos*), fülemüle (*Luscinia megarhynchos*), sisegő füzike (*Phylloscopus sibilatrix*), nagy fülemüle (*Luscinia luscinia*), sárgafejű királyka (*Regulus regulus*). A nádiposztáták 92,7%-a szintén a csatornában lett megfogva, míg a bokorposztáták (kerti poszáta (*Sylvia borin*), barátposzáta (*Sylvia atricapilla*), kis poszáta (*Sylvia curruca*), mezei poszáta (*Syvia communis*) esetén 57,5% ez a szám. A füzikék is hasonlóképpen oszlottak el a két területrész között (66,1% a csatornában). Nagyon fontos kiemelni, hogy összességében az 1-es háló is kiemelt eredménnyel zárt, míg az erdő belsejében

csak néhány faj (például a két fülemüle-faj vagy a fekete rigó) produkált nagyobb számokat.

Értékelés

A fasorok, erdősávok és vízelvezető árkok egyes fátlan tájakon kiemelt szerepet töltenek be úgy gazdasági, mint ökológiai szempontból. Alapvetően azért ültették/ültetik őket, hogy a szél sebességének csökkentésével mérsékeljék a talajeróziót, illetve annak szárító hatását (Marton & Csikós 2004). Emellett hatással vannak a hőmérsékletre, a talaj- és levegő nedvességére, a csapadékeloszlásra, a párolgásra, és ezeken keresztül a terméseredményre, sőt még az emberi egészségre is (Szavas 2010). Gyakorlati szempontból fasornak az 1 soros, míg erdősávnak a 2-3 sros, legfeljebb 20 méter széles fásítást nevezünk. Ami ennél nagyobb kiterjedésű, az már az erdő kategóriába tartozik. Az elsődleges rendeltetésen túl továbbiak is megadhatóak, ami célszerű is, hiszen ezeknek a fasoroknak és erdősávoknak komoly természetvédelmi és gazdasági szerepük is van (pl. különféle ökoszisztéma szolgáltatások). Az élővilág szerves részeit képező kis- és nagyvadak, így az Alföldön a fácán (*Phasianus colchicus*), a mezei nyúl (*Lepus europaeus*) vagy éppen az őz (*Capreolus capreolus*) számára is nélkülözhetetlen bújóhelyet biztosítanak. Ez már egy másik ágazat, a vadgazdálkodás érdekeibe tartozik, ugyanakkor egyes helyeken a fasorok és egyéb természetközeli élőhelyek hiánya jelentős belterületi kártételekhez vezet (Bozó L. személyes megfigyelése). Sok esetben zöld folyosóként működnek, ami hatványozottan igaz a vízelvezető csatornákra, hiszen azok hosszukat tekintve jelentősebb kiterjedésűek. A madarak közül számos faj fészkel fasorokon vagy erdősávokban, hazánkban sok fokozottan védett faj is, mint például a kék vércse (*Falco vespertinus*) és a parlagi sas (*Aquila heliaca*) (MME Nomenclator Bizottság 2008, Horváth 2009, Széles 2010). Ausztriai vizsgálatok alapján elsősorban kistestű énekesmadarak költenek ezeken az élőhelyeken (kenderike (*Carduelis cannabina*), fülemüle, mezei poszáta stb.), az őszi aratások idején pedig innen indulnak el az olykor több száz példányos pintycsapatok táplálkozni (Kromp 1998). Debrecen környéki fasorokon 52 madárfaj jelenlétét mutatták ki (Szarvas 2010). Az irodalomban található adatok mind távcsöves megfigyelésekre hivatkoznak, amely csak költési időben ad megbízható eredményeket. A fészkelő madarak számának becslésére gyakran a pontszámlálásos módszert alkalmazzák, melynek során adott UTM négyzeten belül 100 méter sugarú körökben jegyzik fel az észlelt madárfajok egyedszámát (pl. a Mindennapi Madarak Monitoringja is erre épül; Szép 2007). A vonuló fajok pontos detektálására ugyanakkor ez a módszer nem feltétlenül alkalmas, hiszen amíg költési időszakban énekelnek a

madarak, addig (főként az őszi) vonulás során mindez már nem igaz. Éppen ezért a vonuló madarak észlelésére és monitorozására a madárgyűrés a legalkalmasabb eszköz, hiszen az alkalmasan kiválasztott hálólhelyeken az adott élőhelyen átmenő legtöbb énekesmadárfaj megfogható, illetve pontosabban meghatározható az egyedek tényleges száma. Mindez természetesen csak azokra a fajokra vonatkozik, amelyekre az általunk kiválasztott hálótípus alkalmas, illetve az is nagyon fontos tényező lehet, hogy a hálót milyen magasságban használjuk. Sok faj (pl. füzikék) jellemzően a lombok között mozog, ezért ha ezeket a fajokat kívánjuk megfogni, akkor célszerű a lombkorona szintjére húzni a hálókat.

A vizsgálati időszak már egyetlen faj költési időszakába sem esett bele. Ezt jól bizonyítja, hogy fejlett kotlófoltú madarat egyáltalán nem fogtunk, illetve a vizsgálati területen fészkelő fajok egyedszáma (fekete rigó, barátposzáta, erdei pinty, énekes rigó (*Turdus philomelos*)) is csak szeptembertől kezdett emelkedni. Ennek pontos okát nem tudjuk, de talán az állhat a háttérben, hogy az ezüsthásban fészkelő madarak költési sikere az adott évben alacsony volt. Mivel elsősorban arra voltunk kíváncsiak, hogy a csatornaparti fás-bokros-nádas vegetáció milyen szerepet tölt be a különböző fajok vonulásában, a kőkénnyel, szederrel, bodzával elegyes ezüsthásban álló hálókra referenciaként tekintettünk a vizsgálatban. Ennek okán a referenciaterrületünk táplálékban gazdag, míg a csatorna ebből a szempontból kevésbé előnyös tulajdonságokkal rendelkezik.

A nádi énekesek (foltos nádiposzáta (*Acrocephalus schoenobaenus*), cserregő nádiposzáta (*Acrocephalus scirpaceus*), nádirigó (*Acrocephalus arundinaceus*)) kizárólagosan a csatornát használták vonulásuk során, az erdőbe egyáltalán nem mentek át. Ezek a fajok vonuláskor nem feltétlenül ragaszkodnak a nádasokhoz, bármilyen cserjés élőhelyen felbukkanhatnak (MME Nomenclator Bizottság 2008). Ebben az esetben viszont úgy tűnik, hogy a csatorna elegendő táplálékot biztosított a számukra, nem volt szükséges elhagyni azt. Az énekes nádiposzáta (*Acrocephalus palustris*) – amely csatornapartokon, gyomos, náddal elegyes területeken fészkel (Haraszthy 1998) – már néhány esetben előkerült a referenciaterrületen is, de csak az 1-es, szélső hálóban, tehát ez sem jutott be a zártabb erdőbe. Meglepő volt, hogy az énekes nádiposzáta jóval gyakrabban lett fogva, mint a cserregő nádiposzáta. Ennek háttérben véleményünk szerint az állhat, hogy a cserregő fészkelőhelyéből adódóan alapvetően ritkább a tájban és így vonuláskor sem érinti nagy számban a térséget. Az énekes nádiposzáta ezzel szemben közönséges fészkelő a térségben, és így nem kizárt, hogy ezeket a madarakat a csatorna úgy gyűjti össze vonuláskor, mint a nagy folyó a kisebbet, kiváló vonulási utat garantálva számukra.

Az ún. bokorposzáták nevükből adódóan elsősorban fás vegetációhoz kötődnek, de eredményeink rávilágítottak, hogy vonuláskor a csatorna fontosabb ezen

fajok számára, mint az erdő. A barátposzáta esetén még azt lehet látni, hogy az erdő belsejét is használják, a kerti, mezei és kis posztánál viszont már szinte csak a csatorna és az erdőszel játszik szerepet a vonulásban. Érdekes a kerti geze (*Hippolais icterina*) helyzete, amely a térségben egyáltalán nem költ (Bozó 2012, 2014, 2015), viszont országos szinten nézve is nagy mennyiségben fogtuk. A csatorna szerepe itt is megkérdőjelezhetetlen, a zárt erdőben egyáltalán nem fogtuk.

A vörösbegy fogási mintázata is említésre érdemes, mivel ennél a fajnál ha kevéssel is, de az erdőben több egyed akadt hálóba, mint a csatornában. Ez nem meglepő, hiszen erdei fajról beszélünk, ugyanakkor a vonulásban mégiscsak a csatorna tölti be a vezető szerepet. Ezt az jelzi, hogy a visszafogások nagyrészt az erdőben, míg az új fogások főként a csatornában történtek. Összegezve tehát a vörösbegy már megáll itt táplálkozni és azok a madarak az erdőt használják ebből a célból.

A fekete rigó a vörösbegyre emlékeztető mintázatot mutat, itt is egyértelműen látszik az átvonulók és a helyben maradók területhasználata közötti különbség.

A fészkelőhelyül szolgáló erdőket télire nádasra váltó fajok, így a kék cinege és az ökörszem (*Troglodytes troglodytes*) számára is nélkülözhetetlen a csatorna, éppúgy, mint a tövisszűrő gébicseknek (*Lanius collurio*).

A fülemülék és nagy fülemülék kivételt képeznek az eddig bemutatott fajoktól, ezek ugyanis a zárt erdőt és az erdőszeleli bokrosokat részesítették előnyben. Azt gondoljuk, hogy ez azért van, mert ezek a fajok a talajon vagy ahhoz közel szerzik be táplálékukat és kedvelik a sűrű növényzetet, így a csatorna nem feltétlenül alkalmas élőhely számukra.

Végül ellent kell mondani annak a feltételezésnek, miszerint a faszorokot és erdősávokat csak gyakori énekesmadárfajok használják. Költéskor természetesen csak azok a fajok tudnak ott megtelepedni, amelyeknek elegendő a néhány sor fából álló vegetáció, vonuláskor viszont egészen más a helyzet. A csatornában olyan, a tájban érdekes fajokat fogtunk ugyanis, mint a kerti rozsdafarkú, az erdei szürkebegy (*Prunella modularis*) vagy a sárgafejű királyka, míg a referencia erdősávban süvöltő (*Pyrrhula pyrrhula*), nyaktekercs (*Jynx torquilla*), berki tücsökmadár (*Locustella fluviatilis*) és tüzesfejű királyka (*Regulus ignicapilla*) is hálóba akadt. Ez a változatos fajkészlet tovább erősíti ezen élőhelyek jelentőségét.

Összességében a madárgyűrűzések eredményeképpen megállapítható, hogy a vizsgált vízvezető csatorna és a partján húzódó faszorok az őszi vonulás során a legtöbb énekesmadárfaj számára kulcsfontosságú, legyenek azok alapvetően nádasban vagy erdőben élő fajok. Az is megállapításra került, hogy azok a madarak, amelyek gyorsan, pihenő beiktatása nélkül vonulnak át a területen, vonulási folyosóként tekintenek a csatornára, ezt részesítik előnyben a nagyobb kiterjedésű, táplálékban gazdag erdővel szemben. Ugyanakkor azt is ki kell emelni, hogy a

hosszabb távon a területen maradó fajok egyedei már inkább az erdőt választják, valószínűleg az elérhető táplálékforrás nagyobb mennyisége miatt.

Természetvédelmi szempontból rendkívül fontos tehát a csatornaparti fasorok védelme, hiszen a fátlan tájakon a madaraknak nincs más választása, csak ezeket tudják használni vonulásuk során. A napjainkban zajló mértéktelen csatornatakarítási program ezért rendkívül káros hatással van az élővilágra, így hosszú távon mindenféleképpen újra kell gondolni ezt a tevékenységet és csökkenteni kell a vele járó káros hatások mértékét. A csatornák mederterületének növényzetmentesítése természetesen fontos vízügyi feladat, de az általunk észlelt módszerek és hozzá nem értés miatt sokszor ez a munka kiterjed a csatorna medrétől távolabb eső területekre is. Sokszor több tíz éves bokrosokat és fasorokat tarolnak le, majd a levágott faanyagot a helyszínen hagyják, csak a vastagabb, fűtésre alkalmas darabokat viszik el. Véleményünk szerint egy kontrollált, szakemberek által végzett munka során ezek a problémák kiküszöbölhetők lennének.

Köszönetnyilvánítás – A szerzők hálásak Nagy Pálnak, a terület tulajdonosának, illetve a Kevermesi Vadásztársaságnak, hogy a területet minden további nélkül rendelkezésükre bocsátották. A terepi munkában végzett segítségükért a szerzők köszönetüket fejezik ki Fekete Ágnesnek és Nagy Krisztiánnak. A gyűrűzést a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület 2. sz. Békés Megyei Helyi Csoportja és a Dél-békési Természetvédelmi és Madártani Egyesület támogatta anyagilag.

Irodalomjegyzék

- Anonim, 1 (1923): 1923. évi XIX. törvénycikk az alföldi erdő telepítéséről és a fásításokról.
- Bartha, D. (2012): A magyarországi erdők fenntartása. – In: Kozák, L. (szerk.): *Természetvédelmi élőhelykezelés*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 195–198.
- Bozó, L. (2015): Kevermes és a lökösházi Turai-gyep madárvilága. – *A Puszta* 24: 225–250.
- Bozó, L. (2014): *Kevermes természeti értékei napjainkban*. – Kézirat, Kevermes, 49 p.
- Bozó, L. (2012): *Kevermes madárvilága*. – Dél-békési Természetvédelmi és Madártani Egyesület, Kevermes, 144 p.
- Gál, J. (1968): A mezővédő erdősávok növényvédelmi vonatkozásai. – *Erdészeti Lapok* 103: 450–476.
- Gál, J. & Marosán, M. (2003): A mezőgazdasági tevékenység által okozott kár a vadállományban. – *Növényvédelmi tanácsok: kertészet, növénytermesztés, szaktanácsadás* 12: 36–37.
- Halász, A., Tasi, J., & Rásó, J. (2015): Fás legelők, legelőerdők, erdősávok és fasorok használata ökológiai gazdálkodási rendszerben. *Növénytermelés* 64: 77–89.
- Haraszthy, L. (szerk.) (1998): *Magyarország madarai*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 441 p.
- Herrmann, G. & Plakolm, A. (1991): *Ökologische Landbau*. – Österreichischer Agrarverlag, Wien, 158 p.
- Horváth, M. (2009): *Habitat – and Prey – of selection of Imperial Eagles (Aquila heliaca)*. – Phd thesis. ELTE TTK, Budapest, 119 p.
- Kromp, B. (1998): *Wiener Windschutzhecken*. – Magistrat der Stadt Wien, Wien, 19 p.

- Legány, A. (1991): A mezővédő erdősávok és fasorok madártani szerepe és természetvédelmi jelentősége. – *Aquila* 98: 169–180.
- Marton, A. & Csikós, Cs. (2004): Mezővédő erdősávok és a fenntartható fejlődés. – *Környezeti Tanácsok 4*. Kiadja: KÖTHÁLÓ, Környezeti Tanácsadó Irodák Hálózata, közreműködő: CSEM-ETE Természet- és Környezetvédelmi Egyesület, Szeged.
- MME Nomenclator Bizottság (2008): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator Avium Hungariae. An annotated list of the birds of Hungary*. – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 278 p.
- Princé, K., Jiguet, F. (2013): Ecological effectiveness of French grassland agri-environment schemes for farmland bird communities. – *J. Environ. Manage.* 121: 110–116. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.02.039>
- Rakoczay, Z. (1992): Az alföldi erdők szerepe a természetvédelemben; Az Alföld-fásítás aktuális kérdései. – *Tudományos emlékülés Kaán Károly születésének 125. évfordulója alkalmából*. – Konferenciakiadvány, Püspökladány pp. 59–62.
- Szarvas, P. (2010): *Mezővédő erdősávok, fasorok jellemzése, ökológiai feltárása, kihatásai*. – Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében a Növénytermesztési- és Kertészeti Tudományok, Élelmiszertudományok tudományágban. Debrecen, 198 p.
- Széles, Zs. E. (2010): *Kék vércse gyülekezési élőhelyhasználatának és táplálékösszetételének elemzése a Dél-Hevesi Régióban*. – Diplomamunka, Debrecen, 47 p.
- Szép, T. (2007): *Madarak monitorozása: ökológiai és evolúciós folyamatok feltárásának lehetőségei*. – Doktori disszertáció, Nyíregyháza, 150 p.
- Takács, V. (2008): *Útfásítások közlekedésbiztonsági vizsgálata a Sopron-Fertőd kistérség területén*. – Doktori disszertáció, NyME, Sopron, 153 p.
- Vahid, Y. & Vahidné Kóbori, J. (2005): Erdőfejlesztési politikánk múltja és jelene. – *Agrárágazat* 6: 94–96.
- Wretenberg, J., Pärt, T. & Berg, Å. (2010): Changes in local species richness of farmland birds in relation to land-use changes and landscape structure. – *Biol. Conserv.* 143: 375–381. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.11.001>

Internetes hivatkozások:

http1: www.maps.google.hu

http2: www.nebih.gov.hu/szakteruletek/szakteruletek/erdeszeti_igazgatosag/aktualitas/ketmilliohektar.html

http3: www.vassarstats.net

Songbird migration in a channel-sided alley

László Bozó¹, Erna Bozóné Borbáth¹ and Levente Tar²

¹H-5744 Kevermes, Battonyai utca 10, Hungary

²H-5600 Békéscsaba, Zsíros u. 10. fsz. 5, Hungary

e-mail: bozolaszlo91@gmail.com

We studied the songbird migration in a channel-sided alley in Southeast Hungary, Kevermes in the autumn of 2016 with the methods of bird ringing. Near the channel we also ringed birds in an oleaster forest (which is rich in succulent plants) and compared the number of birds migrating through in both habitats. The study revealed, that the channel is crucial for most songbird species during migration, however, species that spent more time in the area used primary the forest with more food. Additionally, some species changed its breeding habitats (forests) and in autumn occurred mostly in the channel. For these reasons, it would be appropriate for nature conservation to protect these habitats, or at least reduce the current habitat destructions.

Keywords: songbird migration, channel, alley, bird ringing, habitat destruction

Két hazai kétéltűfaj kitridiomikózissal szembeni fogékonysága és érzékenysége

Drexler Tamás^{1,2}, Ujszegi János², Németh Z. Márk³, Vörös Judit⁴ és Hettyey Attila²

¹Ökológia Tanszék, Biológiai Intézet, Állatorvostudományi Egyetem,
1078 Budapest, Rottenbiller u. 50.

²Lendület Evolúciós Ökológiai Kutatócsoport, Növényvédelmi Intézet, Agrártudományi
Kutatóközpont, Magyar Tudományos Akadémia,
1022 Budapest, Herman Ottó út 15.

³Növénykórtani Osztály, Növényvédelmi Intézet, Agrártudományi Kutatóközpont, Magyar
Tudományos Akadémia,
1022 Budapest, Herman Ottó út 15.

⁴Magyar Természettudományi Múzeum,
1088 Budapest, Baross u. 13.

e-mail: dretom93@gmail.com

Összefoglaló: A kétéltűeket veszélyeztető kitridiomikózis kórokozója, a *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd; Longcore, Pessier & D. K. Nichols, 1999) nevű gombafaj bizonyítottan jelen van a Kárpát-medencében is, ugyanakkor a számlájára írható drasztikus állománycsökkenést itt ez idáig nem tapasztaltunk. Ennek egyik oka lehet a honos populációk magas toleranciája a betegséggel szemben. Kísérletünkben barna varangy és erdei béka ebihalait fertőztük egy magas virulenciájú Bd törzssel. A gomba egyik fajnál sem csökkentette a túlélést, a fejlődési sebességet és az átalakulás utáni tömeget. Ugyanakkor a barna varangy egyedeknél az erdei békáknál mért fertőzöttség sokszorosát figyeltük meg. Úgy tűnik, hogy a hazai barna varangy populációk magas toleranciával, az erdei béka populációk pedig magas rezisztenciával rendelkeznek a betegséggel szemben.

Kulcsszavak: kitridiomikózis, barna varangy, erdei béka, tolerancia, rezisztencia

Bevezetés

A kitridiomikózis a legjelentősebb kétéltűeket fertőző betegség, mely az utóbbi évtizedekben szerepet játszott világszerte több, mint 200 faj állománycsökkenésében (Skerratt *et al.* 2007), korábban érintetlen fajok veszélyeztetetté válásában, bizonyos fajok lokális és teljes kipusztulásában (Mendelson *et al.* 2006, Van Rooij *et al.* 2015). A *Batrachochytrium dendrobatidis* (továbbiakban Bd) nevű rajzospórás

gombafajt 1998-ban írták le és azonosították, mint a betegség kórokozóját, azóta az összes kontinensen megtalálták, ahol kétéltűek is előfordulnak (Berger *et al.* 1998, Van Rooij *et al.* 2015).

A Bd Európa számos országában megtalálható, eddig azonban csak Spanyolországban mutattak ki hozzá köthető jelentős állománycsökkenést (Bosch *et al.* 2001, Baláz *et al.* 2014). Hazánkban eddig gyepi békától (*Rana temporaria* Linnaeus, 1758), zöldbékáktól (*Pelophylax* komplex fajai) és sárgahasú unkától (*Bombina variegata* Linnaeus, 1758) származott pozitív minta (Baláz *et al.* 2014). Utóbbiról sikerült izolálni a gomba hazai változatát, mely a Spanyolországban jelentős pusztulást okozó BdGPL törzs leszármazottja, viszont laboratóriumi kísérletek ezzel az izolátummal még nem történtek.

A Bd széles gazdaspektrummal rendelkezik, jelenleg 1252 vizsgált fajból 520-ból sikerült kimutatni (http1). Arról azonban kevés információ áll rendelkezésre, hogy mi okozza a különböző régiók populációi közötti eltéréseket a betegség súlyosságában (Kilpatrick *et al.* 2010, Van Rooij *et al.* 2015). Ennek hátterében állhatnak az élőhelyre jellemző környezeti tényezők, a lokálisan jelen lévő Bd törzs kórokozó tulajdonságai (infektivitás és virulencia) és a gazdafaj érzékenységbeli sajátosságai (rezisztencia és tolerancia), erre vonatkozó ismereteink azonban rendkívül korlátozottak (Woodhams *et al.* 2011).

Kísérletünkben két gyakori hazai faj, a barna varangy (*Bufo bufo* Linnaeus, 1758) és az erdei béka (*Rana dalmatina* Fitzinger, 1839) egyedeinek ellenálló-képességét tanulmányoztuk korai életszakaszban egy Spanyolországban izolált, magas virulenciájú Bd törzssel szemben. A fertőződés mértéke mellett vizsgáltuk a Bd jelenlétének lehetséges letális és/vagy szubletális hatását a fő életmenet-változókra.

Módszerek

Kísérleti állatok és tartási körülmények

Vizsgálatainkhoz erdei béka és barna varangy petéket gyűjtöttünk fajonként 9-9 petecsomóból a Visegrádi-hegység egyik kisvizéből, melynek környékén a Bd jelenléte bizonyított (Baláz *et al.* 2014; Apátkúti völgy; N 47,767058°, E 18,981325°).

A kelés után az ebihalak közül fajonként 54, egészségesnek látszó egyedet kiválasztottunk, a fel nem használtakat pedig szabadon engedték a gyűjtés helyszínén. Az állatokat egyesével tartottuk 1 liter RSW-vel (Reconstituted Soft Water, APHA 1985) feltöltött műanyag dobozokban és *ad libitum* etettük spenóttal, melyhez er-

dei békák esetén egy tömegszázaléknyi *Spirulina* algaport adtunk. A varangyoknál egy korábbi kísérletben magas mortalitást tapasztaltunk *Spirulina* jelenlétében, amit a tartóvízben történő baktérium-túlszaporodás okozhatott az algapor és a Bd tápleves interakciójának hatására, ezért ebben a kísérletben a varangy ebihalak nem kaptak *Spirulinát*. Az ebihalak tartóvizét hetente kétszer cseréltük. A mellső lábak megjelenésekor (42-es fejlettségi állapot; Gosner 1960) a vizet 100 ml tiszta RSW-re cseréltük, a tartódobozt lefedtük és kb. 10 °-os szögben megdöntöttük, így száraz és vízzel borított részt egyaránt biztosítva az állatoknak. Az átalakult egyedeket (farok teljesen eltűnik; 46-os fejlettségi állapot; Gosner 1960) új, lefedett, de jól szellőző, búvóhellyel ellátott dobozba helyeztük, melynek alját nedves papírtörülkövel béleltük. Az erdei békákat frissen kikelt napostücskökkel (*Acheta domestica*, Linnaeus, 1758), a barna varangyokat kisebb méretük miatt ugróvillásokkal (*Folsomia* spp.) *ad libitum* etettük. A kísérlet klimatizált helyiségben (hőmérséklet: 19,4 °C ± 0,7; átlag ± SD), a természetes világos-sötét szakaszokhoz igazított mesterséges megvilágítás mellett zajlott, a vonatkozó karantén szabályok szigorú betartása mellett.

A Bd tartása és a fertőzés körülményei

Kísérletünkhöz a Bd GPL törzs IA042 izolátumát használtuk. A törzstenyészetet folyékony mTGHL táplevesben 4 °C-on tartottuk. A fertőzések előtt 100-szoros hígítást készítettünk, amit egy héten át 20 °C-on inkubáltunk. Közvetlenül a fertőzés előtt Bürker-kamra segítségével állítottuk be a zoospóra (zsp) koncentrációt. Háromféle kezelést alkalmaztunk: kontrol (0 zsp/ml), alacsony (~10 zsp/ml), és magas (~1000 zsp/ml) zsp-koncentrációt. A magas zsp-koncentrációjú kezeléshez az egy hét alatt felszaporodott tenyészetet, az alacsonyhoz annak 100-szoros hígítását használtuk. Az állatok tartóvizét minden vízcserét követően újrafertőztük 1 ml, a kezeléseknél megfelelő koncentrációjú tenyészetrel. A kontrollcsoport azonos mennyiségű steril táplevest kapott. Mindkét fajt nagyságrendileg azonos dózissal fertőztük (1600-2100 zsp/ml a magas koncentráción, attól függően, hogy az inkubáció alatt mennyire szaporodott el a Bd a tenyészetben). Az ebihalak tartódobozait a kezeléseknél alapján térbeli blokkokon belül randomizálva helyeztük el a polcokon. Az állatok túlélését naponta monitoroztuk. Feljegyeztük a mellső lábak megjelenésének és a farok teljes mértékű felszívódásának időpontját, és utóbbtól számítva még két hétig tartottuk őket. A kísérlet végén megmértük az egyedek tömegét (Ohaus Pioneer PA-114 analitikai mérleggel, milligramm pontossággal), túlhűtéssel feláldoztuk (30 percig 4 °C, majd egy napig -20 °C), majd 70%-os etanolban konzerváltuk őket.

A Bd kimutatása

A fertőzés intenzitását kvantitatív PCR (qPCR) segítségével mértük. A qPCR-hez a mintákat a hátsó végtag ujjainak levágásával nyertük, amikből a DNS-t szilika gyöngyök és 50 μ l PrepMan Ultra (Life Technologies) felhasználásával vontuk ki. A qPCR reakciókat BioRad CFX96 Touch Real-Time PCR System gépen végeztük, 2x TaqMan Universal PCR Mastermix-et (Life Technologies) alkalmaztunk a Boyle és munkatársai (2004) által közölt protokoll szerint. Minden mintából két párhuzamos mérést végeztünk és a standardot négy hígításban használtuk (100, 10, 1 és 0,1 genom-ekvivalens (GE) / ml).

Statisztikai elemzések

A Bd GE adatokat rangtranszformáltuk, mert előfordultak közöttük a 1-1000 GE/ml intervallumon kívül eső értékek is, melyek mennyiségileg nem tekinthetők 100%-ig megbízhatónak, mivel a standard kalibrációs görbén kívül esnek. A fejlődés hosszát a mellő végtagok megjelenéséig (42-es fejlettségi állapot) eltelt napok számával jellemeztük. A szubletális hatások vizsgálatánál csak a kísérlet végéig túlélő állatok adatait elemeztük.

A fertőződés mértékét Wilcoxon-féle előjeles rangpróbával vizsgáltuk aszerint, hogy a kezelési csoportok fertőzöttsége eltér-e a kontrollcsoport fertőzöttségének megfelelő 0-s várható értéktől. A kezeléseket testtömegre gyakorolt hatását általános lineáris modellekkel (GLM) vizsgáltuk, amibe a kezelést faktorként, az átalakulásig eltelt napok számát pedig kovariánsként vittük be. Barna varangyoknál a tömeg adatokat log-transzformáltuk, hogy teljesüljön a varianciák homogenitásának feltétele.

A kezelésnek az átalakulásig eltelt idő hosszára kifejtett hatását varangyoknál GLM-el, erdei békánál Kruskal-Wallis próbával teszteltük, mert utóbbi esetben a modellreziduálisok transzformáció után sem mutattak normáeloszlást, és a varianciák is különbözőek maradtak a csoportok között.

Az egyedek túlélését az erdei békánál nem elemeztük statisztikailag, mert nagyon alacsony volt a mortalitás, összesen három egyed pusztult el az 54-ből (kettő alacsony, egy pedig magas Bd-koncentráción). A varangyoknál Cox-regressziót használtunk, melybe kovariánsként bevittük a fertőzöttség mértékét, fix hatásként pedig a kezelést.

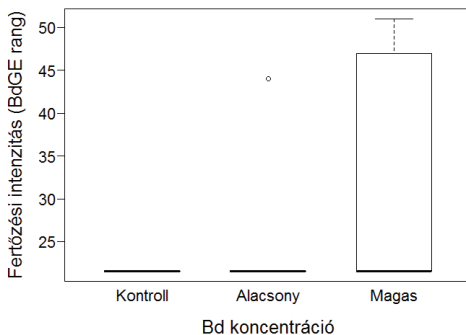
Minden kiindulási modellünk tartalmazta az összes kettős interakciót, és a teljes modelltől lépésenként távolítottuk el a nem szignifikáns ($P > 0,05$) tagokat. Az eltávolított változókra vonatkozó statisztikák kinyeréséhez egyesével vissza-illesztettük azokat a végső modellbe. A modellek alkalmazhatóságának feltételei közül a varianciák homogenitását Levene-próbával teszteltük, a reziduumok normális eloszlását pedig QQ-ábrán ellenőriztük és Shapiro-Wilk próbával teszteltük.

A statisztikai elemzéseket az SPSS Statistics programcsomag 17.0 verziójával végeztük, az ábrák R 3.0.3 programcsomaggal készültek.

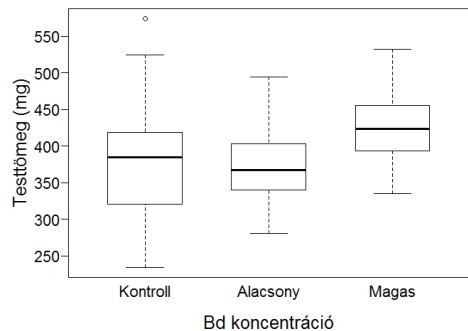
Eredmények

Erdei béka

A magas koncentrációjú kezelés szignifikáns hatással volt a fertőzöttségre (Wilcoxon-féle előjeles rangpróba: $P = 0,012$), míg az alacsony koncentrációjú kezelésben a fertőzöttségi intenzitás nem tért el szignifikánsan a kontrollra jellemző 0 várható értéktől ($P = 0,3$; 1. ábra). A magas Bd koncentrációval fertőzött egyedek nagyobbak voltak a másik két kezelésben szereplőknél, de ez a különbség nem volt szignifikáns (GLM: $F_{2;48} = 3,12$; $P = 0,053$; 2. ábra). A testtömegre az átalakulásig eltelt napok száma nem volt szignifikáns hatással sem önmagában, sem a kezeléssel interakcióban (GLM: átalakulásig eltelt napok: $F_{1;49} = 1,02$; $P = 0,3$; kezelés \times átalakulásig eltelt napok: $F_{2;45} = 0,89$; $P = 0,4$). A kezelések nem befolyásolták szignifikánsan az átalakulásig eltelt napok számát (Kruskal Wallis-próba: $P = 1$; 3. ábra).



1. ábra. A kezelések hatása az erdei békák fertőződésére. Az ábrán rangok szerepelnek, a kontrollcsoport mediánja ezért nem 0, de nem volt fertőződés ennél a kezelésnél.

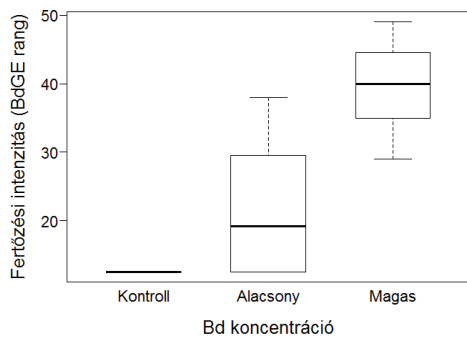


2. ábra. Az erdei békák tömege a különböző kezelésekben.

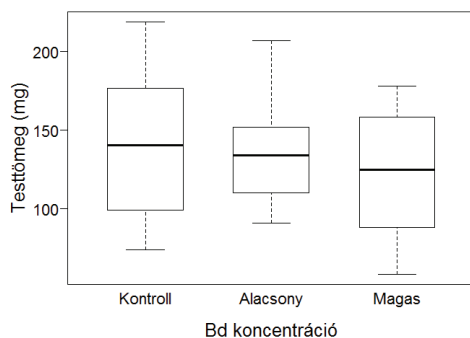
Barna varangy

Mind az alacsony, mind a magas koncentrációjú kezelés szignifikánsan növelte az egyedek fertőzési intenzitását a kontroll 0 várható értékéhez képest (Wilcoxon-teszt: alacsony koncentráció: $P = 0,028$; magas koncentráció: $P = 0,002$; 4. ábra). A testtömeget a kezelések nem befolyásolták szignifikánsan (GLM: $F_{2;34} = 0,95$; $P = 0,4$; 5. ábra), de az átalakulásig eltelt napok száma igen (GLM: $F_{1;36} = 9,87$;

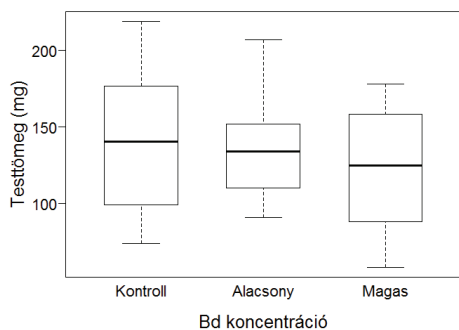
$P = 0,003$): minél tovább tartott a fejlődés, annál kisebb volt a tömeg 14 nappal az átalakulás után. A kezelés és a fejlődés sebessége közti interakció szintén nem volt hatással a tömegre ($F_{2;32} = 0,92$; $P = 0,4$). A kezelés nem befolyásolta az átalakulásig eltelt napok számát sem (GLM: $F_{2;35} = 0,03$; $P = 1$; 6. ábra).



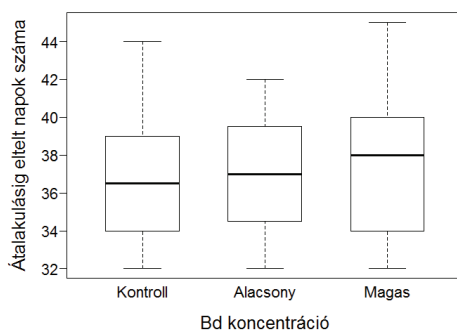
3. ábra. A kezelés hatása az erdei békák átalakulási idejére.



4. ábra. A kezelés hatása a barna varangyok fertőződésére. Az ábrán rangok szerepelnek, a kontrollcsoport mediánja ezért nem 0, de nem volt fertőződés ebben a kezelésben.



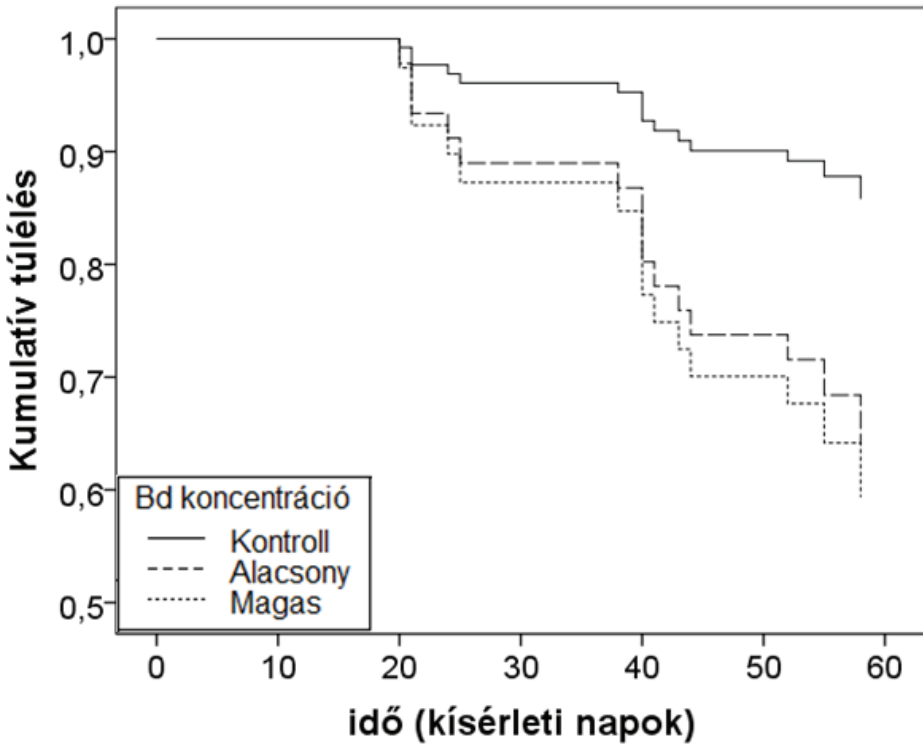
5. ábra. A kezelés hatása az átalakult barna varangyok tömegére.



6. ábra. A kezelés hatása a barna varangyok átalakulási idejére.

Túlélés-elemzés

A Cox-regressziók alapján – a fertőzés intenzitásának figyelembe vételével – a kezelés nem befolyásolta az egyedek túlélését (Wald $\chi^2 = 2,39$; kezelés: $df = 2$; $P = 0,3$; fertőzési intenzitás: $df = 1$; $P = 1$; 7. ábra).



7. ábra. Barna varangyok túlélése a kezelések függvényében. A Bd-fertőzés hatása nem volt szignifikáns.

Értékelés

Eredményeink alapján úgy tűnik, hogy a magas virulenciájú Bd GPL törzssel szemben a hazai populációkból származó erdei béka egyedek korai életszakaszukban magas rezisztenciával, a barna varangyok pedig magas toleranciával rendelkeznek (terminológia: Woodhams *et al.* 2011), mivel előbbieken szinte meg sem tudott telepedni a kórokozó, míg utóbbiak nagymértékben fertőződtek, de ennek letális vagy szubletális hatását nem tapasztaltuk.

A barna varangyokon végzett túlélés-elemzésből kiderült, hogy a kezeléseknél és a fertőzési intenzitásnak sem volt szignifikáns hatása a túlélésre, tehát a gomba jelenléte nem növelte meg a halálozás valószínűségét a spontán pusztuláshoz képest, annak ellenére, hogy a fertőződés már az alacsony koncentrációjú kezelésnél is kimutatható volt. A kezelésnek sem önmagában, sem pedig az átalakulás idejével interakcióban nem volt szignifikáns hatása a testtömegre. Ezek alapján a

fertőződés negatív hatásainak kivédése, legalábbis az általunk vizsgált korai élet szakaszban nem jár jelentős energetikai költséggel.

Az erdei béka érzékenységét tudomásunk szerint elsőként vizsgáltuk meg kontrollált körülmények között. A fertőzés intenzitása rendkívül alacsony volt, és a Bd-vel összefüggő mortalitást sem mutattunk ki. A magas dózisú kezelésben nagyobbak voltak az egyedek, de ez a hatás marginálisan nem szignifikánsnak bizonyult. Elképzelhető, hogy a több kórokozónak kitett egyedek több táplálékot fogyasztottak, hogy forrásokat halmozzanak fel, melyek felhasználásával növelhetik védekezésük hatékonyságát. Az átalakulásig eltelt időt egyik fajnál sem befolyásolta a Bd jelenléte, ez alapján a fertőződés az egyedfejlődésbe allokálható energia mennyiségét nem csökkenti.

Kísérletünkben a rezisztenciát és toleranciát egy magas virulenciájú Bd törzssel szemben mutattuk ki, mely a spanyolországi kétéltűállományokban (Bosch & Martínez-Solano 2006, Garner *et al.* 2009) és a barna varangy nagy-britanniai állományából származó egyedeknél bizonyítottan nagymértékű pusztulást okozott (T. W. Garner, személyes közlés). Ez alapján valószínű, hogy nem csak a jelenlévő Bd-törzs alacsonyabb virulenciája, hanem az egyedek magasabb ellenálló-képessége is segíti a vizsgált fajok hazai populációit.

Köszönetnyilvánítás – Köszönjük Sendula Tímeának és Szederkényi Márknak a kísérlet kivitelezésében, Bókony Veronikának a statisztikai elemzésekben nyújtott segítségét, Trenton W. J. Garner-nek, hogy rendelkezésünkre bocsátotta a Bd tenyészetet, és a Pilisi Parkerdő Zrt.-nek, hogy engedélyezte útjainak használatát. Az állatok gyűjtését, tartását és hasznosítását a Pest Megyei Kormányhivatal Környezetvédelmi és Természetvédelmi Főosztálya engedélyezte (PE/KTF/3596-8/2016; PE/KTF/3596-7/2016), a kísérletet az MTA ATK NÖVI Munkahelyi Állatkísérleti Bizottsága jóváhagyta. Kutatásunk az MTA Lendület Programjának (MTA, LP2012–24/2012) és egy EU FP7 Marie Curie Career Integration Grant-jának (PCIG13-GA-2013-631722) támogatásával valósult meg.

Irodalomjegyzék

- Baláz, V., Vörös, J., Civiš, P., Vojar, J., Hettyey, A., Sós, E., Dankovics, R., Jehle, R., Christiansen, D. G., Clare, F., Fisher, M. C., Garner, T. W. J. & Bielby, J. (2014): Assessing Risk and Guidance on Monitoring of *Batrachochytrium dendrobatidis* in Europe through Identification of Taxonomic Selectivity of Infection. – *Conserv. Biol.* **28**: 213–223. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12128>
- Berger, L., Speare, R., Daszak, P., Green, D. E., Cunningham, A. A., Goggin, C. L., Slocombe, R., Ragan, M. A., Hyatt, A. D., McDonald, K. R., Hines, H. B., Lips, K. R., Marantelli, G. & Parkes, H. (1998): Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. – *Proc. Natl. Acad. Sci.* **95**: 9031–9036.
- Bosch, J. & Martínez-Solano, I. (2006): Chytrid fungus infection related to unusual mortalities of *Salamandra salamandra* and *Bufo bufo* in the Penalara Natural Park, Spain. – *Oryx* **40**: 84–89.

- Bosch, J., Martínez-Solano, I. & García-París, M. (2001): Evidence of a chytrid fungus infection involved in the decline of the common midwife toad (*Alytes obstetricans*) in protected areas of central Spain. – *Biol. Conserv.* **97**: 331–337. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00132-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00132-4)
- Boyle, D. G., Boyle, D. B., Olsen, V., Morgan, J. A. T. & Hyatt, A. D. (2004): Rapid quantitative detection of chytridiomycosis (*Batrachochytrium dendrobatidis*) in amphibian samples using real-time Taqman PCR assay. – *Dis. Aquat. Organ.* **60**: 141–148. doi: <http://dx.doi.org/10.3354/dao060141>
- Garner, T.W.J., Walker, S., Bosch, J., Leech, S., Marcus Rowcliffe, J., Cunningham, A. A. & Fisher, M. C. (2009): Life history tradeoffs influence mortality associated with the amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis*. – *Oikos* **118**: 783–791. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.17202.x>
- Gosner, K. L. (1960): A Simplified Table for Staging Anuran Embryos and Larvae with Notes on Identification. – *Herpetologica* **16**: 183–190.
- Mendelson, J. R., Lips, K. R., Gagliardo, R. W., Rabb, G. B., Collins, J. P., Diffendorfer, J. E., Daszak, P. D. R. I., Zippel, K. C., Lawson, D. P., Wright, K. M., Stuart, S. N., Gascon, C., Silva, H. R. da, Burrowes, P. A., Joglar, R. L., Marca, E. L., Lötters, S., Preez, L.H. du, Weldon, C., Hyatt, A., Rodriguez-Mahecha, J. V., Hunt, S., Robertson, H., Lock, B., Raxworthy, C. J., Frost, D. R., Lacy, R. C., Alford, R. A., Campbell, J. A., Parra-Olea, G., Bolaños, F., Domingo, J. J. C., Halliday, T., Murphy, J. B., Wake, M. H., Coloma, L. A., Kuzmin, S. L., Price, M. S., Howell, K. M., Lau, M., Pethiyagoda, R., Boone, M., Lannoo, M. J., Blaustein, A. R., Dobson, A., Griffiths, R. A., Crump, M. L., Wake, D. B. & Brodie, E. D. (2006): Confronting Amphibian Declines and Extinctions. – *Science* **313**: 48–48. doi: <http://dx.doi.org/10.1126/science.1128396>
- Skerratt, L. F., Berger, L., Speare, R., Cashins, S., McDonald, K. R., Phillott, A. D., Hines, H. B. & Kenyon, N. (2007): Spread of Chytridiomycosis Has Caused the Rapid Global Decline and Extinction of Frogs. – *EcoHealth* **4**: 125. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s10393-007-0093-5>
- Van Rooij, P., Martel, A., Haesebrouck, F. & Pasmans, F. (2015): Amphibian chytridiomycosis: a review with focus on fungus-host interactions. – *Vet. Res.* **46**: 137. doi: <http://dx.doi.org/10.1186/s13567-015-0266-0>
- Woodhams, D. C., Bosch, J., Briggs, C. J., Cashins, S., Davis, L. R., Lauer, A., Muths, E., Puschendorf, R., Schmidt, B. R., Sheafor, B. & Voyles, J. (2011): Mitigating amphibian disease: strategies to maintain wild populations and control chytridiomycosis. – *Front. Zool.* **8**: 8. doi: <http://dx.doi.org/10.1186/1742-9994-8-8>

Internetes hivatkozások:

http1: <http://www.bd-maps.net/surveillance/>, utolsó megtekintés időpontja: 2017.03.16.

Susceptibility and sensitivity to chytridiomycosis of two anuran species native to Hungary

Tamás Drexler^{1,2}, János Ujszegi², Márk Z. Németh³, Judit Vörös⁴
and Attila Hettyey²

¹*Department of Ecology, Institute of Biology, University of Veterinary,
H-1078 Budapest, Rottenbiller u. 50, Hungary*

²*Lendület Evolutionary Ecology Research Group, Plant Protection Institute, Centre for
Agricultural Research, Hungarian Academy of Sciences,
H-1022 Budapest, Herman Ottó út 15, Hungary*

³*Department of Plant Pathology, Plant Protection Institute, Centre for Agricultural
Research, Hungarian Academy of Sciences,
H-1022 Budapest, Herman Ottó út 15, Hungary*

⁴*Hungarian Natural History Museum,
H-1088 Budapest, Baross u. 13, Hungary
e-mail: dretom93@gmail.com*

The causal agent of chytridiomycosis, *Batrachochytrium dendrobatidis* is known to be present in the Carpathian Basin, however, there is no evidence for population declines accountable to this disease in Hungarian populations. This may partly be explained by the high tolerance of local amphibian populations. In our study, we experimentally infected larval individuals of the common toad (*Bufo bufo*) and the agile frog (*Rana dalmatina*) with a highly virulent, globally distributed Bd strain. We observed if there are any direct or indirect effects of exposure two weeks after metamorphosis. We did not observe significantly decreased survival, body mass or development rate resulting from exposure to Bd in either species. However, infection intensity was higher in toads than in frogs by an order of magnitude. Our results suggest that in Hungary, common toads are highly tolerant to Bd while agile frogs are rather resistant against this disease.

Keywords: chytridiomycosis, agile frog, common toad, tolerance, resistance

Natura 2000 erdei élőhelytípusok szerkezet és funkció monitorozási módszere a Pannon életföldrajzi régióban

Horváth Ferenc¹, Molnár Csaba², Ortmann-né Ajkai Adrienne³,
Csicsek Gábor⁴, Szabó Gábor¹, Zimmermann Zita¹, Lukács Mária¹
és Bölöni János¹

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

²3728 Gömörszőlős, Kassai u. 34.

³Pécsi Tudományegyetem, Ökológiai és Hidrobiológiai Tanszék,
7624 Pécs, Ifjúság útja 6.

⁴Pécsi Tudományegyetem, Biológiai és Sportbiológiai Doktori Iskola,
7624 Pécs, Ifjúság útja 6.

e-mail: horvath.ferenc@okologia.mta.hu

Összefoglaló: Az élőhelyvédelmi irányelv a még megmaradt természetes élőhelyek kedvező természetvédelmi helyzetének fenntartását, állapotuk javítását és a Natura 2000 élőhelyek állapotának ellenőrző monitorozását írja elő. A Pannon életföldrajzi régió erdőire kidolgoztuk a szerkezet és funkció monitorozás 2008-ban javasolt módszerének egyszerűbb, hatékonyabb és továbbfejlesztett változatát, hogy a statisztikai értékeléshez szükséges elegendően nagy, reprezentatív mintaszámot könnyebben el lehessen érni. A módszertant összehangoltuk az erdőrezervátum-kutatás hosszú távú vizsgálati módszereivel, hogy azok eredményei referenciaként összehasonlíthatók legyenek. A természetvédelem 2014 óta alkalmazza ezt a felmérést az 1 millió hektárt meghaladó természetes, természetszerű vagy származék besorolású erdők állapotának követésére. Részletesen bemutatjuk a továbbfejlesztett módszert, annak munkafolyamatát és adatlapjait, továbbá javaslatot teszünk a korábbi országos mintavételi terv módosítására.

Kulcsszavak: élőhelyvédelmi irányelv, erdőtermészetesség, természetvédelmi monitorozás, kedvező természetvédelmi helyzet, országjelentés, TERMERD

Bevezetés

Az EU élőhelyvédelmi irányelve (92/43/EGK) kötelezi a tagállamokat az irányelv 1. mellékletében szereplő és a Natura 2000 területek kijelölésének alapjául szolgáló Natura 2000 élőhelyek kedvező természetvédelmi helyzetének fenntartására és állapotuk javítására, továbbá azok állapotának monitorozására és a szükséges

kutatások ösztönzésére (Evans & Arvela 2012). Hat évente országjelentésekben kell beszámolni a Natura 2000 élőhelyek és fajok természetvédelmi helyzetéről, amelynek tartalmaznia kell a kiterjedési terület (distribution area) és elterjedési terület (range area) térképét egy 10x10 km-es földrajzi háló szerint, valamint – élőhelyek esetében – a pontos kiterjedési adatokat és azok változásának trendjét. Be kell számolni az élőhelyek természetvédelmi szempontú minőségéről, amelyet az élőhelyek ún. „szerkezet és funkció” állapota és a „tipikus fajok” helyzete alapján kell értékelni, továbbá a főbb veszélyeztető tényezőkről és a várható jövőbeni kilátásokról. Ezután az élőhelyek (és fajok) természetvédelmi helyzetének átfogó értékelése szükséges, végül a meghozott természetvédelmi intézkedések bemutatása (Evans & Arvela 2012). Legutóbb a 2007–2012-ig terjedő időszakról készültek országjelentések. A következő jelentési periódus pedig 2013–2018-ra fog vonatkozni (EC ENV). Elvárás, hogy az országjelentések és a trendek bemutatása teljes körű felvételezések, vagy mintavételezésen alapuló statisztikai módszerekkel, modellezéssel alátámasztott becslések alapján készüljenek. Az irányelvek a természetvédelmi állapot nyomon követését határozzák meg, de ehhez nem rendelkeznek egységes monitorozó módszertant. A különböző életföldrajzi régiókhoz tartozó, eltérő környezeti és társadalmi adottságú, nem utolsó sorban pedig eltérő természetvédelmi biológiai kutatási és monitorozási tradíciókkal bíró tagállamok ennek megfelelően eltérő módszereket fejlesztettek ki és alkalmaznak (pl. Cantarello & Newton 2008, Hernando *et al.* 2010, Velázquez *et al.* 2010, Kutnar *et al.* 2011, Tejera *et al.* 2012, Louette *et al.* 2015, Angelini *et al.* 2016).

Magyarországon az erdők természetvédelmi célú szerkezet és funkció monitorozására Bölöni (2008) javasolt egy intenzív és egy extenzív módszertani változatot, a TERMERD projekt (Magyarországi erdők természetességét felmérő és értékelő program) koncepciójának és tanulságainak felhasználásával (Bartha *et al.* 1998, 2003, 2006, 2007). Az időközben felmerült módszertani kérdések, a kiemelt botanikai szaktudást igénylő követelmények, valamint kapacitás- és forráshiány miatt a széleskörű terepi alkalmazás elmaradt. Éppen ezért felmerült a módszertan egyszerűsítésének és továbbfejlesztésének igénye. Szerzők az extenzív módszertan továbbfejlesztésére tettek javaslatot, amelynek fő célkitűzései:

- a módszer egyszerűsítése és hatékonyabbá tétele, hogy a reprezentatív mintavételhez szükséges, nagyobb mintaszámot el lehessen érni és a monitorozás intenzitását hosszú távon is fenn lehessen tartani, hogy a felmérők számát szélesíteni lehessen;
- a mintavételi módszer összehangolása az erdőrezervátum-kutatás módszereivel és eredményeivel, hogy azok a Natura 2000 erdőmonitorozás természetes referenciájaként közvetlenül is hasznosulhassanak;
- közvetlen adatgyűjtés az országjelentésekhez megkövetelt információk körében (ható és várható veszélyeztető tényezők; tipikus fajok értékelése).

A korábbi javaslat és a monitorozás országos mintavételi terve (Horváth *et al.* 2008) nem veszi figyelembe a vágásos erdőgazdálkodás által régóta kialakított újulat – fiatalos – középkorú erdő – öreg erdő állapotok térbeli mintázatát és időbeli sorozatait, ciklusait. Pedig a döntő mértékben vágásos gazdálkodás múltbeli és jelenkori gyakorlata hosszú távra meghatározza az ország természetközeli erdőinek állapotát és természetességét. A vágásos erdőgazdálkodásban az öregebb állományok szerkezete változatosabb, ökológiai funkciói teljesebbek, állapota általában természetesebb. A vágásos erdőgazdálkodást elsősorban a zonális, kiterjedtebb, ill. gazdasági szempontból jelentősebb erdei élőhelytípusokban alkalmazzák, ahol ezt is figyelembe kell venni az országos szintű reprezentativitás elérése érdekében. Ugyan vannak már örökerdő koncepcióval (is) gazdálkodó erdészetek, de az így kezelt állományok kiterjedése országos szinten még alárendelt. Ezért további célkitűzésünk volt:

- az országos mintavételi terv jobb összehangolása és módosítása az erdőgazdálkodásunkban még hosszú ideig meghatározó vágásos üzemmód ciklikusságával.

Módszerek

A felmérés módszertani fejlesztése

A módszertani fejlesztés Magyarország, ill. a Pannon életföldrajzi régió Natura 2000 erdei élőhelytípusainak szerkezet és funkció monitorozására vonatkozik. A típusok részletes leírását Bölöni *et al.* (2011) és Molnár (2014) adja. Felsorolásuk a Natura 2000 élőhelykódok és angol elnevezésük feltüntetésével: mészkerülő bükkösök (9110 – *Luzulo-Fagetum* beech forests); szubmontán és montán bükkösök (9130 – *Asperulo-Fagetum* beech forests); sziklai bükkösök, sziklai hárserdők és hársas-berkenyész sziklaerdők (9150 – Medio-European limestone beech forests of the *Cephalanthero-Fagion*); törmeléklejtő- és szurdokerdők (9180* – *Tilio-Acerion* forests of slopes, screes and ravines); puhafás ligeterdők, éger- és kőrisligetek, ill. láperdők (91E0* – Alluvial forests with *Alnus glutinosa* and *Fraxinus excelsior*); keményfás ligeterdők (91F0 – Riparian mixed forests of *Quercus robur*, *Ulmus laevis* and *minor*, *Fraxinus excelsior* or *angustifolia* along the great rivers); pannon gyertyános-tölgyesek (91G0* – Pannonic woods with *Quercus petraea* and *Carpinus betulus*); pannon molyhos tölgyesek (91H0* – Pannonian woods with *Quercus pubescens*); euro-szibériai (kontinentális) erdőssztyepp tölgyesek (91I0* – Euro-Siberian steppic woods with *Quercus* spp.); illír bükkösök (91K0 – Illyrian *Fagus sylvatica* forests); illír gyertyános-tölgyesek (91L0 – Illyrian oak–

hornbeam forests); pannon cseres-tölgyesek (91M0 – Pannonian–Balkanic turkey oak–sessile oak forests) és pannon homoki borókás-nyárasok (91N0* – Pannonic inland sand dune thicket). Rendkívüli ritkaságuk és kis kiterjedésük miatt ezt a mintavételes monitorozó módszertant nem alkalmazzuk a nyíres és fenyves láp-erdők (91D0*– Bog woodland) kategóriára, hiszen a természetvédelem minden állományának állapotát figyelemmel követi.

A módszertani továbbfejlesztést megalapozó első értekezletet az MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézetében rendeztük 2013 elején. A felmérés-módszertani részletek és adatlapok kidolgozása, tesztelése és a szakértői megbeszélések 2014 nyaráig folytak, egyeztetve az FM Természetmegőrzési Főosztály és a nemzeti park igazgatóságok munkatársaival. Közben regionális tréningeket tartottunk Hetvehelyen, Vácrátóton és Gömörszőlősen, míg a monitorozandó, ún. 'tipikus fajok' élőhely specifikus listáit felkért botanikus szakértők bevonásával állítottuk össze (amelynek részleteit külön cikkben publikáljuk).

A módszert úgy fejlesztettük tovább, hogy annak alapját Bölöni (2008) „erdők extenzív felmérése” módszertani leírás adta. Az ún. „intenzív felmérés” cönológiai-mintavételes megközelítésű, nagyon munkaigényes és magas szaktudást feltételez. Ezért a lágyszárú és moha fajok gyakoriságának becslésével bővített almintakörös felmérés módszerét nem is vettük számításba. Az „extenzív felmérés” és a továbbfejlesztett (extenzív felmérés) módszertana közötti főbb különbségeket, fejlesztéseket az 1. táblázatban foglaltuk össze, az azonosságokat és kisebb eltéréseket nem említjük. A továbbfejlesztett módszertan koncepcióban is más az i) egységesen 1 hektáros mintavételi terület, 4 rész minta alkalmazásában; ii) a fafajok vastagságának és dominanciájának fafajsorok szerinti leképezésében; iii) abban, hogy a fajok csoportosítása nem a terepen történik, hanem az értékelés során (terepen a fajokat csak azonosítani kell); iv) a holtfa viszonyok leírásában csak a két legfontosabb indikátort – a vastag álló, ill. csonk és a vastag fekvő holtfa hektáronkénti számát – alkalmazzuk; v) a tipikus és özönfajok élőhelyenként előre meghatározott listájának alkalmazásában, ahol a „nem fordul elő” státuszt is rögzíteni kell; vi) a részletesebben kidolgozott adatlapban és értékelési módszertanban (Szegeleti *et al.* 2017).

A módszertan részleteit továbbá úgy alakítottuk át, hogy a mintavételi területek részmintáinak kijelölése és létesítése könnyen igazítható legyen az erdőrezervátum magterületeken alkalmazott mintavételi pontok hálózatához (ERDŐ+h+á+l+ó) és a felmérés összhangban legyen az erdőrezervátum-kutatás hosszú távú faállomány-szerkezeti (Horváth *et al.* 2011, Horváth 2012), újulati és cserjeszint (Horváth 2011), valamint az aljnövényzet (Ódor *et al.* 2009) alapfelmérési és monitorozási módszereivel és eredményeivel. Az erdőrezervátum-kutatás felmérések egy (kiválasztott) részét így transzformálni lehet Natura 2000 élőhely szerkezet és

1. táblázat. Fő különbségek, ill. fejlesztések a korábbi „extenzív felmérés” módszertanához képest.

Módszertani tulajdonság	„Extenzív felmérés”, 2008	Továbbfejlesztett módszertan, 2014	A fejlesztés eredménye
mintavételi terület mérete	változó: (0,1–)0,5– 2(–3) ha	egységesen azonos: 1 ha (négyzetes vagy hosszúkás/téglalap alakban)	megfelel a statisztikai mintavétel i) azonos körülmények, ii) torzítatlan adatok követelményeinek
részminták száma és elrendezése	változó: 2–6 db, elrendezésük szabályos hálóban történik, amelyet a vázlatrajzon kell feltüntetni	egységesen azonos: 4 db, elrendezésük 50x50m-es hálóban, vagy vonalmentén történik (GPS-szel bemérve)	megfelel a statisztikai mintavétel i) azonos körülmények, ii) torzítatlan adatok követelményeinek
mintaterület kijelölése	a terület sarokpontjait kell megjelölni és a koordinátákat bemérni GPS-szel	a 4 rész minta középpontját kell megjelölni és bemérni GPS-szel, a mintaterület határát a vázlatrajzon tüntetjük fel	újrafelméréskor a rész minták visszatalálása pontosabb és gyorsabb; az 1 hektáros állomány „belülről” nézve jobban áttekinthető
felmérési időszak	meghatározó tavaszi geofiton aszpektussal rendelkező élőhelyek esetében (9130, 9180, 91F0, 91G0, 91K0, 91L0) május, a többi élőhelynél június, július, esetleg augusztus	nyáron, május végétől augusztusig, amikor a ’tipikus fajok’ már beazonosíthatók (nincs közöttük tavaszi geofiton)	a felmérési időszak hosszabb, az erőforrások beosztása könnyebb
erdőszerkezeti szintek leképezése	A – lombkorona szint (5 m-nél magasabb fásszárúak); B – cserjeszint (fásszárúak 0,5 és 5 m között); C – gyepszint (0,5 m alatt lágyszárúak és fásszárúak); D – újulati szint (fák 2 m alatt, B-vel C-vel átfedésben)	A – lombkorona szint (5 cm mellmagassági átmérőt elérő vagy vastagabb fásszárúak); B – cserjeszint (0,5 m-nél magasabb fásszárúak); C – gyepszint (azonos felfogásban) újulati szintet külön nem írunk le, a fajok újulatát az értékelés során értelmezzük a B és C szintek felmérési adataiból	kompatibilis az erdőrezervátum-kutatás erdőszerkezeti koncepciójával
fajok méretének (átmérőjének) leképezése a rész mintákban	a fajok átlagos átmérőjét kell megadni cm-ben, folyamatosan változóként; esetenként tartomány is megadható, ha az átmérőeloszlás változatos	fajjainkat képezünk (cserjefajokra is), 5–15cm, 16–30cm, 31–60cm és >60cm átmérőcsoport választható; egy-egy faj több fajjainkat is képezhet, ha változatos az átmérőeloszlás	fajjainkat alapján jobban leképezhető egy változatos átmérőszerkezet; a megadott átmérőcsoport tartományok használata egyértelműbb, objektívebb és könnyebb
fajok dominanciájának leképezése a rész mintákban	„súlyozott darabszámot” kell képezni (a vastagabb fákat súlyozottan kell beszámítani)	a fajjainkatokhoz „VAN”, 1–5%, 6–25%, 26–50%, „TÖBB” elegyarány (dominancia) kategóriát kell választani	a megadott elegyarány tartományok használata egyértelműbb, objektívebb és könnyebb

1. táblázat (folytatás). Fő különbségek, ill. fejlesztések a korábbi „extenzív felmérés” módszertanához képest.

Módszertani tulajdonság	„Extenzív felmérés”, 2008	Továbbfejlesztett módszertan, 2014	A fejlesztés eredménye
fajok csoportosítása	adatlapon kell jelezni: természetes fajok, inváziós fajok, egyéb idegenhonos fajok, nemesített őshonos fajok, termőhelyidegen, de őshonos fajok csoportjai szerint	a csoportosítást értékelő algoritmus végzi el a faj, élőhely és a földrajzi hely figyelembe vétele alapján	egyszerűbb, a csoportosítással a terepen nem kell foglalkozni
holtfa leképezése	5 cm-es vagy vastagabb lábán álló holtfák, facsonkok száma, részmintánként; 5 cm-es vagy vastagabb fekvő holtfák borítása <1%, 1–5% és >5% kategóriákban; vastag (>30 cm) álló/csonk és fekvő holtfák száma	csak a vastag (>30 cm) álló/csonk és fekvő holtfákat számoljuk a teljes mintavételi területre	a kevésbé fontos holtfa indikátorokat elhagytuk
cserjeszint	részmintánként az inváziós, idegenhonos és nitrofil fa- és cserjefajok csoportjának arányát kell megadni, továbbá az őshonos fajlistát (a tömegességet is jelezve); a cserjeszint hiányának okát és nyomát is (ha van) fel kell tüntetni	részmintánként a B és C szinteknél adjuk meg az előforduló fajokat dominancia kategóriákkal („VAN”, 1–5%, 6–25%, 26–50%, „TÖBB”); a fajcsoportok minősítését az értékelés során végezzük el	terepen nem kell külön becsülni, mert a fajajósor felmérés alapján leképezhető; a cserjeszint hiányának oka szubjektív; a cserjeirtás (nyomát) pedig a veszélyeztető tényezőknél lehet/kell megadni
gyepszint	teljes mintaterületre: a fajgazdagság szakértői minősítése 5 fokozatú skálán; a gyepszintben előforduló tipikus, inváziós és egyéb fontos fajok felsorolása (az 5% borítást meghaladókat jelezve); a tipikus fajok listája élőhelyenként külön, amely fákat, cserjéket és geofitonokat is tartalmaz (kitöltési útmutatóban felsorolva)	teljes mintaterületre: a tipikus fajok, özönfajok előfordulását és dominanciáját (NINCS, VAN, 1–5%, TÖBB kategóriákban) előre megadott lista alapján kötelező megadni, adatlapon jelezve a „nem fordul elő” eseteket is; a tipikus fajok listáját egy szakértői csoport állította össze (külön publikáljuk); a degradációt jelző tömeges (5%-ot meghaladó) és az előforduló egyéb fajokat tetszőlegesen lehet feljegyezni	az előre megadott fajlisták ellenőrzése és a dominancia kategóriák használata egyértelműbb, objektívebb és könnyebb
veszélyeztető tényezők	szűkebb körű felsorolás (24 tényező + EGYÉB és NEM ÉSZLELT), megfeleltethetők az országjelentéshez használandó lista tételeivel, de kevésbé részletes	bővebb körű, adatlapon választható felsorolás (66 tényező + EGYÉB és NEM ÉSZLELT), közvetlenül az országjelentésekhez használandó listából válogatott tényezők	aktuálisabb, pontosabb

1. táblázat (folytatás). Fő különbségek, ill. fejlesztések a korábbi „extenzív felmérés” módszertanához képest.

Módszertani tulajdonság	„Extenzív felmérés”, 2008	Továbbfejlesztett módszertan, 2014	A fejlesztés eredménye
adatlapok	2 adatlapon van integrálva a mintavételi terület dokumentálása és az állomány felmérése	külön adatlap a mintavételi terület kitűzésére, azonosítására (M.1 adatlap); élőhelytípusonként külön adatlapok az 1 ha-os MVT terület jellemzésére (M.2A) és a részminták leírására (M.2B-1 ... M.2B-4)	a felmérés dokumentálását és az adatok feldolgozását jobban támogatja
a felmérési eredmények értékelése	az adatlapok kiértékelési útmutatója 14 szempont szerint közvetlenül kedvező, kedvezőtlen és rossz állapotokat ad, további értékelési szempontok nincsenek kidolgozva	az értékelési algoritmus a felmért adatok alapján 41 indikátorváltozót, hét N2K szerkezet és funkció természetességi szempont szerint minősít, majd egy összesített természetességi mutatót (T_{N2K}) számít (Szegetli <i>et al.</i> 2017)	részletesebben kidolgozott, árnyaltabb értékelésre ad lehetőséget
becsült felmérési idő	a jelentés szerint átlagosan fél óra, azonban ezt (véleményünk szerint) csak nagy gyakorlattal és tudással rendelkező felmérő képes teljesíteni, könnyű (átlátható és bejárható) élőhelytípusok esetében	3 éves terepi tapasztalataink szerint fél és 1 óra között, attól függően, hogy a monitorozott állomány mennyire átlátható, bejárható, cserjés, ill. szerkezetgazdag és mennyire fajgazdag	a felméréshez szükséges idő becslése megalapozottabb, az esetek egy részében rövidebb (megjegyezzük, hogy a MVT felkeresése és megtalálása ennél általában jóval több időt igényel)

funkció monitorozási eredményekké és azokat referencia adatsorként is fel lehet használni.

Az adatlapokon alkalmazott ható és várható veszélyeztető tényezők listájának alapját az European Environment Agency oldalán közzétett végleges referencia lista adta (EEA EIONET, Salafsky *et al.* 2008), amelyből kiválasztottuk a hazai viszonyokra alkalmazható eseteket. Az adatlapokon ezt az adaptált listát tüntettük fel, amelyen kívül további, egyedi veszélyeztető tényezők is megnevezhetők.

A 2013 és 2014 folyamán kidolgozott módszertant és adatlapokat több, mint 500 mintavételi terület felmérése során alkalmaztuk 2016 végéig.

Korosztályok reprezentativitása

Az országos mintavételi terv (Horváth *et al.* 2008) korosztály szempontú értékelése érdekében a korábban javasolt mintavételi helyeket összevetettük az Országos Erdőállomány Adattár (OEA) korcsoportonkénti és természetességi információi-

val. A monitorozási tervben a javasolt mintavételi helyeket részben a tanulmány szerzői jelölték ki a Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa (MÉTA adatbázis), ill. az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (ÁNÉR, Molnár et al. 2007, Bölöni et al. 2011) kistáj szintű értékelése és rétegzett random mintavételi elvek alapján (Horváth *et al.* 2008), részben pedig a nemzeti parkok munkatársai, figyelembe véve az élőhelyek igazgatási területükre eső részarányait és egyéb természetvédelmi szempontokat. A Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal (NÉBIH) Erdészeti Igazgatósága az OEA 2011 decemberi, ellenőrzött és lezárt állapotából a következő lekérdezéseket készítette el megrendelésünkre, amelynek eredményét generalizált térinformatikai fedvények formájában bocsátotta rendelkezésünkre. A 2009. évi erdőtvényben meghatározott természetességi fokozatok szerint összevont erdőrészeket három csoportját képeztük: a „T” – természetes és természetyszerű erdők összevont kategória; az „SZ” – származék erdők; az „I” – idegenhonos, vagyis átmeneti erdők, kultúrerdők és faültetvények összevont csoportját. A korosztályok szerint összevont erdőrészeket öt csoportját: a „≤20” – húsz éves vagy fiatalabb állományok; a „21–50” – 21 és 50 év közötti állományok; az „51–80” – 51 és 80 év közötti állományok; a „>80” – 80 évesnél öregebb állományok csoportjait; végül a „nem besorolható” korú erdőrészeket. A terv javasolt mintavételi pontjait ArcGIS programmal összemetsztük az OEA természetességi fokozat, ill. korosztály térképi állományaival, amelyekből összesített kimutatásokat, ill. eloszlásokat készítettünk. A térinformatikai átfedés alapján az 1751 tervezett erdős mintavételi helyből az OEA adatbázisa szerint 604 esik természetes vagy természetyszerű erdőrésszelbe (34%), 733 ún. származék erdőre (42%), 132 idegenhonos erdőre (8%). További 282 esethez (16%) viszont nem tudtunk természetességi fokozatot rendelni (mert ezekben nem kaptunk területi átfedést az OEA fedvénnyel). A korosztály viszonyok reprezentativitásának értékelését végül a természetes vagy természetyszerű (T) és származék erdők (SZ) csoportjára végeztük el (OEA, 1.022.678 ha), összehasonlítva ugyanazon természetességi fokozatokba eső 1337 tervezett mintavételi hely korcsoport szerinti arányaival, amelynek eredményét oszlopdiagramon mutatjuk be. Ugyanakkor áttekintettük az erdei élőhelytípusok kiterjedését, valamint azok erdőgazdálkodási jelentőségét és összevetettük a 2008-ban javasolt mintaszámok értékeivel. Majd egy új, kis mértékben bővített javaslatot készítettünk a mintavételi helyek számára vonatkozóan a vágásos erdőgazdálkodásból fakadó korosztályok kiegyenlítettebb reprezentálása érdekében. Az országos mintavételre vonatkozó új, módosított javaslatot az alábbi szabályok szerint alakítottuk ki:

- a 2008-as javasolt mintaszámokat vettük alapul, mert azok jól tükrözik az élőhelytípusok földrajzi elterjedtségét és regionális, valamint társulástani változatosságát;

- a kis kiterjedésű, ritka élőhelyek esetében a mintaszámok értékét minimálisan 40-nek vettük (a korábbi javaslatnak megfelelően);
- a javasolt mintaszám alsó határát csökkentettük, ha a becsült összes kiterjedés a korábbihoz képest lényegesen alacsonyabbnak bizonyult Molnár (2014) szerint;
- a gazdasági erdőkre vonatkozóan 1,3 – 1,5 arányban növeltük a korábban tervezett mintaszámot (hogyan az alulreprezentált fiatalabb korosztályokban ki lehessen egészíteni a mintavételt).

Eredmények

1. A szerkezet és funkció monitorozás továbbfejlesztett felmérési módszere

Mintavételi terület kijelölése

A Natura 2000 szerkezet és funkció monitorozás mintavételi területe (MVT) 1 hektáros egység, amelyen egy Natura 2000 erdős élőhelykategória erdőszerkezeti és kezelési szempontból többé-kevésbé egyöntetűnek tekinthető állománya található. Az élőhelyfoltok állományai az esetek nagy részében egy hektárnál nagyobb kiterjedésűek, gyakran mozaikolnak szomszédos élőhelyek állományaiával. Az MVT-t az elsődleges élőhelyfoltba beágyazottan kell kijelölni (az egyik rész minta esetleg lehet eltérő élőhely), lehetőleg úgy, hogy az állomány-, ill. részlethatárokon jelentkező mesterséges szegély vagy fragmentációs hatásoktól – mint amilyen egy vadföld, elektromos távvezeték sávja, széles nyiladék vagy út, erdőrésztlet, vágásterület határa – mentes maradjon. A területet tehát erdőrésztleten belül, de annak határától legalább 30–50 m távolságra célszerű kijelölni. A ligetes karakterű, ill. erdőssztyepp élőhelyeknél (91E0, 91I0 és 91N0) a mintavételi területre természetüknél fogva esnek vizes, gyepes, cserjés, ill. szegélytársulás állományfoltok, amelyek természetes részei a MVT-nek. Egy MVT lehetőleg négyzet alakú legyen, ideálisan tehát 100 x 100 m-es, amelynek sarkait azonban nem kell kitűzni, mert sokkal inkább a részminták középpontjainak kitűzésére és terepi állandósítására törekszünk (1. ábra). Egy ideálisan elképzelt MVT-ben 50x50 m-es négyzetes kötésben (negyedhektáronként) helyezkednek el a részminták. Ettől az elrendezéstől indokolt esetben (pl. hosszú, keskeny élőhelyfolt) el lehet térni. A MVT kitűzése és terepi állandósítása a részminták középpontjának kitűzésével és koordinátáinak ± 5 –10 m pontosságú megadásával és a részminták középpontjai körül álló legközelebbi 6–8 fa tövének festéses megjelölésével történik. A festések a talajhoz közel történjenek, hogy az erdőgazdálkodás jelzéseitől egyértelmű-



1. ábra. Két mintavételei terület és a részminták elhelyezkedése a Penc 4/A és 4/C részletekben, NÉBIH Erdőtérképen feltüntetve. A terepen a részminták középpontjait jelöljük meg és mérjük be GPS-szel

en különbözzenek és a jelzések egy gyérítés, vágás után is láthatók maradjanak a megmaradó tuskók tövén. A munkához az erdőrészteteket is feltüntető munkatérkép, űrfelvétel vagy légifotó, továbbá egy kézi GPS, sárga festék és adatlap, fényképezőgép szükséges. Egy mintavételei terület létesítését és a reprezentált Natura 2000 élőhelytípust vázlatrajz elkészítéssel, a koordináták megadásával, szöveges megjegyzésekkel és fotózással az M.1 adatlapon kell dokumentálni (2. ábra).

A felmérés folyamata

Egy szerkezet és funkció felmérés a már korábban kiválasztott és kitűzött 1 hektáros mintavételei területen történik, amely 4 részmintát foglal magába. Szükségünk van az erdőrésztet, a mintavételei területet és a részminták helyét, helyzetét dokumentáló munkatérképre és/vagy egy táji áttekintést nyújtó aktuális űrfelvételre vagy légifotóra (1. ábra); egy kézi GPS-re; egy fényképezőgépre és a reprezentált élőhelyre vonatkozó adatlapokra. Az adatok terepen jól észlelhető részét közvetlenül a részmintákra, ill. a mintavételei területre vonatkoztatva kell gyűjteni, kisebb részét táji ismeret és/vagy egyéb információ (űrfelvétel, légifotó, élőhelytérkép)



NATURA 2000 ERDŐK STR/FNK MONITOROZÁSA



M.1 Mintavételi terület létesítése adatlap (v1.4)

MVT neve		MVT ssz
mintakód	erdőrészlet azonosító	ER azonosító
representált N2000 élőhely (kód és név)		IGEN / NEM referenciaterület?
ÚJ / MÓD létesítés, módosítás	létesítő / módosító személy és címe, hovatartozása	IGEN / NEM intenzív monitorozás is?
Az MVT kitűzés részletei, jellegzetességek, megközelíthetőség, részminták (RM) koordinátái és ...		RM-1 / RM-2 / RM-3 / RM-4 /
<1°, 1-5°, 5-10°, 10-20°, 20-30°, >30° lejtőszög (többszörös választás)	Sík, É, ÉK, K, DK, D, DNY, NY, ÉNY kötettség (többszörös választás)	4 vagy: részminták száma
MVT vázlatrajz		

dátum aláírás feldolg

MINTAVÉTELI TERÜLET LÉTESÍTÉSE

2

2. ábra. Az „M.1” mintavételi terület létesítése adatlap. Az adatlap és a kitöltési útmutató letölthető a http://www.erdorezervatum.hu/N2KMON_modszertan honlapról.

alapján lehet megadni. A részminták középpontjának térkép és/vagy GPS segítségével történő, majd a terepi jelzések megtalálásával megerősített terepi beazonosítása során átfogó képet kapunk a MVT elhelyezkedéséről és az ott található erdőállományról. A munkát célszerű a részminták bejárásával és felmérésével kezdeni, de már ennek során is gyűjteni érdemes a teljes mintavételi hektárra vonatkozó információkat (pl. a tipikus fajok előfordulását, vagy a vastag fekvő holtfák számolását), majd a végén kitölteni a teljes MVT-re vonatkozó adatlapot, szükség szerint további bejárással pontosítani, kiegészíteni az adatlapokon még tisztázandó kérdéseket.

Az 1 hektáros mintavételi terület erdőállományának felmérése

A teljes MVT-re vonatkozóan azonosítjuk, ill. ellenőrizzük az erdőállomány Natura 2000 élőhelyi besorolását. A kitöltendő adatlap csomagot ennek megfelelően kell megválasztanunk. Ennek a kijelöléskor meghatározott, ún. „reprezentált élőhely”-lyel azonosnak kell lennie. Mivel az adatlapok tartalma élőhelytől függően eltérő (a tipikus fajok listájában és néhány termőhely ökológiai szempont rögzítésében), ezért a megfelelő adatlap használatára különösen ügyelni kell. Megadjuk továbbá az élőhely természetességét (Németh & Seregélyes 1989), a fő termőhelyi tulajdonságokat, azok állapotát és a feltételezett változások tendenciáját. Továbbá az idős (vastag) élő fák, a vastag álló holtfák vagy csonkok és a vastag fekvő holtfa törzsek hektáronkénti számát. A táji körülményekre, az elszigeteltségre és az erdőgazdálkodásra vonatkozó információk terepen való kitöltése nem kötelező, ezek más források alapján (pl. üzemterv, üzemtervi térkép, légifotó), utólag is megadhatók. Az adatlapon tematikus csoportosításban felsorolt jelölő listában gyűjtjük az ún. 'ható' (H) és/vagy jövőben 'várható' (V) zavaró és veszélyeztető tényezők körét, amely egyéb (még nem listázott) tényezővel is bővíthető. Ha semmilyen zavarást nem észlelünk, vagy veszélyeztetésre nem számítunk, akkor ezt külön jelezni kell a 'nem észlelhető - XH' és/vagy 'nem várható - XV' válaszok bekarikázásával. Az adatlap második oldalán gyűjtjük a tipikus fajok, özönfajok és a degradációt jelző, valamint az egyéb fajok előfordulását és dominancia viszonyait. Minden élőhelyre külön-külön összeállítottuk a tipikus és özön fajok végleges ellenőrző listáit. Ennek a két listának a jellegzetessége, hogy nem csak az előfordulásukat (és dominancia kategóriájukat) kell rögzíteni, hanem a negatív, 'NINCS – nem fordul elő' eseteket is. Mindezeket a teljes MVT elég részletes bejárása alapján lehet megadni és áttekinteni, ezért a négy rész minta bejárása és felmérése után célszerű az 1 ha-ra vonatkozó információkat véglegesíteni. A teljes (1 hektáros) mintavételi területről az M.2A adatlap és leírása szerinti felmérést végezzük el és dokumentáljuk (3. és 4. ábra).

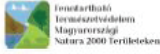
A részminták felmérésének áttekintése

Az 1 hektáros MVT-en belül 4 részfelmérést kell készíteni az erdőszerkezet, a vadhatás, a faállomány, a cserjeszint és a felújulóképesség jellemzésére. A részmintákat hozzávetőleg 1–1,5 fmagasság (fahossznyi), de legfeljebb 25 m sugárú körökben mérjük fel. Ezekben megadjuk az Á-NÉR 2011 élőhelykategóriát (Bölöni *et al.* 2011), és becsüljük a színezettséget, a lombkoronaszint (A) összes záródását (maximum 100%), az újulati- és cserjeszint (B), az aljnövényzeti szint (C), valamint a mohaszint, liánszint, és erózió kiterjedése szerinti borításokat. Egy-egy rész minta könnyen áttekinthetően, bejárhatóan kis területre vonatkozik, ezért a borítások becslése egyszerűbb, mintha azt a teljes hektárra vonatkozóan tennénk. A felmérés és dokumentálás során a rész minta területének körbejárása javasolt. Sűrű cserjeszint vagy fiatalos esetén azonban ez sem túl egyszerű. A szintek jellemzésén kívül a faállomány-szerkezet és összetétel leírására fafajsortokat képezzünk. A rész mintákba kerülő összes fásszárú (fák és cserjék) fajról készítünk fafajsortos leírást. Fafajsortnak tekintjük egy fásszárú fajnak a többitől határozottan elkülönülő méretosztályát előre megadott mellmagassági átmérő kategóriák (5–15 cm, 15–30 cm, 30–60 cm, >60 cm) szerint, amelyeket választható dominancia-kategóriákkal is jellemzünk (pl. az „A” lombkorona szintben a kocsánytalan tölgyeket: KTT 15–30 cm átmérőjű és 25–50% dominanciájú; és egy KTT 5–15 cm, 1–5% dominanciájú fafajsortokkal). További fafajsortokat írunk le az újulati- és cserjeszintre (B), valamint az aljnövényzeti szintre (C) is, ahol viszont mellmagassági átmérőt már nem lehet/kell megadni. Ezekből az adatokból egyszerűen és elegendő pontossággal állapíthatók meg az elegyarány, átmérő- és korosztályviszonyok fő jellemzői, az uralkodó fajok felújulási potenciálja, valamint könnyen képezhetőek a természetes, inváziós, termőhelyidegen és egyéb ökológiai szempontból értelmezhető tulajdonságok, ill. a Natura 2000 (N2K) szerkezet és funkció szempontok szerinti indikátorváltozók nagy része (Szegeti *et al.* 2017). A rész mintavételt az M.2B jelzésű adatlapokon dokumentáljuk. A rész minta adatlap az 5. ábrán látható.

2. A korcsoport eloszlások reprezentativitásának problémája

Az erdős élőhelyek védelme és monitorozása az OEA szerint elsősorban a természetes, természet szerű és származék erdő természetességi fokozat besorolású erdőrészekre irányul. Azonban a Natura 2000 szerkezet és funkció monitorozás 2008-ban tervezett mintavételi helyeinek korcsoport eloszlása ugyanezen kategóriákban nagyon eltér az országos korcsoport eloszlástól (6. ábra).

Az 1–20 és 21–50 éves korosztályok részaránya az OEA-ban 17,0% és 26,4%, míg a tervezett N2K mintában csak 4,9% és 14,7%. A fiatalabb korosztályokat



NATURA 2000 ERDŐK (9110) STR/FNK MONITOROZÁSA V3.1



M.2A MVT név FID:

MVT szz	felmérő neve	dátum
9110 mészkertülő bükkösök		<=1ha, 1-10ha, >10ha, NEM ISM
Natura 2000 élőhely (kód és név)		becsült állományméret
1 - 2 - 3 - 4 - 5		N&S természetesség
borítás %	hónap	RSSZ, MEGF, NEM ISM
szilvakibvás, kötőmék	vízjárásos hónapok száma	termőhelyekológiai ÁLLAPOT
		RMLIK, VTLAN, JAVUL, NEM ISM
		termőhelyekológiai FOLYAMAT
..... idős ÉLŐFA	 vastag ÁLLÓ HOLTFA
idős (vastag – útrnatató!) élő fák száma / ha	>30cm álló holtfa ÉS facsorok száma / ha	>30cm főkön fekvő holt fatörzsek száma / ha
termköz ERDŐ, CSERJ, GYEP, VIZES, VÁGÁS leromlott ÉH, INVÁZIÓS FAULTETV, AGRÁR, TELEP NEM ISMERT		
200m-es körzeten (kb. 12,5 ha) belül található „szomszédos” élőhelycsoportok felsorolása		
NEM ELSZIGETELT <200m, 200-500m, 500m, 500-1000m, TÁVOLABBI NEM ISMERT		
legközelebbi azonos (vagy az élőhelysorozatba jól illeszkedő) élőhely távolsága		
VÁ / ÁT / SZÁ / NEM	legutóbbi (kb. 3 éves időszak) erőhasználat	VÉD / KÖZJ / GAZD
erőszeti üzemmód		elsőfokos rendeltetés
H / V mestereges felújítás éshonos fajokkal - B02.01.01	H / V taposás, túra, lovasútúra ... - G01.02	
H / V mestereges felújítás idegenhonos fajokkal - B02.01.02	H / V taposás, gépjárművek - G01.03	
H / V tarványa és/vagy gyéresítés, tisztítás - B02.02	H / V taposás, hegy-, sziklamászás, karbantartás - G01.04	
H / V aljnövényszét és/vagy cserjésint eltávolítása - B02.03	H / V golfpálya - G02.01	
H / V fekvő és/vagy álló holt fa eltávolítása - B02.04	H / V sípálya, síközpont - G02.02	
H / V helytelen fajfajlásítás - B07	H / V kiegészített turistalátványosság - G02.06	
H / V tisztások befűvelése - B07	H / V sportpálya - G02.07	
H / V falopás - B07	H / V tákorozás - G02.08	
H / V erdészeti tevékenység miatt fellépő erózió - B07	H / V egyéb sportlétesítmény - G02.10	
H / V egyéb helytelen erdészeti tevékenység, megnevezve - B07	H / V interaktív bemutató központ - G03	
H / V anyagkiterm., homok és kavicsbányászat - C01.01	H / V szándékos rongálás - G05.04	
H / V anyagkiterm., tözegkitermelés - C01.03	H / V rossz természetvédelmi előírás - G05.07	
H / V anyagkiterm., külszíni v. mélyművelési bányászat - C01.04	H / V felszíni vízszennyezés - H01	
H / V anyagkiterm., egyéb bányászat (pl. olaj-, gázkutatás) - C01.07	H / V talajvíz szennyezése - H02	
H / V telepítés, erdei tűraóvénny, biciklizút - D01.01	H / V savas eső - H04.01	
H / V telepítés, autózút - D01.02	H / V egyéb légszennyezés - H04.03	
H / V telepítés, parkoló és hatása - D01.03	H / V talajszennyezés - H05	
H / V telepítés, vasút - D01.04	H / V egyéb szennyezés - H07	
H / V telepítés, elektromos- és telefonvezetékek - D02.01	H / V özőnővénny spontán inváziója - I01	
H / V telepítés, csővezetékek - D02.02	H / V őshonos faj spontán inváziója - I02	
H / V telepítés, antennák, toronyok - D02.03	H / V GMO inváziója (megporozással is) - I03	
H / V telepítés, egyéb közt., szállítási, kommunikációs létesítmények) - D06	H / V lélegés - J01.01	
H / V beépítés, urbanizáció, települések, tanyák, nyaralók hatása - E01	H / V kiszáradás, lecsapolás - J02.01	
H / V beépítés, gyár - E02.01	H / V csatornázás, vízszabályozás - J02.03	
H / V beépítés, ipari rakárók - E02.02	H / V árvíz „védelem” - J02.04	
H / V beépítés, egyéb ipari és/vagy kereskedelmi terület - E02.03	H / V speciális élőhelytulajdonságok beszűkítése, elvesztése - J03.01	
H / V beépítés, hulladéklerakás (szilárd, folyékony) - E03	H / V fragmentálódás, élőhelyek közötti kapcsolatok megszüntése - J03.02	
H / V beépítés, mezőgazdasági építmények - E04.01	H / V klímaváltozás miatti hőmérséklet-változás - M01.01	
H / V beépítés, katonai építmények - E04.02	H / V klímaváltozás miatti szárazodás, csapadékcsökkenés - M01.02	
H / V beépítés, egyéb építmények - E06	H / V élőhelyek elmozdulása klímaváltozás miatt - M02.01	
H / V vadászati okozta kár, túltartott vadállomány - F03.01	H / V fajok visszaszorulása, kihálasa - M02.03	
H / V vadászati okozta kár, ragadozók eltávolítása - F03.02	H / V fajvándorlás a klímaváltozás miatt - M02.04	
H / V növények, gombák nagy mennyiségű gyűjtése - F04		
H / V egyéb vadászati, gyűjtőteletési, (halászati) kár, megnevezve - F06	H / V egyéb	
jelenleg HATÓ és a jövőben VÁRHATÓ (H / V) zavaró és veszélyeztető tényezők	NEM ÉSZLELHETŐ - XH	NEM VÁRHATÓ - XV

WP23_Natura_2000_erdok_monitorozasi_modszertan_M2ab_ADATLAPOK_3pf_OK.doc

N2K: 9110 1

3. ábra. Az „M.2A” felmérő adatlap első oldala mészkertülő bükkösök (9110) esetére. Az adatlap és a kitöltési útmutató letölthető: a http://www.erdorezervatum.hu/N2KMON_modszertan honlapról.



NATURA 2000 ERDŐK (9110) STR/FNK MONITOROZÁSA V3.1



M.2A – tipikus fajok, özönfajok, degradációt jelző fajok

9110

Tipikus - kedvező állapotokat indikáló - fajok előfordulása, dominanciája a (C) gyepszintben MÉSZKERÜLŐ BÜKKÖSÖK

<i>Avenella (Desch.) flexuosa</i>	NINCS, van, 1-5%, több	<i>Vaccinium spp.</i>	NINCS, van, 1-5%, több
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	NINCS, van, 1-5%, több	<i>Veronica officinalis</i>	NINCS, van, 1-5%, több
<i>Genista pilosa</i>	NINCS, van, 1-5%, több	NINCS, van, 1-5%, több
<i>Hieracium spp.</i>	NINCS, van, 1-5%, több	NINCS, van, 1-5%, több
<i>korpatüvek</i>	NINCS, van, 1-5%, több	NINCS, van, 1-5%, több
<i>körtikék</i>	NINCS, van, 1-5%, több	NINCS, van, 1-5%, több
<i>Leucobryum glaucum</i>	NINCS, van, 1-5%, több	NINCS, van, 1-5%, több
<i>Luzula luzuloides</i>	NINCS, van, 1-5%, több	NINCS, van, 1-5%, több
<i>Melampyrum pratense</i>	NINCS, van, 1-5%, több	NINCS, van, 1-5%, több
<i>Prenanthes purpurea</i>	NINCS, van, 1-5%, több	NINCS, van, 1-5%, több

Özönfajok előfordulása, dominanciája a (C) gyepszintben

<i>Acer negundo</i>	N V 1-5% T	<i>Fallopia spp.</i>	N V 1-5% T	<i>Prunus serotina</i>	N V 1-5% T
<i>Ailanthus altissima</i>	N V 1-5% T	<i>Fraxinus pennsylv.</i>	N V 1-5% T	<i>Robinia p. acacia</i>	N V 1-5% T
<i>Amorpha fruticosa</i>	N V 1-5% T	<i>Helianthus spp.</i>	N V 1-5% T	<i>Solidago adv.</i>	N V 1-5% T
<i>Asclepias syriaca</i>	N V 1-5% T	<i>Heracleum adv. spp.</i>	N V 1-5% T	<i>Vitis spp.</i>	N V 1-5% T
<i>Aster adv. spp.</i>	N V 1-5% T	<i>Impatiens adv. spp.</i>	N V 1-5% T		N V 1-5% T
<i>Echinocystis lobata</i>	N V 1-5% T	<i>Parthenocissus spp.</i>	N V 1-5% T		N V 1-5% T
<i>Erigeron annuus</i>	N V 1-5% T	<i>Phytolacca spp.</i>	N V 1-5% T		N V 1-5% T

Degradációt jelző fajok a (C) gyepszintben – CSAK HA TÖMEGES (legalább 5% vagy több)

.....	> 5%	> 5%	> 5%
.....	> 5%	> 5%	> 5%

Egyéb fajok, megjegyzés

.....
.....
.....

IGEN, NEM, NEM ISMERT

Kerítik-e a felújításokat?

NEM, TÉLEN IGEN, NYÁRON IS, NEM ISMERT

Eletik-e rendszeresen a nagyvadat?

Ellenőrzés: RM-1? RM-2? RM-3? RM-4? FOTÓK? FAJOK?

WP23_Natura_2000_erdok_monitorozasi_modszertan_M2a_ADATLAPOK_3p1_OK.doc

N2K: 9110 2

4. ábra. Az „M.2A” felmérő adatlap második, tipikus fajok, özönfajok, degradációt jelző és egyéb fajok dokumentálását szolgáló oldala mézskerülő bükkösök (9110) esetére. Az adatlap és a kitöltési útmutató letölthető a http://www.erdorezervatum.hu/N2KMON_modszertan honlapról.



NATURA 2000 ERDŐK (9110) STR/FNK MONITOROZÁSA V3.1



M.2B-1 – rész minta, MVT név. FID:.....

