

TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK

22. ÉVFOLYAM

A Magyar Biológiai Társaság
Környezet- és Természetvédelmi
Szakosztályának közleményei



A kötet megjelenését támogatta:



A kötetet szerkesztette:

Bereczki Krisztina

Kovács Eszter

Szerkesztőbizottság:

Báldi András (elnök)

Bereczki Krisztina (szerkesztő)

Horváth Ferenc

Horváth Győző

Kovács Eszter (szerkesztő)

Liker András

Margóczy Katalin

Technikai szerkesztés, tördelés:

Soltész Zoltán

Szerkesztőség címe:

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.

A földtudományok szerepe az élőhelyterképek készítésében és értelmezésében délkelet-magyarországi példák alapján

Deák József Áron, Rakonczai János és Ladányi Zsuzsanna

Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék,

6722 Szeged, Egyetem u. 2.

e-mail: aron@geo.u-szeged.hu

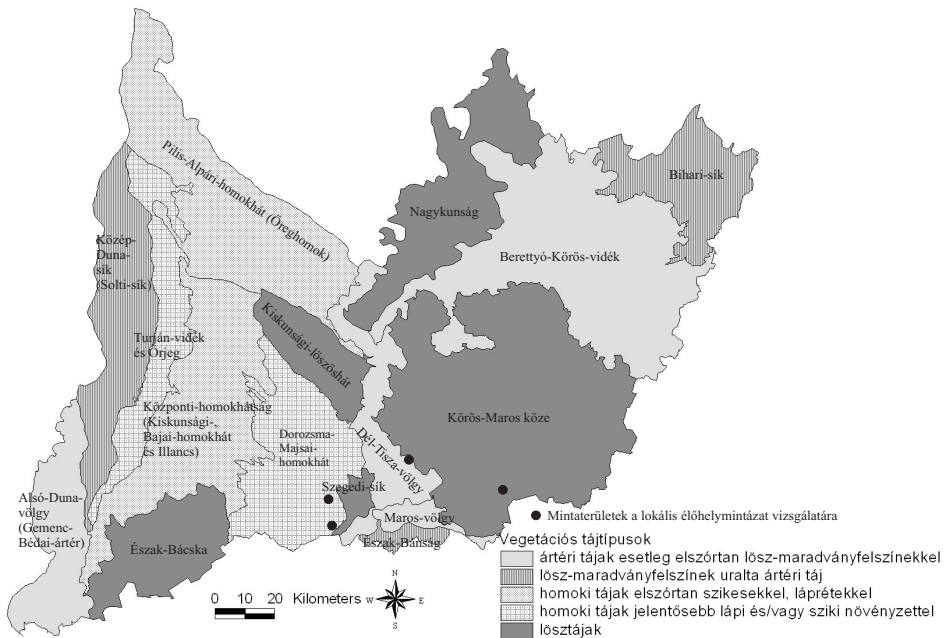
Összefoglaló: A természetföldrajzi adottságok és változásaik befolyásolják a természetvédelem objektumainak (fajok, közösségek, tájak) megjelenését, térbeli mintázatát, állapotát. Délkelet-Magyarországon a makroklimatikus különbségek helyett a felszíni üledékek, a vízellátottság és a geomorfológia szerepe hangsúlyosabb a talajok és a biológiai entitások térbeli mintázatában. A földrajzi háttértényezők alapján a vizsgált területen homoki, lösz- és ártéri tájtypusok találhatóak. A homoki tájak a garmada-buckamezők vagy a lepelhomok-hátak dominanciája alapján különböznek el, szélvájta mélyedéseik élőhelyi mintázatát, azok felszín közeli üledékei, a talajvízáramlások, a csapadékbevitel, a párolgás és a sófelhalmozódás befolyásolja. A lösszel fedett hordalékkúp-síkságok élőhelyi mintázatát a jégkorszaki felszíni formakincs határozza meg, de jelentős a felszíni leöblítés és a legettetés irányította padkaerózió szerepe is. Az ártereken az elöntés vagy annak hiánya, kiszámíthatatlansága befolyásolja leginkább a táji mintázatot a geomorfológia és a tájhasználat mellett, ami jelentős élőhelyi diverzitást hoz létre. A vegetáció térképezésére használt különböző léptékű élőhelyterképek egyben az abiotikus adottságok térbeli mintázatára is utalnak. A recens hazai földrajzi adatbázisok azonban csak tájléptékben segítenek a vegetációmintázat értelmezésében.

Kulcsszavak: földtudományok, tájökológia, élőhelyek, tájmintázat, abiotikus adottságok, Alföld, alföldi vegetáció, élőhelyterképezés

Bevezetés

A természetföldrajzi (geológiai, éghajlati, geomorfológiai, hidrológia, talajtani) adottságok, azok térbeli mintázata, kölcsönhatásai és változásai alapvetően befolyásolják a fajok, közösségek megjelenését, térbeli mintázatát, mennyiségi és minőségi jellemzőit és azok változásait is. A természetföldrajzi háttértényezők és azok változásai legközvetlenebbül a növényzeten keresztül érzékelhetők. A természetföldrajzi háttértényezők és kölcsönhatásaik az Általános Nemzeti Élőhelyosztályozó Rendszerben (ÁNÉR) is visszaköszönnek (Bölöni *et al.* 2011), ahol az egyes élőhelyek, mint felszínborítási egységek tükrözik a terület növény-

zetét, a tájalkotó tényezők közti specifikus kapcsolatokat is. A természetföldrajzi adottságok és változásai az állatvilágot is befolyásolják (különösen a felszíni vizekhez vagy talajhoz közvetlenebbül kötődőket), ám az egyes természetföldrajzi tényezők súlya taxonfüggő. A természetföldrajzi tényezők és azok változásai különböző időléptékben hatnak az élővilágra: közvetlen gyors, de akár késleltetett hatás is lehet egy-egy változás (pl. elöntés, aszály, hirtelen lehulló csapadék) után. A legmarkánsabb, leggyakoribb változások főleg a geomorfológiai, a hidrológiai és a talajadottságokat érintik. Azonban a tájhasználat, az emberi beavatkozások a természetföldrajzi háttértényezőket is módosítják. A természetföldrajzi háttértényezők, s változásai befolyásolják a természetvédelmet, annak aktuális kihívásait is, de egyben a földtudományok segítséget is nyújtanak a döntéshozatalban, a természeti értékek és azok változásainak dokumentálásában, a folyamatok értelmezésében. Jelen munka igyekszik feltárni a Délkelet-Magyarország vegetációtípusjainak (Molnár *et al.* 2008) 3 fő tájtypusában (homoki, lösz és ártéri tájak) a természetföldrajzi adottságok kölcsönhatásaként megjelenő vegetációmintázatot, tájmintázatot, a tájak működését befolyásoló abiotikus adottságokat kisebb, lokális területeken keresztül (1. ábra), felhasználva a MÉTA-élőhelytérképezés során összegyűlt táji tapasztalatokat, összehasonlítva a vegetáció mintázatát a földtu-



1. ábra. A lokális és a tájszintű vegetációvizsgálat mintaterületei DK-Magyarország módosított, vegetációs tájtypusokra színezett vegetációtáj-térképén (Molnár Cs. *et al.* 2008 alapján módosítva).

dományok szaktérképeivel, a történeti térképekkel és a terepi földrajzi adatgyűjtéssel. A lokális élőhelymintázat és annak földrajzi hátterének feltárása kulcsfontosságú az egyes tájtípusok működésének, fenntartható használatának megértése szempontjából. Ezen kapcsolatrendszerek tájtípus-, élőhelykomplex-specifikusak.

Módszerek

A földrajzi háttértényezők és a vegetációmintázat összevetésére elsősorban tájléptékű térképek állnak rendelkezésre, de az összevetésnek a térbeli felbontáson kívül sokszor más akadályai is vannak. A vizsgált terület felszíni üledékeinek értékelésére az 1:200.000-es Alföld Földtani Atlasza sorozat (Rónai *et al.* 1974, 1978, 1979, 1980, 1983, Kuti *et al.* 1991) és az 1:100.000-es digitális felszíni üledéktani térképek (MÁFI 2005) lettek felhasználva. Kielégítő részletességű geomorfológiai térkép nem áll rendelkezésre sem lokális, sem országos szinten, bár a térképezés módszertana megvan (Borsy 1992, Lóczy & Veress 2005, Lóczy 2008, Mezösi & Rakonczai 1997). Így a felszínformák terepbejárás során lettek azonosítva. A vizsgált terület tájszintű éghajlati jellemzői Magyarország éghajlati atlasza (Merisch *et al.* 2001) alapján értékelhetők. A talajvíz mélysége és változásai a – már archívnek tekinthető – 1:200.000-es talajvízszint térképek (Kuti *et al.* 1991, Rónai & Boczán 1966, Rónai *et al.* 1974, 1978, 1979, 1980, 1983) és Szalai (2011) országos léptékű, a XXI. századra bekövetkezett jellemző talajvízszint-változásokat bemutató térképei alapján lettek értékelve. A talajok tájszintű térbeli mintázatának értékeléséhez a Kreybig-féle talajtérképek (MKFI-MÁFI 1934–1951), valamint a talajok fizikai féleségére (Mattyasovszky *et al.* 1967, AGROTOPO 2002) és genetikai talajtípusaira (Takács 1989, AGROTOPO 2002) vonatkozó táji, országos léptékű, frissebb térképek lettek felhasználva. A lokális élőhelymintázatok talajtani hátterének értékeléséhez azonban a korábbi lokális talajtérképezések (pl. egykori Tsz-ek üzemtervi térképei (NTSZ 1980)) feledésbe merülő adatai, a terepi talajmintavételezések és minták labor vizsgálata során (lásd pH, összesó-tartalom, szerves anyagtartalom meghatározás) kapott eredmények voltak legalkalmasabbak. Az alkalmazott földtudományokból kinőtt távérzékelés termékei (műholdfelvételek, légifelvételek) nélkülözhetetlenek a természetvédelmi értékek feltárásában, a biodiverzitás-monitoringban, azok a vegetációtérképezés alapvető eszközei. Az országos vagy táji léptékű vegetációtérképezések során a műholdfotók (lásd MÉTA-program (Molnár *et al.* 2007) során SPOT-4 (CNES 1998) felvételek), míg a lokális élőhelytérképezéseknél (pl. Natura 2000-es területek) a sokkal jobb felbontású légifelvételek (FÖMI 2005) alkalmazása elterjedtebb (lásd a tájtípusok mintaterüleinél), amelyeken már mé-

teres pontossággal meghatározhatók az élőhelyfoltok. A vegetáció mintázatának bemutatására használt élőhelytérképek jelkulcsa az ÁNÉR (Böloni *et al.* 2011).

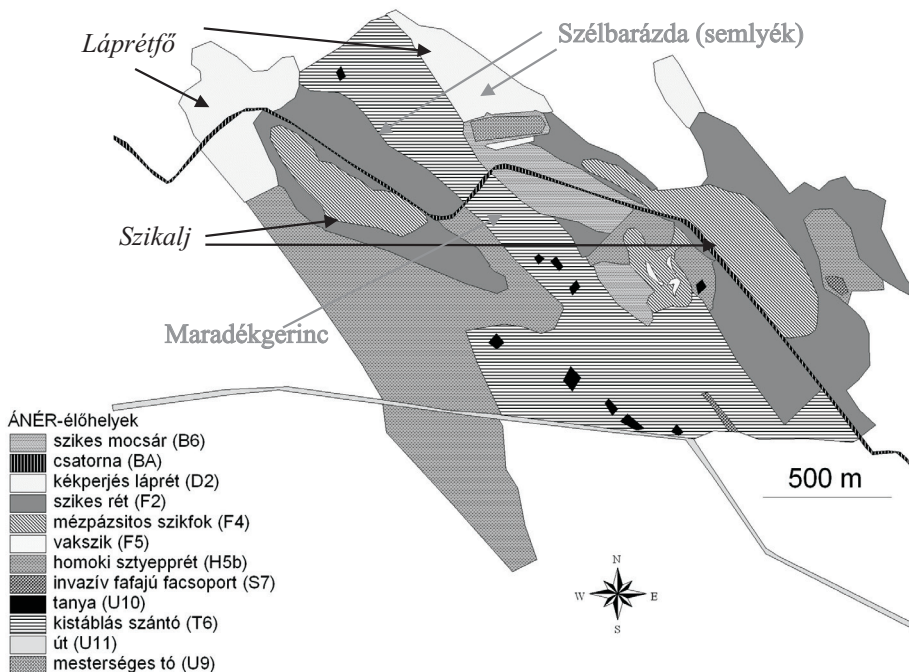
Eredmények

Délkelet-Magyarországon a makroklimatikus különbségek helyett a felszíni üledékek, a vízellátottság és a geomorfológiai adottságok mintázatai jobban magyarázzák a talajok és a biológiai entitások térbeli mintázatát. A földrajzi háttértényezők és a vegetáció kapcsolata alapján homoki, lösz és ártéri tájtypusok különíthetők el, de ezeken belül további jellegzetes élőhelyi összetételű élőhelykomplexek is azonosíthatók, amelyek aránya kistájspecifikus lehet. Az alábbiakban az egyes vegetációs tájtypusokra jellemző élőhelymintázat és a földrajzi háttértényezők kapcsolata kerül összehasonlításra tájszinten. Az egyes típusok lokális élőhelymintázatát kisebb mintaterületekre készült élőhelytérképek szemléltetik.

A *homoki tájak* a garmada-buckamezők vagy a lepelhomok-hátak, maradékgerincek dominanciája - mint a táj alaplámpátrixát képző felszínalaktani formák - alapján különülnek el. A futóhomokból álló, intenzívebb reliefű, szélerozióznak jobban kitett garmadamezőket humuszos homoktalajok fedik, ám e garmadák talajainak humusztartalma kisebb a lepelhomok-hátakhoz, maradékgerincekhez képest (Bodrogközy 1981), s a beszivárgást lassító üledékek – s így a talajvíz is – e felszínformák alatt mélyebben helyezkednek el (Kuti *et al.* 1991). E területek így beszivárgási zónáknak számítanak, így biomassza-termelőségük kisebb. A buckamezők vegetációját a nyílt homokpusztagyepék alaplámpátrixába ékelődő homoki nyarasok, illetve nyílt homoki tölgyesek alkotják. A Dél-Kiskunság homoki nyarasaiból hiányzik a közönséges boróka (*Juniperus communis*), azt az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) helyettesíti, így e társulásra a galagonyás-nyaras (*Crataego-Populetum albae*) elnevezés javasolt. E *nyílt homoki gyepekkel és erdőkkel mozaikos garmadabucka-mező homoki táj* a Duna-Tisza köze középső, kiemeltebb részén – lásd Kiskunsági-, Bugaci-homokhát, Illancs – jellemző.

Ezzel szemben a Dorozsma-Majsai-homokhát, a Pilis-Alpári-homokhát és a Túrján-vidék táji alaplámpátrixát a maradékgerincek és lepelhomok-hátak képezik, amelyek szintén futóhomokból épülnek fel, humuszos homoktalajjal fedettek. A felszín közelében e tájakban gyakran vízzáró vagy vizet nehezen átteresztő rétegek (réti dolomit, réti mészkő, mésszel összecementált homok) helyezkednek el (Miháltz 1966), ami miatt a talajvíz a gyökérszónához közelebb helyezkedik el, javítva a talajok vízgazdálkodási tulajdonságait. Ráadásul a fenti tájak, mivel a Duna-Tisza köze peremén helyezkednek el, nemcsak a helyben lehullott csapadékból, hanem a regionális talajvízáramlásokból, azaz a Duna-Tisza köze középső, garmada-

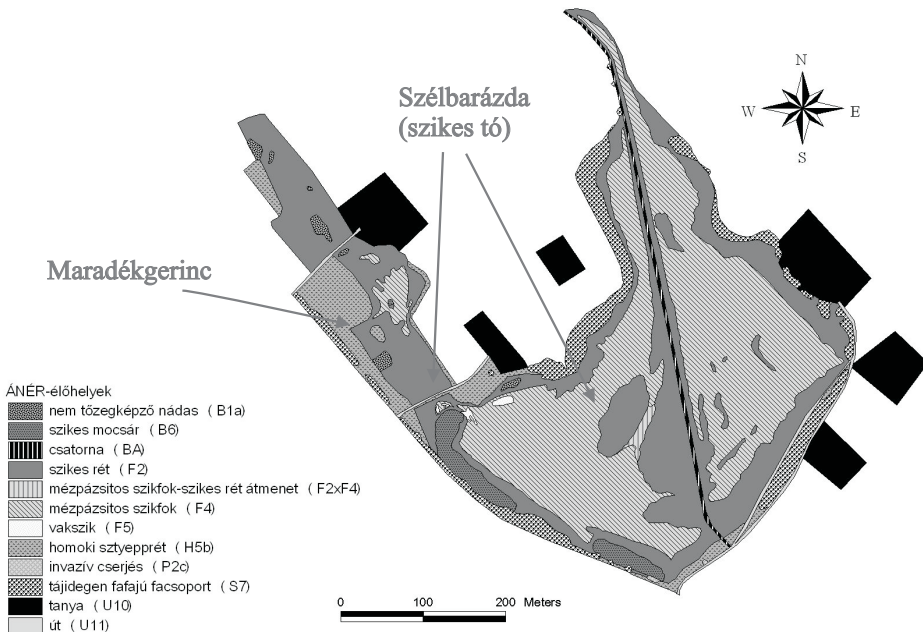
dabuckák uralta területei felől is kapnak vízutánpótlást. Így a talajok humusztartalma is magasabb (Bodrogekőzy 1981) a nagyobb mennyiségű biomassza-produkció miatt. Ezért e felszínformák gyepei és erdei is zártak, homoki sztyepprétek, zártabb, egybibés galagonyát tartalmazó homoki nyarasok, s nyílt homoki tölgyesek mellett a zárt alföldi kocsányos tölgyesek is jellemzők. A lepelhomok-hátakba az uralkodó széliránynak megfelelően északnyugat-délkelet irányú szélvájta mélyedések (szélbarázdák, deflációs laposok, helyi néven: semlyékek) ékelődnek, amelyek vegetációmintázatát a felszín közeli vízzáróbb üledékek (réti mészkő, réti dolomit), a talajvízáramlások, a csapadék, a párolgás és a sófelhalmozódás befolyásolja. A Dorozsma-Majsai-homokhát és a Pilis-Alpári-homokhát szélbarázdáiban a semlyékek északnyugati részén lápi élőhelyek (láprétfő), míg azok délkeleti részén, a felszínformák legmélyebb fekvésű területein szikes élőhelyek (szikalj) találhatóak. Eme különösen a Dorozsma-Majsai-homokhátra jellemző lokális élőhely-mintázatot láprétfő-szikalj mintázatnak nevezzük (2. ábra). A láprétfő-szikalj mintázatú semlyékekben egy északnyugat-délkelet irányú grádiens mentén rendeződnek egymás mellé a különböző élőhely- és talajtípusok a vízellátottság és a talajok sókoncentrációjának függvényében. A láprétfőknél réti talajok találhatóak,



2. ábra. A Kisiván-szék és a Sáros-szék élőhelytérképe. A szürke nyilak és feliratok felszínalaktani formát, a dőlt betű pedig élőhelykomplexet jelöl.

amelyeken kékperjés rétek, üde láprétek, magassásrétek, sédbúzás mocsárrétek, lápi magaskórósok jellemzők, de ott a szukcesszió későbbi fázisában üde cserjésekhez sorolható rekettyefüzesek, majd alföldi zárt kocsányos tölgyesek jelennek meg. A lápi zombékosok, tőzegképző nádasok, fűzlápok, kőris-és égerlápok a lápos réti talajú, magasabb talajvízszintű, legfeljebb nyár végére kiszáradó láprétfők élőhelyei, amelyek csak a fő regionális talajvízfeltörési zónáknál fordulnak elő. A láprétfők élőhelyeit délkelet felé először a szolonyeces réti talajon kialakult szikes rétek (így ezekre a „szoloncsákos szikes rét” elnevezés helyett a homokhátsági szikes rét elnevezés jobb) övezik, majd a legdélkeletebbi, legmélyebb fekvésű részeken, szoloncsák, illetve szoloncsák-szolonyec talajon - a magasabb pH-t, felszíni sófelhalmozódást indikáló - mézpzásitos szikfokok, vakszikek követik. A legtovább vízborította részeken szikes mocsarak is jellemzőek. A fenti grádiens mentén a lápi jellegű élőhelyek felől a szikes élőhelyek felé haladva a szélbarázdákban az összeső-tartalom és a pH nő, míg a szerves anyagtartalom csökken a Balástya környékén elvégzett talajvizsgálatok alapján (Deák & Bárány-Kevei 2011). A láprétfő-szikalj mintázat jól korrelál a regionális talajvízáramlások irányával, a felszíni és a felszín alatti rétegek lejtésével, de e mintázat kialakulásában fontos szerepe van az evapotranspirációnak (párolgás), illetve a felszín közeli vízzáró, félig vízzáró réti mészkő, réti dolomit, szikes iszap rétegeknek is, amelyek a talajvízáramlásokat a felszín közelében tartják. A talajvíz először a szélbarázdák északnyugati-nyugati részén jelenik meg, ahol a felszín belemetsz ezen áramlásokba. Ezután a víz a semlyékekben délkelet felé áramlik tovább a felszínen vagy a felszín közelében, amelyre azonban egyre jobban hat a párolgás, így az a szikaljba érve betöményedik, a talajoldatok sókoncentrációja, pH-ja megnő, ami a szikes élőhelyek kialakulásának kedvez. A párologtató vízgazdálkodás a szikesek létrejöttében meghatározó. Ha a regionális talajvízáramlások erőssége nagy, vagy a párologtató vízgazdálkodás kevésbé erős (lásd a Felső-Kiskunság), akkor a szikes élőhelyek kisebb arányban, átmeneti formában jelennek meg, azokat legfeljebb a szikes rétek, szikes mocsarak képviselik, de a szikes élőhelyek hiányozhatnak is. A Túrján-vidék szélesebb felszíni mélyedései (ezek egy része félig eltemetett Ős-Duna meder) közvetlen a beszivárgási zónát jelentő, Duna-Tisza köze középső részén elhelyezkedő garmadabucka-vidék nyugati oldalán húzódnak, ami nagy relatív relieffel törik le nyugat felé (a Duna-Tisza-közi Homokhátság aszimmetrikus morfológiájú, legmagasabb pontjai annak nyugatabbi részén található). Így a regionális talajvízáramlások is rövidebb távolság és idő alatt, nagyobb erővel érik el a felszín mélyedéseit kedvezve a lápi élőhelyeknek, amit a Túrján-vidéktől nyugatra a Duna-menti-síkság üledékei is elősegítenek, megakadályozva a talajvizek gyors nyugat felé való eláramlását. Ezzel szemben a Dorozsma-Majsai-homokhátság és a Pilis-Alpári-homokhát lassan, folyamatosan lejt délkelet felé, ahol a talajvízáramlások csak több 10 km megtétele után folyamatosan jutnak a

felszínre, a felszín közelébe. Így ott van hely és idő a szikesek megjelenéséhez is a fő talajvízfeltörési zónától távolodva. A Dorozsma-Majsai-homokhát láprétfő-szikalj mintázatú semlyékeinél egy kistájszintű regionális mintázat is kirajzolódik a szikes és lápi jellegű élőhelyek egymáshoz viszonyított aránya tekintetében. A kistáj keleti széle felé a semlyékekben megnő a szikes élőhelyek aránya, a semlyékek legmélyebb részeit egyre gyakrabban töltik ki mézpázsitos szikfokok, alig vannak lápi jellegű élőhelyek. A lápi élőhelyek semlyékeken belüli aránya viszont a kistáj nyugati része felé haladva nő, miközben a fő talajvízfeláramlási zónákban az üdebb lápi élőhelyek (lásd zombéksásosok) is gyakoribbak. E gradiensek alapján a Dorozsma-Majsai-homokhát háromosztatú. A nyugati harmadban, a kistáj Bugaci-homokháttal, Illanccsal határos részén a semlyékeket vastagabb futóhomok tölti ki, így a vízzáró rétegek és talajvíz mélyebben helyezkedik el. Itt a semlyékekben homoki sztyepprétek, sztyepprétesedő üde (szikes és lápréti) gyepek jellemzőek, amelyek kialakulásában a tájleptéki talajvízszint-süllyedés is szerepet játszhatott. A középső harmadban típusos láprétfő-szikalj mintázatú gyepek vannak, a láprétfők aránya itt a legnagyobb. A keleti harmadban viszont a szikes élőhelyek dominálta semlyékek jellemzőek, a lápi élőhelyek részaránya kicsi vagy hiányoznak is, mint azt a Kancsal-tó példája mutatja (3. ábra). A fenti laposabb homokformák uralta homoki tájak a *láprétfő-szikalj mintázatú semlyékekkel*,