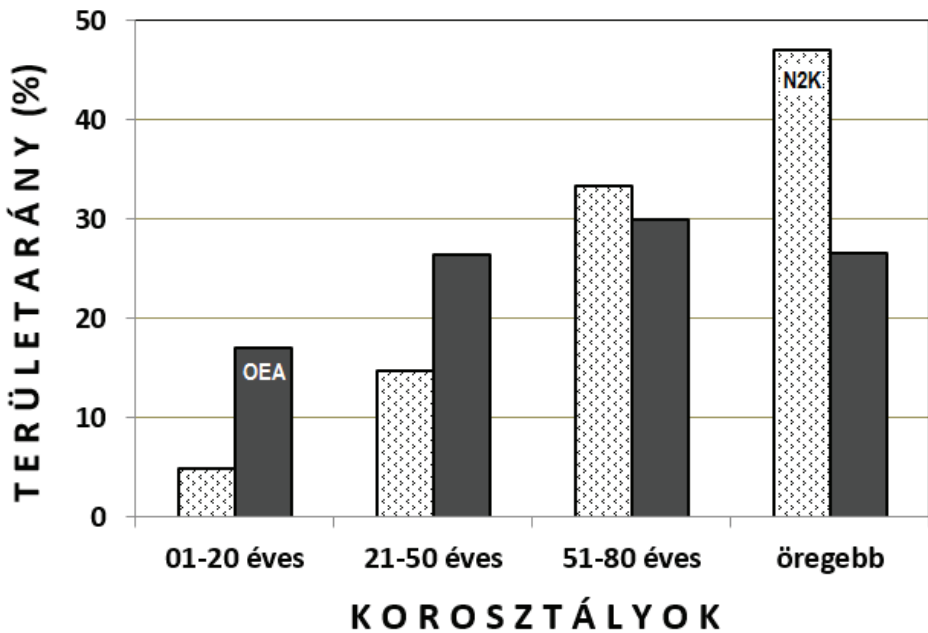
MVT szsz	felmérő neve	dátum		
1 rész minta szsz	EGYSZINTES, KÉTSZINTES, TÖBBSZINTES szinteztettség: egy szint legalább 10%-os borítással			
ÁNER201f (N2K-9110)	% lombkoronaszint (A) összes záródása (max: 100%)	% cserje- és újulati szint (B) borítása		
fotoazonosító	% gyepszint (C) borítása	% mohaszint borítása		
	% erőző kiterjedése	% fűszint borítása		
NINCS, KEVÉS, ~50%, 100%, n.é. újulat, fiatalos (A, B) hántottsága	NINCS, KEVÉS, ~50%, 100%, n.é. újulat csúcsörögottsága, CSERJESZINT(B)	NINCS, KEVÉS, ~50%, 100%, n.é. újulat csúcsörögottsága: GYEPSZINT (C)		
VDI TÜRÁS VADCSAPA KIFEKVÉS VDI HULLATÉK EGYÉB HULLATÉK NINCS nagyrad friss nyomok és élelejek				
A szint FAFAJSOROK	d130 (cm)	dominancia (%)		
B / C szint FÁK & CSERJÉK		dominancia (%)		
A	<15, <30, <60, >60	+ , 1-5, <25, <50, több	B / C	van, 1-5, 6-25, 26-50, több
A	<15, <30, <60, >60	+ , 1-5, <25, <50, több	B / C	van, 1-5, 6-25, 26-50, több
A	<15, <30, <60, >60	+ , 1-5, <25, <50, több	B / C	van, 1-5, 6-25, 26-50, több
A	<15, <30, <60, >60	+ , 1-5, <25, <50, több	B / C	van, 1-5, 6-25, 26-50, több
A	<15, <30, <60, >60	+ , 1-5, <25, <50, több	B / C	van, 1-5, 6-25, 26-50, több
A	<15, <30, <60, >60	+ , 1-5, <25, <50, több	B / C	van, 1-5, 6-25, 26-50, több
A	<15, <30, <60, >60	+ , 1-5, <25, <50, több	B / C	van, 1-5, 6-25, 26-50, több
A	<15, <30, <60, >60	+ , 1-5, <25, <50, több	B / C	van, 1-5, 6-25, 26-50, több
A	<15, <30, <60, >60	+ , 1-5, <25, <50, több	B / C	van, 1-5, 6-25, 26-50, több
A	<15, <30, <60, >60	+ , 1-5, <25, <50, több	B / C	van, 1-5, 6-25, 26-50, több
A	<15, <30, <60, >60	+ , 1-5, <25, <50, több	B / C	van, 1-5, 6-25, 26-50, több
A	<15, <30, <60, >60	+ , 1-5, <25, <50, több	B / C	van, 1-5, 6-25, 26-50, több
A	<15, <30, <60, >60	+ , 1-5, <25, <50, több	B / C	van, 1-5, 6-25, 26-50, több
A	<15, <30, <60, >60	+ , 1-5, <25, <50, több	B / C	van, 1-5, 6-25, 26-50, több
A	<15, <30, <60, >60	+ , 1-5, <25, <50, több	B / C	van, 1-5, 6-25, 26-50, több
A	<15, <30, <60, >60	+ , 1-5, <25, <50, több	B / C	van, 1-5, 6-25, 26-50, több
A	<15, <30, <60, >60	+ , 1-5, <25, <50, több	B / C	van, 1-5, 6-25, 26-50, több
A	<15, <30, <60, >60	+ , 1-5, <25, <50, több	B / C	van, 1-5, 6-25, 26-50, több

WP23_Natura_2000_erdok_monitorozasi_modszertan_M2b_ADATLAPOK_3pf_OK.doc

N2K: 9110 3

5. ábra. Az „M.2B” rész minta felmérő (fafajSOROS) adatlap mészkerülő bükkösök (9110) esetére. Az adatlap és a kitöltési útmutató letölthető a http://www.erdorezervatum.hu/N2KMON_modszertan_honlapról

a tervezett N2K mintavétel alulreprezentálja. Ezzel szemben a 80 évesnél öregebb erdők korosztálya az OEA-ban 26,6%, míg a tervezett N2K mintában 47,1%. Az 50 év feletti, különösen pedig a 80 évnél öregebb állományok tervezett N2K monitorozó mintavétele tehát túlreprezentált. Ennek néhány évtized után várható következménye az lesz, hogy a vágásos üzemmód következtében egyre nagyobb arányban kerülnek az öregebb erdőrészek végvágásra, felújításra, majd fiatalabb korosztályba. Ez a hatás elsősorban a gazdasági rendeltetésű, nagy kiterjedésű, zonális, ill. nyereséges gazdálkodást biztosító állományoknál várható. Az erdők országos állapotáról a monitorozás eleinte kedvezőbb képet adna (az aránytalanul sok öreg erdő miatt), később viszont éppen ellenkezőleg, az átlagosnál kedvezőtlenebbet (a sok fiatalos miatt). Az országos mintavételi tervet tehát nem csak az erdőtípusok elterjedtségével arányosan, hanem a korosztályviszonyok kiegyensúlyozottabb képviselőiténél irányába szükséges bővíteni. A 2-es táblázat az erdei élőhelytípusok országosan becsült összes kiterjedését mutatja 2007-ben, 2013-ban és 2014-ben (KvVM 2008, VM 2014, Molnár 2014), továbbá a 2008-ban javasolt mintaszámokat (Horváth *et al.* 2008), valamint egy új,



6. ábra. A természetes, természetszerű és származék besorolású erdők korosztály eloszlása az Országos Erdőállomány Adatbázis értékelése alapján (NÉBIH, 2011 december, 1.022.678 ha – OEA, sötét oszlopok) és a 2008-ban tervezett Natura 2000 erdős mintavételi helyek (1337 értékelhető mintavételi hely – N2K, világos oszlopok) korosztály viszonyai. A két korosztály eloszlás nagyon eltér egymástól. Az N2K tervben a fiatalabb erdők alul-, az idősebb erdők túlreprezentáltak.

kibővített javaslatot, amely lehetővé teszi a vágásos erdőgazdálkodásból fakadó alulreprezentált fiatalabb korosztályok kiegyenlítését (2. táblázat). A korosztályok reprezentáltsága a mintavétel során elsősorban gazdasági erdőknél fontos, ezért a zonális bükkösök, gyertyános-tölgyesek és cseres-tölgyesek (9130, 91G0, 91K0, 91L0, 91M0), valamint a keményfás és puhafás ligeterdők (91F0, 91E0) körében szükséges (és lehetséges) a mintavétel bővítése. A korábban tervezett 1751 minta helyett 1935 és 2406 MVT közötti becslést adtunk, amely a korábbi átlagos négyzetkilométerenkénti 0,32 minta helyett 0,35–0,44 MVT / km² mintavételi intenzitást jelentene. A többi, sokkal kisebb összterjedésű élőhely (9110, 9150, 9180, 91H0, 91I0, 91N0) nagy része védett, ill. véderdő ahol az öregebb erdőállományok részaránya magasabb. Ezekben a korosztályos reprezentativitás problémája nem olyan jelentős, mert nagy részben természetvédelmi korlátozás alá esnek, amelyeket kivontak a gazdálkodás alól (az erdőgazdálkodás eleve gazdaságtalan) vagy kíméletesebb módon kezelendők.

Értékelés és kitekintés

Az európai konzervációbiológiai publikációk között viszonylag kevés van, amely a Natura 2000 erdei élőhelyek monitorozásának módszertani kérdéseivel foglalkozik. Cantarello & Newton (2008) egy-egy terepi mintaterület alapú, mintapont-transzekt menti és szakértői vizuális felmérésen alapuló kvantitatív indikátoros értékelési módszert vet össze angliai és olaszországi mintaterületeken. Hernando *et al.* (2010) és Velázquez *et al.* (2010) térinformatika rendszerbe ágyazottan, távérzékelte felvételek felhasználásával, néhány mediterrán élőhelytípusra (ezek közül kettő tekinthető erdeinek) olyan lehatárolási módszert alkalmazott, amelynél elsődleges az élőhelytípus állományainak térképezése, miközben ezt a várható, ill. tervezett területhasználattal és élőhelykezeléssel is összhangba hozza. A kezelésekkel és az állományok sérülékenységgel együtt, környezeti diagnózisba integrálja a monitorozás eredményét. Négy szempontra használ kategória indikátorokat: i) az állomány funkcionális egészsége 3 fokozatban, a természetes folyamatok teljessége alapján; ii) regenerációs képesség; iii) egyszerű fajgazdagsági kategorizálás tipikus fajok előfordulása alapján; iv) durva erdőszerkezeti kategóriák 3 fokozatban. Szlovéniában az erdőgazdálkodás meglévő információs rendszerét és az ún. ICP Forests projekt (International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests) monitorozó rendszerét kiegészítve értékelik az N2K erdei élőhelytípusok természetvédelmi állapotát (Kutnar *et al.* 2011). Olaszországban Angelini *et al.* (2016) a közép-európai cönológiai módszer alkalmazására, ill. adaptálására tesz javaslatot. Látható, hogy nagyon széleskörű a módszertani megközelítés a terepi mintavételes felméréstől,

2. táblázat. Magyarország Natura 2000 erdei élőhelytípusainak becsült országos kiterjedése az országjelentések (1 – KvVM (2008), 4 – VM 2014) és 5 – Molnár (2014) alapján, valamint a monitorozásra javasolt országos mintaszám 2008-ban (2 – Horváth et al. 2008) és a szerzők által javasolt új mintaszám (6). A javaslatokhoz tartozó mintavételi intenzitást a 3-as és 7-es oszlopok mutatják (további magyarázatot lásd a szövegben).

Natura 2000 erdei élőhelyek kódja és rövid magyar elnevezése	1. kiterjedés, 2007-es ország-jelentés (km ²)	2. javasolt mintaszám, 2008 (db)	3. mintavételi sűrűség, 2008 (db/km ²)	4. kiterjedés, 2013-as ország-jelentés (km ²)	5. becsült kiterjedés, 2014 (km ²)	6. új, javasolt mintaszám, 2017 (MVT)	7. új mintavételi sűrűség, 2017 (MVT/km ²)
9110 Mészkerülő bükkösök	25	40	1,60	11	<13 nagy része véderdő	40	3,08
9130 Szubmontán és montán bükkösök	740	130	0,18	750	kb. 800 gazdasági erdők	169–195	0,21–0,24
9150 Sziklai bükkösök, sziklai hárserdők	15	85	5,67	23	5 – 6 nagy része véderdő	40–85	7,27–15,45
9180* Törmeléklejtő- és szurdokerdők	37	100	2,7	40	22 nagy része véderdő	50–100	2,27–4,55
91E0* Puhafás ligeterdők, éger- és kőrsligetek	400	365	0,91	480	450 nagy része gazdasági erdő	475–548	1,05–1,22
91F0 Keményfás ligeterdők	300	180	0,60	350	200–250 nagy része gazdasági erdő	234–270	1,04–1,20
91G0* Pannon gyertyános-tölgyesek	1350	180	0,13	900	1500 gazdasági erdők	234–270	0,16–0,18
91H0* Pannon molyhos tölgyesek	300	189	0,63	300	230 nagy része véderdő	189–246	0,82–1,07
91I0* Euro-szibériai erdőssztyepp-tölgyesek	35	100	2,86	45	35–50 nagy része védett	100	2,35
91K0 Illír bükkösök	280	48	0,17	270	200 gazdasági erdők	62–72	0,31–0,36
91L0 Illír gyertyános-tölgyesek	780	52	0,07	500	600 gazdasági erdők	68–78	0,11–0,13
91M0 Pannon cseres-tölgyesek	1500	242	0,16	1400	1350 gazdasági erdők	234–288	0,17–0,27
91N0* Pannon homoki borókásnyárasok	16	40	2,50	76	13 védett erdők	40	3,08
ÖSSZESÍTÉS:	5778	1751	0,32	5145	5451	1935–2406	0,35–0,44

a korábbi erdőmonitorozó rendszerek és a cönológiai mintavételezés adaptálásán keresztül a térinformatikába és távérzékeléssel integrált monitorozáson keresztül az erdőgazdálkodásba, tájgazdálkodásba integrált megközelítésig. Az élőhelyek természetvédelmi monitorozása csak olyan lehet, amely új, terepi információt is tud szolgáltatni fajok előfordulása (biodiverzitási), valamint erdőszerkezeti és ökoszisztéma működési indikátorok alapján.

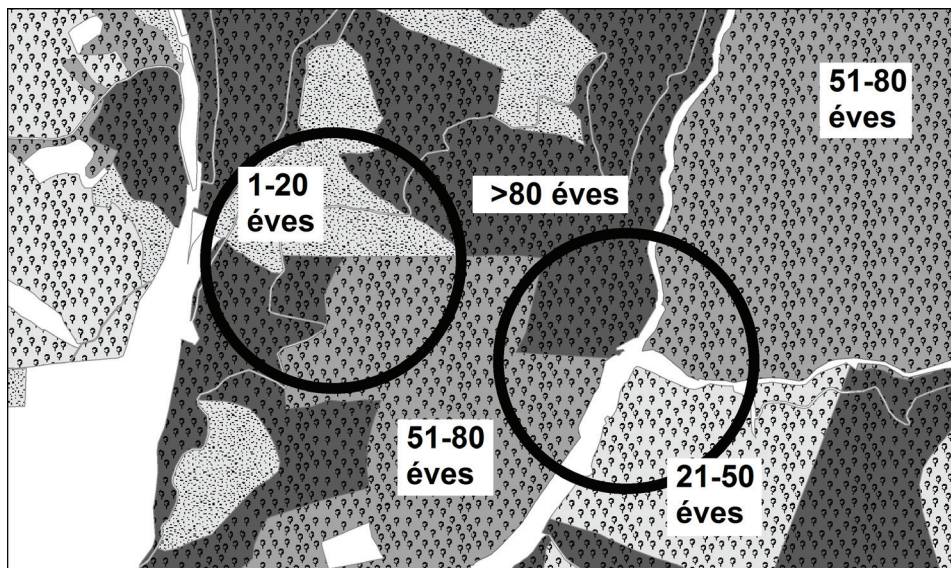
A TERMERD projekt erdőtermészetesség felmérési és értékelési koncepciója (Bartha *et al.* 1998, 2003, 2006, 2007) megfelelő alapozást biztosított ahhoz, hogy azt a Natura 2000 monitorozás követelményeihez adaptálni lehessen. Ezt Bölöni (2008) korábban javasolt változata nagyrészt megvalósította, azonban a természetvédelmi szempontokat és az élőhelyvédelmi irányelv érvényesítését, valamint az országjelentések összeállítását jobban támogató, egyszerűbb és hatékonyabb monitorozás kialakítását, fejlesztését a természetvédelem munkatársai és a program résztvevői kiemelten fontosnak tartották. A legfőbb fejlesztések, amelyekkel ezeket el tudtuk érni:

- az egységes, torzítatlan adatokat eredményező mintavétel (minden esetben 1 hektár és 4 részminta);
- a részminták középpontjainak bemérése és terepi jelölése, amely az újrafelméréskor gyorsabb és pontosabb visszatalálást eredményez;
- a faállomány-szerkezet fajajszoros leírásával egyértelműbb, objektívebb adatokhoz jutunk, egyszerűbb a felmérés;
- továbbfejlesztettük az adatlapokon előre meghatározott kategória, ill. intervallum listákat (mint pl. a fajok előfordulásának, ill. dominanciájának jellemzésére a „nincs, van, 1–5%, több” kategória változók), amelyek nagymértékben segítik a terepi felmérés egyértelműségét, objektivitását és minőségét;
- előre meghatározott és az adatlapokon tételesen felsorolt indikátor fajok (tipikus és özönfajok) előfordulását vagy hiányát kötelezően kell dokumentálni (megtanulásuk, felismerésük és célirányos megtalálásuk így viszont könnyebb; többen vehetnek részt a monitorozásban); ugyanakkor az egyéb fajok (akár a teljes fajkészlet) felsorolása is lehetséges;
- egy szakértői csoport segítségével erdei élőhelytípusonként kialakítottuk a tipikus fajok konszenzusos listáit (külön publikáljuk);
- elhagytuk a bizonytalan, szubjektív vagy alacsony indikációs értékkel rendelkező információk felmérését;
- aktualizáltuk, pontosítottuk és adaptáltuk az országjelentéshez közvetlenül felhasználható veszélyeztető tényezők listáját;
- struktúráltabb és élőhelytípusokra szabott adatlapokat alakítottunk ki, amely megkönnyíti a felmérést, majd az adatok feldolgozását;
- a felmérési eredmények értékelésére egy megalapozottabb és részletesebb módszertant dolgoztunk ki (lásd Szegleti *et al.* 2017).

Az erdőrésztetek szerint tagolt és ütemezett, döntően vágásos rendszerű erdőgazdálkodás a hazai tájban általában olyan mintázatot alakított ki, amelyben az egyes korosztályok (és a termőhely mintázatától függően az élőhelytípusok) állományai mozaikosan, kis távolságokon belül vegyesen fordulnak elő. Erre mutat példát a 7. ábra, ahol 500–1000 m sugarú körzeten belül 3–4 (általunk vizsgált) korosztálycsoport (1–21, 21–50, 51–80 éves valamint annál öregebb) állományai egymás melletti közvetlen szomszédságban találhatóak. A monitorozás szűk keresztmetszete elsősorban az egyes mintavételi területek felkeresésére fordítandó idő és költség, általánosabb értelemben az „utazási, kiszállási költség”, amely elsősorban a mintaszám, másodsorban pedig az egymástól vett „utazási távolság”-ok függvénye.

A korosztályok helyes mintavételes képviselője érdekében több erdei élőhelytípusnál magasabb mintaszám szükséges, amelyre a 2. táblázatban teszünk javaslatot: összességében 1751 helyett minimálisan 1935 és legfeljebb 2406 közötti MVT-re, ez mintegy 10–37% területszám bővítést jelent. A terepi felméréshez szükséges időt a továbbfejlesztett módszertan önmagában nem tudja jelentősen rövidíteni, azonban a MVT-ek kisebb csoportokba való részleges átszervezése a korosztályok és az élőhelytípusok mozaikos táji mintázatában nagymértékben csökkentheti a monitorozás költségét a nélkül, hogy az csökkentené az országos reprezentativitás objektivitását. Kisebb területi csoportoknál egy felmérő napi 4–5 MVT felmérésére képes, míg a rétegzett random kijelölésen alapuló monitorozás során az idő nagy részét az utazás teszi ki, napi 1–2, legfeljebb 3 MVT teljesítménnyel. A monitorozási területek kijelölésének és szervezésének országos, vagy regionális szintje akkor biztosítja a leginkább költséghatékony eredményt, ha a 2008-as terv még meg nem valósított részét az adott tájegységen belül, de a már korábban kitűzött, felmért pontok közelébe, vagy új csoportokba szervezi, figyelembe véve a természetközeli erdőterületek országos korosztály szerkezetét is. Az adatok bevitele, ellenőrzése és feldolgozása nem elhanyagolható mértékű erőforrást igényel, amivel a korábbi módszertan nem számolt. Egy mintavételi terület létesítése és adatainak rögzítése külön munkafolyamat, amelyet persze csak első alkalommal kell elvégezni. Külön munkafolyamat a felmért adatok feldolgozása, amely tapasztalataink szerint átlagosan 30–50 percet igényel. Sok fafajsort és faj előfordulását tartalmazó adatlap feldolgozása hosszabb ideig tart, hiányos vagy hibás információ esetén utólagos kiegészítésre is szükség lehet.

A továbbfejlesztett Natura 2000 szerkezet és funkció módszertannal a monitorozók már 2014-től dolgoznak. A Svájci-Magyar Együttműködési Program (SH/4/8) keretében 2016 végéig, a 2008-as terv kijelöléseitől függetlenül további 500 mintavételi pontot meghaladó MVT-t mértünk fel. Időközben elkészítettük a monitorozás központi adatbázisát, adatfeldolgozó programját és



7. ábra. Példa a vágásos üzemmódban kezelt erdők állományainak jellemző, táji korosztály-mintázatára. A képen ábrázolt 500 m sugarú körökön belül természetközeli állományok 3-3 korosztálya található. A bal oldali példán 1–20 éves fiatalos, 51–80 éves középkorú és 80 évnél öregebb, míg a másikon 21–50 éves, 51–80 éves és öreg erdő.

honlapját (www.erdovigyazo.hu), amely támogatja a módszertan és felméréshez fontos fajok önálló megtanulását, a felmérés alkalmazását és az alapadatok feldolgozását. Az eredmények egységes értelmezése és további hatékony felhasználása érdekében kidolgoztuk az értékelés módszerét, amely a TERMERD projekt erdőtermészetességi koncepció adaptációján alapszik (Szelety *et al.* 2017).

A felkért szakértői csoport által konszenzussal összeállított tipikus fajok listái az adatlapokon megtalálhatók. Ezek publikálása és a konszenzusra jutó folyamat és a listák indoklása még folyamatban van. Dolgozunk továbbá a Szelety *et al.* (2017) által publikált értékelési módszertan informatikai megvalósításán.

Az elkészült rendszer és a még fejlesztés alatt álló értékelés megvalósítása alapadatokkal és részletes összesítésekkel tudja segíteni a monitorozás és az országértékelés munkáját, de az abban végzendő szakértői munkát nem helyettesíti. Fontos és aktuális, de nem kizárólagos információ forrást képes nyújtani az erdei élőhelytípusok természetvédelmi állapotának elemzéséhez és értékeléséhez. Minél inkább képesek vagyunk a tervezett mintaszámot elérni és fenntartani (vagy akár meghaladni), annál megbízhatóbb és világosabb képünk lesz erdeink állapotáról, amely alapján a természetvédelem döntéstámogató és közérdek érvényesítő szakpolitikai ereje jelentősen javulhat.

Köszönetnyilvánítás – A Natura 2000 szerkezet és funkció monitorozás továbbfejlesztett módszerének kidolgozását a Svájci-Magyar Együttműködési Program finanszírozta „A fenntartható természetvédelem megalapozása magyarországi Natura 2000 területeken” elnevezésű, SH/4/8 jelű projekt keretében. Köszönetet mondunk a módszer továbbfejlesztésében, megvitatásában, kipróbálásában és tesztelésében aktívan közreműködő természetvédőknek, erdészeknek és ökológus kutatóknak, továbbá a kézirat két, névtelenségben is gondos kritikusának, lektorának.

Irodalomjegyzék

- Angelini, P., Casella, L., Grignetti, A. & Genovesi, P. (eds.) (2016): *Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: habitat*. – ISPRA, Serie Manuali e linee guida, 142 p.
- Bartha, D. (2005): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata. – MTA Doktori Értekezés, Sopron, 186 p. Forrás: <http://real-d.mtak.hu/314/>
- Bartha, D., Bölöni, J., Ódor, P., Standovár, T., Szmorad, F. & Tímár G. (2003): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata. – *Erdészeti Lapok* **138**: 73–75.
- Bartha, D., Gálhidy, L. (szerk.), Aszalós, R., Bartha, D., Bodonczai, L., Bölöni, J., Kenderes, K., Ódor, P., Standovár, T., Szmorad, F. & Tímár, G. (2007): *A magyarországi erdők természetessége*. – WWF Füzetek 27., WWF Magyarország, 44 p.
- Bartha, D., Ódor, P., Horváth, T., Tímár, G., Kenderes, K., Standovár, T., Bölöni, J., Szmorad, F., Bodonczai, L. & Aszalós, R. (2006): Relationship of tree stand heterogeneity and forest naturalness. – *Acta Silv. Lign. Hung.* **2**: 7–22.
- Bartha, D., Szmorad F. & Tímár G. (1998): A magyarországi erdők természetességének erdőrésztlet szintű értékelési lehetősége. – *Erdészeti Lapok* **133**: 74–77.
- Bölöni, J. (2008): Natura 2000 monitorozási adatlap: erdők extenzív felmérése; Kitöltési útmutató; Kiértékelési útmutató – In: Horváth, A., Bartha, S., & Bölöni, J. (szerk.): *A Natura 2000 élőhely monitorozó protokollok kidolgozása és tesztelése. Struktúra és funkció protokoll*. – Kutatási jelentés a „Madárvédelmi (79/409/EGK) és az élőhelyvédelmi (92/43/EGK) irányelveknek megfelelő monitorozás előkészítése (2006/018–176.02.01 számú Átmeneti Támogatás projekt)” keretében. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 101–103, 127–139.
- Bölöni, J., Molnár, Zs. & Kun, A. (szerk.) (2011): *Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ANÉR 2011*. – MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 441 p.
- Cantarello, E. & Newton, A. C. (2008): Identifying cost-effective indicators to assess the conservation status of forested habitats in Natura 2000 sites. – *Forest Ecol. Manag.* **256**: 815–826. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.031>
- EC ENV: European Commission, Environment, Habitat Directive reporting, web page. – URL: http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/rep_habitats/index_en.htm, utoljára letöltve: 2017 május 10-én
- EEA EIONET: European Environmental Agency, EIONET, Reference portal for Natura 2000. Reference list 12. Threats, Pressures, Activities (final version, fájl: Ref_threats_pressures_FINAL_20110330.xls) – URL: http://bd.eionet.europa.eu/activities/Natura_2000/reference_portal, utoljára letöltve: 2013 április 8-án
- VM (2014): Hungarian report on the main results of the surveillance under article 17 for annex I habitat types (Annex D), Vidékfejlesztési Minisztérium, Forrás: EIONET, Biodiversity, Article

- 17, Habitat report, Habitat assessments at Member State level – URL: <http://bd.eionet.europa.eu/article17/reports2012/habitat/report/?period=3&group=Forests&country=HU®ion=PAN>, lekérdezés: 2017 május 10-én
- KvVM (2008): Delivery of the reports on the article 17. of the Habitats Directive, HUNGARY, 04 Mar 2008, Környezetvédelmi és Vidékfejlesztési Minisztérium, Forrás: EIONET CDR – European Information and Observation Network, Central Data Repository web portal, Hungary, completed envelope – URL: <http://cdr.eionet.europa.eu/hu/eu/art17/envre7qhw/overview>, lekérdezés: 2017 május 10-én
- Evans, D. & Arvela, M. (2012): Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007–2012. – European Topic Center on Biological Diversity, Habitats Committee, Paris. – URL: http://circa.europa.eu/Public/irc/env/monnat/library?l=/expert_reporting/work-package_revision/consultation_committee_1/guidelines_hab-compdf/EN_1.0_&a=d
- Hernando, A., Tejera, R., Velázquez, J. & Núñez, M. V. (2010): Quantitatively defining the conservation status of Natura 2000 forest habitats and improving management options for enhancing biodiversity. – *Biodivers. Conserv.* **19**: 2221–2233. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-010-9835-8>
- Horváth, A., Bartha S. & Bölöni J. (2008): *A Natura 2000 élőhely monitorozó protokollok kidolgozása és tesztelése. Struktúra és funkció protokoll.* – Kutatási jelentés a „Madárvédelmi (79/409/EGK) és az élőhelyvédelmi (92/43/EGK) irányelveknek megfelelő monitorozás előkészítése (2006/018–176.02.01 számú Átmeneti Támogatás projekt)” keretében. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 159 p.
- Horváth F. (2011): Az újulati és cserjeszint felmérésének ajánlott módszere az ERDŐ+h+a+l+ó mintavételi pontjaiban (MVP ÚJCS). – Kézirat, MTA ÖK ÖBI, Vácrátót, ER Archivum (2011/D-004)
- Horváth F., Gergely Z., Mázsa K., Bidló A., Kovács G., Bölöni J., Mányok G., Jelitai E. & Ódor P. (2011): A faállomány-szerkezet felmérésének ajánlott módszere az ERDŐ+h+a+l+ó mintavételi pontjaiban (MVP FAÁSZ). – Kézirat, MTA ÖK ÖBI, Vácrátót, ER Archivum (2012/D)
- Horváth, F. (2012). *Módszertani fejlesztések az erdőrezervátumok hosszú távú faállomány-szerkezeti kutatásához.* – Nyugat-Magyarországi Egyetem. Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola, Doktori (PhD) értekezés
- Kutnar, L., Matijašič, D., & Pisek, R. (2011): Conservation status and potential threats to natura 2000 forest habitats in slovenia. – *Sumar. List* **135**: 215–231.
- Louette, G., Adriaens, D., Paelinckx, D. & Hoffmann, M. (2015): Implementing the Habitats Directive: How science can support decision making. – *J. Nat. Conserv.* **23**: 27–34.
- Molnár, Zs. (szerk.) (2014): Élőhelyek. – In: Haraszthy, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon.* – Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár. 934 p.
- Molnár, Zs., Bartha, S., Seregélyes, T., Illyés, E., Tímár, G., Horváth, F., Révész, A., Kun, A., Botta-Dukát, Z., Bölöni, J., Biró, M., Bodonczai, L., Deák, J. Á., Fogarasi, P., Horváth, A., Isépy, I., Karas, L., Kecskés, F., Molnár, Cs., Ortmann-né Ajkai, A. & Rév Sz. (2007): A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). – *Folia Geobot.* **42**: 225–247.
- Németh, F., Seregélyes, T. (1989): *Természetvédelmi információs rendszer: Adatlap kitöltési útmutató.* – Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest, 46 p.
- Ódor, P., Bölöni J. & Standovár T. (2009): Felvételezési protokoll az aljnövényzet mintavételére az erdőrezervátum hosszú távú vizsgálat sorozat (HTV) keretében. – Kézirat, ER Archivum (2009/D-008/1–2)

- Salafsky, N., Salzer, D., Stattersfield, A. J., Hilton-Taylor, C., Neugarten, R., Butchart, S. H. M., Collen, B., Cox, N., Master, L. L., O'Connor, S., Wilkie, D. (2008). A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. – *Cons. Biol.* **22**: 897–911. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00937.x>
- Szeglet, Zs., Csicsék, G., Szabó, G., Zimmermann, Z., Bölöni, J. & Horváth, F. (2017): Erdőtermészetesség szempontú értékelési módszer a Pannon életföldrajzi régió Natura 2000 erdőtípusainak szerkezet és funkció monitorozása alapján. – *Természetvédelmi Közlem.* **23**: 100–117. doi: <http://dx.doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2017.23.100>
- Tejera, R., Núñez, M. V., Hernando, A., Velázquez, J. & Pérez-Palomino, A. (2012): Biodiversity and Conservation Status of a Beech (*Fagus sylvatica*) Habitat at the Southern Edge of Species' Distribution. – In: A. G. Lameed (ed.) *Biodiversity Enrichment in a Diverse World*. InTech, Rijeka, pp. 63–84.
- Velázquez, J., Tejera, R., Hernando, A. & Núñez, M. V. (2010): Environmental diagnosis: Integrating biodiversity conservation in management of Natura 2000 forest spaces. – *J. Nat. Conserv.* **18**: 309–317. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2010.01.004>

Internetes hivatkozások:

http1: http://www.erdorezervatum.hu/N2KMON_modszertan

http2: <http://www.erdovigyazo.hu>

Method for monitoring of structure and function's of Natura 2000 forest habitats in the Pannonian biogeographical region

Ferenc Horváth¹, Csaba Molnár², Adrienne Ortmann-né Ajkai³,
Gábor Csicsek⁴, Gábor Szabó¹, Zita Zimmermann¹, Márió Lukács¹
and Bölöni János¹

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

²*H-3728 Gömörszőlős, Kassai u. 34, Hungary*

³*University of Pécs, Department of Ecology and Hidrobiology,
H-7624 Pécs, Ifjúság útja 6, Hungary*

⁴*University of Pécs, Doctoral School of Biology,
H-7624 Pécs, Ifjúság útja 6, Hungary*

e-mail: horvath.ferenc@okologia.mta.hu

The Habitat Directive is devoted to ensure maintaining and improving the favourable conservation status of natural habitats remained. Monitoring of Natura 2000 habitats is necessary for that very reason. We are developed a simplified and more efficient way of structure and function monitoring of forest habitats for the Pannonian biogeographical region than the previous version proposed in 2008. The main goal is to reach a higher sampling effort to get to a statistically robust representativity. We harmonized it with the methods of the long term research program of Strict Forest Reserves of Hungary for that results can be served as real benchmarks. This renewed method is applied from 2014 by the nature conservation for monitoring of natural, semi natural or transformed forests of Hungary in excess of 1 million hectares. We present here the method, the field survey process and data froms in detail.

Keywords: Habitat Directive, forest naturalness, nature conservation monitoring, favourable conservation status, country report, TERMERD project

Az Egyek-pusztakócsi mocsarak (Hortobágyi Nemzeti Park) kétéltűfaunája

Mester Béla¹, Szabolcs Márton¹, Szalai Mónika², Tóth Mihály³,
Mérő Thomas Oliver^{1,4}, Szepesváry Csaba¹, Polyák László⁵, Puky
Miklós^{6†} és Lengyel Szabolcs¹

¹MTA Ökológiai Kutatóközpont (ÖK), Duna-kutató Intézet (DKI), Tisza-kutató Osztály,
4026 Debrecen, Bem tér 18/c

²Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Természetmegőrzési és Pályázatkezelési
Osztály,

5540 Szarvas, Anna-liget 1.

³Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság,
9941 Óriszentpéter, Siskaszer 26/a

⁴Természetvédelmi és Természtani Egyesület - NATURA,
25000 Zombor, Milana Rakića 20, Szerbia

⁵BioAqua Pro Kft.,
4032 Debrecen, Soó Rezső utca 21.

⁶MTA ÖK, DKI, Restaurációs- és Állatökológiai Osztály,
1113 Budapest, Karolina út 29.

e-mail: mester.bela@okologia.mta.hu

Összefoglaló: A kétéltűek (Amphibia) globálisan az egyik legveszélyeztetettebb élőlénycsoport, ezért elterjedésük ismerete alapvetően fontos, különösen olyan védett területeken, ahonnan kevés a korábbi információ és aktív beavatkozások zajlanak. Jelen munkánkban összesítjük az Egyek-pusztakócsi mocsarak területén több korábbi vizsgálatban végzett felméréseink faunisztikai eredményeit, melyeket ötféle mintavételi módszerrel gyűjtöttünk 15 darab 2,5x2,5 kilométeres UTM cellában. Összesen 11 kétéltűfaj (pettyes göte, dunai tarajosgöte, vöröshasú unka, barna ásóbéka, barna varangy, zöld varangy, zöld levelibéka, mocsári béka, kis tavibéka, nagy tavibéka, kecskebéka) 14 362 egyedét figyeltük meg. A hat legjobban felmért UTM négyzet között nem volt jelentős eltérés a diverzitás tekintetében. Két 10x10 kilométeres UTM négyzet (DT86 és 96) esetében öt és hét faj jelenlétével bővültek ismereteink. Nagy állományokkal volt jelen két Natura 2000-es jelölőfaj, a vöröshasú unka és a dunai tarajosgöte. Eredményeink szerint a mocsárrendszer a tájrehabilitációs beavatkozásoknak köszönhetően értékes és diverz kétéltűfaunának szolgál otthonául, ezért megfelelő kezelése és védelme kiemelt fontossággal bír.

Kulcsszavak: Anura, Caudata, élőhelykezelés, herpetofauna, Hortobágy, monitorozás, Natura 2000, rekonstrukció

Bevezetés

A kétéltűek populációinak fogyatkozása és eltűnése világméretű jelenség (Beebee & Griffiths 2005, Frost 2017). A folyamat elsődleges kiváltó oka az emberi civilizáció egyre növekvő területigénye (Hamer & McDonnell 2008), amely Európában a természetes élőhelyek összezsugorodásához, feldarabolódásához majd eltűnéséhez vezet (Sanderson *et al.* 2002). Az ember térnyerésével együtt az elmúlt húsz év során világszerte megjelent a kitridiomikózis, amely a kétéltűek rajzospórási kitrid gomba (*Batrachochytrium dendrobatidis*) általi megbetegedése (Collins 2010, Olson *et al.* 2013, Alroy 2015). Kétfázisú életmódjuk miatt a kétéltűeknek a megfelelő minőségű édesvízi élőhelyek mellett szükségük van az azokat övező és összekötő szárazföldi élőhelyekre is, melyek vonulási útvonalat, táplálkozóhelyet, illetve nyári és téli búvóhelyet biztosítanak számukra (Semlitsch 2008). A Kárpát-medencében elhelyezkedő nagy kiterjedésű természetes, vagy természetközeli állapotú élőhelyek számos veszélyeztetett kétéltűfaj jelenleg még erős állományainak biztosítanak fennmaradást (Puky *et al.* 2005, Gubányi *et al.* 2010). A hazai élőhelyek feldarabolódása, leromlása és eltűnése azonban a kétéltű-állományok fokozatos csökkenését eredményezi (Vörös *et al.* 2015). Annak ellenére, hogy a hazai kétéltűfajok több évtizede állnak természetvédelmi oltalom alatt, pontos hazai elterjedésükről mindmáig hiányosak ismereteink (Puky *et al.* 2005). Bár számos pontos előfordulási adatokat is közlő munka jelent meg korábban (mint például Méhely 1904, Fejérváry 1925, Dely 1959, Marián 1963, Dely 1966, Marián 1966, Dely 1981, Solti & Varga 1981), hazánkban az első átfogó herpetofaunisztikai adatgyűjtés 1987-ben indult. Ezek a felmérések elsősorban a Duna-, a Tisza-, a Szamos- és az Ipoly-menti élőhelyekre fókuszáltak (Puky 2001b, Puky & Fodor 2002, Puky 2007) és megalapozták az első magyar herpetológiai atlaszt (Puky *et al.* 2005). Ezt követően az ezredfordulóra elkészült egy közel 3000 megfigyelési adaton nyugvó UTM adatbázis (Bakó & Korsós 1999), melyet további felmérések (Szép *et al.* 2011) és online adatgyűjtések követtek (MME „Herptérkép” adatbázis, Varangy Akciócsoport „Láss, alkoss, gyarapíts” fényképes adatgyűjtése). Az eddigi közlemények azonban arra is rámutatnak, hogy hazánkban több, kevésbé feltárt régió is található, mint amilyen a Hortobágyi Nemzeti Park területe (Bakó & Korsós 1999, Puky *et al.* 2005, Gubányi *et al.* 2010).

A Hortobágyi kistáj területéről elsőként Dely (1981) közölt részletes előfordulási adatokat, aki tíz faj jelenlétét említi: pettyes göte (*Lissotriton vulgaris* L., 1758), dunai tarajosgöte (*Triturus dobrogicus* Kiritzescu, 1903), vöröshasú unka (*Bombina bombina* L., 1761), barna ásóbéka (*Pelobates fuscus* Laurenti, 1768), barna varangy (*Bufo bufo* L., 1758), zöld levelibéka (*Hyla arborea* L., 1758), mocsári béka (*Rana arvalis* Nilsson, 1842),

erdei béka (*Rana dalmatina* Bonaparte, 1839), nagy tavibéka (*Pelophylax ridibundus* Pallas, 1771) és kecskebéka (*Pelophylax* kl. *esculentus* L., 1758). Endes (1988) további két fajt említ a Hortobágyról, a zöld varangyot (*Bufo viridis* Laurenti, 1768) és a kis tavibékát (*Pelophylax lessonae* Camerano, 1882). A Dely (1981); és Endes (1988) által felsorolt fajok közül hat esetében (pettyes götte, zöld varangy, mocsári béka, zöldbéka fajkomplexum) a fajnevek módosultak az újabb kutatások hatására (lásd; Frost 2017). Továbbá Dely (1981) és Endes (1988) a *T. dobrogicus*-t még tarajosgöteként (*T. cristatus*) említi, hiszen a dunai tarajosgötét akkor még a tarajosgötte alfajaként kezelték (Frost 2017). Később Vörös & Major (2007) molekuláris taxonómiai módszerekkel kimutatta, hogy a *T. cristatus* hazánkban csak *T. cristatus/dobrogicus* hibrid populációban van jelen az Aggteleki Nemzeti Park területén. Azonban a fent említett közlemények nem térnek ki a Hortobágy nyugati peremén található, a Nagykunság felé átmenetet mutató „Egyek-pusztakócsi mocsarak” tájegység kétéltűfaunájára.

Jelen cikk célja (i) ismertetni az Egyek-pusztakócsi mocsárrendszer kétéltűfajait, (ii) adatokat közölni azok előfordulásáról a vizsgált 2,5x2,5 és 10x10 kilométeres UTM négyzetekben, valamint (iii) röviden összehasonlítani az alkalmazott vizsgálati módszereket.

Módszerek

A 4073 hektár összterületű, asztatikus mocsarokból, az azokat övező rétekből, szikes és löszgyepekből álló Egyek-pusztakócsi mocsárrendszer a pleisztocén kor óta a Tisza természetes ártere (Aradi *et al.* 2003). A XIX. század közepére befejezett folyószabályozási munkálatokat követően a mocsarokat lecsapolták és az így nyert területeket mezőgazdasági művelésbe vonták. A mocsarak, rétek és gyeppek fokozatos eltűnésének visszafordítása érdekében 1976-ban kezdődött egy nagy léptékű tájrehabilitációs program, amelynek első ütemeként a mocsarak vízutánpótlását biztosították csatornák létrehozásával. Ezt követően 2005 és 2009 között egy LIFE-Nature pályázat keretében megvalósult a rehabilitáció második üteme, mely során 760 hektáron végeztek visszagyepesítést a mocsarokat övező szántókon (2005-2008), valamint természetvédelmi kezelésekkkel (égetés: 2007, 2009, legeltetés: 2006-) állították vissza a mocsarak egykori változatosságát (Lengyel *et al.* 2012). A beavatkozások hatásának felmérése céljából 2004 óta végzünk a területen monitorozó és ökológiai vizsgálatokat (Nagy & Lengyel 2008, Rácz *et al.* 2013, Mérő *et al.* 2015), melyek a rehabilitációs program második ütemének lezárását követően 2010-től a kétéltűek csoportját is magukban foglalják (Mester *et al.* 2015a, Mester *et al.* 2015b).

Vizsgálatainkat március elejétől október közepéig végeztük összesen 52 terepnap során, alkalmazkodva az időjáráshoz és a vegetációs periódushoz. A 2010 és 2016 között az Egyek-pusztakócsi mocsárrendszerben végzett felméréseink során ötféle vizsgálati módszerrel dolgoztunk: (i) vizuális megfigyelés (vonalmonti számlálás, kézi hálós mintavétel minden élőhelytípusban és útfelmérés), (ii) nappali és esti hangmonitorozás vizes élőhelyek mentén, (iii) nappali, transzektek (100 m) mentén végzett akusztikus és vizuális megfigyelés mocsarakban, (iv) palackcsapdázás mocsarakban és csatornáknál (Heyer *et al.* 1994, Anthony & Puky 2001, Puky 2001a, Kiss *et al.* 2005) és (v) Barber-féle talajcsapdázás gyepen (rét, szikes, lösztalaj). A talajcsapdákat a gyeprekonstrukció ízeltlábúakra gyakorolt hatásának vizsgálatára helyeztük ki, de ellenőrzésük (4–5 csapdaellenőrzés/év) során feljegyeztük az azokba beleesett kételtűeket is (Mester *et al.* 2015a).

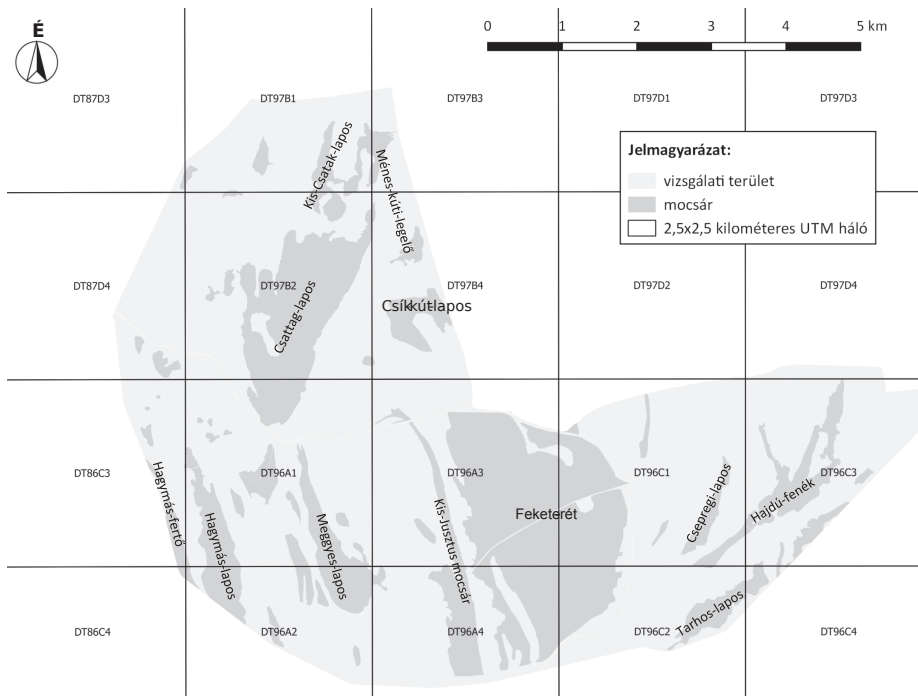
Az adatok térinformatikai megjelenítéséhez, kezeléséhez és értékeléséhez Garmin Base Camp 4.5 és Quantum GIS 2.16.2 szoftvereket használtuk. A korábbi országos adatbázisokkal való kompatibilitás érdekében eredményeinket megadjuk 2,5x2,5 és 10x10 kilométeres UTM hálóban is, melyeket az MME Monitoring Központ bocsátott a rendelkezésünkre (Szép & Nagy 2001). Mivel a 15 darab 2,5x2,5 kilométeres UTM négyzetből hat UTM-cella esetében 60%-nál nagyobb volt a mintavételi terület UTM négyzethez viszonyított területi aránya (1. táblázat, 1. ábra), így ezeknek a celláknak a diverzitását Rényi-féle diverzitásrendezéssel hasonlítottuk össze PAST 3.15-ben (Hammer *et al.* 2001, Magura *et al.* 2010).

Eredmények

Összesen 11 kételtűfaj 14 362 egyedének előfordulását regisztráltuk az Egyek-pusztakócsi mocsárrendszerben (1. táblázat). A kételtűek 71%-a fordult elő a hat legjobban lefedett 2,5x2,5 kilométeres UTM négyzetben (1. táblázat), habár már a 60%-nál kisebb lefedettségű UTM négyzetek esetében is kimutattuk mind a 11 fajt (1. táblázat). A hat legjobb lefedettségű négyzet diverzitásprofilja metszette egymást (2. ábra), így ezek a diverzitás tekintetében nem különböztek. A négy érintett 10x10 kilométeres UTM négyzet közül kettőben (DT96 és 97) mind a 11 fajt kimutattuk, kettőben pedig hat (DT86) és öt (DT87) fajt találtunk (2. táblázat).

Pettyes gőte

Összesen 302 egyedét figyeltük meg, ez az összes megfigyelt egyed 2%-át jelenti. Kilenc 2,5x2,5 kilométeres UTM négyzetben regisztráltuk a jelenlétét (1. táblázat). A pettyes gőtéknél túlnyomó többségét talajcsapdázással észleltük, de vizuális megfigyelés és palackcsapdázás során is kerültek elő példányok (3. ábra). Palack-



1. ábra. A vizsgálati terület (Egyek-pusztaköcsi mocsárrendszer) kiterjedése, a nagyobb mocsarak elhelyezkedése és a terület 2,5x2,5 kilométeres UTM négyzetekkel való lefedettsége.

csapdázással lárvákat, vizuális megfigyelés során adult gőtéket, talajcsapdázással pedig szinte kizárólag friss metamorf példányokat találtunk. A pettyes gőte gyakran bizonyult a nagy kiterjedésű mocsarak közelében, mint a Fekete-rét, a Csattag-lapos, a Hagymás-lapos és a Hajdú-fenek (1. ábra). Nászruhás példányait legkorábban 2013. április elején figyeltük meg a Fekete-rét frissen rekonstruált csónakútja mentén. Lárvaít 2012. július végén fogtuk palackcsapdázással a kiszáradó, sekély, átlagosan 14 cm vízmélységű Hagymás-laposban, egy nádsziget szegélyében. Legkésőbb október közepén figyeltük meg (4. ábra). Gyakori két-éltűfajnak tekinthető a mocsárrendszerben, de előfordulása foltszerű, a nagyobb laposok és erdőfoltok mentén gyakoribb.

Dunai tarajosgőte

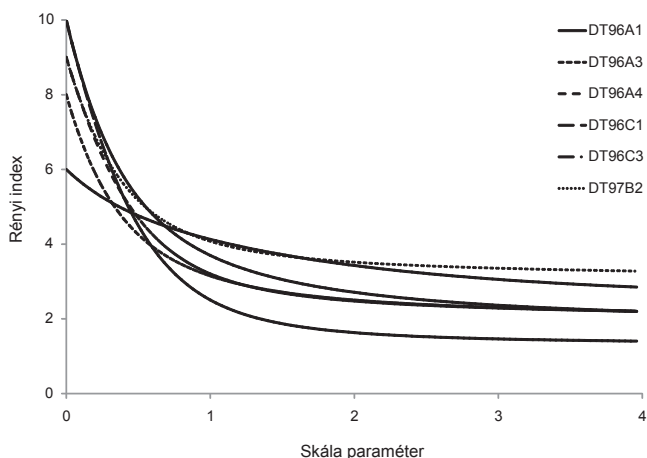
Összesen 1652 egyedét figyeltük meg, ez az összes megfigyelés 12%-át jelenti. Tizenkét UTM cellában észleltük a jelenlétét (1. táblázat). Hasonlóan a pettyes gőtéhez, a dunai gőtét is főként talajcsapdákban mutattuk ki (3. ábra), ahol a fogott egyedek több mint 90%-a friss metamorf példány volt. Palackcsapdázással 2012.

1. táblázat. Kétélűfajok előfordulása, fajszáma és összes egyedszáma 2,5x2,5 kilométeres UTM négyzetekben, megadva az UTM cellákra eső ráfordítás (terepnapok száma) és a területi lefedettség értékét (EPU részarány). Felkövérrel kiemelve minden UTM négyzetet, ahol a mocsárrendszer lefedettsége 60% feletti. * A terepen törtéző fajra határozás nem volt lehetséges az egyedek kora (juvenilis, subadult) vagy a megfigyelési körülmények miatt.

	86C3	87D4	96A1	96A2	96A3	96A4	96C1	96C2	96C3	96C4	97B1	97B2	97B3	97B4	97D4
pettyes götte	0	0	23	5	2	0	40	54	106	0	19	52	1	0	0
dunai tarajosgötte	0	8	181	36	37	24	206	75	187	0	145	599	85	69	0
vöröshasú unka	121	15	720	425	795	596	1892	853	341	0	168	859	190	157	50
barna ásóbéka	8	31	68	4	103	66	108	69	71	0	78	745	30	55	0
barna varangy	1	0	0	1	0	9	6	31	0	0	0	4	0	1	0
zöld varangy	1	0	1	0	0	4	14	14	0	0	0	0	2	20	0
zöld levelibéka	51	0	270	180	482	379	105	179	56	1	1	123	40	38	2
mocsári béka	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
kis tavibéka	10	0	25	8	52	20	32	192	0	0	1	28	0	0	0
nagy tavibéka	0	0	8	7	1	5	7	39	0	0	16	8	0	0	0
kecskébéka	0	0	10	0	12	15	30	37	4	0	15	6	0	4	0
<i>Pelophylax spp.</i>	0	0	14	6	259	88	325	439	0	0	0	39	0	3	5
összes zöldbéka	10	0	57	21	324	128	394	707	4	0	32	81	0	7	5
fajsám	6	3	10	8	8	9	10	10	6	1	8	9	6	7	3
egyedszám	192	54	1321	672	1743	1206	2765	1982	765	1	443	2463	348	347	60
terepnapok száma	7	6	11	7	25	17	28	27	18	1	13	25	12	14	2
EPU részarány (%)	19	28	100	41	90	62	91	43	69	3	44	100	9	38	4

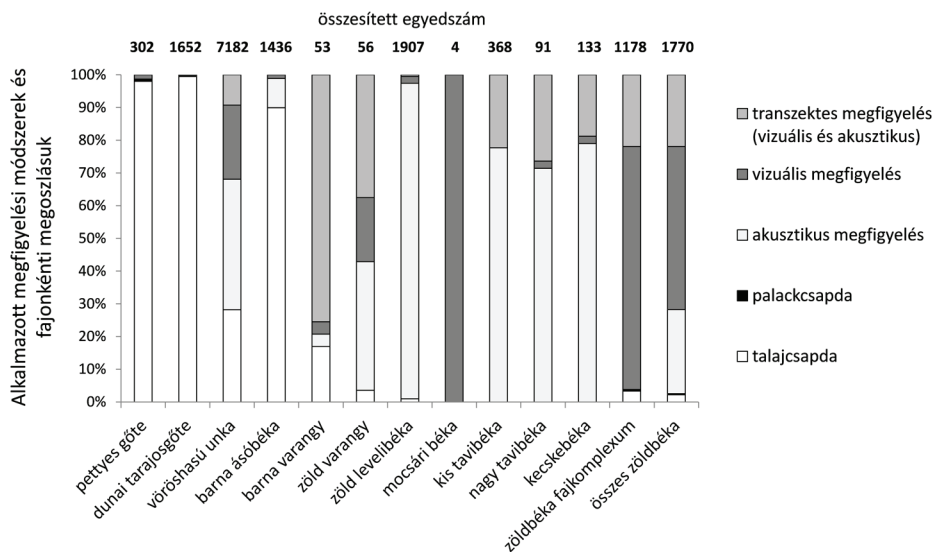
2. táblázat. Kétéltűfajok előfordulása, fajszáma (korábban leírt fajszám) 10 kilométeres UTM négyzetekben, megadva az UTM cellákra eső ráfordítás (felmérési alkalom) és területi lefedettség (százalékos) értékét, a fajok Natura 2000 besorolását, az IUCN szerinti veszélyeztetettségét és populációs trendjeiket. (V=előfordulása valószínűsíthető, 1=saját adat, 1=saját adat és új előfordulás, *=herpetológiai atlasz (Puky et al. 2005) alapadatai, **=egyéb irodalom)

10x10 km (DT)	86	87	96	97	Élőhelyvédelmi Irányelv Függeléke	globális populációs trend
pettyes göte	V	*	1	1	-	stabil
dunai tarajosgöte	V	1*	1*/**	1*/**	II	csökkenő
vöröshasú unka	1	1*	1*	1*/**	II	csökkenő
barna ásóbéka	1	1*	1	1*	IV	csökkenő
barna varangy	1	*	1	1*	-	stabil
zöld varangy	1	*	1*	1*	IV	csökkenő
zöld levelibéka	1*	V	1	1*	IV	csökkenő
mocsári béka	-	1*	1	1*	IV	stabil
erdei béka	-	-	-	-	IV	csökkenő
kis tavibéka	1	1*	1	1*	IV	csökkenő
nagy tavibéka	V	*	1	1*	V	növekvő
kecskebéka	*	*	1*	1*	V	csökkenő
fajszám (korábbi)	6 (1)	10	11 (4)	11		
terepnapok száma	6	6	46	27		
UTM részarány (%)	1,8	11,9	31,1	12,1		



2. ábra. A hat legjobb lefedettségű 2,5x2,5 kilométeres UTM cella kétéltűgyütteseinek diverzitási rendezése a Rényi-féle általánosított entrópia szerint.

július végén a Fekete-rét melletti árasztó csatornában fogtunk két adult hímet és két nőtényt. Vizuális megfigyeléssel 2010 októberében a Csattag-lapos melletti réten és szikes gyepen, illetve 2013 áprilisában a fekete-réti rekonstruált csónakút

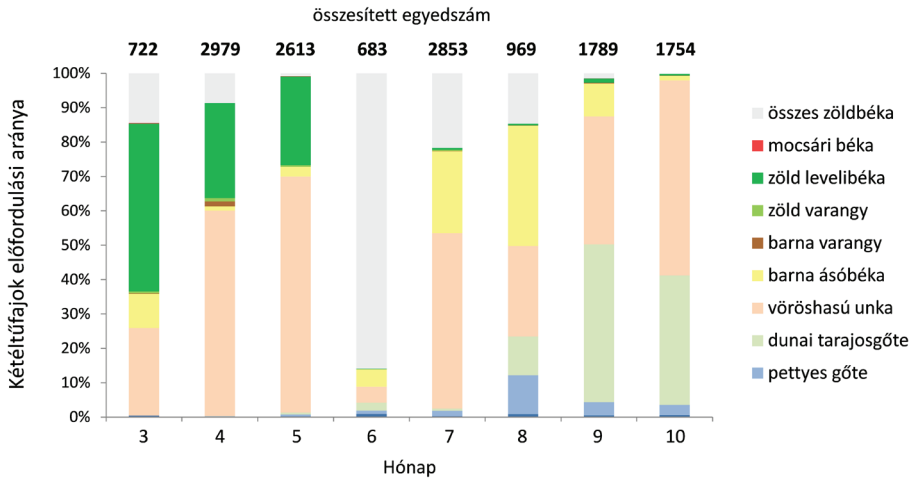


3. ábra. Alkalmazott megfigyelési módszerek és azok aránya az észlelt fajokon belül kiegészítve azok összesített egyedszámával.

mentén észleltünk adult dunai tarajosgötéket (1. ábra). Legkorábban március közepén útfelmérés során észleltük, legkésőbbi adata október közepéről származik (4. ábra). A dunai tarajosgötte gyakorinak, a nagyobb mocsarak (Fekete-rét, Csattag-lapos) esetében időnként tömegesnek tekinthető (1. ábra). Nedvesebb években, ősszel a pettyes göténél gyakrabban lehet vele találkozni a mocsarak közötti, magasabb vegetációjú gyepeken is.

Vöröshasú unka

Összesen 7182 példányát figyeltük meg, ez az összes észlelt egyedszám fele. Egy kivételével az összes UTM négyzetben kimutattuk a jelenlétét (1. táblázat). A megfigyelt egyedek 40%-át esti és nappali hangmonitorozás során észleltük, 32%-ukat vizuális és kombinált módszerrel figyeltük meg, míg további 28%-ukat talajcsapdában találtuk (3. ábra), melyek túlnyomó többsége adult példány volt. Egy esetben palackcsapdázással is fogtunk egy adult, zöld színváltozatú példányt a Fekete-rét melletti árasztó csatornában (1. ábra, 3. ábra). 1406 egyed vizsgálata alapján a zöldhátú színváltozat gyakorisága átlagosan 8,5% (legkisebb mintaszám $n \geq 50$ esetén), összesítve pedig 9,7%. Legkorábban március elején,



4. ábra. Kétéltűfajok előfordulási aránya havi bontásban kiegészítve az összesített egyedszámmal.

legkésőbb október közepén észleltük (4. ábra). A vöröshasú unka a mocsárrendszer leggyakoribb kétéltűfaja, minden vizes élőhelytípusban megtalálható, a nagyobb mocsarakban tömeges. Egyedsűrűsége az arra alkalmas helyeken elérheti a 20 000 példányt is hektáronként (Mester 2011). A mocsarakat övező rétzónában és a vizenyős szikeseken is gyakori. Nedvesebb években a mocsarakat összekötő magasabb löszhátakon is tömegesen mozoghatnak.

Barna ásóbéka

Összesen 1436 egyedét észleltük vizsgálataink során, ami 10%-át adja a kétéltűek összes egyedszámának. Tizenhárom UTM cellában észleltük (1. táblázat). Hasonlóan a götékhöz, az ásóbékák mintegy 90%-át is talajcsapdával detektáltuk. Kilenc százalékukat hangmonitorozással észleltük tavasszal, a nagy mocsarak rétzónájában. Tizenhat példányt vizuális keresés során figyeltünk meg. 2012. július végén palackcsapdával egy ásóbéka ebihalat fogtunk a Hagymás-lapos déli szegélyében (1. ábra, 3. ábra). Ebihalait július közepétől augusztus elejéig a nagyobb mocsarak sekély vizű rétzónájában néha tömegesen lehet megfigyelni, például a Csattag-lapos nyugati és déli rétzónájában (1. ábra). A vizuális és talajcsapdás módon megfigyelt egyedek 15%-a volt friss metamorf példány. Legkorábbi adata március elejéről származik, legkésőbb október közepén láttuk a fajt (4. ábra). Gyakori kétéltűnek tekinthető, a mocsarakat elválasztó löszhátakon néha tömegesen fordul elő.

Barna varangy

Összesen 53 példányát észleltük a vizsgálati területen, ami az összes egyedszám kevesebb, mint 1%-át adja. Hét cellában detektáltuk a jelenlétét (1. táblázat). Az egyedek 75%-át kombinált vonal menti számlálás során észleltük (3. ábra), hang alapján a Fekete-rét mocsár déli részén (1. ábra, 3. ábra). További két példányt detektáltunk hangmonitorozással (3. ábra), az egyiket a fekete-réti rekonstruált csónakázó tó szélén, a másikat a Hagymás-laposban (1. ábra). Vizuális kereséssel két példányt, talajcsapdázással kilenc egyedet észleltünk (3. ábra). A megfigyelt egyedek 94%-a adult példány volt. A talajcsapdákból egy adult példány kivételével juvenilis barna varangyokat találtunk. A legkorábbi adata március végéről, a legkésőbbi októberből származik (4. ábra). Ritkább fajnak tekinthető, elsősorban lehet vele találkozni a mocsárrendszerben.

Zöld varangy

Összesen 56 példányát figyeltük meg, ami 1% alatti arányt jelent az összes egyedszámhoz képest. A fajt hét UTM négyzetből mutattuk ki (1. táblázat). Az egyedek 77%-át akusztikus módszerrel észleltük hangmonitorozás és kombinált transzektes megfigyelések során. Vizuális módon összesen 11 adult egyedet figyeltünk meg (3. ábra), talajcsapdában pedig egy subadult és egy adult egyedet találtunk. Legkorábban március 16-án figyeltünk meg zöld varangyot, a legkésőbbi adata július végéről származik (4. ábra). A tanyák és települések közelében gyakrabban fordul elő. Bizonyos években a következő sekély vizű élőhelyeken észleltük őket: Kis-Csatak-lapos, Ménes-kúti-legelő, Csík-kút-lapos, Csattag-lapos déli része, Hagymás-fertő és Hajdú-fenek (1. ábra). A barna varangynál valamivel gyakoribb, de szórványosan előforduló kétélűnek tekinthető a területen.

Zöld levelibéka

Összesen 1907 példányát figyeltük meg, ez 13%-os gyakoriságot jelent az összes egyedszámhoz képest. Tizennégy UTM cellából mutattuk ki (1. táblázat). A megfigyelt egyedek 97%-át hangmonitorozással észleltük a nagyobb kiterjedésű, nád- és gyékénnyel sűrűbben borított mocsarakban és a réteken. Összesen 49 példányt találtunk vizuális módszerekkel (3. ábra), többségüket a Fekete-rét területén (1. ábra), de szikes és löszgyepen is megfigyeltük. A talajcsapdákból összesen 18 levelibékát találtunk (3. ábra), ezekből rekonstruált gyepen volt hét példány 2010-ben, 2013-ban pedig egy mocsár melletti csapdában 11 egyedet fogtunk. Mindössze egy juvenilis példányát észleltük, amelyet szikes gyepen fogtunk 2016. június elején. Március elejétől október közepéig találtunk zöld levelibékát a területen (4. ábra). Gyakori fajnak tekinthető a mocsárrendszer teljes területén, amely a sza-

porodási időszakot követően a ritkásabb nádasok mellett megtalálható a bokros, bozótos és fás ligetek mentén is.

Mocsári béka

Mindössze négy egyedét sikerült megfigyelni a vizsgálati évek során, így ez volt a legritkább kétéltűfaj. Összesen két UTM cellából ismert az előfordulása (1. táblázat). Kizárólag vizuális módon észleltük (3. ábra); 2011. szeptember végén szikes gyeprekonstrukción találtunk egy adult példányt, 2012. május elején a Meggyes-erdőben találtunk két adult mocsári békát, majd 2014 márciusában szintén a Meggyes-erdőben láttunk egy subadult példányt (1. ábra).

Zöldbéka fajkomplexum

Összesen 1770 megfigyelt egyeddel a zöldbékafajok az összes egyedszám 12%-át adják. Ebből 1178 egyed fajra történő pontos határozása nem volt lehetséges az egyedek kora (subadult) vagy az észlelés minősége miatt. Akusztikus megfigyeléssel a zöldbékák fennmaradó 33%-át tudtuk fajra határozni. A nappali és esti hangmonitorozás során összesen 368 kis tavibékát, 133 kecskebékát és 91 nagy tavibékát észleltünk (lásd 3. ábra). Az előbbi két faj kilenc UTM cellában, míg utóbbi nyolcban fordult elő (1. táblázat). A megfigyelt zöldbékák 52%-a volt subadult. 2012. július végén palackcsapdával fogtunk hat zöldbéka ebihalat, a talajcsapdákból pedig kizárólag friss metamorf példányokat. Március elejétől október közepéig találtunk zöldbéka egyedeket a területen (4. ábra). A zöldbékafajok az egész mocsárrendszer területén gyakoriak, elsősorban a mocsarakban és az azok közelében található kisebb állóvizekben.

Értékelés

Jelen cikkünk elsőként közöl átfogó és részletes leírást az Egyek-pusztakőcsi mocsárrendszer kétéltűfaunájáról. Eredményeink szerint az erdei béka (*Rana dalmatina* Bonaparte, 1840) kivételével a Magyarországon előforduló összes síkvidéki kétéltűfaj megtalálható a mocsárrendszerben (1. táblázat). Az erdei béka legközelebb a Tisza menti ártéri és hullámtéri erdőkben fordul elő (Marián 1963, Puky *et al.* 2005). Munkánk számos új rekorddal bővíti az országos UTM-alapú adatbázist minden faj tekintetében, kivéve a dunai tarajosgőtét. A dunai tarajosgőte a DT86-os cella kivételével az összes 10x10 km-es UTM négyzetben előfordult. A DT86 és DT96-os cellákat újabb előfordulási adatokkal bővítettük az összes faj esetében (2. táblázat). A DT97-es négyzetben, amely magában foglalja a Csattaglapost és az attól északra található kisebb mocsárfoltokat, korábban már ismert

volt mind a 11 kétéltűfaj jelenléte (Puky *et al.* 2005, Gubányi *et al.* 2010). Ezzel szemben a DT96-os cellában, amely lefed hat nagy kiterjedésű mocsarat, köztük a mocsárrendszer legnagyobb mocsarával, a Fekete-réttel, csupán négy taxon jelenléte volt ismert korábban (dunai tarajosgöte, vöröshasú unka, zöld varangy, *Pelophylax* spp.) (Puky *et al.* 2005, Gubányi *et al.* 2010). A DT86-os UTM négyzet lefedi a Hagymás-fertőt. A DT86-os cellából az eddig leírt zöld levelibéka és kecskebéka mellett öt további faj előfordulását bizonyítottuk. A Hagymás-fertőben valószínűsíthető a pettyes és a dunai tarajosgöte előfordulása is, mivel a közeli Hagymás-laposban megtalálható mindkét faj. A nagy tavibéka szintén előfordulhat a mocsár mélyebb, tartósabb vízborítottságú részein. A DT87-es UTM négyzetből hiányzik ugyan a zöld levelibéka, de előfordulása valószínűsíthető a nagyobb mocsarak közelsége és a faj nagy mozgáskörzete miatt (Smith & Green 2005). A legtöbbet látogatott hat UTM négyzet, amelyekben a mocsárrendszer területi lefedettsége is nagyobb volt, a diverzitás tekintetében nem tért el egymástól (2. ábra), mely utalt a fajok közel egyenletes eloszlására a mocsárrendszeren belül. Ez nem meglepő, mivel a négyzetek lefednek minden jelentősebb mocsarat, melyek megfelelő szaporodó-, táplálkozó- és telelőhelyet jelentenek (1. táblázat, 1. ábra).

A götefajok és a szárazföldi életmódú barna ásóbékák kimutatásában hatékony volt a gyepeken végzett talajcsapdázás, hiszen a teresztris életciklusban lévő kétéltűek optimális klimatikus viszonyok esetén (esős, nyirkos esték) intenzíven vándorolnak a mocsarakat elválasztó löszhátakon (Semlitsch 2008). Ilyenkor a Barber-csapdák a kétéltűek fogását célzó talajcsapdákhöz hasonlóan egyfajta nedves búvóhelyként bevonzzák a közelben mozgó egyedeket (Kogut & Padley 1997). A götefajok és ebihalak jelenléte kimutatható még palackcsapdázással is a szaporodási időszakon túl (Korsós 1997), ha egy adott mintavételi ponton megfelelő mennyiségű csapdát helyezünk ki. A hangmonitorozás költséghatékony módszer, amely alkalmas a békafajok jelenlétének kimutatására, állományuk becslésére és monitorozására (Anthony & Puky 2001, Tóth & Puky 2009). A hangmonitorozás további előnye, hogy a morfológiai alapon bizonytalanul határozható három zöldbékafaj egyedeinek többsége jól elkülöníthető hívóhangjuk alapján (Arnold & Ovenden 2005, Glandt 2015). A három zöldbékafaj lokális populációs rendszereinek pontos viszonyait célzott, nagy mintaszámú és lefedettségű genetikai vizsgálatokkal lehet csak megállapítani a fajkomplexumra jellemző összetett hibridizációs mechanizmusok miatt (Vitt & Caldwell 2014). Herczeg *et al.* (2016) vizsgálata alapján az Egyek-pusztakócsi mocsárrendszerre a kis tavibéka és kecskebéka által alkotott „LE” típusú populációs rendszer lehet jellemző, amely egybeesik saját megfigyeléseinkkel. A vizuális módszerekkel (nappali és esti vizuális keresés és kézi hálózás) minden faj esetében találtunk egyedeket. A kétéltűfauna

feltárása szempontjából az alkalmazott módszerek kombinációja és időzítése – tavaszi (március közepe – május eleje), nyári (június vége – július vége) és őszi (szeptember közepe – október vége) periódusok, lásd a 4. ábrán – pontosabb eredményekhez vezet a terepi kiszállások gyakoriságának növelése mellett (Sewell 2006, Garden *et al.* 2007, Mattfeldt & Grant 2007).

Az Egyek-pusztakócsi mocsarak és az azokat övező gyepek gazdag kétéltűfaunának biztosítanak élőhelyet. A gyakori, esetenként tömeges fajok közül kiemelendő a Natura 2000 jelölőfajként is számon tartott dunai tarajosgöte és vöröshasú unka, melyeknek erős állományai vannak jelen. A mocsárrendszer kétéltűi, különösen a barna ásóbéka és az előző két faj, érzékenyen reagálnak az édesvizek szennyezettségére (Wagner *et al.* 2014), ezért nagy jelentőséggel bír a mocsárrendszer területén érvényes mezőgazdasági vegyszerhasználattal kapcsolatos korlátozás. A túlzott vegyszerhasználat hatására kialakuló morfológiai elváltozások hiánya arra utalhat, hogy a mocsárrendszer egészére alacsony környezeti terhelés és szennyezés lehet jellemző (Mester *et al.* 2015a). A mocsarak természetes állapotának fenntartásában alapvető fontossággal bír a megfelelő élőhely-kezelési mód (kis intenzitású legeltetés és égetés pár évente), amely elősegítheti a kétéltűek sikeres reprodukcióját (Mester *et al.* 2015b). A csapadékhiányos, száraz évek során a mocsarak megfelelő vízutánpótlása szintén fontos a vízhez szorosabban kötődő fajok (pettyes és dunai tarajosgöte, vöröshasú unka, zöldbékák) védelme szempontjából (Semlitsch 2000, Tóth & Puky 2009, Hamer *et al.* 2016). A rekonstruált és természetes gyepek mint zöld folyosók továbbá fontos szerepet játszanak a kétéltűek mocsarak közötti diszperziójában és a szaporódóhelyekre történő vonulásában (Semlitsch 2008), ezért a gyepek védelme és megfelelő kezelése ugyancsak fontos feladat (Smith & Sutherland 2014).

Etikai nyilatkozat

Vizsgálatainkat a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság (HNPI) részvételével kivitelezett LIFE-Nature pályázat (LIFE04NAT/HU/000119, <http://life2004.hnp.hu>) After-LIFE monitoring projektjének (2009-2014) keretén belül végeztük. A terepi mintavételi módszereket, közöttük a Barber-csapdák (talajcsapdák) ízeltlábúak begyűjtésére történő alkalmazását a Tiszántúli Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség (TT KTVF) engedélyezte (engedély száma: 7901/3/2009). A talajcsapdák sajnálatos módon kétéltűeket is begyűjtöttek. Ugyanakkor a kétéltűek 80%-át csapadékos évek során (2010, 2013) fogtuk, amikor a többi vizsgálati évhez viszonyítva kimagasló volt a kétéltűek száma és vonulási aktivitása. A csapdákból talált kétéltűek közül csak néhány egyedet találtunk

élve, ezeket azonnal megtisztítottuk és szabadon engedték egy távolabbi biztonságos helyen. Az elpusztult példányokat a csapdák újratöltése során eltávolítottuk a helyszínről. A nagy időközökkel történő ellenőrzések miatt azonban biztosan nem tudhatjuk, hogy az esetlegesen bejutó kétéltűek közül valójában hány egyed volt képes élve elhagyni a csapdákat (pl. esővízzel megtelt és kihígult csapdák esetében). A kétéltűek szaporodási időszakot követő vonulási orientációja miatt (lásd például; Joly & Miaud 1993, Malmgren 2002, Semlitsch 2008) azonban valószínűsíthető, hogy a talajcsapdák a teljes állomány töredékét fogták meg csupán. Így miután a kétéltűek nem kívánatos begyűjtése és pusztulása csak az izeltlábúak fogási valószínűségének jelentős csökkentésével mérsékelhető (pl. a fedél szoros illesztése, stb.), illetve a csapdázás szüneteltetése jelentős adathiányt eredményez, ezért a HNPI a vizsgálatok folytatása mellett döntött. Ugyanakkor a talajcsapdázás hozzájárult a terület kevésbé ismert kétéltűfaunájának feltárásához és a természetvédelmi beavatkozások hatásának vizsgálatát is lehetővé tette számos állatcsoport esetében. Az így kapott eredmények rendkívül értékesek mind a hazai, mind pedig a nemzetközi természetvédelem számára.

Irodalomjegyzék

- Alroy, J. (2015): Current extinction rates of reptiles and amphibians. – *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* **112**: 13003–13008. doi: <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1508681112>
- Anthony, B. & Puky, M. (eds) (2001): *Kétéltűek hang alapján történő monitorozása*. – Central-European University, Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest, 18 p.
- Aradi, C., Gőri, S. & Lengyel, S. (2003): Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer. – In: Teplán, I. (szerk.): *A Tisza és vízrendszere*. MTA Társadalomkutató Központ, Budapest, pp. 277–298.
- Arnold, E. N. & Ovenden, D. (szerk.) (2005): *A Field Guide to the Reptiles and Amphibians of Britain and Europe*. – Collins, London, 288 p.
- Bakó, B. & Korsós, Z. (1999): A magyarországi herpetofauna U.T.M.-térképezésének felhasználási lehetőségei. – *Állattani Közlem.* **84**: 43–52.
- Beebee, T. J. C. & Griffiths, R. A. (2005): The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? – *Biol. Conserv.* **125**: 271–285. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2005.04.009>
- Collins, J. P. (2010): Amphibian decline and extinction: What we know and what we need to learn. – *Dis. Aquat. Org.* **92**: 93–99. doi: <http://dx.doi.org/10.3354/dao02307>
- Dely, O. G. (1959): Examen du Triton alpestre (*Triturus alpestris* Laurenti), spécialement en vue des populations de la Hongrie et des Carpathes. – *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* **5**: 255–315.
- Dely, O. G. (1966): Angaben über die Verbreitung des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra* L.) im Karpatenbecken. – *Vertebrata Hung.* **8**: 69–88.
- Dely, O. G. (1981): Amphibians and reptiles of the Hortobágy. – In: Mahunka, S. (szerk.): *The fauna of the Hortobágy National Park*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 387–390.
- Endes, M. (1988): A hortobágyi hal- kétéltű- és hullófauna ökológiai vizsgálata. – *Calandrella* **2**: 41–56.

- Fejérváry, G. G. (1925): Kétéltűek - Amphibia. – In: Szilády, Z. (szerk.): *Nagy-Alföldünk állatvilága*. Debreceni Tisza István tud. társ. honism. bizotts. közlem., Debrecen, pp. 138–144.
- Frost, D. R. (2017): Amphibian Species of the World: an Online Reference Version 6.0 (2017.03.15). Electronic Database accessible at <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>. American Museum of Natural History, New York, USA.
- Garden, J. G., McAlpine, C. A., Possingham, H. P. & Jones, D. N. (2007): Using multiple survey methods to detect terrestrial reptiles and mammals: what are the most successful and cost-efficient combinations? – *Wildlife Res.* **34**: 218–227. doi: <http://dx.doi.org/10.1071/WR06111>
- Glandt, D. (szerk.) (2015): *Die Amphibien und Reptilien Europas: Alle Arten im Porträt*. – Quelle & Meyer, Wiebelsheim, 550 p.
- Gubányi, A., Vörös, J., Kiss, I., Dankovics, R., Babocsay, G., Kovács, T., Molnár, P. & Somlai, T. (2010): Az alpesi tarajosgöte (*Triturus carnifex*), a dunai tarajosgöte (*T. dobrogicus*) és a vöröshasú unka (*Bombina bombina*) magyarországi elterjedésének elemzése. – *Állattani Közlem.* **95**: 253–279.
- Hamer, A. J., Heard, G. W., Urlus, J., Ricciardello, J., Schmidt, B. R., Quin, D. & Steele, W. K. (2016): Manipulating wetland hydroperiod to improve occupancy rates by an endangered amphibian: modelling management scenarios. – *J. Appl. Ecol.* **53**: 1842–1851. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12729>
- Hamer, A. J. & McDonnell, M. J. (2008): Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: A review. – *Biol. Conserv.* **141**: 2432–2449. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.020>
- Hammer, O., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. (2001): PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. – *Palaeontol. Electron.* **4**: 9.
- Herczeg, D., Vörös, J., Christiansen, D. G., Benovics, M. & Mikulíček, P. (2016): Taxonomic composition and ploidy level among European water frogs (Anura: Ranidae: Pelophylax) in eastern Hungary. – *J. Zool. Syst. Evol. Res.* **55**: 129–137. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/jzs.12158>
- Heyer, W. R., Donnelly, M. A., McDiarmid, R. W., Hayek, L. C. & Foster, M. S. (szerk.) (1994): *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*. – Smithsonian Institution Press, Washington D.C., 384 p.
- Joly, P. & Miaud, C. (1993): How does a newt find its pond? The role of chemical cues in migrating newts (*Triturus alpestris*). – *Ethol. Ecol. & Evol.* **5**: 447–455.
- Kiss, I., Bakó, B., Dankovics, R., Kovács, T. & Szénási, V. (2005): Kétéltűek és hüllők monitorozása a NBMR keretein belül 2004–2005. Kutatási jelentés, KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 97 pp.
- Kogut, N. & Padley, W. D. (1997): A method for reducing mortalities in pitfall traps. – *Transactions of the Western Section of the Wildlife Society* **33**: 75–78.
- Korsós, Z. (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer VIII. Kétéltűek és hüllők*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 48 p.
- Lengyel, S., Varga, K., Kosztyi, B., Lontay, L., Déri, E., Török, P. & Tóthmérész, B. (2012): Grassland restoration to conserve landscape-level biodiversity: a synthesis of early results from a large-scale project. – *Appl. Veg. Sci.* **15**: 264–276. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-109X.2011.01179.x>
- Magura, T., Lövei, G. L. & Tóthmérész, B. (2010): Does urbanization decrease diversity in ground beetle (Carabidae) assemblages? – *Glob. Ecol. Biogeogr.* **19**: 16–26. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00499.x>
- Malmgren, J. C. (2002): How does a newt find its way from a pond? Migration patterns after breeding and metamorphosis in great crested newts (*Triturus cristatus*) and smooth newts (*T. vulgaris*). – *Herpetol. J.* **12**: 29–35.

- Marián, M. (1963): A Közép-Tisza kétéltű és hulló világa. – In: Bálint, A. (szerk.): *Móra Ferenc Múzeum Évkönyve*. Szegedi Nyomda Vállalat, Szeged, pp. 207–231.
- Marián, M. (1966): The Herpetofauna of the Feherto (Lake Feher) near Kardoskut, Hungary. – *Vertebrata Hung.* **8**: 93–101.
- Mattfeldt, S. D. & Grant, E. H. C. (2007): Are two methods better than one? Area constrained transects and leaf litterbags for sampling stream salamanders. – *Herpetol. Rev.* **38**: 43–45.
- Méhely, L. (1904): A Mecsekhegység és a Kapela herpetológiai viszonyai. – *Állattani Közlem.* **3**: 241–289.
- Mérő, T. O., Bocz, R., Polyák, L., Horváth, G. & Lengyel, S. (2015): Local habitat management and landscape-scale restoration influence small-mammal communities in grasslands. – *Anim. Conserv.* **18**: 442–450. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/acv.12191>
- Mester, B. (2011): Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer (Hortobágyi NP) területén zajló természetvédelmi kezelések herpetofaunára gyakorolt hatásainak vizsgálata, különös tekintettel a Feketerét kétéltűfaunájára. – MSc dolgozat, Debreceni Egyetem TTK, Debrecen, 40 p.
- Mester, B., Lengyel, S. & Puky, M. (2015a): Low frequency of amphibian morphological anomalies in a large protected wetland and grassland complex in Hungary. – *Herpetol. Conserv. Biol.* **10**: 679–687.
- Mester, B., Szalai, M., Mérő, T. O., Puky, M. & Lengyel, S. (2015b): Spatiotemporally variable management by grazing and burning increases marsh diversity and benefits amphibians: A field experiment. – *Biol. Conserv.* **192**: 237–246. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.09.030>
- Nagy, G. G. & Lengyel, S. (2008): Egyek-Pusztakócs (Hortobágy) madárvilága 2004 és 2006 között: a tájrehabilitáció második ütemének kezdeti hatásai. – *Aquila* **114–115**: 9–25.
- Olson, D. H., Aanensen, D. M., Ronnenberg, K. L., Powell, C. I., Walker, S. F., Bielby, J., Garner, T. W. J., Weaver, G., The Bd Mapping, G. & Fisher, M. C. (2013): Mapping the Global Emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis*, the Amphibian Chytrid Fungus. – *PLOS ONE* **8**: e56802. doi: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0056802>
- Puky, M. (2001a): Herpetological methods: I. On the use of the road transect method in surveying amphibians with examples from different zoogeographical regions of Hungary. – *Opuscula Zool.* **33**: 75–81.
- Puky, M. (2001b): Kétéltű - hulló biodiverzitás monitoring a Szamos és a Tisza magyarországi szakaszán. – In: Röfler, J. (szerk.): *Civilek a Tiszáért*. Zöldike könyvsorozat: 9. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, pp. 202–207.
- Puky, M. (2007): Kétéltű és hulló kutatás a Magyar Dunakutató Állomáson. – In: Nosek, J. & Oertel, N. (szerk.): *“A Dunának, mely múlt, jelen s jövőnd...”*: 50 éves az MTA Magyar Dunakutató Állomása (1957-2007): szemelvények az állomás tudományos eredményeiből. MTA ÖBKI-MDÁ, Vácrátót, Göd, pp. 97–107.
- Puky, M. & Fodor, A. (2002): Occurrence of amphibian deformities along the Hungarian section of the River Danube, Tisza and Ipoly. – *Limnological Rep.* **34**: 845–852.
- Puky, M.; Schád, P. és Szövényi, G. (2005): *Magyarország herpetológiai atlasza. Herpetological atlas of Hungary*. - Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest, 207 p.
- Rácz, I. A., Déri, E., Kisfali, M., Batiz, Z., Varga, K., Szabó, G. & Lengyel, S. (2013): Early changes of orthopteran assemblages after grassland restoration: a comparison of space-for-time substitution versus repeated measures monitoring. – *Biodiv. Conserv.* **22**: 2321–2335. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-013-0466-8>
- Sanderson, E. W., Jaiteh, M., Levy, M. A., Redford, K. H., Wannebo, A. V. & Woolmer, G. (2002): The Human Footprint and the Last of the Wild. – *BioScience* **52**: 891–904. doi: [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0891:THFATL\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0891:THFATL]2.0.CO;2)

- Semlitsch, R. D. (2000): Principles for Management of Aquatic-Breeding Amphibians. – *J. Wildlife Manage.* **64**: 615–631. doi: <http://dx.doi.org/10.2307/3802732>
- Semlitsch, R. D. (2008): Differentiating Migration and Dispersal Processes for Pond-Breeding Amphibians. – *J. Wildlife Manage.* **72**: 260–267. doi: <http://dx.doi.org/10.2193/2007-082>
- Sewell, D. (2006): Detecting amphibian presence: more visits or more methods? – *FrogLog* **76**: 2–3.
- Smith, M. A. & Green, D. M. (2005): Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? – *Ecography* **28**: 110–128. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.04042.x>
- Smith, R. K. & Sutherland, W. J. (2014): *Amphibian conservation: Global evidence for the effects of interventions*. – Pelagic Publishing, Exeter, 280 p.
- Solti, B. & Varga, A. (1981): A Mátra hegység kétéltű faunája. – *Fol. Hist.-nat. Mus. Matr.* **7**: 81–101.
- Szép, T., Margóczy, K., Tóth, A. (2011): *Biodiverzitás Monitorozás*. Elektronikus tananyag. Nyíregyházi Egyetem, Nyíregyháza, 180 p.
- Szép, T. & Nagy, K. (2001): Magyarországi UTM kvadrátok térinformatikai adatbázisa a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesületnél. – *Természetvédelmi Közlem.* **9**: 31–37.
- Tóth, M. & Puky, M. (2009): Kétéltűek hangmonitorozása a Rétközi-tó térségében. – *Természetvédelmi Közlem.* **15**: 467–475.
- Vitt, L. J. & Caldwell, J. P. (2014): *Herpetology: An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles*. – Elsevier 757 p.
- Vörös, J., Kiss, I. & Puky, M. (2015): Conservation and decline of amphibians in Hungary. – In: Heatwole, H. & Wilkinson, J. W. (szerk.): *Amphibian Biology*. Pelagic Publishing, Exeter, UK, pp. 99–130.
- Vörös, J. & Major, Á. (2007): Kétéltű-populációk földrajzi szerkezete a Kárpát-medencében. – In: Forró, L. (szerk.): *A Kárpát-medence állatvilágának kialakulása. A Kárpát-medence állattani értékei és faunájának kialakulása*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 269–282.
- Wagner, N., Rödder, D., Brühl, C. A., Veith, M., Lenhardt, P. P. & Lötters, S. (2014): Evaluating the risk of pesticide exposure for amphibian species listed in Annex II of the European Union Habitats Directive. – *Biol. Conserv.* **176**: 64–70. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.05.014>

Amphibian fauna of the Egyek-Pusztakócs marsh and grassland system (Hortobágy National Park, East Hungary)

Béla Mester^{1*}, Márton Szabolcs¹, Mónika Szalai², Mihály Tóth³,
Thomas Oliver Mérő^{1,4}, Csaba Szepesváry¹, László Polyák⁵, Miklós
Puky^{6†} and Szabolcs Lengyel¹

¹MTA, Centre for Ecological Research (CER), Danube Research Institute (DRI),
Department of Tisza River Research,
H-4026 Debrecen, Bem tér 18/c, Hungary

²Körös-Maros National Park Directorate, Department of Nature Conservation and
Grants Coordination,
H-5540 Szarvas, Anna-liget 1, Hungary

³Őrségi National Park Directorate,
H-9941 Őriszentpéter, Siskaszer 26/a, Hungary

⁴Nature Protection and Study Society - NATURA,
25000 Sombor, Milana Rakića 20, Serbia

⁵BioAqua Pro Kft.,
H-4032 Debrecen, Soó Rezső utca 21, Hungary

⁶MTA CER DRI, Department of Restoration and Animal Ecology,
H-1113 Budapest, Karolina út 29, Hungary

e-mail: mester.bela@okologia.mta.hu

Accurate data on the occurrence and distribution of amphibian species are fundamental for conservation, especially in valuable areas with little previous knowledge. Here we present occurrence data for amphibian species in the Egyek-Pusztakócs marsh and grassland system (Hortobágy National Park, East Hungary). We used five methods for surveying amphibians (visual encounter surveying, acoustic monitoring, visual and acoustic surveying in transects, combined surveys, bottle traps, hand netting) in several field surveys. We observed a total of 14,362 individuals of 11 amphibian species (Common Newt, Danube Crested Newt, Fire-bellied Toad, Common Spadefoot, Common Toad, Green Toad, Common Tree Frog, Moor Frog, Pool Frog, Marsh Frog, Edible Frog). The diversity profiles of the six most intensively surveyed 2.5x2.5 km UTM cells showed no differences, indicating a homogeneous distribution of species in the marsh system. Our dataset expands the number of species detected in the two 10x10-km UTM cells covering the area by five and seven new species, respectively. We found large populations of two species (Danube Crested Newt (*Triturus dobrogicus*) and Fire-bellied Toad (*Bombina bombina*) listed on Annex II of the Habitats Directive. Landscape- and habitat-scale heterogeneity sustained by local conservation actions (grassland restoration and marsh management) can maintain diverse local amphibian assemblages, which highlights the importance of the marsh system.

Keywords: anurans, habitat management, herpetofauna, Hortobágy, monitoring, Natura 2000, reconstruction, urodeles

Dolmányos varjak (*Corvus cornix* Linnaeus, 1758) szárnybilétás jelölése Debrecenben

Paládi Petra¹, Tóth Dávid¹, Lengyel Szabolcs², Juhász Lajos¹ és
Kövér László¹

¹Debreceni Egyetem, Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási
Kar, Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék,
4032 Debrecen, Böszörményi út 138.

²Magyar Tudományos Akadémia, Ökológiai Kutatóközpont, Duna-kutató Intézet, Tisza-
kutató Osztály,
4026 Debrecen, Bem tér 18/C
e-mail: paladi17@gmail.com

Összefoglaló: A Debreceni Egyetem Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszéke 2006 óta foglalkozik városi környezetben előforduló varjúféllel, kiemelt figyelmet fordítva a dolmányos varjúra (*Corvus cornix* L. 1758), amely jelentős állománynövekedése számos problémát okoz mind a városi madárfauna (pl. fészekfosztogatás), mind a lakosság szempontjából (zajongás, rongálás, agresszió). Mindezek tükrében elképzelhető, hogy a jövőben szükségessé válhat városi állományszabályozásuk, amelyre megoldást különböző élvefogó ládacsapdák alkalmazása jelenthet. A Tanszéken 2016 novemberében elindult egy csapdázási kísérlet, melynek célja egyrészt a varjúfélék esetében releváns csapda-típusok (létrás csapda, Larsen csapda, svéd csapda) hatékonyságának vizsgálata, másrészt a csapdázás során befogott madarak egyedileg történő megjelölése, majd nyomon követése volt. Utóbbi célja, hogy többet megtudjunk a varjak városon belüli mozgásáról, területhűségéről, túléléséről. A dolmányos varjak esetében a jelölés egyedi sorszámmal ellátott szárnybilétákkal történt. A bilétákat a szárny patagium részébe rögzítettük juhoknál alkalmazott füljelző krotáliák segítségével. A több mint 100 csapdanap alatt 28 dolmányos varjat fogtunk, továbbá jelentős számú vetési varjú (*Corvus frugilegus* L. 1758) is a csapdáinkba került. A 28 jelölt dolmányos varjú közül novembertől márciusig terjedő időszakban 26 egyedről több mint 250 visszajelzést kaptunk. Előzetes eredményeink alapján a dolmányos varjak területhűek, mivel az észlelések szinte minden esetben a gyűrűzés helyének közvetlen környezetéből származtak. A legtávolabbi visszajelzés 4 km-ről érkezett. A jelölt varjak gyakran tűnnek fel csoportosan, volt rá példa, hogy 16 szárnybilétás egyed egy időben tartózkodott egy helyen. A szárnybilétás jelölés hatékonynak bizonyul, mivel a bilétás egyedek nagyobb távolságról is könnyen észrevehetőek, szemben a csak színes gyűrűvel jelölt madarakkal.

Kulcsszavak: dolmányos varjú, *Corvus cornix*, városi környezet, szárnybiléta, csapdázás

Bevezetés

A varjúfélék már az ősi időktől kezdve előfordultak városi környezetben. A 18. és 19. században populációik hanyatlása volt megfigyelhető, a 19. század végétől azonban tendenciózusan nőtt egyedszámuk az urbánus élettereiken (Vrezec 2010). Napjainkban több varjófaj tekinthető gyakorinak Európai városokban (Vogrin 2003, Mazgajski *et al.* 2008, Juhász *et al.* 2009, Kövér *et al.* 2015). A városiasodás számos tényezővel magyarázható. A települések változatos élőhelyeikkel kiváló életfeltételeket biztosítanak a varjak számára is: úgy, mint megfelelő költőhelyek, állandó táplálékforrások (Vuorisalo *et al.* 2003). Fontos szempont még, hogy városi környezetben kisebb mértékű az adult egyedek predációja (Anderies *et al.* 2007), továbbá egyes urbanizálódott fajok rezisztensek lehetnek különböző parazitákkal szemben is (Møller 2009). A varjúfélék széleskörű elterjedése és nagymértékű városiasodása köszönhető továbbá kiemelkedő alkalmazkodóképességüknek, ökológiai rugalmasságuknak (Emery & Clayton 2004, Kövér *et al.* 2015). A dolmányos varjú debreceni fészkeléséről 1959 óta beszélhetünk (Juhász 1983), ezután azonban közel 20 évig nem történt költési próbálkozás. 1972-ben (Fintha 1994), majd 1979-ben jelent meg újra, azóta pedig általánosan előforduló, állandóan jelenlévő költőfajnak tekinthető (Juhász *et al.* 2009).

A DE MÉK Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszéken az utóbbi években többretű kutatás folyik a fajjal kapcsolatban; ilyen például a fészkek-monitoring (Kövért *et al.* 2015), a színes gyűrűs jelölési program (Kövért & Juhász 2012), 2014 óta pedig egy csapdázási kísérlet is elindult (Kövért *et al.* 2017, in press). A nyolc éven keresztül folyó fészkelő-állomány felméréséből kiderült, hogy a városban élő dolmányos varjak száma az elmúlt évtizedben drasztikusan növekedett, amely számos problémát vet fel mind a városi fauna, mind a lakosság tekintetében. Más madarak fészkelőhelyeit rabolják ki (Amar & Burthe 2001), fészkekből kirepült fiókákat is zsákmányolhatnak, sőt az is előfordult már, hogy a varjak összehangoltan zsákmányoltak parlagi galambokat (Kőszegfalvi 2008). Problémát okozhat még zajongásuk (Raatikainen *et al.* 1989), rongálásuk, esetleges kórokozók terjesztésében betöltött szerepük (Gremmel 1988), továbbá egyre gyakrabban előforduló agresszív viselkedésük is. Mindezek tükrében indokolt a faj egyre szélesebb körű tanulmányozása mind életmód, mind pedig terjeszkedés szempontjából, emellett elképzelhető, hogy a dolmányos varjak városi állomány-szabályozására is szükség lehet.

Fent említettekhez járul hozzá a Tanszék 2016 őszén újraindult csapdázási kísérlete. Ennek egyik célja a különböző típusú élvefogó lácacsapdák sikerességének vizsgálata városi környezetben. A varjak gyakran különböző kutatások alanyai – pl. etológiai (Holzhaider *et al.* 2011) –, ezért sikeres csapdázásuk, egyedi jelölésük és vizsgálatuk kiemelkedő fontosságú. Az élvefogó csapdák alkal-

mazása a városi állományszabályozás egyik módja is lehet. A varjak befogása azonban nehéz feladat, köszönhetően a varjufélék nagymértékű intelligenciájának (Bub 1995). Jelen kutatás egy módszercsalád első hazai alkalmazása a dolmányos varjakon, eredményességének tesztelése. Az eredmények mind a természetvédelemben, mind a városi vadgazdálkodásban felhasználhatók.

A kutatás másik célkitűzése a dolmányos varjak városon belüli mozgásának, területhűségének tanulmányozása, melyekről jelenleg kevés információ áll rendelkezésünkre. A madarak mozgásmintázatának felméréséhez elengedhetetlen az egyedileg történő megjelölésük, majd a jelölt egyedek előre meghatározott metódika alapján történő nyomon követése.

Módszerek

Csapdázás

A csapdázási kísérlet 4 hónapon keresztül, 2016 novembertől 2017 február végéig tartott. Helyszínül a Debreceni Egyetem Böszörményi úti Campusának területe szolgált, ahol nagy számban figyelhetünk meg különböző varjuféleket: dolmányos varjú, szarka (*Pica pica* L. 1758), szajkó (*Garrulus glandarius* L. 1758), téli időszakban pedig jelentős a vetési varjak száma. A Campus hátsó, emberi zavarástól és forgalomtól kevésbé érintett része kiváló helyszínt biztosított a csapdázáshoz (1. ábra). Itt található például a Campus botanikus kertje, a Farmer Expo megrendezésére szolgáló nagy kiterjedésű füves terület és több kisebb, körbekerített egység, mint a Kertészet területe is. Csapdaparkunk hét, varjufélék esetében releváns csapdából állt: egy létrás csapdából, két svéd csapdából, továbbá két Larsen- oldalajtós és két Larsen- felsőajtós csapdából (1. függelék az Online Függelékben [OF]). Az általunk épített létrás csapda $2 \times 2 \times 2,5$ méteres méretekkel rendelkezett, a beugró nyílás 20×16 cm-es volt. A Larsen csapdák standard méretűek ($80 \times 80 \times 50$ cm) voltak, csakúgy, mint a svéd csapdák. A csapdák egymástól kb. 25 méterre lettek elhelyezve. A létrás csapda helye állandó volt, a ládacsapdák azonban hetente rotálva lettek. A csapdák csalifalattal (kenyér) voltak ellátva, ezenkívül a létrás csapdába, illetve minden páros csapda egyikébe csalimadár (dolmányos varjú) is került (2. ábra). A csapdák ellenőrzése, továbbá a csalimadarak étellel és friss vízzel való ellátása minden esetben sötétedés után történt, így elkerülve azt, hogy a varjak összekössék a csapdákat az emberrel. A befogott egyedek az éjszakát zsákokban, védett helyen töltötték, mert a nappali elengedésük biztonságosabb. A csapdázást követő napon a madarak biometriai adatfelvételezése (pl. tömeg, testhossz, fejhossz, csőrhossz, stb.) után egyedileg kerültek megjelölésre, majd pedig elengedésre.



1. ábra. A csapdázás helyszíne a Debreceni Egyetem Böszörményi úti Campusa területén.

Jelölés

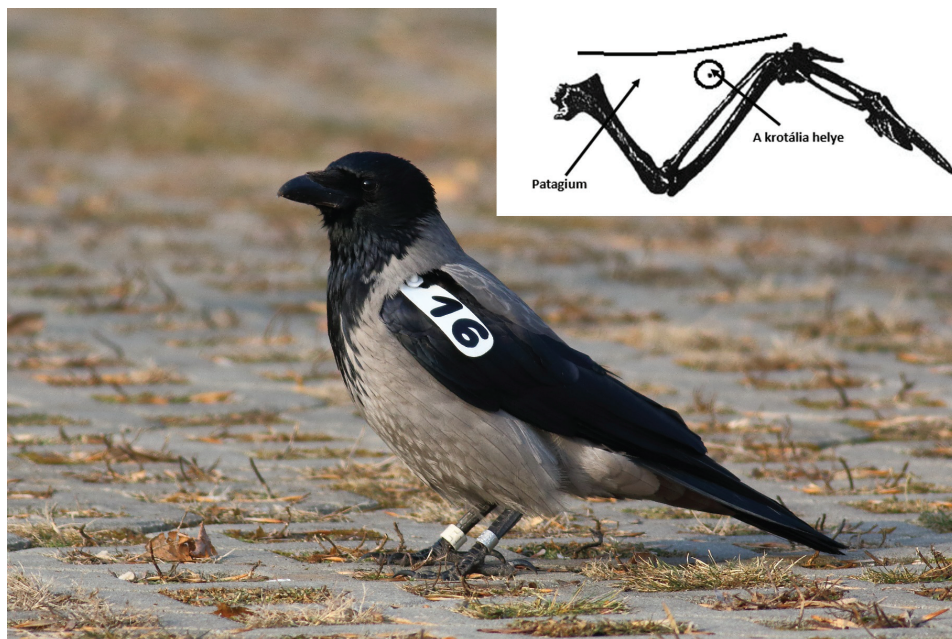
Minden dolmányos varjú bal csüdjére hagyományos alumínium gyűrű, a jobbra pedig fehér műanyag gyűrű került. Ezenkívül minden madár szárnybilétát is kapott (2. függelék az Online Függelékben [OF]). A jelölés ezen típusa hatékonyabb a színes gyűrűs jelöléssel szemben, mivel a bilétával jelölt madarak nagy távolságról is észrevehetőek és egyedileg beazonosíthatók. A színes gyűrűket sok esetben még távcsővel sem lehet leolvasni. A szárnybiléták alkalmazása tartósabb, megfelelően felhelyezve minimális a bilétaveszteség, míg a színes gyűrűket a madarak gyakran elhagyják, leszedik. Számos faj esetében történt már szárnybilétás jelölés, többek között kistestű énekesmadaraknál, mint rigók, seregélyek vagy szajkók (Hester 1963), gatyás ölyveknél (Watson 1985), szirti sasoknál (Phillips *et al.* 1991), vagy keselyűknél (Wallace *et al.* 1980, Sweeney *et al.* 1985, Reading *et al.* 2014). Magyarországon Dr. Tóth László alkalmazza ezt a módszert barna rétihéjánál (Tóth 2006). A szárnybilétával történő jelölés negatív hatásairól nincsenek közlések, tapasztalatok; vélhetően minimális, ugyanis nem befolyásolják a



2. ábra. A csapdák elhelyezkedése a csapdázási területen

repülést, az egyedek viselkedését, nem okoznak sérülést, felhelyezésük nem okoz **fájdalmat** sem. Varjúfélék esetében is használták már a jelölés ezen fajtáját, például hollóknál (Stiehl 1983, Loretto *et al.* 2015), és rövidcsőrű varjaknál (Caffrey 2000). A biléták felhelyezése több módon történhet. Egyik lehetőség a biléta humerus köré történő rögzítése (Morgenweck & Marshall 1977). Ennek hátránya, hogy kevésbé tartós, lazán felhelyezve elfordulhat a szárny körül, túl szorosan pedig duzzanatot okozhat (Curtis *et al.* 1983). Egy másik, gyakrabban alkalmazott módszer a szárnybiléta patagiumon keresztül történő rögzítése (Mudge & Ferns 1978, Stiehl 1983). A biléta felhelyezésére többféle módszert alkalmaznak: használhatnak például vékony műanyag húrt (Caffrey 2000), rozsdamentes acél tűt (Mudge & Ferns 1978), fém szegecsket (Stiehl 1983), vagy különböző füljelző krotáliákat (Reading *et al.* 2014). A rögzítés ezen típusai sokkal tartósabb jelölést eredményeznek.

Jelen kutatásban a bilétákat Dr. Tóth László (Eszterházy Károly Egyetem) útmutatásai szerint, juhoknál alkalmazott füljelző krotáliák segítségével rögzítettük a patagiumba (Tóth 2006) (3. ábra).



3. ábra. Szárnybilétával jelölt dolmányos varjú (fotó: Dr. Gyüre Péter). A biléta helye a patagiumban (forrás: Caffrey 2000).

A jelölés során a bal-, illetve a jobb szárnyra is egy-egy fehér színű, egyedi sorszámossal ellátott biléta került (3. függelék az Online Függelékben [OF]). A szárnybiléta 10,5×2,5 cm-es, anyaga fehér ponyvaanyag, amelyre fekete színnel egy kétjegyű szám került. A biléta felhelyezése fájdalommentes, és nem befolyásolja negatívan a madarak repülését. Az EURING színes gyűrűs munkacsoportjával az egyeztetés megtörtént, programunk a honlapjukon megtalálható (<http://www.cr-birding.org/node/4350>).

Visszakeresés

Meghatározott útvonalakon megfigyelési pontok kerültek kijelölésre, melyeken hetente többször történik az adatfelvétel. A pontok kijelölésénél a legfőbb szempont az állandó táplálékforrás megléte volt (pl. állatkerti állatok tápláléka, galambok, macskák állandó etetése), amely feltételezi a varjak gyakori megjelenését. Két különböző útvonalat jelöltünk ki: egy rövidebbet, amely a Böszörményi úti Campus környékét fedi le. Itt két pont található, a Kertészet területe, ahol a csapdapark is létesítésre került, továbbá a Farmer Expo helyszínéül szolgáló füves terület. Ezen az útvonalon heti négyszer történik adatfelvétel. A másik, hosszabb (~ 10 km) útvonal Debrecen északi városrészében fut: DEAC Sportcentrum, Bé-

kás-tó, Nagyerdei Kultúrpark (Állatkert), Oláh Gábor utcai sporttelep, továbbá a Debreceni Egyetem Kassai úti Campusa. Itt heti két felmérést végzünk. Az észlelések pontos időpontját, valamint a jelölt madarak GPS koordinátáit minden esetben rögzítjük. A program továbbá a helyi sajtóban, közösségi oldalakon, rádióban is meghirdetésre került, ennek eredményeképpen önkéntesektől is nagy számban érkeznek visszajelzések, sok esetben fotókkal és videókkal.

Előzetes eredmények

Több, mint 100 csapdanap során 28 dolmányos varjat fogtunk, ezek mindegyike fiatal, 1. éves madár. A dolmányos varjak kora elsősorban a csőr és a nyelv színe alapján határozható meg: fiatal korban ezek döntően rózsaszínűek, a kor előrehaladtával azonban egyre inkább feketévé válnak (O'Donoghue *et al.* 1998). Mivel nem beszélhetünk látható ivari dimorfizmusról, a madarak nemét a gyűrűzés során nem tudtuk megállapítani, erre a későbbiekben kerül sor a biometriai adatfelvétel során vett tollminták vizsgálatával. A dolmányos varjakon kívül több mint 250 vetési varjú, 2 csóka (*Corvus monedula* L. 1758), 2 szarka, 2 széncinege (*Parus major* L. 1758), 1 kékcinege (*Cyanistes caeruleus* L. 1758), 5 feketerigó (*Turdus merula* L. 1758) és 1 vörös mókus (*Sciurus vulgaris* L. 1758) is csapdáinkba került. Ezek alapján kijelenthető, hogy a csapdák viszonylag szelektívek és használatuk mindenképpen hatékony módszer varjufélék befogására városi környezetben. A befogott 28 dolmányos varjú mindegyikére került szárnybiléta, közülük 26 egyedről eddig több mint 250 visszajelzés áll a rendelkezésünkre. Ezek döntő többségét (~ 65%) a városból érkező visszajelzések alkotják, melyek a visszakeresések során gyűjtött adatokból, továbbá az önkéntesektől érkező visszajelzésekből tevődnek össze. Az eddigi adatok alapján elmondható, hogy a dolmányos varjak területhűek, mert a visszajelzések nagy része a gyűrűzés helyének közvetlen környezetéből származik. A gyűrűzés helyétől számított legtávolabbi visszajelzés közel 4 km-ről érkezett. A jelölt egyedek leggyakrabban a Böszörményi úti Campus területén, a Doberdó út környékén, illetve a Nagyerdei Kultúrparkban és környékén jelennek meg. A varjak gyakori előfordulása ezen a területen az állandó táplálékforrás jelenlétével magyarázható. Gyakran előfordul, hogy a jelölt madarak együtt mozognak. Egy alkalommal a Nagyerdei Stadionnál gyülekező több százas dolmányos varjú csapatban 16 általunk jelölt egyedet számoltunk össze. Ez a csoportos mozgás minden valószínűség szerint meg fog szünni a tavaszi időszakban, amikor az idősebb madarak már párban, revírjuket védelmezve fognak élni. Az is előfordult, hogy bizonyos egyedek rövid időn belül jelentősebb távolságot tettek meg. Erre jó példa a 21-es számú egyed,

amely először a Tóócskertben tűnt fel, majd rövid időt követően az Állatkertnél jelentették, közel 4,5 km-rel távolabb (4. ábra).

A varjak pontos mozgásának felmérésére GPS jeladós jelölés jelentene megoldást, mivel így egzakt módon követhető lenne az egyes egyedek mozgása. A városból érkező visszajelzések mellett csapdával is történtek visszafogások, erre a csapdázás időtartama alatt 9 egyed esetében mintegy 100 alkalommal került sor. Itt említést érdemel egy csapdafüggővé vált madár, amely több mint 30 alkalommal került visszafogásra, szinte kivétel nélkül a létrás csapdából. Ez a viselkedés valószínűleg az állandó táplálék jelenlétével magyarázható.



4. ábra. A 21-es egyed mozgása (n=2).

Értékelés

A terepi munkák során tapasztalatokat szereztünk, az elért eredmények kutatás-módszertan tekintetében is jelentősek. Kijelenthető, hogy az élvefogó lácspadák használata hatékony módja a varjufélék befogásának városi környezetben is. A csapdázás február utolsó napjáig tartott, mivel utána kíméleti időszak van a vadászható varjufajokra, a jelölt egyedek nyomon követése azonban egész évben folytatódik. A tavasz nagy valószínűséggel további érdekességeket hoz, mivel a szaporodási időszakban beállt revírek miatt változni fog madarak mozgásmintázata.

Előzetes eredményeink alapján megállapítható, hogy a szárnybiléták használata hatékony módja a dolmányos varjak jelölésének, alkalmazásuk eredményes lehet akár más varjufélék esetében is.

Köszönetnyilvánítás – Ezúton is köszönetünket fejezzük ki Dr. Tóth László tanár úrnak (Eszterházy Károly Egyetem) a szárnybilétás metodika elsajátításában nyújtott segítségével. Továbbá Dudás Miklósnak, a Hortobágyi Nemzeti Park nyugalmazott természetvédelmi őrének hasznos tanácsaiért; Oláh Jánosnak és Nagy Zsoltnak a jelölés anyagául szolgáló eszközök beszerzésében történő közreműködésükért. Köszönet illeti Tóth Norbertet és Varga Sámuel Zsoltot a csapdák elkészítésében és a csapdapark kialakításában nyújtott segítségükért; a Debreceni Egyetem Böszörményi úti Campus Kertészetét a csapdázás helyszínének biztosításáért; továbbá a Nagyerdei Kultúrparkot. Köszönettel tartozunk a jelölt egyedek önkéntes visszajelzőinek: Bagi Zoltán, Bárdos Tibor, Bozsódi Dóra, Dudar Zsuzsa, Fejes Ferenc, Ferenc Viktória, Géczy Lászlóné, Godó Laura, Dr. Gyüre Péter, Juhász Orsolya, Juhász Tamás, Kiss Csilla, Dr. Kozák Lajos, Kurucz Viktória, Lendvai Ádám, Lenner Ádám, Leskó János, Leskó Jánosné, Dr. Nagy Sándor, Péter Miklós, Pinczés Sarolta, Pitó Andor, Pócsik Richárd, Polonkai László, Sándor Andrea, Sonkoly Judit, Soós Zoltán, Szarka-Kányási Viktória Éva, Szathmári Judit, Szemán Karola, Tohol Éva, Tóth Emese, Tóth Norbert, Ujvárosiné Széll Ágnes, Varga Sámuel Zsolt, Vékás József, Veszelinov Ottó, Vizi Nóra.

Irodalomjegyzék

- Amar, A. & Burthe, S. (2001): Observations of predation of *Hen Harrier* nestling by *Hooded Crows* in Orkney. – *Scottish Birds* **22**: 65–66.
- Anderies, J. M., Katti, M. & Shochat, E. (2007): Living in the city: Resource availability, predation, and bird population dynamics in urban areas. – *J Theor Biol.* **247**: 36–49. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jtbi.2007.01.030>
- Bub, H. (1995): *Bird Trapping and Bird Banding*. – Cornell University Press, Ithaca, New York, 330 p.
- Caffrey, C. (2000): Marking crows. – *North American Bird Bander* **10**: 146–150.
- Curtis, P. D., Braun, C. E. & Ryder, R. A. (1983): Wing markers: visibility, wear, and effects on survival of *band-tailed pigeons*. – *J. Field Ornithol.* **54**: 351–356.
- Emery, N. J. & Clayton, N. S. (2004): The Mentality of Crows: Convergent Evolution of Intelligence in Corvids and Apes. – *Science* **306**: 1903–1907. doi: <http://dx.doi.org/10.1126/science.1098410>
- Fintha, I. (1994): A *dolmányos varjú* (*Corvus cornix*) életformájának átalakulása az utóbbi években. – *Madártani tájékoztató* 1994. júl.-dec.: 23–24.
- Gremmel, A. (1988): *Understanding crow damage control*. – Cooperative Extension Service, Kansas State University.
- Hester, A. E. (1963): A plastic wing tag for individual identification of passerine birds. – *Bird-Banding* **34**: 213–217.
- Holzhaider, J. C., Sibley, M. D., Taylor, A. H., Singh, P. J., Gray, R. D. & Hunt, G. R. (2011): The social structure of New Caledonian crows. – *Anim. Behav.* **81**: 83–92.

- Juhász, L. (1983): *Debrecen város ornithofaunájának faunisztikai és synökológiai vizsgálata*. - Egyetemi doktori értekezés, KLTE, Debrecen
- Juhász, L., Kövér, L. & Gyüre P. (2009): *The urbanization of the Hooded Crow (Corvus cornix L.) in Debrecen (Hungary)*. – II. European Congress of Conservation Biology, Prague 2009, Book of Abstracts, 227 p.
- Köszegfalvi, T. (2008): *Dolmányos varjak (Corvus corone) galambvadászata*. – *Aquila*, **114/115**: 171.
- Kövér, L., Gyüre, P., Balogh, P., Huettmann, F., Lengyel, Sz. & Juhász, L. (2015): Recent colonization and nest site selection of the *Hooded Crow (Corvus corone cornix L.)* in an urban environment. – *Landscape Urban Plan.* **133**: 78–86. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.09.008>
- Kövér, L. & Juhász, L. (2012): A *dolmányos varjú (Corvus cornix L.)* színes gyűrűs jelölésének módszertana és az előzetes eredmények. – *Agrártudományi Közlem.* **2012/48**: 43–48.
- Kövér, L., Tóth, N., Lengyel, Sz. & Juhász, L. (2017): Corvid control in urban environments: a comparison of trap types. – *North-West J Zool.*, in press.
- Loretto, M. C., Reimann, S., Schuster, R., Graulich, D. & Bugnyar, T. (2015): Shared space, individually used: spatial behaviour of non-breeding ravens (*Corvus corax*) close to a permanent anthropogenic food source. – *J. Field Ornithol.* **157**: 439–450. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s10336-015-1289-z>
- Mazgajski, T. D., Żmihorski, M., Halba, R. & Woźniak A. (2008): Long-term population trends of corvids wintering in urban parks in central Poland. – *Pol. J. Ecol.* **56**: 521–526.
- Møller, A. P. (2009): Successful city dwellers: a comparative study of the ecological characteristics of urban birds in the Western Palearctic. – *Oecologia* **159**: 849–959. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-008-1259-8>
- Morgenweck, R. O. & Marshall, W. H. (1977): Wing marker for *American Woodcock*. – *Bird-Banding* **48**: 224–227.
- Mudge, G. P. & Ferns P. N. (1978): Durability of patagial tags on *Herring Gulls*. – *Ringling & Migration* **2**: 42–45. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/03078698.1978.9673734>
- O'Donoghue, P. D., Cross, T. F. & O'Halloran J. (1998): Bill colour as an ageing technique in the Hooded Crow *Corvus corone cornix*: A cautionary note. – *Ringling & Migration* **19**: 1–4. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/03078698.1998.9674153>
- Phillips, R. L., Cummings, J. L. – Berry, J. D. (1991): Effects of patagial markers on the nesting success of *Golden Eagles*. – *Wildl. Soc. Bull.* **19**: 434–436.
- Raatikainen, M., (1989): Variksen ja naakan talvipäivän pituus ja käyttö Jyväskylässä. – *Keski Suomen Linnut*, **14**: 72–81.
- Reading, R. P., Maude, G., Hancock, P., Kenny, D. E. & Garbett, R. (2014): Comparing different types of patagial tags for use on vultures. – *Vulture News, The Journal of the IUCN Vulture Specialist Group*, **67**: 33–42. doi: <http://dx.doi.org/10.4314/vulnew.v65i1.3>
- Stiehl, R. B. (1983): A New Attachment Method for Patagial Tags. – *J. Field Ornithol.* **54**: 326–328.
- Sweeney, T. M., Fraser, J. D. & Coleman, J. S. (1985): Further evaluation of marking methods for *Black and Turkey Vultures*. – *J. Field Ornithol.* **56**: 251–257.
- Tóth, L. (2006): *Barna rétihéjék* jelölése váll-lapokkal. – *Heliaca* **2004**: 69–70.
- Vogrin, M. (2003): *Common Magpie Pica pica, Western Jackdaw Corvus monedula and Hooded Crow Corvus cornix* in Some Towns in North-eastern Slovenia (Central Europe). – *Online J. Biolog. Sci.* **3**: 688–693.
- Vrezec, A. (2010): Historical occurrence of the Hooded/Carrion Crow (*Corvus cornix/corone*) in urban areas of Europe with emphasis on Slovenia. – *Annales Ser. Hist. Nat.* **20**: 131–140.

- Vuorisalo, T., Andersson, H., Hugg, T., Lahtinen, R., Laaksonen, H. & Lehtonen, E. (2003): Urban development from an avian perspective: Causes of *hooded crow* (*Corvus corone cornix*) urbanisation in two Finnish cities. – *Landscape Urban Plan.* **62**: 69–87. doi: [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00124-X](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00124-X)
- Wallace, M. P., Parker, P. G. & Temple, S. A. (1980): An evaluation of patagial markers for cathartid vultures. – *J. Field Ornithol.* **51**: 309–428.
- Watson, J. W. (1985): Trapping, Marking and Radio-Monitoring Rough-Legged Hawks. – *North American Bird Bander* **10**: 9–10.

Függelék:

A cikkhez tartozó Online Függelékek a folyóirat honlapján találhatóak.

Függelék 1: A csapdázási kísérlet során alkalmazott csapdatípusok

Függelék 2: Szárnybilétával jelölt dolmányos varjak

Függelék 3: A biléták felhelyezésének metodikája

Marking Hooded crows (*Corvus cornix* L.) with wing-tags in Debrecen, Hungary

Petra Paládi¹, Dávid Tóth¹, Szabolcs Lengyel², Lajos Juhász¹ and László Kövér¹

¹*University of Debrecen, Faculty of the Agricultural and Food Sciences and Environmental Management, Department of Nature Conservation, Zoology and Game Management,*

H-4032 Debrecen, Böszörményi út 138, Hungary

²*MTA OK, Danube Research Institute, Department of Tisza Research H-4026 Debrecen, Bem tér 18/C, Hungary*

e-mail: paladi17@gmail.com

The Department of Nature Conservation, Zoology and Game Management of the Faculty of Agricultural, Food Sciences and Environmental Management of the University of Debrecen has been paying attention to crows which occur in urban environment since 2006. Especially in case of the Hooded Crows (*Corvus cornix* L. 1758) as its significant population growth causes several problems both in urban avifauna (nest predation) and also for the human (riot, abuse, aggression). Reflecting this, it is conceivable that their urban population control is necessary, catching Hooded Crows with live traps can be a solution. The first steps began in November of 2016 when the Department carried out a trapping experiment, and examined four types of live catching corvid traps to compare them, and test their effectiveness in an urban habitat. The aim of this study was also to mark the captured birds individually, and observe their movements around the city. Thanks to this, we can learn more about their motion patterns, area fidelity and their survival. We marked Hooded Crows with white wing-tags with unique black numbers written on them. Tags were attached to the patagium with ear tags (which is used successfully on sheep). During more than 100 trap-days we captured 28 Hooded Crows, and several Rooks (*Corvus frugilegus* L. 1758). Out of 28 marked Hooded Crows we obtained data about 26 individuals, this means more than 250 records. According to preliminary results the Hooded Crows are loyal to their territories, since most of the feedbacks arrived from the area of the ringing site. The longest known distance covered by a bird was 4 km. Marked crows often move in groups, one time we counted 16 marked individuals in the same flock. Using wing-tags seems to be an effective way to mark Hooded Crows, since marked individuals are easy to spot and identify, even from greater distances, compared to birds which were only marked with coloured rings.

Keywords: Hooded Crow, *Corvus cornix*, urban habitat, wing-tag, patagial-tag, trapping

A kétszárnyúakhoz (Diptera) kötődő ökoszisztéma-szolgáltatások

Soltész Zoltán^{1,2}

¹MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, „Lendület”
Ökoszisztéma-Szolgáltatás Kutatócsoport
2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.

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

e-mail: soltesz@entomologia.hu, soltesz.zoltan@okologia.mta.hu

Összefoglaló: Az ökoszisztéma-szolgáltatások kutatása napjaink egyik legfelkapottabb témájának számít. Sokan úgy vélik, hogy e fogalmon keresztül lehet a döntéshozóknak megmutatni az egyes fajok által képviselt értékeket. A rovarok által nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatások kapcsán a legtöbb embernek a háziméh jut eszébe, de a többi nagy rovarrend képviselőinek, közöttük a kétszárnyúaknak (Diptera) a szerepe is jelentős. Ebben a cikkben bemutatásra kerül, miért lehetnek hasznosak az ember számára a legyek és a szúnyogok.

Kulcsszavak: pollináció, biológiai védekezés, dekompozíció, orvosi entomológia, igazságügyi entomológia, bioindikáció

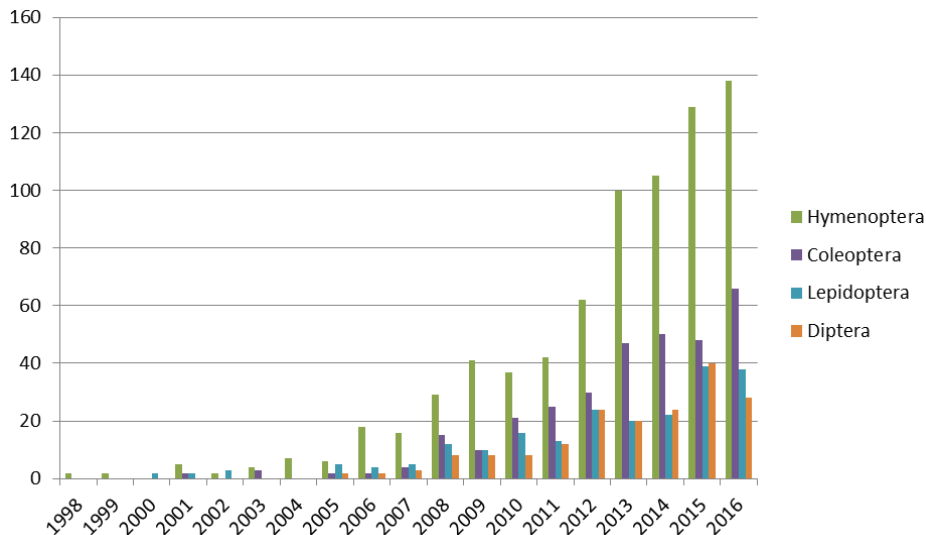
Bevezetés

Ökoszisztéma-szolgáltatások definíciót már sokan megfogalmazták, de talán legjobban az alábbi értelmezés érthető meg. Ökoszisztéma-szolgáltatások néven nevezük azokat az “előnyöket és hasznokat”, amelyeket az emberiség az élővilágtól kap (Báldi 2011, Díaz *et al.* 2015). Az ökoszisztéma-szolgáltatások vizsgálatánál, ugyanúgy fajokkal és interakcióikkal foglalkozunk, mint az ökológiai, diverzitás-, szünfenobiológiai vizsgálatoknál, csak a megközelítés más. Itt az egyes fajoknak, élőhelyeknek, folyamatoknak aszerint adunk egyfajta értéket, hogy mennyire, vagy inkább egyáltalán hasznos-e az ember számára. Talán ezzel a szemléletmóddal jobban meg lehet értetni az emberekkel és a döntéshozókkal, miért is fontos a diverzitás, azaz, hogy fajok, élőhelyek fennmaradjanak.

Az Általános Nemzetközi Ökoszisztéma-szolgáltatás Osztályozási Rendszer (Common International Classification of Ecosystem Services <http://cices.eu/>) ökoszisztéma-szolgáltatásokat három fő kategóriába sorolja:

- I. Fenntartó és szabályozó szolgáltatások
- II. Ellátó szolgáltatások
- III. Kultúrális szolgáltatások

A három fő csoport mindegyikében találunk kétszárnyúakra vonatkozó példákat. A kétszárnyúakhoz kapcsolódó ökoszisztéma-szolgáltatásokat eme csoportosítás mentén fogom tárgyalni. A cikk célja, hogy a legyek ökoszisztéma-szolgáltatásokban betöltött szerepét bemutassa. Ez azért lényeges, mert a Földön élő rovarok közül a legtöbb faj mindösszesen négy nagy rendhez tartozik: Coleoptera (bogarak), Lepidoptera (lepkék), Hymenoptera (hangyák, darazsak, méhek) és Diptera (kétszárnyúak: legyek és szúnyogok). A kétszárnyúak fajgazdagság tekintetében is az egyik legnagyobb, gyakorlati jelentőségét tekintve pedig bizonyosan a legfontosabb rovarcsoport. Az eddig leírt Diptera fajok száma körülbelül 160 ezer, de a ma élő légy és szúnyogfajok számát nagyjából 400 ezer és 800 ezer közöttire becsülik (Marshall 2012). Ennek ellenére az ökoszisztéma-szolgáltatások szakirodalmában alulreprezentált a Diptera fajok szerepe a többi három nagy rovarrendhez képest (1. ábra). Hazánkban kevesen foglalkoztak a kétszárnyúak által



1. ábra. Az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal és a négy rovarrenddel foglalkozó cikkek száma évenként a Web of Science alapján (kereső kifejezés: „ecosystem service* and Diptera/Hymenoptera/Coleoptera/Lepidoptera”, dátum: 2017. március 30., időszak: 1998–2016).

nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatásokkal. A hazai 115 légy családból a zengőlegyeket kutatták a legtöbbet e témában, a többi család által nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatást csak érintőlegesen vizsgálták.

I. Fenntartó és szabályozó szolgáltatások

Pollináció

A kétszárnyúak jelentősen hozzájárultak a növények diverzitásához, mert számos pollinációs rendszerben és hálózatban jelentős szerepük van (Szymank *et al.* 2008). Ezek az állatok ott voltak az első zárvatermők beporzói között, és befolyásolhatták a növények korai diverzifikációját (Labandeira 1998).

A legyek és szúnyogok azért látogatják a virágokat, hogy energiához (nektár) és fehérjéhez (pollen) jussanak, továbbá egyes virágok párzási találkozási helyek is egyben (Kearns 2002, Kevan 2002). A kétszárnyúak ma is ott vannak a leggyakoribb viráglátogató rovarok között (Free 1993). Ezek az állatok általában kevésbé szőrösek, mint a hártáasszárnyúak, és a legtöbb faj nem rendelkezik speciális pollenszállító képlettel. Mindezek ellenére a virágpor azért számos kétszárnyú faj testén megtapad, és néhány fajnál megfigyelhetőek az elülső láb módosulásai, amelyek lehetővé teszik számukra, hogy összegyűjtsék a pollent (Holloway 1976, Neff *et al.* 2003). A kétszárnyúak nem annyira következetes viráglátogatók, mint a méhek, de még a nem pollenre/nektárra specializálódott viráglátogató legyek is jelentős mértékben hozzájárulnak a növények szaporodási sikeréhez (Kearns 2001, Kevan 2002). A kétszárnyúak által végzett beporzás jelentős számos fontos növénykultúránál, a mérsékelt övben (pl.: alma, eper, hagyma, karfiol, mustár, póréhagyma, sárgarépa) és a trópusokon (kakaó, kasszava, kesudió, mangó, tea) (Heath 1982, Hansen 1983, Clement *et al.* 2007, Mitra & Banerjee 2007). A kétszárnyúak nélkül nem lenne csokoládé, mert a kakaó beporzását kizárólag törpeszúnyogok (Ceratopogonidae) végzik, különösen a *Forcipomyia* nemzetség fajtái (Young 1986, 2007). Egyre több virágos növényenél mutatják ki, hogy a kétszárnyúak a kizárólagos beporzói. Nagyon speciális extrém példákat is találunk: az európai zergeboglár (*Trollius europaeus*) beporzását a viráglegyek (Anthomyiidae) közé tartozó négy *Chiastocheta* faj végzi. Az imágók a virágban párosodnak, nektárral és pollennel táplálkoznak, a teljes lárvális fejlődés pedig a magok egy részében zajlik (Pellmyr 1989). A *Contarinia* gubacsszúnyog fajoknál (Cecidomyiidae) egy eperfaféle (*Artocarpus integer*) és a *Choanephora* gombafajok között alakult ki mutualisztikus kapcsolat. A gomba a hím virágzatot fertőzi meg, a gubacsszúnyog a gombafonalakra rakja a tojásait, a kikelő imágók mindkét ivarú virágra rászállnak, így porozzák be a növényt (Sakai *et al.* 2000). Számos

Asclepiadaceae növény (*Stapelia*-félék, *Amorphophallus* spp.) a virágzásakor dögsgzagot áraszt, odavonvva ezzel a dögökön élő állatokat, melyek a szagok által jelzett táplálékot keresve – amit nem fognak megtalálni – beporozzák a növényt. Ez a stratégiája a világ legnagyobb virágú növényének is a *Rafflesia arnoldii*-nak, amelynek számos fémleslégy (Calliphoridae) faj a beporzója (Beaman *et al.*, 1988). A kétszárnyúak különösen fontos pollinátorai azoknak a növényeknek, melyek olyan élőhelyeken élnek, ahol a méhek kevésbé aktívak. Számos légy jól alkalmazkodott a nedves és hűvös élőhelyekhez, mint a köderdők és sarkvidéki vagy alpesi környezet. Ezekben a területeken nagy a kétszárnyú beporzók aránya (Kevan 1972, Elberling & Olesen 1999, Kearns 1992, 2001). Kisméretű legyek az egyik legfontosabb beporzói az erdei aljnövényzetnek, különösen a cserjéknek, számos kisméretű, nem feltűnő, kétlaki virágnak (Larson *et al.*, 2001, Borkent & Harder 2007). A csípőszúnyogokat jól ismerjük, mint vérszívó kórokozó terjesztő állatok, de azt kevesen tudják, hogy pollinációban is részt vesznek. Csak a nőstény szív vért (a hím a megrövidült mandibula és maxilla miatt nem tudja átfúrni a bőrt), de mindkét nem szívogatja a virágok nektárját. Csípőszúnyog pollinációt már több mint 100 évvel ezelőtt is megfigyelték és dokumentálták (Knab 1907, Thein 1969, Brantjes & Leemans 1976, Müller *et al.* 2011),

Pollináció kapcsán a kétszárnyúak közül a zengőlegyeket (Syrphidae) kutatták a legtöbbet (Földesi 2011). Nagyon nagy fajszámú család, palearktikus régióban a leírt fajok száma mintegy 1600, Magyarországon több mint 400 fajuk ismert. Egyes fajok imágói akár kétszázféle növényfaj virágán is megfigyelhetők, amint táplálkoznak (Tóth 2001).

Biológiai védekezés

A parazita és ragadozó légy és szúnyog fajok segítenek a kártevő fajok visszaszorításában, ezért hasznos rovarnak tartjuk őket. Számos őshonos fajt használnak biológiai védekezésben, de üvegházakban néhány idegenhonos fajt is alkalmaznak egzotikus, vagy natív kártevők ellen.

Biológiai védekezés állatok ellen

A *Feltiella acarisuga* gubacsszúnyog (Cecidomyiidae) széles körben elterjedt és hatékony ragadozó a takácsatkák (Tetranychidae) ellen (Gagné 1995). Eredményesen kontrollálja a *Tetranychus urticae* populációk elszaporodását különböző kultúrákban (Opit *et al.* 1997), és üvegházakban is jól alkalmazható az integrált növényvédelemben (Gillespie *et al.* 1998). Egy másik gubacsszúnyog faj, az *Aphidoletes aphidimyza* hatékony levéltetű ragadozó. Ez az Európában kereskedelembe is kapható faj sok helyen része az üvegházakban termesztett növények integrált növényvédelmének (Hoffmann & Frodsham 1993).

Kaliforniába 1889-ben telepítették be a *Rodolia cardinalis* nevű katicabogarat, az ausztrál származású citrom- és narancstermesztést súlyosan veszélyeztető *Icerya purchasi* pajzstetű ellen. Később ezt a védekezést kiegészítették a *Cryptochetum iceryae* (Cryptochetidae) nevű légyfajjal (DeBach & Rosen 1991). Európában a citrusféléket (citrom, grapefruit, mandarin, narancs) termesztő mediterrán országokban van jelentősége (Vacante & Gerson 2012).

A Chamaemyiidae családba tartozó *Leucopis tapiae* fajt a fenyőféléken szivogató *Pineus* génuszba tartozó kabóca fajok gyérítésére vetették be sikerrel Hawaii szigetén és Afrikában (Greathead 1995).

A CSIRO (*Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation*) Biológiai Kontroll programján belül Montpellierben az 1990-es évek óta fejlesztenek biokontroll programokat fertőzéseket terjesztő szárazföldi csigák ellen. Az eddig eltelt idő alatt számos parazita és predátor állatot találtak. Ezek közül a csigaevő legyek (Sciomyzidae) potenciálisan a legjobban alkalmazhatóak e csigák ellen (Coupland 1994, Coupland & Baker 1994, Coupland *et al.* 1994). Csigaevő legyekkel kontrollálhatók azoknak a csigáknak populációi, melyek köztesgazdái a bilharziózist okozó vérmételegyeknek (Maharaj *et al.* 1992).

Egyes tanulmányok (Graham *et al.* 2003, Porter *et al.* 2004, Lloyd 2012) úgy vélik, hogy hangya-lefejező púposlégy (Phoridae) fajokkal védekezhetünk a gyorsan terjedő tűzhangyák ellen.

A csupaszemlegyek (Pipunculidae) mint kabócák parazitái potenciálisan alkalmazhatóak cukornád- és rizskártevő kabóca fajok (pl.: *Nilaparvata lugens*) ellen (Chiu 1979, Jervis 1980, Waloff & Jervis 1987).

Az igazi legyek (Muscidae) közül a *Coenosia* génusz fajainak lárvái és imágói egyaránt ragadozók, melyeket aknázólegyek (Agromyzidae), vízilegyek (Ephydriidae), árnyékszúnyogok (Sciaridae) és molytetvek (*Trialeurodes*) ellen vetnek be (Kühne 2000).

A kizárólag parazita életmódú fürkészlégyeket (Tachinidae) széles körben használják a biológiai védekezésben, különösen lepke kártevők (Lepidoptera) ellen. Sikertörténetek között szerepel a Fidzsi-szigeteken a *Bessa remota* alkalmazása a kókusz moly (*Levuana iridescens*) ellen (DeBach & Rosen 1991), valamint a kanadai lombos erdőket fenyegető kis téli araszoló (*Operophtera brumata*) ellen betelepített palearktikus fürkészlégy a *Cyzenis albicans* (Horgan *et al.* 1999) szabályzó szerepe. Bár a legtöbb fürkészlégy szűk tápálékspektrumú (oligophag), azonban néhány faj (pl *Compsilura concinnata*) több száz különböző rovarfajban is képes fejlődni. Ez utóbbi esetben a védekezés negatív mellékhatása, hogy nemcsak a kívánt kártevő fajokat támadja meg. Jó példa erre, amikor Új Angliában gyapjaslepke hernyója ellen a *C. concinnata* fajt vetették be. A fürkészlégy az elvártaknak megfelelően, jelentős mértékben csökkentette a gyapjaslepke populáci-

óját, de ezzel párhuzamosan a helyi pávaszemes szövőők (Saturnidae) egyedszáma is csökkent (Boettner *et al.* 2000). A biológiai védekezésre alkalmas állatok kutatásának fontosságát az is jól jelzi, hogy hadban álló országok is együttműködtek ebben a témában. 1928 és 1933 között az amerikaiak felállítottak egy gyapjaspille laboratóriumot Budapesten, melyben a fűrészlégeket, mint a lepke természetes ellenségét Mihályi Ferenc vizsgálta (Papp 1998). A zengőlegy (Syrphidae) fajok lárváinak mintegy 30%-a ragadozó része ragadozó ezen belül is a levéltetvekkel táplálkozókát érdemes megemlíteni, de fogyasztják még a pajzstetveket és egyéb rovarlárvákat is. A biológiai védekezésben hatásuk jelentős (Kevan 1999, Michaud & Belliure 2001, Leroy *et al.* 2010) és gyakran jobb, mint a növényvédő vegyszereké, amelyekre a lárvák is érzékenyek (Niehoff & Poehling 1995, Burgio & Somaggio 2007).

Biológiai védekezés növények ellen

Néhány Diptera fajt, különösen fűrólegeket (Tephritidae) sikerrel alkalmaztak gyomok gyérítésére. A fűrólegeket először imola és bogács (*Carduus*, *Centaurea*, *Cirsium*) fajok ellen vetették be, majd számos más nemzetség kártevő fajai (pl *Ageratina*, *Lantana* és *Senecio*) (Bess & Haramoto 1972, White & Clements 1987, Harris 1989, Turner 1996) ellen is. Fontos kritériumnak számít, hogy az alkalmazott rovar nagyon specifikusan csak a kívánatos növény faj fogyasztója/kártevője legyen. A Tephritidae fajokon kívül gyomnövények elleni védekezésre használtak még néhány aknázólegy (Agromyzidae) (Spencer 1973) és gubacsszúnyog (Cecidomyiidae) fajt is (Gagné *et al.* 2004).

Dekompozíció

A legtöbb szárazföldi és édesvízi ökoszisztémában, a kétszárnyúak a legfajgazdagabb csoport, és összehasonlítva a többi dekompozíciót végző taxonnal a legtöbb biomasszát is ezek alkotják (McLean 2000). Magyarországon körülbelül 76 légy család fajai végeznek lebontást. Ezek közül a legjelentősebbek a fémeslegyek (Calliphoridae), igazi legyek (Muscidae, Fanniidae), gombaszúnyogok (Mycetophilidae), púposzúnyogok (Phoridae), lepkeszúnyogok (Psychodidae), húslegyek (Sarcophagidae), árnyékszúnyogok (Sciaridae), billegetőlegyek (Sepsidae), talajlegyek (Sphaeroceridae), katonalegyek (Stratiomyidae), zengőlegyek (Syrphidae) és a lószúnyog-szerűek (Tipuloidea). A kétszárnyúaknak fontos szerepük van a trágya újrahasznosításában, ezeket a nagy egyedszámú fajokat többek között Magyarországon is alaposan tanulmányozták (Papp 1976, 1985, Papp & Garzó 1985, Skidmore 1991, O'Hara *et al.* 1999).

A fekete katonalegy (*Hermetia illucens*) egy mára már nagy elterjedést mutató, eredetileg pántrópusi faj, melynek lárvája lehullott gyümölcsöt és egyéb lebomló

szerves anyagokat fogyaszt (James 1935). Ez a faj jól példázza a legyek hatalmas lebontó kapacitását és ökológiai jelentőségét. Ha a felhalmozódott csirketrágyát kolonizálja, akkor jelentős mértékben csökkenti a trágya mennyiségét (Sheppard *et al.* 1994), mert a kirepülő legyekkel távozik a szerves anyag egy része. Szaporodása során kiszorítja, és ez által jelentősen csökkenti a fertőzéseket terjesztő házilegyek számát (Sheppard 1983, Axtell & Arends 1990). Bábozódás előtt arra alkalmas helyet keres, így könnyű a tenyészetből begyűjteni. A kimászó lárvákat állati takarmányként használják hal és sertés tenyészetekben. A fekete katona-legyet háztartásban lévő komposztok gyorsabb lebontására is lehet alkalmazni (Nguyen *et al.* 2015), az Egyesült Államokban és Németországban már kifejezetten erre a célra rendelni lehet ezeket a lárvákat.

Igazságügyi entomológia – egyfajta speciális dekompozíció vizsgálat

Általában kétszárnyúak az első rovarok, amelyek megérkeznek egy elhullott tetemre. Az alábbi családok képviselői látogatják a tetemet: fémeselegyek (Cailiphoridae) igazi legyek (Muscidae), avarlegyek (Fanniidae), púpos legyek (Phoridae), sajtlegyek (Piophilidae), húslegyek (Sarcophagidae), billegetőlegyek (Sepsidae), tüskésszárnyú legyek (Heleomyzidae), pákosztos legyek (Milichiidae), talajlegyek (Sphaeroceridae), ürüléklegyek (Scatophagidae) és viráglegyek (Anthomyiidae). A lebontás egy meghatározott szukcessziós sorrendben és időben megy végbe, ami felhasználható potenciális időmérőként. Ha már találhatók légylárvák a tetemen (márpedig az esetek túlnyomó többségében ott vannak), a törvényszéki entomológus meg tudja becsülni a halál idejét: meghatározza a légylárvák faji identitását, a lárvák mérete alapján a hőmérsékleti és páratartalmi viszonyokat figyelembe véve meghatározza a lárva korát, ezt az időt hozzáadja a tojásból való kikelés idejéhez, és hogy átlagosan mennyi idővel a halál után találja meg az adott légyfaj nősténye a tetemet (Greenberg & Kunich 2002). Ma már a tojás kora is megállapítható az embrió fejlettségének vizsgálatával. Minél több faj van a tetemen, általában annál pontosabb a becslés. A testen talált dögevő fauna információt szolgáltat a helyszínről (Byrne *et al.* 1995) is (különböző élőhelyeknek általában különböző a faunája), ami abban az esetben fontos, ha az eredeti helyszínről elmozdították a tetemet.

II. Ellátó szolgáltatások

Kétszárnyúak, mint táplálék.

Trópusi régiókban a rovarok, mint fehérjeforrás meglepően nagy részét teszik ki az étkezéseknek. A FAO jelentése (Van Huis *et al.* 2013) szerint körülbelül két

milliárd ember eszik rendszeresen rovarokat, ez mintegy 1900 rovarfajt jelent. Ezek közül a legkedveltebb állatok a bogarak (31%), de a kétszárnyúak is jelen vannak az étlapon (2%).

III. Kultúrális szolgáltatások

Kétszárnyúak mint kutatási modell állatok

A gerincesek és rovarok izomszövetei, igaz csak távolról tekinthetőek homológoknak (Mounier *et al.* 1992), de az emberi szívizom és a rovarok indirekt repülő izmai között funkcionális és fiziológiai hasonlóság található (Chan & Dickinson 1996). A *Drosophila* szárnyizom funkcionális tulajdonságainak, a génexpressziók valamint a miofibrillumok szerveződésének megértése (Vigoreaux 2001) nagy segítséget jelenthet az emberi izombetegségek kezelésénél (Brault *et al.* 1999). Az aszinkron repülés izmokat, amelyeket egyetlen inger vezérel, nagyon szélsőséges mechanikai és fiziológiai hatások érik a nagyfrekvenciás szárnymozgással végzett hosszan tartós repülés alatt. A szárnymozgatási rekordot (1000 Hz) a *Forcipomyia* génuszba tartozó törpeszúnyogoknál mérték (Sotavalta 1953), ahol megfigyelték azt is, hogy ha csökkentik a szárny hosszát, akár kétszeresére is emelkedhet a frekvencia. A rovar repülőizmok vizsgálatával betekintést kapunk az izmok működésébe, képet alkothatunk a működés energetikai viszonyairól, energiaspóroló folyamatokról (Conley & Lindstedt 2002, Syme & Josephson 2002), ami hatással lehet az emberi egészségre.

A *Drosophila melanogaster* körülbelül egy évszázaddal ezelőtt honosodott meg a laboratóriumokba, mint modellállat (Castle 1906). Mára már talán a Föld legismertebb és legjobban tanulmányozott állata lett. Számos kutatás használja modell állatként, betekintést adva a génexpresszióba, a gén szabályozó mechanizmusokba és újabban a genomikába (Ashburner & Bergman, 2005). A *D. melanogaster* a második állat a világon, melynek a teljes genomját megszekvenálták. Az emberi betegségeket okozó gének közül csaknem 75% -ot megtaláltak a *Drosophila*-ban, mint homológ gént (Reiter *et al.* 2001). A homológ gének felismerése óriási lépés az emberi genetikai betegségek kezelésében, a II-es típusú cukorbetegségtől kezdve az alkoholizmusig (Campbell *et al.* 1997, Fortini *et al.* 2000, Brogiolo *et al.* 2001, Leever 2001, Morozova *et al.* 2006). Magasabb genetikai szinten, a Hox-gének felfedezésével vizsgálható váltak az egyedfejlődés nagyon korai szakaszainak gének általi szabályozása (pl. fej-farok tengely, mintázatok kialakulása) (Carroll 1995, Akam 1998, Lewis 1998). A *D. melanogaster* a rövid generációs ideje miatt - ami annyira alkalmassá teszi genetikai vizsgálatokra – jól alkalmazható az életkor-specifikus és az élettartam viselkedési mintázatok, mint

az öregedés (Carey *et al.* 2006), valamint korfüggő memóriaromlás genetikai és a fiziológiai vizsgálatára (Horiuchi & Saitoe 2005).

Inspiráció a technológia fejlődésre

A rovarok szárnyát vékony, hajlékony lemez alkotja, amelyet gerincek (erek), erősítenek, ez lehetővé teszi a részleges deformációt, amely optimalizálja az aerodinamikai erőket. Rovarszárnyal körülbelül kétszer-háromszor nagyobb felhajtó erőt lehet elérni, mint hagyományos szárnyakkal. Ezek a tulajdonságok miatt alkalmazzák modellnek a rovarszárnyakat mikrorepülőök tervezésénél (Bar-Cohen, 2005). Kétszárnyúak repülése finomhangolt, több millió éves evolúcióval a hátuk mögött. Ezt a hihetetlenül jó manőverező képességet szeretnék a mérnökök reprodukálni modelljeikben. Ezek a mikro légi járművek a katonai érdekeken kívül rendkívül hasznosak szűk helyek felderítésénél, például részben összeomlott vagy égő épületek átvizsgálásánál (Wooton 2000).

A nőstény szúnyogok több millió év alatt odáig fejlődtek, hogy csípésüket vér-szívás közben az áldozatok észre sem veszik. A gerincesek relatíve kemény bőrét a mikrobarázdákkal ellátott mandibula és maxilla kialakításának köszönhetően jóval kisebb súrlódással és beszűrési erővel tudják átszűrni, mint a hagyományos fecskendők. Az orvosbiológiai mérnökök, ezért fordultak a csípőszúnyog szájszerve felé, hogy ultravékony fecskendőket hozzanak létre, mely minimálisan invazív és fájdalommentes. Ezzel a technológiával mikro-elektromechanikai gyógyszeradagolókat, folyamatos analíziseket lehetne megvalósítani (Sumodan 2004, Gattiker *et al.* 2005).

Orvosi entomológia

A fémeslegyek (Calliphoridae) többsége a rothadó húst fogyasztja, ez teszi őket alkalmassá arra, hogy nehezen gyógyuló sebeket (felfekvések, cukorbetegségnél fellépő sebek) tisztítsanak ki. Jól alkalmazhatóak például súlyos égési sérülésnél és kiterjedt horzsolásnál, ahol a sérült részek eltávolítása nehézkes volna például ahol az elhalt szövetek elszórtan (szigetszerűen) helyezkednek el egy nagyobb felületen. A léglyárva terápia (vagy más néven terápiás myiázis) egyáltalán nem egy új gyógymód, már több száz évvel ezelőtt is használták a sebgyógyulás elősegítésére számos kultúrában, beleértve a majákat, az indiánokat és az ausztrál őslakókat. Haszonállatoknál már régen megfigyelték, hogy a léglyárvákkal „fertőzött” sebek hamarabb gyógyulnak (Grantham-Hill 1933, Sherman *et al.* 2000). A léglyárvák kedvező hatását Európában először a napóleoni háború időszakában figyelték meg: a katonáknak, akiknek sebei lárvákkal fertőződtek jobb volt a prognózisuk (Parnés & Lagan 2007). A terápia során steril körülmények között

tenyésztett steril lárvákat tesznek rá speciális kötszerekkel a sebre. A lárváknak kettős hatása van: egyrészt az elhalt szövetet elfogyasztják másrészt a nyáluk enyhén fertőtlenítő hatású. Továbbá a lárvák mechanikai mozgása mikro masszázis hatású, ami elősegíti a nyirokkeringést a szövetekben (Sherman 2002).

Kétszárnyúak, mint természetvédelmi bioindikátorok

A kétszárnyúakat bioindikátorként legtöbbször vízminősítésre és szennyezés vizsgálatára használják. Azért alkalmasak erre, mert a vízben élő lárvák folyamatosan szűrik a vízből a törmelékot, a mikroorganizmusokat. A testméretükhöz viszonyítva rengeteg vizet átszűrnek, így bizonyosan kapcsolatba kerülnek a szennyezőanyagokkal (Seather 1979). Az árvaszúnyogokat (Chironomidae) számos helyen használják vízminősítésre. A *Chironomus* genus lárváinál hemoglobin található a testfolyadékban, ami lehetővé teszi a túlélést oxigénszegény vizes élőhelyeken. Ezeket és más Chironomidae (Raddum és Saether 1981) lárvákat, továbbá lepkeszúnyogokat (Psychodidae) és pocikférget (Syrphidae: *Eristalis* spp.) gyakran használják a szennyeződések és a víz alacsony oxigéntartalmának indikátorául (Lenat 1993, Michailova *et al.* 2015). A környezeti stressz vizsgálatára jól használhatóak a vízben élő légylárvák fejtokjának morfológiai elváltozásai (Warwick 1991, Salmelin *et al.* 2015). Bár az az általános vélekedés, hogy a legtöbb vízi Diptera toleráns a környezeti hatásokkal szemben, de bizonyos csoportok, például a Blephariceridae, Thaumaleidae családok fajai rendkívül érzékenyek a környezeti zavarásokra (Lenat 1993, Searher & Wagner 2002). Néhány Chironomidae fajt laboratóriumi toxicitás vizsgálatokra használnak, és ezek túléléséből próbálnak következtetni a különféle mérgező anyagok környezetben gyakorolt hatására (Karouna-Renier & Zehr 1999). Azok a kétszárnyú fajok, melyek nagy egyedszámban fordulnak elő, általában sokféle mikrohabitatban is élnek, alkalmasak az élőhely-minőségének vizsgálatára és természetvédelmi kezelések monitorozására (Rotheray *et al.* 2001). A törös legyek (Therevidae) kvantitatív eloszlása indikátora lehet az élőhely heterogenitásának, illetve a szukcesszió állapotának felmérésére száraz területeken (Holston 2005). Haslett (1988) viráglegyeket (Anthomyiidae) használt bioindikátorként Ausztriában a sípályákon a környezeti stressz vizsgálatára. A korhadéklakó és gombaevő legyek száma jelentős az erdei élőhelyeken, ezek jó indikátorai az erdő minőségének, valamint segítséget nyújthatnak az erdőben zajló munkafolyamatok tervezésénél. (Fast & Wheeler 2004, Okland *et al.* 2004, 2008). Növekvő erdőterület és menedzsmentben bekövetkezett változások hatására Hollandiában 1950-től kezdődően növekedett az egyedszáma a korhadéklakó zengőlegyeknek (Reemer 2005). Hasonló volt a helyzet Németországban is (Ssymank & Doczkal 1998). Ökológiai szempontból nagyon

sokszínűek a szúnyoglábú legyek (Dolichopodidae), ezek az állatok ígéretes indikátorai lehetnek a nem erdei élőhelyeknek (Pollet 2001, Pollet & Grootaert 1996).

A legyek és szúnyogok beépültek kulturális örökségünkbe

A legyek szerves részét képezik a kulturális örökségünknek. Több ezer gyereket nyugtázott már le a mese a bátor kis szabórol, aki „hetet ütött egy csapásra”, és nincs olyan, aki még ne hallott volna olyan vicceket, amikor a vendég az étteremben kifogásolja, hogy „légy van a levesemben!” Egyesek talán olvasták George Langelaan „A légy” (1957) című novelláját is - mely egy ember-házilégy hibridről szól -, vagy látták annak filmadaptációit. Legyek ott vannak a legtöbb nyelvre lefordított könyvben, a Bibliában is: Mózes 2. könyvében a harmadik csapás a szúnyogok, a negyedik csapás a böglyök. A legyekkel kapcsolatos szimbolizmus átjárja William Golding komor regényét „A legyek ura” (1954) című művét is. Rofusz Ferenc „A légy” (1981) című animációs filmje volt az első magyar film, amelyet Oscar-díjjal jutalmaztak. Több költőt is megihlettek a kétszárnyúak például William Blake: „A légy” és Romhányi József: „A Moszkitó-opera”.

Ott, hol a kásás
 nád, sás
 lepte lápra lépve
 süpped alább
 a láb,
 köröskörül
 borús köd ül,
 s éjszakára
 nyirkos pára
 száll a sárra,
 sárga gázba'
 hüledezve ül a hulló,
 borzong a borz és vipera,
 ott hallható a Moszkitó-opera.
 - Züm - zendít rá kóros
 dalára a kórus.
 Aztán tovább érleli
 a vérbeli
 sikert egy tenor.
 Hangja a kórossal egybeforr.
 Először egy dúr-áriát,
 majd egy finom moll-áriát,
 és végül egy maláriát
 ad elő.

Mily szenvedély, vad erő!
Hogy lázba hoz ez a mester,
kísért, bárhogy hessegeds el.
Utána a tenyér csattan,
és az izzó hangulatban,
a vak, fülleddt éjszakákon
felcsendül a Kinin-kánon.

Értékelés

A kétszárnyúak mind imágó, mind lárva életszakaszban fontos szerepet töltenek be az ökoszisztémákban. Mind a három fő ökoszisztéma-szolgáltatás kategóriában találkozhatunk példákkal a legyek és szúnyogok köréből. A pollináció kapcsán a zengőlegyeket vizsgálták a legtöbbet, de a többi légy család tagjainak szerepe is van olyan jelentős a beporzásban, mint a háziméhé. De gondoljunk csak arra, hogy törpeszúnyogok nélkül nem élvezhetnénk a csokoládé ízét. Ökológiai gazdálkodással foglalkozó szakemberek ragadozó legyeket tudnak rendelni tenyészetektől, amivel vegyszermentesen – és nem utolsósorban sokszor a kémikáliáknál hatékonyabban – védekezhetnek a kártevők ellen. A komposztálás jelentősen felgyorsítható a megfelelő katonalégy lárváinak a bevetésével, amelyek egyszerűen rendelkezhetőek Amerikában és egyes nyugat-európai országokban. Az európai ember számára ugyan extrém dolognak számít a rovarok fogyasztása, de a trópusi területeken, ahol ennek „hagyománya” van, ott légylárvák is kerülhetnek az asztalra. Az orvoslásban és az igazságügyben is találkozhatunk kétszárnyúakkal, és már számos technológiai tudást is ellesztünk eme rovaroktól. Az itt leírt példák alapján is jól látszik, hogy milyen hasznosak a különféle legyek és szúnyogok az embernek, de az ökoszisztéma-szolgáltatásokban betöltött további szerepük felderítéséhez még több kutatás szükséges. Ahogyan manapság egyre több természettudományos ismeret megy át köztudatba, és ezzel párhuzamosan egyre jobb „modellek” keletkeznek az emberek fejében az élőlények és életközösségek működéséről, a társadalom talán rájön arra, hogy a saját sorsa nagyban függ a más élőlényekkel, közöttük a kétszárnyúakkal alkotott közös együttélésen. (Pape 2009).

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozom Báldi Andrásnak, az MTA ÖK ÖBI „Lendület” Ökoszisztéma-Szolgáltatás Kutatócsoport vezetőjének, valamint Papp Lászlónak az értékes szakmai tanácsokért. A kézirat átolvasásával nyújtott segítségért pedig köszönet illeti, Kelenem Kristófot, Korcsmáros Tamást, Orosz Andrást és Soltész-Katona Esztert.

Irodalomjegyzék

- Akam, M. (1998): Hox genes, homeosis and the evolution of segment identity: no need for hopeless monsters. – *Int. J. Dev. Biol.* **42**(3): 445–451.
- Ashburner, M. & Bergman, C. M. (2005): *Drosophila melanogaster*: a case study of a model genomic sequence and its consequences. – *Genome Res.* **15**(12): 1661–1667. doi: <https://doi.org/10.1101/gr.3726705>
- Axtell, R. C. & Arends, J. J. (1990): Ecology and management of arthropod pests of poultry. – *Annu. Rev. Entomol.* **35**(1): 101–126. doi: <https://doi.org/10.1146/annurev.en.35.010190.000533>
- Báldi, A. (2011): Pénzt vagy életet. – *M. Tud.* **7**: 774–779.
- Bar-Cohen, Y. (2005): *Biomimetics*: mimicking and inspired by biology. – Proceedings of the EA-PAD Conference, SPIE Smart Structures and Materials Symposium <http://ndea.jpl.nasa.gov/nasa-nde/lommas/papers/SPIE-05-Biomimetics.pdf> [Accessed 15 July 2016].
- Beaman, R. S., Decker, P. J. & Beaman, J. H. (1988): Pollination of *Rafflesia* (Rafflesiaceae). – *Am. J. Bot.* **1148**–1162. doi: <https://doi.org/10.2307/2444098>
- Bess, H. A. & Haramoto, F. H. (1972): Biological control of pamakani *Eupatorium adenophorum*, in Hawaii by a tephritid gall fly, *Procecidochares utilis*. 3. Status of the weed, fly and parasites of the fly in 1961–71 versus 1950–57. – *P. Hawaii. Entomol. Soc.* **21**: 165–178.
- Boettner, G. H., Elkinton, J. S. & Boettner, C. J. (2000): Effects of a biological control introduction on three nontarget native species of saturniid moths. – *Conserv. Biol.* **14**: 1798–1806. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99193.x>
- Borkent, C. J. & Harder, L. D. (2007): Flies (Diptera) as pollinators of two dioecious plants: behaviour and implications for plant mating. – *Can. Entomol.* **139**(02): 235–246. doi: <https://doi.org/10.4039/n05-087>
- Brantjes, N. B. M. & Leemans, J. A. A. M. (1976) *Silene otites* (Caryophyllaceae) pollinated by nocturnal Lepidoptera and mosquitoes. – *Acta Biol. Neerl.* **25**: 281–295. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1976.tb00240.x>
- Brault, V., Reedy, M. C., Sauder, U., Kammerer, R. A., Aebi, U. & Schoenenberger, C. (1999): Substitution of flight muscle-specific actin by human (beta)-cytoplasmic actin in the indirect flight muscle of *Drosophila*. – *J. Cell Sci.* **112**(21): 3627–3639.
- Broggiolo, W., Stocker, H., Ikeya, T., Rintelen, F., Fernandez, R. & Hafen, E. (2001): An evolutionarily conserved function of the *Drosophila* insulin receptor and insulin-like peptides in growth control. – *Curr. Biol.* **11**(4): 213–221. doi: [https://doi.org/10.1016/S0960-9822\(01\)00068-9](https://doi.org/10.1016/S0960-9822(01)00068-9)
- Byrne, A. L., Catts, E. P., Espelie, K. E., Camann, M. A. & Cyr, T. L. (1995). Forensic implications of biochemical differences among geographic populations of the black blow fly, *Phormia regina* (Meigen). – *J. Forensic Sci.* **40**(3): 372–377. doi: <https://doi.org/10.1520/JFS13789J>
- Campbell, H. D., Fountain, S., Young, I. G., Claudianos, C., Hoheisel, J. D., Chen, K. S. & Lupski, J. R. (1997): Genomic Structure, Evolution, and Expression of Human FLII, a Gelsolin and Leucine-Rich-Repeat Family Member: Overlap with LLGL. – *Genomics* **42**(1): 46–54. doi: <https://doi.org/10.1006/geno.1997.4709>
- Carey, J. R., Papadopoulos, N., Kouloussis, N., Katsoyannos, B., Müller, H. G., Wang, J. L. & Tseng, Y. K. (2006): Age-specific and lifetime behavior patterns in *Drosophila melanogaster* and the Mediterranean fruit fly, *Ceratitis capitata*. – *Exp. Gerontol.* **41**(1): 93–97. doi: <https://doi.org/10.1016/j.exger.2005.09.014>
- Carroll, S. B. (1995): Homeotic genes and evolution of arthropods and chordates. – *Nature* **376**: 479–485. doi: <https://doi.org/10.1038/376479a0>
- Castle, W. E. (1906): Inbreeding, cross-breeding and sterility in *Drosophila*. – *Science* **23**: 153. doi: <https://doi.org/10.1126/science.23.578.153>

- Chan, W. P., & Dickinson, M. H. (1996): In vivo length oscillations of indirect flight muscles in the fruit fly *Drosophila virilis*. – *J. Exp. Biol.* **199**(12): 2767–2774.
- Chiu, Shui-chen (1979): *Biological control of the brown planthopper*. – In: Brown P. (ed.): *Threat to Rice Production in Asia*. IRRI, the Philippines, pp. 335–355.
- Clement, S. L., Hellier, B. C., Elbersen, L. R., Staska, R. T. & Evans, M. A. (2007): Flies (Diptera: Muscidae: Calliphoridae) are efficient pollinators of *Allium ampeloprasum* L.(Alliaceae) in field cages. – *J. Econ. Entomol.* **100**(1): 131–135. doi: [https://doi.org/10.1603/0022-0493\(2007\)100\[131:FDMCAE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0022-0493(2007)100[131:FDMCAE]2.0.CO;2)
- Conley, K. E. & Lindstedt, S. L. (2002): Energy-saving mechanisms in muscle: the minimization strategy. – *J. Exp. Biol.* **205**(15): 2175–2181.
- Coupland, J. & Baker, G. (1995): The potential of several species of terrestrial Sciomyzidae as biological control agents of pest helicid snails in Australia. – *Crop. Prot.* **14**: 573–576. doi: [https://doi.org/10.1016/0261-2194\(95\)00060-7](https://doi.org/10.1016/0261-2194(95)00060-7)
- Coupland, J. B. & Baker, G. (1994): Host distribution, larviposition behaviour and generation time of *Surcophagu penicillata* (Diptera: Sarcophagidae), and parasitoid of conical snails. – *Bull. Entomol. Res.* **84**: 185–189. doi: [https://doi.org/10.1016/0261-2194\(95\)00060-7](https://doi.org/10.1016/0261-2194(95)00060-7)
- Coupland, J. B. (1994): Diptera associated with snails collected in south-western and west-Mediterranean Europe. – *Vertigo* **3**: 19–26.
- Coupland, J. B., Espiau, A. & Baker, G. (1994): Seasonality, longevity, host choice and infection efficiency of *Salpicella fasciata* (Diptera: Sciomyzidae) a candidate for the biological control of pest helicid snails. – *Biol. Cont.* **4**: 32–37. doi: <https://doi.org/10.1006/bcon.1994.1006>
- DeBach, P. & Rosen, D. (1991): *Biological Control by Natural Enemies*. – Second Edition. Cambridge University Press, Cambridge, 440 pp.
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J.R., Arico, S., Báldi, A. & Bartuska, A. (2015): The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. – *Curr. Opin. Env. Sust.* **14**: 1–16. doi: <https://doi.org/10.1016/j.coust.2014.11.002>
- Elberling, H. & Olesen, J. M. (1999): The structure of a high latitude plant-flower visitor system: the dominance of flies. – *Ecography* **22**(3): 314–323. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1999.tb00507.x>
- Fast, E. & Wheeler, T. A. (2004): Faunal inventory of Brachycera (Diptera) in an old growth forest at Mont Saint-Hilarie, Quebec. – *Faberies* **29**: 1–15.
- Fortini, M. E., Skupski, M. P., Boguski, M. S. & Hariharan, I. K. (2000): A survey of human disease gene counterparts in the *Drosophila* genome. – *J. Cell. Biol.* **150**(2): F23–F30. doi: <https://doi.org/10.1083/jcb.150.2.F23>
- Földesi, R. (2011): A zengőlegyek (Diptera: Syrphidae) szerepe a beporzásban és a biológiai védekezésben. – *Termvéd. Közlem.* **17**: 31–41.
- Free, J. B. (1993): *Insect Pollination of Crops*. – Second Edition. Academic Press, London, 684 p.
- Gagné, R. J. (1995): Revision of tetranychid (Acarina) mite predators of the genus *Feltiella* (Diptera: Cecidomyiidae). – *Ann. Entomol. Soc. Am.* **88**: 16–30. doi: <https://doi.org/10.1093/aesa/88.1.16>
- Gagné, R. J., Sosa, A. & Cordo, H. (2004): A new Neotropical species of *Clinodiplosis* (Diptera: Cecidomyiidae) injurious to alligatorweed, *Alternanthera philoxeroides* (Amaranthaceae). – *P. Entomol. Soc. Wash.* **106**: 305–311.
- Gattiker, G. E., Kaler, K. V. & Mintchev, M. P. (2005): Electronic mosquito: designing a semi-invasive microsystem for blood sampling, analysis and drug delivery applications. – *Microsyst. Technol.* **12**(1–2): 44–51. doi: <https://doi.org/10.1007/s00542-005-0015-9>
- Gillespie, D. R., Roitberg, B., Basalyga, E., Johnstone, M., Opit, G., Rodgers, J. & Sawyer N. (1998): *Biology and application of Feltiella acarisuga* (Vallot) (Diptera: Cecidomyiidae) for

- biological control of twospotted spider mites on greenhouse vegetable crops. Pacific Agri-Food Research Centre (Agassiz).* – Technical Report 145. Agriculture and Agri-Food Canada.
- Graham, L. C., Porter, S. D., Pereira, R. M., Dorough, H. D. & Kelley, A. T. (2003): Field releases of the decapitating fly *Pseudacteon curvatus* (Diptera: Phoridae) for control of imported fire ants (Hymenoptera: Formicidae) in Alabama, Florida, and Tennessee. – *Fla. Entomol.* **86**: 334–339. doi: [https://doi.org/10.1653/0015-4040\(2003\)086\[0334:FROTDF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1653/0015-4040(2003)086[0334:FROTDF]2.0.CO;2)
- Grantham-Hill, C. (1933): Preliminary note on the treatment of infected wounds with the larva of *Wohlfartia nuba*. – *T. Roy. Soc. Trop. Med. H.* **27**: 93–98. doi: [https://doi.org/10.1016/S0035-9203\(33\)90138-8](https://doi.org/10.1016/S0035-9203(33)90138-8)
- Greathead, D. J. (1995): The *Leucopis* spp. (Diptera: Chamaemyiidae) introduced for biological control of *Pineus* sp. (Homoptera: Adelgidae) in Hawaii: implications for biological control of *Pineus boeneri* in Africa. – *Entomologist* **114**: 83–90.
- Greenberg, B. & Kunich, C. K. (2002): *Entomology and the Law. Flies as Forensic Indicators.* – Cambridge University Press, Cambridge, 306 p.
- Hansen, M. (1983): Yuca. – In: Janzen, D. (ed.): *Costa Rican Natural History.* University of Chicago Press, pp. 114–117.
- Harris, P. (1989): The use of Tephritidae for the biological control of weeds. – *Biocontrol News and Information* **10**: 7–16.
- Haslett, J. R. (1988): Qualitätsbeurteilung alpiner Habitate: Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae) als Bioindikatoren für Auswirkungen des intensiven Skibetriebes auf alpinen Wiesen in Österreich. – *Zool. Anz.* **220**: 179–184.
- Heath, A. C. G. (1982): Beneficial aspects of blowflies (Diptera: Calliphoridae). – *N. Z. Entomol.* **7**(3): 343–348. doi: <https://doi.org/10.1080/00779962.1982.9722422>
- Hoffmann, M. P. & Frodsham, A. C. (1993): *Natural Enemies of Vegetable Insect Pests.* – Cooperative Extension, Cornell University, Ithaca, New York. 63 p.
- Holloway, B. A. (1976): Pollen-feeding in hover-flies (Diptera: Syrphidae). – *New Zeal. J. Zool.* **3**(4): 339–350. doi: <https://doi.org/10.1080/03014223.1976.9517924>
- Holston, K. C. (2005): Evidence for community structure and habitat partitioning by stiletto flies (Diptera: Therevidae) at the Guadalupe-Nipomo Dune System, California. – *J. Insect Sci.* **5**(42): 1–17.
- Horgan, F. G., Myers, J. H. & Van Meel, R. (1999): *Cyzenis albicans* (Diptera: Tachinidae) does not prevent the outbreak of winter moth (Lepidoptera: Geometridae) in birch stands and blueberry plots on the lower mainland of British Columbia. – *Environ. Entomol.* **28**: 96–107. doi: <https://doi.org/10.1093/ee/28.1.96>
- Horiuchi, J., & Saitoe, M. (2005): Can flies shed light on our own age-related memory impairment?. – *Ageing. Res. Rev.* **4**: 83–101. doi: <https://doi.org/10.1016/j.arr.2004.10.001>
- James, M. T. (1935): The genus *Hermetia* in the United States (Diptera: Stratiomyidae). – *Bulletin of Brooklyn Entomological Society* **30**: 165–170.
- Jervis, M. A. (1980): Studies on oviposition behaviour and larval development in species of *Chalarus* (Diptera, Pipunculidae) parasites of typhlocybine leafhoppers (Homoptera, Cicadellidae). – *J. Nat. Hist.* **14**: 759–768. doi: <https://doi.org/10.1080/00222938000770651>
- Karouna-Renier, N. K. & Zehr, J. P. (1999): Ecological implications of molecular biomarkers: assaying sub-lethal stress in the midge *Chironomus tentans* using heat shock protein 70 (HSP-70) expression. – *Hydrobiologia* **401**: 255–264. doi: <https://doi.org/10.1023/A:1003730225536>
- Kearns, C. A. (2002): Flies and flowers: an enduring partnership. – *Wings* **25**(2): 3–8.
- Kevan, P. (2002): Flowers, pollination, and the associated diversity of flies. – *Biodiversity* **3**(4): 16–18.
- Knab, F. (1907): Mosquitoes as flower visitors. – *J. N. Y. Entomol. Soc.* **15**: 21–219.

- Kühne, S. (2000): Rauberische Fliegen der Gattung *Coenosia* Meigen, 1826 (Diptera: Muscidae) und die Möglichkeit ihres Einsatzes bei der biologischen Schädlingsbekämpfung. – *Studia Dipterologica, Supplement* **9**: 1–78.
- Labandeira, C. C. (1998): How old is the flower and the fly? – *Science* **280**(5360): 57–59. doi: <https://doi.org/10.1126/science.280.5360.57>
- Laurence, B. R. (1953): Some Diptera bred from cow dung. – *Entomologist's Monthly Magazine* **89**: 281–283.
- Laurence, B. R. (1954): The larval inhabitants of cow pats. – *J. Anim. Ecol.* **23**: 234–260. doi: <https://doi.org/10.2307/1982>
- Laurence, B. R. (1955): Flies associated with cow dung. – *Entomologist's Record and Journal of Variation* **67**: 123–126.
- Leevers, S. J. (2001). Growth control: invertebrate insulin surprises! – *Curr. Biol.* **11**(6): 209–212. doi: [https://doi.org/10.1016/S0960-9822\(01\)00107-5](https://doi.org/10.1016/S0960-9822(01)00107-5)
- Lenat, D. R. (1993): A biotic index for the southeastern United States: derivation and list of tolerance values, with criteria for assigning water-quality ratings. – *J. N. Am. Benthol. Soc.* **12**(3): 279–290. doi: <https://doi.org/10.2307/1467463>
- Lewis, E. B. (1998): The bithorax complex: the first fifty years. – *Int. J. Dev. Biol.* **42**: 403–415.
- Lloyd W. M. (2012): Biological Control of *Solenopsis* Fire Ants by *Pseudacteon* Parasitoids: Theory and Practice. – *Psyche* **2012**: 1–11. doi: <https://doi.org/10.1155/2012/424817>
- Maharaj, R., Appleton, C. C. & Miller, R. M. (1992): Snail predation by larvae of *Sepedon scapularis* Adams (Diptera: Sciomyzidae), a potential biocontrol agent of snail intermediate hosts of schistosomiasis in South Africa. – *Med. Vet. Entomol.* **6**: 183–187 doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2915.1992.tb00604.x>
- Marshall, S. A. (2012): *The natural history and diversity of Diptera*. – Fireflies Book Inc, New York. 616 p.
- McLean, I. F. G. (2000): Beneficial Diptera and their role in decomposition. – In: Papp L. & Darvas B. (eds.): *Contributions to a Manual of Palaearctic Diptera. Volume 1. General and Applied Dipterology*. Science Herald, Budapest, pp. 491–517.
- Michailova, P., Ilkova, J., Dean, A. P. & White, K. N. (2015): Cytogenetic index and functional genome alterations in *Chironomus piger* Strenzke (Diptera, Chironomidae) in the assessment of sediment pollution: a case study of Bulgarian and UK rivers. – *Ecotox. Environ. Safe* **111**: 220–227. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.10.018>
- Mitra, B. & Banerjee, D. (2007): Fly pollinators: assessing their value in biodiversity conservation and food security in India. – *Rec. Zool. Surv. India* **107**(1): 33–48.
- Morozova, T. V., Anholt, R. R. & Mackay, T. F. (2006): Transcriptional response to alcohol exposure in *Drosophila melanogaster*. – *Genome Biol.* **7**(10): R95.1–R95.10
- Mounier, N., Gouy, M., Mouchiroud, D., & Prudhomme, J. C. (1992): Insect muscle actins differ distinctly from invertebrate and vertebrate cytoplasmic actins. – *J. Mol. Evol.* **34**(5): 406–415. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00162997>
- Müller, G. C., Xue, R-D. & Schlein, Y. (2011): Differential attraction of *Aedes albopictus* in the field to flowers, fruits and honeydew. – *Acta Trop.* **118**: 45–49. doi: <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2011.01.009>
- Neff, J. L., Simpson, B. B., Evenhuis, N. L. & Dieringer, G. (2003): Character analysis of adaptations for tarsal pollen collection in the Bombyliidae (Insecta: Diptera): the benefits of putting your foot in your mouth. – *Zootaxa* **157**: 1–14. doi: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.157.1.1>
- Nguyen, T. T., Tomberlin, J. K. & Vanlaerhoven, S. (2015): Ability of black soldier fly (Diptera: Stratiomyidae) larvae to recycle food waste. – *Environ. Entomol.* **44**(2): 406–410 doi: <https://doi.org/10.1093/ee/nvv002>

- O'Hara, J. E., Floate, K. D. & Cooper, B. E. (1999): The Sarcophagidae (Diptera) of cattle feedlots in southern Alberta. – *J. Kansas Entomol. Soc.* **72**: 167–176.
- Okland, B. (2000): Management effects on the decomposer fauna of Diptera in spruce forests. *Studia Dipterologica* **7**: 213–223.
- Okland, B., Gotmark, F., Norden, B., Franc, N., Kurina, O. & Polevoi, A. (2004): Regional diversity of mycetophilids (Diptera: Sciarioidea) in Scandinavian oak-dominated forests. – *Biol. Conserv.* **121**: 9–20. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.04.005>
- Opit, G. P., B. Roitberg, & D. R. Gillespie (1997): The functional response and prey preference of *Feltiella acarisuga* (Vallot) (Diptera: Cecidomyiidae) for two of its prey: male and female two-spotted spider mites, Koch (Acari: Tetranychidae). – *Can. Entomol.* **129**: 221–227. doi: <https://doi.org/10.4039/Ent129221-2>
- Pape, T. (2009): 4. Economic importance of Diptera. – In: Brown, B. V., Borkent, A., Cumming, J.M., Wood, D. M. & Zumbado M. (eds.): *Manual of Central American Diptera*. Volume 1. NRC Research Press, Ottawa, pp. 65–78.
- Papp L. (1998): In Memoriam Dr. Ferenc Mihályi (1906–1997). – *Annl. Hist-Nat. Mus. Natn. Hung.* **90**: 5–16.
- Papp, L. & Garzó, P. (1985): Flies (Diptera) of pasturing cattle: some new data and new aspects. – *Folia Ent. Hung.* **46**: 153–168.
- Papp, L. (1976): Ecological and zoogeographical data on flies developing in excrement droppings (Diptera). – *Acta Zool. Acad. Sci. H.* **22**: 119–138.
- Papp, L. (1985): Flies (Diptera) developing in sheep droppings in Hungary. – *Acta Zool. Acad. Sci. H.* **31**: 367–379.
- Parnés, A. & Lagan, K. M. (2007): Larval therapy in wound management: a review. – *Int. J. Clin. Pract.* **61**(3): 488–493. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1742-1241.2006.01238.x>
- Pellmyr, O. (1989): The cost of mutualism: interactions between *Trollius europaeus* and its pollinating parasites. – *Oecologia* **78**(1): 53–59. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00377197>
- Pollet, M. & Grootaert, P. (1996): An estimation of the natural value of dune habitats using Empidoidea (Diptera). – *Biodivers. Conserv.* **5**: 859–880. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00054739>
- Pollet, M. (2001): Dolichopodid biodiversity and site quality assessment of reed marshes and grasslands in Belgium (Diptera: Dolichopodidae). – *J. Insect Conserv.* **5**: 99–116. doi: <https://doi.org/10.1023/A:1011371418903>
- Porter, S. D., Nogueirade S'a L. A. & Morrison L. W. (2004): Establishment and dispersal of the fire ant decapitating fly *Pseudacteon tricuspis* north Florida. – *Biol. Control* **29**: 179–188. doi: [https://doi.org/10.1016/S1049-9644\(03\)00149-X](https://doi.org/10.1016/S1049-9644(03)00149-X)
- Raddum, G. G., & Saether, O. A. (1981): Chironomid communities in Norwegian lakes with different degrees of acidification. – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **21**:399–405.
- Reemer, M. (2005): Saproxylic hoverflies benefit by modern forest management (Diptera: Syrphidae). – *J. Insect Conserv.* **9**: 49–59. doi: <https://doi.org/10.1007/s10841-004-6059-9>
- Reiter, L. T., Potocki, L., Chien, S., Gribskov, M. & Bier, E. (2001): A systematic analysis of human disease-associated gene sequences in *Drosophila melanogaster*. – *Genome Res.* **11**(6): 1114–1125. doi: <https://doi.org/10.1101/gr.169101>
- Rotheray, G. E., Hancock, G., Hewitt, S., Horsfield, D., MacGowan, I., Robertson, D. & Watt, K. (2001): The biodiversity and conservation of saproxylic Diptera in Scotland. – *J. Insect Conserv.* **5**: 77–85. doi: <https://doi.org/10.1023/A:1011329722100>
- Saether, O. A. (1979): Chironomid communities as water quality indicators. – *Ecography* **2**(2): 65–74. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1979.tb00683.x>

- Sakai, S., Kato, M. & Nagamasu, H. (2000): Artocarpus (Moraceae)–gall midge pollination mutualism mediated by a male-flower parasitic fungus. – *Am. J. Bot.* **87**(3): 440–445. doi: <https://doi.org/10.2307/2656640>
- Salmelin, J., Vuori, K. M. & Hämäläinen, H. (2015): Inconsistency in the analysis of morphological deformities in chironomidae (Insecta: Diptera) larvae. – *Environ. Toxicol. Chem.* **34**(8): 1891–1898. doi: <https://doi.org/10.1002/etc.3010>
- Searher, O. & Wagner, R. (2002): *Chaoboridae und Thaumaleidae Süßwasserfauna von Mitteleuropa* – Insecta: Diptera **21**(10) 110 p.
- Sheppard, C. (1983): House fly and lesser fly control utilizing the black soldier fly in manure management systems for caged laying hens. – *Environ. Entomol.* **12**(5): 1439–1442. doi: <https://doi.org/10.1093/ee/12.5.1439>
- Sheppard, D. C., Newton, G. L. & Thompson, S. A. (1994): A value added manure management system using the black soldier fly. – *Bioresource Technol.* **50**: 275–279. doi: [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(94\)90102-3](https://doi.org/10.1016/0960-8524(94)90102-3)
- Sherman, R. A. (2002): Maggot vs conservative debridement therapy for the treatment of pressure ulcers. – *Wound Repair. Regen.* **10**: 208–214. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1524-475X.2002.10403.x>
- Sherman, R. A., Hall, M. J. R & Thomas, S. (2000): Medicinal maggots: an ancient remedy for some contemporary afflictions. – *Annu. Rev. Entomol.* **45**: 55–81. doi: <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.45.1.55>
- Skidmore, P. (1991): Insects of the British cow-dung community. – *Field Studies Council Occasional Publication* **21**: 1–160.
- Sotavalta, O. (1953): Recordings of high wing-stroke and thoracic vibration frequency in some midges. – *Biol. Bull.* **104**(3): 439–444. doi: <https://doi.org/10.2307/1538496>
- Spencer, K. A. (1973): *Agromyzidae (Diptera) of economic importance*. – Series Entomologica 9. Springer Science & Business Media, 418 p. doi: <https://doi.org/10.1007/978-94-017-0683-4>
- Ssymank, A. & Doczkal, D. (1998): Rote Liste der Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae). – In: Binot, M., Bless, R., Boye, P., Gruttke, H. & Pretschner P. (eds.): *Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands*. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, pp. 65–72.
- Ssymank, A., Kearns, C. A., Pape, T., & Thompson, F. C. (2008): Pollinating flies (Diptera): A major contribution to plant diversity and agricultural production. – *Biodiversity* **9**(1–2): 86–89. doi: <https://doi.org/10.1080/14888386.2008.9712892>
- Sumodan, P. K. (2004): Living technologies. – *Resonance* **9**(6): 21–29. doi: <https://doi.org/10.1007/BF02839215>
- Syme, D. A. & Josephson, R. K. (2002): Recent events in neurobiology - How to build fast muscles: Synchronous and asynchronous designs. – *Integrative and Comparative Biology* **42**(4): 762–770. doi: <https://doi.org/10.1093/icb/42.4.762>
- Thein, L. B. (1969) Mosquito pollination of *Habenaria obtusata* (Orchidaceae). – *Am. J. Bot.* **56**: 232–237. doi: <https://doi.org/10.2307/2440711>
- Tóth, S. (2001): *A Bakonyvidék zengőlégy faunája (Diptera: Syrphidae). A Bakony természettudományi kutatásának eredményei 25*. – Bakonyi Természettudományi Múzeum, Zirc, 448 p.
- Turner, C. E. (1996): Tephritidae in the biological control of weeds. – In: McPheron, B. A. & Steck, G. J. (eds.): *Fruit Fly Pests: A World Assessment of Their Biology and Management*. St. Lucie Press, Delray Beach. pp. 157–164.
- Vacante, V. & Gerson, U. (2012) *Integrated Control of Citrus Pests in the Mediterranean Region*. – Bentham Science Publishers, 287 p. doi: <https://doi.org/10.2174/97816080529431120101>
- Van Huis, A., Van Itterbeeck, J., Klunder, H., Mertens, E., Halloran, A., Muir, G., & Vantomme, P. (2013). *Edible insects: future prospects for food and feed security*. – FAO.

- Vigoreaux, J. O. (2001): Genetics of the *Drosophila* flight muscle myofibril: a window into the biology of complex systems. – *Bioessays* **23**(11): 1047–1063. doi: <https://doi.org/10.1002/bies.1150>
- Wall, R., Howard, J. J. & Bindu, J. (2001): The seasonal abundance of blowflies infesting drying fish in south-west India. – *J. Appl. Ecol.* **38**: 339–348. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00588.x>
- Walloff, N. & Jervis, M. A. (1987): Communities of parasitoids associated with leafhoppers and planthoppers in Europe. – *Adv. Ecol. Res.* **17**: 281–402. doi: [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60248-2](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60248-2)
- Warwick, W. F. (1991): Indexing deformities in ligulae and antennae of *Procladius* larvae (Diptera: Chironomidae): application to contaminant-stressed environments. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **48**: 1151–1166. doi: <https://doi.org/10.1139/f91-139>
- White, I. M. & Clement, S. L. (1987): Systematic notes on Urophora (Diptera, Tephritidae) species associated with *Centaurea solstitialis* (Asteraceae, Cardueae) and other palaeartic weeds adventive in North America. – *P. Entomol. Soc. Wash.* **89**: 571–580.
- Wooton, R. (2000): From insects to microvehicles. – *Nature* **403**: 144–145. doi: <https://doi.org/10.1038/35003074>
- Young, A. M. (1986): Cocoa pollination. – *Cocoa Growers Bulletin* **37**: 5.
- Young, A.M. (2007): *The Chocolate Tree: A Natural History of Cacao*. – Second edition. University Press of Florida, 218 p.

Ecosystem services of dipterans

Soltész Zoltán^{1,2}

¹*Lendület Ecosystem Services Research Group, MTA Centre for Ecological Research,
H-2163 Vácrátót, Alkotmány st. 2–4, Hungary*

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

E-mail: soltesz@entomologia.hu, soltesz.zoltan@okologia.mta.hu

Research on ecosystem services is one of the most prominent fields in ecology today. Many look at ecosystem services as a tool to convey the value of certain species to stakeholders. We often narrow down services provided by insects to pollination by honey bees, but the other insect orders including dipterans should not be neglected in this respect. This article discusses the useful activities of flies and mosquitoes for people.

Keywords: pollination, biological control, decomposition, medical entomology, forensic entomology, bioindication

Erdőtermészetesség szempontú értékelési módszer a Pannon életföldrajzi régió Natura 2000 erdei élőhelytípusainak szerkezet és funkció monitorozása alapján

Szegleti Zsófia¹, Csicsek Gábor², Szabó Gábor³, Zimmermann Zita³,
Bölöni János³ és Horváth Ferenc³

¹2890 Tata, Tavasz u. 109.

²Pécsi Tudományegyetem, Biológiai és Sportbiológiai Doktori Iskola,
7624 Pécs, Ifjúság útja 6.

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

e-mail: horvath.ferenc@okologia.mta.hu

Összefoglaló: Az élőhelyek kedvező természetvédelmi helyzetének fenntartása és javítása érdekében Magyarország és a Pannon régió Natura 2000 erdei élőhelyeinek állapotát monitorozni szükséges. Az egyszerűsített és továbbfejlesztett extenzív szerkezet és funkció monitorozás és értékelés erdőtermészetességi megközelítést alkalmaz, a TERMERD projekt módszertani eredményei alapján. Eltérő a monitorozott erdők osztályozása, a mintavételezési módszertan, az indikátorváltások száma és köre. Az értékelés fő szempontjai nagyrészt azonosak: a faállomány, a cserjeszint, a gyepszint, az újulat, a holtfa viszonyok természetessége, de kissé eltérőek a vadhatás természetessége és a termőhelyi, táji és gazdálkodási körülmények természetközelsége esetében. Bemutatjuk a monitorozott alapadatok értékelésének részletes módszerét, amely a további, ún. országjelentések elkészítése során használható fel.

Kulcsszavak: élőhelyvédelmi irányelv, természetyszerű erdő, faállomány-szerkezet, természetességi indikátor, TERMERD projekt

Bevezetés és célkitűzés

Az EU Élőhelyvédelmi Irányelve (92/43/EGK) kötelezi a tagállamokat a Natura 2000 élőhelyek állapotának monitorozására, a kedvező természetvédelmi helyzet fenntartására és további javítására (2. cikkely), amelynek eredményeiről hat évenként országjelentést kell készíteni (17. cikkely). Az élőhelyek természetvédelmi helyzetének 'szerkezet és funkció' szerinti monitorozása és értékelése – amelyet

az irányelv felülről vezérelten vezetett be a szakpolitikai, természetvédelmi köz-tudatba – új kihívást jelent a vegetációtudomány és a konzervációbiológia szá-mára is, hiszen annak nincsenek közvetlen fogalmi és módszertani előzményei. A tagállamok eltérő módszereket próbáltak ki és alkalmaznak (Puumalainen 2001, Cantarello & Newton 2008, Lengyel *et al.* 2008, Hernando *et al.* 2010, Velázquez *et al.* 2010, Kutnar *et al.* 2011, Tejera *et al.* 2012, Louette *et al.* 2015, Palo & Gimbutas 2015), de az Európai Unió szintjén nem is volt cél egységes monitorozó módszertant kialakítani, viszont az élőhelyek helyzetének végső értékelése már megadott követelmények szerint történik (CEC 2009, Evans & Arvela 2012).

Az erdők szerkezet és funkció monitorozásának korábban javasolt módszerét (Bölöni 2008) Horváth *et al.* (2017) fejlesztette tovább. Az egyszerűbb és hatékonyabb módszer nagyobb mintavételt és a felmérők számának növelését teszi lehetővé, ugyanakkor összhangba hozza a módszertant az erdőrezervátum-kutatás módszereivel (Horváth 2012), hogy annak eredményei a Natura 2000 erdőmoni-torozás referenciájaként közvetlenül hasznosulhassanak, továbbá a mintavételi stratégiát hozzá igazítja a még ma is döntően vágásos rendszerű erdőgazdálkodás-sal kezelt országos erdőkép feltételeihez.

E dolgozat leírja a monitorozott alapadatok erdőtermészetesség szempontú egységes értékelési módszerét, amely megalapozta a központi adatbázis további fejlesztését. Fő célkitűzései:

- a hazai erdőtermészetességi vizsgálatok áttekintése;
- a Natura 2000 erdők extenzív szerkezet és funkció monitorozási alapadataira épülő, erdőtermészetesség szempontú, egységes értékelési módszer kidolgozása a TERMERD projekt eredményeinek és tanulságainak figyelembe vételével;
- az erdőtermészetességi értékelő eljárás dokumentálása a Natura 2000 erdőmoni-torozási adatbázis, ill. alkalmazás számára.