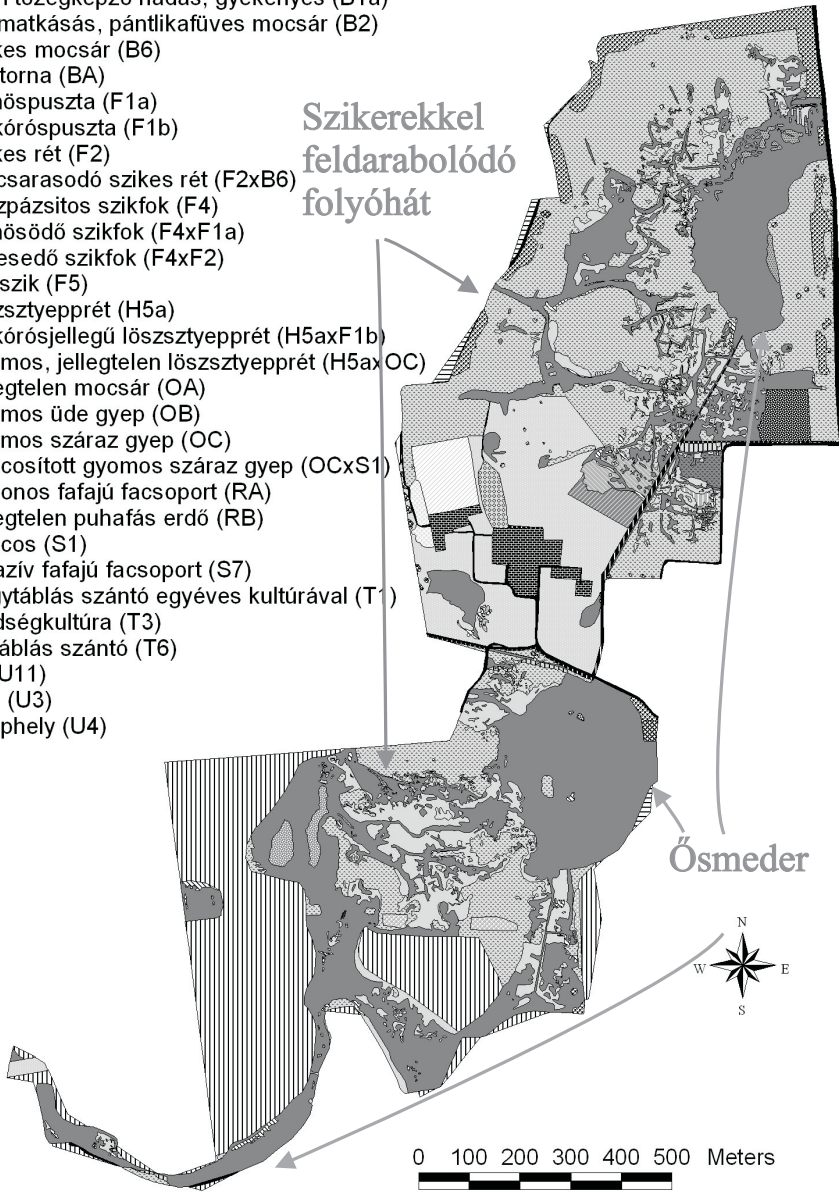
3. ábra. A Kancsal-tó élőhelyterképe. A nyilak felszínalaktani formákat jelölnek.

sztyepprétekkal és erdőkel mozaikos homoki tájtípusba sorolhatók. A szélbarázdák üde élőhelyeit a csapadékhiány mellett a talajvízszint süllyedése (Szalai 2011) és a melioráció fenyegeti, ami nemcsak a vízellátottságot csökkenti, de a vízben oldható Na-sók koncentrációjának csökkenése a talajban (kimosódás, elszállítódás) a szikesek fennmaradását is veszélyezteti, ami a vakszikek és mézpázsitos szikfokok kiterjedésének csökkenésén, helyettük szikes rétek megjelenésén, illetve a szikes rétek gyomosodásán (tarackbúzásodás) is tetten érhető (Ladányi *et al.* 2011).

A *lösszel fedett hordalékkúp-síkságok* (lásd Körös-Maros köze, Nagykunság, Kelet-Duna-Tisza-közi löszhátak kistájcsoport (Gerje-Perje-sík, Kiskunsági-löszöshát, Szegedi-sík), Bácskai-löszhát) élőhelyi mintázatát a jégkorszaki, lösz által konzervált felszínforma-kincs (löszhátak és elhagyott ősmedrek) határozza meg, de szikeseiken jelentős a felszíni leöblítés és a legeltetés irányította padkaerózió által feltáruuló szikes altalaj szukcessziót és dinamikai folyamatokat befolyásoló hatása is (lásd nagyéri Gulya-kút mintaterület) (4. ábra). E criscumi lösztájak pusztái a *lössgyepekkel és pusztai tölgyesekkel mozaikos löszhátú padkás ősszikesek* vegetációs tájtípusba sorolhatók, amelyek 3 élőhelykomplexet foglalnak magukba: a löszhátak löszgyep-löszcserjés-lösztölgyes mozaikjait, az ősmedrek üde szikes élőhelyeit és az e kettő közt elhelyezkedő padkás szikeseket. A löszhátak löszgyep-löszcserjés-lösztölgyes mozaikjait sokszor csak a löszsztyepprétek képviselik, helyükön sokszor csak nagytáblás szántók dominálta *szántók uralta mezsgyés, csatornás lösztáj* található. A természetesebb, szikeseket is tartalmazó élőhelykomplexek belső, lokális élőhely-mintázata aprófoltos, élőhelydiverzitása nagy az abiotikus feltételek változatosságának és a tájhasználatnak köszönhetően. A criscumi padkás ősszikesek egymással szukcesszionális és dinamikai kapcsolatban álló élőhelyei a geomorfológiai, talajtani, vízrajzi adottságoknak megfelelően zónákba rendeződnek. A természetföldrajzi adottságok kis mértékű módosulása esetén is azonban a zónák képesek átrendeződni, mert a só- és vízellátottság az egyes élőhelyek kialakulásában, megjelenésében meghatározó. Ezen élőhelykomplex mintázatát minden más hazai élőhelykomplexnél jobban meghatározzák a mikromorfológiai adottságok, ugyanis az eróziós hatások hosszú ideig megmaradnak. A puszták ősmedreiben, sarlólaposaiban nádasok, szikes mocsarak, szikes rétek található szolonyeces réti talajon. Az ősmedrekben szoloncsák-szolonyec talajon megjelenő mézpázsitos szikfokok, vakszikek a Kelet-Duna-Tisza-közi-löszhátakon gyakoribbak (különösen a Kiskunsági-löszöshátan), míg DK-Magyarország földrajzi Tiszántúlra eső részén ritkák (lásd Kardoskúti Fehér-tó, Kakasszék). A legnagyobb élőhelydiverzitás az övzátonyok, folyóhátak peremén jellemző, ahol réti szolonyec talajon ürmöspuszták, vakszikek, löszsztyeppré-t-maradványok, s az övzátonyokat feldaraboló szikerek szikes

ÁNÉR-élőhelyek

-  nem tőzegképző nádas, gyékényes (B1a)
-  harmatkásás, pántlikafüves mocsár (B2)
-  szikes mocsár (B6)
-  csatorna (BA)
-  ürmöspuszta (F1a)
-  cickóróspuszta (F1b)
-  szikes rét (F2)
-  mocsarasodó szikes rét (F2xB6)
-  mézpázsitos szikfok (F4)
-  ürmösödő szikfok (F4xF1a)
-  rétiesedő szikfok (F4xF2)
-  vakszik (F5)
-  löszsziepprét (H5a)
-  cickórósjellegű löszsziepprét (H5axF1b)
-  gyomos, jellegtelen löszsziepprét (H5axOC)
-  jellegtelen mocsár (OA)
-  gyomos úde gye (OB)
-  gyomos száraz gye (OC)
-  akácosított gyomos száraz gye (OCxS1)
-  őshonos fafajú facsoport (RA)
-  jellegtelen puhafás erdő (RB)
-  akácos (S1)
-  invazív fafajú facsoport (S7)
-  nagytáblás szántó egyéves kultúrával (T)
-  zöldségkultúra (T3)
-  kistáblás szántó (T6)
-  út (U11)
-  falu (U3)
-  telephely (U4)

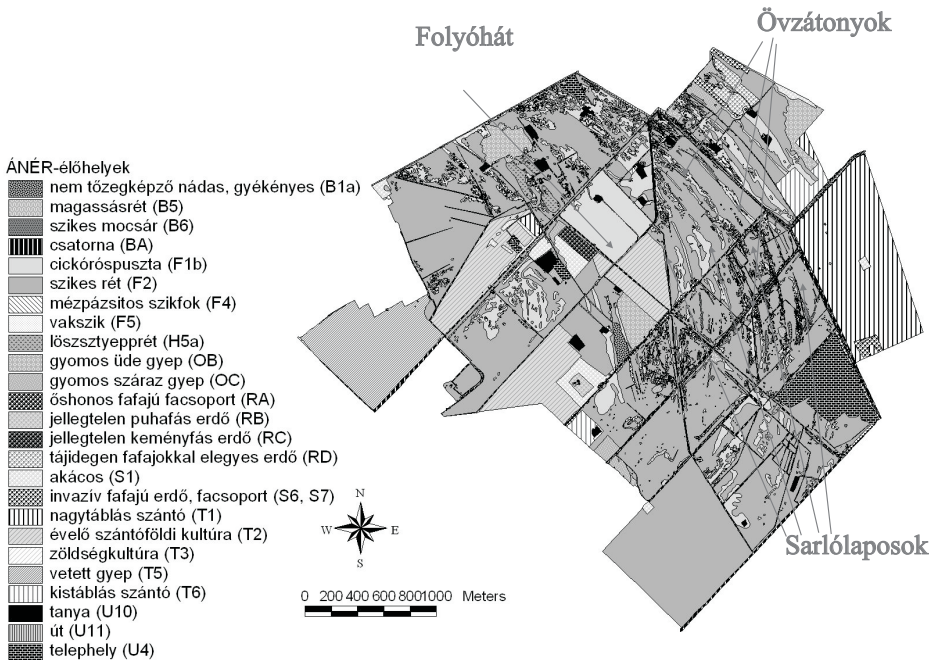


4. ábra. A Nagyéri Gulya-kút élőhelytérképe. A nyilak felszínelaktani formákat jelölnek.

rétjei, mézpázsitos szikfokai jelennek meg. A kiemeltebb lösszel fedett folyóhátak, övzátonyok réti csernozjom, réti csernozjom, alföldi mészlepedékes csernozjom talajain az utolsó természetes növényzetet a löszsztyepprétek (ritkábban löszcserjések, lösztölgyesek) képviselik. A fenti élőhelymintázat jellemző az alacsony árterekbe ékelt, azokból szigetszerűen kiemelkedő *magas ártéri lösz-maradványfelszín*ekre is, (lásd Solti-sík (Közép-Duna-sík), Körösszög, Bánság-sarok, Bihari-sík tájakat ezek uralják), hisz azok lösszel fedett hordalékkúpok folyóvízi erózió által feldarabolt maradványai, így e két formacsoport üledéktani, talajtani, morfológiai, klimatikus adottságai is hasonlóak. Mindkét formacsoportnál a recens elöntések hiánya és a folyók áradási miatt felszín közelében tartott talajvízszint is hozzájárult a szikesek kialakulásához. Napjainkban az árvizek hiányában csökkenő talajvízszint elősegíti e szikesek kilúgozódását, ami az ürmöspuszták cickóröspusztává történő átalakulásán érhető tetten.

Az ártereken az árvízi elöntés megléte vagy hiánya hat leginkább a táji mintázatra. Az elöntés viszonyok folyamatos változása, kiszámíthatatlansága és a tájhasználat jelentős élőhelyi diverzitást hozott létre, amit a folyamszabályzás és az ármentesítés is befolyásolt növelve a tájtípusok számát, s részben az élőhelydiverzitást is. Az ártereken 5 vegetációs tájtípus különíthető el (*hullámtéri táj, mentett oldali nem szikes alacsony ártéri táj; ártéri lápi táj; mentett oldali alacsony ártéri másodlagos szikes táj; mentett oldali magas ártéri maradványfelszín*). A hullámterek friss öntésein (agyag, iszap, homok, homokliszt) öntés és réti öntés talajok, míg a mentett oldali nem szikes alacsony ártér közetliszt, iszap, agyag üledékein inkább öntés réti és réti talajok találhatóak. A *nem szikes ártér (hullámtéri táj, mentett oldali nem szikes alacsony ártéri táj)* élőhelyeinek típusát, térbeli elrendeződését, mintázatát első sorban a hidroökológiai paraméterek (a talajvíz mélysége, dinamikája, a vízborítás eredete (árvíz vagy belvíz által), magassága, kezdete, tartóssága, éves – több éves dinamikája, vízutánpótlás formája, vízkémiai jellege) befolyásolják a tájhasználat mellett. Az elöntés hosszának, magasságának éves, több éves változásai a parti zonáció eltolódását, átmeneti állományok kialakulását, aprófoltosságot idéznek elő különösen a sekélyebb vízű ártéri vízterekben (hullámtéri holtágak, kubikgödrök, mentett oldali ómerdek, sarlólaposok). A nem szikes ártereken 15 természetes élőhely alkalmazkodott a fenti változó adottságokhoz. Közülük a mocsárrétek és a fűz-nyár ligeterdők a legnagyobb kiterjedésűek táji léptékben. A mocsárrétek a Körösök vagy a Maros mentén a hullámtéren is nagyobb kiterjedésben megmaradtak, míg a Dél-Tiszavölgyben inkább csak a mentett oldalon fordulnak elő. A fűz-nyár ligeterdők a hullámterek legnagyobb kiterjedésű természetes élőhelyeivé váltak az elmúlt egy évszázad alatt, kiterjedésük a folyamszabályzások után telepítés és spontán regeneráció által is nőtt. A tápanyagban gazdag holtmedrekben, kubikgödrökben

jellemzőek az eutróf hinarasok. A vizek parti zonációjában és a feltöltődött medrekben a vízellátottságtól és annak sokéves változásaitól függően nem tőzegképző nádasok, gyékényesek, tavi kákások; harmatkásás és virágkákás, csetkákás, hídörös, metyelkórós mocsarak társulásai; magassásrétek, míg a hirtelen kiszáradó vizekben ártéri ruderalis gyepesek fordulnak elő. A nem szikes alacsony ártéri tájak élőhelyei mellett az ártereken valamennyi hazai szikes élőhely (9 darab) megtalálható köszönhetően az ártérbe ékelt *magasártéri lösz-maradványfelszín*nek és kisebb arányban az alacsony ártereken a folyamszabályzás után kialakult, kisebb élőhelydiverzitású másodlagos szikeseknek. Továbbá 5 lápi jellegű élőhely (lápi hinarasok, láptavi hinarasok, zsombéksásosok, fűzlápok, égerlápok) is előfordul (ártéri lápi táj, lásd Töserdő). Így az árterek eltérő természeti adottságaihoz összesen 29 élőhely alkalmazkodott az Alföldön. A legnagyobb élőhelyi diverzitás ott van, ahol a hullámtéri táj és a lösz-maradványfelszín érintkeznek (lásd Tőkei-gyepesek). A *mentett oldali alacsony árterek másodlagos szikesei* az elöntés jelenlegi hiányának köszönhetik kialakulásukat (főleg az árterek peremén), ugyanis az elöntések elmaradásával kifejezésre tudott jutni a párolgató vízgazdálkodás. A belvízelvezetés megindulásáig a folyók által felszín közelben tartott, s a környező hordalékkúpok felől víz és Na-sútánpótlást is kapó talajvíz is segítette a szikesedést. A cickórós másodlagos szikesek vegetációmintázatában főleg a



5. ábra. A hőmezővásárhelyi Nagysziget élőhelytérképe. A nyilak felszínalaktani formákat jelölnek.

morfológiai adottságok meghatározóak (5. ábra), ami alapján 3 vegetációs alegység különíthető el. A hódmezővásárhelyi Nagysziget mintaterületén a homogén szikes rétek sarlólaposokban, ómedrekben felszín közeli, 0–0,5 m mély átlagos évi talajvízszintnél, réti szolonyec, réti, karbonátos öntés réti, réti öntés talajokon jelennek meg. A homogén cickórósok folyóhátakon, mélyebb – 1,3–2,0 m – átlagos évi talajvízszintnél alakulnak ki nem szikes, karbonátos humuszos öntés és karbonátos humuszos öntés réti talajokon. A szikes rétek és cickórópuszták mozaikjai övzátányokon, 0,1–1,3 m- es átlagos évi talajvízszintnél, réti szolonyecen fordulnak elő. A rétsztyeppes másodlagos szikesek a fentiekhez hasonlóak, de bennük nagyobb arányban megjelennek az őszirózsás rétsztyeppek is (pettyezett őszirózsával (*Aster sedifolius* ssp. *sedifolius*)), amelyek a fenti felszínformák bármelyikén kolonizálhatnak, de inkább az ősmedrekre és az övzátányok ősmedrek körüli peremére jellemzőek. Az őszirózsás rétsztyeppek jó részt mélyben sós réti csernozjomon, sztyeppesedő réti szolonyecen fordulnak elő. E talajok átmeneti jellege jelzi ezen élőhelyek fajkészletének átmeneti jellegét is, mert abban a mocsárrétek, löszgyepek és szikes rétek fajai is előfordulnak. A belvízelvezetés és a csapadékhiány miatt a másodlagos ártéri szikek kilúgozódása is megkezdődött, amit szerves anyag-felhalmozódás kísér.

Értékelés

A hazai földtudomány egyes részterületei a természetföldrajzi adottságok térképezését jelentős különbségekkel valósították meg részletesség, területi lefedettség és aktuális szempontjából, így ezen adatbázisok eltérő mértékben használhatók fel az ökológia számára. A felhasználásnak komoly térlépték korlátai vannak, ugyanis a földrajzi adatbázisok gyakran csak tájléptékű mintázatok értékelésére használhatók. Az Alföld Földtani Atlasza sorozat (Rónai *et al.* 1974, 1978, 1979, 1980, 1983, Kuti *et al.* 1991) nem készült el a teljes vizsgált területre, ám a frissebb 1:100.000-es digitális felszíni üledéktani térképek (MÁFI 2005) jól használhatók. A régebbi atlasz sorozat az átmeneti üledékek bemutatásánál jobban használható, az a 2, 5 és 10 m-es mélységben lévő üledékek térbeli mintázatát is tartalmazza, ami például a talajvízáramlások, a talajok víztartó-képessége szempontjából fontos. A talajvizek, rétegvizek helyzete, áramlási viszonyai, az egyes üledékretegek és a talajok víztartó-képessége szempontjából kiemelkedő fontosságú az üledékek felső 30 m-ének vizsgálata (lásd 1:200.000-es felszíni üledékeket bemutató térképlapok az Alföld Földtani Atlaszában, Miháltz 1966). Mivel nincsenek kellő részletességű geomorfológiai térképeink – legfeljebb lokális szinten (lásd Mezösi 1984) –, így azt a terepi tudás valamint az 1:10.000- es (FÖMI 1977-1983) és

1:25.000-es (MH 1992) topográfiai térképek segítségével kell előállítani. A Magyarország Nemzeti Atlaszában lévő 1:500.000-es geomorfológiai térképen (Pécsi 1972) a földtani térképek és a geomorfológiai térképek fogalmi keverednek. Magyarország éghajlati atlasza (Merisch *et al.* 2001) csak a mezoklimatikus különbségek középtájszintű értékelésére használható. Részletesebb időjárás, klimatikus adatok az OMSZ mérőállomás-hálózat adataiból nyerhetők, amelyek sokszor még a kisebb települések esetén is az 1930-as évektől kezdve folyamatos adatsort szolgáltatnak. Szintén akár az 1930-as évekig visszamenően egyes területekről folyamatos talajvíz-adatsorok állnak rendelkezésre a talajvízszintmérő-kút hálózatból. A korábbi talajvíztérképekhez (Rónai & Boczán 1966, Rónai *et al.* 1974, 1978, 1979, 1980, 1983, Kuti *et al.* 1991) képesti változásokat mutatja be az 1971–2000. közötti átlagos talajvízszintek és a 2009. évi közepes talajvízszintek közti különbségeket ábrázoló országos térkép, valamint az 1971–2000 közti időszak december havi átlagértékei és a 2010. december havi közepes talajvízszintek közti különbségek területi eloszlását bemutató országos térkép (Szalai 2011). Előbbi térkép az 1980-as évektől megindult - főleg a Duna-Tisza közti Homokhátság központi részét érintő, de a Kis-Sárrétben, a Körös-Maros köze nyugati részén is jellemző – talajvízszint-süllyedést jelzi, míg az utóbbi a 2010-es kiemelkedő éves csapadékbevétel talajvízszint-süllyedést kompenzáló hatását mutatja be. Ez utóbbi alapján csak a Duna-Tisza közti Homokhátság egyes területein (lásd Illancs, Ásott-halom és a Pilis-Alpári-homokhát Kecskemét-Pusztavacs-Cegléd-Nagykörös által határolt térsége) volt hatástalan a talajvíz szintjére a 2010-es csapadékbevétel. A folyók – kevesebb helyen a csatornák, tavak – vízszintváltozásaira a vízügyi igazgatóságok által üzemeltetett vízmércék adatai adnak tájékoztatást, de ezek is csak bizonyos településekre, vízterekre szolgáltatnak adatokat, így felhasználhatóságuk korlátos. A talajok térbeli mintázatát legrészletesebben az 1:25:000-es Kreybig-féle talajtérkép (MKFI-MÁFI 1934–1951) mutatja be, de az csak a talajok víztartó-képességre, kémhatásra, szikességre koncentrál, az erdők és az olykor időszakosan elöntött területek talajait nem vizsgálja. A hazánkban legelterjedtebb, s a vegetációkutatásban is leginkább használt Stefanovits-féle genetikai talajosztályzás (Stefanovits 1999) egyetlen országos lefedettségű, aktuális adatbázisa az agrotopográfiai térkép (AGROTOPO 2002) amely csak legfeljebb kistáji-, középtáji szinten alkalmazható. Részletesebb genetikai talajtérképeket egyes feledésbe merülő Tsz-talajtérképek, illetve egyes lokális vizsgálatok jelenthetnek, amelyek legtöbbször nem megkerülhetők egy-egy vizsgálati terület talajtani jellemzőinek meghatározásához. Angolszász hatásra Magyarországon is megjelent a FAO-talajosztályzás (FAO-UNESCO 1988), ami az 1:500.000-es Európa Talajatlásának (Jones *et al.* 2005) is a jelkulsza. Ez csak részben hasonlít a Stefanovits-féle genetikai talajosztályzáshoz, abban vannak a hazai osztályzás

logikájával nehezen értelmezhető, gyakran redundáns kategóriák is. A nevezéktanban nincs magyarra fordított hivatalos változata, ami minimum a gyakorlattal, de sokszor a társszakmákkal való kommunikációt is nehezíti. Délkelet-Magyarországon a kategóriák használatában és a térkép által közvetített táji mintázatban is problémák vannak. Hibásan kerültek egy kategóriába, a magyar nevezéktanban nem szereplő feozem talajtípusba (vastag, sötét, szerves anyagban gazdag felalajú talajok, amelyekben nincs másodlagos CaCO_3 felhalmozódás) a lepelhomok-hátak, maradékgerincek humuszos homoktalajai, a Dél-Tisza-völgy öntés és réti talajai és a réti csernozjomok, amelyek genetikailag, a talajképző kőzet, számos talajfizikai (lásd szemcseméret-eloszlás) és talajkémiai tulajdonság (lásd szerves anyagtartalom) alapján sem sorolhatók egy kategóriába. Az arenosol-ba sorolt garmadabucka-mezők futóhomokjainak ábrázolása a Duna-Tisza-köze déli részén pontatlan. A Felső-Kiskunság lepelhomok-hátainak humuszos homoktalajainak cambisol-ként (mérsékelttel fejlett fiatal talajok) való elkülönítése szükségtelen. A fluvisolok (folyami talaj) az öntéstalajoknak feleltethetők meg, ám ezek ábrázolása hiányos, az országhatárnál megszakad. Az ártereken a szerves anyag felhalmozódás túlreprezentált, ugyanakkor a félig lebomlott szerves anyagot tartalmazó talajként definiált, tözegecs laptalajoknak megfeleltethető histosol-ok ábrázolása a Kis-Sárrétben pontatlan és historikus. A fentiek miatt a geomorfológiai és talajadottságok tisztázására az egyes tájtípusok és mintaterületek esetén a terepbejárások tapasztalatainak, talajvizsgálatoknak meghatározóbb szerepük volt a rendelkezésre álló földrajzi adatbázisokhoz képest. A talajtérképek általában csak fogódzót adtak, a tájleptéktű mintázat megértésében segítettek.

A tájökölógiai adottságok, a potenciális vegetáció meghatározását, illetve a tájváltozások detektálását a történeti térképek is segítik (lásd első (HIM 1764–1787), második (HIM 1806–1869), harmadik katonai felmérés (HIM 1872–1887) és felújítása (HIM 1912–1925), MNH 1950, FÖMI 1977–1983). Ugyan a régebbi térképek (lásd első katonai felmérés) kevésbé pontosak, kevésbé jól illeszthetők a mai térképekhez (bár a második katonai felméréstől kezdődően ez már kevésbé problémás), azok tartalma mégis rendkívül fontos (lásd garmadabucka-mezők, szikes tavak, lápok, ártérhatár (előöntött és ármentes területek) meghatározása), ugyanis kombinálva azokat a geomorfológiai, hidrológiai és talajtani adatokkal, -figyelembe véve az aktuális vegetációmintázatot - a növényzet tájleptéktű változásai, a potenciális vegetáció is meghatározható (lásd Duna-Tisza köze tájtörténeti térképei (Biró 1998, Biró & Gulyás 1999). A CORINE (FÖMI 2000) és a CÉT (Molnár 2000) élőhelyek kombinált használatával (a nem természetes élőhelyekre előbbi, a természetes élőhelyekre utóbbi alkalmazva) tájtörténeti élőhelytérkép sorozatok szerkeszthetők (Deák 2003, 2004, Deák & Bárány-Kevei 2006).

A homoktájokban a geomorfológiai adottságok és a talajvíz szerepe a vizsgálatok alapján kiemelkedő, de a felszín alatti vízzáró rétegek épségének megőrzése (lásd réti mészkő, réti dolomit rétegek megóvása, öntözőgödörök létesítésének megakadályozása, szénhidrogén-kutatás mérséklése) is fontos a tájra jellemző csapadékeloszlás és csapadékösszeg mellett. Ezért mind a felszínmorfológia megváltoztatás (lásd homokbuckák elplanálása, szélbarázdák feltöltése, szél által szállított homokkal való eltemetődése), mind a talajvízszint csökkenése (lásd lápi élőhelyek eltűnése, szikesek kilúgozódása) súlyos következményekkel jár. A bemutatott láprétfő-szikalj mintázat azt is jelzi, hogy a Homokhátság vizes élőhelyeinek vízutánpótlása (láprétek, szikes élőhelyek) természetszerűen csak a talajvíz utánpótlásával és nem felszíni vízutánpótlással lehet megoldani, mert az nem járul hozzá a fenti élőhelymintázat fenntartásához.

A lösztájak és a magas ártéri lösz-maradványfelszínek padkás szikeseinek táji mintázatában a geomorfológiai adottságok (nagyobb léptékben a jégkorszaki formakincs, lokálisan a mikromorfológia) a meghatározóak, amik a talaj és hidrológiai adottságokra is kihatnak. A vegetációmintázat formálódásában a padkaerózió (lineáris és areális) fontos a szerepe, amely segít az akár néhány cm-rel mélyebben lévő sós talajrétegek feltáródásában is. A padkaeróziót a legeltetés is segíti, amely egyben az aprófoltság, a nagy foltszám, az élőhelyi diverzitás fenntartásában is fontos. A padkaerózió miatt nem a klasszikus szukcessziós folyamatok jellemzőek a löszháti padkás szikeseken, hanem a változó geomorfológiához igazodó füves élőhelyek térbeli mintázatának változása, ha a talajfelszín közelében marad a só. Sztyeppesedési folyamatok a talajban és a vegetációban csak a tápanyagok, szerves anyagok felhalmozódása esetén indulhatnak meg. A nem szikes lösztájokban a beszántás a fő veszélyeztető tényező, így a mezsgyéken fennmaradt keskeny löszshtyepprét (olykor löszcserjés) foltok megőrzése a természetvédelem fő feladata (Jakab & Csathó 2014), ami a nem optimális geometria a nagy periméter-arány miatt igen nehéz.

Az árterek vegetációs tájtípusait alapvetően az árvizek megléte vagy hiánya határozza meg. Alapvetően a felszín morfológia és a hidrológiai adottságok kölcsönhatás a meghatározó a vegetációmintázatban, de az emberi tájhasználat – más tájtípushoz képest kissé nagyobb – szerepe is fontos. A talajtípusok térbeli mintázatának az alacsony ártéri tájakban a legkisebb hatása a vegetáció térbeli mintázatára. A vegetációmintázat befolyásolására a felszíni előtérés egyedül itt alkalmazható sikeresebben, bár a másodlagos szikeseknél ehelyett a talajvízen át történő hidrológiai környezet kialakítása a kedvezőbb. Az alacsony ártéri szikeseknek alacsony a sótartalmuk. A rétshtyeppes másodlagos szikesek átmeneti jellegű, egyszerre többféle hatást (shtyeppesedés (humusz-felhalmozódás), szikesedés, talajvízhatás) tükröző talajaik miatt sérülékenyek. Amennyiben a talaj-

fejlődést befolyásoló folyamatok egyike túlsúlyba kerül az a vegetációmintázat átalakulását, esetlegesen a másodlagos szikések jellegzetes indikátorélőhelyeinek (cickóróspuszták, őszirózsás rétsztyepek) eltűnését eredményezheti.

Valamennyi tájtípusra jellemző a szikések kilúgozódása, ami a talajvízszint felszín közelében való tartásával mérsékelhető. Ez a vízvisszatartásra, a csatornaszintű vízvisszatartásra hívja fel a figyelmet. Ugyanakkor a nyári kiszáradás a bepárlódás biztosítása miatt szükséges.

Köszönetnyilvánítás – A kutatás a TÁMOP-4.2.1/B-09/1/KONV-2010-0005 „Kutatóegyetemi Kiválósági Központ létrehozása a Szegedi Tudományegyetemen” című projekt, a Körös-Maros, a Kiskunsági és a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóságok, az MTA-ÖBKI, a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, a Nimfea Természetvédelmi Egyesület, a BioAqua Pro Kft. és a Beretzk Péter Természetvédelmi Klub segítségével jött létre.

Irodalomjegyzék

- AGROTOPO (2002): *Agrotopográfiai adatbázis*. – Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest, elérhető: <http://maps.rissac.hu/agrotopo/>
- Biró, M. (1998): A Duna-Tisza köze vegetációja a 18. században. Áttekintő térkép. Méretarány 1:100.000. – In: Molnár, Zs. (szerk.): *A Kiskunság száraz homoki növényzete*. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, 30 p.
- Biró, M. & Gulyás, Gy. (1999): A Duna-Tisza köze tájhasználati- és élőhelytérképe a 19. században. – In: Molnár, Zs. (szerk.): *A Kiskunság száraz homoki növényzete*. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, 32. p.
- Bodroγκözy, Gy. (1981): Hydroecology of the vegetation of sandy forest-steppe character in the Emlékerdő at Ásotthalom. – *Acta Biol. Szeged.* 27: 13–39.
- Borsy, Z. (szerk.) (1992): Általános természetföldrajz. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 832 p.
- Böloni, J., Molnár, Zs. & Kun, A. (2011): *Magyarország élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója ANÉR 2011*. – MTA-ÖBKI, Vácrátót, 439 p.
- CNES (1998): *SPOT-4 műholdfelvételek*. – Földmérési és Távérzékelési Intézet, Budapest.
- Deák, J. Á. (2003): Landscape changes of the Lódri-tó-Kisiván-szék-Subasa area in the Dorozsma-Majsaian Sandlands. – *Acta Climatol. Chorolog.* 36–37: 27–36.
- Deák, J. Á. (2004): Aktuális és tájtörténeti élőhelytérképezés Csongrád környékén. – *Természetvéd. Közlem.* 11: 93–105.
- Deák, J. Á. & Keveiné Bárány, I. (2006): Landscape-ecological mapping in the surroundings of Szeged. – *Ekológia* 25: 26–37.
- Deák, J. Á. & Keveiné Bárány, I. (2011): Csongrád megye kistájainak élőhely-mintázata és tájökölógiai szempontú értékelése. – In: Unger, J. & Pál-Molnár, E. (szerk.): *Geoszféra 2010*. SZTE-TTIK Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport, GeoLitera, Szeged, pp. 79–128.
- FAO-UNESCO (1988): *Soil map of the world*. – World Soil Resources Report 60, FAO, Róma, elérhető: <http://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/soil-maps-and-databases/faunesco-soil-map-of-the-world/en/>
- FÖMI (1977-1983): *EOTR-térképek*. Méretarány: 1:10.000. – Földmérési és Távérzékelési Intézet, Budapest.

- FÖMI (2000): *CORINE Felszínborítás CLC50 nomenklátúra 1.4.* – Kézirat. Földmérési és Távérzékelési Intézet, Budapest.
- FÖMI (2005): *Magyarország 2005-es légifotózásának ortofotói.* – Földmérési és Távérzékelési Intézet, Budapest.
- HIM (1764-1787): *Első katonai felmérés térképei.* Méretarány: 1:28.800. – Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest.
- HIM (1806-1869): *Második katonai felmérés térképei.* Méretarány: 1:28.800. – Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest.
- HIM (1872-1887): *Harmadik katonai felmérés.* Méretarány: 1:75.000. – Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest.
- HIM (1912-1925): *Harmadik katonai felmérés felújított változatai.* Méretarány: 1:75.000. – Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest.
- Jakab, G. & Csathó, A. I. (2014): Keskeny mezsgyén: a fogyatkozó alföldi löszpuszták világa. – *A Földgömb* 2014(3): 56–65.
- Jones, A., Montanarella, L. & Jones, R. (szerk.) (2005): *Soil atlas of Europe.* – European Soil Bureau Network, European Commission, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 128 p.
- Kuti, L., Körössy, L., Papp, Lné. & Urbancsek, J. (szerk.) (1991): *Az Alföld földtani atlasza Kiskunhalas.* – Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest, 18 p.
- Ladányi, Zs., Rakonczai, J. & Deák, J. Á. (2011): A Hungarian landscape under strong natural and human impact in the last century. – *Carpathian J of Earth and Environ. Sciences* 6(2): 35–44.
- Lóczy, D. (2008): *Geomorfológia II. Felszíni folyamatok és formák.* – Dialóg Campus Kiadó, Budapest-Pécs, 512 p.
- Lóczy, D. & Veress, M. (2005): *Geomorfológia I. Felszíni folyamatok és formák.* – Dialóg Campus Kiadó, Budapest-Pécs, 335 p.
- Mattyasovszky, J., Görög, I. & Stefanovits, P. (1967): *Mezőgazdasági talajtérkép Kreybig-féle térképszelvények és az Agrokémiai Kutatóintézet újabb felvételei alapján.* – Tervgazdasági Könyvkiadó, Budapest.
- MÁFI (2005): *Magyarország földtani térképe.* Méretarány: 1:100.000. – CD, Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest.
- MKFI-MÁFI (1934-1951): *Kreybig-féle Átnézeti Talajismereti Térképezés.* Méretarány: 1:25.000 – Magyar Királyi Földtani Intézet – Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest.
- Merisch, I., Práger, T., Ambrózy, P., Hunkár, M. & Dunkel Z. (szerk.) (2001): *Magyarország éghajlati atlasza.* – Országos Meteorológiai Szolgálat, Budapest, 107 p.
- Mezősi, G. (1984): Szeged környékének negyedkori és recens felszínfejlődésének néhány kérdése a részletes geomorfológiai térképezések tükrében. – In: Rakonczai, J. (szerk.): *Az Alföld gazdaságföldrajzi kutatásának eredményei és további feladatai. II. természeti környezet.* MTA Földrajztudományi Kutatóintézet Alföldi Csoportja, Békéscsaba, pp. 203–212.
- Mezősi, G. & Rakonczai, J. (szerk.) (1997): *A geoökológiai térképezés elmélete és gyakorlata.* – JATE Természeti Földrajzi Tanszék, Szeged, 131 p.
- Miháلتz, I. (1966): A Tisza-völgy déli részének vízföldtana. – *Hidrol. Közölny* 1966(2): 74–89.
- MH (1992): *Gauss-Krüger topográfiai térképek.* Méretarány: 1:25.000. – Magyar Honvédség Tóth Ágoston Térképészeti Intézete, Budapest.
- MNH (1950): *Magyar Néphadsereg topográfiai térképei.* Méretarány: 1:25.000. – Magyar Honvédség Tóth Ágoston Térképészeti Intézete, Budapest.
- Molnár, Cs., Molnár, Zs., Barina, Z., Bauer, N., Biró, M., Bodonczai, L., Csathó, A. I., Csiky, J., Deák, J. Á., Fekete, G., Harnos, K., Horváth, A., Isépy, I., Juhász, M., Kállayné Szerényi, J., Király, G., Magos, G., Máté, A., Mesterházy, A., Molnár, A., Nagy, J., Óvári, M., Purger, D.,

- Schmidt, D., Sramkó, G., Szénási, V., Szmorad, F., Szollát, Gy., Tóth, T., Vidra, T. & Virók, V. (2008): Vegetation-based landscape regions of Hungary. – *Acta Botanica Hung.* **50**: 47–58. <http://dx.doi.org/10.1556/ABot.50.2008.Suppl.4>
- Molnár, Zs. (2000): *A CORINE Élőhelytérkép jelkulcsa*. – Kézirat. MTA-ÖBKI, Vácrátót.
- Molnár, Zs., Bartha, S., Seregélyes, T., Illyés, E., Botta-Dukát, Z., Timár, G., Horváth, F., Révész, A., Kun, A., Bölöni, J., Biró, M., Bodoncz, 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 Geobotanica* **42**: 225–247. <http://dx.doi.org/10.1007/BF02806465>
- NTSZ (1980): *A Lenin Tsz genetikai talajtérképe*. Méretarány: 1:10.000. – Csongrád Megyei Növény- és Talajvédelmi Szolgálat, Hódmezővásárhely.
- Pécsi, M. (1972): Magyarország geomorfológiai térképe. Méretarány: 1:500.000. – In: Pécsi, M. (szerk.): *Magyarország Nemzeti Atlasza*. Kartográfiai Vállalat, Budapest, pp. 30–31.
- Rónai, A., Boczán, B., Boros, J. & Körössy, L. (szerk.) (1979): *Az Alföld földtani atlasza Szeged*. – Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest, 18 p.
- Rónai, A., Boczán, B., Boros, J., Körössy, L., Kuti, L. & Urbancsek, J. (szerk.) (1978): *Az Alföld földtani atlasza Hódmezővásárhely*. – Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest, 18 p.
- Rónai, A., Boczán, B., János, E., Körössy, L., Kuchen, Z., Kuti, L., Szepesházy, K. & Urbancsek, J. (szerk.) (1980): *Az Alföld földtani atlasza Gyoma*. – Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest, 18 p.
- Rónai, A., Boczán, B., János, E., Körössy, L., Kuchen, Z., Szepesházy, K. & Szűcs, I. (szerk.): *Az Alföld földtani atlasza Orosháza*. – Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest, 18 p.
- Rónai, A., Boczán, B., Wein, Gy., Polcz, I. & Urbancsek, J. (szerk.) (1974): *Az Alföld földtani atlasza Csongrád*. – Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest, 18 p.
- Rónai, A. & Boczán, B. (1961): Az Alföld talajvíztérképe, a talajvíztükör átlagos mélysége a felszín alatt. Méretarány: 1:200.000. – In: Rónai A. (szerk.): *Az Alföld talajvíztérképe*. Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest, 102 p.
- Stefanovits, P. (1999): A talajok osztályozása; Főtípusok, típusok és altípusok. – In: Stefanovits, P., Filep, Gy. & Fülek, Gy. (szerk.): *Talajtan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 239–314.
- Szalai, J. (2011): Talajvízszint-változások az Alföldön. – In: Rakonczai, J. (szerk.): *Környezeti változások és az Alföld*. Nagyalföld Alapítvány, Békéscsaba, pp. 97–110.
- Takács, P. (1989): *Csongrád megye középtávú öntözésfejlesztési koncepciójának talajtani megvalapozása*. – Gödöllői Agrártudományi Egyetem, Mezőgazdaságtudományi Kar, Gödöllő, 38 p.

The role of geosciences in making habitat-maps and their evaluation on examples from Southeast Hungary

Áron József Deák, János Rakonczai and Zsuzsanna Ladányi

University of Szeged, Department of Physical Geography and Geoinformatics,

H-6722 Szeged, Egyetem u. 2., Hungary

e-mail: aron@geo.u-szeged.hu

Physical geographical conditions and their changes influence the appearance, spatial pattern and state of the objects of nature conservation (e.g. species, communities, landscapes). In the Southeastern Hungarian part of the Great Hungarian Plain the surface deposits, water supply and the geomorphological conditions have an increased role in the determination of the patterns of soils and biologic entities instead of macroclimatic features. On the base of the geographical background sand, loess and floodplain landscape types can be identified in this area. Sand landscapes are differed according to the matrix forming geomorphological forms in the landscape, namely according to the dominance of blow-out dunes or sand sheets. The habitat pattern of the deflation hollows is influenced by the near-to-surface deposits, precipitation income, evapotranspiration and the accumulation of salt. The habitat-pattern of the loss-covered alluvial cones is determined by the Pleistocene form-heritage, but the erosion of salt-berms driven by both surface runoff and grazing have an important role as well. In floodplains the unpredictable inundation or its lack influence the landscape pattern mostly beside the geomorphological conditions and landscape use resulting high habitat diversity. The habitat maps used as a tool for vegetation-mapping refer to the spatial patterns of the geographical background as well. Recent Hungarian geographical databases can usually be used just on landscape-level scale in order to understand the vegetation pattern.

Keywords: geosciences, landscape ecology, habitats, landscape pattern, abiotic conditions, Great Hungarian Plain, vegetation of plains, habitat mapping

A mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) hazai kutatásainak áttekintése és inváziójának mértéke a hazai élőhelyeken

Demeter András és Czóbel Szilárd

Szent István Egyetem, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék,

2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

e-mail: demetex@gmail.com

Összefoglaló: Hazánkban a mirigyes bálványfa a legveszélyesebb fásszárú özönnövény fajok egyike. XIX. századi betelepítése óta sokfelé kivadult, a településekről az utak mentén is folyamatosan terjed és ma már az ország szinte minden területén előfordul, beleértve a természetközeli élőhelyek többségét. Agresszív térnyerése révén jelentős ökológiai és ökonómiai károkat okoz, ezért az ellene való védekezés elkerülhetetlenné vált. Ehhez a fajjal kapcsolatos releváns hazai ismeretanyag összegyűjtése fontos segítséget nyújthat.

Kulcsszavak: *Ailanthus altissima*, elterjedés, inváziós fertőzöttség, Á-NÉR, élőhelyek, felhasználás

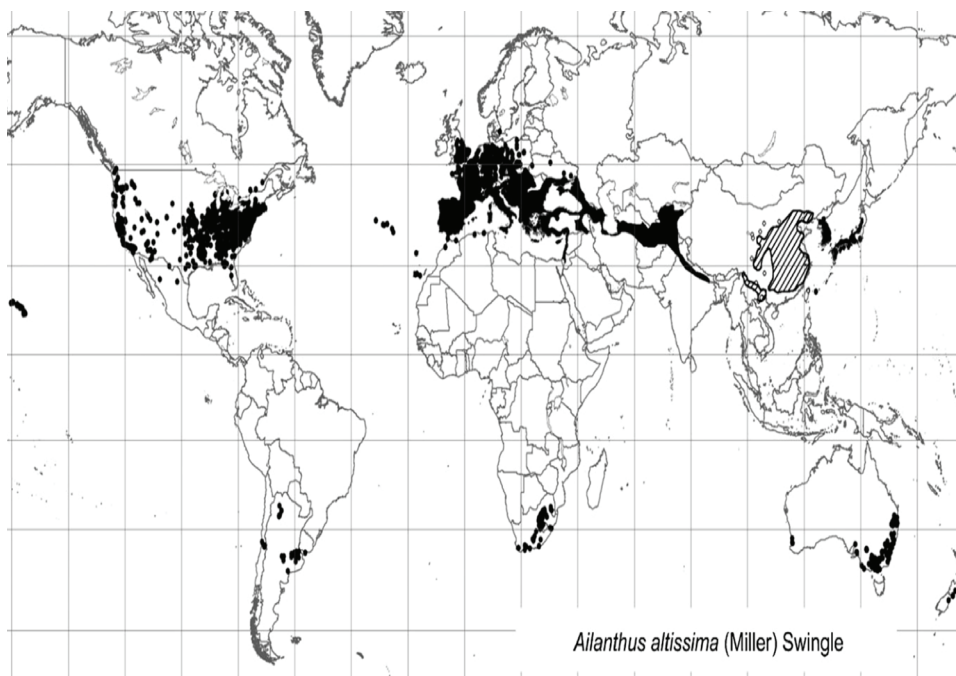
Bevezetés

A Föld biodiverzitásának egyik legfontosabb veszélyeztető tényezője az inváziós fajok terjedése, amelyek természetvédelmi, erdő- vagy mezőgazdasági, humán-egészségügyi és ökonómiai problémákat is okozhatnak (Csiszár 2012). A hazánkban 1998-ban, Jósvafőn megrendezett „Agresszív adventív növényfajok és a természetvédelem” című szakmai találkozón összeállították a legveszélyesebb fajok listáját, amely 36 fajt tartalmazott, köztük a mirigyes bálványfát is (<http1>). A DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe) által összeállított, Európa 100 legveszélyesebb inváziós fajt tartalmazó listán szintén szerepel a taxon (<http2>).

Célunk olyan áttekintést adni a vonatkozó hazai irodalomból, amely a mirigyes bálványfa magyarországi terjedésének különböző vetületeit mutatja be, és informál a faj által leginkább veszélyeztetett élőhelytípusokról is.

Származása, elterjedése

Az *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle őshazája Északkelet-, Közép-Kína és Korea (Gencsi & Vancsura 1992, Molnár & Bariska 2002). Innen indult világhódító útjára a XVIII. század közepén, melynek egyes források szerint Párizs (Hu 1979), mások szerint London (Good 1974) volt az első állomása. Az USA-ba is ekkoriban került, ahol először díszfaként ültették az északi városokban (Good 1974). Hegi (1924) leírása alapján a XX. század elejére már egész Kelet-Ázsiában, Európában, és Észak-Amerika több államában is meghonosodott. Később minden földrészen elterjedt. Ellenálló képessége és a talajokkal szembeni igénytelensége miatt Európa és Ázsia számos területén sikerrel alkalmazták fásításra. Fájának magas cellulóz tartalma miatt erdészeti ültetvényekbe is telepítették Dél-Amerikában, Indiában és Új-Zélandon. Szinantrop areája (1. ábra) jelenleg 5 kontinens mérsékeltövi és mediterrán éghajlatú területeit foglalja magába (Kowarik & Böcker 1984).



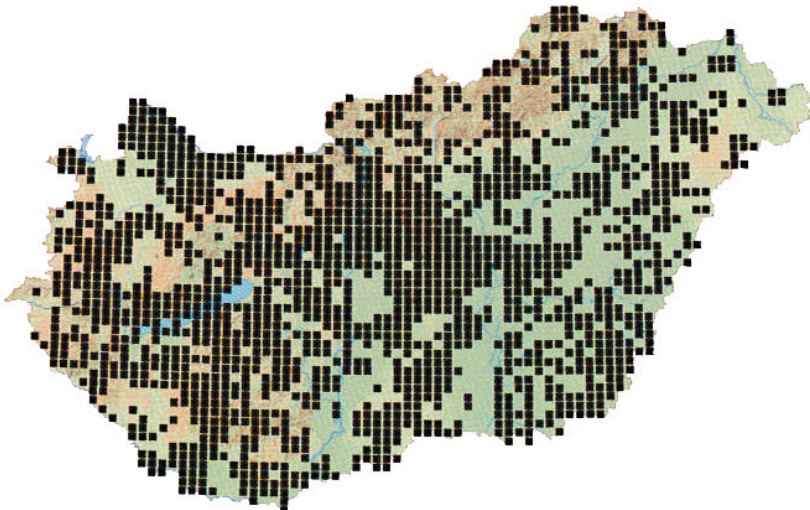
1. ábra. A mirigyes bálványfa elterjedése
(aktuális area feketével, a természetes area csíkozottan jelölt).
(Forrás: E. J. Jager & E. Welk, AG Chorology, Institute for Biology Halle/Saale)

Magyarországi elterjedése

Földrajzi elterjedés

A faj telepítésével kapcsolatos első hazai próbálkozások Bartosságh József (1841, 1843) nevéhez fűződnek, aki az 1800-as évek elején ültette villányi birtokára. Később mások is beszámoltak tapasztalataikról, egyre több híradás szólt pozitív tulajdonságairól, sokoldalú használhatóságáról, amely valószínűleg tovább segítette hazai terjedését (Danszky 1964). A XX. század közepére az Alföldön már meghonosodott (Pénzes 1941, Soó & Jávorka 1951). Soó (1966) és Bartha & Mátyás (1995) mellett Soó & Kárpáti (1968) és Simon (1992) is említi gyakori elvadulását, és alföldi állományokba való telepítését. Czucz (2006) kutatásai alapján a bálványfát a budai Vár kimagaslóan leggyakoribb gyomfa-fajának tartja. Itthon leggyakrabban lakott területekről, utak mentén terjed. Könnyebben megtelepszik a nyílt, bolygatott talajfelszíneken, ezzel értékes növénytársulásokat is veszélyeztet, például a Kiskunság homokján, a Tornai-karszton, vagy a Szársomlyón (Udvardy 2004).