A hazai kutatási előzmények áttekintése

Az erdők kedvező természetvédelmi állapotának, ill. az élőhelyek struktúrájának és funkciójának megítélése nem előzmények nélküli, csak éppen eltérő szempon-tok és hangsúlyok határozták meg a kutatásokat. Leginkább vegetációtani, erdészettudományi és ökológiai, majd természetvédelmi munkákat kell kiemelnünk. Így a tájféldrajzi növényzeti monográfiák (pl. Pócs 1960, Jakucs 1961, Fekete 1965, Horánszky 1965, Simon 1977, Csiky 2004), majd a hazai növénytársulá-sok leírásai (pl. Borhidi 2003, Kevey 2008) az akkori 'legjobb'-nak tekintett, a leginkább természetesnek gondolt, közvetlen erdőgazdálkodási beavatkozások-nak legkevésbé kitett természetszerű állományok ismerete alapján születtek. A kiválasztott típusokat elsősorban fajösszetételük (és a fajkompozíció növényföld-rajzi, cönológiai és ökológiai karaktere) alapján értékelték, de figyelembe vettek

alapvető erdőszerkezeti és termőhely-ökológiai szempontokat is. Magyarország természetes növényzetének megismerése és leírása volt a fő cél (Soó & Zólyomi 1951). Keresték a természetes és jellemző erdőtársulás típusokat, öreg erdőket, esetenként a reliktum előfordulásokat, követve az akkori vegetációtudományi, cönológiai korszak fő irányvonalát és célkitűzéseit (Fekete 2002). Erdész kutatók és botanikusok ezzel párhuzamosan dolgozták ki az erdőtípológiára alapozott táji erdőművelés rendszerét, amely a termőhelyek és természetes erdőtársulások ismeretén alapult (Babos 1954, Danszky 1963), bár a következő évtizedekben a politika – szemben az éppen kidolgozott táji erdőművelés alapeszméjével – az iparszerű fatermesztést eröltette rá az országra (Halász 1994). Ma már tudjuk, hogy a növényzet képe és állapota dinamikusabban változik és az évezredek-évszázados tájhasználat hatása is erőteljesebb, mint korábban gondoltuk (Kun *et al.* 2002, Molnár & Biró 2010). Erdők esetében a 19. században általánossá vált vágásos rendszerű erdőgazdálkodás és a korábbi változatos erdőhasználatok következményeit kell figyelembe vennünk a természetesség megítélésékor.

A természetvédelmi felmérések és kutatások fellendülését a természetes növényzet leromlásának, táji léptékű átalakításának, átalakulásának és gyorsuló pusztulásának felismerése ösztönözte. Egyre inkább szükségessé vált a természetes élőhelyek maradvány állományainak természetvédelmi szempontú minősítése, amelyre először Németh Ferenc és Seregélyes Tibor dolgoztak ki szakértői javaslatot (Németh & Seregélyes 1989). Ezt a minősítést fejlesztette tovább és alkalmazta a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer élőhelyterképezési módszertana (Kun & Molnár 1999), amely szempont a MÉTA program országos növényzeti felmérési programja során is kiemelt szerepet kapott (Molnár *et al.* 2007, Bölöni 2011).

Közép-európai kutatások (pl. Grabherr 1998, Schirmer 1992) tapasztalatait is figyelembe véve, a 90-es években indult a magyarországi erdők természetességét felmérő és értékelő program (Bartha 1996, Bartha *et al.* 1998), amelyet TERMERD projektként ismerünk. A kutatócsoport eredményei számos közleményben és a projekt honlapján jelentek meg (Bartha *et al.* 2003, 2006, 2007, 2010, <http://www.termeszetseg.hu>). Ezek alapján kezdeményezték az erdőtermészetesség koncepciójának és módszertanának bevezetését és alkalmazását az erdőtervezés gyakorlatába (Bartha *et al.* 2010). A 2009. évi XXXVII. törvény az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról – a korábbi kezdeményezések és a TERMERD eredmények hatására – rendelkezik az erdőtermészetességi fokozatok erdőrészlet szintű megállapításáról. Legfőbb célja, hogy erdőgazdálkodás következtében az erdők természetessége ne romoljon tovább (amellyel kapcsolatban további rendeletek is születtek). Azonban az erdőtermészetességet jobban indikáló felmérést, monitorozást az erdőgazdálkodási ágazatba mindezidáig nem vezettek be.

Újabban a „Kárpáti erdeink kutatása” című projekt lépett tovább az erdőtermészetesség kutatásában, amelynek egyik célkitűzése az erdőállapot-felmérési módszertan fejlesztése volt. Ennek keretében az erdőtermészetességet és a védett fajok előfordulását indikáló új változók felmérését határozták el (Standovár *et al.* 2016). Ezek nagy része erdőszerkezeti és fajösszetétel (kompozicionális) változó, de álló és fekvő holtfa állapotot, indikátor fajok, mikroélőhelyek és természetes bolygatások előfordulását, valamint az erdőfelújulásra és vadhatásra vonatkozó változókat is felmérik. A módszertan erőssége a természetvédelem számára fontos és hiánypótló információk nagy térbeli felbontású felmérése és egy hatékony informatikai technológia alkalmazása. Szintetikus természetességi mutatót ez a program nem számít, de ilyen irányú továbbfejlesztése lehetséges.

Összefoglalva tehát három féle megközelítéssel találkozhatunk: szintetikus természetességi szakértői minősítéssel (Németh & Seregélyes 1989, Kun & Molnár 1999, Molnár *et al.* 2007); természetességi indikátorok súlyozott értékelésén alapuló hierarchikus és normált erdőtermészetességi mutatók képzésével (Bartha *et al.* 2003, 2010); és az utóbbihoz több szempontból hasonló többcélú/sokváltozós adatgyűjtéssel (Standovár *et al.* 2016). Ezek legfontosabb jellemzőit az 1. táblázat foglalja össze és teszi könnyen összehasonlíthatóvá. A Natura 2000 erdők természetvédelmi monitorozására kidolgozott módszertan (Horváth *et al.* 2017) szerint felmért eredmények értékeléséhez a TERMERD projekt természetességi és értékelési koncepcióját elfogadva, a módszertan saját változóihoz adaptált, három szintű (indikátorváltozók, N2K szerkezet és funkció szempontok és N2K természetesség) szakértői értékelést dolgoztunk ki.

Müncsh (1995) és Peterken (1996) alapján, Bartha Dénes megfogalmazásában „Az erdők természetességének megítélésekor a természet folyamatainak szabad érvényesülését és az e folyamatok által kialakított jellemzők meglétét tekintjük a természetesség kritériumának” (Bartha 2005). A természetességet tehát – úgy általában – dinamikus-funkcionális („természeti folyamatok”) és kompozicionális, strukturális szempontok („kialakított jellemzők”) alapján határozzák meg, erős gondolati alapot teremtve a Natura 2000 élőhelyek természetvédelmi helyzetének *’szerkezet és funkció’* szerinti monitorozási és értékelési elvárása számára. Egy természetes erdő állománya adott tájökológiai és termőhely-ökológiai körülményei között (azokhoz alkalmazkodva), jellemző fajösszetétellel és dominancia viszonyokkal bír, amelynek változatos erdőszerkezetét elsősorban az abban lejátszódó természetes folyamatok alakítják. Az ilyen ökoszisztémáktól általában és hosszú távon a lehetséges legnagyobb (természetes) produktivitást, biodiverzitást, stabilitást és rezilienciát várjuk.

1. táblázat. Az erdőtermesztességet értékelő hazai módszerek áttekintése.

	MÉTA élőhely-ter- mészettség	NBmR élőhely- terképezés	TERMERD	Erdőtermesztességi fokozatok	Egyszerűsített termesztességi értékelés	Többéltű erdőáll- pot felmérés	N2K erdők termé- szetvédelmi moni- torozási értékelése
Felmérési, moni- torozás program és hivatkozás	MÉTA Program, 2002-2008 Molnár et al. (2007); Böloni et al. (2003, 2007, 2011)	NBmR III. projekt: Magyarország élőhelyeinek táji léptékű monitrozása Kun & Molnár (1999); Böloni et al. (2003, 2007, 2011)	TERMERD projekt, 2002- 2005 Bartha et al. (2003); Bartha et al. (2006); Aszalós et al. (2007)	Erdőtermesztességi fokozatok bevezetése az Országos Erdőállomány Adattárba 2009. évi XXXVII. erdőtörvény	Javaslat az erdőtervezés további fejleszté- sére Bartha et al. (2010)	Kárpáti erdeink kutatása projekt, 2012-2016 Stand- ovár et al. (2016)	Natura 2000 erdők szerkezet és funkció monitorozási módszereknek további fejlesztése, 2012-2016 Szegleti et al. (2017)
Célkitűzés	élőhely ál- lományok természetes- ségi minősítése; továbbá a természeti főke számítása	terképezett élőhely-foltok (állományok) termesztességi minősítése	erdőrészetek termesztességi- nek több szem- pontú érzékeny minősítése	erdőrészlet szintű termesztességi fokozatokba való besorolás az erdőtörvényben meghatározott rendelkezések tá- mogására	erdőrészetek természetes- ség szerinti egyszerűsített minősítése	sokváltozós erdőállapot felmé- rés és leírás a ter- mészetvédelmi és erdőgazdálkodási területi prioritások tervezéséhez	országos szintű természetvédelmi állapot (szerkezet és funkció) moni- torozási eredmé- nyek értékelése
Alapada- tok forrása	terepismeret, terepi felmérés - egyszeri	táj léptékű élőhely- terképezés, terepbejárás alapján - legalább 10 évenként	kiválasztott erdőrészetek felmérése - egyszeri	Országos Erdőállomány Adattár (erdőtervezés alapján)	Országos Erdőállomány Adattár (erdőtervezés alapján)	terepi felmérés - egyszeri (monitor- ozásra is alkalmas lehet)	terepi felmérés, monitorozás
Erdei élő- hely-típus osztályo- zás	Á-NÉR 2003, 2007, 2011 élőhely rendszer	Á-NÉR 2003, 2007, 2011 élőhely rendszer	potenciális természetes erdőtársulások, erdőtársulás csoportok Bartha (2001)	nincsen, a besoro- lás a termőhelyi és fafajoros adatok, valamint a célál- lományok alapján készült	potenciális természetes erdőtársulás	nincsen (élőhelytípus az alapadatokból származtatható)	Natura 2000 erdős élőhelytípusok Molnár et al. (2008), Böloni et al. (2011) alapján

1. táblázat (folytatás). Az erdőtermészetességet értékelő hazai módszerek áttekintése.

	MÉTA élőhely-ter- mészetesség	NBmR élőhely- terképezés	TERMERD	Erdőtermészetességi fokozatok	Egyszerűsített természetességi értékelés	Többcélú erdőállá- pot felmérés	N2K erdők termé- szetvédelmi moni- torozási értékelése
Erdőtermé- szetesség jellemezése	szakértői minősítés (1-5) összetett leíró szempontok (fajösszetétel és szerkezet) alapján	szakértői minősítés (1-5) összetett leíró szempontok (fajösszetétel és szerkezet) alapján	számított termé- szetességi mutató (0-100%), 11 kri- terium szerint, 56 indikátor, három szintű szakértői értékelése alapján	1 – természet- erdő 2 - természet-szerű erdő 3 - származék erdő 4 - átmeneti erdő 5 - kultúrerdő 6 - faültetvény	számított természetességi mutató (0-100%), hét faállomány-szer- kezet; -összetétel, cserjeszint és erdőkárosítási szempontok, három szintű szakértői ér- tékelése alapján	sokváltozós felmé- rés: fajösszeté- tel, domináns/ indikátor fajok, erdőszerkezeti tulajdonságok, mikorélethelemek, vadhatás, termé- szetes bolygatások, újulat állapota	számított termé- szetességi mutató (0-100%), hét szempont szerint, 41 indikátor- változó, három szintű szakértői értékelése alapján
Termé- szetességi viszonyítá- si alap	az adott élőhely legtermésze- tebbnek ismert/ leírt állapota	az adott élőhely legtermésze- tebbnek ismert/ leírt állapota	100% idealizált potenciális	potenciális természetes erdőtársulás	potenciális természetes erdőtársulás	nincsen	az adott élőhely legtermésze- tebbnek ismert/ leírt állapota; referenciának választott minta- területek állapota
Térbeli lépték	finom léptékű élőhely- állományok MÉTA hatszó- genkénti (rasz- teres) felmérése táji-regionális léptékben	táji lépték; 5x5 km ² -es minta terület; továbbá Natura 2000 területek 1:10.000-es folt- terképezése	3-10 hektár közötti méretű erdőszeletek	erdőszeletek (3- 10 ha)	erdőszeletek (3-10 ha)	útvonalak és mintaveteli pontok szabályos földrajzi hálózatával lefed- ett erdőterületek	1 hektáros mint- aveteli területek
Területi, földrajzi reprezen- tatívítás	35 hektáros MÉTA hatszögek országosan teljes lefedéssel	125 db 25 km ² -es kvadrát reprezentálja az ország táji élőhely- állapotát	országosan réteg- zett (természet- szerű, átmeneti és kultúr erdők) random mintavé- tel, összesen 3000 erdőszelet	erdőszeletek országosan teljes körű lefedése	erdőszeletek országosan teljes körű lefedése	táji, regionális erdőtömbök lefedése	országosan réteg- zett mintavetel

Módszerek

A természetvédelmi célú erdős Natura 2000 „szerkezet és funkció” monitorozás (a továbbiakban: N2KMON) 1 hektáros mintavételi területeken, természetszerű erdőállományokban történik. Ezen belül négy rész minta készül az erdőszerkezet, fajösszetétel és további tulajdonságok pontosabb jellemzésére. A mintavételi területre vonatkozó információkat az „M.2A” adatlap tartalmazza: azonosítás; Németh & Seregélyes féle természetesség; termőhely-ökológiai jellemzők; idő- és vastag holtfa mennyiség; táji, szomszédsági és elszigeteltségi jellemzők; ható és várható zavaró és veszélyeztető tényezők; tipikus fajok, özön fajok, degradációt jelző és egyéb fajok; erdő- és vadgazdálkodásra vonatkozó információkkal. A részmintákban, az „M.2B” adatlapokon erdőszerkezeti jellemzőket és fafajсорos adatokat gyűjtünk szintenként fákra és cserjékre, továbbá ÁNÉR besorolást, a vad életjeleit és hatását rögzítő információkat. A módszertan részletes leírását Horváth *et al.* (2017) ismerteti. A felméréshez használt adatlapok és kitöltési útmutató az Erdővigyázó vagy az Erdőrezervátum Program honlapjáról tölthető le (<http2>).

Az N2KMON és a TERMERD felmérés módszertant és az alapadatokat részletesen összehasonlítottuk egymással. Többszöri egyeztetés és szakértői értékelés után véglegesítettük az N2KMON alapadataiból levezethető indikátorváltozók körét és a természetességi szempontokat úgy, hogy követtük a TERMERD koncepcióját és fő szempontjait, de a módszertani különbségek miatt azoktól el kellett térnünk. Ezt a munkát a TERMERD megközelítés adaptációjának tekintjük.

Az összehasonlító értékelés és adaptáció során

- figyelembe vettük, hogy az N2KMON módszer csak 1 hektáros állományok felmérésén, bejárásán alapul, szemben a TERMERD által jellemzett területi egységek (3-10 hektár közötti erdőrészek) nagyobb, változó és méretüknél fogva rendszerint változatosabb területéhez képest;
- figyelembe vettük a Natura 2000 élőhely-osztályozás eltérő jellegzetességeit;
- figyelembe vettük a felmért alapadatokban mutatkozó eltéréseket és hasonlóságokat; valamint
- kevesebb indikátorváltozó kialakítására törekedtünk úgy, hogy azért minden felmért alapadatban rejlő információt felhasználjunk az értékelés során;
- bevezettünk új típusú indikátorváltozókat és egy összetett természetességi szempontot.

A mintavételezésre kijelölt természetszerű állomány a Natura 2000 élőhely-osztályozási rendszer valamelyik, hazánkban előforduló típusába sorolandó. Ezek közé tartoznak a szubmontán és montán bükkösök (Natura 2000 élőhelykód: 9110 - ÁNÉR 2011 kód: K7a); szubmontán és montán bükkösök (9130 - K5*); sziklai bükkösök, sziklai hárserdők és hársas-berkenyész sziklaerdők (9150 - LY3*, LY4); törmelékletű- és szurdokerdők (9180 - LY1, LY2, LY4*); éger- és kőrisligetek, puhafás ligeterdők,

láperdők (91E0 - J1a, J2-J5); keményfás ligeterdők (91F0 - J6, L5*, K1a*); pannon gyertyános-tölgyesek (91G0 - K2*, K7b*, K1a*); pannon molyhos tölgyesek (91H0 - L1, M1); euszibériai erdőssztyepp tölgyesek (91I0 - M2-M4, L2x, L5*); illír bükkösök (91K0 - K5*); illír gyertyános-tölgyesek (91L0 - K1a*, K2*, K7b*); pannon cseres-tölgyesek (91M0, L2a, L2b, L4a) vagy pannon homoki borókás-nyárasok (91N0, M5) lehetnek. *Megjegyzés:* a *-gal jelzett ÁNÉR típusok csak részben feleltethetők meg a jelzett Natura 2000 élőhelytípusnak, részletes összerendelést Bölöni *et al.* (2011) ad.

Minden élőhelytípushoz saját N2KMON adatlap változat tartozik, amely a tipikus fajok listájában és néhány termőhelyi, ill. szintezettségi tulajdonság felmérésében különbözik, az adott élőhely sajátosságainak megfelelően. A természetességi szempontok és az indikátorváltozók minden erdei élőhelytípusban azonosak, de a felmért alapadatokhoz rendelt értékszámok élőhelytípusonként eltérőek lehetnek. Az értékelés során használandó súlyozások kialakításánál a TERMERD szakértők által megállapított arányokat vettük irányadónak, azonban itt is figyelembe kellett vennünk a két rendszer eltéréseit.

Eredmények

Kialakítottuk a továbbfejlesztett „szerkezet és funkció” monitorozás (Horváth *et al.* 2017) alapadatainak egységes értékelését szolgáló indikátorváltozókat, amelyeket hét Natura 2000 (N2K) szerkezet és funkció szempont szerint csoportosítottuk (2. táblázat).

A faállomány természetessége (T_A) szempontot 9 indikátorváltozóval jellemeztük, amelyek – az A-08-as jelű kivételével – jól azonosíthatók az itt alkalmazott legfontosabb TERMERD indikátorokkal. A természetes fafajok fafajsorainak változatossága (A-08) indikátorváltozót az exponenciális Shannon-Wiener index alapján képeztük (Chao *et al.* 2014), amelyet jelen esetben „effektív átlagos fafajorszám”-nak értelmeztünk a négy rész minta A-szintben leírt fafajrosor adataiból számítva. A faállomány természetességét nagymértékben rontja, ha az idegenhonos fafajok aránya magas. Ennek a megfontolásnak az A-09 indikátorváltozó alapján képzett csökkentő faktorról (ACSF) adunk nagyobb nyomatékot.

A cserjeszint természetessége (T_B) szempontot 7 indikátorváltozóval adtuk meg. A B-03: a természetes cserjefajok száma a B szintben és a B-04 a TERMERD-hez képest újak. A B-04: a természetes fa- és cserjefajok változatossága indikátorváltozót az A-08-hoz hasonló módon, exponenciális Shannon-Wiener index alapján képeztük, míg a többi változó a szükséges módosításokat figyelembe véve megfeleltethető TERMERD indikátoroknak.

2. táblázat. A Natura 2000 erdőkben monitorozott szerkezet és funkció indikátorváltozók áttekintése.

N2K szerkezet és funkció szempont	N2K indikátorváltozó
A faállomány (A szint) természetessége	<p>A-01: Uralkodó fajok jelenléte</p> <p>A-02: A faállomány színtezettsége</p> <p>A-03: A lombkoronaszint átlagos záródása</p> <p>A-04: A lombkoronaszint záródásának különbség tartománya</p> <p>A-05: A faállomány átmérőszerkezete</p> <p>A-06: Idős (vastag) élőfák hektáronkénti száma</p> <p>A-07: Az elegyfajok száma</p> <p>A-08: A természetes fajok fajsorainak változatossága (az exponenciális Shannon – Wiener index alapján)</p> <p>A-09: Az idegenhonos fajok aránya</p> <p>>>> ACSF: Az A-09 indikátor alapján képzett csökkentő faktor</p>
A cserjeszint (B szint) természetessége	<p>B-01: A cserjeszint átlagos borítása</p> <p>B-02: A cserjeszint borításának különbség tartománya</p> <p>B-03: A természetes cserjefajok száma a B szintben</p> <p>B-04: A természetes fa- és cserjefajok változatossága (az exponenciális Shannon – Wiener index alapján)</p> <p>B-05: Nitrofil cserjefajok aránya a cserjeszintben</p> <p>B-06: Idegenhonos ill. agresszív cserjefaj(ok) aránya</p> <p>B-07: A cserjeszint eltávolításának nyoma (B02.03 – hatótényező)</p>
A gyepszint (C szint) természetessége	<p>C-01: A gyepszint átlagos borítása</p> <p>C-02: A gyepszint borításának különbség tartománya</p> <p>C-03: A mohaszint átlagos borítása</p> <p>C-04: Tipikus fajok előfordulásának mértéke</p> <p>C-05: Zavarástűrő- és nitrofil fajok >5%-os előfordulása</p>
Az újulat (D szint) természetessége	<p>D-01: Az őshonos újulat átlagos borítása a cserjeszintben</p> <p>D-02: Az újulat borításának különbség tartománya a cserjeszintben</p> <p>D-03: A természetes fajok újulatának fajszáma a gyepszintben</p> <p>D-04: A természetes fajok újulatának fajszáma a cserjeszintben</p> <p>D-05: A természetes fajok újulatának borítása a cserjeszintben</p> <p>D-06: Agresszíven terjedő idegenhonos fajok fajszáma a gyepszintben</p> <p>D-07: Agresszíven terjedő idegenhonos újulat borítása a cserjeszintben</p> <p>>>> DCSF: A D-07 indikátor alapján képzett csökkentő faktor</p>

2. táblázat (folytatás). A Natura 2000 erdőkben monitorozott szerkezet és funkció indikátorváltozók áttekintése.

N2K szerkezet és funkció szempont	N2K indikátorváltozó
A holtfa viszonyok természetessége	H-01: Vastag álló holtfa, facsonk hektáronkénti száma H-02: Fekvő vastag holtfa hektáronkénti száma
A vadhatás természetes-sége	V-01: Nagyvad friss nyomok és életjelek V-02: Újulat csúcsrágottsága a cserjeszintben V-03: Újulat csúcsrágottsága a gyepszintben V-04: Hántottság mértéke V-05: Túltartott vadállomány (F03.01 – hatótényező) >>> VCSF: A V-01, 02, 03, 04, 05 és cserjeszint borítás változók kedvezőtlen kölcsönhatása alapján képzett csökkentő faktor
A termőhelyi, táji és gazdálkodási körülmények természetközelsége	T-01: Termőhelyökológiai értékelés T-02: A talajerózió mértékének jellemzése T-03: Az élőhelyállomány szomszédsági viszonyai T-04: Az élőhelyállomány elszigeteltségi viszonyai T-05: Erdőgazdálkodás és erdőhasználat T-06: Vadgazdálkodási jellemzők >>> TCSF: A T-01, 02, 03, 04, 05, 06 változók kedvezőtlen kölcsönhatása alapján képzett csökkentő faktor

A gyepszint természetessége (T_c) szempontok közül a C-04: tipikus fajok előfordulásának mértéke változóval helyettesítettük a kísérőfajok mértéke TERMERD indikátort, amely az eltérő módszertanra vezethető vissza. A tipikus fajok előfordulását/hiányát élőhelyenként összeállított listák (jellemzően 15–18 faj) alapján kell összeállítani. Itt azt értékeljük, hogy hány faj fordul elő a megadott lista alapján. A többi változó megfeleltethető korábbi TERMERD indikátoroknak.

Az újulat természetessége (T_p) szempontot 7 változó jellemzi. A fő eltérések abból adódtak, hogy a TERMERD módszertan az újulatot külön szintként értelmezi (2 m-nél alacsonyabb fák), míg az N2K módszertan a B szintet (cserjeszint – legfeljebb 5 cm vastagságú, 0,5 és 5 m magasság között előforduló fa- ill. cserje fajok) eltérően határozza meg és nem választja kétfelé, viszont a fásszárúakat a gyepszintben is felméri (0,5 m magasság alatt). Az agresszíven terjedő idegenhonos újulat magasabb borítása önmagában is rontja a szint természetességét, azonban nagyobb hangsúlyt adunk ennek a jelenségnek a DCSF csökkentő faktor alkalmazásával.

A holtfa viszonyok természetességét (T_H) az N2K módszertan ugyan csak két változóval (vastag álló és vastag fekvő holtfák száma) jellemzi, ezek azonban a

legmarkánsabb indikátoroknak tekinthetők, mivel számos természetes szerkezeti elemet és folyamatot, mint például változatos és hosszú ideig fennálló fakorhadást és lebontást, különleges mikroélőhelyek jelenlétét (keletkezését és átalakulását), a holtfa lebontásában szerepet játszó gazdag élőlény-közösségek láncolatát indikálják (pl. Heilmann-Clausen & Christensen 2004, Ódor *et al.* 2006, Bartha *et al.* 2009, Bölöni *et al.* 2017). Éppen ezért ezt a két indikátort a TERMERD értékelés külön-külön ötszörös súlyozással veszi figyelembe a másik három holtfa indikátorhoz képest (Bartha 2005). A vékonyabb holtfa frakciók még gazdasági erdőkben is mindig jelen vannak (Ódor 2016), ezért ezek differenciáló jelentősége alacsony vagy csak időszakos.

A vadhatás természetessége (T_v) szempontot mi is 5 változóval jellemeztük, amelyek többé-kevésbé megfeleltethetők a TERMERD-nél alkalmazott indikátoroknak. Az eltérések itt is a felmérésmódszertan különbözőségeiből adódtak. A nagyvad jelenléte és hatása erdeinkben önmagában a természetességet nem rontja, azonban a túlszaporodott populációk kedvezőtlenül hatnak. A vadhatás jeleinek többszörös együttállása/kölcsönhatása már jelentős leromlásra utal. Az interakciót egy csökkentő faktorial (VCSF) vesszük figyelembe.

Végül kialakítottunk egy új, összetett N2K szerkezet és funkció szempont csoportot: „termőhelyi, táji és gazdálkodási körülmények természetközelsége” (T_T) elnevezéssel. Ebben 6 indikátorváltozót képeztünk, amelyek termőhelyi (T-01: termőhelyökológia és T-02: talajerózió), tájökölógiai (T-03: szomszédsági és T-04: elszigeteltségi viszonyok) és erdőgazdálkodási (T-05), valamint vadgazdálkodási (T-06) szempontokat integrálnak. Az indikátorváltozók kedvezőtlen együttállását csökkentő faktorial (TCSF) vesszük figyelembe az értékelés következő szintjén.

A TERMERD-nél kidolgozott *indikátor, kritérium és az erdőtermészetesség* hármas szintű értékeléssel azonos megközelítést alkalmaztunk. Ezek helyett azonban az *indikátorváltozó, N2K szerkezet és funkció szempont és N2K természetesség* elnevezéseket használjuk.

A felmérési alapadatok feldolgozásának és értékelésének folyamata az indikátorváltozók képzésével kezdődik. Az értékelés első szintjén az indikátorváltozók értékeihez konszenzusos szakértői megítélés alapján 0-100 közötti relatív indikátorértékeket rendeltünk Natura 2000 erdei élőhelytípusonként eltérően, az adott típus leginkább természetes (relatív indikátorértéke: 100) és degradált állapotainak megítélésétől függően. A TERMERD szakértők által megállapított értékszámokat vettük alapul, amelyeket azonban a módszertani különbségek (pl. a mintaterület eltérése, részminták száma) miatt esetenként módosítottuk. Az értékelés második szintjén relatív súlyozással vesszük figyelembe az indikátorváltozók értékeit és a súlyozott értékek, valamint a csökkentő faktorok alapján számítjuk tovább az

3. táblázat. A Natura 2000 erdők szerkezet és funkció szempontok szerinti természetességének számítása az indikátorváltozók relatív súlyozása alapján az értékelés második szintjén.

N2K szerkezet és funkció szempont	Természetesség számítás az N2K indikátorváltozók relatív súlyozása alapján
A faállomány (A szint) SZRK&FNK szerinti természetessége	$T_A = [(4/28)*A-01 + (3/28)*A07 + (3/28)*A09] * ACSF + (2/28)*A02 + (1/28)*A03 + (1/28)*A04 + (4/28)*A05 + (5/28)*A06 + (5/28)*A08$
A cserjeszint (B szint) SZRK&FNK szerinti természetessége	$T_B = (2/22)*B01 + (1/22)*B02 + (3/22)*B03 + (5/22)*B04 + (1/22)*B05 + (5/22)*B06 + (5/22)*B07$
A gyepszint (C szint) SZRK&FNK szerinti természetessége	$T_C = (3/20)*C01 + (2/20)*C02 + (1/20)*C03 + (9/20)*C04 + (5/20)*C05$
Az újulat (D szint) SZRK&FNK szerinti természetessége	$T_D = [(2/24)*D01 + (1/24)*D02 + (3/24)*D03 + (5/24)*D04 + (5/24)*D05 + (3/24)*D06 + (5/24)*D07] * DCSF$
A holtfa viszonyok SZRK&FNK szerinti természetessége	$T_H = (1/2)*H01 + (1/2)*H02$
A vadhatás SZRK&FNK szerinti természetessége	$T_V = [(2/17)*V01 + (5/17)*V02 + (3/17)*V03 + (2/17)*V04 + (5/17)*V05] * VCSF$
A termőhelyi, táji és gazdálkodási körülmények SZRK&FNK szerinti természetközelsége	$T_T = [(2/20)*T01 + (1/20)*T02 + (4/20)*T03 + (3/20)*T04 + (5/20)*T05 + (5/20)*T06] * TCSF$

N2K szerkezet és funkció (SZRK&FNK) szempontok szerinti természetességeket (3. táblázat).

Végül az értékelés harmadik szintjén számoljuk ki a monitorozott Natura 2000 erdőállomány összesített N2K természetességi mutatóját (T_{N2K}). Az N2K szerkezet és funkció szempontok szerinti természetességek súlyozását a TERMERD-ben alkalmazott eljárástól kissé eltérően, az élőhely-típusoktól független, egységes szempontsúlyokkal számítjuk (4. táblázat). A TERMERD kismértékű élőhely-differenciálását a Natura 2000 élőhelyekre vonatkozóan összevontan kellett vol-

4. táblázat. A Natura 2000 erdők szerkezet és funkció szempontjainak fő súlyozása és az összesített természetességi mutató (T_{N2K}) kiszámítása ahol:

$$T_{N2K} = 0,35 * T_A + 0,15 * T_B + 0,15 * T_C + 0,07 * T_D + 0,12 * T_H + 0,06 * T_V + 0,10 * T_T$$

N2K szerkezet és funkció szempont	Szempontsúlyok
A faállomány természetessége (T_A)	0,35
A cserjeszint természetessége (T_B)	0,15
A gyepszint természetessége (T_C)	0,15
Az újulat természetessége (T_D)	0,07
A holtfa viszonyok természetessége (T_H)	0,12
A vadhatás természetessége (T_V)	0,06
A termőhelyi, táji és gazdálkodási körülmények természetközelsége (T_T)	0,10

na kezelni, mint pl. a 91E0 – éger- és kőrisligetek, puhafás ligeterdők, láperdők esetében. Ezek „átlaga” is csak kevéssel tért volna el kritériumuk fő átlagától, ezért választottunk inkább egységes szempontsúlyozást minden élőhelyre. A TERMERD fő hangsúlyoktól kicsit eltérően a cserjeszintet kevésbé tartjuk meghatározónak (súlyát 0,20-ról 0,15-re csökkentettük), míg a gyepszint jelentőségét jobban kiemeltük (0,09-ről növeltük 0,15-re).

Értékelés

Az extenzív monitorozásra korábban javasolt adatlap és protokoll (Bölöni 2008) ugyan a TERMERD módszertan némileg egyszerűbb változatának tekinthető, azonban még mindig túl összetettnek és kiemelkedő szakértelmet igénylőnek bizonyult. Alkalmazásával csak igen kevés számú felmérés készült (2014-ig kevesebb, mint 50), továbbá elmaradt az alapadatok értékelésének részletes kidolgozása. A nemzeti parkok monitorozó munkatársai 2014-től már a továbbfejlesztett módszertan (Horváth *et al.* 2017) szerint dolgoznak és a „svájci projekt” keretében további több, mint 500 mintavételi ponton készültek felmérések. Időközben elkészítettük a monitorozás központi adatbázisát és honlapját (<http3>), amely támogatja a módszertan megtanulását, alkalmazását és az alapadatok feldolgozását. Az eredmények egységes értelmezése és további hatékony felhasználása érdekében szükségessé vált az értékelés módszertanának részletes kidolgozása. A TERMERD projekt eredményeinek az erdőtervezés gyakorlatába és az Országos Erdőállomány Adattárban való alkalmazására és hasznosítására ugyan több javaslat is született (Bartha *et al.* 2009, 2010). Ezeket azonban a természetvédelem szempontjából nem tekinthetjük megfelelőnek, mert azokban a természetesség gondolata súlyos kompromisszumok által korlátozottan jelenik csak meg, nélküli továbbá a természetvédelmi értékeléséhez szükséges új információk gyűjtését és felhasználását.

A monitorozás során dokumentum fényképek is készülnek, amelyekből bemutattunk néhányat eltérő természetességű erdő állományokból (1. Függelék az Online Függelékben [OF]).

A továbbfejlesztett monitorozási módszertan és az egységes értékelési módszertan segíti a Natura 2000 erdei élőhelyekre vonatkozó országjelentések elkészítését. A hét N2K szerkezet és funkció szempont szerinti külön-külön való értékelés lehetősége pedig az erdők természetvédelmi állapotának és a változások tendenciáinak pontosabb, sokoldalúbb diagnózisát, mélyebb megértését, ezek következtében pedig az erdőgazdálkodás és a természetvédelem eredményesebb párbeszédét szolgálják.

Köszönetnyilvánítás – Az erdőtermészetesség szempontú értékelés módszerének kidolgozását a Svájci-Magyar Együttműködési Program finanszírozásának segítségével valósítottuk meg „A fenntartható természetvédelem megalapozása magyarországi Natura 2000 területeken” elnevezésű, SH/4/8 jelű projekt keretében. A projekt során sok segítséget és a monitorozási gyakorlatban jól használható tanácsokat kaptunk az FM Természetmegőrzési Főosztály és a nemzeti parkok monitorozó munkatársaitól. Köszönetet mondunk továbbá a TERMERD munkacsoport vezetőjének és szakértőinek, akiknek koncepcióját és korábbi eredményeit felhasználtuk a munka során.

Irodalomjegyzék

- Babos, I. (1954): *Magyarország táji erdőművelésének alapjai*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 163 p.
- Bartha, D. (1996): A magyarországi erdők értékelése biológiai szempontból. – *Természet Világa* **127**: 30–32.
- Bartha, D. (2005): *A magyarországi erdők természetességének vizsgálata*. – MTA Doktori Értekezés, Sopron, 186 p.
- Bartha, D., Bölöni, J., Ódor, P., Standovár, T., Szmorad, F. & Timár G. (2003): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata. – *Erdészeti Lapok* **138**: 73–75.
- Bartha, D., Gálhidy, L., Aszalós, R., Bartha, D., Bodoncz, L., Bölöni, J., Kenderes, K., Ódor, P., Standovár, T., Szmorad, F. & Timár, G. (2007): *A magyarországi erdők természetessége*. – WWF Füzetek 27, WWF Magyarország, 44 p.
- Bartha, D., Ódor, P., Horváth, T., Timár, G., Kenderes, K., Standovár, T., Bölöni, J., Szmorad, F., Bodoncz, L. & Aszalós, R. (2006): Relationship of tree stand heterogeneity and forest naturalness. – *Acta Silv. Lign. Hung.* **2**: 7–22.
- Bartha, D., Standovár, T., & Timár, G. (2009): Milyen értékelő módszert alkalmazzunk a szakigazgatási gyakorlatban? – *Erdészeti Lapok* **146**: 330–332.
- Bartha, D., Standovár, T. & Timár, G. (2010): Erdőtermészetesség-értékelő. – *Erdészeti Lapok* **64**: 13–15.
- Bartha, D., Szmorad F. & Timár G. (1998): A magyarországi erdők természetességének erdőrészlet szintű értékelési lehetősége. – *Erdészeti Lapok* **133**: 74–77.
- Borhidi, A. (2003): *Magyarország növénytársulásai*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 610 p.
- Bölöni, J. (2008): Natura 2000 monitorozási adatlap: erdők extenzív felmérése; Kitértelési útmutató; Kiértékelési útmutató – In: Horváth, A., Bartha, S., & Bölöni, J. (szerk.): *A Natura 2000 élőhely monitorozó protokollok kidolgozása és tesztelése. Struktúra és funkció protokoll*. – Kutatási jelentés a „Madárvédelmi (79/409/EGK) és az élőhelyvédelmi (92/43/EGK) irányelveknek megfelelő monitorozás előkészítése (2006/018–176.02.01 számú Átmeneti Támogatás projekt)” keretében. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 101–103, 127–139.
- Bölöni, J., Kun, A. & Molnár Zs. (szerk.) (2003): *Élőhelyismereti Útmutató*. A „Magyarország növényzeti örökségének felmérése és összehasonlító értékelése” című NKFP program élőhelyterképezési részének élőhely felismerési útmutatója. – Kézirat, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót. Forrás: <http://www.novenyzetiterkep.hu/eiu/>
- Bölöni, J., Molnár, Zs. & Kun, A. (szerk.) (2011): *Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ANÉR 2011*. – MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 441 p.

- Bölöni, J., Molnár, Zs., Kun, A. & Biró, M. (szerk.) (2007): *Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (ÁNÉR 2007). Kézirat.* – MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót. 184 p. URL: <http://www.novenyzetiterkep.hu/node/208>
- Bölöni, J., Ódor, P., Ádám, R., Keeton, W. S., & Aszalós, R. (2017): Quantity and dynamics of dead wood in managed and unmanaged dry-mesic oak forests in the Hungarian Carpathians. – *Forest Ecol. Manag.* **399**: 120–131. doi: <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.029>
- Cantarello, E. & Newton, A. C. (2008): Identifying cost-effective indicators to assess the conservation status of forested habitats in Natura 2000 sites. – *Forest Ecol. Manag.* **256**: 815–826. doi: <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.031>
- CEC (2009): *Composite Report on the Conservation Status of Habitat Types and Species as required under Article 17 of the Habitats Directive.* – Report from the Commission to the Council and the European Parliament, 17. Retrieved from URL: <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Composite+Report+on+the+Conservation+Status+of+Habitat+Types+and+Species+as+required+under+Article+17+of+the+Habitats+Directive#0>
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014): Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. – *Ecol. Monogr.* **84**: 45–67. doi: <http://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Csiky, J. (2004): *A Karancs, a Medves-vidék és a Cerová vrchovina (Nógrád-Gömöri bazaltvidék) flóra- és vegetációtérképezése.* – Szerzői kiadás, Pécs, 451 p.
- Danszky, I. (szerk.) (1963): *Magyarország erdőgazdasági tájainak erdőfelújítási, erdőtelepítési irányelvei és eljárásai, 1-6.* – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 3484 p.
- Evans, D., & Arvela, M. (2012): *Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007-2012.* – European Topic Center on Biological Diversity, Habitats Committee, Paris. URL: http://circa.europa.eu/Public/irc/env/monnat/library?l=/expert_reporting/work-package_revision/consultation_committee_1/guidelines_hab-compdf/EN_1.0_&a=d
- Fekete, G. (1965): *Die Waldvegetation im Gödöllőer Hügelland. Vergleichende pflanzengeographische Studie über die Wälder der kühl-kontinentalen Waldsteppe.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 223 p.
- Fekete, G. (2002): A szünbotanikai kutatások első négy évtizede. – In: Fekete, G., Kiss, K., T., Kovácsné Láng, E., Kun, A., Nosek, J. & Révész, A. (szerk.): *A Magyar Tudományos Akadémia Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete 50 éve 1952-2002.* – MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Vácrátót, pp. 13–34.
- Grabherr, G., Koch, G., Kirchmeir, H. & Reiter, K. (1998): *Hemerobie österreichischer Waldökosysteme.* – Veröffentlichungen des Österreichischen MaB-Programms 17., Universitätsverlag Wagner, Innsbruck, 493 p.
- Halász, A. (1994): *A magyar erdőszet 70 éve számokban 1920-1990* – FM Erdőrendezési szolgálat, Budapest, 203 p.
- Heilmann-Clausen, J., & Christensen, M. (2004): Does size matter? On the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests. – *Forest Ecol. Manag.* **201**: 105–117. doi: <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.010>
- Hernando, A., Tejera, R., Velázquez, J. & Núñez, M. V. (2010): Quantitatively defining the conservation status of Natura 2000 forest habitats and improving management options for enhancing biodiversity. – *Biodivers. Conserv.* **19**: 2221–2233. doi: <http://doi.org/10.1007/s10531-010-9835-8>
- Horánszky, A. (1965): *Die Wälder des Szentendre-Visegráder Gebirges.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 288 p.

- Horváth, F. (2012): *Módszertani fejlesztések az erdőrezervátumok hosszú távú faállomány-szerkezeti kutatásához*. – Doktori értekezés, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron, 122 p.
- Horváth, F., Molnár, Cs., Ortmann-né Ajkai A., Csicsek, G., Szabó, G., Zimmermann, Z., Lukács, M. & Bölöni, J. (2017): Natura 2000 erdei élőhelytípusok szerkezet és funkció monitorozási módszere a Pannon életföldrajzi régióban. – *Természetvédelmi Közlem.* **23**: 24–50. doi: <http://dx.doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2017.23.24>
- Jakucs, P. (1961): Die phytozoölogischen Verhältnisse der Flaumeichen-Buschwälder Südostmitteleuropas. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 313 p.
- Kevey, B. (2008): Magyarország erdőtársulásai. – *Tilia* **14**: 11–488.
- Kun, A. & Molnár, Zs. (szerk.) (1999): *Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer, Élőhely-terképezés IX*. – Scientia Kiadó, Budapest, 174 p.
- Kun, A., Aszalós, R., Botta-Dukát, Z., Biró, M., Bölöni, J., Fekete, G., Horváth, F., Krasser, D., Molnár, Zs., Ruprecht, E. & Török K. (2002): *A növénytakaró vizsgálata és leírása táji léptékben: az utóbbi évtized*. – In: Fekete, G., Kiss, K., Kovácsné-Láng, E., Kun, A., Noszek, J. & Révész, A. (szerk.): *A Magyar Tudományos Akadémia Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete 50 éve (1952–2002)*, pp. 35–64.
- Kutnar, L., Matijašič, D., & Pisek, R. (2011): Conservation status and potential threats to natura 2000 forest habitats in slovenia. – *Sumar. List* **135**: 215–231.
- Lengyel, Sz., Déri, E., Varga, Z., Horváth, R., Tóthmérész, B., Henry, P.-Y., Kobler, A., Kutnar, L., Babij, V., Selinkar, A., Christia, C., Papastergiadou, E., Gruber, B. & Henle, K. (2008): Habitat monitoring in Europe: A description of current practices. – *Biodivers. Conserv.* **17**: 3327–3339. doi: <http://doi.org/10.1007/s10531-008-9395-3>
- Louette, G., Adriaens, D., Paelinckx, D. & Hoffmann, M. (2015): Implementing the Habitats Directive: How science can support decision making. – *J. Nat. Conserv.* **23**: 27–34.
- Molnár, Zs. & Biró, M. (2010): A néhány száz évre visszatekintő, botanikai célú történeti tájökölógiai kutatások módszertana. – *Földrajzi Tanulmányok* **5**: 109–126.
- Molnár, Zs., Bartha, S., Seregélyes, T., Illyés, E., Timár, G., Horváth, F., Révész, A., Kun, A., Botta-Dukát, Z., Bölöni, J., Biró, M., Bodonczai, L., Deák, J.Á., Fogarasi, P., Horváth, A., Isépy, I., Karas, L., Kecskés, F., Molnár, Cs., Ortmann-né Ajkai, A. & Rév Sz. (2007): A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). – *Folia Geobot.* **42**: 225–247.
- Münch, D. (1995): Naturwaldreservate und das Leitbild „Natürlichkeit“. Eine historische Analyse forstwissenschaftlicher Forschung. – *Allg. Forst- und Jagdztg.* **166**: 115–121.
- Németh, F., Seregélyes, T. (1989): *Természetvédelmi információs rendszer: Adatlap kitöltési útmutató*. – Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest
- Ódor, P. (2016): *Az Északi-középhegység (Aggteleki Karszt, Börzsöny, Bükk, Mátra, Zemplén hegységek) holtfa viszonyainak és a holtfához kötődő moha- és gombaközösség leíró értékelése*. – Kutatási jelentés, MTA Ökológiai Kutatóközpont. URL: <http://holtfa.okologia.mta.hu>
- Ódor, P., Heilmann-Clausen, J., Christensen, M., Aude, E., Van Dort, K., Piltaver, A., Siller, I., Veerkamp, MT., Walleyn, R., Standovár, T., Van Hees, A., Kosec, J., Matočec, N., Kraigher, H., Grebenc, T. (2006): Diversity of dead wood inhabiting fungi and bryophytes in semi-natural beech forests in Europe. – *Biol. Conserv.* **131**: 58–71. doi: <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.004>
- Palo, A., & Gimbutas, M. (2015): Habitat Directive Forest Type Western Taiga (*9010) In Estonia – the First Description of Stand Structure According to Mapping and Monitoring Data. – *Baltic For.* **21**: 16–27.
- Peterken, G. F. (1996): *Natural Woodland. Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions*. – Cambridge University Press, Cambridge, 522 p.

- Pócs, T. (1960): Die Zonale Waldgesellschaften Südwestungarns. – *Acta Bot. Hung.* **6**: 75–105.
- Puumalainen, J. (2001): *Structural, compositional and functional aspects of forest biodiversity in Europe*. – Geneva Timber and Forest Discussion Papers, United Nations, New York and Geneva, 88 p.
- Schirmer, C. (1992): Verfahren und Ergebnisse der Waldbiotopbewertung. – *AFZ* **1**: 38–41.
- Simon, T. (1977): *Vegetationsuntersuchungen im Zempléner Gebirge, Abgrenzung Zönologischer Einheiten Unter Anwendung Quantitativer und Rechentechischer Methoden; Vorstellung der Zytozoologischen Analyse*. – Akadémia Kiadó, Budapest, 350 p.
- Sóó, R. & Zólyomi, B. (1951): *Növényföldrajzi – térképezési tanfolyam jegyzete, kézirat gyanánt*. – Országos Természettudományi Múzeum Vácrátóti Botanikai Kutatóintézete és Növénytára, Vácrátót, 186 p.
- Standovár, T., Szmorad, F., Kovács, B., Kelemen, K., Plattner, M., Roth, T., & Pataki, Zs. (2016): A novel forest state assessment methodology to support conservation and forest management planning. – *Comm.Ecol.* **17**: 167–177.
- Tejera, R., Núñez, M. V., Hernando, A., Velázquez, J., & Pérez-Palomino, A. (2012): Biodiversity and Conservation Status of a Beech (*Fagus sylvatica*) Habitat at the Southern Edge of Species' Distribution. – In: Lameed, A. G. (ed.): *Biodiversity Enrichment in a Diverse World*. – InTech, Rijeka, pp. 63–84.
- Velázquez, J., Tejera, R., Hernando, A. & Núñez, M. V. (2010): Environmental diagnosis: Integrating biodiversity conservation in management of Natura 2000 forest spaces. – *J. Nat. Conserv.* **18**: 309–317. doi:<http://doi.org/10.1016/j.jnc.2010.01.004>

Internetes hivatkozások:

http1: <http://ramet.elte.hu/~ramet/project/termerd/index.htm>

http2: <http://erdovigyazo.hu/modszertan>; http://www.erdorezervatum.hu/N2KMON_modszertan)

http3: <http://erdovigyazo.hu>

Függelék:

A cikkhez tartozó Online Függelék a folyóirat honlapján található.

Függelék 1: Jellemző állományképek eltérő természetességű erdőkből

Forest naturalness based evaluation method for assessment of Natura 2000 forests of the Pannonian region to monitor structure and function

Zsófia Szegleti¹, Gábor Csicsék², Gábor Szabó³, Zita Zimmermann³,
János Bölöni³ and Ferenc Horváth³

¹*H-2890 Tata, Tavasz u. 109, Hungary*

²*University of Pécs, Doctoral School of Biology,
H-7624 Pécs, Ifjúság útja 6, Hungary*

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

e-mail: horvath.ferenc@okologia.mta.hu

Monitoring of Natura 2000 forest habitats of Hungary and the Pannonian biogeographical region is necessary to maintain and improve their favourable conservation status. The simplified and improved 'structure and function' monitoring scheme is based upon the concept of forest naturalness. We may consider it as an adaptation of the methodology of TERMERD project. There are some differences in classification of forest habitats, in sampling method and in the number and set of forest naturalness indicator variables. However, the aspects of evaluation are mainly the same: naturalness of forest stand, of shrub layer, of herb layer, of regeneration layer and of dead wood features. But evaluation of the impact of games, and the complex circumstances of site, landscape and landuse management are differ a bit. We are presenting here the detailed methodology of the whole evaluation process of basic data provided by the improved 'structure and function' monitoring system, that will contribute to the preparation of further country reports.

Keywords: Habitats Directive, natural forests, forest stand structure, naturalness indicator, TERMERD project

A Déli-Mátrában végzett gypekezelési eljárások hatása a magyar aknászpók (*Nemesia pannonica* Herman, 1879) abundanciájára

Szmatona-Túri Tünde¹, Vona-Túri Diána² és Magos Gábor³

¹*FM ASzk-Máttra Erdészeti, Mezőgazdasági és Vadgazdálkodási Szakképző Iskolája és Kollégiuma,*
3232 Mátrafüred, Erdész út 11.

²*Eötvös József Református Oktatási Központ,*
3360 Heves, Dobó út 29.

³*Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, Mátrai Tájegység,*
3304 Eger, Sánc út 6.

e-mail: turitunde79@gmail.com

Összefoglaló: Munkánk során a kaszálás és a cserjeirtás hatását vizsgáltuk a védett, szubmediterrán elterjedésű magyar aknászpók (*Nemesia pannonica* Herman, 1879) abundanciájára a Gyöngyösi Sár-hegy természetvédelmi területen és a Mátrai Tájvédelmi Körzet (Gyöngyössolymos) területén. A mintavételezést 2007–2010 és 2012–2015 között végeztük élvefogó, illetve Barber-csapdás gyűjtéssel, mely során a *N. pannonica* 216 egyedét sikerült begyűjteni. Hím példányai mellett petékkal rendelkező nőtény egyedek is kerültek a csapdádba, mely korábbi vizsgálatokkal ellentétben igazolja, hogy alkalmanként a nőtények is elhagyják tárnáikat. A faj a kaszált és a cserjeirtott területeken jelentősen nagyobb abundanciával volt jelen, mint a kezeletlen élőhelyeken. Adataink alapján elmondhatjuk, hogy az élőhely-rekonstrukciós kezelések kedvező hatással voltak az egyedszám alakulására, ezért a faj megóvásának egyik módja lehet az élőhelyek fenntartása és helyreállítása.

Kulcsszavak: kaszálás, cserjeirtás, abundancia, nőtény egyedek

Bevezetés

A környezet változásaira érzékeny, fajgazdag csoportot képviselő pókok az adott élőhelyekről számos információt szolgáltatnak, ezért a természetvédelmi kezelések hatásának vizsgálatára jól alkalmazhatók. A legtöbb pókfaj speciális környezeti igényekkel rendelkezik, ezért a közösségek összetétele jól jelzi az adott élőhely strukturális változását (Ysnel & Canard 2000). A különféle kezelések, mint a kaszálás, hatással vannak a pók közösségek összetételére (Pozzi *et al.* 1998), ezért

a pókok vizsgálata fontos a tájhasználat és a gyepkezelések megfelelő koordinálásához.

Hazánkban a védett pókfajok száma igen csekély. A 16 védettséget élvező faj közül természetvédelmi szempontból az egyik legértékesebb a magyar aknászpók (*Nemesia pannonica* Herman, 1879). A 10 000 HUF pénzben kifejezett természetvédelmi értékű szubmediterrán faj elsősorban a középhegységek délre néző oldalain, sziklagyepekben, lejtőszyepekben és bokorerdőkben fordul elő. Legnagyobb állománya a Szársomlyón (Villányi-hegység) (Szinetár & Lajos 2000, Lajos & Vadkerti 2007) található, valamint Budapest környékén és a Sas-hegyen (Balogh 1935, Bleicher *et al.* 1999) is nagy számban fordul elő.

Több tanulmány szerint a kaszálórétek és a legelők Közép-Európában a legfajgazdagabb élőhelyek közé tartoznak (Steffan-Dewenter & Leschke 2002, Ilmarinen & Mikola 2009). Ökológiai szempontú vizsgálataik az utóbbi években nagy figyelmet kaptak. A hegyi rétek esetében az emberi beavatkozás természetvédelmi szempontból nagy jelentőséggel bír, hiszen fenntartásuk és helyreállításuk a gyepkezelési eljárásokkal kivitelezhető. A vegetáció összetételére és szerkezetére a periodikus zavarás, mint például a kaszálás (Hulbert 1988, Maret & Wilson 2000) befolyással van, kedvező hatását a florális diverzitásra több kutatás is igazolta (Decler 1990, Buttler 1992, Güsewell *et al.* 1998, Noordijk *et al.* 2010).

A tanulmányunk célja az volt, hogy bemutassuk a kaszálás és a cserjeirtás, mint gyepkezelési eljárások hatását a *N. pannonica* egyedszámára. Nyolc év gyűjtési adatai alapján végeztük a vizsgálatot, mely során elsőként igazoltuk a faj mátrai előfordulását (Szmátóna-Túri & Vona-Túri 2012), azonban a gyepkezelés hatására vonatkozó eredményeinket részletesen még nem ismertettük. Adataink természetéből adódóan statisztikai elemzéseket nem állt módunkban elvégezni, ezért csak a kezeléseknek köszönhető évenkénti egyedszám változást mutatjuk be.

Módszerek

A Mátra déli fekvésű peremhegyén, a Gyöngyösi Sár-hegy természetvédelmi területen és tőle ÉNY-i irányban fekvő gyöngyössolymosi területen (MTK) 2007–2010 és 2012–2015 között végeztünk gyűjtéseket. Mindkettő Natura 2000 terület, előbbi élőhelyvédelmi (Special Area of Conservation), utóbbi madárvédelmi (Special Protection Area) terület. A Gyöngyösi Sár-hegy TT értékes faunája mellett kiemelkedő jelentőségű florisztikai elemekkel is rendelkezik. Az árvalányhajas erdősszyeppréteken és lejtőszyeppréteken állományalkotó a hosszúlevelű árvalányhaj (*Stipa tirsá*), a barázdált csenkesz (*Festuca rupicola*) és a fogtekercs (*Danthonia alpina*). Olyan védett fajok élnek, mint a nagyzezerjófű

(*Dictamnus albus*), a dunai szegfű (*Dianthus collinus*), a tavaszi hérics (*Adonis vernalis*) vagy a tarka imola (*Centaurea triumfetti*). A Mátra hegységben előforduló három Natura 2000 jelölő növényfaj mindegyike megtalálható a Sár-hegyen, ezek a Janka-tarsóka (*Thlaspi jankea*), a piros kígyószisz (*Echium russicum*) és a leánykőkörcsin (*Pulsatilla grandis*). A mezofil (víztöbblettel befolyásolt) kaszálórétek értékes fajai közé tartozik a kornistárnics (*Gentiana pneumonanthe*) és az agárkosbor (*Orchis morio*), valamint a síkvidékről felhúzódott érdekességek, a csikorgófű (*Gratiola officinalis*) és a sziki kocsord (*Peucedanum officinale*).

A Sár-hegy kaszált (1–2. ábra) és kontroll sztyepprétejain 2007–2010 között



1. ábra. Kaszált élőhely a Sár-hegyen késő nyáron a kaszálás előtt.



2. ábra. Kaszált élőhely a Sár-hegyen ősszel a kaszálás után.

és 2012-ben vizsgáltuk a kaszálás hatását a faj abundanciájára. A kaszálás és a talajzoológiai monitoring a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság koordinálásával és támogatásával valósult meg. A kezelés javarészt gépi kaszálással, évente egy alkalommal, az időjárási viszonyok függvényében ősszel vagy késő nyáron történt. A kezeléseket forgó módszert alkalmazták menedékhelyek és táplálékforrás fenntartása érdekében. 2012–2015 között a Sár-hegyen és Gyöngyössolymoson cserjeirtott (3. ábra), kontroll cserjés, illetve kontroll réteken (lásd. 1–2. ábra)



3. ábra. Cserjeirtott élőhely 2013-as évi őszi aspektusa Gyöngyössolymoson.

1. táblázat. A mintaterületekre jellemző kezelés módja és vegetáció.

Gyűjtőhely	Tengerszint feletti magasság (~m)	Vizsgálat célja	Mintavételi terület	Méret (~ha)	Társulás
Gyöngyös-solymos	300	Cserjeirtás hatása	Kaszálórét	3	Erdős pusztarét (Campanulo-Stipetum tirsae)
			Cserjés	3	Spontán záródott Pruno spinosae-Crataegetum erdőssztyepp erdő elemekkel (pl. Acer tataricum)
		Cserjeirtás hatása	Cserjeirtott minta	1	Erdős pusztarét(Campanulo-Stipetum tirsae)
			Cserjeirtott minta	1	(Pulsatillo montanae-Festucetum rupicolae)
Sár-hegy	350	Kaszálás hatása	Cserjés	1	Töviskés cserjés (Pruno spinosae-Crataegetum)
			Kaszálórét	5	Erdős pusztarét (Campanulo-Stipetum tirsae)
		Kontroll rét	1	Cserjés sztyepprét (Pulsatillo montanae-Festucetum rupicolae - Pruno spinosae-Crataegetum)	

vizsgáltuk a cserjeirtás hatását (1. táblázat). A kezelések a KEOP (Réték, gyepek, legelők helyreállítása és kezelése) projekt keretein belül valósultak meg, a talajzoológiai vizsgálatot a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság támogatta. A cserjék irtása kézi erővel, egy alkalommal történt 2012 őszén, melyet további kezelések nem követtek, ezért a 2015-ös évben egy homogén, alacsony cserjékkel borított társulás alakult ki.

A vizsgálat során duplaedényes talajcsapdákkal végeztük a mintavételezést, melyhez tetővel lazán fedett 10 cm átmérőjű, műanyag poharakat alkalmaztunk. 2007–2012 között a terület természetvédelmi jellegére, az ott előforduló védett fajokra tekintettel, élvefogó csapdákat használtunk. A csapdák egy évben négy alkalommal (április, május–június, augusztus–szeptember, november) két héten keresztül voltak kihelyezve. Az élőhelyek négy oldalára, a szegélytől kb. 5 m távolságra 3–3 csapda lett kihelyezve, melyeket egymástól 4 m távolságra rendeztünk el. A Bükki Nemzeti Park Igazgatóság közreműködésével 2012–2015 között etilén-glikollal töltött, Barber-csapdákkal végeztünk gyűjtéseket, melyek évente két alkalommal (május, szeptember), három héten keresztül működtek. Területenként 5 darab csapdát helyeztünk ki, egymástól 4–5 m távolságra egy transzekt mentén. Az élvefogó csapdákat 48 óránként, a Barber-csapdákat kéthetente ürítet-

tük. A Barber-csapdával gyűjtött egyedek mellett az élve fogott egyedek kb. fele konzerválásra került 75%-os etil-alkohollal. A szabad szemmel könnyen azonosítható egyedeket szabadon engedték. A konzervált példányok jelenleg még a BNPI Mátrai Tájegységénél lettek elhelyezve.

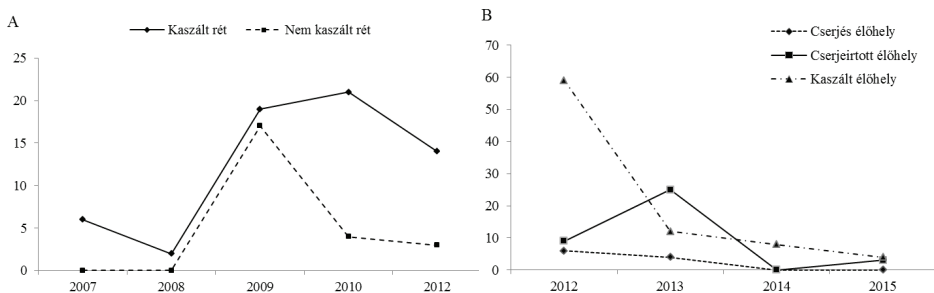
Eredmények

2007–2010 között a Sár-hegyről a *N. pannonica* 59 egyedét sikerült kimutatnunk, mely során elsőként igazoltuk a faj mátrai előfordulását (Szmátóna-Túri & Vona-Túri 2012). A 2012 és 2015 között további 157 példányát gyűjtöttük be a Sár-

2. táblázat. A *N. pannonica* előfordulási adatai a Déli-Mátra élőhelyein.

Gyűjtőhelyek	Kaszálás vizsgálata					Cserjeirtás vizsgálata				össz.
	2007	2008	2009	2010	2012	2012	2013	2014	2015	
Sár-hegy	6	2	36	25	17	73	16	8	4	187
Gyöngyössolymos						1	25	-	3	29

hegyről és Gyöngyössolymosról (2. táblázat). Mind a kaszált, mind a cserjeirtott élőhelyeken jelentősen nagyobb abundanciával volt jelen, mint a kezeletlen élőhelyeken. A kaszálás legszembetűnőbb hatása a 2010-es évben figyelhető meg, ahol a kaszált réteken 21, a kontroll réteken pedig csak 4 egyed került elő. A cserjeirtott élőhelyeken is jelentős egyedszám-beli fölény tapasztalható, főként a 2013-as évben. A cserjeirtott élőhelyeken 25, a cserjésekben 4 egyed volt jelen (4. ábra). A faj legtöbb egyedét a Gyöngyösi Sár-hegy TT-en mutattuk ki. Hím péld-



4. ábra. A *N. pannonica* abundanciája (A) kaszált és nem kaszált, illetve (B) cserjés -, cserjeirtott - és kaszált élőhelyeken.

dányai mellett egy, petékkal rendelkező nőstény is került a talajcsapdába Gyöngyössolymoson. A jelen kutatással párhuzamosan zajló faunisztikai vizsgálatunk

során egy másik nőényt is sikerült begyűjteni a Sár-hegy egyik déli élőhelyéről (5. ábra).



5. ábra. A *N. pannonica* nőstény példánya petékkel.

Értékelés

A déli-mátrai élőhelyeken a magyar aknászpók jelentős állományát sikerült felfedeznünk. Az első 4 év (2007–2010) gyűjtési adatai korábbi munkánkban (Szmatona-Túri & Vona-Túri 2012) már publikálásra kerültek, melynek fő célja a magyar aknászpók első mátrai előfordulásának ismertetése és szezonális vizsgálata volt. Jelen munkánk kiegészíti a korábbi tanulmányt további gyűjtésekkel és gyepezési hatásvizsgálattal.

A Sár-hegyről a nyolc éves gyűjtésünk során minden évben került elő *N. pannonica* egyed. Korábbi vizsgálatok szerint (Loksa 1984, Lajos & Vadkerti 2007) a nőstények egész életüket tárnáikban töltik, így gyűjtésük talajcsapdával nem lehetséges. Adataink bizonyítják, hogy esetenként a nőstény egyedek is elhagyhatják tárnáikat. Ennek hátterében valószínűleg nem lokális hatás áll, mivel az egyik nőstény a Sár-hegy tavaszi mintájában volt jelen, a másik Gyöngyössolymosról került elő egy őszi gyűjtés során. Ez alátámasztja korábbi, hímek aktivitása alapján kimutatott eredményeinket (Szmatona-Túri & Vona-Túri 2012), mely szerint a fajnak egy évben két, tavaszi és őszi szaporodási időszaka van.

A *N. pannonica* minden élőhely típusban előfordult, azonban a kezelt és a kezeletlen habitatokban az egyedek száma nagymértékben eltért. A kaszált és cserjeirtott élőhelyeken tapasztalt nagyobb abundancia – szemben a kezeletlen élő-

helyekkel – tükrözi a kezelések kedvező hatását a faj számára. Szinetár *et al.* (2012) a Budai Sas-hegyen végzett vizsgálatához hasonlóan, a kezelések hatására a faj állománya növekedésnek indulhat, mivel a cserjés területek helyén létrejövő nyílt gyepek kedvezőbb feltételeket biztosítanak a faj számára. A kezelt és kezeletlen területek közötti egyedszámbeli eltérés egyes években kimagasló volt. A 2010, 2012-es években a kaszált és nem kaszált élőhelyek közötti nagy eltérést az magyarázhatja, hogy a szeptemberi gyűjtéseket megelőzte a kaszálás ellenben a többi évvel, ezért egy alacsony fűmagasságú élőhely jött létre, mely kedvezett a faj számára (2. ábra). A cserjeirtott élőhelyeken a kezelést követő évben (2013) a faj abundanciája nőtt, így a kezeletlen élőhelyhez viszonyítva nagy eltérés mutatkozott. A további kezelések hiánya miatt a következő években (2014–2015) a számuk csökkent. Elmondható tehát, hogy a cserjeirtást követő kaszálás elmarádása a faj visszaszorulását eredményezheti, ezért javasoljuk a BNPI számára a kezelések átgondolása és pótlását, melyet 2016-ban el is végeztek. Az évek közötti egyedszámbeli eltéréseknek a feltételezhető oka az lehet, hogy a *N. pannonica* tavaszi és őszi aktivitási csúcsa az adott év időjárásviszonyai miatt elcsúszhat. A megfigyeléseink alapján az árpilisi és szeptemberi gyűjtések akkor voltak eredményesek, amikor az időjárás megfelelt az adott hónapnak. A meleg és száraz szeptember alkalmával nem sikerült egyedeket gyűjteni.

Összességében elmondható, hogy a területen zajló élőhely-rekonstrukciós kezelések hatására a faj állománya növekedésnek indult. Feltehetően a cserjeirtást követő kaszálások elkezdésével a faj egy stabil populációja alakulhat ki a Déli-Mátra fátlan élőhelyein. A természetvédelmi kezelések a többi védett és ritka faj számára is kedvező feltételeket biztosíthatnak és az élőhelyek megőrzésével a Sár-hegyre jellemző változatosság és fajgazdagság fenntartható és fokozható.

Köszönetnyilvánítás – Munkánkat a KEOP (Rétek, gyepek, (Fás) legelők helyreállítása és kezelése a BNPI Működési területén - KEOP-3.1.2/2F/09-2009-0007) projekt részeként végeztük. Köszönettel tartozunk a Bükki Nemzeti Park Igazgatóságnak és munkatársainak, különösképpen Dudás Györgynek, a sokoldalú közreműködésért. Köszönet illeti továbbá Urbán Lászlót és Kemény Attilát a terepmunkákban és a válogatásban nyújtott segítségükért.

Irodalomjegyzék

- Balogh, J. (szerk) (1935): *A Sas-hegy pókfaunája. Faunisztikai, rendszertani és környezettani tanulmány.* – Sárkány-Nyomda Rt. Budapest, 60 p.
- Buttler, A. (1992): Permanent plot research in wet meadows and cutting experiment. – *Vegetation* **103**: 113–124. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/BF00047697>

- Bleicher, K., Samu, F., Szinetár, Cs. & Rédei, T. (1999): A Budai Sas-hegy Természetvédelmi Terület farkaspókjainak (Araneae, Lycosidae) vizsgálata hatvan évvel ezelőtt és napjainkban. – *Természetvédelmi Közlem.* **8**: 11–119.
- Decler, K. (1990): Experimental cutting of reedmarsh vegetation and its influence on the spider (Araneae) fauna in the Blankaart naturereserve, Belgium. – *Biol. Conserv.* **52**: 16–185. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(90\)90124-8](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(90)90124-8)
- Güsewell, S., Buttler, A. & Klötzli, F. (1998): Short-term and long-term effects of mowing on the vegetation of two calcareous fens. – *J. Veg. Sci.* **9**: 861–872. doi: <http://dx.doi.org/10.2307/3237051>
- Hulbert, L. C. (1988): Causes of fire effects in tallgrass prairie. – *Ecology* **69**: 46–58. doi: <http://dx.doi.org/10.2307/1943159>
- Iimarinen, K. & Mikola, J. (2009): Soil feedback does not explain mowing effects on vegetation structure in a semi-natural grassland. – *Acta Oecol.* **35**: 838–848. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2009.08.008>
- Lajos, L. & Vadkerti, E. (2007): A magyar aknászpók (*Nemesia pannonica* Herman, 1879) szezonális- és társulás-preferencia vizsgálata a Szársomlyón. – *Nat. Somogy.* **10**: 127–133.
- Loksa, I. (1984): *A magyar aknászpók (Nemesia pannonica Herman) autoökológiája összevetve más Nemesia fajokéval.* – Egyetemi Doktori Értekezés, Budapest, 58 p.
- Maret, M. P. & Wilson, M. V. (2000): Fire and seedling population dynamics in western Oregon prairies. – *J. Veg. Sci.* **11**: 307–314. doi: <http://dx.doi.org/10.2307/3236811>
- Noordijk, J., Schaffers, A. P., Heijermanb, T., Boerc, P., Gleichmana M, & S'ykora, K. V. (2010): Effects of vegetation management by mowing on ground-dwelling arthropods. – *Ecol. Eng.* **36**: 740–750. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.01.003>
- Pozzi, S., Gonseth, Y. & Hanggi, A. (1998): Evaluation of dry grassland management on the Swiss occidental plateau using spider communities (Arachnida: Araneae). – *Rev. Suisse Zool.* **105**: 465–485.
- Steffan-Dewenter, I. & Leschke, K. (2002): Effects of habitat management on vegetation and above-ground nesting bees and wasps of orchard meadows in Central Europe. – *Biodivers. Conserv.* **12**: 1953–1968. doi: <http://dx.doi.org/10.1023/A:1024199513365>
- Szinetár, Cs. & Lajos, L. (2000): A Szársomlyó pókfaunisztikai (*Aranea*) kutatásának eredményei. – *Dunántúli Dolg. Term. Tud. Sorozat.* **10**: 127–138.
- Szinetár, Cs., Rákóczi, A. M., Bleicher, K., Botos, E., Kovács, P. & Samu, F. (2012): A Sas-hegy pókfaunája II. A Sas-hegy faunakutatásának 80 éve a hegyről kimutatott pókfajok kommentált listája. – *Rosalia* **8**: 333–362.
- Szmatona-Túri, T. & Vona-Túri, D. (2012): A magyar aknászpók (*Nemesia pannonica* Herman, 1879) újabb előfordulása Magyarországon. – *Természetvédelmi Közlem.* **19**: 106–116.
- Ysnel, F. & Canard, A. (2000): Spider biodiversity in connection with the vegetation structure and the foliage orientation of hedges. – *J. Arachnol.* **28**: 107–114. doi: [http://dx.doi.org/10.1636/0161-8202\(2000\)028\[0107:SBICWT\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1636/0161-8202(2000)028[0107:SBICWT]2.0.CO;2)

The effect of grassland management on abundance of *Nemesia pannonica* (Herman, 1879) in the Southern Mátra

Tünde Szmatona-Túri¹, Diána Vona-Túri² and Gábor Magos³

¹*FM ASzK-Forestry, Agricultural and Game Management Secondary School of Mátra, H-3232 Mátrafüred, Erdész Street 11, Hungary*

²*Eötvös József Reformed Education Centre, H-3360 Heves, Dobó Street 29, Hungary*

³*Bükk National Park Directorate, H-3304 Eger, Sánc street 6, Hungary*

e-mail: turitunde79@gmail.com

Our investigation targeted the analysis of the occurrences of the protected submediterranean *Nemesia pannonica* (Herman, 1879) from the Mátra. Moreover the effect of mowing and shrub control on the abundance of the species was examined. The sampling resulted 216 individuals of *N. pannonica*. Besides males there were females with eggs in the traps. Our research in contrast with previous data prove that the females leave their shaft sometimes. Both grassland management methods have positive effect on abundance of the species therefore one way of the protection of *N. pannonica* is the maintenance and restoration of the habitats.

Keywords: mowing, shrub control, abundance, females

Tájváltozás, tájhasználat és az ideális méhlegelő dél-dunántúli méhészek szemével

Arany Ildikó^{1,2}, Czúcz Bálint^{1,3}, Csonka Imre⁴, Kovács-Hostyánszki Anikó¹ és Molnár Zsolt¹

¹MTA Ökológiai Kutatóközpont,
8237 Tihany, Klebelsberg Kuno u. 3.

²Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola,
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

³European Topic Centre on Biological Diversity, Muséum national d'Histoire naturelle,
FR-75231 Paris, 57 rue Cuvier, , Paris Cedex 05, France

⁴Országos Magyar Méhészeti Egyesület,
1094 Budapest, Viola u. 50.

e-mail: arany.ildiko@okologia.mta.hu

Összefoglaló: Milyen az ideális méhlegelő táj? Milyen ehhez képest a jelenlegi helyzet, hogyan lehetne azt jobbá tenni, és mindez milyen természetvédelmi következményekkel járna? Erről kérdeztünk meg 129 méhészt a 2015-ös Dunántúli Regionális Méhésztalálkozón, Kaposváron. A fő bevételi forrást adó szántóföldi kultúrákon és erdőkön túl a válaszadók többsége kiemelten fontosnak tartotta a vadvirágok sokféleségét fenntartó változatos élőhelyek szerepét a méhcsaládok egészséges önfenntartásához. A méhészek néhány konkrét kezelési javaslatot is megfogalmaztak a méhlegelő értékének javítása érdekében, pl. természetközeli élőhelyek helyreállítását, méhlegelő fajok tudatos vetését és a szántók zöldítését. A javasolt kezelések egy része nemcsak méhészeti, hanem természetvédelmi szempontból is kedvező hatású lehet, mert elősegíti a faji és élőhelyi szintű diverzitást mind a háziméhek, mind a vad beporzó rovarok számára.

Kulcsszavak: háziméh, beporzás, invazív növényfajok, intenzív mezőgazdálkodás, fajgazdagság, élőhelyi sokféleség, helyi tudás

Bevezetés

A mezőgazdaság nagymértékben függ a beporzó rovarok tevékenységétől, a természetett növényfajoknak a 70 százaléka ugyanis rovarbeporzású. A rovarbeporzás globálisan egyre inkább kritikus helyzetbe kerül (Stoate *et al.* 2009, Clough *et al.* 2014), a vadon élő beporzó rovarok sokfélesége és egyedszáma jelentős mértékben csökken, és a háziméhek mérgezése, a méhcsaládok egészségi álla-

potának romlása is egyre gyakoribb jelenség Európában és Észak-Amerikában (Vandenberg 2013). A beporzás védelme ezért mára szakpolitikai célként jelent meg (Potts *et al.* 2016a), és a méhek, és általában a méhészet szerepe világszinten felértékelődött. Ha a természetvédelmi célok minél megalapozottabb megfogalmazására törekszünk, akkor az akadémiai és a szakpolitikai tudást fontos kiegészíteni a különböző érintettek helyi tudásával, ezért a velük való párbeszéd lényeges eleme a folyamatnak (Mihók *et al.* 2016). Magyarországon is elindult ez a párbeszéd több érintett csoport bevonásával, de a méhészek részvétele az eddigi kutatásokban és szakpolitikai folyamatokban nem volt hangsúlyos, holott az ő tudásuk nem csak a háziméhek, de – hasonló ökológiai igényeik révén – a vad beporzó rovarok kapcsán felmerülő természetvédelmi problémák megoldásához is felbecsülhetetlen (Lehébel-Péron *et al.* 2016, Maderson & Wynne-Jones 2016).

A háziméhek (*Apis mellifera* L.), ha tehetik, változatos faji összetételű virágokat látogatnak, ezáltal nemcsak a méhcsalád kiegyensúlyozott táplálékellátását biztosítják, hanem reprodukciójának optimális feltételeit is (Decourtye *et al.* 2011). Míg az 1950-es évek előtt a hazai méhészek legnagyobb részét vegyes virágmézet pergettek, azt követően egyre hangsúlyosabb méhészeti szerepet kapott az akác (*Robinia pseudoacacia* L.), a nagyüzemi mezőgazdálkodás elterjedésével pedig a napraforgó (*Helianthus annuus* L.) és a repce (*Brassica napus* L.) (Nagy 2005). Az intenzív művelésű szántók és ültetvények a fő termények virágzási idejében bőséges, de egyoldalú táplálékforrást nyújtanak, ugyanakkor élőhelyi és faji diverzitásuk Európa-szerte nagymértékben csökkent. A mezőgazdasági gyomnövények sokfélesége például az utóbbi 70 év alatt 50%-kal esett vissza (Bretagnolle & Gaba 2015). Ez a visszaesés különösen a termények virágzási periódusai közötti időszakokban érinti a méhészeket hátrányosan, hiszen ezekben az időszakokban a méhek étrendjének akár 40%-át is kiteheti gyomnövényekről gyűjtött pollen (Requier *et al.* 2015). Érdemes a mezőgazdasági gyomok közül is kiemelni a tarlóvirágot (*Stachys annua* L.), amely az 1950-es évekig az egyik legfontosabb mézelő növény volt Magyarországon, ám mára drámai mértékben visszaszorult (Pinke & Pál 2009).

A virággazdagság csökkenésével párhuzamosan megjelentek és elterjedtek olyan inváziós növényfajok, amik jó mézelőknek bizonyultak, és részben helyettesíteni tudták a ritkuló vadvirágokat. Ilyen fajok például a selyemfű (*Asclepias syriaca* L.) vagy a gyalogakác (*Amorpha fruticosa* L.). A méhészek alkalmazkodtak a megváltozott körülményekhez, a vadvirágos élőhelyekről egyre inkább áttértek a nagy, de időben koncentrált nektár- és virágporhozamú, fajokban szegény méhlegelőkre és inváziós fajok állományaira. A kilencvenes évektől a méhészet egyre több leszakadó térségben nyújtott helyi megélhetési lehetőséget (EC 2013), az 1995-ös 600.000 körüli méhcsaládszám mára több, mint 1 millióra nőtt (Keecs-

kés & Kulcsár 2002, Zilahy 2012). A méhészet még ma is jellemzően kiegészítő jövedelem, de a professzionális, 150 méhcsaládnál többet tartó méhészek száma is nő (Kecskés & Kulcsár 2002, Zilahy 2012). Magyarország éves méztermelése ma 20.000 tonna körül mozog, amivel az EU egyik legjelentősebb méztermelő országa, 2009-ben 27 EU tagország méztermelésének 10,8%-át adta (Zilahy 2012). Az utóbbi 10 évben a kereskedelmi forgalomba kerülő méz 30-50%-a (a tavaszi időjárástól függően) akácméz, de szintén magas, 10-30% közötti a napraforgó- és a repceméz aránya, a régen meghatározó vegyes virágméz ezzel szemben 10-20%-ra szorult vissza. A fennmaradó 10% körüli mennyiséget fajtaméz különlegességek – pl. a hárs (*Tilia spp.*), a selyemfű, a szelídgesztenye (*Castanea sativa* Mill.), a facélia (*Phacelia tanacetifolia* Benth.) vagy az aranyvessző – teszik ki (Zilahy 2012). A modern méhészeti technikák termelékenyebbek a hagyományos módszereknél, ugyanakkor a mai méhésznek számos új betegséggel, kórokozóval és környezeti ártalommal kell szembenéznie (Tóth 2012).

Felmérésünk célja az volt, hogy megtudjuk, hogyan látják a dél–dunántúli méhészek az utóbbi három évtized tájváltozását, és ehhez hogyan alkalmazkodtak: miről gyűjtenek a méheik, milyen növényekre vándorolnak velük, és milyen növényfajok hiányoznak a méhek hosszú távú öfenntartásához és egészségéhez. Arra is kíváncsiak voltunk, hogy milyen javaslatok vannak a méhlegelők értékének javítása érdekében. A kutatással árnyalni kívántuk azt az ellentmondást, ami a méhészet és a természetvédelem közötti, az akác és egyéb inváziós fajok kapcsán kialakult érdekellentét és az ugyanezen szektorok közötti, a vadvirágok és élőhelyek sokféleségét támogató közös érdek között húzódik. Mindezzel a két szektor közötti párbeszédhez, egyensúly kereséséhez, a konfliktusok mérsékléséhez kívántunk hozzájárulni.

Módszerek

Hazai összehasonlításban a Dél-Alföld mellett a Dél-Dunántúl a legjobb méhlegelőkkel ellátott régió, itt található a legtöbb méhcsalád is (2011-ben a hazai méhcsaládok 20,3%-a) és itt a legnagyobb az egy méhészetre jutó méhcsaládok átlagos száma (63) (Zilahy 2012). Baranya, Somogy és Zala után az ország második és harmadik legnagyobb méhsűrűségű megyéje, egy négyzetkilométeren több mint 16 méhcsalád él (Tóth 2012). A régió legnagyobb kiterjedésű méhlegelő területei az erdők (kb. 350.000 hektár), de jelentős repce (kb. 40.000 hektár) és napraforgó (kb. 53.000 hektár) terület is található itt (Zilahy 2012). A Dunántúli-dombság régió természetessége összességében az országos átlagnak megfelelő, a közép régiók szintjén Külső-Somogy az országos átlag alatti, míg Belső-So-

mogy, a Mecsek és Tolna-Baranyai-dombvidék középrégió kevéssel az országos szint fölötti, de jóval alacsonyabb a legtermészetesebb közephegységi régióknál (Czucz *et al.* 2008). Az említett különbségek a különböző mezőgazdasági potenciált, a települések sűrűségét, az infrastruktúra kiépítettségét és a természetközeli élőhelyek arányát tükrözik.

Hipotézisünk a következő volt: az ideális méhlegelő egyszerre nyújt időszakosan nagy nektár- és virágporphorrást, valamint a virágok folyamatosan elérhető sokféleségét, ezáltal biztosítva a mézhozamot és a méhek saját tápanyag-szükségleteit a vegetációs időszak egészében. Mindez egy olyan mozaikos, élőhelyekben és fajokban gazdag tájat feltételez, amely egyúttal a társadalmi-ökológiai rendszerek hosszú távú fenntarthatóságának is kulcsa, a táji szintű természetvédelemnek pedig célkitűzése.

A fenti hipotézis részvételi megközelítésű tesztelésére egy bevezető előadást (Molnár *et al.* 2015) követően kérdőíves adatgyűjtést végeztünk a 17. Dunántúli Regionális Méhésztalálkozó során, 2015. január 24-én, Kaposváron. A kérdőív első részében a válaszadók méhészeti tevékenységével kapcsolatos általános információkra – lakóhelyére, életkorára, méhcsaládjainak számára és vándorlási szokásaira – kérdeztünk rá. A kérdőív második, tartalmi része 19 kérdésből állt, amelyek közül tanulmányunk szempontjából az alábbi 5 kérdés volt releváns:

- A háziméhek, a méhészkedés szempontjából hogyan változott a táj, a határ amióta méhészkedik? Sorolja fel a 4 legfontosabb változást.
- Milyen virágra vándorolt az utóbbi években, illetve 10-30 évvel ezelőtt?
- Soroljon föl „vad”, vagyis nem termesztett méhlegelő növényeket, amelyekre a méhei rendszeresen járnak, illetve jártak!
- Milyen növények hiányoznak a méheinek június-szeptember között?
- Hogyan lehetne a méhlegelő nyári-ősz eleji hiányát orvosolni?

Az öt kérdés mindegyike nyílt volt, vagyis nem voltak előre megadott válaszlehetőségek. A válaszok értékelése az 1-es kérdés esetében kvalitatív módon történt. A válaszadók maximum 4, méhészeti szempontból relevánsnak ítélt megfigyelést adhattak meg. A 129 válaszadó összesen 251 rövid szöveges választ adott. Ebből 8 választ nem tudtunk értelmezni, ezért kizártunk a további elemzésből. A maradék 243 választ 7 fő témakörbe soroltuk, ezeket a könnyebb hivatkozhatóság érdekében 1A–1G kóddal jelöljük. A válaszok többsége néhány, bizonyos ökoszisztémában vagy táji szinten jellemző tendenciát jelez. Az elemzés során ezeket a fő ökoszisztémákat és tendenciákat azonosítottuk és csoportokba rendeztük. Az elemzési módszer korlátjaként említhető, hogy a válaszokat egységesen értékeltük ki. A fő tendenciák talán a leginkább egyértelműen ezen a módon látszanak, ugyanakkor tisztában vagyunk ennek leegyszerűsítő jellegével, hiszen a táj változásának percepciója bizonyos mértékben változó lehet a méhészek körében a

méhészek korára, a méhészkedés módjára és a méhészet méretére vonatkozó háttértenyezőkhöz függvényében. Az eredmények ilyen irányú finomítására ugyanakkor véleményünk szerint nagyobb szakmai rendezvényeken történő kérdőívek helyett kisebb csoportos műhelymunkát vagy személyes interjúkat érdemes készíteni.

A 2. kérdés témája a dél-dunántúli méhészek vándorlásának céljai voltak. A kérdés két részből állt: a 10 évnél hosszabb ideje méhészkedőket arra kértük, hogy az elmúlt 10 év és az azt megelőző 20 év vándorlási szokásait külön is jelezzék. A 10 évnél rövidebb ideje méhészkedők csak az első részkérdésre válaszoltak. Az egyes növényfajokra kapott eredményeket az adott időszakban aktívan vándorló méhészek százalékában adtuk meg.

A 3. kérdés a méhek által a jelenben vagy a múltban látogatott vadon élő növények felsorolását kérte, míg a 4. kérdésben arra kértük a méhészeket, hogy sorolják fel, milyen (termesztett vagy vad) növényeket látnának szívesen nagyobb mennyiségben a nyári nektárhiányos időszakban. Mindkét kérdés esetében az egyes fajokat megjelölő válaszadók számát összesítettük.

Az 5. pontban a méhlegelő nyári-ősz elejei hiányának orvoslására vonatkozó nyitott kérdést tettünk fel. A válaszok elemzésének módszere az 1. kérdés elemzésével megegyező módon történt. A válaszok sok esetben komplexek voltak, több különböző javaslatot tartalmaztak. Ezeket a válaszokat javaslatokra bontottuk, és az így azonosított 135 javaslatot csoportosítottuk 5 fő téma szerint, 5A–5E kóddal jelölve.

Eredmények

Összesen 129 méhész töltötte ki a kérdőívet, akiknek a többsége, 122 fő 4 megyéből érkezett: Somogy megyéből 65, Baranya megyéből 23, Zala megyéből 22 és Tolna megyéből 12 fő. Rajtuk kívül további 6 fő vett részt a felmérésben, 1 Vas megyei, 2 Fejér megyei, 2 Bács-Kiskun megyei és 1 Pest megyei méhész, további 1 résztvevő pedig nem adott meg magáról erre vonatkozó információt. A válaszok elemzésekor megállapított tendenciákat a Dél-Dunántúl (Somogy, Baranya és Tolna megye) táji adottságainak viszonylatában értelmeztük, mert a válaszadók 78%-a ezt a régiót képviselte. Ugyanakkor fontos megemlíteni, hogy – mivel ehhez nem mindig voltak elég pontos információink – az eredmények interpretációjához nem használtunk a régiós szintnél finomabb térbeli felbontást.

A válaszadók kiegyensúlyozott arányban képviselték a kisebb és nagyobb méhészeteket, közülük 41 méhész 50-nél kevesebb, 42 méhész 50 és 100 közötti, 45 méhész pedig több mint 100 méhcsaláddal gazdálkodott (itt is volt 1 db hiányos válasz). A válaszadók életkorának medián értéke 55 év, a legidősebb 87 éves volt,

míg a legfiatalabb 20 éves. A 129 fő közül 65 fő nem folytatott vándorlást, 58 fő vándorolt méheivel. Az utóbbi csoporton belül 20-an vándoroltak 100 km-nél is messzebbre, 27-en maximum 20 és 100 km közötti távolságokra és 11-en 20 km-en belüli távolságokra. 6 fő nem adott magáról a vándorlásra vonatkozó információt.

Az alábbiakban részleteztük az egyes kérdésekre adott válaszok kiértékelésének eredményeit. Az 1. és 5. kérdés esetében az eredményeket a kérdőívekből származó szöveges válaszok közül vett példákkal illusztráltuk, ezeket idézőjelben és dőlt betűvel jelöltük.

Tájváltozás a méhészkedés szempontjából

Az 1. kérdésre adott válaszok nagy része (56) az agrártáj, ezen belül is a (1A) **szántóföldek** (szántóföldi művelés vagy szántóföldi természetű és vad növények) **változását** emeli ki. A következő tendenciák azonosíthatók: a szántók területe növekedett más élőhelyek, különösen a legelők rovására. A szántók művelési módja megváltozott: a monokultúrás, intenzív, kemizált nagyábrás gazdálkodás aránya nőtt; megjelent a (korai) tarlóhántás és mélyszántás; a vetésforgó ritkább lett. A szántóföldi termények aránya és ezáltal a szántók átlagos méhlegelő értéke csökkent: több kukoricát, búzát, napraforgót, repcét és kevesebb pillangóst vetnek. A repace és napraforgó egyes modern fajtái nem mézelenek. Megritkultak a szántóföldi gyomnövények, kiemelten a tarlóvirág.

*„A szántóföldek a nádasig, vízpartig érnek.”
„mezőgazdasági növénytermesztés egyhangúsága”*

A szántókkal közel azonos számú (55) válasz jelölte meg tájváltozási tényezőként (1B) a természetes és természetközeli, fátlan illetve átmeneti jellegű élőhelytípusok **eltűnését, illetve sokféleségüknek és méhlegelő-értéküknek a csökkenését**. A cserjések, vizes élőhelyek, rétek, kaszálók, legelők, útszélek, árokpartok és szegélyek ritkábbá váltak. Több válaszadó az élőhely-csökkenés okát is megfogalmazta, így említésre kerültek a beépítések, az útépítés, a legelők és rétek felszántása, valamint az állattartás hiánya. A megmaradt élőhelyek méhlegelő értéke romlásának okát is megjelölték: ezek a nem megfelelő kezelés, a vegyszeres gyomirtás, valamint különösen gyakran említett ok a kaszálás túlzott mértéke és túl korán, a virágzási időben való időzítése. A túlzásba vitt kaszálás közvetett okaként több válaszadó a közmunkaprogramot nevesítette.

*„Egyre több a beépített terület, így kevesebb a virágos terület, a jó méhlegelő.”
„Virágzás előtt lekaszálnak réteket rendeletre, parancsra.”*

A fentihez szorosan kapcsolódva további 19 válasz (1C) a **vadvirágok sokféleségének és mennyiségének változására** vonatkozik. Ezek egy része a vadvirágokat általánosságban említi (vadvirágok, virágzó növények), más része konkrét fajokat (kökény (*Prunus spinosa* L.), galagonya (*Crataegus monogyna* Jacq.), aranyvessző) nevez meg. A szöveges válaszok egyöntetűen jelzik azt a tendenciát, hogy a vadvirágok faji sokfélesége és mennyisége csökkent.

*„A méheknek rendkívüli mértékben elfogyott a változatos virágpör-forrása.”
„gyakori a hordás nélküli idő”*

A válaszok egy csoportja (14) a (1D) **növényvédelmet** (ideértve a rovarirtókat és gyomirtókat) mint káros tényezőt önmagában, élőhelyi kontextustól függetlenül említi. A válaszok által jelzett tendenciák ebben az esetben is egységesek, a vegyszeres növényvédelem mennyiségére (túl sok) és felhasználási módjára (helytelen használat, rossz időzítés) utalnak.

„Jó családokat vittem repcére. Három nap elteltével több kaptárt üresen hazavittem, mert a méh elfogyott. Folyamatosan, a nap minden szakában (délben is) láttam a permetezést.”

Harmincöt válasz jelölte meg (1E) a **fásszárú méhlegelők (erdők, gyümölcsösök, fasorok) változását**. A válaszok tartalma az előzőekhez képest kevésbé mutat egységes tendenciát, aminek feltehetően a régió belüli változatosság az oka. Általánosságban az erdőket, illetve specifikusan az akácosokat, valamint a gyümölcsösöket illetően is érkeztek válaszok a rendelkezésre álló terület csökkenésére és növekedésére is. Négy válaszadó emelte ki a szelídgesztenye megritkulását.

33 olyan válasz érkezett, amely az (1F) **éghajlat változására és az ezzel kapcsolatos fenológiai** változásokra utalt. Ezek a válaszok nagymértékben egységesek voltak, nem találtunk egymásnak ellentmondó megfigyeléseket. A következő időjárási tendenciákat érzékelték a válaszadók: megnövekedett az átlaghőmérséklet és változott az egyes évszakok időjárása, a tél enyhébb, a tavasz korábban érkezik. Jellemzőek a szélsőségek hőmérséklet (tavaszi fagyok) és csapadék (tavaszi csapadék, belvíz, nyári aszály) terén. Ezzel összefüggésben állnak a fenológiai változások, mint a korábban kezdődő virágzás, valamint a virágzási sorrend változása (egyszerre nyílnak régebben egymás után virágzó fajok).

„Egyre korábban nyílik az akác. A méhek nem fejlődnek fel.”

Annak ellenére, hogy az 1. kérdés kifejezetten a tájváltozásra vonatkozott, nagyszámú (23) válasz fogalmazta meg a (1G) **méhészeti** ágazat **belső változásait**, kiemelve a megnövekedett méhsűrűséget és az ezzel járó méhbetegségek terjedését, valamint helyenként a méhlegelő túlterhelését.

„Nagyon megnövekedett a méhsűrűség.”

Méhcsaládok vándoroltatása

A 2. kérdésre a válaszadók összesen 10 növényfajt vagy funkcionális egységet képező fajcsoportot (pl. gyümölcsfák) említettek vándorlásuk célpontjaiként, ezeket az 1. táblázat tartalmazza. A táblázatban a két megadott időperiódusra külön-külön jelöltük, hogy az adott időszakban aktívan vándorló méhészek hány százaléka vándorolt az egyes fajokra abban a periódusban. Az aktívan vándorló méhészek számát a kérdőív első, általános részének válaszai alapján kaptuk meg.

1. táblázat. Dél-dunántúli méhészek vándorlásának célpontjai két adott időperiódusban (1985-2005 és 2005-2015) aktívan vándorló méhészek százalékában.

Vándorlási célfaj	1985-2005 között aktívan vándorló méhészek %-a	2005-2015 között aktívan vándorló méhészek %-a
Akác (<i>Robinia pseudoacacia</i> L.)	15,5	34,9
Repce (<i>Brassica napus</i> L.)	14,1	29,5
Napraforgó (<i>Helianthus annuus</i> L.)	8,5	25,6
Hárs (<i>Tilia</i> spp.)	15,5	20,9
Selyemfű (<i>Asclepias syriaca</i> L.)	9,9	7,0
Aranyvessző (<i>Solidago canadensis</i> L.)	7,0	7,8
Szelídgesztenye (<i>Castanea sativa</i> Mill.)	1,4	6,2
Facélia (<i>Phacelia tanacetifolia</i> Benth.)	1,4	4,7
Medvehagyma (<i>Allium ursinum</i> L.)	2,8	2,3
Gyümölcsfák	1,4	1,6

A méhek által preferált vadvirágok

A 3. kérdés a háziméhek által szívesen látogatott vadvirágok felsorolását kérte, és ebben a tekintetben – szemben a 2. kérdéssel – nem tett különbséget a jelen időszak és az elmúlt 3 évtized között. Összesen 19 fajt vagy funkcionális fajcsoportot említettek a méhészek, ezeket a 2. táblázat tartalmazza. A táblázatban jelöltük az egyes fajok említési gyakoriságát, vagyis, hogy adott fajt összesen hány méhész említette. A 19 faj vagy fajcsoport nem mindegyike szigorú értelemben vett vadvirág, például a bükköny (*Vicia* spp.) és a lucerna (*Medicago* spp.) előfordul másodvetésben is, illetve a mogyoró (*Corylus avellana* L.) és a szeder

2. táblázat. A méhek által szívesen látogatott vadvirágok (fajok vagy fajcsoportok) és összes említésük száma.