Napjainkban az ország melegebb klímájú dombvidéki, alföldi területein szinte mindenhol előfordul, viszonylag ritka a Nyugat-Dunántúlon és középhegységeink magasabb régióiban (2. ábra). Előfordulásának súlypontjai közé tartozik a meszes homokú Kiskunság, a Tolnai-hegyhát, a Keszthelyi-hegység és Külső-Somogy (Udvardy & Zagyvai 2012).



2. ábra. A mirigyes bálványfa hazai elterjedése (Forrás: Udvardy & Zagyvai 2012).

Udvardy és Zagyvai (2012) mellett a bálványfa magyarországi elterjedését Csontos & Tamás (2006), illetve Balogh és mtsai. (2007) is térképezték az elmúlt évtizedben, egymással nem teljesen átfedő térképeket produkálva. Az eltérő area ábrázolásokban – a különböző adatbázisok használata mellett – valószínűleg a faj dinamikus terjedése is szerepet játszik.

A bálványfa terjedését Udvardy (2004) szerint limitálhatja, hogy nehezen viseli a beárnyékolást, valamint a 9°C-os évi középhőmérsékleti izoterma is határt jelenthet számára. Terjedésének hazánkra vonatkozó biotikus és abiotikus korlátai még kevésbé ismertek, ezért további, ilyen irányú vizsgálatok szükségesek.

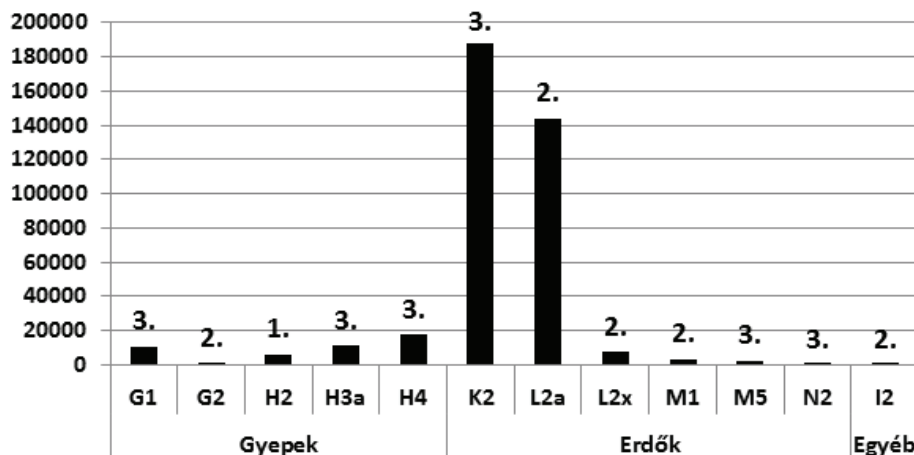
Szlovéniai kutatások alapján a magasabban fekvő, savanyú talajú területeket nem kedveli, ezért mészkerülő és montán bükkösökben már kisebb valószínűséggel fordul elő (Carni *et al.* 2016).

Élőhely alapú elterjedés

Hazánkban a mirigyes bálványfa a MÉTA adatbázisa alapján (http3) 12 különböző Á-NÉR élőhelytípusban van jelen (Demeter *et al.* 2016), mint a 3 legelterjedtebb özőnnövény faj egyike (3. ábra). A bálványfa-fertőzöttséggel érintett élőhelyek többsége Natura 2000-es élőhely is egyben.

A leginkább veszélyeztetett növényközösségek közül 5 gye- és 6 erdei élőhelytípus. A mirigyes bálványfa egy élőhelytípusban, a „Felnyíló, mészkedvelő lejtő és törmelékgyepek” (H2) a legnagyobb területet elfoglaló, azaz aktuálisan a legveszélyesebb özőnnövény fajnak bizonyult. Második legveszélyesebb özőn-

Kiterjedés (ha)



3. ábra. *Ailanthus altissima*-val fertőzött hazai Á-NÉR élőhelyek kiterjedése. Az oszlopok feletti számok a mirigyes bálványfa özőnnövények közötti rangsorát jelzi az adott élőhelyen.

növényként már jóval több, 5 élőhelytípusban szerepel, mint a „Mészkedvelő nyílt sziklagyepek” (G2), „Cseres-kocsánytalan tölgyesek” (L2a), „Hegylábi és dombvidéki elegyes tölgyesek” (L2x), „Molyhos tölgyes bokorerdők” (M1), és a „Lőszfalak és szakadópartok növényzete” (I2). Ezenkívül további 6 élőhelytípusban, a „Nyílt homokpusztagyepeken” (G1), „Lejtőgyepek egyéb kemény alapkőzeten” (H3a), „Félszáraz irtásréteken, száraz magaskórósok és erdőssztyepréteken” (H4), „Gyertyános-kocsánytalan tölgyesekben” (K2), „Homoki borókás-nyárasokban” (M5), „Mészkedvelő erdeifenyvesekben” (N2) inváziójának mértéke a harmadik legtömegesebbnek bizonyult az özönnövények közül. A felsoroltakon kívül a taxon más hazai élőhelytípusokban is jelen van, de azokat nem veszélyezteteti ilyen mértékben.

A bálványfa által kolonizált hazai élőhelyek közül két erdei típus (K2 és L2a) országos szinten jelentős elterjedésű, míg a többi jellemzően 10 000 hektár alatti. A kisebb kiterjedésű hazai élőhelyek – mint a „Mészkedvelő nyílt sziklagyepek” (861 ha), „Mészkedvelő erdeifenyvesek” (68 ha) és „Lőszfalak és szakadópartok növényzete” (60 ha) – jóval sérülékenyebbek lehetnek a bálványfa folyamatos térhódítása révén.

Morfológiai jellemzői

Taxonomiailag a mirigyes bálványfát a *Simaroubaceae* (bálványfafélék) családjába sorolják (Király *et al.* 2011). Közepes termetű, 25–30 m-re is megnövő fa. Törzse egyenes, kérge szürke színű, melyen hosszanti irányú sárgásfehér repedések helyezkedhetnek el. Vesszeje vastag, fénylő, sárgás- vagy vörösesbarna, bársonyos felületű, rekeszes béllal rendelkezik. Levelei szórt állásúak, 13–41 levélkéből páratlanul szárnyaltan összetettek. A levélkék tojásdad lándzsásak, kihégyezettek, kellemetlen szagú illóolajokat termelnek. Felemás kétlaki növény, csak porzós virágokkal rendelkező és hímnős virágú példányai is lehetnek. A virágok laza bugákban nyílnak, zöldessárgák, belül gyapjasak, sok nektárt termelnek. Lependék termései csomókban helyezkednek el. A termések 3–4 cm hosszúak, hosszában csavarodottak, lehullás közben vízszintesen forogva oldalirányú haladásra is képesek (Udvardy & Zagvyai 2012). Udvardy (1997) kutatásai során a bálványfa következő növekedési formáit különítette el, melyeket különböző adottságú élőhelyeken figyelt meg: száraz homoktalajon elegyfaaként magas, magányosan állva valamivel alacsonyabb (ún. *quercoïd*) törzset nevel. Szélsőségesen száraz talajon, utak menti sorfaként alacsony törzse és ernyőszerű lombzata (*pineoid*) fejlődik. Üde környezetben törzse kifejezetten rövid, vagy már tövében (*tilio-fagoid*) elágazik. Sérülés, visszavágás, vagy visszafagyás miatt pedig idővel áthatolhatatlan sarjtelep (*cornoid*) alakul ki, mely homoktalajon félgömb alakú állománnyá fejlődik.

Életmenet jellemzők

A mirigyes bálványfa fényigényes, az árnyékolást nem kedveli, viszont ennek ellenére is rendkívül sikeres invázió Magyarországon. Terjedését segíti intenzív gyökérsarj-képzése, termésének nagyarányú csírázóképesége és perzisztens magbankja is. A felsoroltakon kívül gyökéréből más növényfajokra ható, növekedést gátló vegyületeket bocsájt a talajba (Udvardy 2004).

Csiszár (2009) a hazai, fásszárú özönnövény fajok allelopátiás potenciálját vizsgálta. Megállapította, hogy mindegyik tartalmaz ilyen hatású vegyületeket, ám ezek közül a bálványfa kiemelkedő hatásereőségűnek bizonyult.

Kovács & Nadasyné Ihárosi (2014) kukorica magokat és csírákat kezelt három különböző koncentrációjú, hajtásból kivont vizes oldattal. Eredményeik igazolták a bálványfa erős allelopátiás hatását, mely jelentősen visszavetette a kukorica csírázását és hajtásnövekedését, legszembetűnőbben a gyökér növekedését.

Az eddig taglaltak tehát a faj negatív természetvédelmi megítélését támasztják alá, mivel kiszoríthatja értékes, őshonos növényfajainkat, tönkretetheti természetes és természetközeli növénytársulásainkat. Tulajdonságai, erős sarjadó képessége miatt az egyik legnehezebben irtható özönfajunk. Hazánkban kórokozója, vagy kártevője nem ismert. Az elpusztult egyedek kérgén azonban már megjelenik a hasadt lemezű gomba (Udvardy 2004).

A bálványfa ökológiai hatásai

Klein Gyula már 1871-ben említést tesz a faj agresszív városi terjedéséről, később Magyar (1960-61) int óvatosságra esetleges telepítésével szemben. Faragó (1964) bálványfáról szóló tanulmányában kitér a faj negatív természetvédelmi vonatkozásaira is: „A bálványfa könnyen behatol más fafajok állományai alá. Ez komoly veszélyt rejt magában, mert gyökérkonkurenciájával és magas vízfelhasználásával nagymértékben csökkenti a más fajú fák növekedését.”

Udvardy (1997) négy különböző alapkőzetten (homok, lösz, mészkő, dolomit) vizsgálta a bálványfa állományok növényzetét. A cönológiai csoportok részesedése alapján az indifferens fajok aránya az állományokon kívül és az állományokban egyaránt kiugróan magas volt. A társulásközömbös taxonok aránya homokon és dolomit alapkőzetű állományban nagyobbak bizonyult. A specialisták aránya csökkent, míg az agresszív kompetitoroké nőtt (Udvardy 1998a, 1998b)

A fővárosban gyakoribb idegenhonos taxonok közül üde, átlagos és beépített környezetben egyaránt a mirigyes bálványfa terjeszkedik a legagresszívebben (Udvardy & Facsar 1995).

Megállapíthatjuk tehát, hogy azokon a területeken, ahol a mirigyes bálványfa megjelenik és elszaporodik, az eredeti növényzet leromlik, átalakul. Ez először a gyökéréből kioldódó allelopátiás vegyületek miatt, később az egyre jelentősebb

árnyékolás, majd a lehulló, nagy mennyiségű lombtömeg bomlásának nitrogéndúsító hatása miatt következik be. Ezek következtében nitrofil, zavarástűrő, árnyékkedvelő növényfajok jelennek meg leginkább ezekben az állományokban. (Udvardy 2004).

A bálványfával fertőzött száraz, lombhullató erdők jövőbeni helyreállítása Trájer és mtsai. (2016) javaslata alapján virágos kőrissel lehetséges a bálványfa folyamatos, egyidejű visszaszorítása mellett utóbbiak hasonló ökológiai tűrőképessége miatt.

A bálványfa visszaszorításának tapasztalatai

A mirigyes bálványfa napjainkban komoly természetvédelmi és gazdasági károkat okoz, ami miatt az ország minden területén negatív megítélés alá esik (Demeter 2014). Az utóbbi évtizedekben több esettanulmány is megjelent a visszaszorítása, irtása során alkalmazott módszerek és tapasztalatok bemutatására. Már Faragó (1964) is ír a faj vegyszeres (Tormona 100 és Tormona 80 arboriciddel történt) irtásának sikerességéről.

Szőllösi és mtsai. (2006) a Fóti Somlyó, védett területen lévő bálványfaállományt manuálisan és vegyszeresen (a környezet szempontjából kíméletes, vágáslap kenéssel) kezelték. Tapasztalatuk szerint vágással, és a feltörő sarjak gyakori eltávolításával a bálványfa gyökértartalékai idővel kimerülnek, de még kevesebb sarj fejlődik, ha a vágáslapokat Garlon oldattal kenik be.

Visszaszorításával kapcsolatban aktuális információkat tartalmaz a 2015-ben megjelent Rosalia kézikönyv, amely több, bálványfairításra vonatkozó tanulmányt is bemutat az ország különböző területeiről (Boldoghné Szűts 2015, Kocsis 2015, Király *et al.* 2015, Szabó 2015, Szénási 2015, Szidonya 2015, Tóth 2015, Vadász 2015, Verő & Csóka 2015). Ezek eredményeit összefoglalva elmondhatjuk, hogy a mirigyes bálványfa rendkívüli sarjadzó képessége révén nagyon nehezen irtható és csak mechanikus módon nem is ajánlott, mert az állomány gyors terjedéséhez, megerősödéséhez vezethet. Viszont a vegyszeres kezelések sok esetben sikerre vezettek. A fiatalabb egyedeket és sarjakat leggyakrabban permetezik (talajon keresztül ható herbiciddel, Medallon Premiummal vagy glifozát hatóanyagú gyomirtó szerrel) vagy lombkenést (Medallon Premiummal vagy glifozát hatóanyagú gyomirtó szerrel), illetve kéregkenést alkalmaznak. A kéregkenést ma még leginkább kéregsebzéssel (Fozát 480, Figaro, Clinic 480 SL, NASA vagy Medallon Premium vegyszerrel) kombinálva alkalmazzák, de a tapasztalatok szerint hatásos lehet a sebzés nélküli kéregkenés (Medallon Premiummal) is, így az irtás jelentősen egyszerűsödhet. Az idősebb példányoknál az injektálás (Fozát 480, Figaro, Clinic 480 SL, NASA, Taifun 360 vagy Medallon Premium vegyszerrel) a bevált módszer. A glifozát mellett a metszulforon-metil hatóanyagú sze-

rek alkalmazása is hatékony lehet, mivel erre (a tölgygel ellentétben) a bálványfa magoncok pre-emergensen is érzékenyek. A vegyszeres kezeléseket érdemes ős-szel végezni, amikor legintenzívebb a tápanyagforgalom a gyökér felé. Az irtást követően számítani kell a talajban lévő magvak tömeges csírázására (Csiszár & Korda 2015).

A bálványfa gazdasági jelentősége

Első hazai telepítése után egyre többen kezdtek el a fajjal foglalkozni és különböző tulajdonságairól hírt adni. Jó növekedése és ellenálló képessége hamar feltűnt a szakembereknek. Beauregard (1863) szerint homokon jól nő és már ebben az évben Kalmár (1863) említi, hogy hazánk egyes részein a bálványfát erdőkbe ültetik vagy erdőtalaj előkészítésre használják. Bedő (1867) is alkalmasnak véli leromlott talajok és futóhomok fásítására. Klein tapasztalatai alapján sziklás vidékek fásításán és utcai sorfaként való ültetésén kívül a bálványfa nedvei fűreg-üzöként is jók (Csiszár 2012). Alföldfásításra javasolja, ahogy Rodiczky (1871) is. Közben egyre többen dicsérték faanyagát is. Kalmár (1863) szerint fája olyan kemény és tartós, mint a diófa, ezért asztalosmunkára használható, Bedő (1867) pedig használhatóságát illetően a tölgy és a szilfa fölé helyezi, és hajthatósága miatt kerekemunkára is alkalmasnak véli. Mágócsy-Dietz amerikai szakirodalomra hivatkozva első számú cölöpfának tartja, és a tölgygel egyező minőségű tűzifának (Csiszár 2012). Gabnay járomfának, kerékagynak, küllőnek vagy akár műasztalosfának ajánlja (Csiszár 2012). Az előbb említettek mellett akadtak olyanok is, akik szerint a bálványfa silány faanyagot ad (Láng 1869). Eleinte Illés is szkeptikusan nyilatkozik róla, fáját puhának és hasznavehetetlennek mondja, tizenöt évvel később viszont a kőrishez hasonlóan jó szerszámfaként dicséri: „nem hasad, sem nem reped, tehát különösen kerékagynak való” (Csiszár 2012). Roth Erdőműveléstan (1935) című könyvéből mégis az derül ki, hogy sok előnyösnek vélt tulajdonsága ellenére sem becsülik, és erdőgazdálkodási jelentősége csekély. Ehhez Magyar (1960–61) hozzáteszi, hogy az Alföldfásítás kapcsán a bálványfa nem váltotta be a hozzá fűzött reményeket. Faragó (1964) vizsgálatai igazolták, hogy bár a bálványfa szélsőséges körülmények között is megél, de ott számottevő fatömeget nem ad. A Faipari Kutató Intézet által végzett fizikai és mechanikai vizsgálatok eredményei alapján faanyaga farostgyártásra és papírgyártás alapanyagaként is felhasználható. Faanyagát Molnár (2004) szintén a kőriséhez hasonlítja és alkalmasnak tartja fűrészipari rönknek, papír- és rostfának, tűzifának, megfelelő kezelés után beltéri használatra is (Csiszár 2007).

Fehér és Komán ([http4](http://4)) a faj faipari és energetikai célú alkalmazhatóságát vizsgálták. Eredményeik alapján a bálványfa faanyagának műszaki tulajdonságait

jelentősen befolyásolja a termőhely. Alkalmazását beltérre javasolják, illetve fűtőértékét és hamutartalmát tekintve alkalmasnak vélik energetikai felhasználásra is.

Weissmantel (1902) írása alapján a XX. század elején a bálványfát az *Ailanthus-szövő* (*Attacus cynthia*) tápnövényeként is próbálták hasznosítani a selyem-szövő kiváltására. Ekkorra Franciaország több részén és Dél-Németországban is meghonosodott, de a hazai próbálkozások nem jártak sikerrel.

Az előbb taglaltakon túl a bálványfának méhészeti vonatkozásai is vannak, amelyekről Sztránics (2007a, 2007b) folytatólagosan ír. Jóna (2013) méhészekkel folytatott interjúiból is kiderül, habár a bálványfa méz jó minőségű és különleges aromájú, nagyon ritka, mert a bálványfa bizonytalan mézelő, tömegesen ritkán fordul elő. Lelőhelyei legtöbbször a városokban találhatóak, ahova nehéz betelepíteni a méhcsaládokat.

A mirigyes bálványfa szinte minden területen problémát jelent tömeges megjelenésével. Az állami erdőgazdaságok nem tudják értékesíteni, viszont a tisztítási munkálatok során plusz költséget jelent az irtása. A nemzeti park igazgatóságok területén is egyre nagyobb károkat okoz nyitottabb növénytársulásokban való megjelenése és agresszív terjeszkedése miatt, és visszaszorítása hatalmas összegeket emészt fel. A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság 5 év alatt több, mint 140 millió Ft-ot költött el ilyen célból. Az általuk küldött költségvetési adatok alapján hektáronkénti költsége megközelítőleg 570 ezer Ft (Demeter *et al.* 2015).

Kocsis (2015) a Kisalföldön, KEOP pályázati forrásból végzett bálványfa irtási tapasztalatit osztja meg. Beszámolójában a kezelési módtól függően 75 000 (mechanikai eltávolítás) és 333 520 (kéregkenés) Ft közötti tételeket említ kezelésként egy hektárra vetítve.

Összefoglalás

Az eddig taglaltak összegzéseként elmondható, hogy a mirigyes bálványfa jelenleg az egyik legveszélyesebb fásszárú özönnövény fajunk, és az ellene való védekezés természetvédelmi és gazdasági okokból is szükségessé vált. Mivel leggyakrabban lakott területekről, utak mentén terjed, ezért javasolt lenne a visszaszorítási munkába az önkormányzatok és a lakosság bevonása is, amit a Pilisi Parkerdő Zrt. már kezdeményezett. Fontos, hogy a faj elleni védekezés alapját a vegyszeres permetezés, kenés, vagy injektlás adja, és hogy a magtermő egyedek kiemelt figyelmet kapjanak a további fertőzés elkerülésére. A bálványfa ültetésére vonatkozóan a fásszárú növények védelméről szóló 346/2008. (XII. 30.) Korm. rendelet (<http5>), továbbá a fásszárú energetikai ültetvények telepítésének engedélyezése, telepítése, művelése és megszüntetése részletes szabályairól, valamint

ezen eljárások igazgatási szolgáltatási díjáról megalkotott 45/2007. (VI. 11.) FVM rendelet (http6) egyaránt nem engedélyezi a fafaj telepítését.

Köszönetnyilvánítás – A kutatást a Kutató Kari Kiválósági Támogatás – Research Center of Excellence – 9878-3/2016/FEKUT támogatta. Köszönjük Dr. Grónás Viktornak a fafaj ültetésének jogi szabályozására vonatkozó információkat.

Irodalomjegyzék

- Balogh, L., Dancza, I. & Király, G. (2007): Preliminary riport on the grid-based mapping of invasive plants in Hungary. – *Neobiota* 7: 105–114.
- Bartha, D. (1999): *Magyarország fa és cserjefajai*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 302 pp.
- Bartha, D. & Mátyás, Cs. (1995): *Erdei fa- és cserjefajok előfordulása Magyarországon*. – Sopron, 223 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.
- Beauregard, L. (1863): Fásorok telepítése az alföldi pusztákon. – *Erdészeti Lapok* 2: 289–298.
- Bedő, A. (1867): Becsüljük a bálványfát! – *Erdészeti Lapok* 6: 530–531.
- Boldogné Szűts, F. (2015): A bálványfa kezelése a tormanádaskai Alsó-hegyen. – In: Csiszár, Á. & Korda, M. (szerk.): *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 239 p.
- Carni, A., Juvan, N., Dakskobler, I., Kutnar, L., Marinsek, A. & Silc, U. (2016): Potential distribution of invasive species *Ailanthus altissima* in forest communities in western part of Slovenia. – In: Agrillo, E., Attore, F., Spada, F., Casella, L., (szerk.): *Book of Abstracts*. 25th Meeting of European Vegetation Survey. Roma, 115 p.
- Czúcz, B. (2006): A budai Vár fásszárú adventív flórája. – *Kitaibelia* 10:73–87.
- Csiszár, Á. (2007): Özönnövényé vált a sátoros felleng. – *Erdészeti Lapok* 142: 78–80.
- Csiszár, Á. (2009): Allelopathic effects of invasive woody plant species is 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.
- Csontos, P. & Tamás, J. (2006): A budai Vár fásszárú adventív flórája. Debrecen. Spread of invasive phanerophytes and further records to the distribution of woody species in Hungary – *Tájökológiai Lapok* 4: 127–138.
- Danszky, I. (szerk.) (1964): *Magyarország erdőgazdasági tájainak erdőfelújítási, erdőtelepítési irányelvei és eljárásai*. – OEF Budapest.
- Demeter, A. (2014): Kiválasztott özönfajok gazdasági szempontú értékelése. – Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék, Gödöllő, 55 p.
- Demeter, A., Kovács, E., Trenyik, P., Csákvári, E. & Czöbel, Sz. (2016): Economic evaluation of two invasive plant species - preliminary results. 33 p. – In: Agrillo, E., Attorre, F., Spada, F. & Casella, L. (szerk.) *Book of abstracts*. 25th International Workshop of the European Vegetation Survey, Rome (Italy), 6–9 April 2016, 115 p.

- Demeter, A., Sarlós, D., Skutai, J., Tirczka, I., Ónodi, G. & Czóbel, Sz. (2015): Kiválasztott özönfajok gazdasági szempontú értékelése – a fehér akác és a mirigyes bálványfa. – *Tájökológiai Lapok* **13**: 193–201.
- Faragó, S. (1964): A bálványfa. – *Erdészeti kutatások: az Erdészeti Tudományos Intézet közleményei* **60**: 87–110.
- Gencsi, L. & Vancsura, R. (1992): *Dendrológia*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 728 p.
- Good, R. (1974): *The geography of the flowering plants*. – Longman, London, 574 p.
- Hegi, G. (1924): *Illustrierte Flora von Mittel-Europa*. – München **5**: 80–85.
- Hu, S. Y. (1979): *Ailanthus*. – *Arnoldia* **39**: 29–50.
- Jóna, A. K. (2013): A bálványfa (*Ailanthus altissima*) természetvédelmi, gazdasági és társadalmi hatásai – szakdolgozat. Szent István Egyetem, Gödöllő, 64 p.
- Kalmár, T. (1863): A bálványgeszt, vagy sátoros felleng. (*Ailanthus glandulosa*). – *Erdészeti Lapok* **2**: 358–366.
- Király, G., Virók, V., Molnár, V. A. (2011): Új magyar Fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. – Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalfő, 616 p.
- Király, M., Peszlen, R., Szőke, P. (2015): Özönnövények irtási tapasztalatai kísérleti és üzemi körülmények között a Győr környéki homokpusztán. – In: Csizsár, Á. & Korda, M. (szerk.): Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 239 p.
- Kelin, Gy. (1871): Az ailanthus-fák. – *Természettudományi közlöny* **3**: 150.
- Kocsis, G. I. (2015): Bálványfa irtás a kislépföldi homokvidéken. – In: Csizsár, Á. & Korda, M. (szerk.): Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 239 p.
- Kovács, A. Z. & Nadasyné, I. E. (2014): A bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle), a selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) és a kaukázusi medvetalp (*Heracleum mantegazzianum* Somm. et Lev.) allelopatikus hatása kukoricára. – *Növényvédelem* **50**: 537–546.
- Kowarik, I. & Böcker, R. (1984): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Einbürgerung des Götterbaumes (*Ailanthus altissima* (Mill.) SWINGLE) in Mitteleuropa. – *Tuexenia* **4**: 9–29.
- Láng, G. (1869): A futó homok megkötése és beerdősítése. – *Erdészeti Lapok* **8**: 488–503.
- Magyar, P. (1960-61): *Alföldfásítás I-II*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 1197 p.
- Molnár, S. & Bariska, M. (2002): *Magyarország ipari fái*. – Szaktudás Kiadó Ház, Budapest, 210 p.
- Pénzes, A. (1941): *Budapest élővilága*. – Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, 236 p.
- Rodiczky, J. (1871): Az ailanthus-fák ügyéhez. – *Természettudományi Közölny* **3**: 201.
- Roth, Gy. (1935): *Erdőműveléstan I-II*. – Röttig-Romwalter, Sopron, 971 p.
- Simon, T. (1992): *A magyarországi edényes flóra határozója. Harasztok-virágos növények*. – Tankönyvkiadó, Budapest, 892 p.
- Soó, R. (1966): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve. I-VI*. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Soó, R. & Jávorka S. (1951): *A magyar növényvilág kézikönyve I-II*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 537 p.
- Soó, R. & Kárpáti, Z. (1968): *Növényhatározó. II. köt. Magyar flóra. Harasztok-virágos növények*. – Tankönyvkiadó, Budapest, 846 p.
- Szabó, R. (2015): Magyarországi adatok a bálványfa magoncainak herbicidérzékenységéről. – In: Csizsár, Á. & Korda, M. (szerk.): *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 239 p.

- Szénási, V. (2015): Özönnövények visszaszorítása a Turai Legelő Természetvédelmi Területen. – In: Csiszár, Á. & Korda, M. (szerk.): Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 239 p.
- Szidonya, I. (2015): A bálványfa irtásának tapasztalatai a Mecseki Parkerdő területén. – In: Csiszár, Á. & Korda, M. (szerk.): Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 239 p.
- Szöllösi, T. I., Tóth, M. & Kalapos, T. (2006): Removal experiment of *Ailanthus altissima* on the 'Fóti Somlyó' hill, Hungary and subsequent changes in the vegetation. 80–81 p. – In: *Book of abstracts*, 1st European Congress of Conservation Biology, Eger (Hungary), 22–26 August 2006, 187 p.
- Sztrancics, Zs. (2007a): A bálványfa. – *Méhészet* **55**: 16–17.
- Sztrancics, Zs. (2007b): A bálványfa II. – *Méhészet* **55**: 18.
- Tóth, M. (2015): Bálványfa a Fóti-Somlyó Természetvédelmi Területen – egy sikeres kezelési tevékenység rövid története. – In: Csiszár, Á. & Korda, M. (szerk.): Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 239 p.
- Trájer, A., Hammer, T., Bede-Fazakas, Á., Schoffhauzer, J. & Padisák, J. (2016): The comparison of the potential effect of climate change on the segment growth of *Fraxinus ornus*, *Pinus nigra* and *Ailanthus altissima* on shallow, calcareous soils. – *Appl. Ecol. Environ. Res.* **14**: 161–182. http://dx.doi.org/10.15666/acer/1403_161182
- Udvardy, L. (1997): *Fásszárú adventív növények Budapesten és környékén*. – Kandidátusi értekezés. Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem Növénytani Tanszék és Soroksári Botanikus Kert, Budapest, 126 p.
- Udvardy, L. (1998a): Budapest környéki bálványfa (*Ailanthus altissima*) állományok florisztikai-cönológiai vizsgálata. – *Kitaibelia* **3**: 343–346.
- Udvardy, L. (1998b): Spreading and coenological circumstances of tree of heaven, [*Ailanthus altissima* (MILL.) SWINGLE] in Hungary. – *Acta Botanica Hung.* **41**: 299–314.
- Udvardy, L. (2004): Bálványfa. – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): Özönnövények. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, 408 p.
- 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 vol. 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, Sopron, 364 p.
- Vadász, Cs. (2015): Az inváziós növényfajok visszaszorításának tapasztalatai a Felső-kiskunsági Turjánvidéken. – In: Csiszár, Á. & Korda, M. (szerk.): Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 239 p.
- Verő, Gy. & Csóka, A. (2015): Özönnövény-kezelési tapasztalatok a nagykőrösi pusztai tölgyesekben és a Turjánvidéken. – In: Csiszár, Á. & Korda, M. (szerk.): Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 239 p.
- Weissmantel, V. (1902): Az *Ailanthus*-szövő (*Attacus cynthia*). – *Rovartani lapok* **9**: 21.

Elektronikus hivatkozások:

http1: http://www.termeszetvedelem.hu/index.php?pg=sub_643

http2: <http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=16970>

http3: <http://www.novenyzetiterkep.hu/>

http4: Fehér, S. & Komán, Sz. (2014): A bálványfa (*Ailanthus altissima*) faipari és energetikai célú alkalmazhatósága: <http://erdo-mezo.hu/2014/12/30/a-balvanyfa-ailanthus-altissima-faipari-es-energetikai-celu-alkalmazhatosaga/>
http5: http://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=A0800346.KOR
http6: http://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=A0700045.FVM

Review of Hungarian studies and extent of invasion of tree of heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) in Hungarian habitats

András Demeter and Szilárd Czóbel

*Department of Conservation and Landscape ecology, Szent István University,
H-2103 Gödöllő, Páter K. street 1., Hungary,
e-mail: demetex@gmail.com*

Tree of heaven is one of the most dangerous woody stemmed plant species in Hungary. Since its XIXth century introduction it has run wild in many places, from the settlements it is continuously spreading along the roads and now occurs in almost all areas of the country including most of the close to natural habitats. By its aggressive spreading it causes significant ecological and economic damages, so defense against it became inevitable. To this collection of relevant hungarian knowledge can help a lot.

Keywords: *Ailanthus altissima*, spreading, invasive infection, A-NER, habitats, utilization

A tengerek és óceánok műanyag szennyezésének komplex hatása - 1. rész: A probléma bemutatása

Gubek István

*Eötvös Loránd Tudományegyetem, Humánökológia MA,
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/A
e-mail: istvan.elte@gmail.com*

Összefoglaló: A tengerek és óceánok műanyag szennyezése az utóbbi évek egyik egyre többet kutatott témája. Hasonlóan globális szintű környezeti probléma, mint az éghajlatváltozás vagy a biodiverzitás csökkenése, ugyanakkor a közvélemény sokkal kevesebbet tud róla, mivel ez egy új kutatási terület, illetve nincs magyar nyelvű szakirodalom a témában. Ez az első átfogó összeállítás, mely a külföldi szakirodalom részletes áttanulmányozásával készült. Az első részben részletes leírást adok a tengeri környezetbe került műanyagok fizika, kémiai, biológia, ökológiai, gazdasági és társadalmi hatásairól, a második, befejező részben pedig bemutatom a már létező megoldási lehetőségeket.

Kulcsszavak: tengerek, óceánok, műanyagok, környezetszennyezés, hulladékszigetek, biodiverzitás, ökoszisztémák, tápláléklánc

Bevezetés

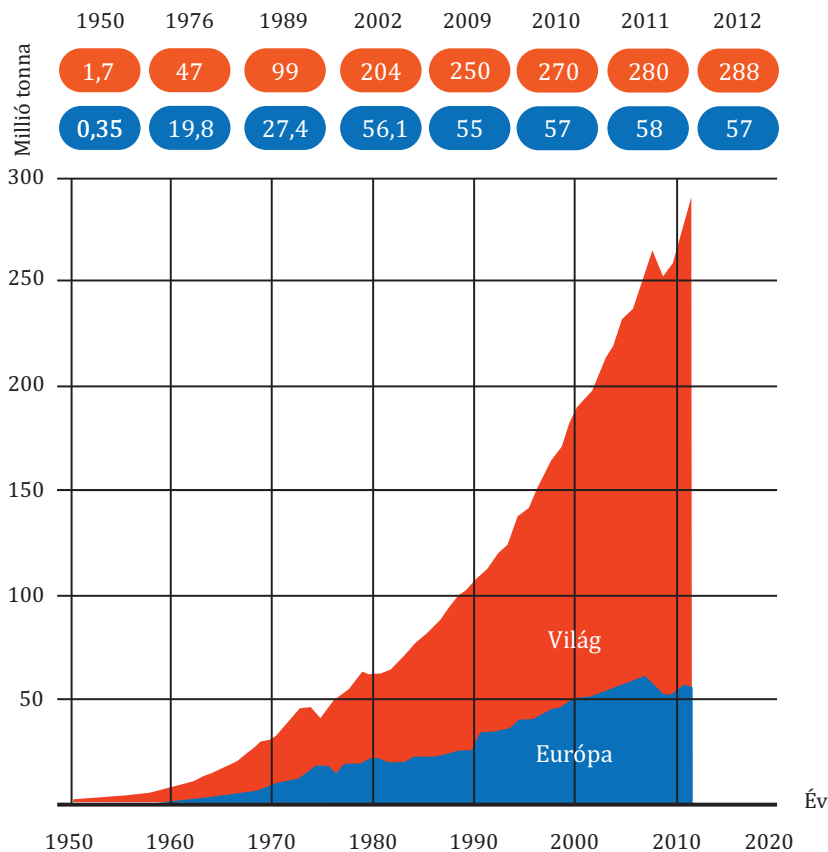
Ahogy az emberiség egyre sokasodik és egyre inkább igénybe veszi a Föld erőforrásait valamint hulladék-asszimiláló képességét, elkerülhetetlen, hogy újabb és újabb környezeti problémákkal kerüljön szembe. A 20. században 40-szeresére nőtt a világ ipari termelése, a világ népessége pedig több mint 3,5-szeresére. Mindez azt eredményezte, hogy mára már 1,5 Föld kellene az emberiség fenntartható ellátásához (McNeill 2011). Jelenleg a két legnagyobb globális környezeti probléma a globális éghajlatváltozás és a biodiverzitás csökkenése (Rockström *et al.* 2009). Az utóbbi 40 év kutatásai alapján azonban nyilvánvalóvá vált, hogy egy újabb, globális méretű környezeti probléma alakult ki a tengerek és óceánok műanyag elszennyezésének következtében (STAP 2011). Tanulmányomban bemutatom, hogy milyen hatása van annak az évi több millió tonna műanyag hulladéknak, mely a tengerekbe, óceánokba kerül. Az óceáni áramlatok összesen öt hatalmas, egyenként több 100 ezer km² kiterjedésű hulladékfoltot hoztak létre a Csendes-, az Atlanti- és az Indiai-óceánon. A legnagyobb gondot azonban az je-

lenti, hogy a műanyag még hosszú évek, évtizedek, évszázadok alatt sem bomlik le, csak felaprózódik és felhalmozódik az óceánok közepén, a tengerpartokon, a szigetek partjain és a táplálékláncban. Ráadásul ezek a mikrométeres műanyag szemcsék felületükön megkötik a kis koncentrációban jelen lévő mérgező szerves ipari szennyezőanyagokat, melyek így feldúsulva jutnak az élőlények szervezetébe, legvégül pedig az emberbe. A műanyagszennyezés azonban nemcsak a tengeri ökoszisztémák egészségét fenyegeti, hanem a fennmaradásukat is, hiszen elősegíti az invazívra váló fajok terjedését, ami a kevésbé ellenálló, helyi fajok eltűnéséhez vezethet. A probléma komplexitását mutatja, hogy a negatív ökológiai hatásokon túl negatív gazdasági és társadalmi hatásokkal is számolnunk kell. A tengerpartok tisztán tartása, az akvakultúrák fenntartása, a turizmus visszaesése, a tengeri élelmet fogyasztó emberek egészségi állapota mind-mind közvetlen kapcsolatban áll ezzel a még kevésbé ismert, de annál jelentősebb környezetkárosítással. Szükség van tehát az azonnali, átfogó cselekvési programokra. Ezeket a cikk folytatásában ismertetem.

Műanyagok a Földön

A műanyagok a modern kor iparának egyik legnagyobb mennyiségben előállított termékei. Tömegtermelésük 1950-től vált jelentőssé, akkor évi 1,5 millió tonnát állítottak elő. Azóta folyamatosan és drasztikusan növekedett a megtermelt mennyiség (átlagosan évi 9%-kal), ennek eredményeképp 2012-ben már 288 millió tonna műanyagot gyártottak (1. ábra). A tengerekbe, tengerpartokra a műanyag hulladék körülbelül 10%-a kerül (Krause *et al.* 2006) a szél, folyók, csatornák és szennyvíz közvetítésével (Wright *et al.* 2013), ami évi több millió tonnát jelent. A pontos értéket nem is lehet megbízhatóan megbecsülni, mindenesetre jelentős mennyiségről van szó. A 90-es évek elején csak a hajókról évi közel 6,5 millió tonna műanyag hulladék került az óceánokba (Derraik 2002). A termelés növekedésével párhuzamosan tehát a tengeri környezetbe kerülő műanyagok mennyisége is nő (STAP 2011). Figyelembe véve a termelői szilárd hulladék mennyiségét, összetételét, a népsűrűséget, a gazdasági fejlettséget és a hulladékkezelést, azt alapították meg amerikai kutatók, hogy 2010-ben átlag 8,75 millió tonna került be a tengeri környezetbe, ami az abban az évben előállított 275 millió tonna műanyag 3%-a (Jambeck *et al.* 2015). A folyamatos növekedésben két kisebb visszaesést látunk: a 1970-es évek olajválságát (a kőolaj 8%-ából műanyag készül) és a 2008-as gazdasági világválságot.

Előállításuk jellemzően fosszilis nyersanyagokból történik: kőolajból, szénből és földgázból, így elégetésükkel hozzájárulnak a klímaváltozáshoz, ráadásul



1. ábra. A műanyaggyártás növekedése a világban és Európában
(ábra forrás: PlasticsEurope 2013).

közben erőteljesen szennyezik a környezetet, mivel hosszú tartózkodási idejű és mérgező anyagok, furánok és dioxinok keletkeznek. Legelterjedtebbek a szintetikus műanyagok, melyek a világtermelés 90%-át adják, szemben a természetes alapúakkal, melyek részesedése 10%. Ez azért probléma, mert a szintetikus polimerekhez gyakran adnak veszélyes adalékanyagokat, mint például lágyítókat vagy BPA-t (biszfenol A). Gyors elhasználódásuk nagyban megnöveli a keletkező hulladék mennyiségét: PET palackok, csomagolóanyagok, egyszer használatos evőeszközök, poharak, bevásárlószatyrok, orvosi eszközök kerülnek a szemétkukába. Lebomlásuk nem, vagy csak évtizedek alatt megy végbe szárazföldön (Shah *et al.* 2008). Tengeri környezetben pedig évszázadokig, sőt évezredekig is eltarthat ez a folyamat (Kaposi *et al.* 2013). Miközben egyre jobban felaprózódnak, megkötik a kémiai szennyeződések és beépülnek a tengeri ökológiai rendszerekbe.

Mindez döntően hozzájárul az óceánok fizikai szennyezéséhez, mivel a lebegő tengeri törmelék 90%-át, az összes tengeri szemét 60-80%-át műanyag teszi ki (Derraik 2002, Setälä *et al.* 2014). A fennmaradó részt üvegpalackok, ruhadarabok, fémdarabok, építési faanyag, kötelek, cigaretta-csikkek, növényi és állati eredetű szerves anyagok alkotják.

A jelenlegi jövőkép nem túl biztató. A termelés növekedésével együtt a műanyagok iránti kereslet is egyre nő. A fejlett országok közül Közép-Európában – ahová hazánk is tartozik – a legnagyobb a növekedés: átlagosan évi 7,3%. Ez azt eredményezte, hogy ebben a régióban az elmúlt 35 évben ötszörösére nőtt az egy főre jutó évi műanyag használat, ami jelenleg kb. 45 kg/fő/év. A fejlődő országokban is gyorsan nő a műanyagok fogyasztása, olyannyira, hogy egyre inkább áttevéődik ide a gyártás folyamata.

Exponenciálisnak tekinthető a növekedés Ázsiában: a 21. század első évtizedében, 2000 és 2010 között több műanyagot gyártottak, mint korábban az egész 20. században (STAP 2011). Ez az óriási növekedés minden bizonnyal folytatódni fog a következő években is: az előrejelzések szerint 2050-re megháromszorozódhat a termelés, 700 millió tonna fölé nőhet (Wurpel *et al.* 2011). Így egyre sürgetőbbé válnak az egyéni, vállalati, kormányzati és nemzetközi szintű intézkedések a probléma kezelésére. Amennyiben nem történik semmi, 2025-re egy nagyságrenddel lesz nagyobb az évenkénti szennyezés mértéke is: a több tízmillió tonnát is elérheti. A legnagyobb problémát a keleti-, délkeleti-ázsiai régió jelenti Kínával és Indonéziával az élen (Jambeck *et al.* 2015).

2016 januárjában jelent meg a davosi Világgazdasági Fórum tanulmánya, mely még nagyobb aggodalomra ad okot. Töretlenül tovább növekszik a műanyaggyártás Európában és a világon – ezzel együtt pedig a környezetbe, tengerekbe kerülő hulladék mennyisége is –, melynek fő összetevői a különféle csomagolóanyagok. Ha minden így folytatódik tovább, 2050-re a tengerekben, óceánokban felhalmozódó műanyagok tömege meg fogja haladni az ott élő halak tömegét (WEF 2016).

A tengerek új típusú szennyezői

A 70-es években figyeltek fel a kutatók először a műanyagok okozta újabb környezeti problémára. Már 1971-ben publikálták, hogy a tengerbe került és feldarabolódott műanyag potenciális veszélyt jelent a tengeri élőlények számára. Egy évvel később – 1972-ben – halakban meg is találták az első műanyag szemcséket. Kezdetben csak fizikai szempontból vizsgálták a műanyagok hatásait, dokumentálták az óceánokban mérhető koncentráció növekedését, a halakban és madarakban történő egyre nagyobb mértékű felhalmozódását. Azokra a sokkal jelentősebb, bio-

kémiai hatásokra, hogy a műanyaggal együtt mérgező szerves szennyeződések is bekerülnek az élőlények szervezetébe azonban csak a 2000-es években figyeltek fel. A 2010-es évektől kezdve ugrásszerűen nőtt a témával foglalkozó kutatások száma, mivel az egyre fokozódó tengeri műanyag szennyezés egyre fenyegetőbb és egyre komplexebb problémává vált. Már nemcsak az egyes tengeri élőlényekre fejtette ki negatív hatását, hanem az egész tengeri ökológiai rendszerre. Megjelent az óceáni szigetek partvonalán is (Hawaii-szigetek, Bermuda-szigetek, Húsvét-sziget, Kanári-szigetek) így az ottani élővilág is veszélybe került. A tengerpartok szennyezettsége is fokozódott (Japán, Chile). Hatása kimutathatóvá vált gazdasági (halászat, parttisztítás, turizmus) és társadalmi (egészség és biztonság) szinten is (Do Sul & Costa 2014).

Számtalan módon kerülhetnek műanyagok a tengeri környezetbe. Mindenekelőtt meg kell különböztetni a műanyagok két típusát: a fogyasztók által használt termékeket és az ipari gyártás alapanyagául szolgáló apró granulátumokat. A fogyasztói műanyagokat nyolc fő csoportba lehet osztani (Andrady 2011):

- PP (Polipropilén): kötelek, hálók, kupakok
- LDPE (Kis sűrűségű polietilén): szatyrok, fóliák, járművekben
- PVC (Poli(vinilklorid)): csövek, szigetelések
- HDPE (Nagy sűrűségű polietilén): csomagolás, palackok
- PET (Polietilén-tereftalát): palackok, műszálak
- PS (Polisztirol): ételhordók, evőeszközök
- PA (Poliamid, nylon): horgász-zsinór, műszálak
- CA (Cellulóz-acetát): cigaretta-filterek

Ezen termékek két forrásból kerülhetnek az óceánokba. Szárazföldi környezetből (ami magába foglalja a nem megfelelően felügyelt hulladéklerakókat is): a folyók, a kezeletlen szennyvíz és a szél transzportja révén; a tengerpartokról nagyobb viharok, hurrikánok, cunamik idején, rekreációs célú használat közben. Tengeri környezetből: hajózás, szállítás, halászat, tengeri gazdálkodás (akvakultúrás tenyésztés) során. A turizmus mindkét esetben szennyezhet.

A műanyagok ipari gyártása során műgyanta szemcsék kerülnek ki a környezetbe. Ezek a kicsi, 0,1–0,5 cm átmérőjű, 25 cm²/g fajlagos felületű, hengeres vagy lapos granulátumok a műanyaggyártás ipari nyersanyagai. E granulátumokat megolvastva és formába öntve készítik el a kívánt műanyag terméket. A szállítási és a gyártási folyamat során akaratlanul is kikerülnek közvetlenül a tengeri vagy szárazföldi környezetbe. Ez utóbbi esetben a felszíni lefolyással szintén a tengerekbe jutnak. Azokban a térségekben, ahol elmaradott a környezetvédelem, szándékosan is így szabadulnak meg a megmaradt vagy feleslegessé vált szemcséktől. Mivel nehezen bomlanak le, egyre nagyobb mértékben halmozódnak fel

az óceánokban és a tengerpartokon. Először 1972-ben észlelték az Atlanti-óceán észak-nyugati részén, azóta világszerte minden homokos tengerparton megfigyelhetők. A korábban kibocsátott, idősebb szemcsék nagyobb mérgező hatást mutatnak (több szerves szennyezést kötöttek meg), így a szennyezettség indikátoraivá váltak. Világszerte rendszeresen gyűjtenek mintákat, hogy nyomon kövessék a partok és parti vizek állapotának változását (Barnes *et al.* 2009).

A folyók transzport szerepének jelentőségét jól mutatja egy 2014 elején megjelent német publikáció a Duna szennyezettségével kapcsolatban (Lechner *et al.* 2014). Két éven át vizsgálták Európa második legnagyobb folyójának Bécs és Pozsony közti szakaszát és megállapították, hogy 1000 m³ vízben átlagosan 3,2 g (275 db) halivadék és 4,8 g (317 db, 500 µm és 5 cm közti) műanyag darab található. Ez azt jelenti, hogy 15%-al több a Dunában a műanyag hulladék, mint a fejlődésben lévő halak száma. Ráadásul még így is alulbecsülték a szennyezettséget, hiszen a mintavételező háló csak a 0,5 mm-nél nagyobb darabokat fogta fel. A kutatók becslése szerint napi 4,2 tonna, évente pedig 1533 tonna műanyag törmelék kerül így a Fekete-tengerbe, melynek 80%-a ipari eredetű, a már említett műgyanta szemcsékkel kapcsolatos. Ez több mint az Észak-Atlanti-óceán hulladéksziget becsült tömege, ami 1100 tonna. A kutatás jelentősége, hogy ez volt első olyan vizsgálat, ami egy európai folyóban a műanyagok transzportját vizsgálta. Rávilágít arra is, mekkora veszélyt jelent ez a dunai halállományra nézve: ha a kis halak lenyelik a műanyag hulladékot közvetlenül bélelzáródásban vagy közvetetten, a műanyagban megkötött toxinok miatt, mérgezésben is meghalhatnak. A nagyobb halakban pedig felhalmozódnak a táplálékkal együtt felvett szemcsék és toxinok, így az emberi szervezetbe is bejuthatnak. Potenciális veszélyforrássá vált tehát a dunai halfogyasztás. Kaliforniában 2004-ben és 2005-ben két folyóban vizsgálták az 5 mm átmérő alatti műanyag darabokat. A szállított mennyiség itt is jelentős: 3 nap alatt 2,3 milliárd plasztikszemcsét juttattak el a Csendes-óceánba (~60 t) (Moore 2008).

A műanyagszennyezést két mérettartományra lehet bontani, bár ez a felosztás nem egységes (Cole *et al.* 2011). A makroplasztikumok (fogyasztói műanyagok) 5 mm-nél nagyobbak, a mikroplasztikumok 5 mm-nél kisebbek. Utóbbiak lehetnek elsődlegesek, azaz eredendően ilyen méretűek: ipari műgyanta szemcsék, kozmetikumok mikroszemcséi, szemcseszórásos tisztítás koptatóanyagai, ruhák műszálai. Másodlagosak, ha a nagyobb darabok mérete a környezet degradáló hatása miatt csökkent le.