Méhek által kedvelt vadvirágok	Említések száma
Tarlóvirág (<i>Stachys annua</i> L.)	53
Pitypang (<i>Taraxacum officinale</i> (L.) Weber ex F.H. Wigg)	31
Mogyoró (<i>Corylus avellana</i> L.)	27
Árvacsalán (<i>Lamium</i> spp.)	26
Füzek (<i>Salix</i> spp.)	26
Herefélék (<i>Trifolium</i> spp.)	20
Menta (<i>Mentha</i> spp.)	8
Pipacs (<i>Papaver rhoeas</i> L.)	8
Búzavirág (<i>Centaurea cyanus</i> L.)	7
Hóvirág (<i>Galanthus nivalis</i> L.)	7
Bükköny (<i>Vicia</i> spp.)	7
Galagonya (<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.)	5
Lucerna (<i>Medicago</i> spp.)	5
Éger (<i>Alnus glutinosa</i> L.)	4
Szeder (<i>Rubus fruticosus</i> L.)	4
Bogáncs (funkcionális csoport, <i>Carduus</i> , <i>Cirsium</i> , <i>Dipsacus</i> , <i>Echinops</i> spp. stb.)	3
Gólyahír (<i>Caltha palustris</i> L.)	3
Borostyán (<i>Hedera helix</i> L.)	3
Kökény (<i>Prunus spinosa</i> L.)	2
Ibolya (<i>Viola</i> spp.)	2

(*Rubus fruticosus* L.) is állhat természetben. Mivel ezek egyike sem fő termény hazánkban, viszont mindegyikük előfordul vadon is, ezért kutatásunk kontextusában vadnövényként értelmeztük őket.

A nyári – őszi eleji időszakban hiányzó méhlegelő növények

Míg a 3. kérdésben arra kértük a válaszadókat, hogy ne tegyenek különbséget a jelen időszak és az elmúlt évtizedek között, a 4. kérdés ezzel szemben kifejezetten a jelen időszakra vonatkozott. A méhészek azokat a fajokat sorolták fel, amelyek hiánya a méhlegelő értékének csökkenéséhez vezet a június és szeptember közötti időszakban. A fajokat a 3. táblázat tartalmazza. A táblázatban jelöltük az egyes fajok említési gyakoriságát, vagyis azt, hogy adott fajt összesen hány méhész említett. Ebben a kérdésben természetű és vad növényeket is megadhattak a válaszadók.

3. táblázat. A nyári – őszeleji időszakban hiányzó méhlegelő növények (fajok vagy fajcsoportok) és összes említésük száma.

A nyári – őszeleji időszakban hiányzó méhlegelő növények	Említések száma
Tarlóvirág (<i>Stachys annua</i> L.)	43
Aranyvessző (<i>Solidago spp.</i>)	32
Napraforgó (<i>Helianthus annuus</i> L.)	15
Herefélék (<i>Trifolium spp.</i>)	12
Facélia (<i>Phacelia tanacetifolia</i> Benth.)	10
Szelídesztenye (<i>Castanea sativa</i> Mill.)	9
Selyemfű (<i>Asclepias syriaca</i> L.)	7
Hárs (<i>Tilia spp.</i>)	6
Búzavirág (<i>Centaurea cyanus</i> L.)	5
Lucerna (<i>Medicago spp.</i>)	5
Bükköny (<i>Vicia spp.</i>)	4

Javaslatok a méhlegelő javítására

A nyitott kérdésre érkezett válaszok elemzése során azonosított témák nagymértékben átfednek az 1. kérdés során azonosított témákkal.

24 javaslat érkezett a (5A) **szántók kezelésére**. A leggyakoribb javaslatok a tarlólántás elkerülése vagy későbbre tolása, a tarlok másodvetése és megszerezésük kerülése, az ugaroltatás, a vetésforgó alkalmazása és a szántóözüldítési program támogatása voltak.

„Aratás után a tarlót nem kéne tárcsázni.”

„Mezőgazdálkodókkal közösen ugaroltatás, másodvetések (mustár, facélia).”

42 javaslat (5B) a szántón kívüli méhlegelő **élőhelyek fenntartását, helyreállítását és megfelelő kezelését** szorgalmazta. A válaszok több mint a fele, 22 válasz a kaszálás és a fontos méhlegelő fajok virágzási idejének összeegyeztetését javasolta, különös tekintettel az aranyvesszőre, amint azt 6 válaszadó ki is emelte. 8 méhészt javasolta a rétek helyreállítását és hagyományos művelésű fenntartását, de a legelők (4), parlagok (2), mezsgyék és szegélyek (2) valamint erdők (2) telepítésének igénye is felmerült.

„Vadnövénnyek korai kaszálásának időeltolása, szolidágós területek későbbi kaszálása“

„A rétek, legelők helyreállítása, mert a közlegelőket kiosztották, felszántották.“

43 válasz (5C) **méhlegelő fajok telepítését** javasolta. Ezek többsége, 33 méhészt virágzó lágyszárúak vetését, 10 méhészt fák telepítését látna hasznosnak.

Ketten gyógy- és fűszernövények vetését javasolták. A következő természetfajok telepítésére érkezett javaslat (zárójelben az említések száma): facélia (6), herefélék (*Trifolium spp.*) (5), hajdina (*Fagopyrum esculentum* Moench.) (3), lucerna (3), köles (*Panicum miliaceum* L.) (1), mustár (*Brassica nigra* L.) (1), kakukkfű (*Thymus spp.*), oregánó (*Origanum vulgare* L.), levendula (*Lavandula angustifolia* Mill.), izsóp (*Hyssopus spp.*). Két méhészt a tarlóvirág mint gyomnövény tudatos visszatelepítését szorgalmazná. Fás szárú méhlegelő fajok közül a szelídgesztenye igénye 3 alkalommal, a fűz (*Salix spp.*), hárs, borbolya (*Berberis spp.*), som (*Cornus spp.*), császárfű (*Paulownia tomentosa* (Thunb.) Steud.) és kínai mézesfa (*Tetradium daniellii* T. G. Hartley) igénye 1-1 alkalommal került említésre.

„Jómagam fát és növényeket ültetek - Júlia borbolya, som, facélia, császárfű, kakukkfű, oregánó, gyógynövények, levendula, izsóp”
 „Mézontófűvet támogatni másodvetésben, tarlóba.”

11 válasz a méhlegelők javítását (5D) **más ágazatok** megfelelő **szabályozásában** látta. Öten a parlagfű szabályozás, és ennek kapcsán rendeletben előírt kaszálás szigorán enyhítenének. Két méhészt a közfoglalkoztatás keretében végzett kaszálás túlzott gyakoriságán változtatna. Az extenzív állattartás igénye 2, a szántóföldi gazdálkodókkal való jobb együttműködés igénye 1 esetben merült fel. Egy válaszadó az idegenhonos fajok természetvédelmi kezelését a méhészeti érdekekkel egyeztetné.

„A gazdák és a méhészek érdekeit párhuzamosítani”
 “a közmunkásoknak értelmes munkát adni”

Végül 9 válasz élőhelytől függetlenül szorgalmazta a (5E) **vegyszerezés csökkentését**, a gyomirtók és rovarirtók (virágzási időben történő) használatának visszaszorítását.

Értékelés

A természetvédelmi szempontból ideális dombvidéki táj változatos élőhelytípusok gazdag mozaikja, ahol a fajok sokfélesége és a különböző célú emberi tájhasználati formák hosszú távon együtt tudnak fennmaradni. Az egyik jellegzetes dél-dunántúli tájhasználat a méhészet, amely nemcsak egy élőhelytípushoz, hanem azok együtteséhez kötődik, ezáltal – hasonlóan a természet védelméhez – táji léptékű. Ezt tükrözik a méhészeknek a tájjal, annak változásával és használatával kapcsos-

latos meglátásai és javaslatai. Az alábbiakban a megállapítások alátámasztására zárójelben feltüntetjük a kérdőív vonatkozó kérdéseinek számát, illetve az Eredmények fejezet megegyező számú alpontjait, valamint az 1. és 5. alpontok esetében megállapított kódokat.

Az utóbbi három évtizedben a méhészek által észlelt legfontosabb tájváltozások a **mezőgazdasági területeken** történtek (1A), és számos tájhasználati javaslat (5A) is a szántóművelésre vonatkozik. Ugyancsak gyakori a szántóföldi termények és gyomok említése a méhlegelő növényfajok között (2, 3, 4). Ez igazolja azt a statisztikai (Zilahy 2012) és szakirodalmi (Pinke & Pál 2009) forrásokon nyugvó feltételezést, hogy a mai dél-dunántúli méhészek az akác mellett elsősorban a mezőgazdasági területeken tevékenykednek. Napraforgóra és repcére jóval többen vándoroltak az elmúlt tíz évben, mint az azt megelőző két évtizedben (2), ami alapján azt mondhatjuk, hogy a szántóknak a fent említett meghatározó méhészeti szerepe a Dél-Dunántúlon az utóbbi évtized során tovább nőtt. A napraforgón és repcén kívül fontos szántóföldi termesztésű méhlegelő fajok a pillangósok (herefélék, bükköny, lucerna) és a facélia, ezekből a fajokból a méhészek szívesen látnának többet (3, 4). A szakirodalom hangsúlyozza, hogy a mezőgazdasági tájban nemcsak a fő szántóföldi termények, hanem a szántóföldi gazdálkodás változatossága, a szántókat tagoló kisebb élőhelyfoltok és a rajtuk élő vadnvények is kritikus fontosságúak a méhészek számára (Decourtye *et al.* 2011, Bretagnolle & Gaba 2015, Requier *et al.* 2015). Ugyanez a megállapítás a kérdőívekben is egyértelműen és következetesen megfogalmazást nyert (1A, 1B, 1C, 3, 4, 5A, 5B, 5C). A méhek által (a jelenben vagy a múltban) leginkább kedvelt szántóföldi vadvirág (3), csakúgy, mint a méhészek által a jelenben leginkább hiányolt méhlegelő faj (4) a **tarlóvirág** volt. Ez a faj ma már nagyon ritkán fordul elő, a múltban azonban az agrártájak meghatározó mézelő faja volt (Pinke & Pál 2009), és még, úgy tűnik, élénken él a méhészek emlékezetében. Így ez a növény nemcsak méhészeti, hanem kulturális jelentőséggel is bír.

A válaszokból kirajzolódik néhány olyan, több évtizedre visszamenő és a mezőgazdasági tájat érintő kedvezőtlen tendencia, ami miatt a méhészek mégsem tudják az abban rejlő potenciált kihasználni. Ezek a tendenciák – melyek a tarlóvirág visszaszorulásához is vezettek – alapvetően a **mezőgazdaság intenzifikációjára** vezethetők vissza (1A, 1B, 1C, 1D, 5A, 5B, 5C). A termesztett növények sokfélesége néhány fő termény javára csökkent, a pillangós zöldtakarmány vetése visszaszorult. A nyár végi – kora őszi kritikus időszakban hiányoznak a másodvetések és a tarlók; valamint nem elég körültekintő a rovar- és gyomirtószerek használata. Ezek a tendenciák nemcsak a háziméhekre, hanem a vad beporzókra nézve is károsak. A nemzetközi szakirodalomban és szakpolitikákban globálisan és európai léptékben is megfogalmazódott, hogy ha csupán néhány termény hozamának

rövid távú maximalizálására törekszünk az intenzifikáció által, az a beporzók populációinak károsodása és az ökológiai integritás sérülése révén, hosszútávon a fenntartható élelmiszerbiztonság kockázatát vonhatja maga után (Dicks *et al.* 2016, Potts *et al.* 2016a,b).

A méhészek által megfogalmazott tájhasználati javaslatok reflektálnak az azonosított problémákra. A szántók méhbarátabbá tételét a következő intézkedések révén látják megvalósíthatónak (5A, 5C, 5E):

- tarlöhántás idejének későbbre tolása, a virággazdag szántóföldi gyomtársulások hosszabb idejű meghagyása,
- vetésforgó, ugaroltatás és másodvetés révén tudatos zöldítés,
- több pillangós takarmánynövény vetése,
- kisebb mértékű és körültekintőbb vegyszerezés,
- a tarlóvirág célzott visszatelepítése.

Ezek a javaslatok alátámasztják az Európai Unió agrár-környezetgazdálkodási és szántózöldítési programjainak célkitűzéseit (Bretagnolle & Gaba 2015, Kovács *et al.* 2015) és nagymértékben átfednek az ökológiai intenzifikáció elemével (Kovács-Hostyánszki *et al.* 2017). A méhészet és a mezőgazdaság ebben a folyamatban természetes szövetséges, ennek a tudatosítása, következőképpen a gazdálkodókkal való hatékonyabb együttműködés igénye a felmérés egyik legfontosabb üzenete.

A szántók mellett sok más **virággazdag** élőhely – erdők, cserjések, rétek, legelők, parlagok, átmeneti élőhelyek (gyep- és erdősávok, útszélek, árokpártok és szegélyek) – is fontosnak bizonyultak a méhészek számára (1B, 1E, 5B). A hársfára vándorlók magas aránya például a jellegzetesen dél-dunántúli, őshonos és természetvédelmi szempontból is fontos hársfa-elegyes erdők méhészeti szerepét jelzi (2). A méhészek úgy látják, hogy a természetközeli élőhelyek méhlegelő értéke az utóbbi évtizedekben csökkent, elsősorban a tájhasználati változások miatti élőhely-átalakítások és a megmaradt élőhelyek nem megfelelő kezelése miatt (1B). Ugyanakkor a degradált élőhelyeken spontán terjedő néhány **idegenhonos, invazív növény** magasan reprezentált a méhészek által kedvelt méhlegelő fajok között (2, 4). Az akácra eredményeink alapján jóval többen vándorolnak az elmúlt évtizedben, mint az azt megelőző kettőben, de az aranyvessző és a selyemfű állományai is kedvelt vándorlási célpontok, bár utóbbi faj a területen nem gyakori (2). Aranyvesszőből viszont 32 válaszadó szívesen látna többet is a Dél-Dunántúlon, hiszen az nemcsak jó hozammal bír, hanem a kritikus nyár végi-őszi időszakban virágozik, így segítve a méhek téli felkészülését. Ezeknek a fajoknak a kezelése, spontán terjedésük engedése vagy megakadályozása egy potenciális konfliktusforrás a természetvédelem és a méhészet érdekei között (Vítková *et al.* 2017).

Ugyanakkor a két ágazat számos közös célja is megfogalmazódott a válaszokban. Az erre vonatkozó legfontosabbak javaslatok a következők voltak (5B, 5E):

- magasabb élőhelyi és faji sokféleség fenntartása,
- tudatos törekvés a nagyobb virággazdagságra,
- legelők és rétek hagyományos használatú fenntartása,
- késői kaszálás,
- a vegyszeres gyomirtás visszaszorítása,
- valamint általánosságban az az elv, hogy ahol nem muszáj, nem avatkozunk be, hanem teret engedünk a természet folyamatainak, „*élni hagyjuk a természetet*”.

Az utolsó javaslat kapcsán érdemes lehet átgondolni a közmunkaprogramot is (5D). A program az utóbbi években sok hasznos tevékenységet tett lehetővé az önkormányzatok számára a területük rendezése, szebbé tétele érdekében, de érdemes lenne a program kereteiben végzett kaszálást egyeztetni a természetvédelem és méhészet szempontjaival, erre vonatkozó önkormányzati ajánlásokat megfogalmazni.

A méhészet közvetlenül ki van téve az időjárás szeszélyeinek, a mézhozamot évről évre nagymértékben befolyásolja az egyes növényfajok virágzási sikere. Az éghajlatváltozás következtében az időjárás szélsőségei, kiszámíthatatlansága nemcsak a virágok sokféleségét és mennyiségét, hanem a fajok virágzásának egymás utániségét is megváltoztatja (Bartomeus *et al.* 2011). A fenti megállapításokat kutatásunk eredményei is alátámasztják, a méhészek érzékelik, hogy korábban tolódtak és megrövidültek a virágzási periódusok (1F). Mindez a korábbinál is nagyobb bizonytalanságnak teszi ki az ágazatot, növeli annak sérülékenységét. Ha sikerül elérni a méhlegelők mainál nagyobb élőhelyi és faji diverzitását, az nemcsak azt eredményezné, hogy a méhek több fajról tudnának érdemben gyűjteni, hanem az ágazat éghajlatváltozással szembeni **rezilienciája, adaptációs képessége** is nőne.

Következtetések

A méhészet kapcsán leggyakrabban felmerülő tájhasználati konfliktusok egyike a természetvédelemmel kapcsolatos: a két szektor érdekei ütközhetnek olyan inváziós növényfajokkal érintett területek kezelése kapcsán, amely fajok méhészeti jelentősége magas, ám természetvédelmi szempontból aggályosak. További lehetséges konfliktusok színterei az intenzív agrárgazdasági művelés alatt álló területek, amelyek alapvető fontosságúak a méztermelésben, ugyanakkor a nagy kiter-

jedésű homogén felületek és az azokon történő vegyszerhasználat miatt a méhekre nézve nemcsak kedvezőtlen életteret, de mérgezési veszélyt is jelenthetnek.

Eredményeink ugyanakkor a méhészet és természetvédelem, valamint a méhészet és mezőgazdaság érdekei és céljai között számos szinergiát, együttműködési lehetőségeket is mutatnak. A potenciális konfliktusokat ezekre a lehetőségekre építve, ágazatok közötti párbeszéddel, egyensúly keresésével lehet elkerülni, de legalább mérsékelni. A méhészet inváziós fajokra való ráutaltságát számottevően csökkenthetik a méhészek által megfogalmazott javaslatok, amelyek révén a természetvédelmi szempontból kedvezőbb fajok és élőhelyek a mainál jobb méhlegelőt nyújthatnak, és ezáltal meghatározóbb szerepet játszhatnak a méhészeti tevékenységben. A mezőgazdaságban – tekintettel a háziméhek és vadon élő társaik fontos beporzó szerepére – érdemes lenne szélesebb körben alkalmazni a méheknek kedvező gazdálkodási formákat. A helyi szinten felmerülő tájhasználati konfliktusokat úgy lehet feloldani, hogy az érintettek bevonásával feltérképezzük a konkrét konfliktusos területeket és közösen kidolgozunk egy optimális tájhasználati struktúrát.

Köszönetnyilvánítás – Köszönet illeti a 17. Dunántúli Regionális Méhésztalálkozó szervezőit, amiért rendezvényükön teret adtak kutatásunknak, és mindenekelőtt köszönjük a 129 válaszadónak a kérdőívek kitöltésére fordított időt és figyelmet. K-H. Anikót a NKFI FK 123813 pályázat támogatta.

Irodalomjegyzék

- Bartomeus, I., Ascher, J. S., Wagner D., Danforth, B. N., Colla, S., Kornbluth, S. & Winfree R. (2011): Climate-associated phenological advances in bee pollinators and bee-pollinated plants. – *P. Nat. Acad. Sci.* **108**: 20645–20649. doi: <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1115559108>
- Bretagnolle, V. & Gaba, S. (2015): Weeds for bees? A review. – *Agron. Sustain. Dev.* **35**: 891–909. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-015-0302-5>
- Clough, Y., Ekroos, J., Báldi, A., Batáry, P., Bommarco, R., Gross, N., Holzschuh, A., Hopfenmüller, S., Knop, E., Kuussaari, M., Lindborg, R., Marini, L., Öckinger, E., Potts, S., Poyry, J., Roberts, S., Steffan-Dewenter, I. & Smith H. (2014): Density of insect-pollinated grassland plants decreases with increasing surrounding land-use intensity. – *Ecol. Lett.* **17**: 1168–1177. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/ele.12325>
- Czúcz, B., Molnár, Zs., Horváth, F. & Botta-Dukát, Z. (2008): The natural capital index of Hungary. – *Acta Bot. Hung.* **50**(Suppl.): 161–177. doi: <http://dx.doi.org/10.1556/ABot.50.2008.Suppl.8>
- Decourtye, A., Alaux, C., Odoux, J.-F., Henry, M., Vaissière, B. & Le Conte, Y. (2011): Why Enhancement of Floral Resources in Agro-Ecosystems Benefit Honeybees and Beekeepers? – In: Grillo, O. & Venora, G. (eds.): *Ecosystems Biodiversity*. – InTech, Rijeka, Croatia, pp. 371–389.
- Dicks, L., Viana, B., Bommarco, R., Brosi, B., Arizmendi, M., Cunningham, S., Galetto, L., Hill, R., Lopes, A. V., Pires, C., Taki, H. & Potts, S. G. (2016): Ten policies for pollinators. – *Science* **354**: 975–976. doi: <http://dx.doi.org/10.1126/science.aai9226>

- EC – European Commission DG Agriculture and Rural Development (2013): *Evaluation of the CAP measures related to apiculture* – Final Report. Framework Contract No. 30-CE-0219319/00-20, 170 p.
- Kecskés, Cs. & Kulcsár, R. (2002): A méhészet Magyarországon 2000-ben. – *Statistikai Szemle* **80**: 9.
- Kovács, M., Kránizt, L., Madarász, I., Magyarai, R., Palakovics, Sz., Pethő, J., Rezneki, R., Szabó, E., Szerletics, Á., Sztahura, E., Tengerdi, G. & Zsemle, V. (2015): *Zöldítés. Gazdálkodói kézikönyv*. – Nemzeti Agrárgazdasági Kamara, 76 p.
- 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. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/ele.12762>
- Lehébel-Péron, A., Sidawy, P., Dounias, E. & Schatz, B. (2016): Attuning local and scientific knowledge in the context of global change: The case of heather honey production in southern France. – *J. Rural Stud.* **44**: 132–142. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2016.01.005>
- Maderson, S. & Wynne-Jones, S. (2016): Beekeepers' knowledges and participation in pollinator conservation policy – *J. Rural Stud.* **45**: 88–98. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2016.02.015>
- Mihók, B., Kiss, G., Kovács, E., Margóczy, K., Fabók, V. & Kalóczkai Á. (2016): Ki mondja meg, mi a fontos? – Részvétel és természetvédelem. – *Természetvédelmi Közlem.* **22**: 131–154. doi: <http://dx.doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2016.22.131>
- Molnár, Zs., Kovács-Hostyánszki, A., Sárospataki, M. & Báldi A. (2015): *Gondolatok a hazai méhészet és a globális beporzó-felmérés közös céljairól*. – Előadás, XVII. Dunántúli Regionális Méhésztalálkozó. Kaposvár és Térsége Méhészeinek Egyesülete és Kaposvári Egyetem, 2015. január 24.
- Nagy, P. (2005): *Hazánk és az Európai Unió méhészeti ágazatának piaci helyzete és kereskedelme az uniós csatlakozás fényében*. – Diplomadolgozat, Budapesti Gazdasági Főiskola Külkereskedelmi Főiskolai Kar, Külgazdasági szak, 88 p.
- Pinke, Gy. & Pál, R. (2009): Floristic composition and conservation value of the stubble-field weed community, dominated by *Stachys annua* in western Hungary. – *Biologia* **64**: 279–291. doi: <http://dx.doi.org/10.2478/s11756-009-0035-5>
- Potts, S. G., Imperatriz-Fonseca, V. L. & Ngo, H. T. (Eds.) (2016a): *The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production*. – Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, 827 p.
- Potts, S. G., Imperatriz-Fonseca, V., Ngo, H. T., Aizen, M. A., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Dicks, L. V., Garibaldi, L. A., Hill, R., Settele, J. & Vanbergen, A. J. (2016b): Safeguarding pollinators and their values to human well-being. – *Nature* **540**: 220–229. doi: <http://dx.doi.org/10.1038/nature20588>
- Requier, F., Odoux, J. F., Tamic, T., Moreau, N., Henry, M., Decourtye, A. & Bretagnolle, V. (2015): Honey bee diet in intensive farmland habitats reveals an unexpectedly high over richness and a major role of weeds. – *Ecol. Appl.* **25**: 881–890. doi: <http://dx.doi.org/10.1890/14-1011.1>
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G. R., Rakosy, L. & Ramwell, C. (2009): Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – a review. – *J. Environ. Manage.* **91**: 22–46. doi: <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.07.005>
- Tóth, P. (2012): *Magyar Méhészeti Nemzeti Program Környezetterhelési Monitoring vizsgálat 2011–2012*. – Országos Magyar Méhészeti Egyesület, Veszprém, 48 p.
- Vandenberg, A. J. & the Insect Pollinators Initiative (2013): Threats to an ecosystem service: pressures on pollinators. – *Front. Ecol. Environ.* **11**: 251–259. doi: <http://dx.doi.org/10.1890/120126>

- Vítková, M., Müllerová, J., Sádlo, J., Pergl, J. & Pyšek, P. (2017): Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. – *Forest Ecol. Manag.* **384**: 287–302. doi: <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.057>
- Zilahy E. (szerk.) (2012): *A méhészet, méztermelés helyzete és lehetőségei, különös tekintettel Észak-Magyarország megyéire.* – Központi Statisztikai Hivatal, Budapest, 15 p.

Land use, land use change and the ideal bee pasture in the perception of beekeepers from Southern Transdanubia, Hungary

Ildikó Arany^{1,2}, Bálint Czúcz^{1,3}, Imre Csonka⁴, Anikó Kovács-
Hostyánszki¹ and Zsolt Molnár¹

¹*MTA Centre for Ecological Research,
H-8237 Tihany, Klebelsberg K. u. 3, Hungary*

²*Szent István University, Environmental Sciences PhD School,
H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1, Hungary*

³*European Topic Centre on Biological Diversity, Muséum national d'Histoire naturelle,
FR-75231 Paris, 57 rue Cuvier, Paris Cedex 05, France*

⁴*Hungarian Beekeepers Association,
H-1094 Budapest, Viola u. 50, Hungary*

e-mail: arany.ildiko@okologia.mta.hu

What makes a landscape ideal for bee pasture? What is the current situation compared to that, how could it be improved and what consequences would it involve concerning nature conservation? These are a few of our questions asked from 129 beekeepers during the Transdanubian Regional Beekeepers' Conference in 2015, in Kaposvár, Hungary. Beyond the crops and forests as main sources of profit, most beekeepers regarded the role of diverse habitats rich in wild flowers extremely important for the health of the bee colony. Beekeepers formulated several recommendations on how to improve bee pastures, such as restoration of semi-natural habitats, conscious sowing of melliferous plants and greening of agriculture. Besides their benefits for apiculture, some of the recommended measures are beneficial for nature conservation too, because they enhance species and habitat diversity not only for the benefit of honeybees but also for that of wild pollinators.

Keywords: honeybee, pollination, invasive plant species, intensive agriculture, species richness, habitat diversity, local knowledge

Féltermészetes agrártájak ökoszisztéma-szolgáltatásai a gazdálkodók szemszögéből

Balázs Bálint^{1,2}, Kelemen Eszter¹, Pataki György^{1,3} és Bela Györgyi^{1,2}

¹*Environmental Social Science Research Group (ESSRG),
1024 Budapest, Rómer Flóris u. 38.*

²*Szent István Egyetem, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet, 2100 Gödöllő,
Páter Károly u. 1.*

³*Budapesti Corvinus Egyetem,
1093 Budapest, Fővám tér 8.*

e-mail: balazs.balint@essrg.hu

Összefoglaló: Az agrártájak féltermészetes élőhelyei pótolhatatlanul fontos ökoszisztéma-szolgáltatásokat nyújtanak, mint például a beporzás, a kártevők és a talajerózió szabályozása, a széndioxid megkötés vagy a tájesztétika. Ezen élőhelyek ökoszisztéma-szolgáltatásaira azonban eddig csak kevés kutatás irányult Európában, s azok is meglehetősen féloldalasok. A QUESSA FP7-es kutatásban interjúk és fókuszcsoportos kutatással vizsgáltuk, hogy a féltermészetes élőhelyek ökoszisztéma-szolgáltatásait mennyire ismerik, hogyan értékelik a tájban élő gazdálkodók. A gazdálkodók részvételén alapuló nem pénzbeli ökoszisztéma-szolgáltatás értékelési módszereinkkel nehezen számszerűsíthető társadalmi hasznokat, kulturális értékeket mutattuk ki, és nem találtunk áthidalhatatlan különbséget a gazdálkodói és a tudományos ökoszisztéma-szolgáltatás elgondolásokban. A közös mérlegelés pedig tovább segített az ökoszisztéma-szolgáltatás fogalom gazdagításában, a féltermészetes élőhelyek mezőgazdasági használaton túlmutató hasznainak megismerésében.

Kulcsszavak: féltermészetes élőhely, ökoszisztéma-szolgáltatás, QUESSA FP7, agrárökoszisztéma, kvalitatív kutatás, nem pénzbeli értékelés

*„A gazdálkodásnál nincsen zöldebb munkahely”
(de Schutter & Petrini, 2017)*

A gazdálkodókat a jövőben arra kell biztatni, hogy újraértelmezzék munkájukat: “Fotoszintézis menedzser vagyok és ökoszisztéma szolgáltatások biztosításával foglalkozom”.

(Sandhu & Wratten, 2013. 10. o.)

Bevezetés

Az ökoszisztéma-szolgáltatások fogalma határfogalom a közpolitika és a tudomány, a természet- és a társadalomtudományok mezsgyéjén (Kovács *et al.* 2011). Az ökoszisztéma-szolgáltatások tudományos fogalma a kézzelfogható és kézzel nem fogható javakra (termékekre és szolgáltatásokra) vonatkozik, amelyek az ökológiai rendszerek természetes vagy ember által befolyásolt működése során keletkeznek, és hozzájárulnak a társadalom, s benne az egyén jóllétének növeléséhez (Kelemen 2011). Bár a definíció kiforratlan, és pontos használatáról sincs konszenzus, az ökoszisztéma-szolgáltatás értékelések közös célja a természet magától értetődőnek gondolt, sokrétű értékeinek láthatóvá tétele (Nahlik *et al.* 2012, Lele *et al.* 2013).

Az ökoszisztéma szolgáltatások értékelésére használt módszerekkel kapcsolatban számos dilemmát tárgyal a szakirodalom (magyarul bővebben ld. Kelemen 2011, Kelemen & Pataki 2014). Kifogásolható, hogy a pénzbeli értékeléseknél a megállapított érték nem áll szoros összefüggésben a legfőbb érintettek preferenciáival, akiket a leginkább érintene az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal kapcsolatos döntés. Különösen jellemző ez a piaccal nem rendelkező kulturális és szabályozó szolgáltatásokra, amelyeknek gyakran önmagában vett értéket vagy társadalmi-kulturális értéket is tulajdonítanak az érintettek (Haines-Young & Potschin 2010). Felmerül, hogy az egyéni értékelések aggregálásával előállított pénzbeli érték teljesen fiktív (Wilson & Howarth, 2002), vagy az ökoszisztéma-szolgáltatások különféle aspektusainak tulajdonított értékek nem összeegyeztethetők és ezért nem is aggregálhatók (Martínez-Alier, 2002). Az sem világos, hogy piaci alapon hogyan biztosítható az ökoszisztéma-szolgáltatások optimális elosztása (Baveye *et al.* 2013, 2016). E kritikai észrevételekre is épít az IPBES értékmegeközelítése és javasolt módszertana, amely az ökoszisztéma szolgáltatásokhoz kapcsolódó értékek sokféleségét hangsúlyozza, és az integrált – a változatos értékeket egyaránt figyelembe vevő – értékelésre buzdít (Pascual *et al.* 2017). A szakirodalomban több példát találhatunk arra, hogy az értékelés során nem pusztán az ökoszisztéma-szolgáltatások gazdasági értékét, hanem a tágabb jóllétre gyakorolt hatását – például a jövő generációkra vonatkozó egészségügyi, társadalmi, esztétikai vonatkozásokat is figyelembe veszik (O’Hara 1996, idézi Kumar & Kumar 2008, p. 814). A nem pénzbeli értékelési eljárások, különösen a párbeszédre építő részvételi módszerek, a természetvédelem, a tudomány és helyi közösségek számára lehetővé teszik, hogy közösen alakítsák a természetről vallott nézeteiket, és az értéktulajdonítást beemeljék az adott helyi kontextusba (Santos-Martín *et al.* 2017).

Az öko-ágrár-élelmiszer komplex rendszer, vagyis a mezőgazdaság és az ökoszisztéma-szolgáltatások közötti kapcsolatok átfogó értékelésére alakult csoport,

a TEEBAgriFood a kölcsönhatások társadalmi, környezeti, gazdasági és egészségügyi vonatkozásait tárja fel (TEEB 2015). A társadalom által élvezett ökoszisztéma-szolgáltatásokat ugyanis egyetlen szektor sem befolyásolja erőteljesebben – materiális/fizikai értelemben és szakpolitikai struktúráján keresztül –, mint az agrárium.

Az agroökoszisztémák a tényleges gazdálkodási gyakorlatoktól függően csökkenthetik vagy növelhetik az ökoszisztéma-szolgáltatások választékát és minőségét (Swinton *et al.* 2007, De Groot *et al.* 2010, Lescourret *et al.* 2015, Kovács-Hostyánszki *et al.* 2017). E tekintetben az agrárium világszerte ellentmondásos kihívással áll szemben: a növekvő globális populáció élelmiszerellátását biztosító terméshozam növelését a mezőgazdálkodási rendszerek környezetre gyakorolt káros hatásainak csökkentése mellett kell elérniük. Az ökoszisztéma-szolgáltatás keretrendszerben ez azt jelenti, hogy a mezőgazdasági gyakorlatok számos esetben a támogató, szabályozó és kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások rovására növelik az élelmezési célú ellátó szolgáltatásokat. Ezenkívül a mezőgazdasági termelők ösztönzői a rövid távú piaci árutermelést segítik a közösség számára előnyös ökoszisztéma-szolgáltatások rovására. Következésképpen a támogató és szabályozó (és bizonyos mértékig a kulturális) ökoszisztéma-szolgáltatások egy komplex társadalmi csapda, az „ökoszisztéma-szolgáltatások tragédiája” miatt hanyatlanak, ami az ökoszisztéma-szolgáltatások mennyiségének és minőségének romlását, és az ember által nem dominált élőhelyekre való visszaszorulását eredményezi (Lant *et al.* 2008). Ennek környezeti, közegészségügyi és társadalmi költségei (negatív externális hatásai) nem jelennek meg az agrár-termékek árában, azokat az agrárszektor áthárítja más szektorokra és társadalmi csoportokra.

Az ökoszisztéma-szolgáltatások és az agrár-élelmiszer rendszerek kapcsolatainak vizsgálata mindezek miatt elkerülhetetlen. Az egyik legégetőbb szakpolitikai dilemma, hogy lehetséges-e az agráriumot összhangba hozni a szabályozó szolgáltatások értékének megőrzésével, ökológiailag fenntartható és társadalmilag igazságos kínálatával (Pataki 2014). Az ökoszisztéma-szolgáltatás perspektíva segítheti a mezőgazdasági gazdálkodási gyakorlatokat, hogy növeljék az agroökoszisztémák fenntarthatóságát, és csökkentsék az intenzív mezőgazdaságból származó környezeti ártalmakat (Stallman 2011). Stallman (2011) szerint három fő elemzési irány adódik: az agrár-ökoszisztémákból származó szolgáltatások, az agrár-ökoszisztémák számára nyújtott szolgáltatások, valamint az agrártevékenység hatására megváltozó ökoszisztéma-szolgáltatások kihatása más ökoszisztéma-szolgáltatásokra. A természetes ökoszisztémák szolgáltatásaira hagyatkozó ökoszisztémák nélkülözhetetlenek az emberi jóléthez és más ökoszisztéma szolgáltatások és káros szolgáltatások (disservices, DSs) egész sorának nyújtásához. Az agroökoszisztémákat a szolgáltatásnyújtó ökoszisztémák elkülönült típusának

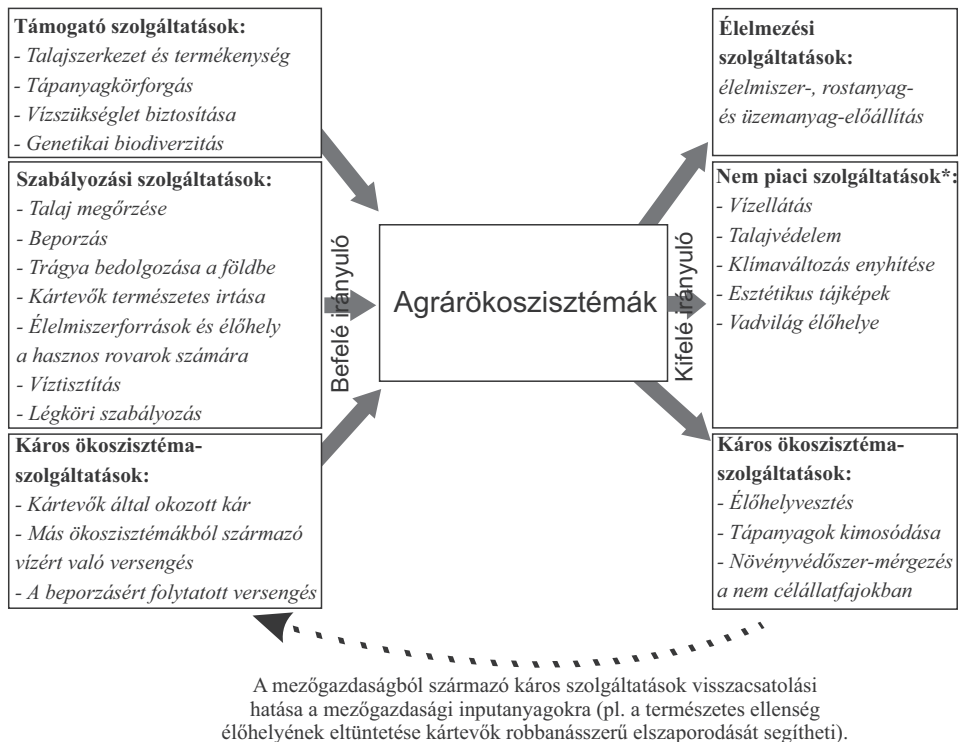
tekintik, amelyek világszerte óriási változatosságot mutatnak (Zhang *et al.* 2007, illetve 1. függelék az online függelékben [OF]).

Az élősövények, füves-virágos táblaszegélyek, legelők, fasorok, vagyis az agrártájak féltermészetes élőhelyei rendkívül jelentősek, mert egy sokk-hatásokkal szemben védtelen, kevésbé diverz (az összfogyasztás háromnegyedét 12 növényfaj és 5 állatfaj nyújtja), és ezek miatt sérülékeny élelmiszer ellátási rendszer számára biztosítják a létfontosságú ökoszisztéma-szolgáltatásokat (FAO 2016). E felismerés az EU Közös Agrárpolitikájának legújabb vitáiban is megjelenik, amennyiben már a mezőgazdasági támogatás helyett is egyre inkább komplex ételmezéspolitikáról van szó (IPES 2017). Miközben az extenzív hasznosítású agrárterületeken viszonylag nagy számban készültek ökoszisztéma-szolgáltatás értékelések, az intenzív hasznosítású agrárterületeket szegélyező féltermészetes élőhelyekre jóval kevesebb vizsgálat irányult, s azok is nagy egyenetlenséget mutatnak (Holland *et al.* 2016). Holland és munkatársai (2014) szerint a legtöbb vizsgálat a leggazdagabb agrárterületekre vonatkozik: elsősorban német, francia, spanyol, svéd és brit esettanulmányok jellemzők. Ugyanakkor ritka a több ország agrártájainak ökoszisztéma-szolgáltatásait összehasonlító kutatás (ld. pl. Kelemen *et al.* 2013). A vizsgálatok fókuszja döntően a talajmegmunkálás, a növényvédőszer használat, a legeltetés intenzitása, a vetőmag használat és a takarónövények alkalmazása. Az agrárökoszisztémák számos ökoszisztéma-szolgáltatása közül szinte kizárólag a szabályozó szolgáltatások kapnak hangsúlyt, különösen a növényvédelem és a beporzás. További ellentmondás, hogy a kutatások a szántóföldi növényekre, elsősorban gabona és napraforgó területekre irányulnak, míg éppen a növényvédelem és a beporzás szempontjából sokkal fontosabb gyümölcs- és zöldségkultúrákra alig. Kevés figyelem irányul a sövények, táblaszegélyek, erdő- és gyepsávok szerepére – például a károsítók (kártévők, gyommagkészet) gyérítésében (holott a természetes szabályozó mechanizmusok egyikeként ez prioritást kap az integrált növényvédelemben és a zöldítési programban is). Számos területen tudáshiány jellemző: pl. az eróziószabályozás, vízszabályozás, széndioxid megkötés témáiban (Holland *et al.* 2014).

Európa területének több mint felén a gazdálkodók a legfontosabb ökoszisztéma-kezelők; gazdálkodási gyakorlataik közvetlen hatást gyakorolnak az ökoszisztéma-szolgáltatások áramlására; a táj ismerete, a változások megfigyelése révén pedig kulcsfontosságú információt tudnak nyújtani az ökoszisztéma-szolgáltatások komplex összefüggéseiről is (Sutherland *et al.* 2014). Termelékenységük függ az agrárterületek és szegélyeik által nyújtott jótékony és káros ökoszisztéma-szolgáltatásoktól, a tevékenységük által befolyásolt ökoszisztéma-szolgáltatások azonban az érintettek szélesebb körének jóllétét is befolyásolják, például az agrártáj nyújtotta kulturális szolgáltatások fenntartása, vagy egyes szabályozó

szolgáltatások (pl. a talajerózió elleni természetes védekezés) aláásása révén (1. ábra Zhang *et al.* 2007 nyomán).

Zhang és munkatársai (2007) a gazdálkodók érdekeltségét vizsgálták az ökoszisztéma-szolgáltatás-kímélő gazdálkodásban. Az üzemi szinten jelentkező hasznok a termelők számára közvetlen ösztönzőt jelentenek, míg a nagyobb léptékű (táji, regionális, globális) hasznok valószínűbben halmozódnak fel más érintetteknel, ideértve más mezőgazdasági termelőket is, az erőforrást biztosító mezőgazdasági termelőn kívül. (A főbb szereplőket és a szolgáltatásnyújtás léptékeit összegző táblázatot az online függelék [OF] 1. függelékében közöljük.) Az ökoszisztémaszolgáltatás-kímélő mezőgazdálkodási gyakorlatot tájegységi léptékben lehet legjobban ösztönözni (Goldman *et al.* 2007). Stallman (2011) háromféle ökoszisztéma-kímélő gazdálkodást ösztönző tényezőt azonosított. Az ökoszisztéma-szolgáltatási *körzetek* jogintézményének a legmagasabbak a tranzakciós költségei, valamint a tájegység relatív homogenitását is igényli. A mezőgazdasági ter-



1. ábra. mezőgazdálkodás és az ökoszisztéma-szolgáltatások összefüggése (Zhang *et al.* 2007 alapján). *Ezek a szolgáltatások elsősorban extenzív vagy biotermelésben jelennek meg, az intenzív agrártájak inkább csökkentik e szolgáltatások jelenlétét.

melők megnyerését segítheti az *együttműködési bónusz* pénzbeli ösztönzője egy adott tájegységi konfiguráció létrehozására vagy közös fenntartására. A *vállalkozói ösztönző* a földtulajdonosokat célozza, hogy az ökoszisztémaszolgáltatás-kímélő gazdálkodási rendszerekhez együtt hozzanak létre saját, tájegységi tervet (Stallman 2011). Ezzel összefüggésben az ökoszisztéma-szolgáltatások közötti átváltások (Kovács *et al.* 2015) a gazdálkodók szemszögéből leginkább úgy jelentkeznek, hogy milyen jellegű előnyt biztosítanak a gazdálkodóknak: magasabb hozamból adódó magánhasznot vagy a társadalom megbecsülését a közhasznú tájfenntartásért. A mezőgazdasági termelők ökoszisztéma-szolgáltatásokról alkotott elképzeléseiről szóló szakirodalom meglehetősen korlátozott, így a kutatás számára időszerű feladat a mezőgazdasági termelők ökoszisztéma-szolgáltatásokra vonatkozó percepcióinak részletes feltárása (Smith & Sullivan 2014).

Módszerek

A QUESSA [Quantification of Ecological Services for Sustainable Agriculture – Ökológiai szolgáltatások számszerűsítése a fenntartható mezőgazdaságért] kutatás fókuszában a mezőgazdasági tájak féltermészetes élőhelyei által biztosított hasznok, ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése állt nyolc országban (Hollandia, Egyesült Királyság, Németország, Svájc, Észtország, Magyarország, Olaszország, Franciaország). Kutatási kérdésünk, hogy a gazdálkodó közösségek miként érzékelik ezen élőhelyeket, az általuk nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatásokat (hasznokat, esetleg károkat). Korábbi kutatások szerint e féltermészetes élőhelyek ugyanis a gazdálkodással érintett tájegység integráns részei és a biodiverzitás fontos forrásai, amelyeket az EU agrár-környezetvédelmi rendszerei is támogatnak (Holland *et al.* 2016). A féltermészetes élőhelyeken kulcsfontosságú ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtó élőlények (pl. gerinctelenek) élnek. Ezek megléte fontos magyarázó változó a mezőgazdasági termelők biodiverzitás-megőrzés iránti hajlandóságában is. Emiatt a féltermészetes élőhelyek fenntartása döntő szerepet játszik abban is, hogy mezőgazdasági termelőket a környezetgazdálkodásban érdekeltté, elkötelezetté lehessen tenni (Wilson & Howarth 2002).

A terepkutatások során nem pénzbeli ökoszisztéma-szolgáltatás értékelési módszertan segítségével ismertük meg a gazdálkodók percepcióit, véleményét a féltermészetes élőhelyek előnyeiről, ökoszisztéma-szolgáltatásairól. Társadalomtudományi kutatási módszerek széles spektruma áll rendelkezésre az ökoszisztéma-szolgáltatások nem pénzbeli értékelésére: kvantitatív és szemikvantitatív társadalomtudományi módszerek és kvalitatív, az érintettek részvételén alapuló módszerek egyaránt használhatók és kombinálhatók döntéselemzési eszközökkel

(Kelemen *et al.* 2014, Santos-Martín *et al.* 2017). A QUESSA projektben társadalomtudományi kutatási tapasztalattal nem rendelkező ökológusok részére fejlesztettünk ki könnyen használható kvalitatív értékelési eljárásokat. Ezen interjúk és fókuszcsoporthoz megbeszélések fő célja a természetvédelmi, növényvédelmi szándékkal végzett terepi felvételezések társadalmi jelentőségének és a mezőgazdasági termelők ökológiai kutatással szembeni elköteleződésének növelése volt. Korábbi kutatások ugyanis egyértelműen mutatták, hogy a helyi mezőgazdasági termelők nem mindig vannak tudatában az ökoszisztéma-szolgáltatásoknak, a természetes élőhelyek értékének, illetve a tudományos eredményeket nem tekintik sajátjuknak, olykor nem is fogadják el relevánsnak (például Buijs *et al.* 2008).

A QUESSA projekt agroökoszisztémaival kapcsolatos fókuszcsoporthoz kutatást az 1. táblázat tartalmazza.

A kutatási kérdéseket a QUESSA projekt a BIOBIO FP7 projektre építve alakította ki, amelyben a konzorciumi partnerek korábban együttműködtek (Kelemen *et al.* 2013). A munkahipotézisek az ökoszisztéma-szolgáltatások fogalmára (H1, H2, H3), illetve az ökoszisztéma-szolgáltatások értékeire (H4, H5) vonatkoztak:

- H1 a kutatók és a gazdálkodók ökoszisztéma-szolgáltatás értelmezése közötti különbségről: A gazdálkodók ökoszisztéma-szolgáltatás értelmezése és az ökoszisztéma-szolgáltatás tudományos definíciója között nincsen számottevő különbség.
- H2 a bio- és a konvencionális gazdálkodási rendszerek közötti különbségről: A biogazdálkodók és a természetközeli gazdálkodást folytatók komplexebb képet alkotnak az ökoszisztéma-szolgáltatásokról, mint a konvencionális termelésben részt vevő termelők.
- H3 a közös megértésről: A fókuszcsoporthoz megbeszélések során lehetőség nyílik a helyi gazdálkodók és a terepi kutatók számára egyaránt elfogadható közös elképzelés kialakítására az ökoszisztéma-szolgáltatásokról.
- H4 a gazdasági kontra nem gazdasági értékek megbecsüléséről: A konvencionális gazdálkodók jobban elismerik az ökoszisztéma-szolgáltatások azon előnyeit, amelyek közvetlenül a termeléshez köthetők (közvetlen gazdasági hasznot jelentenek), míg a bio és természetközeli gazdálkodást folytató termelők jobban elismerik az ökoszisztéma-szolgáltatások közvetett (nem gazdasági) előnyeit.
- H5 az ökoszisztéma-szolgáltatások értékeinek percepciójáról: Minél inkább a helyi közösséghez köthető az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése a résztvevők az ökoszisztéma-szolgáltatások annál több hasznát képesek érzékelni.

Az adatgyűjtés fókuszcsoporthoz megbeszéléseken zajlott, és kiegészítő információforrásként előzetes adatokat gyűjtöttünk termelőkkel folytatott interjúkból

1. táblázat. Az esettanulmányok agroökológiai környezete és a fókuszcsoportok szervezésének jellemzői. (PC = kártevő gyérítés (pest control), PO = beporzás (pollination))

Esettanulmány	Agroklimatikus zóna; Dátum; Időtartam	Növényi kultúra;	Résztevők	Közösség érzete, áramlás érzékelése	Közös és megkülönböztető tulajdonságok
FDEA-ART, Svájc	Atlanti; 2014.03.17.; 100 perc	Olajrepcé: PC, PO	8 professzionális gyümölcsstermesztő innovatív, nyereségorientált gondolkodással – erősen intenzív specialista gyümölcsstermesztőtől a kisméretű, vegyes gazdaságig	A közösségérzet figyelemre méltó volt	Közvetlen interakciók a résztvevők között
GWCT, Egyesült Királyság	Atlanti; 2015. 01.21.; 180 perc	Búza: PC; Olajrepcé: PO	4 hagyományos nagy gazdaság (tulajdonos vagy gazdaságvezető)	Tájékozott és nyugodt, nagyon szívélyes és barátságos, A termelők a befejezésig elkötelezettek maradtak	Teljes kép arról, hogy a mezőgazdasági termelők mit szerettek a gazdaságaikban és a tájegységeikben
BXSCAGRO, Franciaország	Mediterrán; 2015.06.24.; 150 perc	Szőlő: PC	5 szőlőtermesztő	A résztvevők széles látókörűek voltak, készen álltak meghallgatni egymást A közösségérzet nagyon jól megfigyelhető volt azokon a kapcsolatokon keresztül, hogy hasonló problémákkal hogyan birkóztak meg	Sok megbeszélés és közvetlen interakció, amit a tudományos kísérletek eredményei indítottak be
DLO, Hollandia	Atlanti; 2015.03.23.; 120 perc	Körte: PC, PO	6 gyümölcsstermesztő	Proaktív, széles látókörű; A közösségérzet természetesen jelent meg a gyümölcsösben tett séta alatt	Egy vizsgálati csoport tagjai, akik jól informáltak voltak a körtelevél-bolha ügyében
EULS, Észtország	Észak keleti; 2014.02.07.; 100 perc	Olajrepcé: PC, PO	8 hagyományos (160–1800 ha)	Együttműködő és kedélyes; Mindenki készségesen és aktívan vett részt	Senki sem érezte úgy, hogy kihagyják a beszélgetésből; A fő aggályuk az volt, hogy hogyan származhat előnyük a Quessából

1. táblázat (folytatás). Az esettanulmányok agroökológiai környezete és a fókuszcsoportok szervezésének jellemzői. (PC = kártevő gyérítés (pest control), PO = beporzás (pollination))

Esettanulmány	Agroklimatikus zóna; Dátum; Időtartam	Növényi kultúra;	Résztevők	Közösség érzete, áramlás érzékelése	Közös és megkülönböztető tulajdonságok
UKL, Németország	Atlanti; 2014.03.14.; 100 perc	Úritők: PO, PC	6 mezőgazdasági termelő + 1 feleség bio (kezdetben 2, később 4), 3 hagyományos	Együttműködő, néha lassú, néha szétforgácsolóó megbeszélés, de összességében jól követhető	Mindenki problémának látta a turizmust, és valamennyien vitatták a féltermészetes élőhelyeken történő gazdálkodást
SZIE, Magyarország	Közép Európai; 2014.03.04.; 100 perc	Búza: PC, Napraforgó: PO	4 mezőgazdasági termelő (kis lépték, együttműködő)	Gyümölcsöző és intenzív, élénk megbeszélés; Nem volt nagy kontraszt a termelők fő elgondolásaiban és megközelítéseiben	A régi gazdaságok és anyák kérdése igen erőteljesnek bizonyult, és emlékek és érzelmek vég nélküli áramlását idézte meg
SSSA, Olaszország (napraforgó)	Mediterrán; 2015.01.04.; 90 perc	Napraforgó: PO	10 napraforgó-termesztő	A mezőgazdasági termelők viszonylag hallgatók voltak, és az uralkodó véleményekre figyeltek	Egymás között sokat beszéltek a gazdálkodással és a szabályozásokkal kapcsolatos problémákról; Kevés érdeklődés az ökoszisztéma-szolgáltatások vagy féltermészetes élőhelyek iránt
SSSA, Olaszország (olíva)	Mediterrán; 2015.04.15.; 90 perc	Olíva: PC	7 olajfa nevelésével foglalkozó termelő	A megbeszélések segítettek kibeszélni a jogi szabályozásokkal, nemzeti és helyi szintű politikusaikkal kapcsolatos sérelmeiket	Remény arra vonatkozóan, hogy a Quessa befolyásolja a helyi döntéshozókat

arra vonatkozóan, hogyan értékelik a tájegységet, a természet értékeit és a gazdálkodási rendszert. Kutatásunk feltáró jellegű volt és az ökológus kutatókat arra invitálták, hogy alakítsanak ki folyamatos terepi kapcsolatot a mezőgazdasági termelőkkel. A részt vevő kutatók számára 2013 novemberében tartottunk módszertani tréninget, amely a féltermészetes élőhelyek és az agroökoszisztémák nem-pénzbeli értékeléséhez biztosította az elméleti és gyakorlati alapokat. A képzési modulok és módszertani útmutatók megtalálhatók a [http1](http://1) honlapon.

Az adatgyűjtés során csak azokat a termelőket hívtuk fókuszcsoportos beszélgetésre, akik a vizsgált agrár-ökoszisztémákban gazdálkodnak, a kutatáshoz a terepi felvételezés során is kapcsolódnak és az előzetes interjúk alapján az ökoszisztéma-szolgáltatásokra vonatkozó közvetlen tapasztalattal rendelkeznek. Az átlagos gazdálkodóknál tehát könnyebben kapcsolatba tudják hozni az ökoszisztéma-szolgáltatásokat a helyes mezőgazdálkodási gyakorlattal. A feltáró egyéni interjúk a helyi gazdálkodási gyakorlatok és a tájváltozások történetéről szóltak, míg a fókuszcsoportok során a gazdálkodók a féltermészetes élőhelyek előnyeit fényképek segítségével csoportosan értékelték. A csoportok moderálását a terepi kutatásban részt vevő és a csoportdinamikai folyamatokban jártas ökológus kutatók látták el.

A fókuszcsoportok vezérfonala a következő volt:

- Bevezetés: megkértük a résztvevőket, hogy röviden mutassák be magukat nevükkel együtt, és meséljenek pár szót a gazdaságukról.
- Bemelegítés: a termelőket először a helyi tájra vonatkozó személyes benyomásairól kérdeztük, ami miatt szeretnek az adott helyen gazdálkodni és élni.
- Vizuális gyakorlat – gondolattérképezés (Soini 2011): a feltáró interjúk alapján az ökológus kutatók kiválasztották a legfontosabb 5 ökoszisztéma-szolgáltatást, majd a csoportbeszélgetéseken a termelők logikai kapcsolatokat vontak az egymáshoz kapcsolódó fogalmak között.
- Moderált megbeszélés: Ezt követően arra kértük őket, hogy kapcsolják össze a szavakat és a fogalmakat az ökoszisztéma-szolgáltatásokról az asztalon lévő fényképekkel. Ezután számos kérdés következett: Milyen körülmények között lehetséges ezen ökoszisztéma-szolgáltatásokat hosszú távon fenntartani? Hogyan függenek ezek az ökoszisztéma-szolgáltatások egymástól? Hogyan járulnak hozzá ezek az ökoszisztéma-szolgáltatások a helyi közösség jólétéhez? Melyek a pozitív és negatív hatásaik? Végezetül a mezőgazdasági termelőket megkérdeztük a féltermészetes élőhelyek értékéről.
- Zárás: A termelőket a záró gondolataikról kérdeztük, és megköszöntük, hogy megosztották a véleményüket a kutatókkal.

Adatelemzésre kvalitatív tartalomelemzési megközelítést választottunk (Kohlbacher 2006, Elo & Kyngäs 2008), amelynek során az ökoszisztéma-szol-

gáltatásokról szóló percepciókat deduktív módon, előre meghatározott kódkategóriákkal kódoltuk és hasonlítottuk össze (Patton 2002, illetve 2. függelék az online függelékben [OF]). A deduktív elemzés arra a gondolatra épít, hogy az elméleti irodalom és a korábbi kutatási gyakorlatok alapján kialakított általános mintázat alapján ragadhatók meg az egyedi esetek (Mayring 2000). Ezért a fókuszcsoporthoz előre kialakított kódok alapján zajlott a kódolás, ugyanakkor a kutatók új, a korábbi kódokkal nem lefedett kategóriákat is meghatározhattak. Az elemzés során a részt vevő kutatók egymástól is segítséget kértek, megosztották az ötleteiket és folyamatosan javították az eljárásaikat. A kódok kontextusbeli jellemzőit az online függelék [OF] 2. függelékében táblázatos formában közöljük.

Amikor a kódolást befejezték, a kutatókat megkértük, hogy töltsék fel a kódolási táblázatot kontextusbeli és tipikus attitűdöket érintő szövegrészletekkel, a fókuszcsoporthoz zajlott beszélgetések átiratainak kivonatolásával. A kódolás ezen eredményei és a fogalomtérképezési gyakorlat adta az elemzés alapvető információforrását. A fókuszcsoporthoz kutatás eredményeink általánosíthatóságára vonatkozóan elmondhatjuk, hogy az a nyolc Quessa agrárökoszisztémára érvényes (1. táblázat). A kis mintaméret nem tett lehetővé a fókuszcsoporthoz gazdaságtípus, gazdálkodási rendszer, gazdaságméret, valamint a mezőgazdasági termelők életkora, neme és képzési szintje szerinti homogenizálást. A kutatás megbízhatósága javítható a mintaméret kiterjesztésével és az egyes agrárökoszisztémákban többféle gazdálkodási rendszert vizsgáló fókuszcsoporthoz megszervezésével.

A vizsgálatok változatos szocio-ökonómiai és kulturális kontextusának megfelelően a mezőgazdasági termelők sokféle témát hoztak a fókuszcsoporthoz beszélgetésekbe. A fókuszcsoporthoz jól tükrözik a mezőgazdasági termelők Európán belüli heterogenitását és helyi specifikumait:

- Az Egyesült Királyságban zajló fókuszcsoporthoz résztvevői valamennyien hagyományos módon gazdálkodtak, gazdaságméretük körülbelül 200–2000 hektár (500 és 5000 angol hold) között változott. Egy résztvevőnek a tulajdonában állt a földterület, amelyen gazdálkodott, a többi résztvevő a terület bérlője volt, és mindannyian környezetgazdálkodási programban vettek részt.
- Magyarországon a fókuszcsoporthoz résztvevői konvencionális módon gazdálkodtak, és csak egy gazdaság volt biogazdaság. Két mezőgazdasági termelő kis léptékben (14 ha) gazdálkodott, és két másik okleveles mezőgazdász a helyi mezőgazdasági szövetkezetnél dolgozott (5000 és 20 000 hektár), valamint saját gazdaságukat is vezették otthon. A termesztett növényi kultúrák jellemzően a kukorica, az őszi búza, a napraforgó, az árpa és a repce voltak. Egy gazdaság jóval változatosabb növényi kultúrákat is termesztett: köles, úrtök, borsó, lucerna, tönkölybúza stb.

- Hollandiában hat, konvencionális gyümölcstermesztő vett részt a megbeszélésen, valamennyien tagjai egy körtelevélbolhával foglalkozó vizsgálati csoportnak, valamennyien innovatív, nyereségorientált gondolkodásúak. Voltak köztük intenzív gyümölcstermelők és kisméretű, vegyes gazdaságok is, emiatt számottevő változatosságot mutattak az ökoszisztéma-szolgáltatók iránti attitűdjükben.
- Az észtországi esettanulmány fókuszcsoportjának résztvevője nyolc, hagyományos növényi kultúra termesztője volt (gabonafélék, olajrepece, lóhere, búza, árpa, zab, borsó, legelők) 160 és 1800 ha (átlagosan ~826 ha) gazdaságmérettel és az adott vidékhez fűződő erős kapcsolattal. Egyikük a konvencionális termesztés mellett bio- és alacsony inputtal dolgozó gazdálkodást is folytatott.
- Olaszországban a Monte Pisana-i (Pisa) olajfaligetes esettanulmányt az olívaolaj-sajtoló-üzem hét tulajdonosával folytatták. A résztvevők tehát professzionális mezőgazdasági termelők voltak; egyikük egy faiskola tulajdonosa és 1250 olajfa gondozója, a többiek 400-1200 fát gondoztak, míg egyikük 30 éve hobbiból folytat mezőgazdasági termelést 164 olajfával.
- Olaszországban a napraforgós fókuszcsoportot Pisa szerződéses munkavállalói társaságának 10 tagjával szervezték meg, akik saját földjeiken is gazdálkodnak. Egyikük művelés nélküli direktvetéses gazdálkodást folytat, és van egy bemutató gazdasága a talaj szervesanyag megőrzéséről.
- Franciaországban a fókuszcsoportot 5 bortermelővel (magánpincészetek tulajdonosaival és egyikük egy borkészítő szövetkezeti taggal) folytatták le, és valamennyien növényvédelmi kísérletekben vettek részt. Hárman közülük bioszólóban gazdálkodtak, míg a másik 2 résztvevő alacsony inputtal dolgozó rendszerekben volt érintett.
- A svájci esettanulmány fókuszcsoportjába nyolc mezőgazdasági termelőt hívtak meg körülbelül 10 kilométeres körzetből; valamennyien agrár-környezetvédelmi gazdálkodásban vettek részt. Közösségi érzésük figyelemre méltó volt, és élvezték a közvetlen interakció lehetőségét.
- Németországban a fókuszcsoportot 7 helyi mezőgazdasági termelővel (6 mezőgazdasági termelővel és az egyik termelő feleségével) szervezték meg, akik közül négyen biotermeléssel foglalkoztak. Mindenki gazdálkodó családból érkezett, és valamennyien ott is születtek, ahol gazdálkodási tevékenységet végeztek.

Ahogy az 1. táblázat is mutatja, a fókuszcsoportok rendszerint az elvárt résztvevők minimális számát vonzották. Az összejövetelek átlagos hossza 90 és 180 perc között változott, az átlag 120 perc volt, ami fókuszcsoportok esetén a standard időtartam. Rendszerint a vizuális gyakorlat és az ökoszisztéma-szolgáltató-

sok fogalmi összekapcsolása vett el több időt. A moderálás és a csoportdinamika vonatkozásában csak kis különbségekkel találkoztunk, és a moderátorok sikeresnek érezték munkájukat a beszélgetések fókuszának megőrzésében. A résztvevőket érezhetően megmozgatta a téma, ami a sikeres csoportmunkához szükséges összhang megteremtésére elég is volt. A fő kihívást az jelentette, hogy a résztvevő termelők életükben e beszélgetésen találkoztak először a féltermészetes élőhelyekkel és az ott előforduló ökoszisztéma-szolgáltatásokkal. A francia és az olasz esetben megküzdöttek a csoportos megbeszéléshez szükséges összhang megteremtésével, de ettől elkívve a résztvevők kifejezetten jól érezték magukat. Összességében a csoportbeszélgetések résztvevői e témák vonatkozásában nem sok vitával vagy nézeteltéréssel kerültek szembe. A csoportokban sikerült pozitív légkört kialakítani, ahol a mezőgazdasági termelők gyakran megerősítették egymás érzéseit, véleményét, tudását. A termelők ugyancsak alig várták, hogy meghallgathassák a gazdaságaikban zajló ökológiai vizsgálatok eredményeit, és erről gyakran kérdezték a kutatókat. A moderátorok szerepét erősítette, hogy a termelők komoly érdeklődést mutattak e megbeszélésekre és a projekt kitűzött céljai iránt.

Eredmények

A gazdálkodók ökoszisztéma-szolgáltatás értelmezései

A nem pénzbeli értékelés elsődleges célja annak megértése volt, hogy hogyan gondolkodnak a mezőgazdasági termelők az ökoszisztéma-szolgáltatásokról; azaz, milyen jellegű attitűdök, érzelmek, érvek jelennek meg, amikor az ökoszisztéma-szolgáltatásokról beszélnek. A gondolatterképezés (mind-mapping) során az ökoszisztéma-szolgáltatásokat ábrázoló képeket a moderátor vagy a kutató mutatta be a termelőknek, majd a korábbi interjúk és szakértői értékelés során azonosított 5 ökoszisztéma-szolgáltatás közötti kapcsolatokat vitatták meg (2. táblázat).

A beszélgetések során a termelők gyakorlati szemléletmódja érvényesült: az ökoszisztéma-szolgáltatás fogalmát saját gazdálkodási gyakorlatukra vonatkoztatták és azokban magán- vagy közhasznok előállítását látták. Kezdetben nehézkesnek találták a „szolgáltatások” lefordítását, ezzel együtt is, az ökoszisztéma-szolgáltatások közötti kapcsolatokról kialakított tudásszintjét átlagon felülinek értékelték a kutatás ökológus résztvevői. Az ökoszisztéma-szolgáltatás fogalmát a termelők rendszerint és legkönnyebben a termelés hozamokban mért és jól látható sikerén keresztül értelmezték. Gazdálkodásukat közvetlenül formálják az ökoszisztéma-szolgáltatások és jelentős hatással vannak a gazdálkodás sikerére is, emiatt a termelők szemében nem szükségszerűen hasznosak. Az ökoszisztéma-szolgáltatás-kímélő gazdálkodási rendszerek szempontjából a termelők az

elsődleges érintettek, akik a negatív következményekkel (vadkár, csapadék) is közvetlenül szembesülnek. A féltermészetes élőhelyek nyújtotta ökoszisztéma-szolgáltatásokról (vízháztartás, tápanyag-körforgás) rengeteg személyes megfigyelést osztottak meg a kutatókkal. A gondolattérképezés fontos eredménye, hogy nincs olyan gazdálkodói közösség, amelyben nem a hozamok maximalizálása, vagyis az ökoszisztéma-szolgáltatások gazdasági, termelésorientált megközelítése lenne a középpontban. Váratlan eredmény ugyanakkor, hogy a hozamot nem a termék mennyiségével hozzák csak kapcsolatba, hanem a gazdálkodás és a termés általános minőségével, ami jelentősen függ a féltermészetes élőhelyek biztosította „láthatatlan”, szabályozó szolgáltatásoktól. A gondolattérképezős gyakorlat segített azt is felszínre hozni, hogy a termelők saját identitásuk meghatározásakor elsődlegesen a helyi környezetben, az adott tájegységben élő és dolgozó embereként tekintenek egymásra és magukra, nem csupán professzionális gazdálkodókként (v.ö. Burton 2004). A gondolattérképezésből egyértelművé vált, hogy a gazdálkodásban szerzett személyes tapasztalatok alapján az ökoszisztéma-szolgáltatások témája jobbra frusztrált, irritált, elégedetlen, szkeptikus, gyanakvó, önáldozatot hozó vagy aggódó érzelmi attitűdöket vált ki e körben. Pozitív érzések (elégedettség, elismertség, nosztalgia, érdeklődés, kíváncsiság) jóformán csak a gazdálkodás sikerét jelző ökoszisztéma-szolgáltatásokhoz kapcsolódnak. Hasonlóan, amikor a gazdaságukon belüli ökoszisztéma-szolgáltatásokról beszélnek, a termelők előnyben részesítik a racionális/professzionális érveket. Nem racionális szempontokat akkor emelnek be, amikor általában a természetről vagy a tájegységről szólnak. Végül, szinte minden fókuszcsoportban volt olyan gazdálkodó, aki hangot adott a vidéki táj iránti szeretetének. Ez a kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások jelenlétére utal, s arra, hogy a gazdálkodók számára a táj nem csupán instrumentális szempontból, a gazdasági értékek miatt fontos, hanem a kézzel nem fogható kulturális, társadalmi értékek miatt is.

A gazdálkodók attitűdje

Több fókuszcsoportban érzékelhető volt, hogy a gazdálkodók erős érzelmi kapcsolatban álltak a tájjal: nagyra értékelték a biodiverzitását és esztétikumát, és tudatában voltak a féltermészetes élőhelyről származó hasznoknak és ezek sebezhetőségének. Általában jellemzőnek mondható, hogy a termelők pozitív attitűddel álltak az ökoszisztéma-szolgáltatások többségéhez, különösen a hozam és a beporzás kérdéséhez, továbbá a rekreáció, a táj, a biodiverzitás megőrzés, a tápanyag-kimosódás csökkentése, a talaj egészsége és termékenysége, a mikroklíma-szabályozás vonatkozásában is. Mindezek olyan ökoszisztéma-szolgáltatások, amelyek a termelői tapasztalatok alapján főként a féltermészetes élőhelyek jó állapotától függenek. Az ökoszisztéma-szolgáltatások negatív megítélés alá gyakran a növekedés

2. táblázat. A fókuszcsoportokon megbeszélte öt legfontosabb ökoszisztéma-szolgáltatás.

Ország	Öt legfontosabb ökoszisztéma-szolgáltatás
Egyesült Királyság	Terméshozam Beporzás Vadvilág Rekreáció Funkcionális biodiverzitás
Magyarország	Élőhely a vadállomány számára Beporzás Vízátviteli kapacitás Kulturális kapacitás Tájképi esztétikum
Észtország	Talaj termékenysége Szénmegkötés Beporzás Hozam Víz tisztítás és -szabályozás
Németország	Talaj termékenysége Szél, szennyezőanyagok, hordalék elleni védelem Beporzás Vízszabályozás Kártevők irtása
Olaszország, olíva	Élelmiszer, A biodiverzitás megőrzése, Rekreáció, Esztétikum Erózió szabályozása
Svájc	Víz visszatartás Erózióval szembeni védelem Hozamok A talaj egészsége A biodiverzitás megőrzése
Franciaország	Kártevők gyérítése Esztétikai érték A talaj funkcionálása Hozamok Víz visszatartási kapacitás
Hollandia	A biodiverzitás megőrzése Szél elleni védelem Beporzás Hozamok Mikroklíma
Olaszország, napraforgó	Vízminőség védelme A biodiverzitás megőrzése Rekreáció, Esztétikum Mikroklíma-szabályozás

vő költségektől való félelemből fakadóan esnek, például a kártevő gyérítés vagy a funkcionális biodiverzitás esetében¹. Az attitűdök ambivalensek: rendszerint személyes érzésekre és etikai megfontolásokra építenek, viszont ezekkel *disszonáns* racionális gazdasági érveket használnak. Ennek eredményeként a gazdálkodói ideálok és a valós gazdálkodási követelmények konfliktusba kerülnek egymással.

A gazdálkodók által érzékelt előnyök

Az, hogy mi alkotja egy ökoszisztéma-szolgáltatás hasznát, erősen *kontextusfüggő*. Általánosságban, az ökoszisztéma-szolgáltatásokból származó közvetlen gazdasági haszon, megélhetésük fő forrása bizonyult a termelők számára a legfontosabbnak. Ugyanakkor a túlélés érdekében *kénytelenek kompromisszumot kötni az ökoszisztéma-szolgáltatás-kímélő gazdálkodás és a gazdasági életképesség, jövedelmezőség között*. A termelők gyakran érzékeltették, hogy gazdálkodói identitásukban *a helyi* termelői és a helyi lakos elemei elválnak, mert a gazdasági fenntarthatóság szembekerül más haszonélvezők által különböző szinteken realizált egyéb (esztétikai, etikai, ökológiai) hasznokkal. Emiatt gyakran *a körülmények áldozataként mutatják be magukat*, és veszteségeikért is *másokat hibáztatnak* – többnyire a távolabbi érintetteket (politika, természetvédelem, turizmus, befektetők, EU, stb.). Több esetben a helyi gazdálkodói közösség, mint a legkiszolgáltatottabb érintett csoport, *bűnbakként viseli a nem mezőgazdasági lakosság természetkárosításáért a felelősséget*. Például amikor agrárterületen megvalósuló állami építési beruházások környezetkárosító hatását más agrárterületek természetvédelmi kezelésbe vételével kompenzálják (Svájc), illetve amikor hasznos szolgáltatásokat nyújtó féltermészetes élőhelyek nem megfelelő hatósági kezelése a termelőknél hozamkiesésben csapódik le (Olaszország); vagy amikor egy önkormányzati kezdeményezésre kialakítanak biotóp hálózatot később egy új ipari park létesítésekor kompenzációként jelenítenek meg (Németország). A biodiverzitással foglalkozó szakpolitikákat érintő kritikájuk elsősorban arra irányult, hogy az csak az egyes gazdaságok szabályozása szintjén jelenik meg, holott az ökoszisztéma-szolgáltatások tájegységi és regionális léptékben jönnek létre (pl. növénykultúra változatossága) jönnek létre. A termelők szerint kevés elismerés és kompenzáció jár az ökoszisztémaszolgáltatás-kímélő gazdálkodás tájszintű pozitív hatásaiért.

1 Megjegyzendő, hogy az újabb terminológiákban a funkcionális biodiverzitás nem ökoszisztéma szolgáltatás: az ökoszisztéma struktúrához tartozik a cascade modellben, az IPBES pedig a nature dobozba helyezi.

Értékelés

A QuESSA (www.quessa.eu) EU7-s kutatási projekt az agrártájban jelen lévő féltermészetes élőhelyek szerepét vizsgálta az ökoszisztéma-szolgáltatások nyújtásában. Az ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésben használatos módszertanok döntően szakértői módszereket alkalmaznak, a téma biológus kutatói vezetésével. A QUESSA projektben kifejezetten e szakértői módszerek transzdiszciplináris továbbfejlesztését tűztük ki célul: vagyis olyan társadalomtudományi kutatómódszertani elemeket válogattunk össze, amelyek segítségével bármely gazdálkodói közösség és ökoszisztéma felmérést végző ökológus képessé válik ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésére.

Tanulmányunk rámutatott, hogy valóban elővigyázatosságot igényel az ökoszisztéma-szolgáltatások tudományos fogalmának alkalmazása. Alkalmas lehet az előttünk álló összetett ökológiai szocio-ökonómiai és politikai kihívások megér(te)tésre, és kívánatos lenne, hogy a közpolitikai megoldások között nagyobb teret kapjon (Norgaard 2010). Kétségtelen, hogy a fogalom antropocentrikussága nem minden esetben segíti, hogy különböző szemszögből, alternatív megközelítésekkel láthassuk a világot (Silvertown 2015). Mivel megkerülhetetlen értelemezési keretté vált a transzdiszciplináris kutatásokban (Fisher et al. 2009, De Groot et al. 2010, Duru et al. 2015) és a szakpolitikai folyamatokban is, fontos, hogy az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése a gazdaságin túli értékekre és az értelemezési különbségekre érzékeny módon történjen, a résztvevők közös megértése mellett.

Öt munkahipotézist vizsgáltunk:

1. A kutatók és gazdálkodók ökoszisztéma-szolgáltatás értelmezésének különbségéről

Várakozásunknak megfelelően nem találtunk nagy különbséget a gazdálkodók által használatos és a tudományosan meghatározott elgondolásokban. Az országok között változatos válaszokat rögzítettünk a hipotézis nagyobb arányú elfogadásával és csak bizonyos mértékű elvetésével. A magyarországi esetben kifejezetten problémafókuszú megközelítés volt jellemző a gazdálkodói szemléletre: rendre a vadkár és a belvíz kérdései kerültek előtérbe. A svájci esetben a gazdák a munkájukat segítő szolgáltatásokat hangsúlyozták. Az eszt gazdálkodók esetében pedig a szolgáltatások közti interakciók és átváltások is nyomatékosan megjelentek.

2. A bio- és a konvencionális gazdálkodási rendszerek közötti különbségről

Alapfeltételezésünk szerint a környezetkímélő mezőgazdálkodást folytató gazdák összetettebb képet alkotnak az ökoszisztéma-szolgáltatásokról, mint a konvencionális mezőgazdaságban dolgozók. Mindezt a svájci gazdálkodók között végzett vizsgálat megerősítette, a német gazdák esete viszont cáfolta, hiszen a konvencionális gazdák is kiterjedt tudással rendelkeztek. Az észt és magyar gazdák közösségeiben nem volt jelentős e különbség, inkább életkor szerint mutatkoztak eltérések. E kérdés csak a minta növelésével és azonos agroökoszisztémákban dolgozó bio- és hagyományos termelőkkel végzett fókuszcsoportos vizsgálatokkal pontosítható.

3. A közös megértésről

A gazdálkodói közösségek efféle közös mérlegelésre ösztönzése várakozásainknak megfelelően jó hatással volt a közös megértés kialakítására. A fókuszcsoportos vizsgálat megerősítette, hogy e megbeszélések során lehetőség nyílik a helyi gazdálkodók és a terepi kutatók számára egyaránt elfogadható közös elképzelés kialakítására az ökoszisztéma-szolgáltatásokról. A mezőgazdasági termelőkkel folytatott valamennyi megbeszélésen, az egyik olasz csoportot kivéve, lehetséges volt a közös álláspont kialakítása.

4. A gazdasági kontra nem gazdasági értékek megbecsüléséről

A vizsgálat részben alátámasztja, hogy a konvencionális gazdálkodók jobban elismerik az ökoszisztéma-szolgáltatások azon előnyeit, amelyek közvetlenül a termeléshez köthetők (közvetlen gazdasági hasznot jelentenek), míg a bio és természetközeli gazdálkodást folytató termelők jobban elismerik az ökoszisztéma-szolgáltatások indirekt (nem gazdasági) előnyeit. Vizsgálatunk alapján tehát nem igazolható, hogy különbség lenne a konvencionális és környezetkímélő mezőgazdaságot preferáló gazdák között az ökoszisztéma-szolgáltatások pénzügyi és nem pénzügyi hasznainak értékelésében. Ugyanakkor az észt gazdák között az életkor szerint, a svájci gazdák között pedig a piacos és nem piacos termelést folytatók között jelentős eltérés mutatkozott. A hazai gazdálkodók között a saját földtulajdonnal rendelkező gazdálkodókra jellemzőbb volt a nem pénzügyi előnyök elfogadása. Összességében a német, a magyar és az észt gazdálkodók is jobban értékelték az ökoszisztéma-szolgáltatások előnyeit. Releváns különbségek az idősebb és fiatalabb, a hobbi és professzionális mezőgazdasági termelők között jelentkeztek.

5. Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékeinek percepciójáról

A vizsgálat megerősítette, hogy minél inkább a helyi közösséghez köthető az ökoszisztéma-szolgáltatás értékelés szintje, a résztvevők az ökoszisztéma-szolgáltatások annál több hasznát képesek érzékelni. A helyi hasznokat jóval fontosabbnak találták.

Összességében, bár kvantifikálható eredményt nem vártunk és nem is kaptunk, az ökoszisztéma-szolgáltatásokról szóló tudásunk jelentősen gazdagítható a gazdálkodói csoportok szemléletének, értékeinek feltárásával. Amint számos szerző megállapította (Haines-Young & Potschin 2010, Baveye et al. 2013, 2016), a fogalom alkalmas a gazdálkodók mindennapi, kézzelfogható gazdálkodási élményeinek, a magától értetődőnek gondolt, használati értéken túli (egészségügyi, társadalmi, esztétikai) értéktartományainak láthatóvá tételére. A kutatók jellemzően kész definíciókban és jól megragadható különbségekben gondolkodnak, míg a termelők a saját életvilágukra, sikereikre, élményeikre vonatkoztatva közelítik meg az ökoszisztéma-szolgáltatásokat. Jelentős különbségek mutathatók ki a gazdálkodók értelmezésén belül is az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésében és ezek nem feltétlenül ragadhatók meg az ökoszisztéma-szolgáltatások által nyújtott közvetlen hasznokon keresztül. További kutatásra volna szükség annak érdekében, hogy e megállapítások hatókörét szisztematikusan szélesíteni lehessen az öko-agrár-élelmiszer komplex rendszerre, a mezőgazdaság és az ökoszisztéma-szolgáltatások kölcsönhatásainak társadalmi, környezeti, gazdasági és egészségügyi vonatkozásaira (TEEB 2015). A szakpolitikák tervezéséhez továbbá kívánatos volna a mezőgazdasági termelők értékörző világszemléletét és rövidtávú nyereségorientált érdekeit egyensúlyba hozni, valamint - amint például Goldman és munkatársai (2007) javasolták - tájegységi léptékben ösztönözni az ökoszisztémaszolgáltatás-kímélő gazdálkodási rendszereket. A gazdálkodók ugyanis pontosan érzékelik a Lant és munkatársai (2008) által leírt jelenséget, miszerint, gazdálkodási gyakorlataik számos „láthatatlan”, „meg nem fizetett” (támogató, szabályozó és kulturális) ökoszisztéma-szolgáltatás rovására tudják csak növelni az élelmészeti ökoszisztéma-szolgáltatásokat.

Az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal (mint közjóságokkal) kapcsolatos preferenciák vizsgálatára a gazdálkodói részvételen alapuló értékelési módszerünk alkalmasnak bizonyult. A közös tanulásra építő fókuszcsoporthoz vizsgálat olvasó és a döntéshozatali folyamatba jól beilleszthető, amennyiben a szakpolitika elfogadja és alkalmazza a társadalmi részvétellel meghozott döntéseket.

Köszönetnyilvánítás – A kutatás az Európai Unió 7. Kutatási-, technológiafejlesztési és demonstrációs keretprogramjában (FP7) valósult meg a 311879-es számú pályázat keretében. Köszönet illet minden kollégát, aki részt vett a QUESSA projekt esettanulmányainak kidolgozásában, név szerint Katja Jacot és Gisela Lüscher (FDEA-ART), Barbara Smith

és John Holland (GWCT), Brice Giffard (BxScAgro), Karin Winkler és Herman Helsen (WU), Eve Veromann, Gabriella Kovács és Riina Kaasik (EULS), Sonja Pfister és Martin Entling (UKL), Daniele Antichi (UNIPI), Papp Komáromi Judit, Kiss József és Zalai Mihály (SZIE) valamint Camilla Moonen (SSSA). Köszönettel tartozunk továbbá a kutatásban részt vevő gazdálkodóknak.

Irodalomjegyzék

- Baveye, P. C., Baveye, J. & Gowdy, J. (2013): Monetary valuation of ecosystem services: it matters to get the timeline right. – *Ecol. Econ.* **95**: 231–235. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.09.009>
- Baveye, P. C., Baveye, J. & Gowdy, J. (2016): Soil “Ecosystem” Services and Natural Capital: Critical Appraisal of Research on Uncertain Ground. – *Front. Environ. Sci.* **4**: 41. doi: <http://journal.frontiersin.org/article/10.3389/fenvs.2016.00041/full>
- Buijs, A., Fisher, A., Rink, D. & Young, C. J. (2008): Looking beyond superficial knowledge gaps: Understanding public representations of biodiversity. – *International Journal of Biodiversity Science and Management* **4**: 65–80. doi: <http://dx.doi.org/10.3843/Biodiv.4.2:1>
- Burton, R. J. F. (2004): Seeing Through the ‘Good Farmer’s’ Eyes: Towards Developing an Understanding of the Social Symbolic Value of ‘Productivist’ Behaviour. – *Sociol. Ruralis* **44**: 195–215. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9523.2004.00270.x>
- De Groot, R., Fisher, B., Christie, M., Aronson, J., Braat, L., Haines-Young, R., Gowdy, J., Killeen, T., Maltby, E., Neuville, A., Polasky, S., Portela, R. & Ring, I. (2010): *Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation*. – Draft Chapter 1 of The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) study.
- De Schutter, O. & Petrini, C. (2017): *Time to put a Common Food Policy on the menu*. – In *Politico*, Op-Ed. Febr 2, 2017. URL: <http://www.politico.eu/pro/opinion-time-to-put-a-common-food-policy-on-the-menu/>
- Duru, M., Therond, O., Martin, G., Martin-Clouaire, R., Magne, M-A., Justes, E., Journet, W-P., Aubertot, J-N., Savary, S., Bergez, J-E. & Sarthou, J-P. (2015): How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. – *Agron. Sustain. Dev.* **35**: 1259–1281. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1>
- Elo, S. & Kyngäs, H. (2008): The Qualitative Content Analysis Process. – *J. Adv. Nurs.* **62**: 107–115. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2648.2007.04569.x>
- FAO (2016): *Adapting agriculture to climate change*. URL: www.fao.org/docrep/011/aj982e/aj982e02.pdf
- Fisher, B., Turner, R. K. & Morling, P. (2009): Defining and classifying ecosystem services for decision making. – *Ecol. Econ.* **68**: 643–653. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
- Goldman, R. L., Thompson, B. H. & Daily, G. C. (2007): Institutional incentives for managing the landscape: Inducing cooperation for the production of ecosystem services. – *Ecol. Econ.* **64**: 333–343. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.012>
- 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*. – British Ecological Society, Cambridge University Press, pp. 110–139.
- Holland, J. M., Jeanneret, P., Herzog, F., Moonen, A-C., Rossing, W., van der Werf, W., Kiss, J., van Helden, M., Paracchini, M. L., Cresswell, J., Pointereau, P., Heijne, B., Veromann, E., Antichi, D., Entling, M. & Balázs, B. (2014): The QuESSA Project: Quantification of Ecological Services

- for sustainable agriculture. Landscape Management for Functional Biodiversity. – *International Organisation for Biological Control/West Palaearctic Regional Section Bulletin* **100**: 55–58.
- Holland, J. M., Bianchi, F. J. J. A., Entling, M. H., Moonen, A. C., Smith, B. M. & Jeanneret, P. (2016): Structure, function and management of semi-natural habitats for conservation biological control: A review of European studies. – *Pest. Manag. Sci.* **72**: 1638–1651. doi: <http://dx.doi.org/10.1002/ps.4318>
- IPES (2017): *Towards a Common Food Policy for the European Union*. – A 3-year process of research, reflection and citizen engagement. URL: http://www.ipes-food.org/images/Reports/CFP_ConceptNote.pdf
- Kelemen, E. (2011): Árak vagy érvek? Módszertani dilemmák a természet szolgáltatásainak értékelésében. – *Kovács* **3**: 31–57.
- Kelemen, E., Pataki, Gy., Balázs, B., Bela, Gy., Fabók, V., Kalóczkai, Á., Kohlheb, N., Kovács, E., Kovács Krasznai, E. & Mertens, C. (2014): A nem pénzbeli értékelési módszerek kontextusfüggő alkalmazásának tapasztalatai. – 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. 56–75.
- Kelemen, E. & Pataki, Gy. (2014): Az ökoszisztéma szolgáltatások értékelésének elméleti meg-alapozása. – In: Kelemen, E. & Pataki, Gy. (szerk.): *Ökoszisztéma szolgáltatások: A természet- és társadalomtudományok metszéspontjában*. – Gödöllő; Budapest: Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet; Environmental Social Science Research Group (ESSRG), Gödöllő, Budapest, pp. 35–55.
- Kelemen, E., Nguyen, G., Gomiero, T., Kovács, E., Choisis, J.-P., Choisis, N., Paoletti, M. G., Podmaniczky, L., Ryschawy, J., Sarthou, J.-P., Herzog, F., Dennis, P. & Balázs, K. (2013): Farmers' perceptions of biodiversity: Lessons from a discourse-based valuation study. – *Land Use Policy* **35**: 318–328. doi: <http://doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.06.005>
- Kohlbacher, F. (2006): The Use of Qualitative Content Analysis in Case Study Research. – *Forum: Qualitative Social Research*. **7**(1) URL: <http://www.qualitative-research.net/index.php/fqs/article/view/75/153>
- Kovács, E., Kelemen, E. & Pataki, Gy. (2011): Ökoszisztéma szolgáltatások a tudományterületek és a szakpolitikák metszéspontjaiban. – *Természetvédelmi Közlem.* **17**: 1–11.
- Kovács, E., Kelemen, E., Kalóczkai, Á., Margóczy, K., Pataki, Gy., Gébert, J., Málóvics, Gy., Bálint, B., Roboz, Á., Krasznai Kovács, E. & Mihók, M. (2015): Understanding the links between ecosystem service trade-offs and conflicts in protected areas. – *Ecosyst. Serv.* **12**: 117–127. doi: <http://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.09.012>
- 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. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/ele.12762>
- Kumar, M. & Kumar, P. (2008): Valuation of the ecosystem services: A psycho-cultural perspective. – *Ecol. Econ.* **64**: 808–819. doi: <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.05.008>
- Lant, C. L., Ruhl, J. B. & Kraft, S. E. (2008): The tragedy of ecosystem services. – *BioScience* **58**: 969–974. doi: <http://doi.org/10.1641/B581010>
- Lele, S., Springate-Baginski, O., Lakerveld, R., Deb, D. & Dash, P. (2013): Ecosystem services: origins, contributions, pitfalls, and alternatives. – *Conservat. Soc.* **11**: 343–358. doi: <http://doi.org/10.4103/0972-4923.125752>
- Lescourret, F., Magda, D., Richard, G., Adam-Blondon, A. F., Bardy, M., Baudry, J. & Martin-Clouaire, R. (2015): A social-ecological approach to managing multiple agroecosystem services. – *Curr. Opin. Sust.* **14**: 68–75. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.04.001>

- Martínez-Alier, J. (2002): *The environmentalism of the poor. A study of ecological conflicts and valuation*. – Edward Elgar, Cheltenham, UK.
- Martín-López, B., Iniesta-Arandia, I., García-Llorente, M., Palomo, I., et al. (2012): Uncovering ecosystem services bundles through social preferences: Experimental evidence from Spain. – *PLoS ONE* 7: e38970. doi: <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0038970>
- Mayring, P. (2000): Qualitative Content Analysis. – *Forum: Qualitative Social Research*. 1(2). Art. 20. URL: doi: <http://www.qualitative-research.net/index.php/fqs/article/view/1089/2385>
- MEA (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. – Island Press, Washington, DC.
- Nahlik, A. M., Kentula, M. E., Fennessy, M. S. & Landers, D. H. (2012): Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. – *Ecol. Econ.* 77: 27–35. doi: <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.01.001>
- Norgaard, R. B. (2010): Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. – *Ecol. Econ.* 69: 1219–1227. doi: <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.009>
- O'Hara, S. U. (1996): Discursive ethics in ecosystems valuation and environmental policy. – *Ecol. Econ.* 16: 95–107. doi: [http://doi.org/10.1016/0921-8009\(95\)00085-2](http://doi.org/10.1016/0921-8009(95)00085-2)
- Pasqual, U., Balvanera, P., Diaz, S., Pataki, Gy., Roth, E., Stenseke, M., Watson, R. T., Dessane, E. B., Islar, M., Kelemen, E., Maris, V., Quaas, M., Subramanian, S. M., Wittmer, H., Adlan, A., Ahn, S., Al-Hafedh, W. S., Amankwah, E., Asah, S.T., Berry, P., Bilgin, A., Breslow, S. J., Bullock, C., Cáceres, D., Daly-Hassen H., Figueroa E., Golden, C.D., Gómez-Baggethun, E., González Jiménez, D., Houdet, J., Keune, H., Kumar, R., Ma, K., May, P. H., Mead, A., O'Farrel, P., Pandit, R., Pengue, W., Pichis Madruga, R., Popa, F., Preston, S., Pacheco-Balanza, D., Saarsoski, H., Strassburg, B. B., van den Belt, M., Verma, M., Wickson, F. & Yagi, N. (2017): Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. – *Curr. Opin. Sust.* 26: 7–16. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2016.12.006>
- Pataki Gy. (szerk.) (2014): *A gazdasági versenyképesség és az ökoszisztéma-szolgáltatások összefüggése a mezőgazdálkodás példáján*. – kézirat, ESSRG, Budapest, 111 p.
- Patton, M. Q. (2002): *Qualitative Research and Evaluation Methods*. – Sage, London, 598 p.
- Sandhu, H. & Wratten, S. (2013): Ecosystem services in farmland and cities. Ecosystem services in agricultural and urban landscapes. – In: Wratten, S., Sandhu, H., Cullen, R. & Costanza, R., (eds.): *Ecosystem Services in Agricultural and Urban Landscapes*. – Wiley-Blackwell. Oxford. pp. 1–15.
- Santos-Martín, F., Kelemen, E., García-Llorente, M., Jacobs, S., Oteros-Rozas, E., Palomo, I., Barton, D. N., Hevia, V. & Martín-López, B. (2017): Socio-cultural valuation approaches. – In: Burkhard, B., Maes, J. (eds.): *Mapping ecosystem services*. – Pensoft Publishers. URL: <http://ab.pensoft.net/article/12837/list/1/>
- Silvertown, J. (2015). Have ecosystem services been oversold? – *Trends Ecol. Evol.* 30: 641–648. doi: <http://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.007>
- Smith, H. F. & Sullivan, C.A. (2014): Ecosystem services within agricultural landscapes - Farmers' perceptions.— *Ecol. Econ.* 98: 72–80. doi: <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.12.008>
- Soini, K. (2001): Exploring human dimensions of multifunctional landscapes through mapping and map making. – *Landscape Urban Plan.* 67: 225–239. doi: [http://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00206-7](http://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00206-7)
- Stallman, H. R. (2011): Ecosystem services in agriculture: Determining suitability for provision by collective management. – *Ecol. Econ.* 71: 131–139. doi: <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.08.016>
- Sutherland, L. A., Darnhofer, I., Wilson, G. & Zagata, L. (eds.) (2014): *Transition pathways towards sustainability in agriculture: case studies from Europe*. – CABI.

- Swinton S. M., Lupi F., Robertson G. P., Hamilton S. K. (2007): Ecosystem services and agriculture: cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. – *Ecol. Econ.* **64**: 245–252. doi: <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.09.020>
- TEEB (2015) TEEB for Agriculture & Food: an interim report, United Nations Environment Programme, Geneva, Switzerland. URL: www.teebweb.org/agriculture-and-food/
- Wilson, M. A. & Howarth, R. B. (2002): Discourse-based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation. – *Ecol. Econ.* **41**: 431–443. doi: [http://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00092-7](http://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00092-7)
- Zhang, W., Ricketts, T. H., Kremen, C., Carney, K. & Swinton, S. M. (2007): Ecosystem services and dis-services to agriculture. – *Ecol. Econ.* **64**: 253–260. doi: <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024>

Internetes hivatkozások:

http1: <https://www.essrg.hu/en/quessa/> (letöltés: 2017. március)

Függelék:

A cikkhez tartozó Online Függelékek a folyóirat honlapján találhatóak.