A tengeri szennyezés domináns forrása a makroplasztikum volt egészen az elmúlt évekig, amikor is jelentősen elkezdett növekedni a mikroplasztikumok aránya. Ennek oka a háztartásokban keletkező szennyvíz a műszálás textíliák és ruhák mosása, valamint a mikroszemcsés tisztítószer használata során.

Egyre több szintetikus textilt és ruhát használ az emberiség. Ezek PS, akril és PA műszálakból épülnek fel. Egy kísérlet során ilyen anyagú takarókat, műgyapjakat és pólókat mostak ki több különféle mosógépben és azt az eredményt kapták, hogy egy átlagos mosás alkalmával egyetlen ruha-, illetve textildarab 1900-nál is több mikroszálat enged ki magából, s a keletkező szennyvíz literenként minden esetben 100-nál több mikroplasztikumot tartalmazott (Browne *et al.* 2011).

A másik nagy lakossági eredetű probléma a mikroszeszemcsés kéztisztítóknak, fogkrémeknek, arctisztítóknak, kozmetikai szereknak az elterjedése. Ezeket napi rendszerességgel használják az emberek. A bennük lévő PE, PP és PS granulátumokat mikrogyöngyöknek és mikro-hámlasztóknak hirdetik, melyek segítenek hatékonyan megtisztítani bőrünket. Régebben még természetes anyagokat tartalmaztak az arctisztítók (például habkő és dióhéj) mára már azonban felváltotta őket az olcsóbb, de hasonlóan hatékony műanyag. Az ipari műanyag szemcséktől könnyű megkülönböztetni őket: sokkal kisebbek (10–100 mikrométer nagyságúak) és szabálytalan formájúak (Fendall & Sewell 2009).

A kutatásban az szerepel, hogy a szennyvíztisztítók nem tudják eltávolítani az 1,5 mm-nél kisebb műanyag szemcséket, ezért megkérdeztem a Fővárosi Csatornázási Művek Zrt.-t, hogy a lakossági eredetű műanyag makro- és mikroszennyezés milyen módszerrel és hatásfokkal távolítható el a szennyvízből. Azt a választ kaptam, hogy a 10 mm-nél nagyobb szennyeződések eltávolítása gépi rácsokkal történik. Az ennél kisebb műanyag-szennyeződések eltávolítására flotációs technológiát alkalmaznak, mely során a kombinált homokfogó műtárgyba, levegőztető turbinával nagyméretű buborékokat vezetnek. A felszínére került szennyeződést gépi kotrókkal távolítják el. A rácsszűrés és a flotációs technológia után megmaradó kisebb méretű műanyag mikroszennyezők feltehetően beépülnek az eleveniszapba, így a fölősiszappal vagy az utóülepítőkön alkalmazott uszadék eltávolító berendezéssel eltávolításra kerülnek a szennyvízből, bár erre vonatkozó méréseket nem végeznek. Ezzel szemben egy amerikai tanulmány is kijelenti, hogy a mikroplasztikumokat minden bizonnyal nem távolítja el a hagyományos szennyvízkezelési eljárás, nagyrészt változatlan formában kerülnek ki a tisztítási folyamatból (Engler 2012).

A tengeri eredetű források közül a halászat, a tengeri szállítás és az akvakultúrák a legjelentősebbek. Évente 640 ezer tonna halászati eszközt (hálót, kötelet) hagyunk vagy dobunk el a világ óceánjaiban. Ez körülbelül 10%-a az összes óceáni szemétnek. Az 1950-es években még természetes szálakból, kenderből és gyapotból szőtték ezeket Délkelet-Ázsiában. Rugalmasságukat azonban használatuk során elvesztették, ezért eldobták őket. Ez azonban nem jelentett problémát, mivel gyorsan lebomlottak. A műanyagipar felfutásával később ezeket nylon (PA), poliolefin (PE, PP) és más szintetikus szálakkal helyettesítették. Tartósabbá és

erősebbé váltak, viszont környezetbe kerülésük már gondot okozott: nem bomlottak le, a vízben vagy a felszínen lebegve szétterjedtek vagy az aljzatra süllyedve felhalmozódtak (Gregory 2009). A kereskedelmi hajók minden nap 639 000 műanyag konténert szállítanak a világ óceánjain, ezek egy része elveszik az utazás, kirakodás, berakodás során és tartalmukkal együtt a tengeri szemét részévé válnak (Laist 1987). A tengeri tenyészetek szintén rendszeres szennyezőnek számítanak: a rákfarmokról műanyag szerkezeti elemek, a lazacfarmokról műanyag ételkészítők kerülnek a tengerbe. Chilében a legrosszabb a helyzet, a kormány ezért szigorított a szabályozáson 2002-ben és 2008-ban is, de a hatóságok nem ellenőrzik kellőképpen a törvények betartatását. A helyi akvakultúrák továbbra is meghatározó forrásai a dél-csendes-óceáni szemétnek (Thiel *et al.* 2011).

Fizikai hatás

A különféle forrásokból tengerekbe került makro- és mikroméretű plasztikumok idegen anyagnak számítanak és tartósan megmaradnak. Vízhez hasonló sűrűségük miatt lebegnek, az áramlatok egyrészt csapdázzák őket, másrészt az óceán minden részére eljuttatják, a tengerpartokra és a távoli szigetekre is. Közben fizikai kölcsönhatásba lépnek az óceáni környezettel, egyre kisebb darabokra esnek szét, felhalmozódásuk megkezdődik a tengeraljzaton is. Ezeket fejtem ki a következőkben.

Degradáció és diszperzió

A műanyagok sűrűsége hasonló, mint a tengervízé, ezért alapvetően a víztest felső régiójában helyezkednek el. Az $1,02\text{--}1,03\text{ g/cm}^3$ – hőmérséklettől és sótartalomtól függő – értéknél kisebb sűrűségűek a víz tetején, közvetlenül a vízfelszínen úsznak (PP, HDPE, LDPE), a nagyobb sűrűségűek a vízfelszín alatt lebegnek (PS, PA, CA, PVC, PET) és nagyobb eséllyel süllyednek el. A felszínükön megtelepedő mikrobák tovább növelik sűrűségüket. A felhasználói műanyagok gyakran több típusú polimerből tevődnek össze, lebegésük mélysége alapvetően összetételüktől és a bezárt levegőtartalomtól függ. További befolyásoló tényező az eső, a viharok és a turbulens vízmozgás, melyek dinamikus vertikális mozgást, keveredést idéznek elő. A gyártási arányokat és sűrűségviszonyokat ismerve nem meglepő az a megállapítás, hogy az óceánokban a felszín közelében lebegő mikroplasztikumok 80–90%-a PP, és 5–15%-a PE (Engler 2012).

Az egyik előnyös tulajdonságuk – a nagy ellenállóságuk – most az egyik legnagyobb problémává válik: nem bomlanak le, csupán felaprózódnak egyre kisebb darabokra az UV-sugárzás, a hullámozgás, az áramlások és a szél degradáló hatása

miatt. Az évek, évtizedek alatt a milliméteres és mikrométeres szemcseméretet is elérhetik. Mindeközben fajlagos felületük nő, ami majd kémiai tulajdonságaiknál kap jelentős szerepet (Andrady 2011).

Az óceáni környezetben évezredekig is jelen lehetnek, amennyiben lejutnak a tengerfenékre, ahol alacsony hőmérsékleten, oxigén és fényhiányos környezetben leülepednek (Barnes *et al.* 2009).

A széllel és áramlatokkal meglepően gyorsan és messzire el tudnak jutni. Az egyik hajó elveszett műanyag rakományát 10 évvel később 10 000 km-rel odébb találták meg. Amerika északi tengerpartján végzett nyomkövetős vizsgálatban átlagosan 60 nap alatt érték el a műanyag darabok az 1000 km-re lévő észak-atlanti-óceáni szubtrópusi vízkörzési zónát (Cole *et al.* 2011).

Az öt nagy hulladéksziget

Az óceáni áramlatok nemcsak szétesztatják a hulladékot, hanem csapdázzák is. A meleg és hideg áramlatok körkörös mozgása öt nagy hulladékszigetet hoz létre a Föld óceánjain. Az ide bekerülő műanyagok éveken, évtizedeken át cirkulálnak a felszínen lebegve, miközben egyre jobban felaprózódnak. Az örvények közepén kisebb az áramlási sebesség, konvergáló zónaként viselkednek, begyűjtik és felhalmozzák környezetükből a műanyagokat. Három régiót tanulmányoztak eddig a kutatók részletesen: az észak-atlanti-óceáni (Law *et al.* 2010, Morét-Ferguson *et al.* 2010), az észak-csendes-óceáni (Moore *et al.* 2001) és a dél-csendes-óceáni-örvényt (Martinez *et al.* 2009, Eriksen *et al.* 2013). A dél-atlanti-óceáni- és indiai-óceáni-örvényt még nem vizsgálták meg alaposabban. Az északi féltekén az óramutató járásával megegyező irányban, a délin azzal ellentétesen forognak ezek az örvények. A jelenségnek több neve is van: szemétfolt (garbage patch), plasztik leves (plastic soup), műanyag szigetek (plastic islands), óceáni hulladéklerakó (ocean landfill) vagy szeméttörvény (trash vortex). A nemzetközi szakirodalom leggyakrabban a „garbage patch” kifejezést használja. A modellezés műholdas nyomkövetés és terepi mérések, megfigyelések alapján történik. Rendszeresen indulnak kutatóexpedíciók is, hogy gyakorlatban is nyomon kövessék az óceánok szennyezettségének alakulását. Ezeket olyan független, nonprofit, civil szakmai szervezetek (NGO-k¹) szervezik, mint a 5Gyres Intézet (<http://www.5gyres.org>) és az Algalita Tengerkutató Alapítvány (<http://www.algalita.org>). Önkéntesként bárki csatlakozhat az expedíciókhoz. Olyan feladatokban lehet segíteni mint a mintavételezés, vizuális megfigyelés, adatelemzés vagy a partok állapotának felmérése.

1 NGO = Non-Governmental Organization (nem kormányzati szervezet).

Ezen szervezetek felbecsülhetetlen értékű munkát végeznek, mivel az így kapott információkkal fel lehet hívni a kormányok és a közvélemény figyelmét a helyzet súlyosságára és a szükséges intézkedések meghozására.

További veszélyt jelent, hogy az óceáni szemétszigetek láthatatlanok, így nem vizualizálódik a probléma. Egy nagy óceáni hulladéksziget közepén körbenézve nem tapasztalható semmi szokatlan a környező vízfelszínen, víztestben. Nem figyelhetők meg a szó szoros értelmében vett hulladékhegyek, sem hulladékszigetek. Csak a mintavétel után lesz egyértelmű, hogy ez már a szemétfolt. A konvergens zóna felé közeledve exponenciálisan nő a vízben lévő milliméteres és mikrométeres szemcsék száma. Az Észak-Atlanti-óceán szubtrópusi régiójában 20 000 – 30 000 db/km² átlagos és 580 000 db/km² maximális koncentrációt mértek, ez háromszor több, mint a 70-es években (Law *et al.* 2010). Az Észak-Csendes-óceán örvényében 970 000 db/km² maximális sűrűséget mértek 2001-ben (Japán partjainál) – ez háromszorosa volt a korábbi 1990-es maximumnak. Még egy meglepő eredmény született: a mintákban lévő műanyag tömege hatszorosan meghaladta a planktonikus élőlényekét.

Azt, hogy pontosan mekkora egy óceáni szemétsziget, nem tudják a kutatók. Nincs definíció arra vonatkozólag, hogy milyen műanyag-sűrűségtől tekinthetjük az adott területet a sziget részének. Ideális esetben nulla antropogén eredetű részecskét tartalmaz a víztest egy km²-en. Gyakorlatilag ilyen már nem találni sehol. A hulladékörvények nagyságát viszont meg lehet becsülni: a konvergáló zónák mind az öt esetben 100 000 km² nagyságrendűek. Ez a hatalmas kiterjedés meglehetősen kis tömegsűrűséggel jár: az észak-csendes-óceáni hulladékfoltban mindössze néhány kg/km². Lehetetlen vállalkozás lenne megpróbálni összegyűjteni őket.

A dél-csendes-óceáni konvergáló zónát 2013-ben vizsgálták meg másodszor a 5Gyres Intitue expedíciója során. Korábban nagyon kevés adat állt rendelkezésünkre a déli félteke óceánjainak szennyezettségéről, holott az Egyenlítőől délre a terület 81%-a tengervíz. A hulladéksziget modellt ismét alátámasztották: a centrum felé haladva ugrásszerűen nőtt, majd azt elhagyva hirtelen lecsökkent a mikroplasztikumok mennyisége. Az átlagos eloszlás 26 000 db/km², a maximális sűrűség 396 000 db/km² műanyag darab volt. A minták 96%-a tartalmazott műanyagot. Az adatok alapján a legnagyobb hulladéksziget az Észak-Csendes-óceánon van, második az Észak-Atlanti-óceánon, legkevésbé szennyezett a Dél-Csendes-óceán, viszont ennek a legerőteljesebb a felhalmozódási képessége. A térség jó helyezése annak köszönhető, hogy a nyugati világ szemszögéből nézve gazdaságilag kevésbé fejlett országok veszik körül az óceán ezen részét (Peru, Chile, Ecuador, kis szigetállamok), így kisebb mértékű a szárazföldről érkező szennyezés.

A kutatások elgondolkodtató eredménye, hogy az Atlanti-óceán északi részén a vizsgált 22 év alatt nem nőtt a plasztikumok mennyisége, annak ellenére, hogy az USA-ban erőteljesen nőtt a keletkező hulladék mennyisége. Ennek magyarázata az lehet, hogy alulbecsülték a szennyezettséget. A mintavétel minden esetben mantahálóval² történt, melynek 330 µm a szemnagysága. Egy svéd kísérlet kimutatta: 450 µm helyett 80 µm érzékenységgű hálót használva 100 000-szer nagyobb mikroplasztikum koncentrációt lehet mérni. Tehát nagyságrendekkel nagyobb lehet a valódi szennyezettség. A feldarabolódás gyorsabb ütemben zajlik az észak-atlanti térségben, mint gondoltuk (Cole *et al.* 2011).

Kiderült az is, hogy a három vizsgált felhalmozódási zóna közül kettőből, az Észak- és Dél-Atlanti-zónából még van esélye kikerülni a műanyagoknak, azonban a Dél-Csendes-óceán szubtrópusi örvénye hosszú időre csapdázza őket, míg le nem ülepednek. Elképzelhető, hogy az Egyenlítőn is átjutnak a plasztikumok: Ecuador és Indonézia partjai mentén a határáramlatokkal. A Csendes-óceán északi részéről délre vándorolhat a szemét és vice versa egészen Hawaii partjáig. Az Antarktisz körüli vizekben is megjelent már a műanyagszennyezés, feltehetően a déli áramlatok és a hajóforgalom miatt (Eriksen *et al.* 2013).

Felhalmozódás tengerpartokon

A tengerpartok elszennyeződését a turizmus, a terjeszkedő települések és az ipari tevékenység mellett egyre inkább az óceán felől érkező szemét okozza. Az óceánokba juttatott műanyag szemét egy része visszatér a tengerpartokra az áramlás zavarai, a helyi áramlási és szélviszonyok, a földrajzi környezet sajátosságai, valamint az időjárás változékonysága miatt.

Panama megtisztította partjait a 90-es években, de 3 hónap múlva ismét megjelent a szemét, méghozzá az eltakarított mennyiség fele. Dél-Afrika partjai is évről évre szemetesebbé válnak (Derraik 2002).

Chilében rendszeresen szerveznek parttisztításokat, de ott döntően helyi eredetű a szemét (hajózás, halászat, akvakultúrák, helyi strandolók, turisták), mivel a dél-csendes-óceáni-örvény összegyűjtő hatása igen erős. Több szemét érkezik viszont az óceán felől Brazíliába, Ausztráliába vagy Japánba. Évente körülbelül 250 hulladék darab éri el 100 méterenként a tengerpartokat az észak- és dél-atlanti régióban. A zárt tengerek esetén, például a Mediterrán térségben még nagyobb intenzitású a partra mosódás. Belgiumban a száraz tengerparti üledékben háromszorosára nőtt a mikroplasztikumok mennyisége: 55 db/kg-ról (1990-es évek) 156 db/kg-ra (2000-es évek) (Cole *et al.* 2011).

2 Hasonlít a háló alakja az ördöggrájáéra, ami latinul Manta, innen az elnevezés.

Felhalmozódás tengerfenéken

A 90-es évek óta vizsgálják a kutatók ezt a kérdést. Azóta minden óceán- és tengerfenéken találtak műanyagot. Mivel a szemcsék lebegnek vagy úsznak, lesüllyedésük biológiai aktivitásnak köszönhető: benövik őket a mikroorganizmusok vagy bekerülnek a tengeri élőlények szervezetébe és tetemükkel együtt jutnak le az aljzatra. A folyók hordalékával a kontinentális self területeken is leülepedhetnek: például Brazília partközeli tengeraljzatán sokkal több a műanyag, mint tengerpartján. Nagy sűrűséget mértek tengerparti kanyonokban is (akár 112 hulladék darab/km, ennek 70%-a műanyag). Egy arktiszi merülés során több ezer méter mélységben is láttak néhány műanyag darabot, amit a norvég áramlás szállíthatott oda az észak-atlanti térségből. A Tokiói-öböl alján a mesterséges objektumok 80-85%-a műanyag. Európa partjai mentén a Földközi-tenger aljzatán legnagyobb a műanyagok sűrűsége: elérheti a 100 000 db/km² értéket is, ami hasonló nagyságrendű, mint az óceáni hulladékszigeteken (Barnes *et al.* 2009).

Felhalmozódás szigeteken

Az áramlás időszakos változásai nemcsak a tengerpartokra sodorják vissza a szemetet, hanem távoli óceáni szigetek partjaira is. Sok esetben ezek lesznek a végső felhalmozódási zónák (Moore *et al.* 2001).

Hawaii szigetén, a Kamilo nevezetű 15 km-es partszakaszon önkéntesek évente 16 tonna hulladékot gyűjtenek össze. Úgy is nevezik: a Szemetes-part. Az ide kerülő műanyag szemét elhagyott halászeszközökből, egyes nagyobb darabokból és nagy koncentrációjú PE és PP darabokból áll. Többségük nem a környező szigetekről származik, hanem idegen eredetű: vagy a helyiek nem használnak hasonló terméket, vagy külföldi nyelvű címkékből, jelölésekből és logókból lehet erre következtetni. A modellek szerint az észak-csendes-óceáni hulladékszigetről származnak. Ha az áramlások állandóak lennének, akkor egy foltban maradnának a műanyagok az örvényzónában, de a hidrodinamikai anomáliák kilökik és felhalmozzák őket Kamilo partjain (Carson *et al.* 2012).

Hasonló jelenség játszódik le más óceáni szigeteken. A korábban említett 2013-as dél-csendes-óceáni expedíció végállomása a Húsvét-sziget volt. Ez a világ legelszigeteltebb lakható földterülete (2100 km-re fekszik a legközelebbi sziget). Őslakói előrelátás nélkül aknázták ki természeti erőforrásait, kultúrájuk összeomlott. A szigetről eltűntek a fák, a madarak és a virágok. A megmaradt néhány lakos megpróbálja visszaállítani a talaj termőképességét és fenntartható életvitelt folytatni. A szigetet napjainkban újabb veszély fenyegeti: partjainál elkezdett felgyülni az óceáni szemét. Homokos partszakaszait elborították a színes műanyag darabok milliói, melyek a közeli hulladékfoltból származnak (Eriksen *et al.* 2013).

A Hawaii-hoz és Chiléhez hasonló izolált óceán-közepi szigetek természetes hálóként működve gyűjtik be a hulladékörvényekből a szennyeződések. Reális veszély, hogy a Föld óceánjainak minden szigete szeméttelpeppé válik.

Kémiai hatás

Az óceánok műanyaggal történő elszennyezése nem csak esztétikai problémát okoz. Kiderült, hogy a felaprózódás közben felszabadulnak a veszélyes adalékanyagok, továbbá a tengerekben kis mennyiségben jelen lévő szerves szennyeződések is megkötik, ezzel akár milliószorosára feldúsítva a koncentrációt. Végleg eloszlott az a tévhit, hogy a műanyagok tiszták és biztonságosak. A kémiai hatás részletei következnek.

Szerves szennyeződések az óceánokban

Az óceánokban és tengerekben kis koncentrációban jelen lévő antropogén szerves szennyeződések több névvel is illetik: POPs (Persistent Organic Pollutants), HOCs (Hydrophobic Organic Compounds) vagy még pontosabban PBTs (Persistent Bioaccumulative and Toxic substances).

Négy fő tulajdonságuk van: nehezen bomlanak, mérgezőek, élőlényekben felhalmozódnak és víztaszítók. Nehezen bomlanak le, mert stabil, ellenálló vegyületek. Ártalmasak, mert magzatkárosítók, megnövelik a mutációk gyakoriságát és rákkeltők, károsítják a hormonrendszert. Felhalmozódnak az élőlények szervezetében és a táplálékláncban is. Vízben nem oldódnak, a műanyag szemcsék felületéhez viszton könnyen hozzátapadnak (Kershaw *et al.* 2011).

A POP vegyületcsalád tagjai a környezetbe kerülhetnek mezőgazdasági használat során: növényvédő szerek és rovarölő szerek (pl. DDT és HCH-k) szétpermetezésével. Ipari tevékenység, szén-, olaj- és földgázégetés is lehet a forrásuk (pl. dioxinok és PAH). Kikerülhetnek mesterséges objektumokból is: transzformátorok hűtő-szigetelő vagy hidraulikus rendszerek hőátadó folyadékából (PCB-k), elektronikai eszközökből (égésgátló anyagok), valamint építő-anyagokból (PBDE-k). Veszélyességüket jelzi, hogy használatukat szigorúan korlátozzák és felügyelik, többet be is tiltottak közülük a nyugati országokban a 20. század második felében. Ennek ellenére a DDT-t malária ellen máig használják több országban, például Vietnamban, Costa Ricában, Indiában és Dél-Afrikában. Ezen POP vegyületek az esővízzel, folyókkal és felszíni lefolyással a tengerekbe jutnak (Hirai *et al.* 2011).

Szerves szennyeződések felületi megkötődése

A PBT vegyületeket a mikropasztikumok nagyobb koncentrációban kötik meg felületükön, mint más oldott részecskék, derült ki egy 2001-es japán vizsgálatból (Mato *et al.* 2001). A Tokiói-öbölben PP ipari műgyanta szemcsék PCB és DDE³ adszorbeáló képességét vizsgálták. A PP szemcsék felületi megkötődési együtthatója 10^5 – 10^6 értékűnek bizonyult. Gyakorlatilag ez azt jelenti, hogy a szemcsék képesek 100 000-szer vagy 1 000 000-szor nagyobb mértékűre dúsítani a szennyező anyagok koncentrációját. Ennek egyik oka erősen víztaszító felületük. Telített szénhidrogén egységekből épülnek fel, felszínük nem poláris. Kiválóan alkalmas arra, hogy a PCB-hez és DDT-hez hasonló víztaszító szennyeződések megkösse. Másrésről a PP szemcsék kis sűrűségük miatt a víz felszínén lebegnek, pontosan ott, ahol feldúsulnak ezek a vegyületek. A PBT vegyületekkel túltelített víz-levegő határfelületi mikrorétegben igen hatékonyan tud végbemenni a felületi megkötődés. Kísérletet is végeztek a japánok: 6 napra kihelyeztek hasonló szemcséket az öböl vizére és a megkötés sebessége alapján arra következtettek, hogy néhány év alatt elérheti a szennyezettség ezt a magas koncentráció értéket. Ez több tényezőtől függ: a felület bomlása, roncsolódása segíti a megkötést, a több üreg, repedés növeli a kötőhelyek számát, ugyanakkor az oxigén-tartalmú molekula csoportok szabaddá válása csökkenti a hozzátapadás erősségét.

Egy másik tanulmány a PAH vegyületek megkötődését vizsgálta műgyanta szemcséken. A PE és PS szemcsék magasabb koncentrációban kötötték meg a víztaszító polimereket, mint a PP, PET, PVC anyagúak (Rochman *et al.* 2013).

Ugyanakkor a műanyagok nemcsak kötőhelyei, de forrásai is lehetnek a szennyeződéseknek. Feldarabolódás közben felszabadulnak belőlük a gyártás során hozzáadott adalékanyagok: stabilizátorok, lágyítók (ftalátok), égésgátlók (PBDE vegyületek), baktériumölők, kiindulási anyagok (pl. Biszfenol A), vagy az óceánig tartó transzport során a szennyvízből megkötött anyagok: például nonil-fenolok (mosószer-előanyagok, idegen ösztrogének) vagy a triklozán (fertőtlenítőszer). Az így kibocsátott anyagok veszélyessége különböző: biológiai lebomlásra mérsékelten képesek (Biszfenol A), kis mértékben felhalmozódnak (ftalátok, nonifenolok) vagy bomlásnak erősen ellenállóak (pl. égésgátlók). Legnagyobb veszélyt a halakra és az őket elfogyasztó emberekre jelentik. Fontos észrevétel, hogy a műanyagok bomlása során kiszabaduló káros anyagok a keletkező kisebb szemcsék felületén ugyanolyan mechanizmussal adszorbeálódhatnak, mint a már jelen lévő szennyeződések (Engler 2012).

A felhasználói műanyag darabok megkötő-képessége hasonló, mint az ipari szemcséké. Az észak-csendes-óceáni térség több részéről gyűjtöttek mintákat: urbanizált és lakatlan tengerpartokról, valamint a nyílt óceánról. A helyszíneket

3 A DDE a DDT egyik bomlásterméke, szintén veszélyes anyag.

tekintve: Vietnam, Japán, Kalifornia, Costa Rica partjairól és a hulladékörvény közepéről. Kiegészült még az elemzés egy észak-atlanti-óceáni mintával is a Karib-tengerről. A legnagyobb károsanyag-koncentrációkat (PCB, DDT, PBDE, BPA) a városokhoz közeli partszakaszokon mérték. Ennél kisebb volt a nyílt óceánról és távoli partokról származó minták vegyi anyag tartalma. Kimutatták, hogy az aprózódás során felszabaduló szennyeződések mellett a levegőből vízbe kerülő szennyeződések is megkötötték a szemcsék. Összhangban a hasonló kutatásokkal, a PE típusú szemcsék szorpciós képessége nagyobbak bizonyult, mint a PP összetételűeké. Ami a leglényegesebb eredmény: szoros korrelációt mutatnak ki a felaprózódott fogyasztói műanyagok és az eredendően kis méretű ipari plasztikszemcsék adszorbeáló képessége között. Mindkét típusú műanyag egyformán veszélyes (Hirai *et al.* 2011).

Bebizonyosodott, hogy a műanyag darabok jó indikátorai a partok állapotának: minél nagyobb a felszínükön mérhető szennyezőanyag koncentráció, annál szennyezettebbek a környező vizek, a tengerpartok és az üledékek. Egy globális felmérés eredményeképp 2009-ben (Ogata *et al.* 2009) térkép készült a világ tengerpartjainak szennyezettségéről, melyet később további helyszínekkel bővítettek ki. Hat kontinens 29 országának 56 partjáról vettek mintákat és határozták meg PCB tartalmukat. Az eredményeket egy világtérképen összegezték (Kershaw *et al.* 2011).

A legmagasabb értékeket a centrum országok (USA, Ny-Európa és Japán) partjai mentén mérték. Az iparosodott országok az 1960-as és 1970-es évek gyors gazdasági növekedése során rengeteg PCB-t használtak; például az USA hasznosította a világon előállított PCB mennyiség több mint felét. Hiába tiltották be később, mivel perzisztensek, máig jelen vannak a tengervízben és felhalmozódnak a tengerparti üledékben. Ázsiában két nagy feltörekvő ország, India és Kína vizeinek szennyezettsége mellett a Fülöp-szigeteké is kiugró. Dél-Afrika partjai tekinthetők a legtisztábbnak: a 80-as évek gazdasági növekedésében nélkülözte a PCB használatát, később a tilalom miatt nem is lett volna rá lehetősége (itt viszont a HCH érték kiugróan magas a rovarirtószerek használata miatt). Az adatokból kiolvasható, hogy lineáris összefüggés van az ipari fejlettség és a vizek szennyezettsége között (Kershaw *et al.* 2011).

Biológiai hatás

A makro méretű műanyagok fizikailag károsítják a tengeri élőlényeket: külsejüket megsértve, emésztőrendszerüket eltömítve vagy belegabalyodással megölve őket. A mikro méretűek pedig megmérgezik őket: a szemcsékkel együtt szervezetükbe

jutnak a felületükön koncentrált vegyi anyagok is. Tehát kijelenthető, hogy a műanyagok kiemelkedő veszélyforrást jelentenek a tengeri élővilágra. Sorra veszem a legfontosabbakat.

Halálos nyaklánc és szellemhalászat

Több mint 267 nagytetű állatfajról írták le már az 1990-es években, hogy a nagyobb méretű műanyag objektumok károsítják őket külsőleg vagy belsőleg, a táplálkozás során szervezetükbe kerülve (Moore 2008). Néhány példa közülük: teknősök, pingvinek, albatroszok, viharmadarak, rablósirályok, sirályok, alkák, parti madarak, bálnák, delfinek, valódi fókák, oroszlánfókák, medvefókák, tengeritehenek (manátik és dugongok), cápák, tengeri vidrák, halak és rákok. Még szemléletesebb az összesített adat: a tengeri teknősfajok 86%-a, a tengeri madárfajok 44%-a és a tengeri emlősök 43%-a potenciálisan veszélyeztetett a műanyagok által. Mindez valószínűleg erősen alábecsült, mert minden bizonnyal a legtöbb áldozatot nem fedezzük fel a hatalmas óceáni területeken: lesüllyednek vagy megeszik őket a ragadozók (Derraik 2002). A tengeri élőlények belegabalyodhatnak a sodródó hálókba, kötelekbe, horgász-zsinórokba. Több beszámoló szerint a fiatal medvefókák kifejezetten érdeklődnek a műanyag csomagolási hurkok iránt, melyek játék közben testükre tekerednek, olyan szorosan, hogy a húrukba vágnak, végül megfojtják őket: halálos nyakláncnak nevezik a kutatók ezt a jelenséget. Tragikus, hogy amint meghalt a fóka és teteme elbomlott, újabb áldozatokat szedhet ugyanez a hurok. 500 évig is eltarthat a lebomlása, addig sorozatgyilkosként szedi áldozatait (Derraik 2002).

A magára hagyott vagy elvesztett műanyag halászhálók és horgász-zsinórok továbbra is betöltik eredeti funkciójukat: hónapokon, éveken át elkapják és megölik a tengeri állatokat. Teknősök, halak, madarak, fókák esnek áldozatul ennek az úgynevezett szellemhalászatnak (Wurpel *et al.* 2011). Az Élelmezési és Mezőgazdasági Világszervezet (FAO) 1991-es jelentésében úgy becsülte, hogy a halászati eszközök 10%-a elveszik, ami 10%-os csökkenést idéz elő a kifogni kívánt halpopulációban (idézi: Moore 2008). Az Új-Zéland és Antarktisz között évente vándorló hosszúszárnnyú bálnák vastag köteleket húznak maguk után, melyektől nem tudnak megszabadulni. A tengerfenékre lesüllyedő, sodródó hálók károsítják az ottani élőhelyeket, főleg a korallszirteket, mintegy leradírozva azokat: a korallokba és aljzati növényekbe gabalyodó, áramlatokkal sodródó hálók letörrik és kiszakítják helyükről a gazdag élővilágnak otthont adó élőhelyeket, csupasz síkságot hagyva maguk után. Olyan ez, mint az erdei tarvágás (Gregory 2009).

Érdekes megfigyelés, hogy több ezer méteres mélységben fehér műanyag zacskók fejjel lefelé lebegnek és szabadon sodródhatnak, mintegy szellem benyomását keltve a mélytengerekben. Az ehhez hasonló műanyag darabok gyakran megté-

vesztik a teknősöket, és a tápláléklul szolgáló medúzák helyett ezeket eszik meg, aminek következménye a fulladás vagy bélelzáródás következtében beálló halál. A műanyag szeméttel való találkozás gyakran okoz maradandó vagy akár halálos sérüléseket is: gennyedző sebeket, fekélyes bőrt, elhalt végtagokat. A tengeri műanyag szemét tehát nagymértékben rontja az élőlények életminőségét és növeli halálozásukat (Gregory 2009).

Mérgező hatás és felhalmozódás élőlényekben

Kétféleképpen mérgezhetik meg a tengeri élőlényeket a szervezetükbe jutott műanyagok. Az emésztő szervrendszerükben savakkal, enzimekkel kapcsolatba lépve bomlani kezdenek és felszabadulnak a veszélyes adalékanyagok. Ezzel egyidejűleg a felületükön megkötött PBT vegyületek deszorbeálódnak. Minden szervet, szövetet károsíthatnak: megzavarják a hormonrendszert, mutagének, karcinogének.

Azon optimista véleményeket, hogy a lenyelt szemcsék gyorsan kiürülnek a kiválasztással és nem okoznak súlyos károsodást egy kékkagylókkal (*Mytilus edulis* Linnaeus, 1758) végzett német kutatás cáfolta meg (von Moos *et al.* 2012). A mikrométeres (0-80 μm) műanyag szemcséket a táplálékkal együtt felvették, kopolyúikkal kiszűrték a vízből. A gyomorból felszívódtak és az emésztőmirigyekhez vándoroltak, ahol a sejtekben halmozódtak fel. Tehát az emésztés után nem távoztak el a szervezetükből, hanem szöveteikben feldúsultak: ehhez elég volt 3 óra vizsgálati idő. Szövetteni vizsgálatokkal alátámasztották, hogy a sejtekbe kerülve gyulladási folyamatokat indítottak el. Sőt, képesek voltak már a kopolyúüregben bejutni a sejtekbe. A mérgező hatás a következőképp nyilvánult meg: a műanyag szemcsék és a belőlük felszabaduló mérgek olyannyira ronsolták a sejteket, hogy önlebontó folyamatokat indítottak el, ami szövetelhaláshoz vezetett. A mikroplasztikumok tehát fizikai és kémiai úton is károsították a kékkagylókat. A természetben még erősebb lehet ez a hatás, mert a laborban tiszta műanyag szemcséket használtak, a tengervízben viszont felszínükön POP vegyületeket is koncentrálnak. A kutatók „trójai ló” hatásnak nevezik, amikor a kisméretű plasztikumok bejuttatják az élőlények szervezetébe a veszélyes kémiai anyagokat (Cole *et al.* 2011).

Az állati szövetekben való felhalmozódás kimutatható szinte az összes tengeri élőlénynél: planktonikus szervezetekben (zooplankton, nyílférgek, halivadékok, evezőlábú rákok, krillek, zsákállatok), gerinctelenekben (tengeri férgek, tengeri rákok, tüskésbőrűek, mohaállatok, kagylók) és gerincesekben (fókák, madarak, delfinek, bálnák). Mindez negatívan hat egészségi állapotukra, rontja túlélési és szaporodási esélyeiket. Kisméretű élőlényekre a mikroplasztikumok, míg na-

gyobb termetűekre a mikro- és makroplasztikumok egyaránt veszélyt jelentenek (Cole *et al.* 2013).

A tengeri ökológiai rendszerek állapotának monitorozásához gyakran használják a tengeri madarakat (Ryan *et al.* 2009). Hatékonyan felmérhető velük a környezet állapota, mert nagy területeket járnak be, a tápláléklánc több szintjéről fogyasztanak élőlényeket és a kolóniákban egyszerre nagy számban vizsgálhatók. Ilyen madár az északi sirályhojsza (*Fulmarus glacialis* (Linnaeus, 1761)). Vándorlása során bejárja szinte az egész északi féltekét. Az Atlanti- és Csendes-óceán északi partjainál költ. Egy 2003–2007 közötti kutatásban 1295 sirályhojszát vizsgáltak meg és 95%-uk gyomrában találtak műanyagokat, átlagosan 35 darabot, 0,31 g tömeggel (Van Franeker *et al.* 2011). Az 1980-as évektől figyelik őket, s ez az arány mindig 90% felett volt. Ennek oka, hogy a táplálékuk és a műanyagok egyazon területen dúsulnak fel: az óceánok felszínén. A levegőből könnyen összetévesztik természetes táplálékukat a vízen lebegő, hasonló formájú és színű műanyagokkal. A sirályhojszák esete nem egyedi. Több mint 100 tengeri madárfajról tudják a kutatók, hogy műanyag darabokat halmoznak fel a gyomrukban (Gregory 2009).

Biológiai nemváltozás és kiszáradás

A műanyagok jelenléte a tengerpartokon drámaian megváltoztatja a homokos üledék fizikai-kémiai tulajdonságait. Ezt egy Hawaii-on végzett vizsgálat derítette ki. A hőelnyelő képessége lecsökkent a plasztikszemcsés-homokos üledéknek, ami azt jelenti, hogy kevésbé tud felmelegedni napsütéses időben. Ez kihathat a tengeri teknősök ivararányára: a tojásokból kikelő teknősök nemét a környező hőmérséklet határozza meg. Magasabb hőmérsékleten nőstények, alacsonyabban hímek születnek. Amennyiben lehűl környezetük, megnövekszik a hím egyedek aránya, ami veszélybe sodorhatja a fennmaradásukat. Ezzel szemben az áteresztőképességet növelik a műanyag szemcsék, így a nedvességmegtartó képesség csökken, ami az üledéklakó élőlények kiszáradását okozhatja, például árapálykor (Cole *et al.* 2011).

Ökológiai hatás

Az élőlénytársulások kétféle veszélynek vannak kitéve. Egyrészt a mindenho-
va eljutó műanyagok felületén agresszív, inváziós fajok érkehetnek a különféle tengeri élőhelyekre, így kiszorítják a helyi fajokat, csökkentik a biológiai sokféleséget. Másrészt az élőlényekben feldúsult műanyag szemcsék a táplálékláncban horizontálisan és vertikálisan haladva szétterjednek: minden tengeri élőlény szervezetébe bejuthatnak. A következőkben e hatásokat fejtem ki részletesen.

Invazív fajok terjedése

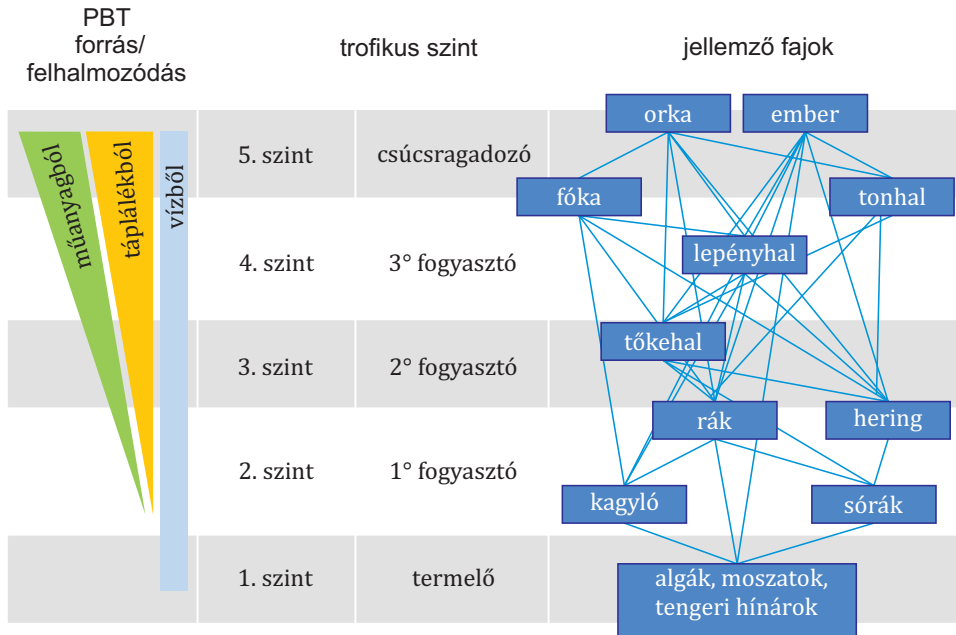
A tengerben sodródó törmelékkel korábban is eljutottak különböző fajok távolabbi helyekre. A természetes tengeri szállítórendszert leggyakrabban lebegő hínárok, habkövek (porózus, vízben úszó vulkanikus kőzet) és fadarabok alkotják. Ez eddig egy lassú és erősen korlátozott folyamat volt: a szállító anyagból viszonylag kevés fordult elő, illetve hamar lebomlott vagy táplálék lett belőle. A műanyagok megjelenése teljesen megváltoztatta ezt a helyzetet. Nagy mennyiségük és ellenálló, stabil felületük szinte korlátlan lehetőséget teremtett az opportunistá⁴ kolonizáló fajok szétterjedése előtt. Az utazások gyakoribbá és hosszabb idejűvé váltak, nagyobb távolságokat lehetett leküzdeni (Barnes 2002). Lényegét tekintve tehát felgyorsult az idegen, gyakran invazív fajok világméretű diszperziója. Mindez komoly veszélyt jelent a biodiverzitásra nézve. A megjelenő új fajoknak nincs, vagy csak kevés a természetes ellensége, a zsákmányállatok és paraziták nem ismerik fel őket a koevolúció hiánya miatt. A helyi ökoszisztéma nem tud hatékonyan védekezni ellenük: ez teszi lehetővé hirtelen és tömeges elszaporodásukat. Becslések szerint 58%-al csökkenne a globális tengeri fajgazdagság, ha megvalósulna az élőlények teljes keveredése (Derraik 2002).

A lebegő műanyag objektumokon (bójákkal, kötelekkel) vagy a mikroplasztikumokon bevonatot képezve baktériumok, kovamoszatok, algák, zsákállatok, hidraállatok, mohaállatok, tengeri makkok (apró rákfélék), kagylók, tengeri csigák, tengeri csőférgék és eukarióta egysejtűek juthatnak el olyan élőhelyekre, melyen azelőtt sose fordultak elő. Tengerpartok, árapály zónák, sekély tengerek és távoli óceáni szigetek sérülékeny ökológiai rendszereire nézve jelenti a legnagyobb fenyegetést az invazívvá váló idegenhonos fajok megjelenése (Gregory 2009).

Néhány konkrét esetet is dokumentáltak. Egy mohaállat (*Membranipora tuberculata* (Bosc, 1802)) átszelve a Tasmán-tengert Ausztráliából Új-Zélandra jutott műgyanta-szemcséken utazva. Egy másik mohaállat (*Electra tenella* (Hincks, 1880)) a Karib-tengerről érkezett az USA partjaihoz műanyag darabokon. Leírták azt is, hogy tengeri makkok egy csoportja műanyagokhoz tapadva átszelte az egész Atlanti-óceánt (Derraik 2002).

A veszélyt tovább fokozza, hogy egy-egy műanyag szemcsén nemcsak néhány élőlény, hanem több száz különféle faj is előfordulhat, melyekből több is veszélyes lehet. Az Észak-Atlanti-óceán szubtrópusi örvényéből vett PP és PE szemcséket megvizsgálva gazdag mikrobiális élővilágot fedeztek fel, melyet a kutatók plasztikszférának neveztek el (Zettler *et al.* 2013). Találtak fényhasznosító, szerves anyagot fogyasztó, bekebelező, együttélő és kórokozó baktériumokat is, vagyis egy egész kis közösséget. Mintát vettek a környező tengervízből is, hogy

4 Olyan fajok, amelyek a változékony környezetek elviseléséhez alkalmazkodtak, és jellemzően gyors a növekedésük és a terjedési sebességük.



2. ábra. A PBT vegyületek három forrásból eredő felhalmozódása egy ötszintű tengeri táplálékhálóban (ábra forrás: Engler 2012).

összehasonlítsák a diverzitási mintázatokat. Két lényeges különbség vehető észre. A környező vízben sokkal magasabb volt a fajgazdagság, de a műanyag szemcsék élővilága ettől alapvetően eltért, viszont ezek egymással nagy hasonlóságot mutattak. Egyértelműen látszik, hogy távolról utaztak ide a szemcsék, nem helyben történt meg a kolonizáció, és vannak olyan biofilm alkotó baktériumok, melyeknek ideális élőhelyet jelent ez az új környezet. Egy új ökológiai fülke jött létre.

Az idegenhonos fajok földközi elterjedéséhez tehát minden feltétel adott. Egyedül az Arktisz és Antarktisz élvez védeltséget: a 60. szélességi fok felett műanyagokon nem figyelhető meg fauna. Az alacsony hőmérséklet és a magasabb UV-sugárzás nem kedvez a vándoroknak. Ez azonban nem lesz sokáig így. A legvalószínűbb modell szerint a század közepére regenerálódik az ózonpajzs az ózonfáló vegyületek használatának korlátozása miatt, a globális éghajlatváltozás következtében pedig a számítások szerint több mint 2°C-ot nő a hőmérséklet a Déli-Óceán térségében. Az Antarktisz körüli vizek 25 millió éve jól el vannak szigetelve a környező vizektől a cirkumpoláris áramlattal⁵, így nagyon sok őshonos faj otthonát képezik. Ha a térségben már felfedezett műanyag szemcsék mellett

⁵ Az óramutató járásával megegyező irányban forgó, Ny-ról K-re örvénylő víztömegek.

megjelennek az idegen fajok is, az drámaian károsítani fogja a térség ökológiai rendszerét (Barnes 2002).

Felhalmozódás táplálékláncban

A PBT-k táplálékláncban történő felhalmozódása három forrásból ered: magából az életközegből (tengervízből), az elfogyasztott élelemből (szűrőgetés, predáció, dögevés) és a szervezetbe került műanyag darabokból. A folyamat jól szemléltethető egy jellegzetes tengeri hálózat elemzésével (2. ábra).

Az erőteljesen szennyezett Tokiói-öböl vizében 0,93–1,02 ppb⁶ a PCB háttérkoncentrációja. Minden tengeri élőlény ebben a közegben él. A kopoltyújukon, emésztőrendszerükön vagy szervezetükön átáramló vízből a szöveteikben megkötődik a szennyezés egy része, ez a biokoncentráció jelensége. A tápláléklánc legalján helyet foglaló elsődleges termelő szervezetekben (algák, moszatok, tengeri hínárok) kialakul egy, a környezetnél magasabb szennyezőanyag koncentráció. Ezen a szinten ez az egyedüli forrás.

Az aljazaton táplálkozó, üledékező élőlények (férgek, rákok) bélrendszerében a lenyelt homokszemcsékből és parányi műanyag szemcsékből mobilizálódnak a megkötött mérgezőanyagok. Hasonló a helyzet a szűrőgető módon táplálkozó kagylókkal és tengeri uborkákkal. A táplálék szemcsék mellett műanyag szemcséket is felvesznek, melyek hetekig, hónapokig a szervezetükben maradnak, eközben kioldódnak a káros anyagok. A lebegő életmódot folytató apró termetű sórákok (*Artemia salina* (Linnaeus, 1758)) a fotoszintetizáló szervezetek elfogyasztásával jutnak hozzá ezekhez a vegyületekhez. A tápláléklánc második szintjén tehát két új forrás jelenik meg: az elfogyasztott élelem és a műanyag szemcsék. Ez a folyamat a bioakkumuláció.

Ahogy haladunk felfelé a táplálékláncban, úgy növekszik a táplálékkal és műanyagokkal bejuttatott PBT mennyiség, a vízből történő közvetlen adszorpció viszont egyre kevésbé lesz meghatározó. Az élőlények mérete növekszik, számuk viszont csökken. A több zsírszövet több víztaszító vegyületet képes megkötni. A biomagnifikáció során minden szintlépéskor egy nagyságrenddel növekszik a szervezetben felhalmozott mennyiség, amit egy japán vizsgálat is kimutatott. Az átlagos PCB koncentráció növekedése a következő volt: tengervízben 0,98 ppb, tengeri csigákban 48 ppb rákokban és halakban 240 ppb. Az USA atlanti-óceáni partvidékén lepényhalakban (2–3. szint között) 1000–6000 ppb értéket mértek (hozzá kell tenni, hogy egy fokozottan szennyezett területről van szó). Ez még csak a tápláléklánc közepe. A felhalmozódás könnyen észrevehető, ahogy szintről szintre haladunk felfelé. Egy 3–4. szint közötti tőkehal korábban ehetett olyan tarisznyarákokat és heringeket a 2–3. szintről, melyek kagylókat és sórákokat fo-

6 PPB = parts per billion = db/mrd = µg/l = ng/g

gyaszthattak az 1–2. szintről, ezek pedig algákból és hínárokból lakhattak jól. Így a plasztikszemcsék a táplálékból vagy a táplálékkal együtt jutnak egyre feljebb és feljebb a 2. szinttől kezdve.