Függelék 1: Léptékek és szereplők az ökoszisztémaszolgáltatás-kímélő mezőgazdálkodásban

Függelék 2: Ökoszisztéma-szolgáltatás kód kategóriák

Ecosystem Services of Semi-Natural Habitats Through the Eyes of Farmers

Bálint Balázs^{1,2}, Eszter Kelemen¹, György Pataki^{1,3} and Györgyi Bela^{1,2}

¹*Environmental Social Science Research Group (ESSRG),
H-1024 Budapest, Rómer Flóris u. 38, Hungary*

²*Szent István University, Institute of Nature Conservation and Landscape Management,
H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1, Hungary*

³*Corvinus University of Budapest,
H-1093 Budapest, Fővám tér 8, Hungary*

e-mail: balazs.balint@essrg.hu

Farmers as primary land users have the most power to interact with the land. Therefore, understanding farmers' perception of ecosystem services (or ESs) through farmers' eyes is of primary importance: their assessments of ESs and their ideas about the possibilities of maintenance will be crucial for land management decisions. This comparative analysis presents how farmers understand the benefits and non-monetary value of on-farm ESs provided by semi-natural habitats in main cropping systems (arable, orchard, vegetable and vines) across four European agro-climatic zones in 8 European countries (the UK, Germany, France, Netherlands, Italy, Switzerland, Estonia and Hungary). Farmers attitudes towards ESs are ambivalent: they usually build on personal feelings and ethical considerations and at the same time use rational economic arguments. Farmers appreciated ESs in multiple ways (e.g. enjoying aesthetics and sense of place, benefiting from ESs, etc.) and valued it against the harm caused by pests, diseases and weeds (an indication of their success as agriculturalists). Positive attitudes typically go for yield and associated ESs including pollination; whereas negative attitudes are recorded towards Functional Biodiversity. Farmers have their own personal and ethical considerations, but these become dissonant with economic rationale and capacities in maintaining the farm. As a result, farming ideals and the real-world requirements are often in conflict. We also uncovered that the concept of ESs is very well received in each local contexts of farming. The exercise also pointed to the limits of monetary valuation in ES valuation, as they restrict benefits to economics which are seemingly important for maintaining the farm enterprise but less as an ideal for agriculturalists. Farmers mention 'yields' as the most important as this is the main success criteria represented by the Common Agricultural Policy towards farming – however, according to farmers, this becomes problematic as yields are not equal with the money gained in exchange.

Keywords: semi-natural habitat, ecosystem services, QUESSA FP7, agroecosystem, qualitative research, non-monetary valuation

Pest-közeli önkormányzatok viszonya egy inváziós fajhoz, a mirigyes bálványfához

Demeter András¹, Czóbel Szilárd¹, Limp Tibor², Csépanyi Péter² és Kovács Eszter¹

¹Szent István Egyetem, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet,
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.

²Pilisi Parkerdő Zrt,
2025 Visegrád, Mátyás k. út 4.
e-mail: demetex@gmail.com

Összefoglaló: Az idegenhonos inváziós fajok terjedése a hazai és nemzetközi természetvédelem egyik legnagyobb problémája, ezért az ezzel kapcsolatos ismeretanyag bővítése szükségszerűvé vált. Hazánkban a mirigyes bálványfa komoly ökológiai és gazdasági károkat okoz. Terjedése gyakran lakott területekről, és utak mentén történik. Kutatásunk során a Pilisi Parkerdővel kapcsolatban álló 91, többségében Pest megyei önkormányzatnak küldtünk ki kérdőívet, mely a mirigyes bálványfa felismerésére, tulajdonságainak ismeretére, terjedésére, megfékezésére fókuszált. Kérdőívünket 68 önkormányzat töltötte ki. A válaszokból kiderült, hogy a fajt többnyire felismerik, de tulajdonságaival már kevésbé vannak tisztában az önkormányzatok illetékesei. A bálványfát felismerők nagy része megerősítette, hogy településén jelen van, főként utak mentén, lakott területen kívül találkoznak vele. Kevesen és többnyire nem a megfelelő módszerrel próbálták visszaszorítani, de érdeklőket a bálványfával kapcsolatos probléma, és nyitottak a megoldást elősegíteni.

Kulcsszavak: Mirigyes bálványfa, *Ailanthus altissima*, inváziós faj, kérdőív, önkormányzat

Bevezetés

A mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima*) közepes termetű, 25–30 m magasra is megnövő, kellemetlen szagú fa. Egyenes, szürke színű törzsén hosszanti irányú sárgásfehér repedések helyezkedhetnek el. Vesszeje vastag, sárgás- vagy vöröses-barna, bársonyos felületű, bele rekeszes. Levelei szórt állásúak, 13–41 levélkéből páratlanul szárnyaltan összetettek. A levélkéek tojásdad lándzsásak, kihegyezettek. Zöldessárga virágai laza bugákban nyílnak, belül gyapjasak. 3–4 cm-es, hosszában csavarodott lependék termései csomókban helyezkednek el. (Udvardy & Zagvyai 2012).

Őshazája Északkelet-, Közép-Kína és Korea (Gencsi & Vancsura 1992, Molnár & Bariska 2002), de szinantróp areája jelenleg 5 kontinens mérsékeltövi és mediterrán éghajlatú területeit foglalja magába (Kowarik & Böcker 1984). Világméretű telepítése során Magyarországra is eljutott, ahol először Bartosságh József (1841, 1843) ültette, villányi birtokára.

Hazánkban (Csiszár 2007, Udvardy & Zagyvai 2012, Bartha *et al.* 2015) és Európában (Kowarik & Säumel 2007, Lambdon *et al.* 2008, Sladonja *et al.* 2015) jelenleg az egyik legveszélyesebb fásszárú inváziós faj. A fővárosban gyakoribb idegenhonos taxonok közül üde, félszáraz és száraz vízgazdálkodású talajokon, beépített környezetben egyaránt a mirigyes bálványfa terjeszkedik a legagresszívebben (Udvardy & Facsar 1995).

A fás szárú növények védelméről szóló 346/2008. (XII. 30.) Korm. rendelet, továbbá a fás szárú energetikai ültetvények telepítésének engedélyezése, telepítése, művelése és megszüntetése részletes szabályairól, valamint ezen eljárások igazgatási szolgáltatási díjáról megalkotott 45/2007. (VI. 11.) FVM rendelet sem engedélyezi hazánkban az eredeti fajta telepítését, kertészeti változatait is csak az újulat folyamatos irtása mellett lehet ültetni.

Habár a bálványfa jó mézelőnek számít (Sztránics 2007a,b), méze nagyon ritka, mert a faj nagyobb lelőhelyei legtöbbször a városokban található, ahova nehéz betelepíteni a méhcsaládokat (Jóna 2013).

Jó mézelő tulajdonságától eltekintve szinte minden területen problémát jelent tömeges megjelenésével. A védett és nem védett területeken is egyre nagyobb ökológiai károkat okoz (Korda *et al.* 2017), visszaszorítása pedig hatalmas összegeket emészt fel (Demeter *et al.* 2015). Faanyaga hamar korhad, ezért faipari jelentősége nincs, ugyanakkor nagy költséget jelent irtása, melynek értéke területtől függően, többszöri visszatéréssel, hektáronként összesen 300.000–1.500.000 forintot tesz ki. Ezért a Pilisi Parkerdő Zrt. a természetvédelmi célú fejlesztései során nagy területeken foglalkozott a bálványfa erdőterületekről történő kiszorításával. Terjedését segíti intenzív gyökérsarj-képzése, termésének nagyarányú csírázóképesége és perzisztens magbankja is. A felsoroltakon kívül gyökeréből más növényfajokra ható, növekedést gátló vegyületeket bocsájt a talajba (Udvardy 2004), melyet számos vizsgálat megerősít (Heisey 1990a,b, Gomez-Aparicio & Canham 2008, Csiszár 2009, Csiszár *et al.* 2013)

A mirigyes bálványfa nagyon nehezen irtható. Csak mechanikus módon nem is ajánlott, mert a vágás után gyökeréből sarjtelepet hozhat létre, ami az állomány gyors terjedéséhez, megerősödéséhez vezethet. Vegyszeres (pl. glifozát alapú gyomirtó szerekkel) kezelése (permetezés, lomb- vagy kéregkenés, injektálás) viszont sikeresnek bizonyult, az „Özönművelés” visszahívásának gyakorlati

tapasztalatai” című ROSALIA sorozat 3. kézikönyvében több esettanulmány is bemutatja ennek eredményeit (Csiszár & Korda 2015).

Gyakran lakott területekről, utak mentén terjed (Kowarik & Säumel 2007) és könnyebben megtelepszik a nyílt, bolygatott talajfelszíneken (Udvardy 2004).

Terjedésében tehát fontos szerepet játszanak a települések zavart területei, ezért segíthet, ha tudjuk, hogy egy településen jelen van-e a faj, és ha igen, a települési önkormányzat illetékes szakemberei ismerik-e, illetve hogyan viszonyulnak hozzá. Emiatt a bálványfa elleni védekezés fontos elemének tartottuk az önkormányzatok szerepének tisztázását a faj terjedésében.

Kutatásunk célja:

- Felhívni a megkérdezett önkormányzatok figyelmét a fajra
- Feltárni a faj ismertségét és megítélését kiválasztott önkormányzatok körében
- A bálványfa elterjedésére vonatkozó további információkat gyűjteni
- Megismerni a kiválasztott települések bálványfához kötődő viszonyát
- Alapot adni a további hasonló kutatásokhoz, illetve segítséget nyújtani a faj visszaszorításához.

Módszerek

A faj terjedésében fontos szerepet játszó intézmények, vagyis az önkormányzatok megkérdezésében legcélravezetőbbnek a kérdőíves módszert gondoltuk, mivel így nagyobb mintaszámmal dolgozhattunk. Ezért egy 14 kérdésből álló, tematikus kérdőívet állítottunk össze (lásd függelék), melyben a kérdéseket a következő egységekbe soroltuk:

- A bálványfával kapcsolatos általános kérdések: a faj felismerése képről, pozitív és negatív tulajdonságai
- A faj előfordulására, terjedésére vonatkozó kérdések:
- A faj visszaszorítására vonatkozó kérdések
- Az önkormányzatok azonosítására vonatkozó kérdések

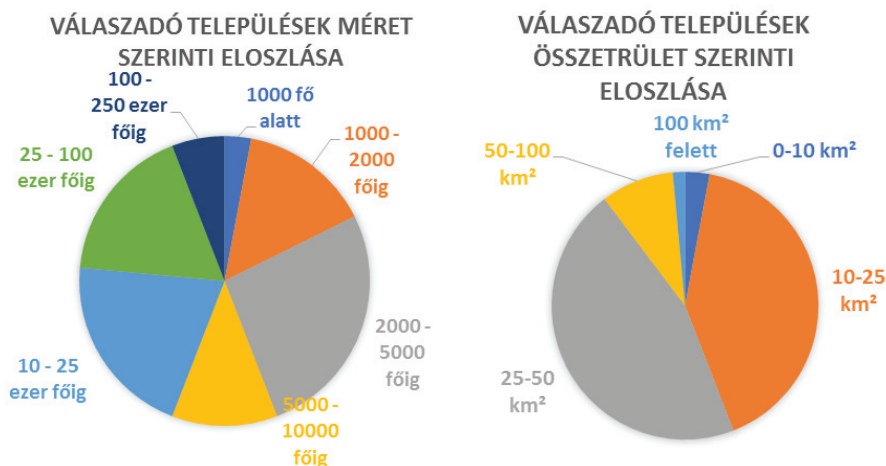
A kérdőívet 2016.10.20-án a Pilisi Parkerdő Zrt. körlevelével küldtük ki postai úton a Parkerdővel kapcsolatban álló 91 önkormányzatnak. Az általunk küldött kísérőlevélben a válaszadásra 2016.11.20.-i határidőt adtunk meg, és a Budakeszi Vadasparkba szóló belépőjegyek megnyerésének lehetőségével motiváltuk az illetékeseket a válaszadásra. Mivel nagyobb részük a megadott határidőn belül nem válaszolt, őket telefonon és email-en keresztül kértük ismételtén az együttműködésre, valamint online is kitölthetővé tettük a kérdőívet a Google segítségével. A

megkérdezést egy mintaprojektnak tekintettük, ezért nem törekedtünk sem országos lefedettségre, sem reprezentativitásra.

A beérkezett válaszokat Microsoft Excel munkalapon rögzítettük, és a program segítségével alapstatisztikai számításokat végeztünk (gyakoriság, megoszlás, keresztábra). A kapott eredményeket szintén az Excel program segítségével ábráztuk. Az eredmények kiértékelésénél azok megbízhatósága érdekében csak a bálványfát felismerők válaszait vettük figyelembe a 4., 5., 6., 7., 8., 9., 10., 12., és 13. kérdések esetében.

Eredmények és értékelésük

A megkérdezett 91 önkormányzat közül többszöri megkeresés eredményeként összesen 68-an válaszoltak, ami 75%-os visszaküldési arányt jelent. A megkérdezett önkormányzatok közül 60 (66%) volt Pest megyei, 16 (18%) Komárom-Esztergom megyei, 13 (14%) budapesti kerületi önkormányzat, 1 Heves és 1 Nógrád



1. ábra. A válaszadó települések (Budapest esetén a kerületek) méret szerinti és összterület szerinti eloszlása.

megyei. A tényleges válaszadók közül 43 (63%) Pest megyei, 13 (19%) Komárom-Esztergom megyei, és 12 (18%) budapesti kerületi. A válaszadó települések méreteinek (lakosság, összterület) eloszlását az 1. ábra szemlélteti.

A kitöltő személyek közül 50-en adták meg beosztásukat. Nagyobb részük (40%) általános hivatali dolgozó (pl. jegyző, polgármester, ált. ügyintéző), és te-

lepülésüzemeltetéssel kapcsolatos (32%) munkakörben (pl. műszaki ügyintéző, településmérnök) dolgozó, kisebb részük (28%) az ökológiában jártasabb (pl. fő-kertész, zöld referens, környezetvédelmi ügyintéző).

A kitöltött kérdőívek nagy része (43 db) email-ben (Word vagy Pdf. formátumban) érkezett, 15-en online töltötték ki, és 10 válasz érkezett postai úton.

A bálványfával kapcsolatos általános kérdések

A válaszadó 68 önkormányzat közül 53 ismerte fel a fajt, amit az 1. táblázat szemléltet. A táblázatban a fajt felismerők és fel nem ismerők 2. és 3. kérdésre adott válaszainak számát vetettük össze.

A táblázat alapján elmondható, hogy azok, akik nem ismerték fel a fajt, sokkal óvatosabban jelölték a tulajdonságokat, a számukhoz képest is kisebb arányban. A negatív hatásoknál mindkét csoport (akik felismerték a fajt és akik nem) döntő

1. táblázat. A bálványfa felismerése és ismerete a kérdőívet kitöltő önkormányzatok körében.

*Egyéb válaszokból származó kategória

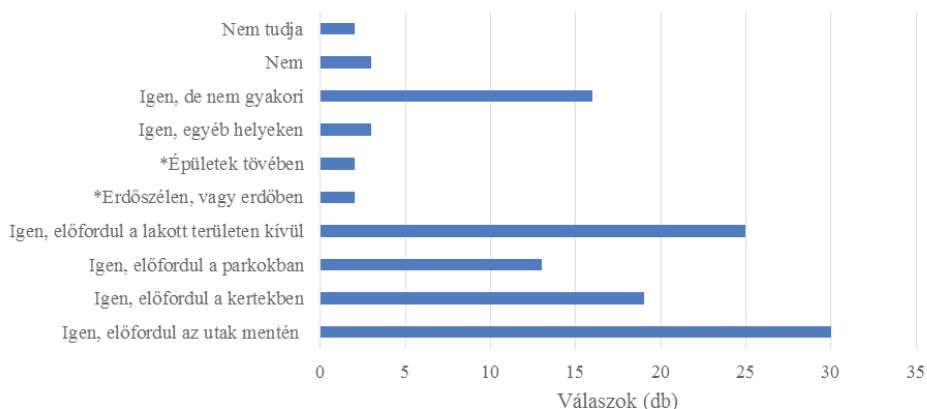
		1. Felismerte-e a bálványfát	
		Igen	Nem
		15	53
	Kiszorítja az őshonos fajokat	14	51
	Csírázásgátló vegyületeket juttat a talajba	2	19
2. Ön szerint milyen negatív hatásai lehetnek a bálványfa hazai terjedésének? (Több választ is bejelölhet)	Sokan allergiásak rá	0	6
	Jelentős anyagi károkat okoz az agrár szektorban	1	17
	*Közterületeken, épületekben problémát okoz	0	3
	*Gyomosít	0	3
	*Erdőgazdálkodást nehezíti	0	2
	Nem tudok negatív hatásról	0	2
3. Ön szerint milyen pozitív hatásai lehetnek a bálványfa hazai terjedésének? (Több választ is bejelölhet)	Jó mézelő	5	23
	Jól értékesíthető faanyagot ad	2	9
	Egzotikus megjelenésű	1	9
	Fajgazdag élőhelyeket teremt	0	1
	Árnyékot ad	4	21
	*Várostűrő	0	2
	Egyéb, éspedig.....	1	5
	Nem tudok pozitív hatásról	6	14

többsége gondolta úgy, hogy a bálványfa kiszorítja az őshonos fajokat. Ez részben annak tudható be, hogy a kísérelévekben veszélyes inváziós fajként említjük, másrészt viszont úgy tűnik, hogy tisztában vannak az idegenhonos inváziós fajok egyik legveszélyesebb általános hatásával. A fajt felismerő csoport 19 tagja ismerte a faj allelopátiás hatását, és 17-en tisztában voltak azzal is, hogy már most jelentős anyagi károkat okoz, tehát ökológiai és ökonómiai hatásait is legalább részben ismerik. A pozitív hatások közül mindét csoport leginkább jó mézelő, és árnyékoló tulajdonságát emelte ki. Utóbbi nem meglepő, hiszen a fák általában nagyobb árnyékot vetnek.

Azok közül, akik nem ismerték fel a fajt, egy válaszadó a fotoszintetizálást nevezte meg külön a faj pozitív hatásaként az egyéb válaszok között. A bálványfát felismerők a következő egyéb pozitív hatásokat említették:

- oxigént termel, CO₂-t köt meg és
- magas a cellulóz tartalma.

Jelen van az Önök településén a bálványfa?

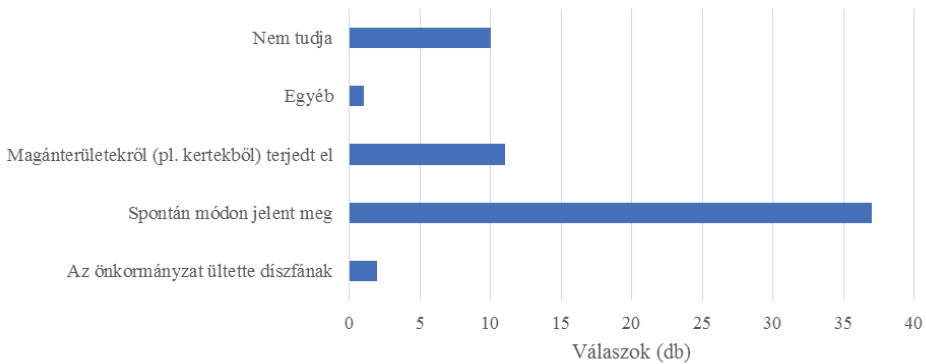


2. ábra. A bálványfa előfordulására vonatkozó válaszok a fajt felismerők körében (Több választ is bejelölhettek.).

A faj előfordulására, terjedésére vonatkozó kérdések

A bálványfát felismerő önkormányzatok nagy része szerint jelen van településükön, csupán 5-en voltak, akik nem tudták ezt megerősíteni (2.ábra). A válaszok alapján leginkább utak mentén és a lakott területeken kívül található meg. A megadott kategóriákat az „Egyéb” válaszok alapján bővítettük a *-al jelöltekkel, valamint a faj előfordulási helyeként 1-1 esetben említették még a vasúti töltéseket és természetvédelmi területeket is.

Ön szerint hogyan került be a településükre a bálványfa?



3. ábra. A bálványfa településre bekerülésének lehetséges okai a fajt felismerők szerint (Több választ is bejelölhettek.).

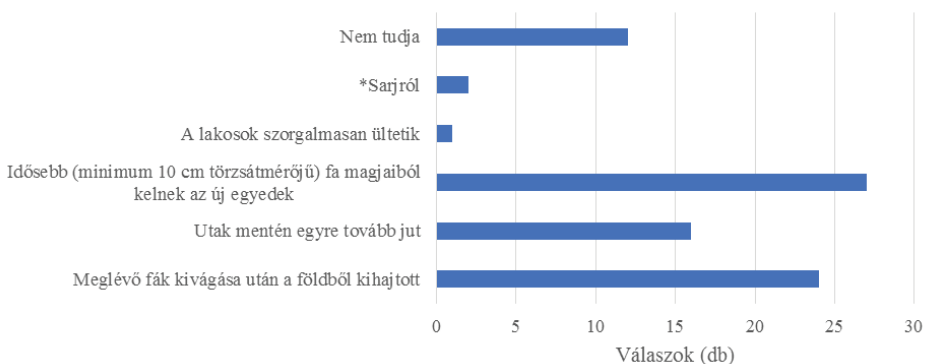
A 3. ábrán a faj megjelenésnek okai láthatók. Az ábrán csak azoknak az önkormányzatoknak a válaszai szerepelnek, akik felismerték a fajt.

A válaszadók túlnyomó része szerint a bálványfa spontán, tehát a település beavatkozása nélkül jelent meg. Ennek legvalószínűbb oka a magok szél általi terjedése. Az „Egyéb” kategóriát választó kitöltő szerint díszfaként ültetett egyedek fertőzték meg a környező területeket.

Arra a kérdésre, hogy tudja-e, mikor került be a bálványfa a településre döntően (50 db) nemleges választ kaptunk a fajt felismerő önkormányzatoktól. Ennek oka valószínűsített spontán megjelenésével is magyarázható. Egy helyről pedig az 1970-es évekre datálták a betelepülést.

A fajt felismerő válaszadók szerint településük területén leginkább magról terjed, de a sarjzást is sokan jelölték be (4. ábra). Az, hogy mindössze 1 jelölést

Hogyan terjed a faj a településen?



4. ábra. A faj terjedésére vonatkozó válaszok (Több választ is bejelölhettek.).

kapott az ültetésre vonatkozó válasz, utalhat a faj erőteljes terjedési képességére, mellyel emberi segítség nélkül is hatékonyan hódítja meg az újabb területeket.

A „Rendelkezik-e a település a bálványfa megjelenését, terjedését nyomon követő eszközzel (pl. rendszeres felmérés), vagy a visszaszorítására irányuló önkormányzati intézkedéssel, rendelettel?” kérdésre többnyire nemleges (44 db) választ kaptunk a fajt felismerő önkormányzatoktól, 8-an viszont igennel feleltek. Utóbbiak közül 3 önkormányzatnak van a faj kezelésére vonatkozó rendelete, mások pedig a rendszeres terepszemlélt, Kerületi Zöldvagyton Katasztert, fasorfenntartási munkálatok közben végzett bálványfaintást és természetvédelmi területek kezelési tervét említették. Egy önkormányzat online lakossági bejelentő platformmal igyekszik nyomon követni a faj terjedését.

A faj visszaszorítására vonatkozó kérdések

A fajt felismerő válaszadó önkormányzatoknak csak kis része (a táblázat alapján maximum 18) foglalkozott vagy foglalkozik rendszeresen a bálványfa visszaszorításával (5. ábra) annak ellenére, hogy a 4. kérdésből kiderült, szinte mindenhol

Az önkormányzat foglalkozik-e a faj visszaszorításával, irtásával?



5. ábra. A faj kezelésére vonatkozó válaszok.

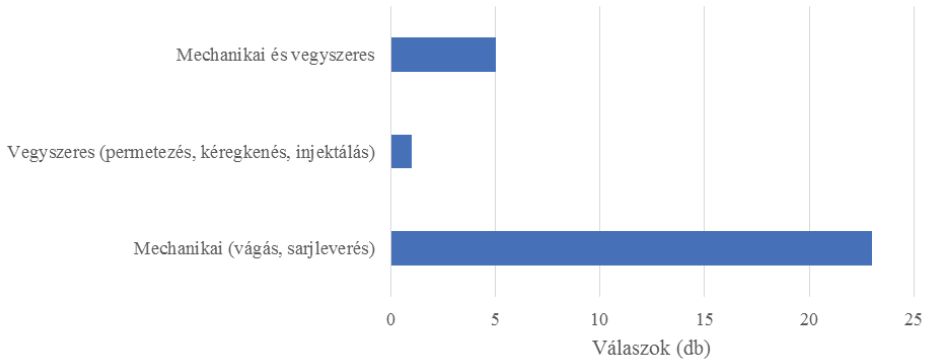
megtalálható. Ennek lehetséges oka többnyire, hogy még kevésbé tömeges, vagy az önkormányzatok nem tekintik problémának a jelenlétét. Az „Egyéb” válaszok leginkább a fajjal és kezelésével kapcsolatos információk hiányáról szólnak.

A faj visszaszorítását önkormányzati forrásból, azon belül közterület-, park-, és fasor fenntartási keretből végzik.

A „Ha irtják a bálványfát, milyen módszereket alkalmaznak?” kérdésre meglepő módon jóval többen (29-en) válaszoltak, mint amennyi az előző kérdésre adott válaszokból (18) következik. A bálványfa visszaszorítása terén egyértelműen a

mechanikai módszerek alkalmazása van túlsúlyban a fajt felismerő önkormányzatoknál (6. ábra).

Ha irtják a bálványfát, milyen módszereket alkalmaznak?

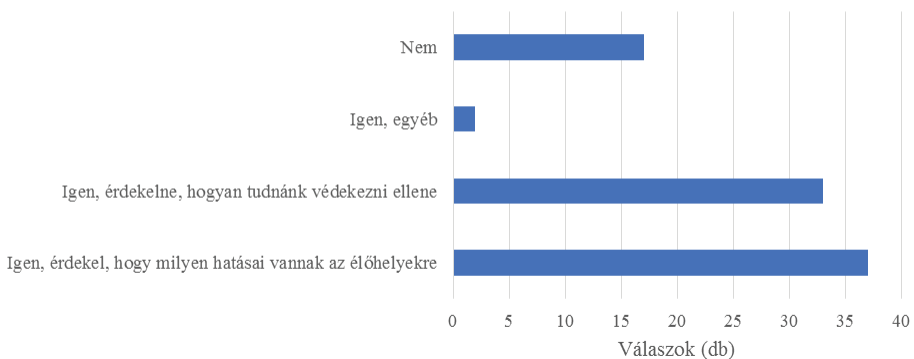


6. ábra. A bálványfa irtásának önkormányzatok által alkalmazott módszerei.

Ezek más fajok kezelésében általánosan használtak, viszont ennél a fajnál a vegyszeres kezelések nélkül gyakran hatástalanok, sőt elősegítik a sarjadzását (Csiszár & Korda 2015). Tehát az esetek nagy részében nem megfelelően kezelik a fajt.

A következő kérdés jó alapja a visszacsatolásnak, hiszen az önkormányzatok nagyobb része szívesen tudna meg többet a bálványfa ökológiai hatásairól és az ellene való védekezés lehetséges módjairól (7. ábra). Utóbbi fontossága az előző

Szeretne többet megtudni a fajról?



7. ábra. A válaszadó önkormányzatok igénye a bálványfával kapcsolatos információkra.

kérdésből is kiderült, hiszen a faj kezelésével foglalkozó önkormányzatok nagy része nem megfelelő módon (kizárólag mechanikus módszerekkel) teszi azt.

Az egyéb kategóriát bejelölőket érdekli még a faj irtására fordítható pénzforrás, pályázati lehetőség; valamint egy egységes eljárásrend, mely összehangolja az erdészetek és a természetvédelem és a földhivatalok munkáját az önkormányzatokéval.

A bálványfát felismerő önkormányzatok nagy része fontosnak tartja a helyi erdészetekkel és természetvédelemmel való együttműködést a faj kezelésében (8. ábra), sőt több, mint fele a lakosság bevonását is szorgalmazná. Az együttműkö-

Szükség van-e Ön szerint együttműködésre a faj kezeléséhez?



8. ábra. A fajt felismerő önkormányzatok együttműködési hajlandósága (Több választ is bejelölhettek.)

dés hasznos lenne, mert az erdészetek és természetvédelmi szakemberek tudására és eszközeire, valamint a lakosság együttműködésére (pl. akik gyakran jó szándékkal ültetik, gondozzák a bálványfa egyedeket) szükség van a hatékony visszaszorításhoz. Az egyéb kategóriát jelölők válasza: „A lakosság bevonására nem az anyagiak miatt van szükség, hanem az információk átadása miatt.”, „Egyelőre nem látom a településen ezt nagy problémának.”

Arra a kérdésre, hogy: „Megoldhatónak tartja-e a bálványfa irtását közmunkaprogramokban végezni?” a többség (32-en) igennel válaszolt, míg 19-en ezt nem tartották lehetségesnek. Valóban, a visszaszorítás mechanikai részét és a monitoringot szinte bárki el tudja végezni, de a vegyszeres kezeléshez speciális ismeretek kelleneek.

Az utolsó kérdésnél a kitöltőknek lehetőségük nyílt egyéb tapasztalataikat, ötleteiket vagy kéréseiket, észrevételeiket megosztaniuk velünk. Az egyik kitöltő szerint a bálványfa képes beton környezetben is megmaradni, egy másik pedig a

településükön erősebben terjedő aranyvesszőre és selyemkóróra hívta fel a figyelmet. Egy kitöltő az inváziós fajok, így a bálványfa elterjedésének feltérképezésére jó módszernek gondolja az online lakossági bejelentést. Egy másik válaszadó hangsúlyozta a bálványfa kezelése kapcsán az erdészetek és nemzeti park igazgatóságok bevonásának fontosságát, mivel településük külterületének jelentős része országos jelentőségű védett természeti terület, illetve állami erdő. Két kitöltő szerint országosan kellene kötelezővé tenni az irtását. A faj irtása kapcsán az egyik kitöltő megjegyezte, hogy az természetvédelmi területen nehézkes, és hatékony megoldást csak a hosszú, távú kombinált (mechanikai és vegyszeres) kezelés nyújt. A kezelés elvégzésében segíthet a közmunkaprogram, de foglalkoztatóként az illetékes állami erdészeti társaságokat célszerű kijelölni. Végül egy kitöltő szavait idézve: *„Fontos az özönnövények problémájának hatékonyabb kommunikációja, gyermekek és felnőttek körében egyaránt.”*

Következtetések

Kérdőíves felmérésünkkel 91 hazai önkormányzatot kerestünk meg, és hívtuk fel figyelmüket hazánk egyik legveszélyesebb fásszárú inváziós növényfajára, a mirigyes bálványfára. 68 önkormányzat töltötte ki a kérdőívünket. Az eredmények értékelése során kiderült, hogy a válaszadó önkormányzatok nagyobb része felismeri a fajt, és tisztában van azzal, hogy veszélyezteti az őshonos vegetációt, egyéb hatásait és tulajdonságait viszont kevésbé ismerik. Feltehetően részben ezért nem fordítanak elég figyelmet terjedésének megakadályozására. Agresszív térnyerését bizonyítja, hogy a bálványfát felismerők 91%-a szerint jelen van a településükön, valamint, hogy megjelenése a válaszadók szerint túlnyomórészt spontán történt. Kowarik & Säumel (2007) szerint jellemzően lakott területekről, utak mentén terjed, amit a mi kutatásunk is megerősít. A kérdőíves válaszok igazolják, hogy a faj könnyen megtelepszik a bolygatott talajfelszíneken, amit Udvardy (2004) már korábban jelzett. A kérdőíves válaszok alapján leginkább magjaival terjed ezért úgy gondoljuk, hogy különösen hasznos lenne az idősebb, maghozó egyedeket lokalizálni, és vegyszeresen kiirtani. A bálványfát felismerő önkormányzatok nagyobb része nem foglalkozik a faj visszaszorításával, de ha mégis, azt többnyire mechanikus – tehát nem megfelelő, a szakirodalom (Csizsár & Korda 2015) alapján sem javasolt – módszerrel végzik. Az előbbi negatívumok mellett viszont a válaszadók többsége szükségesnek tartja a fajjal kapcsolatos ismereteinek bővítését, a helyi erdészeti és természetvédelmi szakemberekkel való együttműködést. Sokan a lakosságot is bevonják a fajjal szembeni intézkedésekbe.

A mirigyes bálványfa hazai terjedésének megakadályozásában a települések önkormányzatának és lakosságának kulcsszerepe van, ezért hasznos lenne a kérdőíves felmérést minden önkormányzatra kiterjeszteni. További kutatások vonatkozhatnak a fertőzöttség mértékének és a visszaszorítási költségeknek a becslésére, mely az irtási munkák tervezése miatt lényeges.

Nehézséget jelenthet a bálványfák szórt elhelyezkedése, ezért az önkormányzatok biztosabb fajfelismerésére és a településük területén lévő állományok pontosabb ismeretére (pl. elhelyezkedés, korösszetétel) van szükség. Ennek elősegítésére a válaszadó önkormányzatoknak visszacsatolásként a faj ökológiai és ökonómiai hatásait és az ellene való hatékony védekezés eszközeit bemutató ismeretterjesztő anyagot juttatunk el. Ezen túl fontos lenne az önkormányzatok illetékes munkatársait a témában továbbképezni. Az önkormányzatok helyi illetékességű nemzeti park igazgatóságokkal és erdészetekkel való együttműködését a mirigyes bálványfa visszaszorításában elengedhetetlennek tartjuk, különösen a vegyszeres kezelés legális és hatékony kivitelezésében. Javasoljuk továbbá pályázati lehetőségek bővítésével is ösztönözni az önkormányzatokat a mirigyes bálványfa visszaszorítására.

Habár az idegenhonos inváziós fajok betelepítésének vagy behurcolásának és terjedésének megelőzéséről és kezeléséről alkotott 1143/2014/EU rendeletének mellékletében jelenleg nem szerepel a faj, de a rendelet szerint minden tagország alkothat saját nemzeti jegyzéket, sőt más tagországokkal közösen regionális együttműködésre is lehetőség van a faj visszaszorítása érdekében.

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk a Pilisi Parkerdő Zrt.-nek a kérdőívek kitöltésében nyújtott segítségükért, valamint a válaszadó önkormányzatok illetékes munkatársainak.

Irodalomjegyzék

- Bartha, D., Király, G., Schmid, D., Tiborc, V., Barina, Z., Csiky, J., Jakab, G., Lesku, B., Schmotzer, A., Vidéki, R., Vojtkó, A., & Zólyomi, Sz. (szerk.) (2015): *Magyarország edényes növényfajainak elterjedési atlasza*. – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 329 p.
- Bartosságh, J. (1841): *Beobachtungen und Erfahrungen über den Götterbaum (Ailanthus glandulosa L.)*. – Ofen, Gyurián u. Bagó. III, 47 p.
- Bartosságh, J. (1843): Folytatólagos értesítés a' bálványfa (Ailanthus glandulosa, Götterbaum) terjedése körül. – *Magyar Gazda* 3: 298–300.
- Csiszár, Á. (2007): Özönnövényé vált a sátoros felleng. – *Erdészeti Lapok* 142: 78–80.
- Csiszár, Á. (2009): Allelopathic effects of invasive woody plant species in Hungary. – *Acta Silv. Lign. Hung.* 5: 9–17.
- Csiszár, Á. & Korda, M. (szerk.) (2015): *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai*. – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 239 p.

- Csiszár, Á., Korda, M., Schmidt, D., Šporčić, D., Süle, P., Teleki, B., Tiborcz, V., Zagyvai, G., & Bartha, D. (2013): Allelopathic potential of some invasive neophytes occurring in Hungary. – *Allelopathy J.* **31**: 309–318. doi: <http://dx.doi.org/0971-4693/94>
- Demeter, A., Sarlós, D., Skutai, J., Tirczka, I., Ónodi, G. & Czóbel, Sz. (2015): Kiválasztott özönfajok gazdasági szempontú értékelése – *Tájökológiai Lapok* **13**: 193–201.
- Gencsi, L. & Vancsura, R. (1992): *Dendrológia*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 728 p.
- Gomez-Aparicio, L. & Canham, C. D. (2008): Neighbourhood analyses of the allelopathic effects of the invasive tree *Ailanthus altissima* in temperate forests. – *J. Ecol.* **96**: 447–458. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01352.x>
- Heisey, R. M. (1990a): Allelopathic and Herbicidal Effects of Extracts from Tree of Heaven (*Ailanthus altissima*) – *Am. J. Bot.* **77**: 662–670. doi: <http://dx.doi.org/10.3732/ajb.1300450>
- Heisey, R. M. (1990b): Evidence for allelopathy by tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*). – *J. Chem. Ecol.* **16**: 2039–2055. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/BF01020515>
- Jóna, A. K. (2013): *A bálványfa (Ailanthus altissima) természetvédelmi, gazdasági és társadalmi hatásai*. – szakdolgozat. Szent István Egyetem, Gödöllő, 64 p.
- Korda, M., Kézdy, P. & Csiszár Á. (2017): Idegenhonos, inváziós fajok hazánk védett területein. – *Erdészeti Lapok* **152**: 107–109.
- Kowarik, I. & Böcker, R. (1984): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Einbürgerung des Götterbaumes (*Ailanthus altissima* (Mill.) SWINGLE) in Mitteleuropa. – *Tuexenia* **4**: 9–29.
- Kowarik, I. & Säumel, I. (2007): Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. – *Perspect. Plant Ecol.* **8**: 207–237. doi: <http://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.03.002>
- Lambdon, P. W., Pyšek, P., Basnou, C., Hejda, M., Arianoutsou, M., Essl, F., Jarošík, V., Pergl, J., Winter, M., Anastasiu, P., Andriopoulos, P., Bazos, I., Brundu, G., Celesti-Grapow, L., Chassot, P., Delipetrou, P., Josefsson, M., Kark, S., Klotz, S., Kokkoris, Y., Kühn, I., Marchante, H., Perglová, I., Pino, J., Vilà, M., Zikos, A., Roy, D. & Hulme, P. E. (2008): Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. – *Preslia* **80**: 101–149.
- Molnár, S. & Bariska, M. (2002): *Magyarország ipari fáii*. – Szaktudás Kiadó Ház, Budapest, 210 p.
- Sladonja, B., Sušek, M. & Guillermic, J. (2015): Review on Invasive Tree of Heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) Conflicting Values: Assessment of Its Ecosystem Services and Potential Biological Threat. – *Environ. Manage.* **56**:1009–1034. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-015-0546-5>
- Sztrancics, Zs. (2007): A bálványfa. – *Méhészet* **55**: 16–17.
- Sztrancics, Zs. (2007): A bálványfa II. – *Méhészet* **55**: 18.
- Udvardy, L. (2004): Bálványfa. – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Özönnövények*. – TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 143–160.
- Udvardy, L. & Facsar, G. (1995): Weed vegetation of Budapest as an indicator of changes in environments's quality. – 9th EWRS (European Weed Research Society) Symposium Budapest 1995: „Challenges for Weed Science in a Changing Europe. Perspektiven für die Unkrautforschung im veränderten Europa.” 10–12 July 1995, *Proceedings* **1**: 107–112.
- Udvardy, L. & Zagyvai, G. (2012): Mirigyos bálványfa (*Ailanthus altissima* [Mill.] Swingle). – In: Csiszár, Á. (szerk.): *Inváziós növényfajok Magyarországon*. – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Pátria Nyomda Zrt., Budapest, pp. 132–137.

Függelék

A cikkhez tartozó online függelék a folyóirat honlapján található.

Függelék 1: Az önkormányzatoknak kiküldött kérdőív.

The attitude of local governments near Budapest to an invasive species, tree of heaven

András Demeter¹, Szilárd Czóbel¹, Tibor Limp², Péter Csépanyi² and Eszter Kovács¹

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

²*Pilisi Parkerdő Zrt, H-2025 Visegrád, Mátyás k. út 4, Hungary*

e-mail: demetex@gmail.com

The spread of invasive alien species is one of the biggest problems of national and international nature conservation therefore the expansion of the relevant knowledge became necessary. In Hungary tree of heaven (*Ailanthus altissima*) causes serious ecological and economical damage. It spreads often from inhabited areas and along roads. During our research a questionnaire was sent to 91, Pilisi Parkerdő related local governments which mostly located in Pest county of Hungary. The questionnaire focused on the recognition and the knowledge the characteristics, spreading and elimination of tree of heaven. The answers revealed that the species was mostly recognized, but its characteristics were less well known to the officials of local governments. Most of those, who recognized the tree of heaven confirmed that it was present in their settlement, mainly along the roads and outside the residential area. Just a few of them tried to eradicate the species, but even those mostly did not apply the proper method. Nevertheless, they are interested in the problem related to the tree of heaven and are open to find solution to it.

Keywords: Tree of heaven, *Ailanthus altissima*, invasive species, questionnaire, local governments

Az eurázsiai hód (*Castor fiber*) táplálkozási és fásszárú-használati szokásaival kapcsolatos helyi tudás két évtizeddel a visszatelepítések kezdete után a Kárpát-medencében

Juhász Erika¹, Babai Dániel², Biró Marianna³, Molnár Zsolt³ és Ulicsni Viktor¹

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

²MTA Bölcsészettudományi Kutatóközpont Néprajztudományi Intézet,
1097 Budapest, Tóth Kálmán utca 4. B épület, 8. emelet.

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

e-mail: juhasz.erika43@gmail.com

Összefoglaló: Az eurázsiai hód táplálkozásával és a fásszárú fajok hódok általi használatával kapcsolatos helyi ökológiai tudást a Kárpát-medence három tájában, a Kászoni-medencében (Románia), a Szigetközben és a Mura mentén (Magyarország) strukturált interjúk segítségével vizsgáltuk. A táplálkozási szokásokat, az életmódot, illetve a kidöntött vagy megrágott fásszárú fajokat illetően számos megfigyelés, adat gyűlt össze. Az összegyűjtött információk gyakran pontosak, máskor viszont nem egyeznek a tudomány álláspontjával. A helyiek szerint a hódok legtöbbször az adott területen uralkodó fásszárúakat használják, melyek Kászomban a *Salix fragilis* és az *Alnus incana*, a Szigetközben és a Mura-mentén a *Salix alba* és a *Populus* spp. Olykor preferencia-különbségekről is említést tettek. Több Mura menti adatközlő említett kukoricaszárból épült hódvárakat. A helyi lakosság tapasztalatai értékes információkkal gazdagíthatják a tudományos eredményeket, ugyanakkor a természetvédelemmel kapcsolatos kommunikáció során érdemes figyelembe venni a tudományostól eltérő helyi véleményeket.

Kulcsszavak: táplálék-preferencia, helyi ökológiai tudás, természetvédelem, hódkár, Kászoni-medence, Szigetköz, Mura mente

Bevezetés

Az eurázsiai hód (*Castor fiber*, L. 1758) az 1990-es években megkezdett visszatelepítések és a spontán kolonizáció eredményeképpen újra megjelent a Kárpát-

medencében (Halley & Rossel 2002, Haarberg 2007, Bajomi 2011). Tevékenységével, különösen a hódkárral érintett területeken a helyi emberek figyelmének középpontjába került. Mivel a faj a 19. század közepén kipusztult Európa legtöbb országából, így Magyarországról is (Brehm, n. d., Nolet & Rossel 1998), a jelenleg regisztrálható helyi tudás a generációról generációra átadott hagyományos tudás helyett döntően tapasztalati úton szerzett, saját megfigyelésekből álló, valamint szóbeszéd útján terjedő vagy a média által közvetített információkból áll.

Magyarországon a gazdasági erdőekben történő fadóntás az eurázsiai hóddal kapcsolatos konfliktusok legfontosabb forrása, de problémát jelenthet az üregásás is, elsősorban a csatornaparti utak alatt, vagy nagyon keskeny hullámterű folyók esetén a töltések oldalában (Czabán 2016). Hajózható folyóink mentén a hajózási út vízbe döntött fák általi szűkítése, ún. „akadók” képzése is konfliktust okoz (a szerzők személyes megfigyelése, 2017). A mezőgazdasági területek hódgátak okozta elárasztása szintén negatív attitűd kialakulásához vezethet a helyi gazdálkodók részéről (Young *et al.* 2007).

Az eurázsiai hód kizárólag növényevő, vízhez kötött életmódot folytató rágcsáló (Stocker 1985, Bozsér 2001) Tevékenységére erős befolyást gyakorolnak a hidrológiai és táplálékkinálatti viszonyok: a közeli rokon észak-amerikai eredetű kanadai hóddal (*Castor canadensis*, Kuhl 1820) ellentétben az eurázsiai hódok gátakat többnyire csak meglehetősen sekély, keskeny vízfolyások mentén építenek (Hartman & Törnlov 2006). A gátépítéssel járó elárasztás által mindkét hódfaj indirekt és a táplálkozás révén direkt befolyást gyakorol a makrofita növényzetre (Law *et al.* 2014). Fás- és lágyszárú fajokból álló étrendjük a kiegészítő tápanyagok iránti igény és a felhalmozódó toxikus másodlagos anyagcseretermékek elkerülése miatt igen változatos (Belovsky 1984, Doucet & Fryxell 1993, Ganzhom & Harthun 2000), továbbá szezonális eltéréseket mutat. A nyári hónapokban főleg lágyszárúakat fogyasztanak, jelentősen befolyásolva ezzel a vízi növények biomasszáját (Parker *et al.* 2007). Ősszel és télen a zöld növényzet hiányában a fásszárúak fogyasztása jelentős (Jenkins 1979). Az őszi-téli táplálékot adó fakéreg, háncs, fiatal hajtás sokszor a fák kidöntése által válik elérhetővé (Bozsér 2001).

A fűz- és nyárfajok (*Salix* és *Populus* spp.) kiemelten fontosak a hódok étrendjében, de további fásszárú fajok is preferáltak lehetnek (Fustec *et al.* 2001, O’Conell *et al.* 2008). A fűzek és nyárok jelenléte az élőhelyválasztást is meghatározza (Fustec *et al.* 2001). A hódok előnyben részesítik a bokorfüzeseket, valamint a fűz-nyár ligeterdőket, szemben egyéb, fás társulástípusokkal (pl. keményfás ligeterdők, gyertyános-tölgyesek, kőris- és égerligetek), valamint a fátlan és urbánus területekkel (John & Kostkan 2009).

Kutatásunkban a kászoni, szigetközi és Mura menti települések helyi lakosainak ökológiai tudását, tapasztalatait tárjuk fel a hódok táplálkozási szokásaival és a hódok által használt fásszárú fajokkal kapcsolatban. A jelen cikkben bemutatott helyi tudásanyagot a hazai, publikált táplálékpreferencia-vizsgálatok (Bozsér 2001, Czabán 2003, Právic 2012, Varjú & Jánoska 2015) és saját terepi megfigyeléseink tükrében tárgyaljuk.

Módszerek

Vizsgált területek

Az eurázsiai hód táplálkozásával és fásszárú-használatával kapcsolatos helyi ökológiai tudás vizsgálatát a Kárpát-medence három tájában, a Kászoni-medencében (Románia), a Szigetközben és a Mura mentén (Magyarország) végeztük.

Kászonban a települések határát szántók és elsősorban a patakok mentén kiscellás kaszálók jellemzik. A településtől és a pataktól távoli hegyi kaszálók jelentős részét az elmúlt évtizedekben felhagyták, ezeken pionír erdőállományok jelentek meg (*Betula bendula* Roth 1788, *Populus tremula* L. 1753, *Salix caprea* L. 1753). Ezzel párhuzamosan a településhez közelebb fekvő, részben patakmenti kaszálóterületek művelése egyre nagyobb jelentőséget kap. A tájat behálózó kisebb vízhozamú patakok jelentik a hódok számára élőhelyet kínáló víztesteket, melyeket a hódok gátak segítségével duzzasztanak föl. A patakok mentén fűz-éger ligetek jellemzőek. Az uralkodó fűzfaj a törékeny fűz (*Salix fragilis* L. 1753), az égerek többsége hamvas éger (*Alnus incana* (L.) Moench 1794, helyi nevén sima éger), de a mézgás éger (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. 1791, helyi nevén fekete éger) is előfordul. A bokorfűzek közül a part mentén a csigolyafűz (*Salix purpurea* L. 1753) a legjellemzőbb, melyet a helyiek sokszor kosárfűzként említene. Itt közvetlenül a víz mellett főleg kaszálók találhatóak, az innen gyűjtött széna pedig nagy jelentőséggel bír a helyi gazdálkodás szempontjából.

A Szigetközi Tájvédelmi Körzet vízparti területeit az erdőgazdálkodás és az ármentesített területeken végzett szántóföldi gazdálkodás mellett elsősorban rekreációs célokkal (horgászás, evezés) keresik fel a helyiek. A Szigetközt a Duna élő mellékágai és holtágai hálózák be, a táj egészét a víz alakította. Hidrológiáját és vegetációját jelentősen megváltoztatták a 19. századi folyószabályozások és a Bős-nagymarosi vízlépcső létrehozása a 20. század végén (Hahn *et al.* 2011).

A Szigetköz árterei alacsonyabban fekvő területein fűz-nyár ligeterdők és nemesnyár-ültetvények váltogatják egymást. Az őshonos puhafafajok közül a legjellemzőbbek a fehér fűz (*Salix alba* L. 1753) és a csigolyafűz, a fekete és a szürke nyár (*Populus nigra* L. 1753 és *Populus x canescens* (Aiton) Sm. 1804), az ide-

genhonos fajok közül pedig a nemesnyár (*Populus x canadensis* Moench 1785), a fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L. 1753), a mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle 1916), a zöld juhar (*Acer negundo* L. 1753) és az amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica* Marshall 1785) (Hahn *et al.* 2011). A partszegélyen a mézgás éger szórványosan jelenik meg. A magasabb térszíneket tölgy-kőris-szil ligeterdők uralják. A hódok által veszélyeztetett fő gazdasági érték a fa (nyersanyag), mely elsősorban nemesnyár. A szigetközi és hansági keskeny csatornák fásszárú-kínálata tapasztalataink szerint igen változatos. A bokorfüzes területektől a telepített akácokon át a becserjésedett, cseresznyeszilva (*Prunus cerasifera* Ehrh. 1789) és kökény (*Prunus spinosa* L. 1753) uralta keskeny parti sávig számos élőhelytípussal találkozhatunk, melyek a hódok tevékenysége szempontjából meghatározóak lehetnek. Hódok általi gátépítést kizárólag a csatornák esetében tapasztalhatunk, a folyókon nem.

A Mura mentén fekvő települések gazdálkodását a terület határmenti státusza befolyásolta. Az 1950-es években, a határ ellenőrzésének szigorodásával a Mura árterében található nagy kiterjedésű kaszálók művelése szinte lehetetlenné vált, ezek helyét mára nagy kiterjedésű, egykorú puhafaligetek foglalták el (Bódis *et al.* 2008). A rendszerváltást követően a legeltetéses állattartás gyakorlatilag teljesen megszűnt (adataink szerint egy juhtartó gazda él Murarátkán). A növénytermesztést a nagytáblás szántóföldi művelés jellemzi, fontos termény a kukorica. A több hektáros hullámtéri szántók gyakran egészen a vízpartig lenyúlnak.

A hódok által lakott vizes élőhelyek zöme a Mura-menti Tájvédelmi Körzet része, nehezen áthatolható, többnyire csak horgászok által látogatott ártéri terület. A nagy kiterjedésű puhafás állományokban elsősorban a fűzfajok (*Salix alba*, *S. fragilis*), valamint kisebb mértékben a nyárok (fehér nyár – *Populus alba* L. 1753 és fekete nyár) jelentik a táplálékkínálatot. A Murán tavasszal és nyáron gyakori az áradás, amikor az Alpokban hóolvadás történik. Az időszakos ár a folyó kanyargó medrét folyamatosan alakítja, új zátonyokat, partszakaszokat, szigeteket, holtágakat hoz létre (Fehér *é.n.*, Engi *et al.* 2012).

A hódok lakóhelye mindhárom tájban lehet partoldalba vájt üreg vagy faágakból, esetleg más növényi részek felhasználásával létrehozott hódvár.

Mindhárom tájban jellemző, hogy visszatelepített állományok terjedésével, és nem közvetlen a vizsgált területekre történő telepítéssel jelent meg a faj. A Kássonba 2009 körül érkezett egyedek az 1998 és 2001 között az Olt, a Maros és a Ialomița folyó mentén összesen elengedett 91 példánytól származnak (Ionescu *et al.* *é.n.*); Szigetközben 1985-86-ban bukkantak az ausztriai Duna-szakaszba telepített állományból lejutó egyedek nyomaira (Bajomi 2011); a Mura mentén pedig az 1997-ben a határhoz közeli horvát Dráva-szakaszba elengedett 29 példány

(Bozsér 2007) közül már a telepítés évében megjelentek egyedek (Lelkes András, személyes közlés, 2015).

Vizsgálatunk a következő településekre terjedt ki: a Kászoni-medencében Kászonfelfűz, Kászonaltűz, Kászonújfalva, Kászonimpér, Jakabfalva; a Szigetközben Dunasziget, Kisbodak, Ásványráró; a Mura mentén Kerkaszentkirály, Mura-szemenye és Murarátka.

A Kászoni-medence vizsgált településein 3033 lakos él, ebből 2760 magyar nemzetiségű (http1). Becslésünk szerint a térség népességének számottevő hányada (60%) kisparaszti gazdálkodásból él. A Mura mentén Mura-szemenye, Kerkaszentkirály és Murarátka településeken összesen 1129 fő él, döntő többségük magyar nemzetiségű. A foglalkoztatottak aránya 27 és 35% között változik (KSH 2013), a mezőgazdaságból élők aránya becslésünk alapján 15%. A Szigetközben Dunaszigetről került ki az adatközlők döntő többsége. A település lakossága 1459 fő, többségében magyar nemzetiségű (KSH 2013). A település lakosságának 45%-a foglalkoztatott (KSH 2013), a mezőgazdaságból élők aránya mára elenyésző.

Vizsgálati módszer

Az adatgyűjtés Kászonban 2014-ben, a Szigetközben 2015-ben, a Mura mentén 2015-2016-ban folyt. Minden tájban az adatközlők fele (15 fő) véletlenszerűen került kiválasztásra, a másik fele (szintén 15 fő) a falvak lakosai szerint az átlagosnál nagyobb tudással, és a hódrol kiterjedt ismeretekkel bíró emberek, ún. helyi szakértők közül került ki. Megjegyezzük, hogy a véletlenszerűen kiválasztott adatközlők között is voltak nagy tudásúak. A helyi tudás legmagasabb szintjét a nagy tudású adatközlők képviselik, akik kiválasztása először a közösségvezetők (polgármester, tanárok) javaslatai alapján, a továbbiakban hólabda-módszer segítségével történt. Ezen emberek között nagyobb arányban jellemző az aktív tájhasználat, főként mezőgazdasági munkák, illetve horgászás, gyermekek esetében fürdőzés, természetjárás. Az esetek jelentős részében a szakértő adatközlő ajánlása a hódok tevékenységével kapcsolatos személyes tapasztalatok miatt történt. A random adatközlők összesített tudása a helyi lakosság jellemző tudásanyagát reprezentálja. Ezek az adatközlők azon emberek közül kerültek ki, akiket a települések utcáin, boltjaiban, közösségi helyein mások ajánlása nélkül, véletlenszerűen szólítottunk meg, és akikkel egyeztetés után interjú készítettünk. A 90 adatközlő átlagéletkora 51 év (Kászon: 45, Szigetköz: 54, Mura mente: 55 év).

Az információgyűjtés fő módja strukturált szobai interjú készítése volt (összesen 84 óra 42 percnyi felvétel készült, az interjúk átlagos hossza 46 perc – Kászon: 48, Szigetköz: 53, Mura mente: 45 perc), melyek többségét az interjúalany megkérdezése után diktafonra rögzítettük. A strukturált interjúk egy előre meghatározott kérdéssor mentén szerveződtek, de tartalmaztak szabad felsoroláson alapuló

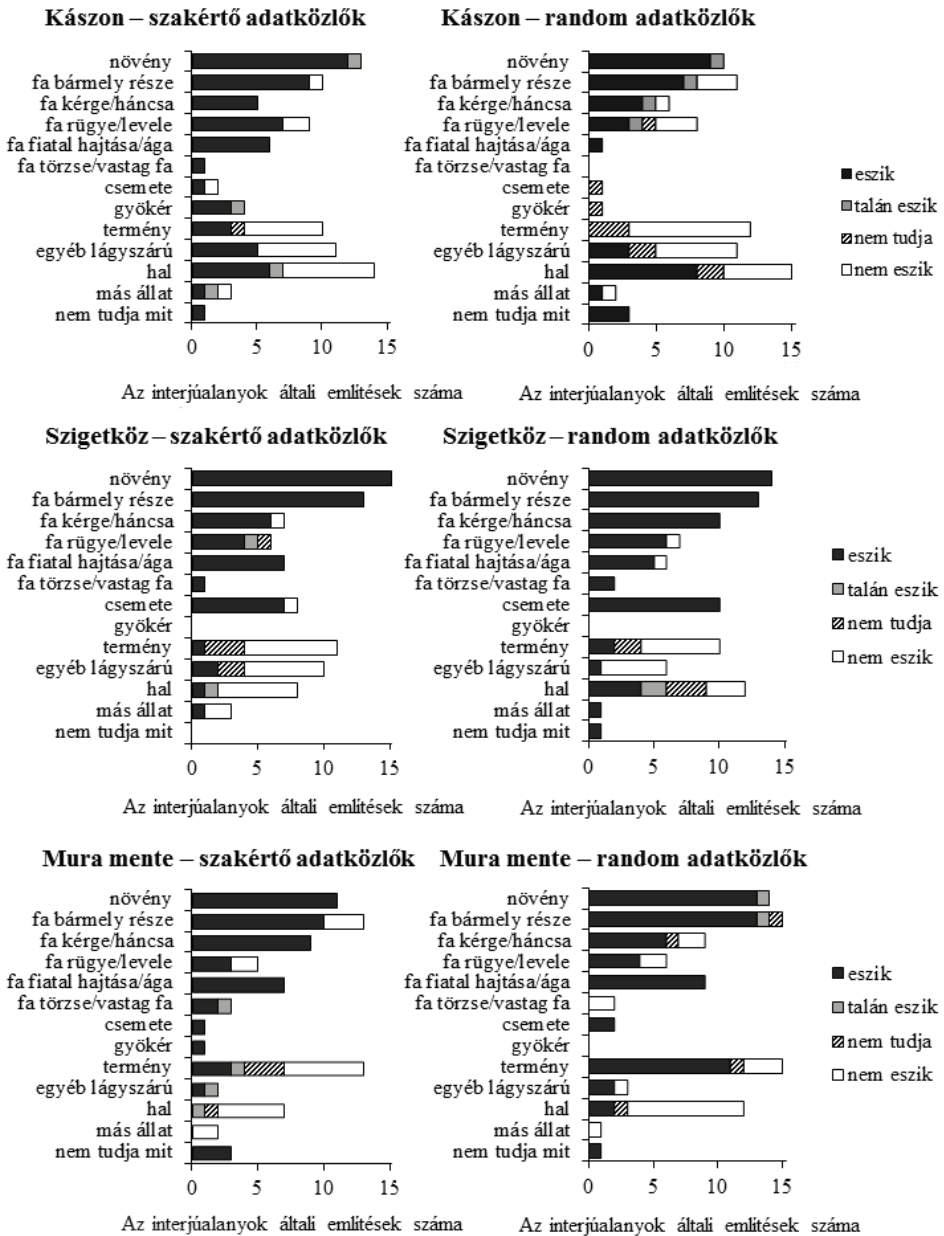
(free listing) kérdéseket is. A strukturált interjú adatlapjának előre megírt kérdései segítették az interjú készítőjét abban, hogy minden kérdést feltegyen valamennyi interjúalanyra (kvantitatív rész). Az interjúk free listing részében a beszélgetés alapját nyílt kérdések adták, amelyek kijelölték a beszélgetés irányát, egyúttal biztosították a lehetőséget a válaszadók számára, hogy gondolataikat, véleményüket is elmondhassák a beszélgetés során (kvalitatív rész) (lásd még Newing *et al.* 2011).

Az értékelés a következő kérdésekre adott válaszok alapján történt: [Mit eszik a hód?], ha az adatközlő szerint fásszárú fajokat eszik: [A fának melyik részét eszi?], [Milyen fákat használ a hód?], [Eszik-e a hód terményt vagy szénafüvet?], [Milyen hatással van a hód a halállományra?], [Mi alapján lehet következtetni a hódok jelenlétére?]. A kérdésekre kapott válaszokat - például a fafajok említését – kvantifikáltuk, gyakoriság alapján táblázatba rendeztük (vö. Newing *et al.* 2011), és az adatokat szalagdiagramokkal ábráztuk. A későbbiek folyamán az idézetekben szereplő kapcsos-zárójelekben az interjú készítője által feltett kérdés vagy a megértést segítő kiegészítés szerepel. Az anonimitás megőrzése érdekében az interjúalanyokat kódnevekkel láttuk el a következő módon: 1. karakter: helyszín (K – Kászoni-medence, SZ- Szigetköz, M – Mura mente), 2. karakter: E (expert, azaz szakértő), vagy R (random), 3. karakter: sorszám (mely nem egyezik meg a köszönetnyilvánítás felsorolásának sorrendjével), pl.: KE1 – kászoni szakértő adatközlő 1.

Eredmények

A legtöbb szigetközi és Mura menti megkérdezett, valamint a kászoni adatközlők fele evidenciaként kezeli, hogy a hód növényevő állat (1. ábra). A fák valamely részét táplálékként ismerők leggyakrabban a fa kérge, hancsa (*„fa héja”*); rügye, levele; továbbá fiatal hajtása, vékony ága kategóriákat említették: *„a vékony sárjadékat, meg a vékony fát azt elhordja. Tehát ezeket a nagy fákat, ezt leborítja, vízen lekérgezi, legallyazza...”* (ME1). A szigetköziek több mint fele hangsúlyozta a csemeték fogyasztását: *„a vízparti sort teljesen kirágja. Tehát a csemetésbe nyilván nagyobb kárt tud csinálni, mer’ hogy kisebb fát könnyebben kirág, de azt látom, hogy egész nagy fákat körberág”* (SZE1).

A kászoni adatközlők közel fele gondolja azt, hogy a hódok a növényi táplálék mellett halat is esznek, vagy kizárólag hallal táplálkoznak, ritkábban gerinctelen állatokat említenek lehetséges zsákmányként. Gyakran vélekednek úgy, hogy a hódok gátépítési tevékenysége a halak számára megfelelő élőhely megteremtését vagy a halak visszatartását szolgálja. A Szigetközben és a Mura mentén is akad



1. ábra. A hódok táplálkozásával kapcsolatos helyi tudás összegzése szakértő adatközlők és random adatközlők szerinti bontásban.

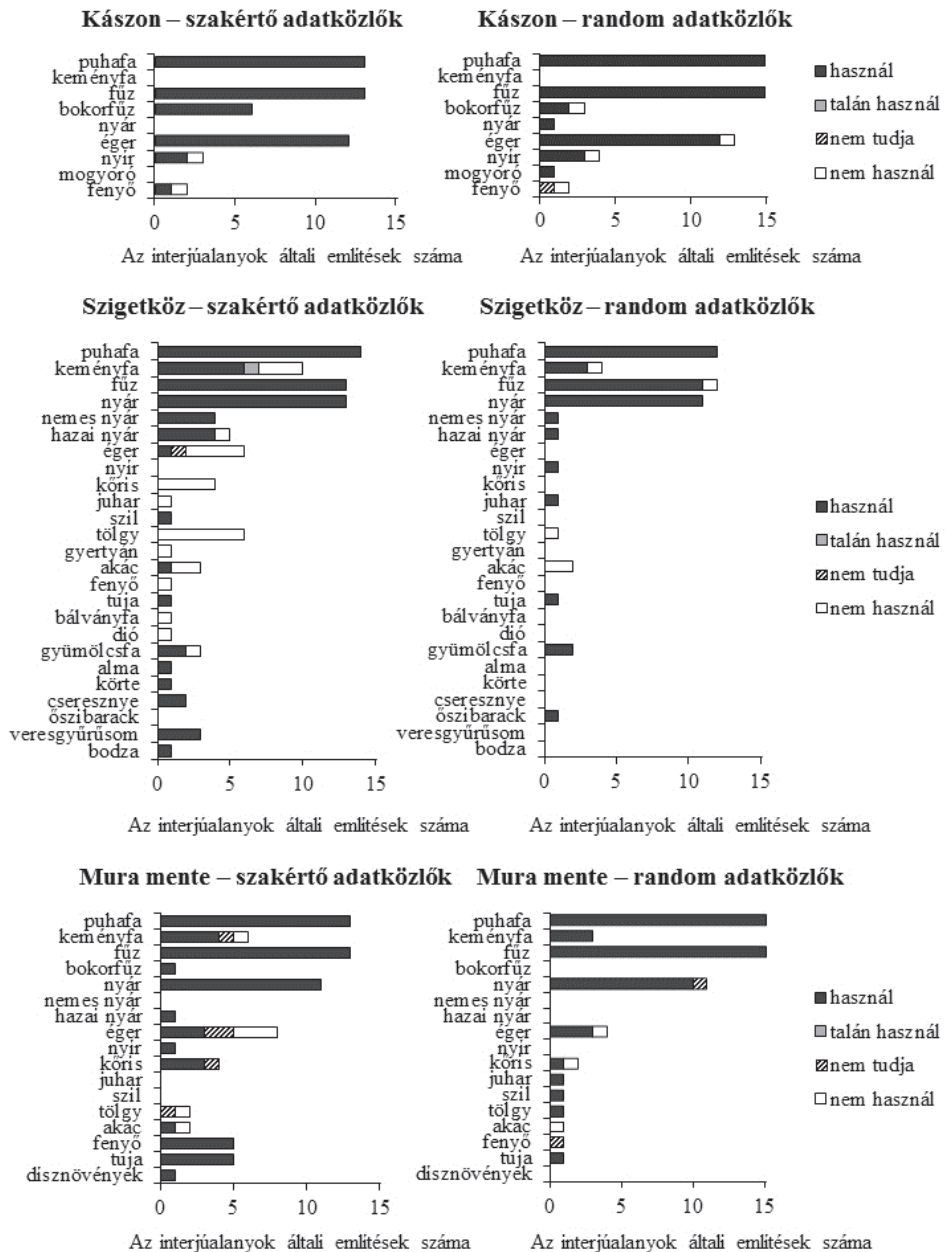
néhány példa állati eredetű táplálék említésére: „*[A halakat megeszi a hód?] Szerintem meg. Akkor mér' menne a vízbe?*” (MR1). A Szigetközben egy szakértő adatközlő szerint csigákat, kagylókat, egy random szerint rovarokat is fogyaszt a hód, de a Mura mentén is felmerült az állati eredetű táplálék fogyasztása: „*bizunk benne, nem olyan, mint a nyest. Hát a nyest az télen, tehát a hideg időbe ragadozó, amikor már kijön a jó idő, akkor meg növényevő*” (ME2), azonban ez a Mura mentén alig jellemző: „*hát halállományt a vidra veszélyeztetni csak. Hódnak semmi köze hozzá.*” (ME3)

A hód halállományra gyakorolt hatását vizsgáló kérdésre a Szigetközben számos esetben nem a halfogyasztás határozott tagadásával, hanem egyéb ökológiai hatások említésével válaszolnak: „*különböző keszegfélék, kűszök, azok biztos behúzódnak [a kidöntött fák ágai alá]. (...) Nagyobbaknak meg olyan szempontból lehet érdekes, hogy mondjuk egy-egy harcsafészek egy-egy ilyen fatörzs alatt simán előfordulhat*” (SZE).

Egyes adatközlők a hódot tévesen állati eredetű táplálékot vagy kizárólag lágy szárú növényeket fogyasztó emlősként határozzák meg, ugyanakkor sok esetben ezek az emberek is átfogó ismeretekkel rendelkeznek a megrágott vagy kidöntött fásszárú fajokról, csupán ezt mással magyarázzák: „*szerintem ezzel a rágással csak koptatja a fogait. Játszik vele. Láttam több alkalommal, hogy egy ággal ott elszórakozott*” (ME4), vagy egyszerűen nem ismerik a tevékenység okát: „*ez a vágás, amit, mert a fát lerágnak, az milyen ösztön hajcsa arra rá. Az élelem, vagy ez egy hobbi. Ezt nem lehet tudni*” (KE1).

A 2. ábra az egyes fásszárú nemzetségek hódok általi hasznosításával kapcsolatos helyi tudást mutatja be. A hasznosítás független attól, hogy az adatközlők mit emeltek ki a fadöntés, vagy megrágás okaként. A hasznosítás tehát a táplálkozást, a gátak és várak építését, a fogak faragás általi koptatását egyaránt jelentheti.

Kászonban a törékeny fűz és a hamvas éger használatát hangsúlyozták a legtöbben: „*[Melyik fát dönti ki?] Főleg az egerfa, fűzfa. Hát a patakok mellett itt ezek vannak. Ez a kettő*” (KE2). Három adatközlő az éger fűzzel szembeni, hat pedig a fűz égerrel szembeni preferenciájáról beszélt: „*[És az égert?] Azt nem. Valami olyan anyagot tartalmaz, hogy azt annyira nem báncsák*” (KE3). A kászoniak a fűzfajok közt megkülönböztetik a bokorfüzeket: a csigolyafűz, a rekettyefűz (*Salix cinerea* L. 1753) és a kecskefűz (*Salix caprea* L. 1753, helyi nevén rakottya) taxonokat. A csigolyafűzet gyakran megemlítették a hódok által használt fásszárúak között. Ritkábban a közönséges nyír (*Betula pendula* Roth 1788), a rezgő nyár (*Populus tremula* L. 1753), a közönséges mogyoró (*Corylus avellana* L. 1753), de akár a lucfenyő (*Picea abies* (L.) H.Karst. 1881) használatáról is beszéltek.

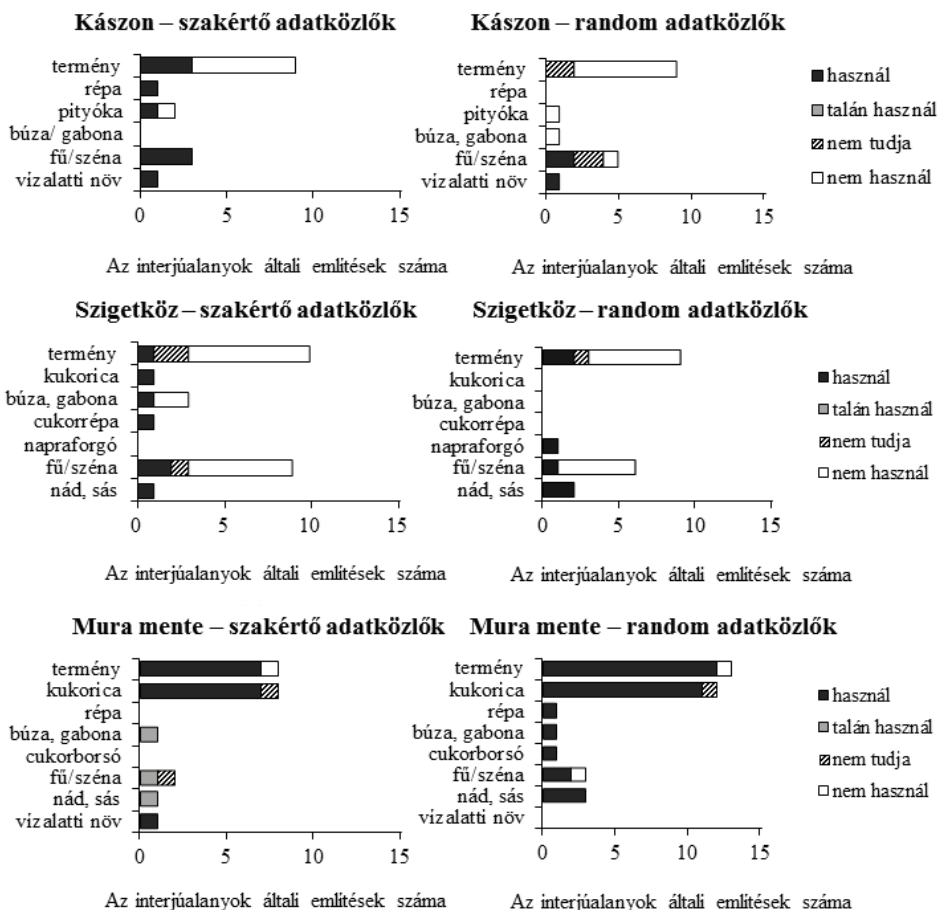


2. ábra. Az egyes fászfaj nemzetségek hódok általi hasznosításával kapcsolatos helyi tudás összegzése szakértő adatközlők és random adatközlők szerinti bontásban. A használat jelentése: táplálkozás, gátépítés, várépítés és a fogak koptatása.

A Szigetközben főként a fehér fűz (*Salix alba* L. 1753) és a nyárfajok (*Populus* spp.) használatát említették. Három adatközlő szerint a fűz preferált a nyárral szemben, egy szerint a nyár a fűzzel szemben, két szakértő adatközlő véleménye pedig az, hogy a nemes nyár jelenti a hód legkedveltebb táplálékát: „*az úgynevezett puha fákon belül is például a szürke nyárat, azt nem szereti, mer' annak nagyon rücskös a héja, és ugyanakkor a nemes nyárat, mer' kezdetbe nagyon vékony héja van, és gyors növekedése, kikereste, és azokat kidöntögette*” (SZE3). Négyen állították azt, hogy a hód egyáltalán nem használ keményfát, kilencen azonban említést tettek valamely keményfa rágásáról [szil (*Ulmus* spp.), juhar (*Acer* spp.), akác, gyümölcsfák]. Keményfa-preferenciáról senki sem beszélt. Egy adatközlő említette a bálványfa kérgének megkezdését, ami kóstolásnak minősül, nem pedig használatnak. Egyes szigetközi adatközlők figyelmet fordítottak a cserjeszintre is, három szakértő adatközlő szerint szerepel a vörösgyűrű-som (*Cornus sanguinea* L. 1753) a hódok által használt fásszárú fajok listáján.

A Mura mentén elsősorban a fehér fűz, másodsorban a nyárfajok használatát emelték ki a helyiek, néhány esetben a keményfák kidöntéséről, megrágásáról is beszéltek. Őt megkérdezett tartotta preferáltnak a füzeket, egy pedig a nyárat. Több adatközlő számolt be a fenyők, tuják, egyéb dísznövények hódok általi megrágásáról (horgásztanyákon), ami ellen helyenként villanypásztorral igyekeznek védekezni. „*Akkor van az a fekvő tuja ott elől. Azt nem kell nyírnom. Mer' azt szépen körbe eligazítja minden alkalommal*” (ME1).

Termények, lágyszárúak táplálékként vagy építési alapanyagként való hasznosítását Kászonban és a Szigetközben kevesen említették (3. ábra). Kászonban nem a termények elfogyasztása, hanem inkább a mezőgazdasági területek hódgátak miatt bekövetkező elárasztása jelent problémát: „*a hódnak az egyedüli bosszantó munkája ez. Hogy előnti, vízzel előnteti a földedet vagy a kaszálód*” (KR1). A Mura mentén tizenhét adatközlő beszélt a kukoricatermény károsításáról, a kukoricaszár vár- vagy gátalapanyagként való hasznosításáról: „*elrágták a szárát alul, behordták a vízbe, a fejet levették, azt gondolom, vitték a várba kajának, a kukoricaszárát meg beépítették a várba*” (ME5). Többek szerint a kukorica lerágásának kizárólagos célja az építkezés: „*[Terményben csinál kárt?] Kukoricatáblába'. Amelyik főleg a holtág mellett van, folyó mellett. Elhordja a hódvárba. Úgyhogy a termést megenni én nem láttam még. Mer' ugyanúgy rajta vannak a kukoricafejek*” (MR2). A kászoniak és a szigetköziek szerint a hódvárak többnyire vékony ágakból, sárból épülnek, de egy kukoricából épült hódvárat Szigetközben is említettek. A Mura mentén élők szerint a hódok olykor más lágyszárú növényeket is beépítenek a várba: „*azt mondják, olyan hogy összehord mindent. Zsombékot, nádat, meg mit tudom, abból csinál telepet*” (MR1). „*[Miből építették a gátat?] Hát, az érdekes dolog volt. Kukoricaszár. Meg iszap. Vízinövények. Amit talált itt fát*”



3. ábra. A lágyszárúak hódok általi hasznosításával kapcsolatos helyi tudás összegzése szakértő adatközlők és random adatközlők szerinti bontásban. A használat jelentése: táplálkozás, gátépítés és várépítés.

(ME6). Egyes adatközlők kiemelték a hódok táplálkozási szokásainak szezonális különbségeit: „ilyen lágyszárúakat is eszik gondolom, mer’ ilyenkor nyáron nincs sok friss kár. A legtöbb kár az télen van, mikor nincs más” (SZE4). Akik szerint a hód a terményen kívül más lágyszárúakat is fogyaszt, azok vagy a szénafüvet vagy moszatot, víz alatti növényt, vagy sást, nádat neveztek meg táplálékként. „Növényevő. Biztos. Én úgy tudom, hogy a vegetációs időszakba’ sok mindent eszik. Nád, sásnak a gyökereit, gyöktörzse, vagy nem tudom miye van a sásnak” (SZE1).

Megállapíthatjuk, hogy a véletlenszerűen megszólított (random) és célzottan felkeresett, szakértő (expert) adatközlők tudása a hód életmódjával, táplálkozásával kapcsolatban várakozásainkkal ellentétben csak kis mértékben tér el egymástól. A random adatközlők közül többen vélekedtek úgy, hogy a hódok hallal is táplálkoznak. A [Mit eszik a hód?] kérdésre adott „nem tudom” válasz mindkét adatközlő-csoportban ritka volt, de gyakran tapasztaltunk bizonytalanságot, találgatást. A két csoport között inkább az a különbség, hogy a szakértők személyes tapasztalataik birtokában magabiztosabb tudással rendelkeznek. A random adatközlők elsősorban az adott közösség hóddal kapcsolatos narratíváiból (elbeszélte történeteiből) és a médiából tájékozódnak. Ennek következtében tudásuk kevésbé magabiztos, de nem tartalmaz számottevően több téves ismeretet.

Összességében elmondható, hogy míg a random és szakértő adatközlők által átadott információkban tájanként vizsgálva csekély különbség mutatkozik, addig a tájak közötti különbségek igen jelentősek.

Értékelés

A hódok táplálkozási szokásaival kapcsolatos helyi ökológiai tudás vizsgálata és a fajjal kapcsolatos konfliktusok szorosan összefonódó kérdések. A vizsgált három tájban ez a tudás és a konfliktusok markánsan különböznek a tájhasználat és az életmód jellegzetességei alapján. Kásonban, ahol a kisparaszti gazdálkodás jellemző, számos gazdálkodó személyes tapasztalattal bír a hódok tevékenységét illetően. A konfliktust elsősorban a gátépítésből adódó kaszáló-elárasztások okozzák. A Mura-mentén, ahol kevesen foglalkoznak mezőgazdasággal, a hódok életmódjával kapcsolatban elsősorban a horgászok rendelkeznek megfigyelésekkel. Szigetközben szintén nem a mezőgazdasági kártétel az elsődleges szempont, hanem leginkább a hullámtérbe telepített nyárasok nagyarányú kidöntése a konfliktusok legfontosabb forrása.

A hódok fásszárú-használatával kapcsolatos helyi tudás igen sok fajra terjed ki a vizsgált településeken. A Kászon-medencében a hódok táplálkozásával kapcsolatos átfogó kutatás eddig nem történt. Tapasztalataink azt mutatják, hogy Kásonban, továbbá hasonló kínálati viszonyok mellett a Bakonyban, a Hódos-ér mentén mindkét uralkodó faj, a fűz és az éger fogyasztása jellemző, de a nagyobb átmérőjű égetörzseken többnyire csak néhány fognyomot találhatunk. A kászoni adatközlők közül is sokan említették a fűz preferálását fűzből és égerből álló kínálat esetén.

Egyre több hódcsalád jelenik meg az üdülőövezetek, falvak, városok peremén vagy akár belsejében. A kerti fásszárúak (gyümölcsfák, tuják, dísznövények) ki-

döntése, lemetzése elsősorban a Szigetközben jellemző, de a Mura mentén is tapasztalható.

A különböző égerfajok hasznosítása kapcsán a szakirodalmi adatok nem egyértelműek. Egyes vizsgálatok szerint a fűz- és nyárfajok mellett többek között a mézgas éger is lehet preferált (Nolet *et al.* 1994), míg más eredmények azt mutatják, hogy bár a hamvas éger jelentős táplálék, hasznosítása a kínálathoz viszonyítva csekély (Haarberg & Rossel 2006).

A szigetközi és Mura menti adatközlők közül a legtöbben a hód tevékenysége kapcsán a hazai nagyobb folyóinkat kísérő puhafás ligeterdők és ültetvények tipikus fafajait, a nyár- és/vagy a fűzfajokat hangsúlyozták. A nyár- és fűzpreferencia Gemencen is jellemző, ahol a hódok a csigolyafüzet, a mandulalevelű füzet (*Salix triandra* L. 1753), a fehér füzet és a fehér nyárat részesítik előnyben (Bozsér 2001).

(2003) a Hanságban végzett vizsgálatában a fűz- és nyárfajok voltak jelen a legnagyobb számban, ezeket megközelítően kínálatukkal arányos mértékben fogyasztották a hódok, a szerző szignifikáns preferenciát nem állapított meg. A Mosoni-Duna mentén teljesen elkerülték a közönséges nyír, a vénic szil (*Ulmus laevis* Pall.) és a fehér akác egyedeit, míg a rezgő nyár és a fűzfajok preferálnak bizonyultak a kocsányos tölgygel (*Quercus robur* L. 1753) és a magas körissel (*Fraxinus excelsior* L. 1753) szemben (Varjú & Jánoska 2015). Egy területen a hód közönséges mogyoró és zselnicemeggy (*Padus avium* Mill. 1768) preferenciáját mutatták ki (Varjú & Jánoska 2015).

A Szigetközben, valamint a Hanságban szerzett személyes tapasztalataink is azt mutatják, hogy ahol a fűz- és nyárfajok jelen vannak, ott valamennyi territóriumban ezek jelentik a hód táplálékának döntő többségét. Továbbá a hódok változó mértékben fogyasztják a helyiek által is használt fajként említett mézgas égert, mezei szilt (*Ulmus minor* Mill. 1768), vénic szilt, mezei juhart (*Acer campestre* L. 1753) és zöld juhart, vörösgyűrű-somot, közönséges mogyorót; a nem használtak tartott kőris- és tölgyfajokat (*Fraxinus* és *Quercus* spp.) és az interjúkban nem említett zselnicemeggyet, madárcseresznyét (*Cerasus avium* (L.) Moench 1794), cseresznyeszilvát, kökényt és gyalogakácot (*Amorpha fruticosa* L. 1753). A preferenciaviszonyok tisztázása további elemzést kíván. A fekete bodza (*Sambucus nigra* L. 1753) metszése nagyon ritkán fordul elő, elkerülését Czabán (2003) is leírta. A Szigetközben és a Hanságban a kiterjedt akácok jelenléte ellenére fehér akác fogyasztását nem jegyeztük fel, de erre is akad magyarországi példa (Dóc, Percsorai-csatorna, a szerzők személyes megfigyelése, 2017). Az akácot egy szigetközi interjúalany sorolta a fogyasztott fajok közé.

A Mura mentén elsősorban a fehér és a törékeny fűz, valamint a nyárfajok fogyasztása jelentős (a szerzők személyes megfigyelése, 2015, 2016), de a szil- és

kőrísfajok, a kocsányos tölgy, a vadalma (*Malus sylvestris* (L.) Mill. 1768), a mézgás éger, a kökény, a vörösgyűrű-som, a rekettyefűz, és a közönséges mogyoró is szerepel a tápláléklistán (Právic 2012). A helyiek a vadalmát, a kökényt, a somot és a mogyorót nem említették, de a felsoroltakon kívül a juhart és az akácot egy-egy alkalommal igen.

Általánosságban elmondható, hogy a szakértő adatközlők ismeretei valamennyi helyszínen kissé pontosabbak, szélesebb körűek, a random adatközlők esetében gyakoribbak az állati eredetű táplálék fogyasztásával kapcsolatos tévhit. Ezen tévhit Kászonban való elterjedését magyarázhatja, hogy a hódok megjelenése előtt néhány évvel a halak száma drasztikusan csökkenni kezdett az ottani vizekben: „*mert a hal most nem sok van. Valamikor itt annyi, itt felfelé pisztráng, s mindenféle vót ezekbe a patakokba, de most meg vannak szűnve azok is. Úgyhogy lehet, hogy azt ők mégeszik*” (KE4). A halak eltűnése mögött természetesen más okot kell feltételeznünk: „*régebb több hal vót, de ugye a [patak] szabályozódott, s egyenesen megy, és nincs meg az a környezet a halaknak... Párhuzamosan, amikor a szabályozás történt, akkor kezdődött el a nagyobb kaliberű vegyszerezés és a sok vegyszer használata*” (KE5). Annak ellenére, hogy a kászoniak egy része már a médiából is tájékozódik, a szóbeszéd szerepe még mindig erősen meghatározó a helyi tudás alakulásában. Erre utal, hogy a „*hallottam*”, az „*aszongyák*” stb. kifejezések rendszeresen megjelennek az interjúkban. A hódok táplálkozásával kapcsolatos pontos és részletes megfigyelések mellett a hiedelmek is szájról szájra terjednek, és ezek is átadódnak a fiatalabb generációnak. 146 kászoni tanuló iskolai tudáspróbájából kiderül, hogy 56%-uk úgy gondolja, a hód halat eszik (Horváth Annamária, biológiatanárnő szíves segítségével megvalósítva, 2014).

A hódok általi lágyszárú-fogyasztás témakörében a helyiek kevés fajszintű ismerettel rendelkeznek, vélhetően azért, mert a rejtett életmódot élő állat ezen tevékenységét nehéz megfigyelni, továbbá a vizes élőhelyek lágyszárú fajainak csekély a gazdasági jelentősége: „*hát az a helyzet, hogy itt ezen a vízparti környezetbe, itt a lágyszárú az nem érték. Olyan értelemben, hogy a gazdálkodás szempontjából. Egy kikaszándó valami*” (SZE3). A terményben okozott kár nagyságáról megoszlanak a vélemények. A kukorica szárának táplálkozást vagy egyéb célokat szolgáló összegyűjtését a Kárpát-medence számos más pontján is tapasztalhatjuk (a szerzők személyes megfigyelése 2014-2017).

A hódok táplálkozási szokásainak hazai és nemzetközi kutatási eredményei gyakran kisebb-nagyobb mértékben eltérnek egymástól, továbbá a helyi lakosok megfigyeléseitől. Úgy véljük, ezeknek az eltérések azon része, mely nem téves információkból vagy tudáshiányból származik a különböző táplálékkínálati és preferenciaviszonyokból fakad. Bizonyos fásszárú fajok együttes jelenléte, törzs-

átmérő-kategóriáinak megoszlása más-más viselkedésforma kialakulását vonhatja maga után.

Az eurázsiai hód a Kárpát-medence faunájának egy olyan régi-új eleme, mely tevékenységével feltűnést kelt, a helyi lakosság érdeklődését váltja ki. A hódal kapcsolatos, néhány év vagy évtized alatt létrejött helyi tudás nem pusztán a hagyományos tudás kialakulásának, fejlődésének kezdetektől történő nyomon követését teszi lehetővé, hanem olyan fontos információkat is magában hordoz, melyeknek ökológiai, természetvédelmi relevanciájuk lehet. A helyiek ismeretei a hódok szembetűnőbb szokásairól részletesebbek, ilyenek például a gazdasági jelentőségű vagy a lakosság számára esztétikai értéket képviselő törzsek kidöntése, valamint a gát- és várépítés.

Az eurázsiai hód életmódjának teljes körű, tudományos igényű vizsgálata azonban csak komplex, terepi adatgyűjtésen alapuló kutatással valósulhat meg. A fásszárúfogyasztás és a kínálat közötti összefüggések, a táplálék-preferencia feltárása egységes módszerrel végzett, átfogó, kárpát-medencei szintű, számos élőhelytípusra kiterjedő elemzést, hatásvizsgálatot igényel. A hódok folyókísérő erdőkre, faültetvényekre kifejtett ökológiai hatásának megértése hódkár-mérséklési alternatívák kidolgozásához is hozzásegíthet.

Az eurázsiai hód Európa-szerte lezajlott visszatelepítési programjai természetvédelmi szempontból szinte példátlan sikernek számítanak, de az egyre jelentősebb hódprobléma a gazdálkodókat hátrányosan érinti. A hód mára Magyarország valamennyi folyóján megjelent, és sok térségben a keskeny csatornákon is magas egyedsűrűséget ért el. A Kárpát-medencén belül a hódok tevékenysége a Szigetközben és a Hanságban okozza a legtöbb problémát. A következő években Magyarország újabb területein várható a gazdasági kártétel súlyosbodása, a természetvédelem és a gazdálkodói oldal közötti konfliktus kiéleződése. További intézkedések is szükségessé válhatnak. Az élőhelyek telítődése, az egyedszám növekedése az állományszabályozás megkezdését, a gyérítési gyakorlat kidolgozását sürgeti (Czabán, 2016).

Habár a tájban élő emberek tudása számos érdekes és értékes elemet tartalmaz, bizonyos szempontból hiányos is, olykor pedig komoly tévhitekkel terhelt. A természetvédelmi szempontból is támogatható kármegelőzési módszerek hatékonysága sajnos sok esetben igen alacsony, de vannak olyan hibás döntések, melyek elkerülése lényeges lehet. Még most is rendszeresen találkozhatunk esetekkel, amikor a nemesnyárat közvetlenül a csatornák partszegélyére ültetik, vagy a hódok által kidöntött fák ágrendszerét is elszállítják, ami a hódok számára fontos táplálékot jelentene, nélküle viszont az állatok újabb fák kidöntésére kényszerülnek. Lehetséges, hogy ezen gazdálkodói döntések egy része is a hódokkal kapcsolatos tudáshiányból fakad.

Ezúton szeretnénk felhívni a figyelmet az ismeretterjesztő anyagok, a médián keresztüli kommunikáció fontosságára, ami nem csak a tévhitok eloszlását, hanem a hódkár-megelőzési lehetőségek megismertetését is segítheti. Ez a kommunikáció azonban nem lehet egyoldalú. A hódkárok nagyságát, mibenlétét az érintetteknel, tehát a helyieknél pontosabban senki sem ismerheti. A természetvédelem és a helyi lakosság közötti párbeszédnek kölcsönös tudásáramlásra érdemes alapulnia.

Köszönetnyilvánítás – Köszönetet mondunk adatközlőinknek: Balázs B., Balázs N., Balácsi A., Bartha I., Bodó M., Borbáth A., Borbáth K., Csűrös R., Gál A., Horváth A., Illyés V., id. Karcza A., Koszti I., Koszti J., Kotró Cs., Kővári Zs., László T., Makó E., Makó L., Mihác J., Mihály S., Miklós A., Okos A., Posztuly L., Posztuly M., Ráduly M., Szökő J., Szűcs A., Tamás I., Tóдорán A. (Kászoni-medence); Belovitz K., Besser S., Besser S-né, Cina F., Cseh D., Dán S., Földes E., Földes Z., Fűzfa A., Glaser I., ifj. Cina F., Kis S-né, Komlódi A., Koncz M., Lancz E-né, Légrádi R., Lévai E., Majtényi J., Majtényi J-né, Molnár J., Molnár K., Németh B., Németh T., Palotás Zs., Papp L., Platzer G., Stenczinger M., Stenczinger I., Stenczinger M., Takács I. (Szigetköz); Andor B., Bagladi G-né, Bánfai J., Bekő B., Birkás J., Bíró Z., Faragó L., Fülöp J., Honcz R., Horváth A., Horváth I., Kaiser T., Káli J., Kertész G. J., Kovács Á., Nagy I., Nagy J., Simon I., Simon N., Soós F., Stropka J., Strupka Z., Süle J., Szabó I., Tamás R., Varga B., Varga I., Varga J., Varga Z. (Mura mente). Köszönjük Albert Krisztiánnak az interjú elkészítésében való részvételét, Fűzfa Zoltánnak és családjának szigetközi gyűjtésünk támogatását, Horváth Annamáriának pedig köszönjük, hogy rendelkezésünkre bocsátotta a kászoni gyerekek tudáspróbájának anyagát. A szigetközi és hansági tapasztalatok gyűjtésében nyújtott segítségért Czabán Dávidnak tartozunk köszönettel. Juhász Erika munkáját az Új Nemzeti Kiválóság Program, Babai Dániel munkáját az MTA Bolyai János Kutatási Ösztöndíja, Biró Marianna munkáját részben „A fenntartható természetvédelem megalapozása magyarországi Natura 2000 területeken” című svájci-magyar együttműködési projekt (SH/4/8) támogatta. „Az Emberi Erőforrások Minisztériuma ÚNKP-16-2 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának támogatásával készült”

Irodalomjegyzék

- Bajomi, B. (2011): *Reintroduction of the Eurasian beaver (Castor fiber)*. – Hungary. Danube Parks Network of Protected Areas, Directorate of Duna-Dráva National Park, Budapest, Hungary, 26 p.
- Belovsky, G. E. (1984): Summer diet optimization by beaver. – *Am. Midl. Nat.* **111**: 209–222. doi: <http://dx.doi.org/10.2307/2425316>
- Brehm, A. (n. d.): Hód (*Castor fiber*). – In: Brehm, A. (szerk.): *Az állatok világa egy kötetben* (reprint, 1989). – Állami Könyvtérjesztő Vállalat, Maecenas Könyvkiadó, Budapest, pp. 560–570.
- Bódis J., Fehér Cs. E., Lelkes A. & Szeglet P. (2008): *A Mura ártér élővilága. Élőhelyek a Kerka torkolatától Letenyéig*. – Interreg III A Közösségi Kezdeményezés Szlovénia-Magyarország-Horvátország Szomszédsági Program („Ember, Mura, Természet”). 132 p.

- Bozsér, O. (2001): *Hódok az óvilágban*. – WWF Magyarország, Budapest, 28 p.
- Bozsér, O. (2007): *Amit a hódról tudni érdemes*. – WWF füzetek 26. WWF Magyarország, Budapest.
- Czabán, D. (2003): *A Hanságba visszatelepített hódok (Castor fiber) élőhely- és táplálékválasztási szokásai*. – MSc diplomadolgozat, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest, 71 p.
- Czabán, D. (2016): Hódok a Szigetközben. – In: Korda, M. (szerk.): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére*. – Tanulmánygyűjtemény, pp. 403–418.
- Doucet, C. M. & Fryxell, J. M. (1993): The effect of nutritional quality on forage preference by beavers. – *Oikos* **67**: 201–208. doi: <http://dx.doi.org/10.2307/3545464>
- Engi Zs., Tóth G., Steinmann, F. & Braun, M. (2012): Historical morphological reconstruction of the Mura river (SW of the Carpathian basin) by using GIS methods. – *Z. Geomorphol.* **56**: 63–77. doi: <http://doi.org/10.1127/0372-8854/2012/S-00091>
- Fehér E. (szerk.) (é. n.): *Tájéltározás a Mura mentén*. Tájéltörténeti tanulmány. – Interreg III A Közöségi Kezdeményezés Szlovénia-Magyarország-Horvátország Szomszédsgái Program („Ember, Mura, Természet”). 59 p.
- Fustec, J., Lodé, T., Le Jacques, D. & Cormier, J. P. (2001): Colonization, riparian habitat selection and home range size in a reintroduced population of European beavers in the Loire. – *Freshwater Biol.* **46**: 1361–1371. doi: <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00756.x>
- Ganzhorn, J. U. & Harthun, M. (2000): Food selection by beavers (*Castor fiber albus*) in relation to plant chemicals and possible effects of flooding on food quality. – *J. Zool.* **251**: 391–398. doi: <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. doi: <http://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 Magyarország, Budapest, 16 p.
- Hahn, I., Gergely, A. & Barabás, S. (2011): Changes in the active floodplain vegetation of the Szigetköz. – *Annali di Botanica* **1**: 1–8. doi: <http://dx.doi.org/10.4462/annbotrm-9117>
- Halley, D. J. & Rosell, F. (2002): The beaver’s reconquest of Eurasia: status, population development and management of a conservation success. – *Mammal Rev.* **32**: 153–178. doi: <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2907.2002.00106.x>
- Hartman, G. & Törnlöv, S. (2006): Influence of watercourse depth and width on dam building behaviour by Eurasian beaver (*Castor fiber*). – *J. Zool.* **268**: 127–131. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-7998.2005.00025.x>
- Ionescu, G., Popa, M., Pașca, C., Sîrbu, G., Scurtu, M., Visan, D. & Jurj, R. (é.n.): *Support for reintroduced beaver population in Romania*. – Final report. The Rufford Small Grants Foundation – Carpathians Foundation, Brasov, Románia, 9 p.
- Jenkins, S. H. (1979): Seasonal and year-to-year differences in food selection by beavers. – *Oecologia* **44**: 112–116. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/BF00346408>
- KSH – Központi Statisztikai Hivatal (2013): *2011. évi népszámlálás*, 3. – Területi adatok, 3.8. Győr-Moson-Sopron megye. Győr, 274 p. elérhető: http://www.ksh.hu/docs/hun/xftp/idoszaki/nepsz2011/nepsz_03_08_2011.pdf (Utolsó letöltés időpontja: 2017. május 31).
- John, F. & Kostkan, V. (2009): Compositional analysis and GPS/GIS for study of habitat selection by the European beaver, *Castor fiber* in the middle reaches of the Morava River. – *Folia Zool.* **58**: 76–86.
- Law, A., Jones, K. C. & Willby, N. J. (2014): Medium vs. short-term effects of herbivory by Eurasian beaver on aquatic vegetation. – *Aquat. Bot.* **116**: 27–34. doi: <http://doi.org/10.1016/j.aquabot.2014.01.004>

- Newing, H., Eagle, C. M., Puri, R. K. & Watson C.W. (2011): *Conducting Research in Conservation. Social science methods and practice*. – Routledge, Taylor & Francis Group, London and New York, 376 p.
- Nolet, B. A., Hoekstra, A. & Ottenheim, M. M. (1994): Selective foraging on woody species by the beaver *Castor fiber*, and its impact on a riparian willow forest. – *Biol. Conserv.* **70**: 117–128. doi: [http://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)90279-8](http://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90279-8)
- Nolet, B. A., & Rosell, F. (1998). Comeback of the beaver *Castor fiber*: an overview of old and new conservation problems. – *Biol. Conserv.* **83**: 165–173. doi: [http://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00066-9](http://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00066-9)
- O’Connell, M. J., Atkinson, S. R., Gamez, K., Pickering, S. P., & Dutton, J. S. (2008). Forage preferences of the European beaver *Castor fiber*: implications for re-introduction. – *Conserv. Soc.* **6**: 190. doi: <http://dx.doi.org/10.4103/0972-4923.49213>
- Parker, J. D., Caudill, C. C. & Hay, M. E. (2007): Beaver herbivory on aquatic plants. – *Oecologia* **151**: 616–625. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-006-0618-6>
- Právics, M. (2012): *Az eurázsiai hód (Castor fiber) állományának és táplálkozásának vizsgálata a Kerka mentén*. – Szakdolgozat, Nyugat-Magyarországi Egyetem.
- Stocker, G. (1985): *Biber (Castor fiber L.) in der Schweiz. Probleme der Wiedereinbürgerung aus biologischer und ökologischer Sicht*. – Eidgenössische Anstalt für forstliches Versuchswesen, Birmensdorf. Bericht, Nr. 247, 149 p.
- Varju, J. & Jánoska, F. (2015): Az eurázsiai hód (*Castor fiber* Linnaeus, 1758) fás szárú táplálékpreferenciája és élőhelyhasználata a Mosoni-Dunán. – *Erdészettudományi Közlem.* **5**: 129–144. doi: <http://dx.doi.org/10.17164/EK.2015.009>
- Young, J., Richards, C., Fischer, A., Halada, L., Kull, T., Kuzniar, A., & Watt, A. (2007): Conflicts between biodiversity conservation and human activities in the Central and Eastern European countries. – *AMBIO* **36**: 545–550. doi: [http://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[545:CBBCA H\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[545:CBBCA H]2.0.CO;2)

Internetes hivatkozások:

http1: <http://nepszamlalas.adatbank.transindex.ro/?pg=etnikai&id=438>. Utolsó letöltés időpontja: 2017. május 31.

Local ecological knowledge on feeding habits and woody plant species usage of the reintroduced Eurasian beaver (*Castor fiber*) in the Carpathian Basin two decades after its reintroduction

Erika Juhász¹, Dániel Babai², Marianna Biró³, Zsolt Molnár³ and Viktor Ulicsni¹

¹University of Szeged, Department of Ecology,
H-6726 Szeged, Középfasor 52, Hungary

²MTA MTA Research Centre for The Humanities, Institute of Ethnology,
H-1097 Budapest, Tóth Kálmán utca 4. B épület, 8. emelet, Hungary

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

e-mail: juhasz.erika43@gmail.com

Local ecological knowledge of the nutrition of and the use of woody species by the Eurasian beaver (*Castor fiber*) was studied in three regions of the Carpathian Basin: Kászon Basin (Romania), Szigetköz and Mura River region (Hungary). Local understanding on alimentary habits, lifestyle and woody species usage were collected from 90 informants by structured interviews. In most cases locals possessed detailed knowledge on the issues studied. However, some data seemed to be unreliable or incorrect. According to local people, beavers generally used the dominant tree species of a given region. These were *Salix fragilis* and *Alnus incana* in the Kászon region, while *Salix alba* and *Populus* spp. in Szigetköz and in the Mura River region. Several informants living along the Mura River mentioned beaver dams built from corn-stalks. Our findings showed that experiences and observations of local people could improve scientific understanding of beaver behaviour. Furthermore, we argue that reciprocal knowledge exchange between local stakeholders and conservationists may help reduce human-beaver conflicts.

Keywords: táplálék-preferencia, helyi ökológiai tudás, természetvédelem, hódkár, Kászoni-mence, Szigetköz, Mura mente

A nemzeti park igazgatóságok 2000–2015 közötti költségvetésének értékelése az alapfeladataik tükrében

Kovács Eszter

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

e-mail: kovacs.eszter@mkk.szie.hu

Összefoglaló: A nemzeti park igazgatóságok működésének stabilitása szempontjából fontos, hogy az alapfeladataik ellátásához folyamatosan rendelkezésre álljanak a szükséges források. Ebben a cikkben azt vizsgáljuk meg, hogy az igazgatóságok alapfeladatai hogyan változtak 2000-tól 2015-ig, és azok mértékének megfelelően alakult-e a személyi állomány és a források nagysága. Az elemzések alapján megállapíthatjuk, hogy a vizsgált időszakban, különösen az uniós csatlakozást követően jelentősen növekedett az ellátandó feladatok köre és mennyisége is. A megnövekedett feladatokhoz ugyan növekvő létszám is párosult, de ez a közfoglalkoztatottak számának és arányának növekedését jelentette leginkább, míg a nem közfoglalkoztatott állomány, azon belül a természetvédelmi örök létszáma alig emelkedett az időszak egészét tekintve. Az igazgatóságok költségvetése jelentősen, mintegy 5-szörösére emelkedett a vizsgált időszakban, de a növekedés legnagyobb részben az átvett pénzeszközöknek, támogatásértékű bevételeknek, azon belül az uniós társfinanszírozású pályázati forrásoknak volt köszönhető. A közvetlen állami támogatás ezzel szemben alig növekedett, s 2015-ben nem érte el nominális értékben a 2002. évi szintet sem. Ez növelte az igazgatóságok kiszolgáltatottságát a külső forrásoknak, amelyek nagy része kötött felhasználású volt, így a bővülő források ellenére maradhattak alulfinanszírozott alapfeladatok. Az eredmények alapján az alapfeladatok finanszírozási igényének pontos felmérése, az állami közvetlen támogatás és a stabil, nem közfoglalkoztatott létszám jelentős növelése javasolt. Az elemzéseket további kutatásokkal lehet árnyalni és nemzetközi kontextusba helyezni.

Kulcsszavak: nemzeti park igazgatóságok, költségvetés, finanszírozás, hazai és nemzetközi pénzügyi források

Bevezetés

A nemzeti park igazgatóságok (NPI-k) összetett tevékenységüknél fogva a hazai természetvédelem kiemelkedően fontos szereplőinek tekinthetők, ezért lényeges, hogy az alapfeladataik ellátására a finanszírozásuk hosszú távon, folyamatosan biztosítva legyen. Jelen rövid áttekintéssel az a célom, hogy bemutassam, hogyan alakult a költségvetésük, illetve a finanszírozási struktúrájuk az ezredfordulótól

2015-ig, változó feladatkörük és bővülő alapfeladataik mellett. Ehhez először a vonatkozó jogszabályok és a rendelkezésre álló adatok alapján megvizsgálom, hogy feladatkörük és a feladatok mennyisége hogyan változott a vizsgált időszak alatt, s ennek tükrében tekintek rá a létszámuk és a költségvetésük alakulására. A költségvetésen belül a kiadási és a bevételi oldalt is megvizsgálom arra keresve a választ, hogy elegendő és megfelelő struktúrájú volt-e az alapfeladatok végzéséhez rendelkezésre álló forrás.

Módszerek

A NPI-k költségvetésének vizsgálatához elsősorban az ún. zárszámadási törvényeket (irodalomjegyzékben nevesítve) és kapcsolódó fejezeti (minisztériumi) indoklásokat vettem alapul (<http://>), amelyek az adott évre vonatkozó költségvetési törvény végrehajtását mutatják be, fejezetekre lebontott szöveges és számszaki indoklással, illetve részletes létszámtáblával együtt. A zárszámadási törvényekben és kiegészítő dokumentumaikban szereplő adatokat kiegészítettem hazai adatbázisokból származó, a Földművelésügyi Minisztériumtól (FM) és a Magyar Államkincstártól (MÁK) kapott, valamint egyéb hozzáférhető forrásokból származó adatokkal. Az alapfeladatok meghatározásához a vonatkozó jogszabályokat használtam fel.

Előljáróban már most érdemes jelezni, hogy változó volt az egyes évekre rendelkezésre álló adatok és információk köre. A zárszámadási törvényekhez kapcsolódó fejezeti szöveges és számszaki indoklások, illetve részletes létszámtáblázatok a 2000. és 2002. évre nem álltak rendelkezésre. Egyes adatok azonban a következő évi szöveges beszámolók és kiegészítő táblázatok adataiból rekonstruálhatóak voltak. Az NPI-k általában külön címet alkotnak a természetvédelemért felelős minisztérium költségvetésében, de 2005-ben és 2006-ban a környezetvédelmi, természetvédelmi és vízügyi területi szerveket egy cím alatt jelenítették meg, így az NPI-kre vonatkozóan nem állt rendelkezésre a teljes részletezettségű költségvetés. Néhány adatot azonban a 2006. évi szöveges beszámoló tartalmazott mindkét évre, amelyet fel tudtam használni az elemzéseknél. 2014-től változott a részletes számszaki indoklás szerkezete, ami szintén nehezítette az egységes adatkezelést. Az egyes összesítő diagramoknál a korlátokat jelezni fogom.

A feladatok jellegének és mennyiségének változásához az alábbiakat vizsgáltam elsősorban:

- az igazgatóságok feladatkörében történő változások
- az országosan védett természeti területek és Natura 2000 területek kiterjedésében történt változások

- a vagyonnekelte terület nagyságában történő változások
- a saját vagyonnekelésben lévő állatállomány nagyságának változása
- a bemutató infrastruktúra (látogatóközpontok, bemutatóhelyek, erdei iskolák) bővülése

A forrásokkal való ellátottság megállapítására az alábbiakat értékeltem:

- a létszám, azon belül a közfoglalkoztatottak és a természetvédelmi őri létszám változásai
- az összköltségvetés nagyságának alakulása
- a kiadási oldalon a működési (személyi és dologi kiadások) és felhalmozási költségvetés nagyságának változása
- a források összetételében (közvetlen állami támogatás, intézményi bevétel és átvett pénzeszközök) történt változások

A költségvetési összegeket az elemzésben nominális értékben adtam meg, vagyis nem korrigáltam az éves infláció mértékével. Ennek egyrészt az az oka, hogy az infláció számításához alkalmazott fogyasztói árindex torzította volna az eredményeket, ugyanis az igazgatóságok költségvetése beruházási elemeket is tartalmaz, amelyek árváltozásainak megragadására a termelői és ingatlan árindexek alkalmasabbak. Másrészt a beruházásokat, felhalmozási tételeket külön kezelő pontosabb számítás elvégzéséhez a KSH adatok egy része nem áll rendelkezésre a teljes vizsgált időszakra, az NPI-k összköltségvetésének tekintetében pedig sem a kiadási, sem a forrás oldal nem volt kellő részletezettségű¹. Ahol lehetett, az éves adatok felhasználásával készítettem összefoglaló táblázatokat és diagramokat, de az elemzéseknél a főbb trendekre voltam kíváncsi, ezért az egyes években tapasztalható kisebb ingadozások értékelésére nem tértem ki. Összesített adatokkal dolgoztam, így nem volt célom az egyes igazgatóságok közötti különbségek feltárása. Tisztában vagyok azzal, hogy az igazgatóságok adottságaiban, működésében, költségvetésük kiadási és bevételi oldalának összetételében jelentős eltérések mutatkoznak, de ezek részletes értékeléséhez az igazgatósági költségvetési beszámolók elemzésére lenne szükség.

1: A nagyságrend érzékeltetésére jelzem, hogy a KSH által közzétett fogyasztói árindex adatok alapján a 2000. évi nominális összegeket 1,93-es, a 2004. évi nominális összegeket 1,5-es szorzóval lehet a 2015. évre átszámolni (saját számítás <http2> alapján).

Eredmények

A nemzeti park igazgatóságok feladatkörének változása a vizsgált időszakban

A nemzeti park igazgatóságoknak már 2000-ben is sok alapfeladatot kellett ellátniuk, hiszen hatósági, területkezelési, nyilvántartási, monitorozási, környezeti nevelési és ökoturisztikai feladataik egyaránt voltak, amint azt az alábbi listából is láthatjuk (211/1997 (XI. 26) Korm. rendelet alapján):

- természetvédelmi első fokú hatósági jogkör gyakorlása
- természetvédelmi őrszolgálat működtetése és az önkormányzati természetvédelmi őrszolgálat segítése
- védetté nyilvánítások előkészítése
- a természet és élővilág állapotának figyelemmel kísérése, természetvédelmi területi monitoring és információs rendszer működtetése
- egyedi tájértékek nyilvántartása
- vagyonkezelési feladatok ellátása (az NPI-k vagyonkezelésében lévő védett természeti területek és értékek, természetvédelmi bemutató, oktatási célú és idegenforgalmi létesítmények tekintetében)
- természetvédelmi kezelési² feladatok (védett természeti területek és értékek) ellátása
- tájvédelmi feladatok ellátása
- területfejlesztési koncepciók, programok, területrendezési tervek véleményezése, egyeztetési eljárásában való közreműködés
- közreműködés az erdővagyon védelmi tevékenységben
- közreműködés a nem védett természetes növény- és állatvilág védelmében
- közreműködés a természetvédelmi kutatási, oktatási, nevelési és ismeretterjesztési tevékenységekben
- közreműködés a Központi Környezetvédelmi Alap kezelésével kapcsolatos feladatokban
- az települési önkormányzatok természetvédelmi munkájának segítése
- együttműködés számos érintett szervezettel, szervvel, természetes személlyel

A vizsgált időszakban az uniós csatlakozást követően jelentkezett a legnagyobb változás az alapfeladatok körét tekintve, amelyet az 1. táblázatban láthatunk.

A táblázatban szereplő alapfeladatokon túl, jogszabályban nem nevesített feladatként jelentkezett 2005-től a közmunkaprogrammal (később közfoglalkoztatási programmal) kapcsolatos területi feladatok ellátása. 2010-től, szabályzat

2: A természet védelméről szóló 1996. évi 53. törvény 36. § (2) szerint „természetvédelmi kezelésnek minősül a védett természeti érték, terület felmérését és nyilvántartását, megővését, őrzését, fenntartását, bemutatását, valamint helyreállítását célzó valamennyi tevékenység”.

I. táblázat. A nemzeti park igazgatóságok alapfeladatainak változása 2000 után (forrás: 341/2004 (XII. 22.) Korm. rendelet alapján saját szerkesztés).

Megj. A kutatási, nyilvántartási és élőhely fenntartási/rehabilitációs feladatokat is külön nevesíti a Korm. rendelet, de ezek már korábban is az igazgatóság feladatkörébe tartoztak, csak átfogóbb címszavak alatt szerepeltek. A Környezetvédelmi Alapot később felváltotta a KAC (Környezetvédelmi alap célfeladat fejezeti kezelésű előirányzat) majd a Kövöce (Környezetvédelmi és vízügyi célelőirányzat), de a kapcsolódó feladat jellege nem változott.

*30/2001. (XII. 28.) KöM rendelet

**2/2002. (I. 23.) KöM-FVM együttes rendelet

Alapfeladatok csökkenése	Alapfeladatok növekedése
<ul style="list-style-type: none"> – elsőfokú hatósági jogkör átkerülése a környezetvédelmi, természetvédelmi és vízügyi felügyelőségekhez – tájvédelmi szakhatósági feladatok átkerülése a felügyelőségekhez 	<ul style="list-style-type: none"> – Natura 2000 területté nyilvánítási feladatok ellátása – a Natura 2000 területek és a nemzetközi természetvédelmi egyezmény hatálya alá eső területek és értékek természetvédelmi kezelési feladatainak ellátása – kezelési tervek készítése (2002-től*) – barlangok állapotfelvétele – védett növénytársulások fenntartására, kezelésére vonatkozó terv előkészítése – a körzeti erdő- és vadgazdálkodási tervekkel kapcsolatos feladatok ellátása – közreműködés a régészeti örökség védelmével kapcsolatos őrzési feladatok ellátásában – közreműködés a természetvédelmi hatósági és, szakhatósági és tájvédelmi szakhatósági eljárásokban – közreműködés az árvíz- és belvízvédekezéssel kapcsolatos feladatok ellátásában – érzékeny természeti területek létesítésével és kijelölésével kapcsolatos feladatok ellátása (2002-től**) – közreműködés az agrár-környezetvédelmi programokkal kapcsolatos feladatok ellátásában (2002-től**)

formájában 2012-től új feladatként megjelent a nemzeti parki védjegyrendszer működtetésével kapcsolatos területi feladatok ellátása is (vidékfejlesztési miniszter NPTF-172/4/2012 utasítása), amelyet szintén nem emel ki az alapfeladatokat tárgyaló jogszabály.

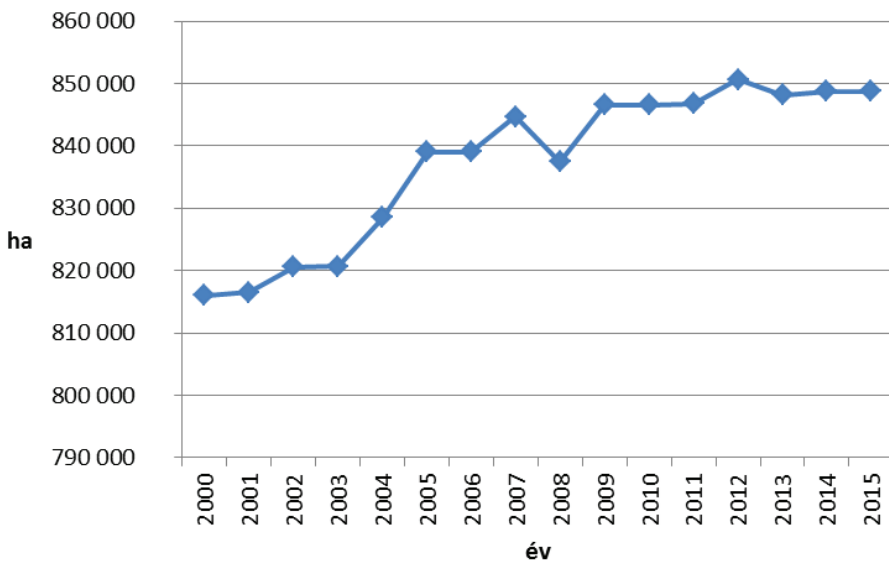
2015-ben új jogszabály jelent meg az igazgatóságok alapfeladatairól (71/2015 (III. 30.) Korm. rendelet), ami a feladatkört a korábbiakhoz képest lényegében nem szűkítette, csak az egyéb jogszabályokban meghatározott feladatokat már nem nevesítette.

A fentiek alapján megállapítható, hogy összességében véve a feladatkör jelentős bővülését tapasztalhattuk a vizsgált időszak alatt. Valószínűsíthetően nem

csökkent lényegesen a hatósági munkához kapcsolódó feladatok mennyisége sem. A hatósági eljárásokhoz szükséges területi ismeretekkel ugyanis az NPI-k rendelkeztek a hatósági jogkör elkerülése után is, emiatt a hatóságok a vizsgált időszak további éveiben is rá voltak utalva az NPI-k szakembereinek állásfoglalásaira, szaktanácsadó munkájára.

A nemzeti park igazgatóságok feladatait jellemző mennyiségi mutatók (terület, állatállomány, bemutató infrastruktúra) változása a vizsgált időszakban

A védett természeti területek kiterjedése a 2000-es 816 ezer hektárról 2015-re 850 ezer hektár körüli értékre emelkedett, ahogy ezt az. 1. ábra is mutatja. A 2000-

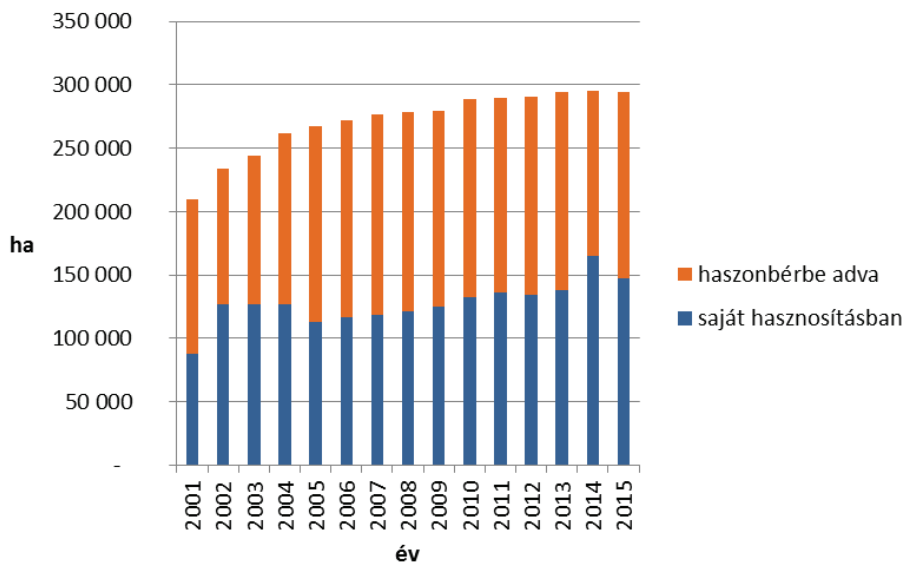


1. ábra. Az országosan védett természeti területek kiterjedésének változása 2000-től 2015-ig (http3 alapján saját szerkesztés). Megj. Az ábrában a 2008. évnél látható csökkenés nem jelent tényleges csökkenést a védett területek kiterjedésében, csak adatpontosítást. A 2008. évtől a nyilvántartási rendszert térinformatikai alapokra helyezték, ami az adatok pontosításával járt.

es évek elején még nagyobb arányú volt a növekedés, míg 2009 után a védetté nyilvánítási folyamat már nagyon lelassult. Ennél sokkal jelentősebb feladatnövekedést jelentett a Natura 2000 területek kijelölése 2004-ben (1,96 millió hektár a csatlakozáskor, 2011-től, a kijelölési folyamat lezárását követően 1,99 millió hektár) (KvVM TKSZÁT 2007, VM TKSZÁT 2011). A védett természeti területekhez képest több mint 1 millió hektár természetvédelmi kezelése lett NPI feladat.

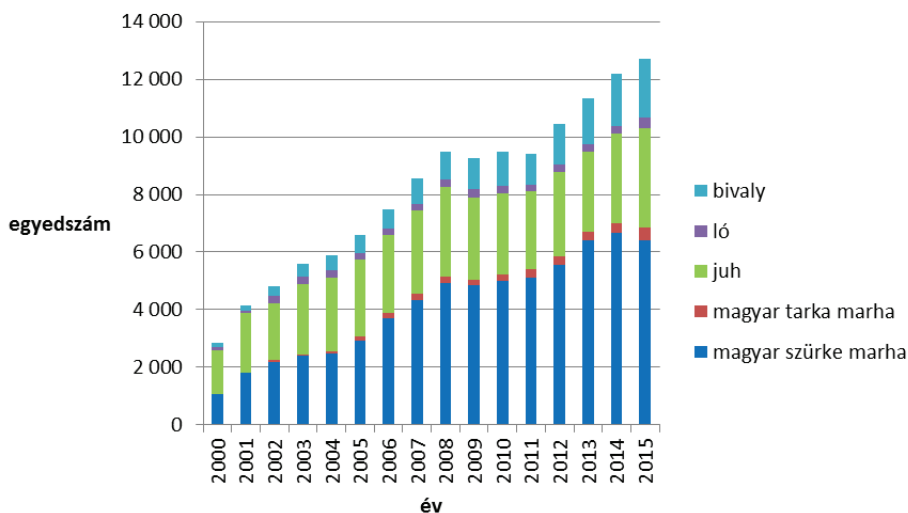
A védett területek mellett a saját vagyionkezelésben, és ezen belül a saját hasznosításban lévő területek kiterjedése és az állatállomány nagysága is utal az igaz-

gatóság feladatainak nagyságrendjére. A 2. ábra azt mutatja, hogy az NPI-k saját vagyongazdálkodásában lévő területeinek kiterjedése a 2000-es évek elején a 209 ezer hektár körüli értékről indult, s először erősebb, majd lassuló növekedéssel, 2015-ben megközelítette a 300.000 hektárt. A növekedés 1,4-szeres a 2001. év adatahoz viszonyítva. A saját hasznosítású területek aránya az időszak egészében 42-56% között ingadozott, 2015-ben 50% volt. Az állatállomány kisebb ingadozásokkal, de folyamatosan növekedett a vizsgált időszakban. A 2000-es évek elején nem érte el a 4000 egyedet, 2015-ben pedig megközelítette a 14.000 egyedet (FM



2. ábra. A nemzeti park igazgatóságok vagyongazdálkodásában lévő területek kiterjedése 2001 és 2015 között saját hasznosítású és haszonbérbe adott területek bontásában (FM 2017. márciusi adatszolgáltatása alapján saját szerkesztés).

adatszolgáltatás 2017), mely közel 3,5-szeres növekedést jelent. Az állatállomány legnagyobb részét a magyar szürke marha, magyar tarka marha, bivaly és ló állomány tette ki, amelynek alakulását részletesen mutatja a 3. ábra. Az időszak elején még a juhállomány, az időszak végén már a szürke marha állomány volt a legjelentősebb. 2015-ben a szürke marha állomány 6413 egyed, míg a juhállomány 3461 egyed számolt. A legnagyobb mértékű növekedést (13,6-szeres) a bivaly állományában tapasztalhattuk a vizsgált időszak alatt, amely a 2000. évi 149 egyedről 2015-re 2027 egyedre nőtt. A magyar tarka marha és a ló állománya is 500 egyed alatt maradt az egész időszak alatt.



3. ábra. A nemzeti park igazgatóságok állatállományából a legfontosabb fajták egyedszámának alakulása 2000-től 2015-ig (FM 2017. márciusi adatszolgáltatása alapján saját szerkesztés).

Az időszak elejéről nem állnak rendelkezésre pontos adatok az NPI-k által üzemeltetett bemutatóhelyek számára vonatkozóan, ezért a 2. táblázat csak a hivatkozható forrásokból származó 2008-as és 2014-es adatokat tartalmazza. A 2. táblázat mutatja, hogy a két időpont között is jelentős bővülés következett be a bemutató infrastruktúra tekintetében. Ez azt is jelenti, hogy a működtetés költségei is megnöttek a vizsgált időszak alatt.

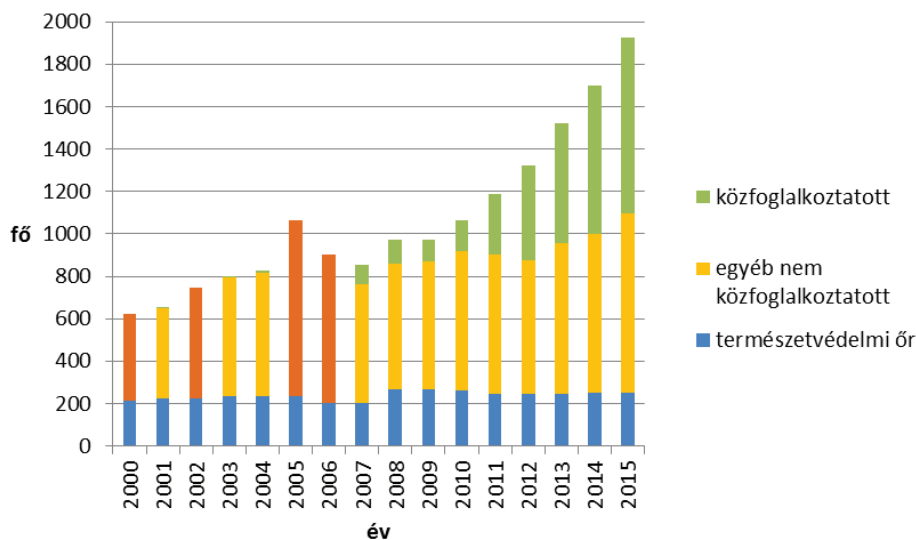
2. táblázat. A nemzeti park igazgatóságok bemutatóhelyeinek száma típus szerint 2008-ban és 2014-ben (adatok forrása: Ökoturizmus Fejlesztési Stratégia 2008; Nemzeti Természetvédelmi Alapterv IV. 2015).

Bemutatóhely típusok	2008 (db)	2014 (db)
fogadó, látogató- és oktatóközpontok	26	31
tanösvények	148	169
idegenforgalom számára megnyitott barlangok	39	42
erdei iskolák	6	14
tájházak	7	7
arborétumok, növénykertek	3	3
egyéb bemutatóhelyek	39	53
Összesen	268	319

A fentiek alapján megállapíthatjuk, hogy a Natura 2000 területek kijelölésével, a vagyonkezelt területek és állatállomány növekedésével, valamint a bemutatási infrastruktúra bővülésével az NPI-k feladatainak mennyisége és forrásigénye is jelentősen növekedett a vizsgált időszak alatt. A következőkben azt nézzük meg, hogy a feladatok bővülését és mennyiségi növekedését követte-e és milyen mértékben a személyi állomány és a rendelkezésre álló források növekedése.

A NPI-k működésének személyi háttere

A 4. ábrából láthatjuk, hogy a vizsgált időszak egészét tekintve az összlétszám mintegy 3,1-szeresére növekedett. A nem közhasznú foglalkoztatottak létszámának növekedése 2001-hez képest azonban csak 1,7-szeres, 2004-hez viszonyítva 1,3-szeres, és 2015-ben sem érte el az 1100 főt. Ennek alapján arra következtethetünk, hogy a feladatkör bővülését és a feladatok mennyiségi növekedését nem követte az állandó alkalmazotti létszám növekedése. A közfoglalkoztatottak aránya



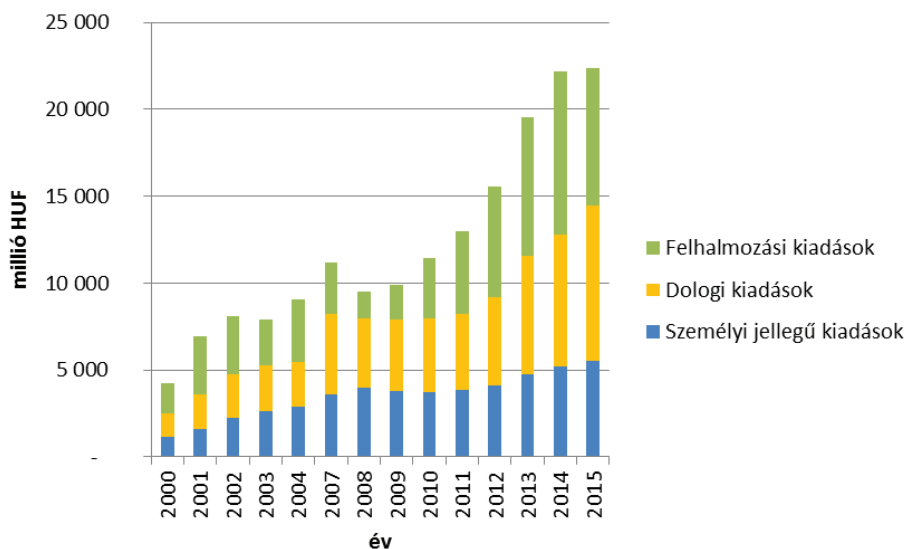
4. ábra. A nemzeti park igazgatóságok létszámának alakulása 2001-től 2015-ig természetvédelmi őr, nem közfoglalkoztatott és közfoglalkoztatott szerinti bontásban (saját számítás és szerkesztés az alábbi forrásokból származó adatok alapján: teljes létszám és a közfoglalkoztatottak létszáma: zárszámadási törvények fejezeti indoklásainak létszám táblázatai, természetvédelmi őr létszám: FM 2017. márciusi adatszolgáltatása). Megj. A 2000., 2002., 2005. és 2006. évre vonatkozóan a rendelkezésre álló fejezeti (minisztériumi) zárszámadási beszámolók és mellékleteik csak összevont létszámadatokat tartalmaztak, amelyből az őrszolgálat létszámának levonásával fennmaradó részt jelzi a narancssárga oszloprész az adott éveknél. A 2000. évi összevont adatot a 2001. évi, a 2002. évi összevont adatot a 2003. évi, a 2005. és 2006. évi összevont adatokat a 2006. évi szöveges beszámolók tartalmazták.

2001-ben még nem érte el az összes foglalkoztatott 1%-át, 2007-ben 11% volt ez az arány, míg 2015-ben már meghaladta a teljes létszám 43%-át. A természetvédelmi örök létszáma a 2000-es 213 főről 2015-re 250 főre emelkedett, ami csak 1,2-szeres növekedést jelent. 2000-ben egy örrre 4000 hektárnál kevesebb védett természeti terület jutott átlagosan, míg 2004 után a Natura 2000 területek kijelölésével már átlagosan 8000 hektár körüli terület természetvédelmi kezelését kellett egy örnek ellátnia (2005 és 2015 között ez a szám 7400 és 9700 ha/fő között ingadozott, az öri létszám és a Natura 2000 terület változásával). Ebből az látszik, hogy a feladatok növekedését nem követte az öri létszám szükséges növekedése sem.

A nemzeti park igazgatóságok költségvetésének változása a vizsgált időszakban

Az igazgatóságok költségvetésének elemzésénél a megvalósult költségvetést vesszük alapul a zárszámadási törvények és mellékleteik alapján, s megnézzük a bevétel és a kiadás oldalát is. Fontos megjegyezni, hogy a kiadási és a bevételi oldal számai némileg eltérhetnek egymástól. Ez általában annak köszönhető, hogy az év végén beérkezett összegek kiadási előirányzathoz rendelése és felhasználása átcúsúzhat a következő évre. Így az adott évben a bevételi oldalon megjelenik az összeg, de a kiadási oldalon még nem. A következő évben ez maradványként jelentkezik a bevételi oldalon. Jelen tanulmányban a bevételek előző évi maradvánnyal csökkentett értékét vettem alapul az elemzésekhez.

Először a kiadási oldal nézzük meg, megkülönböztetve a személyi, a dologi és a felhalmozási/beruházási jellegű kiadásokat. Az 5. ábra mutatja, hogy az NPI-k összkiadása az egész vizsgált időszakban kisebb ingadozásokkal, de növekvő trendet mutat. Az összkiadás a 2000. évi 4,3 Mrd forint körüli értékről 2015-re 22 milliárdot meghaladó értékre emelkedett, ami több mint 5-szörös növekedést jelent. A személyi jellegű kiadások a 2000. évben 1,1 Mrd Ft-ot, 2004-ben 2,6 Mrd Ft-ot és 2015-ben 5,5 Mrd Ft-ot tettek ki. A személyi kiadások értékelését érdemes az előző részben bemutatott létszám-értékelés tükrében megtenni, ugyanis ott láttuk, hogy az alkalmazotti létszám egyre nagyobb arányban tartalmazott közfoglalkoztatottakat, így a nem közfoglalkoztatott munkatársak bérjellegű költségeinek a növekedése kisebb. A dologi kiadások 2000-ben 1,3 Mrd Ft-ot tettek ki, 2004-ben 2,6 Mrd Ft-ot és 2015-ben közel 9 Mrd Ft-ot. Ez az egész vizsgált időszakra nézve 6,7-szeres növekedést, 2004-hez viszonyítva pedig 3,5-szörös növekedést jelent nominális értékben. A beruházási, felhalmozási jellegű kiadások a teljes vizsgált időszak alatt 4,5-szörösére emelkedtek, de 2004-hez képest is 2,2-szeres növekedést mutatnak, s 2015-ben megközelítették a 7,9 Mrd Ft-ot. A felhalmozási jellegű kiadások az időszak közepén még elég ingadozó mértékűek voltak, valószínűsíthetően a nemzetközi forrásokból származó bevételek változó ütemezése miatt.

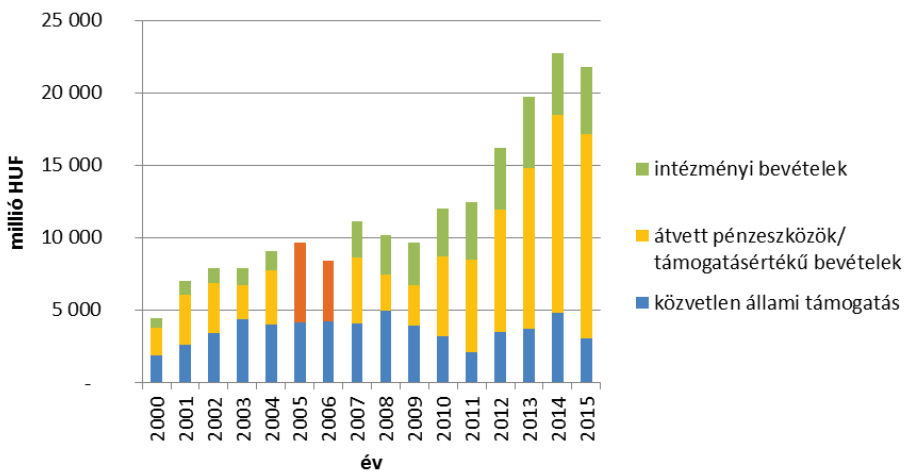


5. ábra. A nemzeti park igazgatóságok megvalósult költségvetése kiadási oldalának változása 2000-2015-ig a főbb kiadási kategóriák szerinti bontásban (saját szerkesztés a zárszámadási törvényekhez kapcsolódó minisztériumi, fejezeti beszámolók számszaki táblázatai alapján). Megj. A kiadásokban a kölcsönök nem szerepelnek. A 2005. és 2006. évben a fejezeti (minisztériumi) zárszámadási beszámolók és mellékleteik nem tartalmazták a nemzeti park igazgatósági költségvetés kiadásait, ezért ennek a két évnek az adatai nem szerepelnek az ábrában.

A kiadási oldal áttekintésével láthatjuk, hogy a dologi és beruházási jellegű költségvetés növekedése segítette a megnövekedett feladatok ellátását. A létszám-elemzés tükrében a személyi kiadások növekedése azonban bizonyosan nem követte megfelelő ütemben a feladatnövekedést.

A kiadási oldal mellett érdemes megnézni a források összetételét is, hogy lássuk, miből is finanszírozták az igazgatóságok a megnövekedett kiadásait. Az NPI-k költségvetésének bevételi oldalát tekintve megkülönböztethetünk közvetlen (állami, költségvetési) támogatást, átvett pénzeszközöket/támogatásértékű bevételeket és intézményi bevételeket. A közvetlen támogatás a fejezettől (felügyeletet ellátó minisztériumtól) kapott, az év folyamán időarányosan rendelkezésre álló támogatás, amely az alapfeladatok ellátását szolgálja, s működési és felhalmozási jellegű is lehet a felhasználása alapján. Az intézményi bevételek az NPI-k saját bevételei, amelyeknek egyik része a működési bevétel (pl. hasznóbérleti díjak, értékesített termékek és szolgáltatások ellenértéke, ÁFA visszatérülés), másik része a tőke jellegű bevételek (pl. tárgyi eszközök, immateriális javak értékesítése). Ezt is fordíthatják működési és felhalmozási célra egyaránt. Az államháztartáson belülről és kívülről átvett pénzeszközök, támogatásértékű bevételek közé tartoznak a ha-

zai és nemzetközi pályázatokon elnyert fejlesztési támogatások, agrártámogatások, valamint az egyéb, pl. fejezeti kezelésű előirányzatból vagy más szervezettől átvett pénzeszközök, támogatásértékű bevételek. Ez utóbbiakat is tovább lehet bontani aszerint, hogy működési vagy felhalmozási célra kapta azokat az NPI. Tulajdonképpen az átvett pénzeszközök, támogatásértékű bevételek is támogatásokat takarnak a legtöbb esetben, de ezek nagy részére pályázni kell az igazgatóságoknak, a felhasználásuk részben vagy egészben kötött, s nagyon eltérőek a hozzáférésük, lehívásuk, pénzügyi ütemezésük szabályai is. 2014-től részben támogatásnak is nevezik már őket, de továbbra is meg kell különböztetnünk őket a közvetlen állami támogatásoktól. A 6. ábra a bevételek alakulását a fő források szerinti bontásban mutatja be. A 6. ábra alapján az igazgatóságok költségvetésé-



6. ábra. A nemzeti park igazgatóságok megvalósult költségvetése forrás oldalának változása 2000-2015-ig a főbb bevételi kategóriák szerinti bontásban (saját szerkesztés a zárszámadási törvényekhez kapcsolódó minisztériumi fejezetek számszaki táblázatai alapján). Megj. Az összegek nem tartalmazzák az előző évi előirányzat- és pénzmaradvány átvételt. A 2005. és a 2006. évre vonatkozóan nem álltak rendelkezésre adatok a kívánt bontásban, de a közvetlen támogatáson felüli bevételek összevont adatát a 2006. évi fejezeti (minisztériumi) szöveges beszámoló tartalmazta mindkét évre vonatkozóan. Ezt mutatja a narancssárga oszloprész az adott éveknél.

nek forrás oldalát a három fő bevételi típus bontásában megvizsgálva megállapíthatjuk, hogy az NPI-k költségvetésének növekedése (bevétel oldalán ez a ciklus elejéhez képest közel 5-szörös) legnagyobb részben az átvett pénzeszközök, támogatásértékű bevételek növekedésének, kisebb részben az intézményi bevételek növekedésének tudható be. A közvetlen támogatás még nominális értékben sem emelkedett lényegesen a vizsgált időszak alatt, végig 5 Mrd forint alatt maradt.

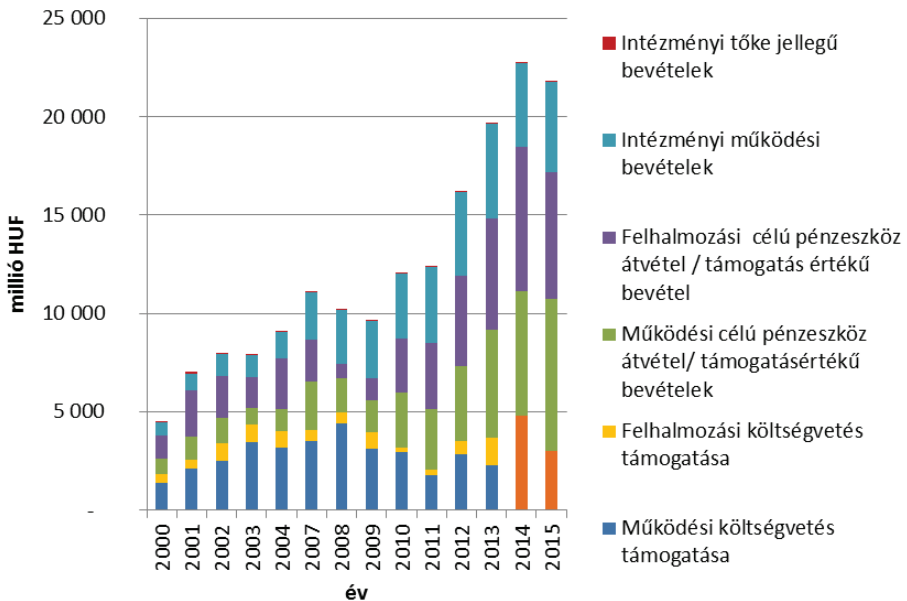
2000-ben 1,8 Mrd Ft-ot tett ki, s 2015-ben 3 Mrd Ft körüli értéket mutatott, amivel a 2002-es szintet sem érte el. Az átvett pénzeszközök a 2000-es 1,9 Mrd Ft-ról, 2004-re 3,7 Mrd Ft-ra emelkedtek, s 2015-re meghaladták a 14 Mrd Ft-ot. Ez az időszak elejéhez képest 7,4-szeres, míg az uniós csatlakozás évéhez viszonyítva 3,8-szeres növekedést jelent. Az átvett pénzeszközök növekedése az uniós pályázati források (agrár- és fejlesztési támogatások) megnyílásának volt a leginkább köszönhető. Az intézményi bevételek a vizsgált időszak elejéhez viszonyítva 6,6-szeres növekedést, 2004-hez képest pedig 3,4-szeres növekedést mutattak. 2000-ben még az 1 Mrd Ft-ot sem érték el (0,7 Mrd Ft), 2004-ben 1,4 Mrd Ft-ot, 2015-ben már 4,6 Mrd Ft-ot tettek ki. Meg kell azonban jegyezni, hogy összértékük az egész időszak alatt 5 Mrd Ft alatt maradt. Az intézményi bevételek növekedése valószínűsíthetően az igazgatóságok által nyújtott szolgáltatások bevételeihez (pl. erdei iskolai, ökoturisztikai szolgáltatások, kapcsolódó ajándéktárgyak értékesítése), termények és állatok értékesítéséből származó bevételekhez, ÁFA visszatérülésekhez kapcsolódott, illetve 2014-ig a haszonbérleti díjakból befolyó bevételek növekedésének is volt köszönhető. A haszonbérleti díjakat 2014-től megkötött haszonbérleti szerződésekben 1250 Ft/AK/év értékben maximálta az igazgatóságok vagyonkezelési tevékenységét szabályozó VM utasítás, s a későbbi években is csak az infláció mértékével engedélyezte az emelést (12/2012. (VI. 8.) VM utasítás). E szabályozás hatására a haszonbérleti díjakból származó bevétel 2014 után valószínűsíthetően csökkent az előző évekhez képest. Az intézményi bevételek összetételének részletesebb elemzéséhez azonban már az igazgatóságok költségvetési beszámolóinak elemzésére lenne szükség.

Az egyes bevételi kategóriák összes bevételen belüli aránya is jelentősen megváltozott a vizsgált időszak alatt. Míg 2000-ben a közvetlen támogatás aránya 41% volt az összes bevételen belül, addig 2015-ben már csak 14%. Az átvett pénzeszközök összes bevételen belüli aránya 2000-ben 43% volt, 2015-ben pedig 65%. Az intézményi bevételek aránya az időszak eleji 16%-ról az időszak végére 21%-ra emelkedett.

A fenti értékelés alapján megállapíthatjuk, hogy az igazgatóságok alapfeladatainak növekedését nem követte a közvetlen támogatás növekedése, így azt részben külső forrásokból (átvett pénzeszközök és intézményi bevételek) kellett finanszírozniuk. Az intézményi bevételek elérhető nagysága azonban az igazgatóságok alaptevékenységének jellegéből adódóan korlátos volt, amit az is mutat, hogy a növekedés ellenére sem haladta meg az 5 Mrd Ft-ot a vizsgált időszak végén. A haszonbérleti díjakból származó bevételeknek részben a 2014-ben bevezetett szabály, részben a gazdálkodók limitált fizetési képessége, a környezeti nevelési és ökoturisztikai programok és kapcsolódó ajándéktárgy értékesítés bevételének pedig a fő célcsoportok (iskolások, családok) korlátozott fizetési képessége sza-

bott határt. A termény- és állatértékesítés bevétele is korlátozott lehetett, hiszen ez az alaptevékenység, a természetvédelmi kezelés mellékterméke volt csupán, nem ezek előállításra volt a fő cél. Ez azt jelenti, hogy az igazgatóságok valószínűsíthetően növekvő mértékben építettek az átvett pénzeszközökre, támogatásértékű bevételekre az alapfeladataik finanszírozásánál is.

Mindhárom bevételi kategóriának van működési és felhalmozási alkategóriája is. Ha ezt a bontást nézzük, akkor tovább árnyalhatjuk a képet aszerint, hogy az intézményi bevételek miből származnak, illetve a közvetlen támogatások és átvett pénzeszközök, támogatásértékű bevételek milyen kiadásokat finanszíroztak célzottan meg leginkább (7. ábra). Az intézményi bevételek bontásából nem tudunk következtetni a felhasználási oldalra, csak arra, hogy a működésből adódó bevételek, vagy tőke jellegűek (pl. tárgyi eszközök értékesítéséből származnak). Az átvett pénzeszközöknél, támogatásértékű bevételeknél is csak azt tudjuk meg-



7. ábra. A nemzeti park igazgatóságok megvalósult költségvetése forrás oldalának változása 2000-2015-ig a főbb bevételi kategóriák működési és felhalmozási jellegű alábontása alapján (saját szerkesztés a zárszámadási törvényekhez kapcsolódó minisztériumi fejezetek számszaki táblázatai alapján). Megj. Az összegek a bevételek előző évi maradvánnyal csökkentett összegeit tartalmazzák. A 2005-ös és 2006-os évekre nem állt rendelkezésre ez a részletes bontás a zárszámadási törvényben és kapcsolódó fejezeti (minisztériumi) dokumentumaiban, emiatt ezek az évek nem szerepelnek a diagramban. 2014-től megváltoztak a forrás oldal részletes lebontásának szabályai, és a közvetlen támogatás alábontása megszűnt. Emiatt az ábrában is összevontan szerepel a közvetlen támogatás az utolsó két évben, narancssárga színnel jelölve.

nézni, hogy mire kapták a bevételt, a tényleges felhasználásnál lehettek eltérések átcsoportosítások miatt. Ennek ellenére egy hozzávetőleges képet azért adnak a felhasználás irányáról is. A 7. ábrából egyrészt azt látjuk, hogy a közvetlen támogatás túlnyomó része a működési kiadások finanszírozását szolgálta a teljes időszak alatt. Másrészt az átvett pénzeszközök változó mértékben célozták meg a működési és a felhalmozási, beruházási kiadások finanszírozását: 30%-70% és 70%-30% között ingadozott a két kategória aránya, 2015-ben 45% volt a felhalmozási célú kategória aránya. Harmadrészt az intézményi bevételek majdnem teljesen egészében működési bevételek, az időszak végén 1% körüli érték volt csupán a tőke jellegű bevétel. Ez utóbbi felhasználási céljait a táblázat nem mutatja. A fentiek alapján és a korábbi kiadásokra vonatkozó kimutatásokat alapul véve megállapíthatjuk, hogy a közvetlen állami támogatás nem volt elegendő a működési (személyi és dologi) kiadások finanszírozására, ahhoz az átvett pénzeszközök, támogatásértékű bevételek, valamint valószínűsíthetően az intézményi bevételek egy részének igénybevételére is szükség volt.

Az átvett pénzeszközök, támogatásértékű bevételek sokféle forrást foglalnak magukba, a fejezeti kezelésű előirányzatokból kapott célzott támogatások mellett leginkább hazai és nemzetközi pályázati forrásokat tartalmaznak. Az átvett pénzeszközök egyedi forrás szerinti alábontása a minisztériumi zárszámadási beszámoló alapján nem lehetséges, ahhoz az igazgatósági költségvetési beszámolókra lenne szükség. A főbb források változását azonban meg tudjuk nevezni az uniós költségvetési ciklusokhoz igazítva (3. táblázat), s kiemelhetünk néhány példát.

Az uniós csatlakozás előtt még a hazai források domináltak az átvett pénzeszközök között, azon belül is a KAC, a Széchenyi pályázat és egyéb fejezeti kezelésű előirányzatok. Ezek voltak a legfőbb beruházások (köztük ökoturisztikai beruházások) forrásai és a vagyionkezelési tevékenységeket is részben már ezek finanszírozták (Kovács 2005). Emellett már ebben az időszakban is megjelent néhány nemzetközi forrás, mint pl. a GEF vagy a LIFE. A csatlakozás után egyre nagyobb mértékű lett a nemzetközi, azon belül az uniós források felhasználása, különösen a 2007-2013-as ciklustól kezdve, amely már egy teljes uniós költségvetési ciklus volt.

A vizsgált időszak egészében jelentős uniós forrásnak számított a LIFE, amely már 2000-ben megnyílt az NPI-k számára is, s legfőképpen Natura 2000-es fajok és élőhelyek megőrzését támogatta. Mivel a LIFE pályázatok legtöbbször konzorciumok keretében valósulnak meg és csak az össztámogatás, illetve összköltségvetés euróban kifejezett összege áll rendelkezésre központi adatbázisokban, ezért igazgatóságokra lebontott pontos forint összeg csak az igazgatósági költségvetési beszámolók számszaki részéből lenne kinyerhető. Indikációnak annyit meg lehet említeni, hogy 2000-2003 között 3 pályázat nyert NPI részvételével közel 1,8 mil-

3. táblázat. Az igazgatóságok által igénybevevett átvett pénzeszközök, támogatásértékű bevételek kiemelt kategóriái 2000-2015 között uniós költségvetési ciklusonként, hazai és nemzetközi forrás bontásában (a fejezeti zárszámadási beszámolók adatai alapján saját szerkesztés). Megj. A források adott ciklushoz rendelése csak a forrás igénybevételének lehetőségét jelzi, a kifizetések a pályázatok eltérő ütemezése alapján részben áthúzódhattak a következő ciklusra. A 2014-2015-ös időszak az uniós 2014-2020-as költségvetési ciklusának első két éve. A nemzetközi források esetében 2014 és a 2015. évben csak az agrártámogatások egy részénél volt kifizetés, a többi pályázati forrásnál a ciklus későbbi éveire húzódott, húzódik át a pályázás, a szerződéskötés és a kifizetés.

KAC: Környezetvédelmi alap célfeladat fejezeti kezelésű előirányzat

KÖVICE: környezetvédelmi és vízügyi cél-előirányzat

ÉTT: érzékeny természeti területek

GEF: Global Environmental Fund (Globális Környezetvédelmi Alap)

PHARE:(Pologne, Hongrie Aide a la Reconstruction économique) európai uniós előcsatlakozási alap

LIFE: (L'Instrument Financier pour l'Environnement) az Európai Unió környezetvédelmi politikáját támogató pénzügyi eszköz

KIOP: Környezet és Infrastruktúra Operatív Program, KEOP: Környezet és Energia Operatív Program, KEHOP: Környezet és Energiahatékonysági Operatív Program

Interreg, későbbi ciklusokban ÉTE (Európai Területi Együttműködés): határon átnyúló, több országot érintő uniós társfinanszírozású támogatási programok

AVOP: Agrár- és Vidékfejlesztési Operatív Program

ROP-ok: regionális operatív programok

VEKOP: Versenyképes Közép-Magyarország Operatív Program

GINOP - Gazdaságfejlesztési és Innovációs Operatív Program

Időszak	kiemelt hazai források	kiemelt nemzetközi források
2000-2003	KAC Széchenyi pályázat ÉTT támogatás (2002-től) fejezeti kezelésű előirányzatok	GEF, PHARE, LIFE
2004-2006	KÖVICE közmunka támogatás (2005-től) nemzeti agrártámogatások	uniós agrártámogatások LIFE Interreg KIOP AVOP
2007-2013	KÖVICE közmunka támogatás nemzeti agrártámogatások	uniós agrártámogatások LIFE+ EU Strukturális alapokból: KEOP, ETE, ROP-ok
2014-2015	közfoglalkoztatási támogatás nemzeti agrártámogatások	uniós agrártámogatások LIFE EU Strukturális és kohéziós alapokból: KEHOP, VEKOP, GI- NOP, ETE

lió euró uniós támogatással, 2004-2006 között már 10 pályázat volt eredményes 9,6 millió euró támogatással és 2007-2013 között 18 nyertes pályázat volt 38,8 millió euró támogatással (<http4> alapján saját számítás).

Az EU strukturális alapjaiból is egyre növekvő forrást tudtak az igazgatóságok igénybe venni a vizsgált időszakban, amelyet az NPI-k ki is használtak. Pontos adatok központi adatbázisban csak a magyarországi tervezésű programokra álltak rendelkezésre. Ezek között a legnagyobb tételt a környezetvédelmi célú operatív programok (KIOP, KEOP, illetve a regionális operatív programok képviselték (4. táblázat). Az uniós csatlakozás óta jelentős tételt képviselnek az igazgatóság

4. táblázat. A nemzeti park igazgatóságok által igénybe vett ERFA (Európai Regionális Fejlesztési Alap) társfinanszírozású támogatások 2004 és 2013 között az uniós költségvetési ciklusok szerinti bontásban (a [http5](#) honlapról lehvott adatok alapján saját számítás).

Források	Támogatás (millió Ft)		Finanszírozott tevékenységek fő típusai
	2004-2006	2007-2013	
KIOP, KEOP	3 277	28 996	élőhelyrekonstrukciók erdei iskola fejlesztése
regionális OP-k	1 229	9 054	KMOP: élőhelyrekonstrukciók, erdei iskola fejlesztések összes ROP: ökoturisztikai beruházások
Összesen	4 506	38 050	

költségvetésében az uniós agrártámogatások és kapcsolódó nemzeti támogatások. Az NPI-k az Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alapból (EMVA) és a 2. tengelyhez kapcsolódó kísérő intézkedések alapján is részesültek támogatásban, illetve a mezőgazdasági tevékenységet segítő közvetlen támogatásokat³ is kaptak. Az 5. táblázatban a legfontosabb jogcímcsoportokhoz tartozó támogatásokat láthatjuk. Az EMVA 2 tengelyéből az agrár-környezetgazdálkodási és erdő-környezetvédelmi intézkedések, valamint az őshonos állatok tartásának támogatása jogcímek domináltak, a 3. tengelyből pedig a Natura 2000 területek fenntartási terveihez igényelték az NPI-k támogatást. A kísérő intézkedések agrár-környezetgazdálkodáshoz és a kedvezőtlen adottságú területek támogatásához kapcsolódtak, míg a közvetlen támogatások a területalapú támogatások mellett a legnagyobb mértékben az állattartást segítő támogatástípusokat tartalmazták. Az 5. táblázatból láthatjuk, hogy az igénybevett agrártámogatások összege a 2005. évi 1 Mrd Ft alatti összegről, az időszak végére már 3 Mrd Ft körüli értékre nőtt. Az agrártámogatások legnagyobb részét a közvetlen támogatások tették ki, de a 2. tengelyes támogatások a kísérő intézkedésekkel együtt is jelentős tételt képviseltek. Ezek alapján megállapíthatjuk, hogy az agrártámogatások a saját vagyon-

3: Ez nem tévesztendő össze a korábban tárgyalt közvetlen állami támogatással, a közvetlen agrártámogatások átvett pénzeszközök, támogatásértékű bevételek.

kezelésben és saját használatban lévő területek kezeléséhez kapcsolódó feladatok finanszírozásához jelentős mértékben járultak hozzá. 2014-ben változott az egységes területalapú támogatások igénybevételének szabálya, s 150 ezer euró éves egységes területalapú támogatás felett 5%, 1200 hektárnak megfelelő összeg felett 100% támogatáscsökkentést írtak elő az érintett mezőgazdasági termelőknél (1437/2014. (VII. 31.) Korm. határozat). Ez az intézkedés erőteljesen érintette az NPI-ket is, csökkentve ezzel a következő években igénybe vehető agrártámogatások összegét.

5. táblázat. A nemzeti park igazgatóságok által 2005 és 2015 között igénybevett agrártámogatások (millió HUF) intézkedéstípusonként (Magyar Államkincstár 2017. márciusi adatszolgáltatása alapján saját számítás). Megj: Az összesítő cellákban tapasztalt kisebb eltérések a kerekítésekből adódnak.

Évek	EMVA 2: Környezetvédelmi intézkedések	EMVA 3: Vidékfejleszté- si intézkedések	Kísérő intéz- kedések	Közvetlen támogatás	Összesen
2005			260	576	836
2006			221	463	684
2007			69	414	482
2008			281	981	1 262
2009			341	1 431	1 772
2010			299	1 674	1 972
2011	360		-1	1 163	1 522
2012	926			1 749	2 674
2013	613			2 381	2 994
2014	1 020	71	-3	2 297	3 386
2015	714	388		1 872	2 974
Összesen*	3 632	459	1 468	15 001	20 559

Értékelés

Az NPI-k feladatkörének és a feladatok mennyiségi mutatóinak áttekintésével megállapíthatjuk, hogy az ellátandó feladatok mind típusaikban, mind mennyiségi szempontból növekedtek 2000 és 2015 között. A legjelentősebb változást az uniós csatlakozás jelentette, amikor ugyan a hatósági jogkör legnagyobb része elkerült az igazgatóságoktól, de ezzel párhuzamosan megjelentek a Natura 2000 területekkel kapcsolatos feladatok. A Natura 2000 területek kijelölésével több, mint 1 millió hektárral növekedett a természetvédelmi kezeléssel érintett területek kiterjedése. A hatóságot segítő funkció is megmaradt, hiszen az igazgatósági szakem-

berek, kiemelten a természetvédelmi örök, területi ismereteire továbbra szükség volt a hatósági eljárásokban. A vizsgált időszakban szintén erősödött az igazgatóságok vagyonkezelési, ökoturisztikai és környezeti nevelési funkciója, ami a saját vagyonkezelésben és hasznosításban lévő területek és állatállomány, valamint az oktatási-turisztikai infrastruktúra bővülése mutat.

A feladatok növekedését azonban nem követte a nem közfoglalkoztatott létszám megfelelő arányú növekedése, ezért a hiányzó létszám egy részét az NPI-k valószínűsíthetően egyre inkább a közfoglalkoztatási programból finanszírozott közfoglalkoztatottakkal oldották meg. Ez nem tekinthető kedvező trendnek. A közfoglalkoztatási program ugyan bővíti a természetvédelemben dolgozók körét és átmeneti lehetőséget teremt a munkanélküliek számára, de jelentős többletmunkát jelent az NPI-knek, és csak időszakos munkát biztosít, ezért nem ad foglalkoztatási biztonságot a résztvevők számára sem. A nem közfoglalkoztatott létszámon belül a természetvédelmi örök létszáma szintén alig növekedett a vizsgált időszak alatt, pedig a Natura 2000 területek kijelölése és az őrszolgálatához rendelt régészeti feladatok ezt indokolták volna. A IV. Nemzeti Természetvédelmi Alapterv (NTA) (2015) is kiemeli a természetvédelmi őrszolgálat létszám bővítésének szükségességét. Az NTA a létszám megduplázását javasolja, amivel 4000 ha körüli értékre tudna csökkenni az egy ór által felügyelt terület. Mihók és munkatársai (2017) is hangsúlyozzák annak fontosságát, hogy a megnövekedett természetvédelmi feladatok ellátására megfelelően finanszírozott szakember állomány álljon rendelkezésre.

A növekvő alapfeladatokkal járó költségek fedezetét a vizsgált időszak alatt az igazgatóságok valószínűsíthetően csak részben tudták előteremteni. A nem közfoglalkoztatott munkatársak létszámának a szükségesnél kisebb mértékű növekedése és azon belül a természetvédelmi örök folyamatosan alacsony létszáma mindenképpen ezt támasztja alá. Az összköltségvetés ugyan jelentősen növekedett, 2015-ben mind a kiadási mind a bevételi oldalt tekintve 22 Mrd Ft körüli értéket mutatott, de a közvetlen állami támogatás mértéke a vizsgált időszakban végig évi 5 Mrd Ft alatt, s 2015-ben nem érte el nominális értékben a 2002-es szintet. Az intézményi bevételek nőttek a vizsgált időszak alatt, de nagyságrendjükben jóval elmaradtak az átvett pénzeszközöktől, s 2015-ben sem érték el az 5 Mrd Ft-ot. Növelésükre az NPI-k alapfeladatainak jellege miatt a későbbiekben is csak korlátozottan lesz lehetőség, s beérkezésük éven belüli ingadozása nem mindig kedvező a likviditás szempontjából. Az NPI-k költségvetésében egyre jelentősebb arányt képviseltek az átvett pénzeszközök, támogatásértékű bevételek, 2015-ben már elérték a 65%-ot, s meghaladták a 14 Mrd Ft-ot. Ezek nagy része célzott támogatás volt, amely meghatározott feladatok ellátására adott csak lehetőséget. Így valószínűsíthető, hogy még növekvő érték esetén sem volt meg a pénzügyi fede-

zet minden alapfeladat ellátására. Az uniós társfinanszírozású pályázati források bővültek leginkább a vizsgált időszak alatt, ezen belül is az agrártámogatások, az élőhely- és fajmegőrzési, valamint az ökoturisztikai és környezeti nevelést szolgáló infrastruktúra-fejlesztési pályázatok. A kezelési feladatok ellátását az NPI-k vagyonkezelésében lévő saját hasznosítású területeken az agrártámogatások segítették leginkább, de a területalapú támogatások igénybevételének korlátozására 2014-ben hozott szabály kedvezőtlen trendet jelez. Az élőhelyek és fajok védelmét szolgáló pályázatok segítették a természetmegőrzési feladatok ellátását. E pályázatok nagy része ugyanakkor beruházási jellegű volt, így csak korlátozottan, a projekt szűk céljaihoz igazítva, a projekt ideje alatt adtak általában lehetőséget kezelési, kutatási és monitorozási tevékenységek végzésére. Ez azt jelenti, hogy a projektekkel nem érintett területeken a kutatási és monitorozási tevékenységek valószínűsíthetően csak korlátozottan tudtak megvalósulni, vagy egyes esetekben elmaradtak. Egyes uniós pályázatok lehetőséget adtak a létszám bővítésére is, de leginkább csak a pályázathoz kapcsolódó, határozott idejű munkalehetőséget biztosítottak. Így a korábban jelzett nem közfoglalkoztatott létszám egy része sem jelentett hosszú távú foglalkoztatást. Egyes élőhelyrekonstrukciós és fajvédelmi pályázatok (pl. LIFE) előírták a projekt eredményeinek 5 évig való fenntartását, amelyre más forrásból kellett biztosítani a fedezetet. A turisztikai és környezeti nevelést szolgáló infrastruktúra fejlesztése is a legtöbb esetben pályázati forrásokból valósult meg. Ezek a pályázatok egyrészt hozzájárultak ahhoz, hogy az igazgatóságok egyre magasabb színvonalon tudják végezni a kapcsolódó feladataikat, másrészt a működtetést és az állagmegőrzést már nem finanszírozták, így arra az igazgatóságoknak szintén más forrásokból (pl. saját intézményi bevételből) kellett előteremteniük a pénzügyi fedezetet. A pályázati források köre és hozzáférési lehetőségei uniós ciklusonként részben változtak, amely erős bizonytalansági tényezőt jelentett a finanszírozásban, s esetenként likviditási problémákat is okozhatott. Összességében véve a külső pályázati források egyrészt lehetőséget teremtettek a fejlesztésre, de egyben kiszolgáltatottá is tették az igazgatóságokat ezeknek a forrásoknak, s az alapfeladatok folyamatos ellátását is valószínűsíthetően csak részben voltak képesek finanszírozni.

Javaaslataim a fenti értékelés alapján a következők:

Az NPI-k megnövekedett alapfeladataihoz mérten elengedhetetlen a stabil foglalkoztatású szakmai állomány, ezen belül a természetvédelmi őri létszám növelése.

Fontos lenne az NPI-k alapfeladataihoz kapcsolódó éves finanszírozási igény pontos meghatározása és a forráshiányos területek beazonosítása.

Az igazgatóságok stabil, kiszámítható, hosszú távon fenntartható működéséhez a közvetlen állami támogatás növelése szükséges, amely az alapfeladatok – je-

lenleginél sokkal nagyobb arányú – finanszírozását biztosítja, s az igazgatóságok külső forrásoknak való kitétségét csökkenti.

További kutatások szükségesek az alábbi területeken:

A cikk az időszak egészére vonatkozó általános trendeket vette figyelembe, az évenkénti ingadozások vizsgálatára további elemzések szükségesek.

A cikk a fejezeti (minisztériumi) zárszámadási beszámolókból, központi adatbázisokból hozzáférhető s lekérhető adatokon alapult. Részletesebb elemzés készíthető az igazgatóságok számszaki és szöveges beszámoló alapján, mely megmutatja az igazgatóságok közötti különbségeket is.

Igazgatósági és minisztériumi szakértőkkel készített interjúk tovább árnyalhatják az elemzést, pl. a finanszírozási igény és a tényleges források tekintetében.

Köszönetnyilvánítás – Hálás vagyok a kéziratot véleményező volt kollégáimnak, Balczó Bertalannak, Bokros Katalinnak, Kalán Józsefnének, Jakál Lászlónének, Jósvári Máriának, Pergéné Szilágyi Zsuzsánnának, Szentgyörgyi Péternek és Vajna Tamásnének, hogy észrevételeikkel, javaslataikkal segítették a kézirat jobbítását, pontosítását. Köszönöm a Földművelésügyi Minisztérium Nemzeti Parki és Tájvédelmi Főosztályának és a Magyar Államkincstárnak, hogy a rendelkezésemre bocsátotta a kért adatokat. Köszönetemet szeretném kifejezni a bírálóknak is a cikk jobbítására tett javaslataikért.

Irodalomjegyzék

- Kovács, E. (2005): A természetvédelem finanszírozása, Változások az elmúlt évek során. – *Környezetvédelem* 13:12–13.
- KvVM TKSZÁT – Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Természet- és Környezetmegőrzési Szakállamtitkárság (2007): *Természetvédelmi Adatok a 2006. december 31-i állapot szerint.* – Budapest, 52 p.
- Mihók, B., Biró, M., Molnár, Zs., Kovács, E., Erős, T., Standovár, T., Török, P., Csorba, G., Bölöni, J., Margóczy, K. & Báldi, A. (2017): Biodiversity on the waves of history: Conservation in a changing social and institutional environment in Hungary, a post-soviet EU member state. – *Biol. Conserv.* 211: 67–75. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2017.05.005>
- Országos ökoturizmus fejlesztési stratégia (2008): Pannon Egyetem Turizmus Tanszék, Aquaprofit Zrt., Veszprém-Budapest,
- Nemzeti Természetvédelmi Alapterv IV (2015) (kihirdetve a 2015-2020 közötti időszakra szóló Nemzeti Környezetvédelmi Programról szóló 27/2015. (VI. 17.) OGY határozat mellékleteként)
- VM TKSZÁT – Vidékfejlesztési Minisztérium Természet- és Környezetmegőrzési Szakállamtitkárság (2012): *Természetvédelmi Adatok a 2011. december 31-i állapot szerint.* – Budapest, 57 p.

Hivatkozott jogszabályok:

1996. évi LIII. törvény a természet védelméről

- 211/1997. (XI. 26.) Korm. rendelet a környezetvédelmi felügyelőségek, valamint a nemzeti park igazgatóságok feladat- és hatásköréről, továbbá a Környezet- és Természetvédelmi Főfelügyelőségről
- 30/2001. (XII. 28.) KöM rendelet a természetvédelmi kezelési tervek készítésére, készítőjére és tartalmára vonatkozó szabályokról szóló
- 2/2002. (I. 23.) KöM-FVM együttes rendelet az érzékeny természeti területekre vonatkozó szabályokról
- 341/2004. (XII. 22.) Korm. rendelet az Országos Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Főfelügyelőség, az Országos Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Főigazgatóság és a környezetvédelmi és vízügyi miniszter irányítása alá tartozó területi szervek feladat- és hatásköréről
- 12/2012. (VI. 8.) VM rendelet, a nemzeti park igazgatóságok természetvédelmi célú vagyonkezelési tevékenységének egységes szakmai alapelvek szerinti ellátásáról utasítás (17/2013. (VIII. 1.) VM utasítással módosított)
- A vidékfejlesztési miniszter NPTF-172/4/2012 utasítása a Nemzeti Parki Termék védjegy használatáról
- 1437/2014. (VII. 31.) Korm. határozat az egységes területalapú támogatás összegéhez kötött támogatás felső szintjének megállapításáról és a mezőgazdasági munkahelyteremtés elősegítéséről
- 71/2015. (III. 30.) Korm. rendelet a környezetvédelmi és természetvédelmi hatósági és igazgatási feladatokat ellátó szervek kijelöléséről

Az elemzéshez felhasznált zárszámadási törvények és mellékleteik:

2001. évi LXXV. törvény a Magyar Köztársaság 2000. évi költségvetésének végrehajtásáról
2002. évi XL. törvény A Magyar Köztársaság 2001. és 2002. évi költségvetésének 2001. évi végrehajtásáról
2003. évi XCV. törvény a Magyar Köztársaság 2001. és 2002. évi költségvetésének 2002. évi végrehajtásáról
2004. évi C. törvény a Magyar Köztársaság 2003. évi költségvetésének végrehajtásáról
2005. évi CXVIII. törvény a Magyar Köztársaság 2004. évi költségvetéséről és az államháztartás hároméves kereteiről szóló törvény végrehajtásáról
2006. évi XCIX. törvény a Magyar Köztársaság 2005. évi költségvetésének végrehajtásáról
2007. évi CXXVIII. törvény a Magyar Köztársaság 2006. évi költségvetésének végrehajtásáról
2008. évi LXXVIII. törvény a Magyar Köztársaság 2007. évi költségvetésének végrehajtásáról
2009. évi CXXXIX. törvény a Magyar Köztársaság 2008. évi költségvetésének végrehajtásáról
2010. évi XCVIII. törvény a Magyar Köztársaság 2009. évi költségvetésének végrehajtásáról
2011. évi CXXXIII. törvény a Magyar Köztársaság 2010. évi költségvetésének végrehajtásáról
2012. évi CLV. törvény a Magyar Köztársaság 2011. évi költségvetéséről szóló 2010. évi CLXIX. törvény végrehajtásáról
2013. évi CXCI. törvény a Magyarország 2012. évi központi költségvetéséről szóló 2011. évi CLXXXVIII. törvény végrehajtásáról
2014. évi LXII. törvény a Magyarország 2013. évi központi költségvetéséről szóló 2012. évi CCIV. törvény végrehajtásáról
2015. évi CLXXII. törvény a Magyarország 2014. évi központi költségvetéséről szóló 2013. évi CCXXX. törvény végrehajtásáról
2016. évi CXXII. törvény a Magyarország 2015. évi központi költségvetéséről szóló 2014. évi C. törvény végrehajtásáról

Internetes hivatkozások:

http1: Költségvetési Felelősségi Intézet honlapjának alpontja, melyről link mutat minden év zársmadási törvényéhez kapcsolódóan benyújtott fejezeti számszaki és szöveges dokumentumokhoz: <http://kfib.hu/hu/torvenyek-zarszamadask> (letöltés: 2017. február).

http2: KSH fogyasztói árindex adatai 1985-től: https://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_qsf001.html (letöltés, 2017 május)

http3: A hazai természetvédelem hivatalos honlapjának alpontja, melyről „korábbi évek adatai” című alatt leihívható az országos jelentőségű, egyedi jogszabállyal védett természeti területek listája a vizsgált évekre vonatkozóan: <http://www.termeszetvedelem.hu/orszagos-jelentosegu-egyedi-jogszaballyal-vedett-termeszeti-teruletek> (letöltés: 2017. február)

http4: Nyertes természetvédelmi LIFE pályázatok adatai 2000-2014 között: http://www.termeszetvedelem.hu/user/browser/File/LIFE/M%C3%A1solat%20eredetijeLIFE_LIFE+_Nature_palyazatok_adatai_2000-2014%281%29.pdf (letöltés: 2017. február)

http5: projektkereső Magyarország Kormányának pályázati honlapján, mellyel a megadott szűkítési szempontokkal pályázatok főbb adatai listázhatók: https://www.palyazat.gov.hu/tamogatott_projektkereso (letöltés: 2017. március)

Assessment of the Hungarian national park directorates' budget between 2000 and 2015 in the light of their main tasks

Eszter Kovács

*Szent István University, Institute of Nature Conservation and Landscape Management,
H-2100, Gödöllő, Páter Károly u. 1, Hungary
e-mail: kovacs.eszter@mkk.szie.hu*

The continuous availability of sufficient amount of financial sources for fulfilling the main tasks of the national park directorates (NPDs) is vital for their stable operation. In this paper the changes in the tasks of NPDs between 2000 and 2015 are assessed, and compared to the changes in the number of personnel and the available financial sources. Based on the results it can be stated that in the examined period, and especially after the accession to the EU, the scope of tasks of the NPDs broadened and the workload increased. The number of personnel grew as well, but it was mostly due to the increase in the number of public service employees, while the number of other employees including the national park rangers increased only slightly in the examined period. The budget of the NPDs also had grown, it was almost 5 times higher at the end of the period compared to the year of 2000, but it was mostly due to the increase in the external sources, especially funding coming from the European Union. At the same time the direct state support did not grow significantly, in 2015 it did not even reach the nominal level of 2002. This increased the dependence of the NPDs on the external financial sources, the majority of which was strictly regulated and earmarked. It means that underfinanced tasks could have remained even in the case of the increased revenues. Based on the results the assessment of the financial needs related to the main tasks is recommended as well as increasing the direct state support and the number of stable, non public service personnel. The analysis can be deepened by further research and the results can be assessed in the international context.

Keywords: national park directorates, budget, financing, national and international financial sources

A Biharugrai-halastavak ökoszisztéma- szolgáltatásainak szociokulturális értékelése

Tóth Fruzsina¹, Jancsovszka Paulina¹, Kerepeczki Éva² és Kelemen Eszter^{3,4}

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

²*NAIK – Halászati Kutatóintézet,
5540 Szarvas, Anna liget 8.*

³*Budapesti Corvinus Egyetem,
1093 Budapest, Fővám tér 8.*

⁴*Environmental Social Science Research Group (ESSRG),
1024 Budapest, Rómer Flóris u. 38.*

email: toth.fruzsina0121@gmail.com

Összefoglaló: Az ENSZ 2005-ben publikált Millenniumi Ökoszisztéma Felmérése (Millennium Ecosystem Assessment, MEA) szerint, az édesvízhez köthető természetes élőhelyek a legsérülékenyebb ökoszisztémák közé tartoznak, amelyek eltűnése az ember alkotta vizes élőhelyek felértékelődéséhez vezetett. A mesterséges halastavak szerepe kiemelkedő az életminőség, a jóllét és a gazdaság működésének fenntartása szempontjából, ugyanis számos ún. ökoszisztéma-szolgáltatást biztosít a társadalom számára. A Biharugrai-halastavak ökoszisztéma-szolgáltatásainak számbavételére és szociokulturális értékelésére a NAIK-HAKI AquaSpace Horizont 2020 projektjének keretében került sor. Az értékelés során 2016 márciusában kérdőíves felmérést végeztünk a halastavak közelében fekvő öt településen. A tavak élőhely szolgáltatását a válaszadók nemtől, kortól, iskolai végzettségtől és lakhelytől függetlenül maximálisra értékelték, tisztában voltak a halastavak természeti értékével, a térség fejlődésének alapjaként tekintenek rá. A gyermekek természet-szeretetének kialakításához nélkülözhetetlennek tartották a környezeti nevelés szolgáltatást, valamint nagy jelentőségűnek értékelték a hal előállítását is. A halastavakhoz kötődő ökoszisztéma-szolgáltatások helyi jelentőségének jobb megismerése további vizsgálatokat igényel. A térség fejlődésének szempontjából olyan fejlesztések előmozdítása szükséges, amelyek lehetővé teszik az ökoszisztéma-javak és -szolgáltatások fenntartását és kíméletes hasznosítását a környéken élők jóllétének megőrzése és növelése érdekében.

Kulcsszavak: Biharugrai-halastavak, vizes élőhely, ökoszisztéma-szolgáltatások, szociokulturális értékelés, kérdőíves felmérés

Bevezetés

Gazdaságunk hosszú távú és fenntartható működése és ezzel együtt életminőségünk, jóllétünk (*well-being*) megőrzése, illetve növelése függ a minket körülvevő ökológiai rendszerek állapotától. Csak a jól működő ökoszisztémák képesek a társadalom számára különféle javakat és szolgáltatásokat biztosítani, amelyeket összefoglaló néven ökoszisztéma-szolgáltatásoknak (*ecosystem services*) nevezünk (Kovács *et al.* 2014).

A természet és az őt „használó” ember egymásrautaltságát, valamint az ehhez kapcsolódó problémák fontosságát felismerve az ENSZ 2000-ben kezdeményezte a Millenniumi Ökoszisztéma Felmérés (*Millennium Ecosystem Assessment – MEA*) elkészítését (Riesz 2015). Az édesvízhez köthető élőhelyek a legsérülékenyebb ökoszisztémák közé tartoznak (MEA 2005), amely főképp annak köszönhető, hogy a mocsarak, lápok mezőgazdasági célú lecsapolása során területük drasztikusan lecsökkent (Böhm 2011). Ez a folyamat az ember alkotta vizes élőhelyek (pl. halastavak, tározók, szennyvíztisztító vizes élőhelyek) felértékelődéséhez vezetett.

Az édesvízhez köthető élőhelyek értékességét és védelmének jelentőségét alátámasztja az a Costanza és munkatársai (2014) által kiadott összesítő táblázat, amely a különböző ökoszisztémák becsült átlagos természeti értékét tartalmazza. Ebben a vizes élőhelyeknek hektáronként például 40–60-szor magasabb dollárban kifejezett értéket tulajdonítanak, mint a mérsékelt övi erdőknek és 4–6-szor magasabbat, mint a trópusi esőerdőknek.

A halastavaknak, különösen a nagyobb kiterjedésű extenzíven hasznosított tavaknak számos előnyös tulajdonsága van a víz- és környezetgazdálkodásban egyaránt: a piaci javak (ellátó szolgáltatások) mellett ökoszisztéma-szolgáltatásaik között megemlíthetjük, hogy pótolhatatlan, unikális élőhelyet biztosítanak a vadvilág számára (támogató szolgáltatások). Ezek az élőhelyek jelentősek, mint táplálékszerző és fészkelő területek, valamint vándorlás közben pihenőhelyet biztosítanak a vízi- és egyéb madárfajok számára, beleértve számos ritka és veszélyeztetett fajt. Képesek csökkenteni az árvíz- és belvízkárokat, pótolják ivóvízforrásainkat, a biogeokémiai körfolyamatok révén megszűrik a befolyó víz fölös mennyiségű tápanyagait (pl. nitrogént és foszfort), valamint képesek feldolgozni egyes kémiai és szerves szennyezőanyagokat is (Kerepeczki *et al.* 2011). Esztétikai szépségükkel, a hozzájuk kapcsolódó rekreációs lehetőségek tárházával (kulturális szolgáltatások) pedig hozzájárulhatnak az adott térség fejlődéséhez (Tirják 1997, Gyalog & Békefi 2009, Miskó *et al.* 2017).

Az AquaSpace Horizont 2020 projekt célja az akvakultúra területek fenntartható bővítésének vizsgálata (<http://>). Az édesvizekre kiterjedő feladatok megvalósí-

tásában a NAIK-HAKI és a Biharugrai Halgazdaság Kft. vesz részt, az elkészülő hazai esettanulmány pedig a Biharugrai-halastavak ökoszisztéma-szolgáltatásainak vizsgálatára is kiterjed (<http2>, <http3>).

Jelen cikk a Biharugrai-halastavakat érintő településeken (Körösnagyharsány, Biharugra, Zsadány, Mezőgyán, Geszt) elvégzett kutatómunkánkról számol be, melynek keretében a halastavak ökoszisztéma-szolgáltatásainak értékét vizsgáltuk a helyi érintett társadalmi csoportok bevonásával. A vizsgálataink legfőbb célja volt, hogy megismerjük a Biharugrai-halastavak természeti, gazdasági és társadalmi jellemzőit, továbbá fotótablóval kiegészített kérdőíves módszert használva a helyiek összetett viszonyát vizsgáljuk a halastavakhoz kapcsolódóan, különös figyelmet fordítva a pénzben nem kifejezhető értékekre.

Módszerek

A Kis-Sárrét kistáj bemutatása

A Biharugrai-halastavak 1920 hektáros területükkel Magyarország második legnagyobb halastórendszerét alkotják (Bíró 2009), az Alföld nagytájon belül a Berettyó-Körösvidék középtáj, azon belül a Körösvidék kistájcsoporthoz és a Kis-Sárrét kistáj (1. ábra) területén helyezkednek el (Stefanovits *et al.* 1999).

A kistáj 723 km² kiterjedésű tökéletes síkság, a Sebes-Körös hordalékkúpjának déli lábánál helyezkedik el, tengerszint feletti magassága 85,4 és 99,3 m között mozog. A terület nagy része rossz lefolyású, alacsony árterű síkság, amely-



1. ábra. A Kis-Sárrét kistáj elhelyezkedése (Forrás: Dövényi 2010).

re az óholocénban jellemző volt az állandó vízborítottság. A mélyfekvésű ártéri sík talajai vízhatás alatt képződtek. Jelentős a réti szolonyec, a sztyeppesedő réti szolonyec, szolonyeces réti, öntés réti, valamint a lecsapolt és síkláp talajok előfordulása. A mérsékelt meleg, száraz éghajlatú kistáj esetében átlagosan évi 2000–2020 óra napsütés jellemző, az évi középhőmérséklet 10,2–10,3 °C között alakul. Az évi csapadékösszeg 540–560 mm, mennyisége keletről nyugatra csökken (Duray 2009, Dövényi 2010). A kistáj a Sebes-Körös vízgyűjtő területéhez tartozik, amely egyben a táj főfolyója is. Jellemzője a szélsőséges vízjárás (Sebes-Körös VGT 2010). A vízminősége II. osztályú, nyáron előfordulnak nagyobb, határon túlról származó szennyeződések. Második jelentősebb folyója a Berettyó, melynek déli része a Köleséri- és Határerői főcsatornán keresztül a Kettős-Köröshöz folyik le. A Sebes-Körös nagy mellékvize délről a Holt-Sebes-Körös – amely a Biharugrai-halastavak vízellátásáról is gondoskodik (Pécsi 1969) –, míg északon a Nagyfoki-csatorna. A belvízi csatornahálózat hossza meghaladja a 400 km-t, rajtuk árvizek idején szivattyútelepek üzemelnek, amelyek segítségével kivitelezhető a Kis-Sárrét egykori medencéjének szárazon tartása. A talajvíz szintje a felszín alatt 2–4 m között helyezkedik el (Dövényi 2010).

A Biharugrai-halastavak kialakulásának története

A tavakat az 1900-as években létesítették a Sebes-Körös akkori árterén, mára a természetes áradások nem befolyásolják vízháztartását. A teljes tórendszer két részből áll: a Biharugrai-halastavak 748 ha (28 meder), míg a Begécsi-halastavak 1172 ha (24 meder) kiterjedésűek (2. ábra). Az első halastavak (Cigány, Csík, Bo-



2. ábra. A Biharugrai-halastavak elhelyezkedése.

dor, Szilas, Ludas) Biharugrán 1910 és 1913 között létesültek, majd folytatódott kiépítésük 1939 és 1944 (Zöldhalmi, Emlék), valamint 1951 és 1959 között (Gazdák tava). Ekkor már a Begécsi-tavakon is megkezdődtek a munkálatok (Nagysziki, Új-tó), amelyeket 1962 és 1967 között tovább bővítettek (1–9. tavak). Néhány tóban kacsanevelés céljából állandó betonszigeteket alakítottak ki, a kacsák ürülékét így hasznosítva a haltermelésben. A tavak feltöltéséről, vízellátásáról a Sebes-Körösből szivattyúk által átemelt vízzel gondoskodnak. A tápláló betoncsatorna mintegy 4 km hosszú, amely a továbbiakban a vizet ásott csatornarendszereken keresztül juttatja el a tavakhoz. A lecsapoláskor elvezetett vizet a Holt-Sebes-Körösbe, valamint a Toprongyos-Korhány-csatornába engedik (Tögye 2006, Oláh *et al.* 2009).

A Biharugrai-halastavak tulajdoni viszonya

A terület kezelését 1990 előtt a Hidasháti Állami Gazdaság halászati ágazata végezte, majd ezt a feladatot az 1994-ben történt privatizáció után a Merkuriusz Rt. és a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME) vette át. 1997-től a Merkuriusz Rt. két alvállalkozásra oszlott: a haltermelést folytató Biharugra Halgazdaság Rt.-re, mely 866 ha-on gazdálkodott, valamint az MME tulajdonába kerülő Nagykócsag Rt.-re, mely a természetvédelmi szempontból értékesebb 1054 ha-on gazdálkodott. 2004-ben az MME tulajdonában lévő területeket 10 évre bérbe adták az Agropoint Rt.-nek (559 ha) és a Bihar Természetvédelmi és Kulturális Értékmegőrző Közalapítványnak (495 ha). A hasznosítás így két célt szolgál: az Agropoint Rt. természetközeli módon, kereskedelmi célra szánt halgazdálkodást folytat rendszeres halneveléssel és halászattal, a Bihar Közalapítvány pedig a természetvédelmi igényeknek megfelelően végzi el a szükséges vízszint szabályozást. Az utóbbi tóegységekben haltermelés nem folyik (Oláh *et al.* 2009).

A Biharugrai-halastavak védelmi státusza, természeti értékei

A halastavak területe védetté nyilvánításának szükségessége már a hetvenes évek elején felmerült, melynek oka a közép-európai szinten is kiemelkedő szerepet betöltő vízimadár fészkelő- és pihenőhelyek jelenléte volt. Első nemzetközi védettséget jelentő címét 1989-ben kapta meg, amikor Fontos Madárélőhelyé (*Important Bird Area* – IBA HU30) nyilvánították. Országos jelentőségű védettséget 1990-ben kapott, amikor megalakult a Biharugra Tájvédelmi Körzet, majd 1997-ben a Körös-Maros Nemzeti Park (KMNP). A területen 1993 óta tiltott a vízivad vadászat (IUCN 1995), 1997-ben pedig felkerült a Ramsari területek listájára ([http4](http://4)).

Tögye (2006) megelőző kutatásai alapján megállapítható, hogy a területen a vizes élőhelyekhez kötődő növénytársulások fordulnak elő, védett növények közül a sulyom (*Trapa natans*) előfordulása a leggyakoribb. Penksza és munkatársai

(2010) a halastavak környékén cönológiai felvételezést végeztek, melynek során két védett faj jelenlétét sikerült igazolniuk a területeken: a réti őszirózsáét (*Aster sedifolius*) és az erdélyi útifűét (*Plantago schwarzenbergiana*). Móra és munkatársai (2001) a vízi makroszkopikus gerinctelenfauna vizsgálatát végezték el Biharugra területén, ahol több természetvédelmi szempontból értékes fajt írtak le. Pozsgai (2003) a KMNP területén elvégzett kutatásai során az ott előforduló levélbogár faunát mérte fel. Tőgye (2006) szerint a halastavak területén rendszeresen fordulnak elő védett szitakötő és lepkefajok. A halfauna vizsgálatát a Kis-Sárrét területén Sallai és Györe (1998) végezte el. A vizsgálatok a halastavakhoz kapcsolódó vízfolyásokat és vizenyős területeket érintették. A faunisztikai felmérés során igazolták a szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus*), aranykárász (*Carassius carassius*), réti csík (*Misgurnus fossilis*) és vágó csík (*Cobitis elongatoides*) védett fajok jelenlétét. Solti és Varga (1988) Biharugra közelében az alábbi két-éltű és hullófajok jelenlétéről számol be: vöröshasú unka (*Bombina bombina*), kecskebéka (*Rana esculenta*). Ezt a listát Puky (1998, 1999) és Brandon (1999) tovább bővítették a következőkkel: mocsári béka (*Rana arvalis*), erdei béka (*Rana dalmatina*), pettyes göte (*Triturus vulgaris*), dunai göte (*Triturus dobrogicus*), zöld levelibéka (*Hyla arborea*), barna varangy (*Bufo bufo*), zöld varangy (*Bufo viridis*), barna ásóbéka (*Pelobates fuscus*), mocsári teknős (*Emys orbicularis*), fűрге gyík (*Lacerta agilis*), vízisikló (*Natrix natrix*), *Rana esculenta* fajcsoport (*Rana ridibunda*, *Rana lessonae*, *Rana esculena*) hosszúlábú mocsári béka (*Rana arvalis wolterstorffi*). Az emlősfaunával kapcsolatban Tőgye (2006) kiemeli a terület népes vidraállományát (*Lutra lutra*), védett fajok közül a hermelin (*Mustela erminea*) jelenlétét és a hiúz (*Lynx lynx*) előfordulását. A Biharugrai-halastavak madárvilága nemcsak fajokban gazdag, hanem nagyszámú védett, akár globális szinten is veszélyeztetett populációkból áll. Tőgye (2006) dolgozatában felsorolja a halastavakon előforduló madárfajokat (összesen 273 faj). Az átvonuló fajok közül a récefélék rendelkeznek a legnagyobb természetvédelmi jelentőséggel, mivel ezek képezik a Magyarországon előforduló teljes populáció jelentős részét.

A kutatásban érintett települések bemutatása

Kutatásunkba a Biharugrai-halastavak területét érintő öt települést – Körösnagyharsány, Biharugra, Zsadány, Mezőgyán, Geszt – vontuk be. Választásunkat indokolta, hogy e települések régen szorosan függtek a halastavakon folyó gazdaságtól, a helyiek megélhetését legnagyobb részt a halgazdaság működése biztosította. A települések az ország dél-keleti részén elhelyezkedő dél-alföldi régióhoz, azon belül a Sarkadi kistérséghez tartoznak és Békés megye észak-keleti részén helyezkednek el. Az 1980-as évektől kezdve a települések lakónépessége folyamatosan csökken, a legfrissebb KSH adatok szerint Körösnagyharsány 564,

Biharugra 924, Zsadány 1708, Mezőgyán 1104, Geszt pedig 790 lélekszámmal rendelkezik (KSH 2013, Horváth 2014).

A terepi vizsgálat módszere

Kutatási céljainknak megfelelően olyan társadalomtudományi módszertant választottunk ki az értékelési folyamathoz, amely révén lehetőségünk nyílt a Biharugrai-halastavakhoz köthető ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésére, a helyi érintett társadalmi csoportok személyes motivációinak, érzéseinek és ismereteinek megismerésére. Szintén lényeges szempont volt, hogy a kapott eredmények az AquaSpace Horizont 2020 projektbe beépíthetők legyenek, s így hozzájárulhatnak a halastavak üzemeltetésének és a környező védett területek kezelésének átgondolásához az érintett társadalmi csoportok véleménye alapján.

Kelemen és munkatársai (2014) gyakorlati tapasztalataira támaszkodva a halastavi ökoszisztéma-szolgáltatások helyi összefüggésben történő megismerése érdekében az alábbi módszereket alkalmaztuk:

- Dokumentumelemzést a vizes élőhelyekhez és a Biharugrai-halastavakhoz köthető ökoszisztéma-szolgáltatások azonosítására, valamint a természeti, gazdasági, társadalmi jellemzők feltérképezésére,
- Fotótablóval kiegészített kérdőíves felmérést és értékelést (kvantitatív társadalomtudományi módszer) a helyi érintett társadalmi csoportok preferenciáinak megismerésére a halastavak területét érintő települések esetében, miközben az alábbi megválaszolandó kérdésekre kerestük a válaszokat:
 - Mely szolgáltatások és miért fontosak a helyiek számára, illetve mennyire egységes a válaszadók véleménye a szolgáltatások fontosságáról,
 - Milyen gazdasági jelentőségük van a fellelhető ökoszisztéma-szolgáltatásoknak?

A kérdőíves vizsgálatot indokolta a könnyű lebonyolíthatóság, a reprodukálhatóság, a kutatásra fordítható idő rövideje, valamint az, hogy széles körben alkalmazható minden felderítő, leíró vagy magyarázó jellegű kutatásban, ahol az elemzés alapegysége a válaszadó személye (Babbie 2008). A célkitűzésben felsorakoztatott megválaszolandó kérdések indokolták, hogy a kérdőíves kutatással minél szélesebb körben gyűjtsünk adatokat az ökoszisztéma-szolgáltatásokhoz kapcsolódó helyi preferenciákról és ezzel együtt rövid indoklásban választ kapjunk azok fontosságának mértékéről. Ennek érdekében a kérdőív szerkesztésénél az ökoszisztéma-szolgáltatások rangsorolásán túl nyitott kérdések segítségével lehetőséget adtunk a válaszadóknak, hogy válaszaikat röviden indokolhassák. Annak érdekében, hogy növeljük a válaszadási hajlandóságot, a személyes lekérdőzés módszerét választottuk. Héra és Ligeti (2014) szerint a kérdezőbiztos

segítségével kitöltött kérdőívek alkalmazásakor hasznos lehet különböző ún. válaszadást támogató segédanyagok használata. Jelen esetben a vízhez kötődő ökoszisztéma-szolgáltatásokat bemutató fotótabló szerkesztésével és bemutatásával igyekeztünk segíteni azok jobb megértését. A kérdőív, felépítésében három egységre oszlott: rövid bemutatkozás, a lekérdezés indíttatása (bevezetés), az ökoszisztéma-szolgáltatások fontosságára irányuló kérdések (főtéma kérdései), személyi adatok (demográfiai kérdések). A főtéma kérdései között három – a MEA (2005) kategorizálását alapul véve – kérdéscsoportot különítettünk el az ökoszisztéma-szolgáltatások típusainak megfelelően (ellátó, kulturális, szabályozó és élőhely). Az egyes ökoszisztéma-szolgáltatások vélt fontosságát egy 1–5-ig terjedő skálán kellett megadnia a válaszadónak (1: egyáltalán nem fontos, 5: nagyon fontos), amely után nyílt kérdés keretében volt lehetősége választását indokolni. További kérdésekkel igyekeztünk feltérképezni az adott ökoszisztéma-szolgáltatás térbeli (személyi szintű v. akár nemzeti szintű) jelentőségét, valamint társadalmi összefüggéseit (közvetlenül, vagy közvetett módon származik-e jövedelme belőle?). Kiegészítésképp, a kérdéseket megelőzően egy, illetve utána kettő nyílt kérdésben közvetett módon kérdeztünk rá az esetlegesen kimaradt jóléti hatásokra a halastavak vonatkozásában. A záró szakaszban a válaszadó szokásaira (látogatja-e a halastavat, mennyi időt tölt el ott?) és általános demográfiai adatokra kérdeztünk rá (nem, kor, iskolai végzettség, foglalkozás, lakhely).

A települések lakosságszámának függvényében állapítottuk meg, hogy a lekérdezendő 70 db kérdőív miként oszoljon meg a települések között (Körösnagyharány 9, Biharugra 12, Zsadány 23, Mezőgyán 16, Geszt 10 db), ez az ún. kvótákon alapuló kiválasztás (Lehota 2001).

A gyakorlati kutatómunkára 2016 márciusában került sor. A kutatási területeket a települések közigazgatási határainak megfelelően jelöltük ki, így átfogó képet kaphattunk a helyiek életéről. Kelemen (2013) kiemeli, hogy szemben a kvadrát vagy a védett terület alapú lehatárolással, ily módon megismerhetjük a társadalmi összefüggéseket, ami elősegíti az értékelés során a társadalmi szempontok érvényesülését (pl. a fontos tájhasználók, a leszakadt társadalmi csoportok azonosítása, miként lehetne őket bevonni az értékelési folyamatba, a konfliktusok feltárása). Az adatgyűjtés eredményességét pozitív irányba befolyásolta a lekérdezés helyszínének és időpontjának megfelelő kiválasztása, ezért rövid idő után csak a települések forgalmasabb napjaira (piacnap, márc. 15. ünnepség), napszakjaira (kora reggel munkába indulás előtt, késő délután) és pontjaira koncentráltunk (bolt, művelődési ház, buszmegálló, polgármesteri hivatal, idősek otthona). A lekérdezést egyedül vagy párban végeztük, ilyenkor az egyikünk a tablókat mutatva kérdezett, valamint szükség esetén magyarázattal szolgált a felmerülő kérdésekre, a másik fél pedig feljegyezte a válaszokat. Annak érdekében, hogy minél

jobban feltérképezhessük a helyi társadalmi viszonyokat és minél szélesebb társadalmi rétegeket bevonjunk a kutatásba, a járókelőket a megszólítás és a kérdőívek kitöltése után arra kértük, hogy ajánljanak a témában érintett személyeket. Így biztosítottuk, hogy a vizsgálatba ne csak a hétköznapi emberek, hanem természetvédelmi szakemberek, polgármesterek, alpolgármesterek, mezőgazdászok is bekerüljenek.

A statisztikai értékelést MS Excel 2013 program segítségével végeztük, a kérdőívek adataira vonatkozóan az alapvető mutatókat (átlag, szórás, módusz) adtuk meg.

Eredmények

A 70 db kérdőív lekérdezése a Biharugrai-halastavakat körülvevő öt település területére terjedt ki. Biharugrán 24 db (34%), Geszten 9 db (13%), Körösnagyharányon 10 db (14%), Mezőgyánon 10 db (14%), Zsadányon 17 db (24%) kérdőív lekérdezése történt meg.

A felmérésben 40 férfi (57%) és 30 nő (43%) vett részt. Az iskolai végzettség szerint a kitöltők legnagyobb része középfokú végzettséggel (41 fő, 59%) rendelkezett, míg felsőfokú végzettséggel 20 fő (29%), és általános iskolai végzettséggel 9 fő (13%).

A foglalkoztatás jellege szerint az alkalmazottak voltak a legnagyobb arányban (37 fő, 53%), a továbbiakban egyéni vállalkozóként 10 fő (14%), vezető beosztásban 3 fő (4%) és a közmunkaprogramban 9 fő (13%) dolgozott, valamint 2 fő tanuló, 2 fő gyermekgondozási segélyben (3-3%) és 7 fő (10%) nyugdíjban részesülő került be a mintába.

A válaszadók átlagos életkora 46 év. A 20 éves, vagy annál fiatalabb korosztályt 4-en képviselték, a nyugdíjas korúakat 11-en, míg a középső korosztályba tartozók viszonylag egyenletesen oszlottak el.

A válaszadók fele látogatja a tavakat évente többször, napi-heti rendszerességgel 12-en (17%), évente vagy annál ritkábban 17-en (25%), illetve akadnak, akik csak átutazóban járnak a területen (6 fő, 9%). A látogatások alkalmával a legtöbben (55 fő, 79%) csak néhány órát töltenek el a halastavaknál, több napra csak a megkérdezettek közül 4 fő (6%), egész napos ottlétet csak 6 fő (9%) jelölt meg. Nem adott választ a megkérdezettek 7%-a (5 fő) és egyáltalán nem jellemző, hogy a környékről jövők egy hetet vagy több időt töltsenek el a halastavaknál.

A válaszadók minden településen maximálisan fontosnak tartották a Biharugrai-halastavak élőhely szolgáltatását. Legkevésbé fontosra értékelték a vízháztartás szabályozás szolgáltatását.

Geszt és Mezőgyán esetében a legkedvezőtlenebb a halastavak megközelíthetősége, mégsem mondható el, hogy ez az összes kérdés esetében negatívan befolyásolta volna válaszadásaikat. Ez igaz Biharugrára is, amely a halastavak közvetlen közelében helyezkedik el, a válaszadók ennek ellenére mindösszesen csak két szolgáltatást (tájképi jelentőség, vízháztartás szabályozás) értékelték magasabbra, mint a többi település.

A válaszadók indoklásai alapján elmondható, hogy a legtöbb ökoszisztéma-szolgáltatás az utóbbi évtizedekben elveszítette jelentőségét a helyiek számára. Mivel napi szinten nem férnek hozzá a halastavakon megtermelt halhoz, sokan a környéken található csatornáknak horgásznak (bár tilos a horgászat).

Az ellátó szolgáltatások értékét nagymértékben befolyásolta, ha a válaszadónak vagy ismeretségi körében valakinek jövedelme származott e szolgáltatásokból.

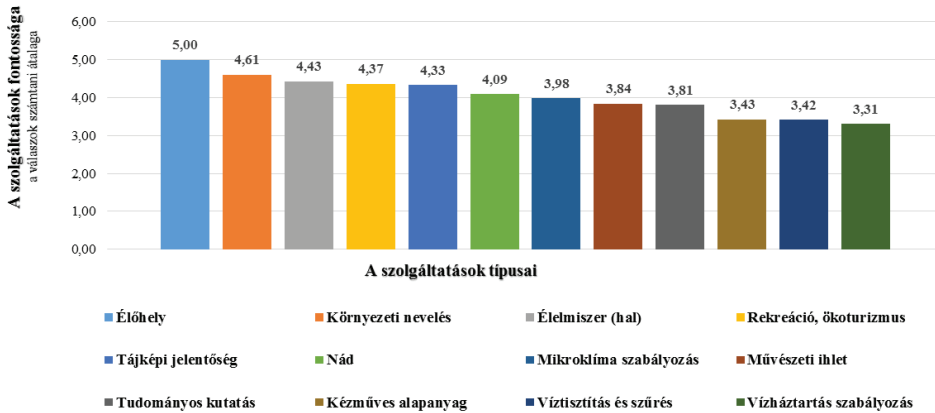
A tudományos kutatás szolgáltatás esetében mutatta a legnagyobb szórást a települések válaszainak átlaga. A legmagasabb értéket produkáló település (Geszt) esetében a válaszadók többsége nem rendelkezik megfelelő információval arról, hogy ebben a térségben tudományos kutatás folyna, de fontosnak tartaná a fejlődés szempontjából. Mezőgyán esetében ugyanezzel indokolva értékelték legke-

1. táblázat. Az ökoszisztéma szolgáltatások fontossága, a válaszok számtani átlagai 1–5-ig terjedő skálán az egyes települések esetében.

	Hal	Nád	Kézműves alapanyag	Rekreáció, ökoturizmus	Tájképi jelentőség	Környezeti nevelés	Tudományos kutatás	Művészeti ihlet	Vízisztítás és szűrés	Élőhely	Mikroklíma szabályozás	Vízháztartás szabályozás.
Összesen	4,43	4,09	3,43	4,37	4,33	4,61	3,81	3,84	3,42	5,00	3,98	3,31
Geszt	3,44	3,67	3,56	4,00	3,56	5,00	4,75	3,88	4,00	5,00	4,67	3,29
Körösnyag-harsány	4,80	4,50	3,60	4,40	4,30	4,00	4,00	4,00	4,10	5,00	4,67	3,30
Biharugra	4,33	4,13	3,17	4,50	4,75	4,88	4,00	3,79	3,05	5,00	3,57	3,52
Mezőgyán	4,50	4,20	3,20	4,10	4,70	4,50	2,78	4,10	3,00	5,00	4,22	3,33
Zsadány	4,82	3,94	3,76	4,53	3,94	4,47	3,80	3,65	3,50	5,00	3,67	3,00

vesebbre e szolgáltatást, valamint sokan abból indultak ki, hogy a rendszerváltás előtt intenzívebb kutatási tevékenység folyt a halastavakon (1. táblázat).

A települések esetében kapott eredmények kiértékelése után, az egyes ökoszisztéma-szolgáltatások átlag értékeit sorba rendezve megkaptuk a válaszadók egyéni preferenciája szerinti ökoszisztéma-szolgáltatás rangsort (3. ábra).



3. ábra. Az ökoszisztéma szolgáltatások rangsora a települések válaszadójának véleménye alapján. A szolgáltatások fontossága a válaszok számtani átlaga alapján lett kiszámítva.

Az alábbiakban röviden összefoglalnánk a helyiek érveit az egyes szolgáltatások értékével kapcsolatban.

1. Élőhely: A válaszadók nemtől, kortól, iskolai végzettségtől és lakhelytől függetlenül egységesen nagyon fontosra értékelték e szolgáltatást. Minden megkérdezett tisztában volt a halastavak és környékük természeti értékének jelentőségével, és a térség fejlődésének alapjaként tekintenek rá. A válaszadók hátrányként számoltak be a szolgáltatással kapcsolatban arról, hogy a természetvédelmi szabályozások miatt jelentős a nagyvadak (vaddisznó, őz) károkozása a tavak körüli mezőgazdasági területeken.

2. Környezeti nevelés: Az élőhely szolgáltatás jelentőségéből következik, hogy fontosnak tartották az itt található természeti értékek megismertetését a gyermekekkel különböző iskolai és természetvédelmi táborok keretében. A helyiek szerint a természet szeretetének kialakítása a gyakorlati megtapasztalások révén valósulhat meg.

3. Halelőállítás: Szerepe a környező települések életében a rendszerváltás óta jelentősen lecsökkent, azonban nagyobb élelmiszerüzletek hiányában a mai napig legtöbbször innen szerzik be a halat árusításkor. A válaszadók közül 7 fő (10%) állandó (a halastó munkatársa), 28 fő (40%) számára pedig időszakos (lehalászás-kor) jövedelemmel szolgál e szolgáltatás.

4. Rekreáció, ökoturizmus: Az idelátogató turisták megismerik, majd hírét viszik a táj szépségének, ami mind hozzájárul a vásárlóerő növekedéséhez. Sokan hiányolták a vadászati és horgászati lehetőségek kialakítását a halastavakon, amit a természetvédelmi és magán érdekek miatt egyelőre nem valósítottak meg.

5. Tájképi jelentőség: A válaszadók szerint az itt található élőlények diverzitása és a táj szépsége vonzza az idelátogatókat, amely szintén a környék turisztikai vonzerejét növeli.

6. Nád: Jelentősége szintén lecsökkent a rendszerváltás óta. Mégis fontosnak tartották a helyiek, mint hagyományos építkezési alapanyag. Nádaratáskor időszakos munkát biztosít a helyiek számára, de a feldolgozás és értékesítés már nem helyben történik, így környező települések esznek a bevételtől.

7. Mikroklíma szabályozás: Sokan információhiányra hivatkozva nem értékelték e szolgáltatást. A válaszadók szerint főképp a tavak közvetlen közelében érezhető a halastavak ilyen jellegű hatása, amely a mezőgazdaság számára kedvezőbb feltételek teremti.

8. Művészeti ihlet: Jelentősége főképp az ide látogató természetfotósok számára van, a helyiek közül csak kevesen használják ki ezt a szolgáltatást; páran hobbiból járnak ki a tavakhoz fotózni, illetve az iskolás csoportok különböző foglalkozások keretében festik, rajzolják le a tájat.

9. Tudományos kutatás: Legtöbb esetben nem volt tudomásuk a halastavakon folyó kutatásokról, de mindenképpen fontosnak tartották abból a szempontból, hogy szerintük csak e révén érhető el a környék és a térség fejlődése. A haltermelés optimalizálását és növekedését eredményező kutatásokat szorgalmazták: szerintük az ivadékkeltetésben a termálvíz hasznosításával, az itt termelt hal piacképességének növelését pedig halfeldolgozó egység építésével lehetne elérni.

10. Kézműves alapanyag: A nádtermeléshez hasonlóan nem a helyi gazdaságot erősíti, csak a fűz hasznosítása jellemző. Jelentősége jelentősen lecsökkent, a kosárfonó üzem is megszűnt. Iskolákban, nyári táborokban a népi hagyományok megismertetése kapcsán használják a helyiek.

11. Víz tisztítás és szűrés: Sokan e szolgáltatással kapcsolatban szintén úgy gondolták, hogy értékeléséhez nem rendelkeznek elég információval. Ezen felül kevesebb jelentőséget tulajdonítottak neki, mert szerintük a víz tisztasága nagyobb mértékben függ a táplálóvíz minőségétől és az esetleges szennyezésektől, mint a halastavak víztisztító és szűrő képességétől.

12. Vízháztartás szabályozás: Jelentősége csak a tavak közelében jelentős, a halastavak és a hozzá tartozó csatornák feltöltésénél érezhetően magasabban van a talajvíz szintje.

A 2. táblázat jól szemléletes, hogy a válaszadók az ellátó és szabályozó szolgáltatásoknak leginkább helyi szintű jelentőséget tulajdonítanak, kivételt képez a hal, mint ételkészlet, amelyet sokan családjuk számára tartanak fontosnak (egészséges hal fogyasztása vagy a hozzá kapcsolódó munkalehetőség, illetve horgászat révén). Az élőhely szolgáltatás, amely a helyiek szerint leginkább országos szintű fontossággal bír (unikális élőhely, amely az egész ország területéről vonzza a ter-

2. táblázat. Az ökoszisztéma szolgáltatások gazdasági jelentősége.

Ökoszisztéma szolgáltatástípusa	Kinek fontos? (az ökoszisztéma szolgáltatások térbeli jelentősége a válaszadók szerint)							Származik-e jövedelme? (a válaszadók közül hány főnek származik bevétele az adott szolgáltatásból)				Gyakorisága (a bevétele rendszeres v. alkalmoszerű)		
	0	ön	család	körmék	megye	ország	Összesen	0	nem	igen	Összesen	rendszeres	alkalmoszerű	Összesen
	Hal	0	1	19	42	3	5	70	0	35	35	70	7	28
Nád	1	1	2	62	3	1	69	1	60	9	69	0	9	9
Kézműves alapanyag	1	0	1	63	4	1	69	1	65	4	69	0	4	4
Rekreáció, ökoturizmus	0	0	1	33	3	33	70	0	56	14	70	6	8	14
Tájkép	0	8	8	24	7	23	70	0	64	6	70	3	3	6
Környezeti nevelés	0	0	5	25	6	34	70	0	61	9	70	3	6	9
Tudományos kutatás	12	0	0	39	3	16	58	12	56	2	58	0	2	2
Művészeti ihlet	2	4	0	21	2	41	68	2	61	7	68	1	6	7
Vízisztítás és szűrés	13	0	0	55	1	1	57	13	53	4	57	1	3	4
Élőhely	0	1	6	18	0	45	70	0	59	11	70	4	7	11
Mikroklíma szabályozás	5	1	2	59	2	1	65	5	53	12	65	8	4	12
Vízháztartás szabályozás	6	0	1	62	1	0	64	6	52	12	64	8	4	12

mészszerető embereket). A kulturális szolgáltatások a válaszadók szerint helyi és országos jelentőséggel is bírhatnak (főképp iskolás csoportok jönnek a környező településekről, de jelentős az egész ország területéről érkező turistacsoportok, vadászok, madarászok száma is).

Sok esetben információ hiányra hivatkozva nem adtak választ a tudományos kutatással, vízisztítás és szűréssel, mikroklíma és vízháztartás szabályozással kapcsolatos kérdésekre, így ezekben az esetekben a szolgáltatások értékének indoklása is elmaradt.

Az összes válaszadó (70 fő) közül 48-nak (69%) származik közvetlen vagy közvetett bevétele az ökoszisztéma-szolgáltatások valamelyikéből. Biharugrán az összes válaszadó 24%-ának, Zsadányon 19%-ának, Körösnagyharsányon, Mezőgyánon 10-10%-ának és Geszten 6%-ának származik bevétele a szolgáltatásokból.

A helyiek jóllétének fenntartásához vagy növeléséhez legnagyobb arányban a hal, mint élelmiszer járul hozzá (munkahelyteremtés, fogyasztás révén). Ezt követi a rekreáció, ökoturizmus szolgáltatás – kulturális szolgáltatások –, amelyből

a vendéglátásban és kereskedelemben dolgozóknak közvetlen bevétele származik (eltöltött vendégéjszakák és a forgalom növekedésének révén). A szabályozó szolgáltatásokból leginkább a mezőgazdálkodásban dolgozóknak származik közvetett haszna azáltal, hogy javítják a termelési feltételeket, végső soron pedig hozzájárulnak a jobb termésátlagokhoz.

Értékelés

A személyes megkereséses kérdőívezés jó eszköznek bizonyult arra, hogy viszonylag kevés idő- és költség ráfordítással, a társadalmi rétegek széles körű bevonásával, nagyobb mennyiségű adatot gyűjtsünk a Biharugrai-halastavakhoz köthető ökoszisztéma-szolgáltatások fontossági sorrendjéről. A helyiek nagy érdeklődéssel fogadták a kutatást a településeiken és készségesek voltak a válaszadást illetően. A fotótabló használata érthetővé tette az értékelők számára az ökoszisztéma-szolgáltatások jelentését, segítve ezzel a válaszadást. Az adatgyűjtést nagyban befolyásolta a lekérdezés helyszíne és időpontja, ezért rövid idő után csak a települések forgalmasabb napjaira, pontjaira koncentráltunk. A visszautasítási arányt csökkentettük oly módon, hogy a lekérdezés időpontját a kora reggeli munkába induláshoz, vagy a munkaidő végéhez igazítottuk. Az időjárás alakulása is hasonlóan befolyásolta a kérdőívek kitöltésének eredményességét: a helyieket borongós vagy esős időben nehezen tudtuk elérni.

A nyitott kérdések megválaszolása alapján megállapítható, hogy a Biharugrai-halastavak ökoszisztéma-szolgáltatásainak jelentősége a lakosok szempontjából a rendszerváltás óta folyamatosan csökken, melynek egyik oka a különböző magán- és természetvédelmi érdekek érvényesülése. Régebben a helyiek leginkább a halastavak ellátó szolgáltatásait „használták”. A hal fogyasztása rendszeres volt a környéken, a halgazdaság és a hozzá kapcsolódó mezőgazdasági termelőegységek pedig munkahelyet biztosítottak a helyieknek. A nád és a kézműves alapanyagok termelése is nagyobb jelentőséggel bírt az építkezéseknél és a kosárfonó üzem működése esetében. A jelenben ehhez képest inkább a kulturális szolgáltatások kerültek előtérbe, s az idelátogató turistaforgalom jelent valamennyi bevételt a környező településeken. Ennek kihasználása érdekében, EU-s forrásokat bevonva, az elmúlt években a Bihari Madárvárta fejlesztésén túl Körösnagyharsányon és Körösszakálon modern turistaszállások kerültek átadásra. A szabályozó szolgáltatások sok esetben megfoghatatlanok voltak a válaszadók számára, ezért előfordult, hogy a válaszadók nem értékelték e szolgáltatásokat.

A halastavak ökoszisztéma-szolgáltatásainak értékelésekor a válaszadók sok esetben nemcsak a tavak szolgáltatásaira tértek ki, hanem a hozzá kapcsolódó

környező területekre is. Ebből következik, hogy a szociokulturális értékeléskor magának a vizsgálat tárgyának a határait úgy kell kijelölni, hogy az alkalmazkodjon a természeti és társadalmi tényezőkhöz egyaránt. Jelen esetben ez a kérdés a halastavakat körülvevő nedves területek kapcsán vetődött fel, amikor a helyi lakosok az élőhely szolgáltatásnál a környező nedves réteket gombák, gyógynövények termőterületeként és mint kitűnő legelő területként is értékelték. Emellett említésre méltó az itt található termálvíz készlet, amely nem a halastavak ökoszisztéma-szolgáltatásai közé tartozik, azonban a terület egyik jellegzetessége, és amely a továbbiakban a haltermelésben (ivadéknevelés), energiafelhasználásban (fűtés és melegházas rendszerek) és a rekreációs lehetőségek (fürdők) fejlesztésében jelentős szerepet tölthetne be.

Megállapítható, hogy az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése és a halastavak megközelíthetősége között nincs összefüggés a településekre vonatkozó eredmények összevetése alapján.

A továbbiakban javasolt a Biharugrai-halastavak ökoszisztéma-szolgáltatásai értékének pontos felmérése a szociokulturális értékelésen felül komplex gazdasági és ökológiai értékeléssel (adataink segítségével mélyebb összefüggések keresése pl. SPSS programmal), valamint az ökoszisztéma-szolgáltatásokhoz való hozzáférhetőség javítása a helyi lakosok körében (pl. hal gyakoribb árusítása vagy a horgászati lehetőség megteremtése révén). A jövőben olyan fejlesztések támogatása lenne szükséges, amelyek az ökoszisztéma-szolgáltatások fenntartása mellett képesek javítani a környező települések és a régió gazdasági helyzetén (pl. helyi hal- vagy nádfeldolgozó egység építése, nád és mezőgazdasági mellékterméket brikettáló gép vásárlása, majd a belőle előállított termék szétosztása a rászoruló lakosok körében, turisztikai szolgáltatások diverzifikálása, minőségük javítása).

A fejlesztések tervezése során indokolt a társadalmi egyeztetés a konfliktusok kialakulásának megelőzése, valamint a helyi tudás felhasználása miatt.

Köszönetnyilvánítás – Köszönet illeti a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság munkatársait, akik a terepi munka során mindenben segítségünkre voltak, valamint a települések önkormányzati dolgozóit és minden egyes válaszadót, akik szívélyesen fogadták kutatóunkat településeiken. A kérdőívek kitöltése véleményük, tudásuk megosztása nélkül nem készülhetett volna el. Jelen munkánk az Európai Unió H2020 projektjének (No.: 633476) támogatásával valósulhatott meg.

Irodalomjegyzék

- Babbie, E. (2008): *A társadalomtudományi kutatás gyakorlata*. – Balassi Kiadó, Budapest, 744 p.
Bíró, L. (2009): *Körös-Maros Nemzeti Park – Kis-Sárrét*. – JAVIPA Nyomdaipari Kft., Békéscsaba, 16 p.

- Böhm, A. (2011): *Nemzetközi jelentőségű vizes élőhelyek ökológiai jellegének változása Magyarországon*. – PhD értekezés, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron, 159 p.
- Brandon, A. (1999): A kétéltűek hang alapján történő monitorozása (KNP - Kis-Sárrét). – *Crisicum* 2: 199–205.
- Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., Ploeg Van Der, S., Anderson, J. S., Kubiszewski, I., Farber, S. & Turner, R., K. (2014): Changes in the global value of ecosystem services. – *Global Environ. Change* 26: 152–158. doi: <http://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- Dövényi, Z. (2010): *Magyarország kistájainak katasztere*. – MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 876 p.
- Duray, B. (2009): *Tájdinamikai vizsgálatok – A tájhasználat-változás és regenerációs potenciál összefüggéseinek modellezése*. – PhD értekezés, Szegedi Tudományegyetem, Földtudományi Doktori iskola, Szeged, 136 p.
- Gyalog, G. & Békefi, E. (2009): A létesített vizes élőhelyek által nyújtott ökoszisztéma szolgáltatások értékelése környezetgazdaságtani módszerekkel. – In: *Fiatel agrárkutatók az élhető Földért*. – Szaktudás Kiadó ház, Budapest, 88 p.
- Héra, G. & Ligeti, Gy. (2014): *Módszertan – A társadalmi jelenségek kutatása*. – Osiris Kiadó, Budapest, 371 p.
- Horváth, P. (2014): *Az agrár-és vidékfejlesztési Európai Unió források gazdasági, társadalmi hatásai regionális és járási dimenzióban*. – PhD értekezés, Debreceni Egyetem, Gazdaságtudományi Kar, Debrecen, 164 p.
- IUCN (1995): *Természetvédelem a halastavakon*. – Gland, Svájc, Budapest, 58 p.
- Kelemen, E. (2013): *Az ökoszisztéma szolgáltatások közösségi részvételen alapuló, ökológiai közgazdaságtani értékelése*. – PhD értekezés, Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola, Gödöllő, 190 p.
- Kelemen, E., Pataki, Gy., Balázs, B., Bela, Gy., Fabók, V., Kalóczkai, Á., Kohlheb, N., Kovács, E., Kovács Krasznai, E. & Mertens, C. (2014): A nem pénzbeli értékelési módszerek kontextusfüggő alkalmazásának tapasztalatai. – In: Kelemen, E. & Pataky, 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. 56–75.
- Kerepeczkí, É., Gyalog, G., Halasi-Kovács, B., Gál, D. & Pekár, F. (2011): Extenzív halastavak ökológiai értékei és funkciói. – *Halászatfejlesztés* 33: 47–54.
- KSH, Központi Statisztikai Hivatal (2013): 2011. évi népszámlálás – Békés megye. – Szegedi Főosztály, Szeged, 222 p.
- Kovács, E., Kelemen, E. & Czucz, B. (2014): A természettől a jóllétig: az ökoszisztéma szolgáltatások természet- és társadalomtudományi meghatározottsága. – In: Kelemen, E. & Pataky, 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.
- Lehota, J. (2001): *Marketingkutatás az agrárgazdaságban*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 233 p.
- MEA, Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystem and Human Well-being: Synthesis*. – World Resource Institute, Washington DC., 137 p.
- Miskó, K., Fogarasi, J., György, Á. I. & Vigh, E. Z. (2017): *Ökoszisztéma szolgáltatások értékelése*. – Agrárgazdasági Kutató Intézet, Budapest, 63 p.
- Móra, A., Csabai, Z. & Müller, Z. (2001): *Vízi makroszkópikus gerinctelenek vizsgálata a Körös-Maros Nemzeti Park illetékességi területén (Odonata, Coleoptera, Trichoptera)*. – Debreceni Tudományegyetem, Természetudományi Tanszék, Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen, 48 p.

- Oláh, J., Pekár, F. & Váradi, L. (2009): *Extenzív halastavi gazdálkodás és ökoturisztikai fejlesztés, Biharugrai-halastavak esettanulmány.* – MME, Biharugra-Budapest, 27 p.
- Pécsi, M. (1969): *Magyarország tájféldrajza – A tiszai Alföld.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 381 p.
- Penkcsa K., Házi, J., Héjja, P., Nagy, A., Bajor, Z., Sutyinszki, Zs., Malatinszky, Á. & Szentes, Sz. (2010): Cönológiai vizsgálatok Biharugra környéki mocsári területeken. – *Crisicum* 6: 95–116.
- Pozsgai, G. (2003): Adatok a Körös-Maros Nemzeti Park levélbogár (Coleoptera: Chrysomelidae S. Lat.) faunájához. – *A puszta* 20: 9–24.
- Puky, M. (1998): A Körös-Maros Nemzeti Park kétéltűfaunájának vizsgálata. – *A puszta* 15: 10–23.
- Puky, M. (1999): A kétéltűfauna helyzete és kétéltű fejlődési rendellenességek előfordulása a Körös-Maros Nemzeti Parkban. – *A Puszta* 16: 84–100.
- Riesz, L. (szerk.) (2015): *Magyarország környezeti állapota 2014.* – Herman Ottó Intézet, Budapest, 198 p.
- Sallai, Z. & Györe, K. (1998): Néhány adat a Kis-Sárrét halfaunájáról. – *A Puszta* 15: 168–172.
- Sebes-Körös VGT (Vízgyűjtő-Gazdálkodási Terve) (2010): Vízügyi és Környezetvédelmi Központ Igazgatóság és Körös-vidéki Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság, 213 p.
- Solti, B. & Varga, A. (1988): Kétéltű és hulló adatok Magyarországról, Folia historico-naturalia Musei Matraensis. – *A Mátra Múzeum Közleményei* 13: 113–116.
- Stefanovits, P., Filep, Gy. & Füleki, Gy. (1999): *Talajtan.* – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 470 p.
- Tirják, L. (1997): *Víz és környezet a Körösök völgyében.* – Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas, 99 p.
- Tögye, J. (2006): *Természetvédelem mesterséges halastavakon, A Biharugrai-halastavak.* – Szakmérnöki dolgozat, UNIDEB Mezőgazdaságtudományi Kar, Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék, Debrecen, 87 p.

Internetes hivatkozások:

http1: <http://www.haki.hu/hu/content/aquaspace-nagyobb-teret-fenntarthat%3%b3akvakult%3%bar%3%a1nak> (utolsó hozzáférés: 2017.03.30)

http2: <http://www.haki.hu/hu/aquaspace> (utolsó hozzáférés: 2017.03.30)

http3: <http://fiatalkutato.naik.hu/halaszat.html> (utolsó hozzáférés: 2017.03.30)

http4: <http://rsis Ramsar.org/ris/903> (utolsó hozzáférés: 2017.03.30)

Socio-cultural evaluation of ecosystem services provided by Biharugra fish ponds

Tóth Fruzsina¹, Jancsovszka Paulina¹, Kerepeczki Éva² and Kelemen Eszter^{3,4}

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

²*NARIC – Research Institute for Fisheries and Aquaculture
H-5540 Szarvas, Anna liget 8, Hungary*

³*Corvinus University of Budapest
H-1039 Budapest, Fővám tér 8, Hungary*

⁴*Environmental Social Science Research Group (ESSRG)
H-1024 Budapest, Rómer Flóris u. 38, Hungary*

email: toth.fruzsina0121@gmail.com

The Millennium Ecosystem Assessment (MEA) initiated by the UN and published in 2005 highlights that the fresh water-related ecosystems are among the most fragile ecosystems. The disappearance of these ecosystems has led to an increase of the artificial wetlands' value. Fish ponds play a fundamental role in maintaining the quality of life, well-being and economy by providing ecosystem services to the society. Our study on the ecosystem services of Biharugra fish ponds was conducted within the framework of NAIK-HAKI AquaSpace Horizont 2020 international project. In the socio-cultural assessment a survey was carried out in five communities around Biharugra in March 2016. The habitat service of the ponds was marked with maximum points by the respondents regardless of gender, age, education and place of residence. Respondents were aware of the natural value of the fish ponds as a basis for the development of the region in question. Environmental education was considered essential to develop childrens' positive attitude and love for nature. The fish production of the ponds was as well highly valued by the respondents. The recognition of fish pond related ecosystem services on local level requires further research. Developments, which allow sustaining and wisely using ecosystem goods and services in order to preserve and enhance the well-being of the local people, are recommended.

Keywords: Biharugra fish ponds, wetlands, ecosystem services, socio-cultural evaluation, survey

A fás legelők és legelőerdők használata magyarországi pásztorok és gazdálkodók tudása alapján

Varga Anna¹, Samu Zoltán Tamás² és Molnár Zsolt¹

¹*MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet,
2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2-4.*

²*Balatoni Múzeum,
8630 Keszthely, Múzeum u. 2.*

email: varga.anna@gmail.com

Összefoglaló: A hagyományos ökológiai tudás a biológiai és kulturális örökség meghatározó eleme, mely számos élőhelytípus védelméhez elengedhetetlen információval szolgál. Ilyen élőhelyek például az agrár-erdészeti rendszerek közé tartozó fás legelők és legelőerdők, melyek iránt az utóbbi években a természetvédelem és az agrárium részéről is jelentősen megnőtt az érdeklődés. Célunk, hogy felvázoljuk az ezekre az élőhelyekre vonatkozó, ma is élő hagyományos ökológiai tudást. Kutatásunk során Magyarország 28 településén vagy azok határában 52 pásztorral és gazdálkodóval készítettünk interjút. Sok helyen a mai napig a hagyományos ökológiai tudáson alapul a fás legelőkön és legelőerdőkön történő legeltetés. A pásztorok és gazdálkodók az élővilágról, ökológiai folyamatokról és a legeltetésnek a legelők hosszú távú fenntartásában betöltött szerepéről is mély ismerettel rendelkeznek. Mindemellett kiemelendő, hogy bár egyre kevesebb, mégis számos – régi pásztorcsaládból való és újonnan lett – pásztor legeltet fás legelőkön is, akik a régiek tudását megbecsülik, fontosnak tartják a hagyományok továbbadását és a természet tiszteletét. A hagyományos ökológiai tudás alkalmazása a kiemelkedő természeti, valamint kulturális értékkel bíró gazdálkodás folytatása mellett hozzájárul a pásztorok szellemi kulturális örökségének és közösségének továbbéléséhez.

Kulcsszavak: hagyományos ökológiai tudás, agrár-erdészeti rendszerek, természetvédelmi kezelés, természetvédelmi őr, szellemi kulturális örökség, tájhasználat

Bevezetés

Az emberiség szellemi öröksége részét képező kulturális sokféleség elvesztésének fokozódó veszélye az elmúlt évtizedekben a természetvédelem egyik kiemelt kérdésévé vált az egész világon (Berkes 2008, Agnoletti & Rotherham 2015, Schmeller & Bridgewater 2016). Ennek az örökségnek meghatározó eleme a hagyományos ökológiai tudás, melynek természetvédelmi célú kutatása Magyarországon és a Kárpát-medence számos pontján az utóbbi évtizedben erősödött meg

(Babai & Molnár 2009, Molnár *et al.* 2009, Molnár 2011ab, 2012, Molnár & Molnár 2015, Kis *et al.* 2016). Az eddigi eredmények azt bizonyítják, hogy Magyarországon még ma is gazdag és élő a hagyományos ökológiai tudás, mely azonban a tájhasználat felhagyásával és az életmód átalakulásával eltűnhet (Rotherham 2007, Biró *et al.* 2014). Számos olyan élőhelytípus van hazánkban is, melyek hatékony és hosszú távú megőrzéséhez az arra vonatkozó hagyományos ökológiai tudás nélkülözhetetlen (Csizi & Molnár 2015, Szigetvári 2015). Az agrár-erdészeti rendszerek közé tartozó, kiemelkedő természeti és kulturális értékkel bíró fás legelők és legelőerdők egykori kialakulásának megértéséhez, jelenlegi használatához és jövőbeni fenntartásához egyaránt kulcsfontosságú a hagyományos ökológiai tudás megismerése és gyakorlati alkalmazása (Rackham 1998, Berkes *et al.* 2000, Drew & Henne 2006, Varga *et al.* 2016, Schmeller & Bridgewater 2016). A kisszámú, európai hagyományos ökológiai tudással foglalkozó tanulmány szinte kivétel nélkül megemlíti valamilyen formában a fás legelőket (pl. Fernández-Giménez & Estaque 2012, Johann *et al.* 2012, Oteros-Rozas *et al.* 2013). Ezek a munkák részben vagy teljesen, állattartással foglalkozó gazdák és pásztorok tudását ismertetik. Fás legelőkre vonatkozó információkat a legeltetéssel foglalkozó tanulmányok mellett (Redecker *et al.* 2002) a hagyományos erdő- és tájhasználatot ismertető munkákban találhatunk (Parotta *et al.* 2006, Gugić 2009). Az utóbbi években több tanulmány is megjelent az európai fás legelőkre vonatkozóan, melyek közül kiemelendő a Hartel & Plieninger (2014) által szerkesztett, a témát legátfogóbban bemutató könyv és Hartel *et al.* (2015) tájtörténetet összefoglaló cikke. Mindkét tanulmány hangsúlyozza, hogy a fás legelők természeti és kulturális értékeit meghatározzák a mindenkori társadalmi viszonyok. A közép- és kelet-európai fás legelők természeti jellege és tájhasználatára számos esetben mutat párhuzamot a magyarországi fás legelőkkel, mint például a tölgy- és vadgyümölcsfajok dominanciája (Hartel *et al.* 2013) és a gyepkezelés módszerei (Oellerer 2014). A magyarországi fás legelők és legelőerdők használatára vonatkozóan jellemzően az 1900-as évek első feléből származó erdészeti és mezőgazdasági írások (Varga & Bölöni 2009, Halász *et al.* 2015) mellett az utóbbi években jelent meg több olyan írás, amely egy-egy terület tájtörténetét mutatja be (Saláta 2009, Geiger *et al.* 2011, Samu *et al.* 2015, Varga *et al.* 2015). Fás legelőkkel, legelőerdőkkel kapcsolatos néprajzi munkák jellemzően egy-egy táj vagy falu állattartási viszonyait vagy pásztorkultúráját mutatják be (Luby 1942, Petercsák 1983, Takács 1986, Eperjessy 2006, Andrásfalvy 2007). Többnyire azonban az erdősült tájak pásztorvilágának szellemi és kulturális örökségeként a népzene és népművészetet emelik ki, míg a természetre és legeltetésre vonatkozó népi ismereteket (hagyományos ökológiai tudást) kevésbé hangsúlyozzák.

Munkánk célja, hogy átfogó képet adjunk a magyarországi fás legelőkre és legelőerdőkre vonatkozó ma is élő hagyományos ökológiai tudásról. Reméljük, ez a rövid áttekintés elősegíti a fás legelők, legelőerdők természeti értékeinek hatékonyabb védelmét és a hagyományos ökológiai tudás szellemi örökségként való elismerését.

Módszerek

Magyarországon az idős, nagy és terebélyes fák által jellemzett fás legelők és legelőerdők kiterjedése Bölöni *et al.* (2008) adatai alapján kb. 5500 ha. Ez a kiterjedés csak a töredéke annak, ami egykor jellemezte az országot (Varga & Bölöni 2009). Az elmúlt években az agrártámogatások és a külterjes állattartás iránti növekvő érdeklődés hatására számos egykori felhagyott fás legelőt és legelőerdőt kezdtek el újra használni, de még így is sok felhagyott terület van az országban (Varga *et al.* 2015). Kutatásunk célja a fás legelőket egykor és ma használó pásztorok és gazdálkodók ide vonatkozó hagyományos ökológiai tudásának feltárása.

A kutatás során olyan egykori és jelenleg aktív, legeltető állattartással foglalkozó gazdálkodókat és pásztorokat kerestünk fel, akik valamilyen formában részt vettek vagy napjainkban is részt vesznek a fás legelők és legelőerdők használatában és kezelésében. Az interjúalanyok kiválasztása során első lépésként célzottan kerestünk fel általunk ismert és a témában érintett pásztorokat és gazdálkodókat. Ahol nem ismertünk senkit, ott a helyi természetvédelmi őrt, illetve a helyi ismerősöket kértük meg, hogy mutassanak be minket a helyi fás legelőn egykor vagy ma is legeltető pásztoroknak. Előfordult, hogy az adott fás legelőn spontán találkoztunk a helyi pásztorral. Ezek után a hólabda módszert alkalmazva kerestünk fel további adatközlőket. Az egyik szerző maga is fás legelő-tulajdonos és állattenyésztéssel részben foglalkozó gazdálkodó, aki magához a kutatásokhoz is szolgáltatott adatokat, illetve az adatok helyes értelmezéséhez a bennfentes szakértelmével járult hozzá. A megkérdezett interjúalanyok által ismert fás legelők az 1950-es évek előtt jellemzően közösségi, egy-két esetben földesúri legelőterületek voltak, ahol a falu vagy a legelőtulajdonos csordája, kondája, nyája legelt. Ebben az időszakban a községi területeken legeltetési társulatok fogták össze a legeltetést. Az 1950-es és 1990-es évek között az összes terület tsz-tulajdonban és -irányítás alatt volt, az 1990-es évek után többségében magánkézbe kerültek, melyek közül sok osztatlan közös tulajdonú lett. Az osztatlan közös területeket többnyire felhagyták, vagy magángazdálkodó kezdte el legeltetéssel vagy kaszálással hasznosítani. Újbóli hasznóvételük 2010 környékén indult meg. A védett fás legelők közül több állami tulajdonban és nemzeti park igazgatósági vagyon-

kezelésben van. A fás legelők területe a 10-20 hektárostól a több száz hektárosig terjed (Varga *et al.* 2017). Az 1970-es évekig elsősorban szarvasmarha és sertés legeltetése volt jellemző, de szórványosan a juh is előfordult. Az 1970-es évek után a sertés külterjes legeltetése megszűnt, jellemzővé vált a szarvasmarha istállóztatása, előtérbe került a juhlegeltetés (Varga *et al.* 2016). Összesen 52 emberrel (17 gazdálkodó, 35 pásztor, életkoruk 28 és 91 között volt, átlagos életkor 54 év) készítettünk félig strukturált interjúkat Magyarország 28 településén vagy annak határában. Az interjúk hosszúsága eltérő volt, a többsége kb. 1.5-2 órát vett igénybe, de volt, amelyik akár 3-4 órát vagy akár fél napos beszélgetéseket is jelentett. Az interjúk során a fás legelők jelentését, használatát, élővilágát, értékeit és fenntartásának előnyeit, nehézségeit, a fenntartáshoz szükséges tudás megszerzésének módjait, témakörét jártuk körbe az interjúalanyokkal. A beszélgetések az 1930-as évektől napjainkig tartó időszakra vonatkoztak. Ahol volt lehetőség, ott részvételi adatgyűjtést (összesen 60 nap) is végeztünk, melynek során a legeltetésbe, illetve a fás legelők kezelésébe megfigyelőként vagy akár aktívan is bekapcsolódtunk. Az interjúkat az interjúalanyok hozzájárulásával, diktafonnal rögzítettük, majd azokat legépeztük. A részvételi adatgyűjtések során írott jegyzeteket és fényképfelvételeket készítettünk. Az interjúk szövegeit és a terepi jegyzeteket kvalitatívan elemeztük, s az eredmény fejezetben bemutatott nyolc témakör szerint kódoltuk (Babbie 2008). Az idézetek végén zárójelben az interjú készítésének helyszínét, illetve az interjúalany nevének monogramját tüntettük fel.

Kutatásunkat 2010 és 2016 között a magyarországi fás legelőket reprezentáló tájakban: a Bakonyban, a Balaton-felvidéken, Belső-Somogyban, a Beregi-síkon, a Bükkben, a Duna-Tisza közén és a Sárközben végeztük, az alábbi településeken és határukban található legelőkön: Bakonyszentkirály, Bogyiszló, Cserépfalu, Csesznek, Csokonyavisonta, Dörgicse, Drávaszentes, Gelénes, Homokszentgyörgy, Kunbaracs, Lovas, Lónya, Marcali, Márokpapi, Nagyesztergár, Nyirád, Olaszfalu, Pénzesgyőr, Pusztakovácsi, Sáska, Soltszentimre, Somogyfajsz, Somogyárd, Somogyvár, Szentgál, Szulok, Tótvázsony, Vámosatya.

Az itt bemutatott adatokat részben közöltük már angol nyelven (Varga & Molnár 2014, Molnár *et al.* 2016, Varga *et al.* 2017).

Eredmények

A fás legelők és a pásztorközösségek változása és jelenlegi helyzete

A fás legelők kiterjedése, jellege és használati rendje is nagymértékű változáson esett át az elmúlt 200 évben. Az egyik legjelentősebb változást az iparosodás és a hagyományos közösségi tájhasználat fokozatos visszaszorulása idézte elő.

„1959-ben alakult a tsz, azóta nincs pucolva, azóta vége. Semmit. Semmit. Nem is lett semmi. Most vaddisznó tanya.” (Olaszfalu, N.A.) A jelenleg használatban lévő fás legelők többnyire magán- vagy állami tulajdonban és ez utóbbi esetben nemzeti park igazgatósági vagyongazdálkodásban vannak. A fás legelőkön legeltető gazdák többnyire bérlik a területeket. 2004 után több helyen, főként agrár-környezetgazdálkodási (AKG) programmal érintett és Natura 2000-es területeken indult meg a cserjék irtása, a kaszálás és a legeltetés. A visszaalakítási munkálatok során a gazdák és a pásztorok sérelmezik, hogy a legelőn nem lehet égetni, tüzelni. A cserjeirtás az esetek többségében ma már szárazúzóval történik, ami sok helyen a teljes fásszárú újulat letarolásával jár. A hagyományos és tudatos, legeltető fás legelő-használatot egyre inkább felváltja a villanykarámmal történő legeltetés. A hagyományos ökológiai tudás használata visszaszorul. A pásztor nélküli jószág a legelő növényzetét máshogy, többnyire túlhasználja.

A hagyományos falusi társadalom felbomlása egyet jelentett az állattartó közösségek megszűnésével. Az állattartó gazdák és a pásztorok is hiányolják azt a fajta közösségi életmódot, melyben lehetőség nyílt folyamatos kapcsolattartásra. „Nem lehetünk pásztorok. Abban az időben, ha összejöttünk, egy-két pásztorember kint a legelőn, cseréltünk. Csengőt, kolompot, botot, kutyát. Már nincsen senki nek sem.” (Sáska, K.J.) A hagyományos állattartás megmaradásának legnagyobb akadályát az egyre sokasodó bürokratikus feladatokban, a túlzott szabályozásban és az emberek elkényelmesedésében látják. „Nem ér rá a fiam a birkák közé állni. Most is Veszprémben kell a papírokat intéznie.” (Dörgicse, B.I.) A bakonyi és Balaton-felvidéki fás legelőkön legeltető pásztorok több mint 10 éve évente többször szerveznek pásztortalálkozókat, melynek egyik célja a pásztorközösség megerősítése és összefogása (1. ábra).



1. ábra. A Balatoni-Bakonyi pásztortalálkozót már több mint 10 éve rendszeresen megszervezik a helyi pásztorokkal és állattartó gazdálkodókkal együttműködve. A kép 2016-os találkozón készült, Kapolcson. fotó: Varga Anna

Természet és ember viszonya

A pásztorok elmondásai alapján a fás legelők, legelőerdők és általában a természeti erőforrások fenntartható használatához a természet alapos ismerete szükséges. A legeltetés során többnyire egyszemélyes döntéseket kell hozni, ezért rendkívül fontos, hogy milyen tudással és szemlélettel bír az adott pásztor vagy gazda. A pásztorok, gazdák maguk közül a legjobbaknak az odafigyelő, felelősségteljes és az „állatok nyelvén is értőket” tartják. Azok a gazdálkodók és pásztorok, akik nem kizárólagosan gazdasági érdekből foglalkoznak állattartással, a régiek tudását megbecsülik. Fontosnak tartják a hagyományok továbbadását, a jószág szeretetét, az ősök és a természet tiszteletét. Mindezek gyakorlati megnyilvánulása tájanként és koronként is különbözhet, de az alapelvek változatlanok.

„A jószág fejével próbálunk gondolkodni, ugyanúgy, ahogy egy észak amerikai indián. Hiába a világ másik végén lakunk, mert ő is a jószág fejével gondolkodik, meg én is azzal próbálok. Pontosán a jószág fejével kell gondolkodni, akkor tud vele együtt élni az ember! Csak úgy működik, sehogy máshogy. Aki ezt nem fogadja el, az nem fog boldogulni a természetbe’. Az előbb utóbb feladja, és menekül vissza, valahová, Isten tudja hová [az adatközlő juhász a nyájára mutat, a 130 fej a 130 jószágot jelenti a nyájában]. Hogy tudsz 130 fejet irányítani? Önállóan gondolkodó fejet, ha megelőződ mindnek a gondolkodását, csak úgy. Mert meg kell előzni, tudnod kell előtte, hogy mire gondol, mielőtt ő már gondolná, és 130 önálló gondolkodás mind. Mert gondolkodik akárhogy. Itt ahány darab, itt mindenki gondolkodik. Itt nincs két egyforma, se külsőre, se belsőleg.” (...) „Meg kell tanulnunk együtt élni a természettel. De ahhoz nagyon sok időt el kell tölteni, hogy az ember rájöjjön dolgokra. Vagy magától vagy mástól, ki milyen indítást kap otthonról és másoktól. S kinek milyenek a gyökerei, mert az számít, az a legmérvadóbb, az indulás.” (...) „Az a fájó az egészbe’, hogy itt már minden olyan emberek kezébe kerül, akik pénz miatt tartanak állatot. Ha én csak pénz miatt tartanék állatot, akkor már réges régen nem lenne. De hát érzelmi alapon működik majdnem minden, de lehet, azért működik, mert az érzelem is benne van.” (Szulok, B. K.)

A legelőn lévő fákról

A fás legelő hagyományosan egy komplex, agrár-erdészeti rendszer részét képezi, ahol a lehetőségekhez mérten a pásztor „körbelegeltette a határt” időjárástól és napszaktól függően. Az erdősült vidékeken a fás legelő legtöbb esetben egyet jelent a legelővel, és a nyílt gyepon keresztül a teljesen zárt erdőig különböző lombkorona-borítású részek is részét képezik a legelőnek. A legelőn lévő fák meghagyása elsősorban gyakorlati okokból történik. „Jó tölgyfák vannak az iga-

zi legelőn. Az az igazi legelő, amin a birka elmehet az egyik húsról a másikra.” (Dörgicse, B. I.) (2. ábra).



2. ábra. Hűsölő birkák a terebélyes kocsányos tölgyek alatt Bogyiszló (Tolna megye) község határában fekvő Kasztói östölgyes fás legelőn. fotó: Varga Anna, 2016

A legelő fái alatt szélsőséges időjárás esetén védelmet talál a jószág és a legeltestést végző ember is. Ez különösen fontos a déli órákban és a nyári nagy melegben. *„Legelőn voltak fák. De csak úgy hogy 100 m²-re esett egy, esetleg kettő. Meghagyták hűsölőnek, hogy a felmelegedett időben a jószágnak hűvöst adjon. A pásztornak is jó volt. Amerre legeltek, ha hűvösön feküdtek, látta a nyáját.”* (Homokszentgyörgy, B. K.)

Kiemelik a fák gyepre való mikroklimatikus hatását, mely elsősorban a kora tavaszi időszakban és a nyári, nyárvégi szárazságok idején játszik szerepet. *„Kicsit másabb a gyep, mert hűvösben van. Mindig egy kicsit szelídebb. Ahogy a juh bemegy alá, kitapossa, tavasszal mindig frissebb a fű.”* (Vámosatya, B.I.)

Míndezek mellett a késő nyári és kora őszi időszakban a fák termése a takarmányozásban játszik fontos szerepet (Varga & Molnár 2013, Varga *et al.* 2015). Elsősorban a disznók, de a juhok és egyes esetekben a szarvasmarhák is előszeretettel fogyasztják a makkot. A vadgyümölcsök (pl. vadkörte, vadalma) termését nemcsak a jószágok eszik szívesen, hanem emberi felhasználásra is gyűjtik (pl. aszalás, pálinka). A legelőn növő fákat számon tartják, és szinte egyenként ismerik.

rik a pásztorok és a jószágok is. „*A disznókat alig lehetett megfogni a vadkörte, egy kilométert képes volt elfutni, tudta, hogy hol van vadkörte. Somhegy-lapon is volt két fa, nagyon finom vadkörte volt rajta. Ha véletlenül ősszel, elkezdett potyogni, mikor finom édes volt, akkor ha mink akartunk enni belőle, elől köllött futnunk, hogy együnk a disznók előtt körtét.*” (Olaszfalu, N. A.)

A fákban történő „károkozás” mértékét nagyban meghatározza a pásztor odafigyelése és a jószág jelleme is. Az állatok leginkább a kora tavaszi időszakban szeretik csipegetni a zsenge és nem túl keserű leveleket. „*Úgy tudtak [a legelőn a fák] fölőni, hogy körbe volt bokorral, hogy ne tudjon a birka odamenni. A kőrifát fölnyúzzák a kecskék, meg a birkák is. De a cserfát nem. Meg pucolgatni kell. Régen összejöttek a falubeli emberek, aztán kitakarították [azokat a fásszárú növényeket, amikre nem volt szükség és a legelő elcserjésedését okozták volna] őket. De máma már ilyen nincsen. Traktorral kell pucolni, meg géppel. De én nem azzal szokom, így megmaradnak a fáim. Van olyan körtefám, amit valamikor bicskával pucolgattam föl, ma ilyen törzse van. Az jó, azt szereti a birka, hogy ha hullik a vadkörte. Pálinka is jó van belőle.*” (Sáska, K. J.)

A gyp-, cserje- és lombkoronaszint használata és tudatos, finom léptékű kezelése

A legelőn felnövő fák meghagyását befolyásolja, hogy milyen termést hoznak, milyen az árnyékadó képességük, és milyenek a fiatal egyedek adottságai (pl. mennyire sudarak, egyenesek). A kiválasztott csemetéket számon tartják, és figyelnek rá a legeltetés során. „*Ahogy, tetszés szerint. Egyenes, nem görbe, a girbegörbét nem hagyták meg. Törzse legyen, teteje, sugara.*” (Olaszfalu, N. A.) / „*Ha jó növekedésűnek, jó állásúnak indult, akkor itt ért ez a fa, had nőjön fel. Akkor már vigyázott rá a pásztor, és érdekes volt, hogy a kutya úgy megszokta, hogy ha olyan fához ment valamelyik jószág. Előadódott, hogy neki dörgölözött, kétfelé is tört. A kutyának csak azt kellett mondani, hogy „Ssztt te”, akkor már tudta, hova kell menni. Ment a nagyjószágnak, az orrát csípte. Karmolta kifele. Ott hagyta a fát, mert a kutya nem hagyott neki nyugtot. Érdekes jelenség volt. Úgy betanult a kutya.*” (Sáska, K. J.)

Magyarországon a lombtakarmány gyűjtésére többnyire csak az aszályos években került sor, ez ma már szinte csak az emlékekben él. Ehhez hasonlóan az egykor elterjedt botolásra – eltekintve a fűzfák esetétől – már nem találtunk élő gyakorlati példát. A fák használatához és kezeléséhez hozzá tartozik két, főként tavasszal végzett tevékenység: a fák megcsapolása, fanedv (pl. nyír) nyerésének céljából, illetve a farajok (pl. bükk) készítése. A legelőn lévő idős fákat tisztelet övezi. A fa kivágásának a joga mindig a terület tulajdonosát illette. A korhadt, kiszáradt fákat többnyire eltávolíttatják a legelőről, mivel a váratlanul letörő ágak,

vagy magának a fának kidőlése veszélyezteti a legelő jószágot és a pásztort. „Öreg fákat nem volt szabad bántani, amiket elszáradtak azokat esetleg. Már kéreg nem volt rajtuk, de azokat valakinek odaadták. Meg nem nagyon kapaszkodtak érte, mert rettenetes megmunkálni. Nagyon nehéz 300 éves tölgyfákat, 2-300 éves fákat, annyira göcsörtösek. Azokat nem volt szabad bántani.” (Homokszentgyörgy, B.K.) / „Fát, hogyha az megint csak a Legeltetési Társaság közösségé [20. század első fele, jelenleg is a terület tulajdonosa – ma már többnyire magánszemély – dönt a korhadó, beteg fák kivágásáról] volt, évente csináltak árverést, és a beteg fákat megjelölték, ha túl sűrűn nőttek, azokat kivágták, és a befolyt pénz a gazdaközönség bevétele volt. Nem kellett ültetni, mert megvolt a természetes utánpótlás. Nem tudok róla, hogy ültetni kellett volna, hogyha olyan fa volt, amit érdemes volt meghagyni, azt még védték is. (...) Általában ott hagyták meg, ahol bokor volt, bozótos részen hagyták meg, úgy megerősödött, hogy a vadállatok nem árthattak neki, akkor kivágták a bozótot. Ez volt a megszokott, meg általában ott is kelt ki a bozótban, mert az állat nem fért hozzája.” (Olaszfalu, N. A.)

A fák törzsének illegális kiégetésére is jegyeztünk le példát, ez többnyire lóda-rzszak vagy méhek kiűzése céljából történik. A cserjeszintet is tudatosan kezelik, visszaszorítják a terjedését. Az éves nagy legelőtisztítás mellett, a pásztor feladata legeltetés közben a szúrós növények alkalomszerű eltávolítása a legelőről. „Mikor apámmal a disznókat őriztük, egy kis kapa szokott nálunk lenni. Ő nála, meg én nálam is, hogy ezt a mácsonyatüskét, amerre mentünk, kifordítottuk a kapával, nem engedték fölőni.” (Bakonyszentkirály, M.E.) A fiatal újulat védelme érdekében cserjéket hagyták meg. A cserjeszint bokrainak nagyon finom léptékű és több éven keresztül egyedi kezelését jelenti a pásztorbotkészítés. Pásztorbotnak a legalkalmasabb a som, de kökényt és vadkörte is használnak erre a célra. „Pásztorbotnak valót ott gyűjtök, ahová megyek. A Mecsekbe, itt helyben. Itt vannak a kifűtésre való somfabotjaim [pásztor a pásztorbotjait megmutatja, a pásztorbot elkészítésének egyik lépése a „kifűtés”, vagyis a bot kiegyenesítése céljából való felhevítés]. Zalából, ahol éppen járok és találok. Egy van kifűtve, egy báránykam-póra való, ez is somfa. Ezt még fűteni kell és egyenesíteni. Ezt magam neveltem, és magam cirádoztam, és úgy nőtt ez föl. Ez körtefa, vadkörte. Ezt 2 évig egyengettem, már csak ki kell fűteni. Be kell vadosni, és ezek a forradások rajta maradnak végig. Ez meg lesz fűtve, és le lesz pucolva, akkor egész mást fog mutatni.” (Homokszentgyörgy, B. K)

A legelő fűhozamának gyarapítása, ezáltal a takarmány növelése mindig fontos cél volt. Ennek érdekében a gyepszintet égetik alacsony, perzselésszerű tűzzel, annak ellenére, hogy a tüzgyújtás a tiltott tevékenységek közé tartozott. „Fel is égették tavasszal a legelőt. Sokkal szelídebb volt, ha az avar elégett, csak azóta nem engedik.” (Olaszfalu, N.A.) „Hát azelőtt [1950-es évek előtt, pontos időpont nem

áll rendelkezésre], mikor már száraz idő volt tavasszal, kihajtás előtt. Megnézték a széljárást, és úgy gyűjtötták be, meg vigyáztak, hogy egyéb tüzet ne okozzanak. Akkor felfrissült minden, azok jobb legelők voltak. Minden új lett. Ha minden évben nem is, de voltak ilyenek.” (Dörgicse, B. I.)

A legeltetés rendje

A legeltetés napirendje alapvetően a legeltetést közvetlenül végző pásztortól függ, aki a jószág igényeit figyelembe véve igazodik az időjáráshoz, a legeltetésre rendelkezésre álló terület viszonyaihoz és saját maga lehetőségeihez. „Nyáron például reggel jövök, 6 óra, fél 6. Akkor szoktam jönni. Először a bárány választás, utána kiengedem. Legeltettem. 9-fél 10 felé itatás, majd deleltetés, mert a pöcsik összehajtja. 5 óráig deleltettem, este fél 9-ig legeltettem.” (Vámosatya, B.I.) Az éves legeltetési rendet nagymértékben befolyásolja a terület tulajdonosa és az éppen aktuális jogszabályi környezetben megfogalmazott előírások. Vannak olyanok, akik a jószág jó tartása végett kockázatot is bevállalnak, és tiltott területen legeltetnek, például erdőben.

Az államosítások előtti időszakban a legelők használatát többnyire a faluközösségek írott és íratlan törvényei szabályozták. Az 1950-es évek után a nagyüzemi jelleg kialakulása mellett, a tudatos legelőhasználat fokozatos elmaradása figyelhető meg. Jelenleg a legeltetési rendet nagymértékben meghatározza a terület természetvédelmi besorolása, az AKG-s és Natura 2000-es előírások. Rendszerint a kora tavaszi hónapok során történt a legelők tisztítása, amelyet többnyire még 20-30 éve is kézi szerszámokkal és tűz segítségével végeztek. Ma már ezek a munkák gépekkel és jellemzően a késő őszi-téli hónapokban történnek. Magyarországon a legelőkön való legeltetés Szent György-nap után, április végén-májusban indul meg az időjárástól függően (a juhokkal akár egy hónappal korábban). A legelőkön folyó legeltetést a nyár végi hónapoktól kezdődően egészen tavaszig a lekaszált rétekre, learatott szántóföldekre és az erdőbe való hajtással egészítették ki. Ma már ezeken, az úgynevezett „kiegészítő vagy nem konvencionális legelőterületeken” folyó legeltetés jelentős akadályokba ütközik (az erdőben való legeltetés tilos, és a tarlólegeltetés is számottevően visszaszorult, mivel aratás után pár nappal a gazdák már elkezdik a tarlótisztítást a gyomosodást megelőzve, vagy vegyszeres gyomirtást alkalmaznak). „Hát, mire a makkozás megindult, a gulyások ki szoktak menni a kaszálórétegre legeltetni. Akkora már sarjúszéna is bekerült a laposabb kaszálórétegekről és, ott 3 hét alatt megnőtt újra a fű, hogy a marha is jó lakott. A tölgyes legelőből addigra kikopott már a fű, és mentek a kaszálóréteget legeltették. Onnét teleltek be.” (Nagyesztergár, M.J.). A fás legelőn a legeltetés tájtól, éghajlattól és állatfajtól függően október, esetleg november végéig (Szent Mihály- és Szent András-nap) tartott. Jellemző volt, hogy az első nagyobb dérig vagy

hóig kihajtottak. A fás legelőkön szarvasmarha, sertés, juh, ló, kecske és bivaly, elvétele szamar legeltetése is folyt. A disznókat és a marhákat a legelő különböző részein legeltették. Ma már többnyire juhot és marhát legeltetnek, egy-egy helyen előfordul a kecske és ló legeltetés. Bivallyal egyre több helyen lehet találkozni. A disznók külterjes, terelő legeltetése megszűnt.

Az élővilág ismerete

A legelőn előforduló állatfajok közül legtöbbször a madarakat (seregély, búbos pacsirta), illetve az emlősfajokat (őz, vaddisznó) említik. A rovarok közül a méhek, lódarazsak és a legyek előfordulását szokták kiemelni. A növényfajok közül elsősorban az adott legelőre jellemző gyakoribb fűfajokat, illetve fűszárúakat tartják számon. A legelőn előforduló gombafajokat is ismerik és gyűjtik. Nyomon követik a legelő élővilágának, főként a kiemelt funkcióval bíró fajok populáció-változásait, de a ritkább és különlegesebb fajokra is felfigyelnek. *„Olyan madarakat látok, amik itt nem igen voltak elterjedve. Galamb méretű madár Ukrajnából jön erre felé. Vörösszárnyú feketerigó [fenyőrigó] itt-ott felbukkan a madár, főleg a tölgyes szélén. Figyelünk mi is a természetre! Elveszik itt bogár, meg madár, kiveszik. S ezzel a száraz éghajlattal, ahogy jön a szárazság, itt most át fog alakulni. Meg fognak jelenni olyan állatok, amik nem voltak, el fognak tűnni olyan állatok, amik voltak, majdnem törvényszerű. Megváltoznak a körülményei az állatoknak.”* (Szulok, B.K.)

A növényzet változásának követeése alapvető a legeltetés szempontjából. A legeltetés alapját a gyep adja, ezért a cserjésedést különösen veszélyes tényezőnek tartják, melynek során elsőként a kőkény, a vadrózsa és a galagonya kezd terjedni. Megfigyeléseik szerint a legelőhasználat felhagyása után, a terület jellegétől függően, az erdős tájakban a zárt cserjés átlagosan 5-10 év alatt, zárt erdő 15-30 év alatt tud kialakulni. A legelők becserjésedésének okát az állatállomány csökkenése mellett leginkább a rendszeres tavaszi és legeltetés közbeni spontán tisztítási munkák elmaradásában látják a pásztorok és a gazdálkodók.

Tudásátadás

A pásztorok közösségek hagyományos tudásátadó funkcióval bíró “bojtár - számadó pásztor” rendszere szinte teljesen megszűnt az országban. Ennek során a munkába való bevonással tanították az idősebb pásztorok a fiatalabb generációt gyermekkortól kezdődően. A gazdák, hasonlóan a pásztorokhoz, szüleik, nagyszüleik mellett felnövekedve tanultak bele a gazdálkodásba. A pásztorok nem csupán egy foglalkozás, hanem egy életforma, mely speciális szemléletet kíván. Talán manapság ezért is figyelhető meg egyfajta érdektelenség a fiatalok körében. *„Ott kell élni, benne kell lenni, nyitott füllel, nyitott szemmel, és nagyon nagy alázatot*

kíván, mert nem a jószág alkalmazkodik az emberhez, hanem az ember a jószág-hoz.” (Vámosatya, B.I.). Ugyanakkor még mindig lehet találkozni olyan 20-30 év körüli pásztorokkal és gazdákkal, akik tudatában vannak őseik örökségének, alkalmazzák azt munkájuk során, és gyermekeiknek is tovább kívánják adni.

Együttműködés a hivatásos természetvédelemmel

A jelenleg is használt nagy, idős fák jellemezte fás legelők többsége védett vagy Natura 2000-es terület, ezért valamilyen formájú kapcsolat mindenképpen kialakul a legeltető pásztor/gazdálkodó és a természetvédelem között. Azok a pásztorok, akik hosszú ideje legeltetnek ugyanazon a területen, vagy ők maguk a legelőtulajdonosok, általában személyes kapcsolatban állnak a helyi természetvédelmi őrrel. Sok esetben a tapasztalt együttműködés egyik hatása, hogy a természetvédelem számára kiemelt fajokat egy idő után a pásztorok is számontartják és figyelik. A helyi őrrrel való személyes viszonytól függően rendszeres adatokkal (monitoring munka) is szolgálnak. *„Zolival [helyi természetvédelmi őr] ’91 vagy ’92-ben ismerkedtem meg, amikor a háromfai határban legeltettem. Egyszer csak beállítottak hozzám. Akkor létezett ott még ürge, és ott beszélgettem vele. Akkor még nyírogattam, még nem volt brigádóm, egyedül járogattam nyírni. Akkor vett a Duna-Dráva Nemzeti Park rackákat, huszon pár darabot nyírtam meg nekik. A fekete gólyáról nem tudtak, ami itt van, én szóltam a Sanyinak, sőt nem is én, hanem Csaba, az emberem, hogy ott a fekete gólya. A másik fekete gólya fészek, arról tudott, én nem tudtam.”* (Szulok, B.K.) A hagyományos értékrenddel bíró pásztorral, gazdával való kapcsolat a természetvédelmi kezelést végző természetvédelmi őr tudását és mentalitását is tudja formálni, pl. a hagyományos legeltető állattartás és természetvédelem tudatos és gyakorlati összekapcsolása kapcsán (Varga *et al.* 2017).

Értékelés

A pásztorok a mai napig kiemelten fontos szerepet játszanak nemcsak a fás legelők és legelőerdők fenntartásában, hanem a hagyományos ökológiai tudás és az ehhez kapcsolódó életmód megőrzésében és továbbadásában is az egész világon. Nincs ez másként Magyarországon sem (Kis *et al.* 2016). A közelmúltban, illetve még napjainkban is fás legelőkön legeltető pásztorok természeti erőforrások használatán közvetlenül alapuló életmódja, tudása, világszemlélete, hitvilága a mai napig kiemelkedően sok hagyományos elemet őrzött meg. Erre mutat rá többek közt Roturier & Roué (2009), Roturier (2011) rénszarvaspásztorok közt, Fernández-Giménez & Estaque (2012) pireneusi téli-nyári legelőváltó

(transzhumáló) pásztorok között végzett kutatása és Molnár (2012) kutatása is. Molnár (2012) megállapította, hogy a hortobágyi pásztorok növényismerete akár 90%-ban is független lehet a tudományos tudástól. Hasonlóan gazdag és adaptív ismerettel rendelkeznek azok a gazdák, akik hagyományos tájhasználati rendszereket tartanak fent, pl. a Gyimesben (Babai 2014) és a francia Alpokban (Meilleur 2010). A magyarországi fás legelőkhöz és legelőerdőkhöz hasonlóan a fentebb említett területeken is a társadalmi és természeti körülményekhez folyamatosan alkalmazkodó tájhasználatot folytatnak a pásztorok és gazdálkodók, melynek célja az erőforrások hosszú távú fenntartása (Glasenapp & Thornton 2011). Fontos megemlíteni, hogy az utóbbi években a pásztorok és gazdálkodók mellett a természetvédelmi szakemberek is egyre gyakrabban foglalkoznak a fás legelők kezelésével Európa-szerte (Stiven 2006, Harnos 2013). A felmerülő kérdések és gyakorlati problémák megválaszolására a konkrét kezelést végző természetvédelmi őr egyre többször tudatosan egyeztet a legeltetést végző pásztorokkal, illetve maga is alkalmazza a hagyományos ökológiai tudást a természetvédelmi kezeléseknél (Molnár *et al.* 2016, Varga *et al.* 2017). A gazdálkodók és pásztorok, mint érintettek, bevonása a közösségi tudás gazdagítása mellett a hatékony természetvédelem megerősítéséhez is hozzájárul (Mihók *et al.* 2016). Mindezek felhívják a figyelmet arra, hogy a természetvédelemnek kiemelten fontos szerepe van a természeti értékekkel szorosan összekapcsolódó szellemi kulturális örökség és ennek részeként a hagyományos ökológiai tudás megőrzésében és továbbadásában (Csonka-Takács 2010, Rotherham 2015, Celentano & Rousseau 2016, Kis *et al.* 2016). Ennek elősegítésének egyik lehetősége lehetne a magyarországi pásztorok hagyományos ökológiai tudásának UNESCO Szellemi Kulturális Örökség jegyzékébe való felvétele (Csere 2013).

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk mindazon pásztoroknak, gazdálkodóknak és természetvédelmi szakembereknek, akik segítették munkánkat és megosztották velünk tudásukat, kiemelten: Bende István, Béres Sándor, Borbély Demeter, Bödő Károly, Dávid László, Ebesfalvi Sarolta, Frecot Emese, Habarics Béla, Horváth Zoltán, Juhász Imre, Konkoly József, Kulcsár Péter, Lancz Kálmán, Márffy Bence, Máté András, Mészáros András, Molnár Elek, Molnár József, Nagy Tibor, Németh Antal, Némethné Hajas Mária, Nyemcsók Tamás, Omacht Zoltán, Orbán Kálmán, Paládi Vince, Polgár Emil, Polgárné Molnár Ilona, Simon Pál, Sinka Gábor, Sümegi József, Szücs Gábor Tamás Károlyné Kiss-Tóth Vilma, Tózer Ferenc, Vadász Csaba. Köszönjük Haász Gabriella és Végh Borbála nyelvi lektorálását és a két szakmai lektornak a hasznos és alapos bírálatot.

Irodalomjegyzék

- Agnoletti, M. & Rotherham, I. D. (2015): Landscape and biocultural diversity. – *Biodivers. Conserv.* **24**: 3155–3165. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-015-1003-8>
- Andrásfalvy, B. (2007): *A Duna mente népének ártéri gazdálkodása*. – Ekvilibrium Kiadó, 438 p.
- Babai, D. & Molnár Zs. (2009): Népi növényzetismeret Gyimesben II.: termőhely- és élőhelyismeret. – *Botanikai Közlem.* **96**: 145–173.
- Babai, D. (2014): „Azt nem lehet elmondani, mennyi szép színű virág van, egyik szebb a másiknál...” – *Ethno-Lore: A Magyar Tudományos Akadémia Néprajzi Kutatóintézetének évkönyve* **31**: 339–378.
- Babbie, E. (2008): *A társadalomtudományi kutatás gyakorlata*. – Balassi Kiadó, Budapest, 788 p.
- Berkes, F. (2008): *Sacred Ecology*. – Routledge, London and New York, 313 p.
- Berkes, F., Colding, J. & Folke, C. (2000): Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. – *Ecol. Appl.* **10**: 1251–1262. doi: [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[1251:ROTEKA\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[1251:ROTEKA]2.0.CO;2)
- Biró, É., Babai, D., Bódis, J. & Molnár, Zs. (2014): Lack of knowledge or loss of knowledge? Traditional ecological knowledge of population dynamics of threatened plant species in East-Central Europe. – *J. Nat. Conserv.* **22**: 318–325. doi: <http://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.02.006>
- Böloni, J., Molnár, Zs., Biró, M. & Horváth, F. (2008): Distribution of the (semi-) natural habitats in Hungary II. Woodlands and shrublands. – *Acta Bot. Hung.* **50**: 107–148. doi: <http://doi.org/10.1556/ABot.50.2008.Suppl.6>
- Celentano, D. & Rousseau, C. A. G. (2016): Integral Ecological Restoration: Restoring the Link between Human Culture and Nature. – *Ecological Restoration* **34**: 94–97. doi: <http://doi.org/10.3368/er.34.2.94>
- Csere, L. (szerk.) (2013): *Hagyományos halászat a Duna magyarországi alsó szakaszán*. Jelölés a Szellemi Kulturális Örökség Nemzeti Jegyzékére. – Szabadtéri Néprajzi Múzeum, Szellemi Kulturális Örökség Igazgatósága. Szentendre, 23 p.
- Csizi, I. & Molnár, Zs. (2015): *Természetkímélő gazdálkodás szikesen*. – MTKH, MTA ÖK, Csákvár – Vácrátót, 92 p.
- Csonka-Takács, E. (2010): The Convention the Safeguarding of the Intangible Cultural Heritage in Service of our Living and Surviving Tradition. Task and Opportunities in Hungary. – In Mihály Hoppál (szerk.): *Sustainable Heritage. Symposium on European Intangible Cultural Heritage*. – Budapest: European Folklore Institute, pp. 45–50.
- Drew, J. A. & Henne, A. P. (2006): Conservation biology and traditional ecological knowledge: integrating academic disciplines for better conservation practice. – *Ecol. Soc.* **11**: 34. (Letölthető: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art34/>)
- Eperjessy, E. (2006): *Puszták népe a Zselicben*. – Mikszáth Kiadó, Horpács, 698 p.
- 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. doi: <http://doi.org/10.1007/s10745-012-9463-x>
- Geiger, B., Saláta, D. & Malatinszky, Á. (2011): Tájérténeti vizsgálatok a kiscsombosi fás legelőn. – *Tájökológiai Lapok* **9**: 219–233.
- Glaserapp, M. & Thornton, T. F. (2011): Traditional ecological knowledge of Swiss Alpine farmers and their resilience to socioecological change. – *Hum. Ecol.* **39**: 769–781. doi: <http://doi.org/10.1007/s10745-011-9427-6>
- Gugić, 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, 111 p.

- Halász, A., Tasi, J. & Rásó, J. (2015): Fás legelők, legelőerdők, erdősávok és fasorok használata ökológiai gazdálkodási rendszerben. – *Növénytermelés* **64**: 77–8.
- Harmos, K. (2013): Eltűnt fás legelők nyomában. – *Zöld Horizont* **8**: 4–5.
- Hartel, T., Plieninger, T. & Varga, A. (2015): Wood-pastures in Europe. – In: Kirby, K., Watkins, C. (szerk.): *Europe's Changing Woods and Forests: From Wildwood to Managed Landscapes*. – CAB International, pp. 61–76.
- Hartel, T. & Plieninger, T. (2014): *European wood-pastures in transition: A social-ecological approach*. – London and New York: Routledge. 303 p.
- Hartel, T., Dorresteijn, I., Klein, C., Máthé, O., Moga, C. I., Öllerer, K., Roellig, M., Wehrden, H. & Fischer, J. (2013): Wood-pastures in a traditional rural region of Eastern Europe: Characteristics, 166, management and status. – *Biol. Conserv.* **166**: 267–275. doi: <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.06.020>
- Johann, E., Agnoletti, M., Bölöni, J., Erol, S. C., Holl, K., Kusmin, J., Latorre, J. G., Latorre, J. G., Molnár, Zs., Rochel, X., Rotherham, I. D., Saratsi, E., Smith, M., Tarang, L., Benthem, M. & Laar, J., (2012): Europe. – In: Parrotta, J. A. & Trosper, R. L. (eds.): *Traditional Forest-Related Knowledge: Sustaining Communities, Ecosystems and Biocultural Diversity, World Forests 12*. – Springer Science + Business Media B.V., pp. 203–249.
- Kis, J., Barta, S., Elekes, L., Engi, L., Fegyver, T., Kecskeméti, J., Lajkó L. & Szabó, J. (2016): A pásztorok tudásának és világnézetének szerepe a biodiverzitás és az ökoszisztéma-szolgáltatások fenntartásában. – *Természetvédelmi Közlem.* **22**: 96–111. doi: <http://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2016.22.96>
- Luby, M. (1942): *Fogyó legelőkön*. – Anthaeum Kiadás, 228 p.
- Meilleur, B. A. (2010): The structure and role of folk ecological knowledge in Les Allues (Savoie), France. – In: Johnson L. & Hunn E. (eds.): *Landscape Ethnoecology: Concepts of Biotic and Physical Space*. – Berghahn Books, Oxford and New York, pp. 244–264.
- Mihók, B., Kiss, G., Kovács, E., Margóczy, K., Fabók, V. & Kalóczkai, Á. (2016): Ki mondja meg, mi a fontos? – Részvétel és természetvédelem. – *Természetvédelmi Közlem.* **22**: 131–154. doi: <http://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2016.22.131>
- Molnár, K. & Molnár, Zs. (szerk.) (2015): *Sztánai Füzetek 19. - Etnoökológiai kutatótábor Kalotaszegen*. Művelődés Egyesület – Szentimrei Alapítvány, Kolozsvár-Sztána, 240 p.
- Molnár, Zs. (2011a): A hortobágyi pásztorok növényzetismerete. – *Botanikai Közlem.* **98**: 133–172.
- Molnár, Zs. (2011b): Hortobágyi pásztorok hagyományos ökológiai tudása a legeltetésről, kaszálásról és ennek természetvédelmi vonatkozásai. – *Természetvédelmi Közlem.* **17**: 12–30.
- Molnár, Zs. (2012): A Hortobágyi pásztorok növényosztályozása, a vadon termő növények ismertsége és néven nevezettség. – *Crisicum* **7**: 153–207.
- Molnár, Zs., Bartha, S. & Babai, D. (2009): A népi növényzetismeret (etnobotanika) és az etnoökológiai, ökológiai antropológiai megközelítés szerepe napjaink vegetáció- és táj kutatásában. – *Botanikai Közlem.* **96**: 95–116.
- Molnár, Zs., Gellény, K., Margóczy, K. & Biró, M. (2015): Landscape ethnoecological knowledge base and management of ecosystem services in a Székely-Hungarian pre capitalistic village system (Transylvania, Romania). – *J. Ethnobiol. Ethnomed.* **11**: 3. doi: <http://doi.org/10.1186/1746-4269-11-3>
- 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 conservation managers: the need for a conservation herder – *Ecosyst. Health Sustain.* **2**:16. doi: <http://doi.org/10.1002/ehs2.1215>
- Oellerer, 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.

- 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. doi: <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05597-180333>
- Parrotta, J. A., Agnoletti, M. & Johann, E. (szerk.). (2006): *Cultural heritage and sustainable forest management: The role of traditional knowledge*. – Proceedings of the conference, 8-11 June 2006, Florence, Italy. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe. Liaison Unit Warsaw.
- Petercsák, T. (1983): *Népi szarvasmarhatartás a zempléni Hegyközben*. – Borsodi Kismonográfiák 17., Miskolc, 161 p.
- Rackham, O. (1998): *Savannah in Europe*. – In: Kirby, K. J. & Watkins C. (szerk.): *The Ecological History of European Forests*. – CAB International, New York, pp. 1–24.
- Redecker, B., Härdtle, W., Finck, P., Riecken, U. & Schröder, E. (szerk.) (2002): *Pasture landscape and nature conservation*. – Springer, 435 p.
- Rotherham, I. D. (2015): Bio-cultural heritage and biodiversity: emerging paradigms in conservation and planning. – *Biodivers Conserv.* **24**: 3405–3429. doi: <http://doi.org/10.1007/s10531-015-1006-5>
- Rotherham, I. (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. doi: <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.05.030>
- Roturier, S. (2011): Sami herders' classification system of reindeer winter pastures – A contribution to adapt forest management to reindeer herding in northern Sweden. – *Rangifer* **31**: 61–69. doi: <http://dx.doi.org/10.7557/2.31.1.2020>
- Roturier, S. & Roué, M. (2009): Of forest, snow and lichen: Sámi reindeer herders' knowledge of winter pastures in northern Sweden. – *Forest Ecol. Manag.* **258**: 1960–1967. doi: <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.045>
- Saláta, D. (2009): Legelőerdők egykor és ma, A fás legelők és legelőerdők kialakulásának és hasznosításának emlékei egy öreg-bakonyi (Pénzesgyőr-Hárskúti) fás legelő tájtörténeti feltárásnak példáján keresztül, – *Erdészettörténeti Közlem.* 79. OEE, Budapest, 80 p.
- Samu, Z. T., Bódis, J. & Varga, A. (2015): Egy belső-somogyi fás legelő múltja, jelene és jövője természetvédelmi szempontból. – *Természetvédelmi Közlem.* **21**: 253–261.
- Schmeller, D. S. & Bridgewater, P. (2016): The Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES): progress and next steps. – *Biodivers. Conserv.* **25**: 801–805. doi: <http://doi.org/10.1007/s10531-016-1095-9>
- Stiven, R. (2009): *Management of ancient wood pastures*. – Forestry Commission Scotland, 14 p.
- Szigetvári, Cs. (2015): *Legeltetés, gyepré alapozott állattartás természetvédelmi szempontú értékelése*. – E-misszió Természet- és Környezetvédelmi Egyesület. Nyíregyháza, 100 p.
- Takáts, Gy. (1986): *Somogyi pásztorvilág*. – Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága, Kaposvár, 124 p.
- Varga, A. & Bölöni, J. (2009): Erdei legeltetés, fáslegelők, legelőerdők tájtörténeti kutatása. – *Természetvédelmi Közlem.* **15**: 68–79.
- Varga A. & Molnár Zs. (2013): Ehető vadgyümölcsök és gombák gyűjtése egy bakonyi fás legelőn. – *Dunántúli Dolgozatok. Természettudományi Sorozat* **13**: 93–102.
- Varga, A. & Molnár, Zs. (2014): The Role of Traditional Ecological Knowledge in Managing Wood-pastures. – In: Hartel, T. & Plininger, T. (szerk.): *European Wood-pastures in Transition*. – London and New York: Routledge, pp. 187–202.
- Varga, A., Ódor, P., Molnár Zs. & Bölöni János (2015): The history and natural regeneration of a secondary oak-beech woodland on a former wood-pasture in Hungary – *Acta Soc. Bot. Pol.* **84**: 215–225. doi: <http://doi.org/10.5586/asbp.2015.005>

- Varga, A., Heim, A., Demeter, L. & Molnár, Zs. (2017): Rangers bridge the gap: Integration of traditional ecological knowledge related to wood pastures into nature conservation – In: Roué, M. & Molnár Zs. (szerk.): *Knowing our Land and Resources: Indigenous and local knowledge of biodiversity and ecosystem services in Europe & Central Asia*. – Knowledge of Nature 9. UNESCO: Paris, pp. 7689.
- Varga, A., Molnár, Zs., Biró, M., Demeter, L., Gellény, K., Miókovics, E., Molnár, Á., Molnár, K., Ujházy, N., Ulicsni, V. & Babai, D. (2016): Changing year-round habitat use of extensively grazing cattle, sheep and pigs in East-Central Europe between 1940 and 2014: Consequences for conservation and policy. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **234** :142–153. doi: <http://doi.org/10.1016/j.agee.2016.05.018>
- Varga, A., Saláta, D., Zlinszky, A., Samu, Z., Biró, M., Vityi, A., Moreno, G. & Molnár, Zs. (2017): *From farm scale to country scale: investigation of the high nature and cultural value wood pastures in Hungary, Central Europe*. – Vácrátót, MTA ÖK, Kézirat.

Traditional wood pasture management based on herders and farmers knowledge in Hungary

Anna Varga¹, Zoltán Tamás Samu² and Zsolt Molnár¹

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

²*Balaton Museum, H-8630 Keszthely, Múzeum u. 2, Hungary*

email: varga.anna@gmail.com

The traditional ecological knowledge is an essential part of the biocultural heritage. This knowledge is indispensable for nature conservation of many habitat types. One of those habitats is the wood pastures, which is part of the agroforestry systems. For the last couple of years the interest for the wood pasture management has been growing from the side of conservation and the agricultural experts as well. Our aim was to synthesize the living traditional ecological knowledge of wood pastures in Hungary. During our research we conducted semi-structured interviews with 52 herders and farmers at 28 locations around Hungary. In many cases wood pasture management is based on living traditional ecological knowledge. Herders and farmers shared their deep knowledge about the vegetation dynamics of the wooded vegetation and the sustainable grazing management as well. It is important to highlight that the number of traditional herders are decreasing, but there are nature conservation managers, rangers and couple of young herders and farmers who could pass this knowledge to the future generations. The use of traditional ecological knowledge of the wood pastures could improve the efficiency of nature conservation, conserve cultural heritage and strengthen the herders' community as well.

Keywords: traditional ecological knowledge, agroforestry systems, nature conservation management, land use, intangible cultural heritage

Tartalomjegyzék

Természettudományi Módszerek

Bozó László, Bozóné Borbáth Erna és Tar Levente: Énekesmadarak őszi vonulása csatornaparti fason	1
Drexler Tamás, Ujszegi János, Németh Z. Márk, Vörös Judit és Hettyey Attila: Két hazai kétéltűfaj kitridiomikózissal szembeni fogékonysága és érzékenysége	14
Horváth Ferenc, Molnár Csaba, Ortmann-né Ajkai Adrienne, Csicsek Gábor, Szabó Gábor, Zimmermann Zita, Lukács Márió és Bölöni János: Natura 2000 erdei élőhelytípusok szerkezet és funkció monitorozási módszere a Pannon életföldrajzi régióban.	24
Mester Béla, Szabolcs Márton, Szalai Mónika, Tóth Mihály, Mérő Thomas Oliver, Szepesváry Csaba, Polyák László, Puky Miklós és Lengyel Szabolcs: Az Egyek-pusztaköcsi mocsarak (Hortobágyi Nemzeti Park) kétéltűfaunája	50
Paládi Petra, Tóth Dávid, Lengyel Szabolcs, Juhász Lajos és Kövér László: Dolmányos varjak (<i>Corvus cornix</i> Linnaeus, 1758) szárnybilétás jelölése Debrecenben.	68
Soltész Zoltán: A kétszárnyúakhoz (Diptera) kötődő ökoszisztéma-szolgáltatások .	80
Szegleti Zsófia, Csicsek Gábor, Szabó Gábor, Zimmermann Zita, Bölöni János és Horváth Ferenc: Erdőtermészetesség szempontú értékelési módszer a Pannon életföldrajzi régió Natura 2000 erdei élőhelytípusainak szerkezet és funkció monitorozása alapján	100
Szmatona-Túri Tünde, Vona-Túri Diána és Magos Gábor: A Déli-Mátrában végzett gyepkezeltési eljárások hatása a magyar aknáspók (<i>Nemesia pannonica</i> Herman, 1879) abundanciájára.	118

Társadalomudományi Módszerek a Természetvédelem Szolgálatában

- Arany Ildikó, Czúcz Bálint, Csonka Imre, Kovács-Hostyánszki Anikó és Molnár Zsolt: Tájváltozás, tájhasználat és az ideális méhlegelő dél-dunántúli méhészek szemével 127
- Balázs Bálint, Kelemen Eszter, Pataki György és Bela Györgyi: Féltermészetes agrártájak ökoszisztéma-szolgáltatásai a gazdálkodók szemszögéből. 144
- Demeter András, Czóbel Szilárd, Limp Tibor, Csépanyi Péter és Kovács Eszter: Pest-közeli önkormányzatok viszonya egy inváziós fajhoz, a mirigyes bálványfához 168
- Juhász Erika, Babai Dániel, Biró Marianna, Molnár Zsolt és Ulicsni Viktor: Az eurázsiai hód (*Castor fiber*) táplálkozási és fásszárú-használati szokásaival kapcsolatos helyi tudás két évtizeddel a visszatelepítések kezdete után a Kárpát-medencében 182
- Kovács Eszter: A nemzeti park igazgatóságok 2000–2015 közötti költségvetésének értékelése az alapfeladataik tükrében 201
- Tóth Fruzsina, Jancsovszka Paulina, Kerepeczki Éva és Kelemen Eszter: A Biharugrai-halastavak ökoszisztéma-szolgáltatásainak szociokulturális értékelése 224
- Varga Anna, Samu Zoltán Tamás és Molnár Zsolt: A fás legelők és legelőerdők használata magyarországi pásztorok és gazdálkodók tudása alapján. 242

Contents

Natural Sciences Methods

László Bozó, Erna Bozóné Borbáth and Levente Tar: Songbird migration in a channel-sided alley	13
Tamás Drexler, János Ujszegi, Márk Z. Németh, Judit Vörös and Attila Hettyey: Susceptibility and sensitivity to chytridiomycosis of two anuran species native to Hungary	23
Ferenc Horváth, Csaba Molnár, Adrienne Ortmann-né Ajkai, Gábor Csicsek , Gábor Szabó, Zita Zimmermann, Márió Lukács and Bölöni János: Method for monitoring of structure and function's of Natura 2000 forest habitats in the Pannonian biogeographical region	49
Béla Mester, Márton Szabolcs, Mónika Szalai, Mihály Tóth, Thomas Oliver Mérő, Csaba Szepesváry, László Polyák, Miklós Puky and Szabolcs Lengyel: Amphibian fauna of the Egyek-Pusztakócs marsh and grassland system (Hortobágy National Park, East Hungary)	67
Petra Paládi, Dávid Tóth, Szabolcs Lengyel, Lajos Juhász and László Kövér: Marking Hooded crows (<i>Corvus cornix</i> L.) with wing-tags in Debrecen, Hungary	79
Zoltán Soltész: Ecosystem services of dipterans	99
Zsófia Szegleti, Gábor Csicsek, Gábor Szabó, Zita Zimmermann, János Bölöni and Ferenc Horváth: Forest naturalness based evaluation method for assessment of Natura 2000 forests of the Pannonian region to monitor structure and function.	117
Tünde Szmátóna-Túri, Diána Vona-Túri and Gábor Magos: The effect of grassland management on abundance of <i>Nemesia pannonica</i> (Herman, 1879) in the Southern Mátra.	126

Social Sciences Methods in Nature Conservation

Ildikó Arany, Bálint Czúcz, Imre Csonka, Anikó Kovács-Hostyánszki and Zsolt Molnár: Land use, land use change and the ideal bee pasture in the perception of beekeepers from Southern Transdanubia, Hungary	143
Bálint Balázs, Eszter Kelemen, György Pataki and Györgyi Bela: Ecosystem Services of Semi-Natural Habitats Through the Eyes of Farmers	167
András Demeter, Szilárd Czóbel, Tibor Limp, Péter Csépanyi and Eszter Kovács: The attitude of local governments near Budapest to an invasive species, tree of heaven	181
Erika Juhász, Dániel Babai, Marianna Biró, Zsolt Molnár and Viktor Ulicsni: Local ecological knowledge on feeding habits and woody plant species usage of the reintroduced Eurasian beaver (<i>Castor fiber</i>) in the Carpathian Basin two decades after its reintroduction	200
Eszter Kovács: Assessment of the Hungarian national park directorates' budget between 2000 and 2015 in the light of their main tasks	223
Tóth Fruzsina, Jancsovszka Paulina, Kerepeczki Éva and Kelemen Eszter: Socio-cultural evaluation of ecosystem services provided by Biharugra fish ponds	241
Anna Varga, Zoltán Tamás Samu and Zsolt Molnár: Traditional wood pasture management based on herders and farmers knowledge in Hungary	258

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 cikkeken 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