A 4–5. szint között (a tápláléklánc magasabb szintjein) megjelennek a gerincesek. Tengeri teknősökben és tojásaikban is magas a szennyeződés mértéke. A fókák zsírszövetében 1370 ppb PCB felhalmozódást találtak. 13 megvizsgált tengeri madárfaj 30 egyede közül volt, amelyekben 10 000 ppb-nél is többet mértek. Megállapították, hogy ez elsősorban nem a halfogyasztásból származik, ugyanis gyakran csipegetnek fel számukra vonzó, vízen lebegő, színes műanyag darabokat. Egy gramm műanyagból hatszor több PCB oldódik ki bélrendszerükben, mint az egy napon megevett halmennyiségéből. Ez világosan megmutatja, hogy kis mennyiségű lenyelt szennyezett műanyag is jelentős veszélyt jelent rájuk nézve. Egyes fajokat tekintve tehát nagyobb a közvetlen, mint a közvetett PBT felhalmozás. Nagyobb fenyegetettségnek vannak kitéve azok a madarak, melyek olyan területek felett repülnek, ahol magasabb a vízen lebegő műanyag darabok PCB koncentrációja (néhány ilyen térség: ÉK-USA, New-England (max. 5000 ppb), Japán (max. 2300 ppb), Észak-Csendes-óceán (max. 980 ppb), Észak-Atlanti-óceán (300-600 ppb), Dél-Csendes-óceán, Brazília (243-491 ppb). A kutatók azonban tudják, hogy egy-egy kiugró koncentrációjú szemcse bárhol felbukkanhat, hiszen könnyen átszelhetik az óceánokat. Gyakorlatilag nincs biztonságban egyetlen tengeri madár sem. A tengerek csúcsragadózóiban, a kardszárnyú delfinekben – más néven orkáknak – közel 1 000 000 ppb értékeket mértek (Engler 2012).

Megvizsgálva a teljes láncolatot tehát drámai mértékű feldúsulást lehet tapasztalni: a kezdeti, 1 ng/g nagyságrendről (1. szint) 1 000 000 ng/g (1 mg/g) nagyságrendre (5. szint) nőtt az élőlényekben koncentrált PBT vegyületek mennyisége. Ez hat nagyságrendű, milliószeres dúsulást jelent. A tengeri eredetű élelmek fogyasztása ezért válik egyre veszélyesebbé, főként a szennyezettebb vizekben halászó szegényebb országok halászáinak számára.

Az emberi egészségre kifejtett hatás

A tengeri környezet műanyag szennyezése az ember egészségére is potenciális, közvetett veszélyforrást jelent, ugyanis az ember többféle tengeri élőlényt fogyaszt a tápláléklánc magasabb szintjeiről – főképpen halakat, kagylókat és rákokat –, melyek közvetítésével visszajutnak szervezetünkbe a korábban szennyezésként kibocsátott, és a tengeri élőlényekben felhalmozódott mérgező anyagok.

A POP vegyületcsalád tagjai (PCB, PBDE, PAH, DDT, DDE, HCH és egyéb PBT vegyületek) egyértelmű mutagénnek és karcinogénnek bizonyultak állatkí-

sérletekben (egerek, patkányok, rhesus majmok), és ez a hatás valószínűsíthető emberekben is. Testidegen anyagok – szerkezetük a hormonokéhoz hasonló (xenoösztrogének) –, így képesek megzavarni a hormonális rendszer működését (endokrin diszruptorok). Csökkentik a nők és a férfiak termékenységét, csecsemőknél születési és fejlődési rendellenességet okozhatnak. Mérgező hatásukat szintén állatkísérletek támasztják alá: májkárosítók és idegrendszer károsítók (Faroon *et al.* 2002).

Japánban 2005-ben megjelent egy epidemiológiai tanulmány, mely összegezte a PCB-k egészségre gyakorolt hatásait (Arisawa *et al.* 2005). A poliklórozott-bifenilek – hasonlóan a PBT vegyületcsalád többi tagjához – xenobiotikumok, szervezeteidegen anyagok, fokozottan károsak az egészségre. Hiába tiltották be, illetve korlátozták használatukat a hetvenes évektől kezdve, mivel nehezen bomlanak le és zsírolédékonyak, felhalmozódtak, és továbbra is felhalmozódnak a környezetben, valamint az élőlényekben.

Az emberi szervezetbe kerülve tehát tartósan, hosszú időn keresztül fejtik ki hatásukat. Anyagcsere zavart okoznak, melyek leginkább az idegrendszer működésének romlását eredményezik. Legnagyobb veszélyben a magzatok vannak. A terhes anyák megnövekedett PCB szintje csökkentette a megszületett csecsemők testsúlyát, lassította növekedésüket és negatívan hatott a mozgási és megismerő képességeik fejlődésére. Ezt a hatást fokozta, ha szoptatás alatt is magas volt az anyukák PCB szintje, ugyanis az anyatejjel is átjutottak a gyerekek szervezetébe (Faroon *et al.* 2002).

A veszélyes kémiai anyagok mellett káros algamérgek és patogén baktériumok is a szervezetünkbe kerülhetnek tengeri eredetű élelem fogyasztásakor. A mikroplasztikumok felületén mérgező algák is megtelepedhetnek, például dinoflagellata fajok, melyek dinotoxinokat termelnek. Az elsődleges fogyasztó szervezetekbe (kagylókba, rákokba és halakba) kerülve folyamatosan felhalmozódnak ezek az algákban lévő méreganyagok, emberi fogyasztás esetén pedig mérgezési tüneteket is okozhatnak. A felhalmozódás olyan mértékű is lehet, hogy a halak belepusztulhatnak. A műanyag-szemcsék bakteriális élővilágát elemezve emberi kórokozókat is találtak a *Vibrio* nemzetségből (Zettler *et al.* 2013). A *Vibrio* sp. baktériumok gyomor- és bélrendszeri tüneteket, valamint vérmérgezést okoznak.

Társadalmi és gazdasági hatás

Leginkább a tengerparti közösségeket érintik a tengeri műanyagszennyezés okozta költségek, pedig elsősorban nem ők okozzák a problémát, így nem érvényesül a szennyező fizet elv. A halászat, hajózás, turizmus és akvakultúra gazdasági

szektorok – melyek munkát és megélhetést adnak több millió embernek – komoly károkat szenvednek el.

A legkézzelfoghatóbb gazdasági hatás a halászati lehetőségek csökkenése. Rengeteg időt és energiát vesz igénybe a halászháló és hajócsavarok megtisztítása, a hajózhatatlan területek kikerülése. A hálókba nemcsak hal kerül, hanem szemét is, így a fogás egy része elveszik. Mindezt jól mutatja a skót halászok körében végzett felmérés: a halászhajók 86%-ának munkáját korlátozta a tengeri szemét, a fogás 82%-a tartalmazott valamilyen hulladékot, s 95%-uk halója akadt el valamilyen tengerfenéki mesterséges tárgyban. Mindez a skót halászati iparnak évi 16 millió dollár kárt okoz. Ez 5% kiesést jelent a halászok jövedelméből. Indonéziában a hálókba akadt műanyag zacskók jelentős mértékben csökkentik a halfogást. Nagy-Britanniában 2008-ban 2,8 millió dolláros költséget jelentett az elakadt propellerű halászhajók kimentése. Figyelembe véve, hogy a világ halászati ipara évi 94 milliárd dolláros forgalommal rendelkezik, több milliárd dolláros a veszteség csak ebben a szektorban (Wurpel *et al.* 2011). A FAO 1991-es becslése szerint 10% veszteséget okoz a szellemhalászat a kifogható halállományban, a sodródó halász eszközök eltávolításainak költségei pedig rontják a kereskedelmi halászat jövedelmezőségét.

A homokos tengerpartok megtisztítása óriási költségeket emészt fel. Hollandiában és Belgiumban évi 13,65 millió dollárt kell erre a célra fordítani és ezek a költségek rohamosan nőnek. Nagy-Britanniában az elmúlt 10 évben 38%-al nőttek a tisztítás költségei: 23,62 millió dollárra. A kaliforniai Long Beach városa 2,2 millió dolláros ráfordítással tudja csak tisztán tartani partját a Csendes-óceánból érkező szemét eltakarításával. Globálisan, a 34 millió kilométernyi tengerpart tisztán tartására a becslések szerint 60 milliárd dollárt kellene költeni évente (Wurpel *et al.* 2011).

A tengerpartok és partközeli vizek állapotának romlása a turizmust is csökkenti. Ez azokon a helyeken jelenti a legnagyobb gondot, ahol ez az egyik fő bevételi forrás, például az északkelet-kínai kikötővárosban, Dalianban, ahol több tízmillió dollárt kellene ráfordítani a tengerpartok állagmegóvására, hogy továbbra is vonzó legyen a Japánból, Dél-Koreából és Oroszországból érkező turisták számára (STAP 2011).

Az APEC régióban (az Ázsiai és Csendes-óceáni Gazdasági Együttműködés térségében), mely magában foglalja Kínát, USA-t, Kanadát, Mexikót, Oroszországot, Ausztráliát, Új-Zélandot és még másik 14 óceánparti államot, évi 1265 millió dollár kiesést jelent a halászat, hajózás és turizmus iparának visszaesése. Tehát a tengeri hulladék által okozott gazdasági károk már most számottevőek és egyre csak növekednek, újabb és újabb szektorokat érnek el.

Az idegenhonos fajok terjedése a műanyag felszínén utazva nemcsak a tengeri ökoszisztémákra jelent veszélyt, hanem az akvakultúrákban tenyésztett, gazdasági szempontból jelentős fajokra is. Az akvakultúrák olyan mesterségesen létrehozott vízi környezetet jelentenek, ahol tengeri és édesvízi növényeket, állatokat (például halakat, rákokat, kagylókat és moszatokat) tenyésztnek valamilyen céllal, ami lehet ipari felhasználás, élelmiszertermelés vagy állománymegőrzés. A chilei vörös alga (*Gracilaria chilensis* C. J. Bird, McLachlan & E. C. Oliveira, 1986) farmokon 1998-ban moszatinvázió kezdődött egy invazív zöld alga (*Codium fragile* Hariot, 1889) megjelenésével, ami rohamosan szétterjedt mind az északi, mind a déli farmokon. Agresszív, gyors szaporodása miatt nem tudott megbirkózni vele a helyi ökoszisztéma, ráadásul ahol megjelent, ott alkalmatlanná vált a terület a művelésre, vagy a művelés csak komoly költségek árán folytatódhatott (kémi-ai védekezés, kézi eltávolítás munkásokkal, elszállítás), ezért több farmot is be kellett zárni. A gazdák megélhetése veszélybe került. A *Gracilaria* fajok komoly gazdasági jelentőséggel bírnak: élelmiszeripari és kozmetikai alapanyagok. Vörös algából készül az agaragar is, mely világszerte elterjedt mikrobiológiai táptalaj. Az ezt kiszorító *Codium* alga igen veszélyes: 113 vizsgált európai algafaj közül a legkockázatosabbnak minősítették terjedési képessége és ökológiai hatása miatt. A kanadai akvakultúrákban is óriási, évi 1,2 millió dolláros károkat okoz a *Codium* invázió a hálók benövésével és a halak táplálékául szolgáló apró kis rákok mozgásának akadályozásával. A Chilét elárasztó *Codium* meglepő módon Japánból érkezett. De nemcsak Dél-Amerika csendes-óceáni partvonalát érte el, hanem eljutott Észak-Amerikába, Európába, Ausztráliába és Új-Zélandra is. Ahol megjelenik, ott mindent beborít: sziklákat, korallokat, rákokat, kagylókat, mesterséges tárgyakat, például köteleket vagy hullámtörő gátakat is. Sok helyen képes megélni, mivel széles tűrőképességű a hőmérséklet, sótartalom, fényviszonyok és tápanyag-elérhetőség tekintetében. Képes ivaroson és ivartalanul is szaporodni. Egy igazi inváziós faj. Azért tudott évek alatt ilyen gyorsan és ilyen távoli helyekre is eljutni, mert terjedését a tengeri műanyagok segítették. Műanyag bójákhoz tapadva 10 év alatt 1200 km-t is képes volt megtenni, így szelte át az óceánokat. A természetes anyagok (például fadarabok, madártollak, termések) ilyen hosszú idő alatt lebomlottak volna. Tehát a mesterséges objektumok új folyosót nyitnak meg az egymástól távoli tengeri élőhelyek között, s közvetítik az olyan invazívá váló fajok terjedését is, melyek hatalmas gazdasági károkat okoznak (Neill *et al.* 2006).

Konklúzió

A cikk első részében részletes képet kaphattunk a műanyagok okozta szerteágazó környezeti problémáról. Egyértelmű, hogy a helyzetet nem lehet kezelni kizárólag természettudományos módszerekkel (pl. természetvédelmi biológia), de még műszaki tudományokkal (pl. óceántisztító berendezések) sem. Fel kell ismerni, hogy mélyreható társadalmi, gazdasági és politikai változások nélkül nem lehet eredményeket elérni. Nem szűkíthetjük le a problémával való foglalkozást deskriptív megközelítésre, szükség van a normatív iránymutatásra is. A folytatásban erről fogok írni.

Irodalomjegyzék

- Andrady, A. L. (2011): Microplastics in the marine environment. – *Mar. Pollut. Bull.* **62**(8): 1596–1605. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Arisawa, K., Takeda, H. & Mikasa, H. (2005): Background exposure to PCDDs / PCDFs / PCBs and its potential health effects: a review of epidemiologic studies. – *J. Med. Invest.* **52**(1–2): 10–21. <http://dx.doi.org/10.2152/jmi.52.10>
- Barnes, D. K. (2002): Biodiversity: invasions by marine life on plastic debris. – *Nature* **416**(6883): 808–809. <http://dx.doi.org/10.1038/416808a>
- Barnes, D. K., Galgani, F., Thompson, R. C. & Barlaz, M. (2009): Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. – *Philos. T. R. Soc. B: Biological Sciences.* **364**(1526): 1985–1998. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T. & Thompson, R. (2011): Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. – *Environ. Sci. Technol.* **45**(21): 9175–9179. <http://dx.doi.org/10.1021/es201811s>
- Carson, H. S., Lamson, M. R., Nakashima, D., Toloumu, D., Hafner, J., Maximenko, N., & McDermid, K. J. (2012): Tracking the sources and sinks of local marine debris in Hawaii, i. – *Mar. Environ. Res.* **84**: 76–83. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.12.002>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. & Galloway, T. S. (2011): Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. – *Mar. Pollut. Bull.* **62**(12): 2588–2597. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C. & Goodhead, R. M., Moger, J., Galloway, T. (2013): Microplastic ingestion by zooplankton. – *Environmental science & technology.* **47**(12): 6646–6655.
- Derraik, J. G. (2002): The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. – *Mar. Pollut. Bull.* **44**(9): 842–852. [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)
- Do Sul, I. J. A. & Costa, M. F. (2014): The present and future of microplastic pollution in the marine environment. – *Environ. Pollut.* **185**: 352–364. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.036>
- Engler, R. E. (2012): The complex interaction between marine debris and toxic chemicals in the ocean. – *Environ. Sci. Technol.* **46**(22): 12302–12315. <http://dx.doi.org/10.1021/es3027105>
- Eriksen, M., Maximenko, N., Thiel, M., Cummins, A., Lattin, G., Wilson, S., Hafner, J., Zelleres, A. & Rifman, S. (2013): Plastic pollution in the South Pacific subtropical gyre. – *Mar. pollut. Bull.* **68**(1–2): 71–76. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.12.021>

- Fendall, L. S. & Sewell, M. A. (2009): Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. – *Mar. Pollut. Bull.* **58**(8): 1225–1228. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.025>
- Gregory, M. R. (2009): Environmental implications of plastic debris in marine settings—entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. – *Philos. T. R. Soc. B: Biological Sciences.* **364**(1526): 2013–2025. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2008.0265>
- Faroon, O., Harris, M. O., Lladós, F., Swarts, S., Sage, G., Citra, M., & Gefell, D. (2002): *Toxicological profile for DDT, DDE, and DDD*. – US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp35.pdf>) Letöltés ideje: 2014.05.01.
- Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M., Kwan, C., Moore, C., Gray, H., Laursen, D., Zettler, E. R., Farrington, J. W., Reddy, C. M., Peacock, E. E. & Ward, M. W. (2011): Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. – *Mar. Pollut. Bull.* **62**(8): 1683–1692. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.004>
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R. & Law, K. L. (2015): Plastic waste inputs from land into the ocean. – *Science.* **347**(6223): 768–771. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1260352>
- Kaposi, K. L., Mos, B., Kelaher, B. & Dworjanyn, S. A. (2013): Ingestion of microplastic has limited impact on a marine larva. – *Environ. Science Technol.* **48**(3): 1638–1645. <http://dx.doi.org/10.1021/es404295e>
- Kershaw, P., Katsuhiko, S., Lee, S., Samseth, J., Woodring, D. & Smith, J. (2011): *Plastic debris in the ocean*. – United Nations Environment Programme (UNEP) Year Book. pp. 20–33.
- Krause, J. C., von Nordheimen, H. & Brager, S. (2006): *Marine Nature Conservation in Europe*. (https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/meeresundkuestenschutz/downloads/Fachtagungen/Marine-Nature-Conservation-2006/Proceedings-Marine_Nature_Conservation_in_Europe_2006.pdf) Letöltés ideje: 2016.08.04.
- Laist, D. W. (1987): Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. – *Mar. Pollut. Bull.* **18**(6): 319–326. [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(87\)80019-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(87)80019-X)
- Law, K. L., Morét-Ferguson, S., Maximenko, N. A., Proskurowski, G., Peacock, E. E., Hafner, J. & Reddy, C. M. (2010): Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. – *Science.* **329**(5996): 1185–1188. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1192321>
- Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, R., Tritthart, M., Glas, M. & Schludermann, E. (2014): The Danube so colourful: A potpourri of plastic litter outnumber fish larvae in Europe's second largest river. – *Environ. Pollut.* **188**: 177–181. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2014.02.006>
- Martinez, E., Maamaatuaiahutapu, K., Taillandier, V. (2009): Floating marine debris surface drift: convergence and accumulation toward the South Pacific subtropical gyre. – *Mar. Pollut. Bull.* **58**(9): 1347–1355. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.022>
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C. & Kaminuma, T. (2001): Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. – *Environ. Sci. Technol.* **35**(2): 318–324. <http://dx.doi.org/10.1021/es0010498>
- McNeill, J. R. (2011): *Válemi új a nap alatt*. – Ursus Libris, Budapest. 303 p., 349 p.
- Moore, C. J. (2008): Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. – *Environ. Res.* **108**(2): 131–139. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>

- Moore, C. J., Moore, S. L., Leecaster, M. K. & Weisberg, S. B. (2001): A comparison of plastic and plankton in the North Pacific central gyre. – *Mar. Pollut. Bull.* **42**(12): 1297–1300. [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00114-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00114-X)
- Morét-Ferguson, S., Law, K. L., Proskurowski, G., Murphy, E. K., Peacock, E. E. & Reddy, C. M. (2010): The size, mass, and composition of plastic debris in the western North Atlantic Ocean. – *Mar. Pollut. Bull.* **60**(10): 1873–1878. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.020>
- Neill, P. E., Alcalde, O., Faugeton, S., Navarrete, S. A. & Correa, J. A. (2006): Invasion of *Codium fragile* ssp. *Tomentosoides* in northern Chile: A new threat for *Gracilaria* farming. – *Aquaculture*. **259**(1–4): 202–210. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.05.009>
- Ogata, Y., Takada, H., Mizukawa, K., Hirai, H., Iwasa, S., Endo, S., Mato, Y., Saha, M., Okuda, K., Nakashima, A., Murakami, M., Zurcher, C., Booyatumanondo, R., Zakaria, M. P., Dung, L. Q., Gordon, M., Miguez, C., Suzuki, S., Moore, C., Karapanagioti, H. K., Weerts, S., McClurg, T., Burrell, E., Smith, W., Van Velkenburg, M., Lang, J.S., Lang, R. C., Laursen, D., Danner, B., Stewardson, N. & Thompson, R. C. (2009): International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. – *Mar. Poll. Bull.* **58**(10): 1437–1446. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.06.014>
- PlasticsEurope (2013): *Plastic - the Facts 2013*. (<http://www.plasticseurope.org/Document/plastics-the-facts-2013.aspx?FolID=2>) Letöltés ideje: 2014.05.01.
- Rochman, C. M., Manzano, C., Hentschel, B. T., Simonich, S. L. M. & Hoh, E. (2013): Polystyrene Plastic: A Source and Sink for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Marine Environment. – *Environ. Sci. Technol.* **47**(24): 13976–13984. <http://dx.doi.org/10.1021/es403605f>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Synder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R. W., Fabry, V. J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P. & Foley, J. A. (2009): A safe operating space for humanity. – *Nature* **461**(7263): 472–475. <http://dx.doi.org/10.1038/461472a>
- Ryan, P. G., Moore, C. J., van Franeker, J. A. & Moloney, C. L. (2009): Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. – *Philos. T. R. Soc. B: Biological Sciences*. **364**(1526): 1999–2012. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2008.0207>
- Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V. & Lehtiniemi, M. (2014): Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. – *Environ. Pollut.* **185**: 77–83. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.013>
- Shah, A. A., Hasan, F., Hameed, A. & Ahmed, S. (2008): Biological degradation of plastics: a comprehensive review. – *Biotechnol. Advances* **26**(3): 246–265. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2007.12.005>
- STAP (2011): *Marine Debris as a Global Environmental Problem: Introducing a solutions based framework focused on plastic*. – A STAP Information Document. Global Environment Facility, Washington, DC. (<http://www.thegef.org/gef/sites/thegef.org/files/publication/STAP%20MarineDebris%20-%20website.pdf>) Letöltés ideje: 2014.01.14.
- Thiel, M., Bravo, M., Hinojosa, I. A., Luna, G., Miranda, L., Núñez, P., Aldo S. P. & Vásquez, N. (2011): Anthropogenic litter in the SE Pacific: an overview of the problem and possible solutions. – *RGCI-Revista de Gestão Costeira Integrada* **11**(1): 115–134. <http://dx.doi.org/10.5894/rgci207>
- Van Franeker, J. A., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., Guse, N., Turner, D. M., Hansen, P-L., Heubeck, M., Jensen, J-K., Guilloum G. L., Olsen, B., Olsen, K-O., Pedersen, J., Stienen, E. W. M. & Turner, D. M. (2011): Monitoring plastic ingestion by the northern

- fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. – *Environ. Poll.* **159**(10): 2609–2615. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.06.008>
- von Moos, N., Burkhardt–Holm, P. & Köhler, A. (2012): Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. – *Environ. Sci. Technol.* **46**(20): 11327–11335. <http://dx.doi.org/10.1021/es302332w>
- WEF, World Economic Forum (2016): The New Plastics Economy. Rethinking the future of plastics. (http://www3.weforum.org/docs/WEF_The_New_Plastics_Economy.pdf) Letöltés ideje: 2016.06.01.
- Wright, S. L., Thompson, R. C. & Galloway, T. S. (2013): The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. – *Environ. Poll.* **178**: 483–492. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>
- Wurpel, G., Van den Akker, J., Pors, J. & Ten Wolde, A. (2011): Plastics do not belong in the ocean. Towards a roadmap for a clean North Sea. – IMSA Amsterdam. (http://www.plasticmarinelitter.eu/wp-content/uploads/2011/10/PML100_report-plastics-do-not-belong-in-the-ocean-DEF.pdf) Letöltés ideje: 2014.01.16.
- Zettler, E. R., Mincer, T. J. & Amaral–Zettler, L. A. (2013): Life in the ‚Plastisphere’: Microbial communities on plastic marine debris. – *Environ. Sci. Technol.* **47**(13): 7137–7146. <http://dx.doi.org/10.1021/es401288x>

The complex impact of the plastic pollution in the seas and the oceans – part 1: Introduction

István Gubek

*Eötvös Loránd University, Humanecology MA,
H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/A, Hungary
e-mail: istvan.elte@gmail.com*

The plastic pollution of seas and oceans is a more and more important search field in the recently years. It’s a similar global environmental problem like climate change or the losses of biodiversity, nevertheless the publicity has much less information about it because this is a brand new area and it has not got a Hungarian literature yet. This is the first comprehensive article which was made by the detailed study of the international literature. In the first part I examine the complex impacts of plastics in the marine environment based on physical, chemical, biological, ecological, economical and social aspects. Later, in the second, ending part I will expound the already exist possible solutions.

Keywords: seas, oceans, plastics, environmental pollution, garbage patches, biodiversity, ecosystems, food chain

A tengerek és óceánok műanyag szennyezésének komplex hatása – 2. rész: Lehetséges megoldások

Gubek István

*Eötvös Loránd Tudományegyetem, Humánökológia MA,
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/A
e-mail: istvan.elte@gmail.com*

Összefoglaló: A tengerek és óceánok műanyag szennyezése az utóbbi évek egyik egyre többet kutatott témája. Hasonlóan globális szintű környezeti probléma, mint az éghajlatváltozás vagy a biodiverzitás csökkenése, ugyanakkor a közvélemény sokkal kevesebbet tud róla, mivel ez egy új kutatási terület, illetve nincs magyar nyelvű szakirodalom a témában. Ez az első átfogó összeállítás, mely a külföldi szakirodalom részletes áttanulmányozásával készült. Az első részben részletes leírást adtam a tengeri környezetbe került műanyagok fizikai, kémiai, biológiai, ökológiai, gazdasági és társadalmi hatásairól. A mostani, második, befejező részben pedig bemutatom a már létező megoldási lehetőségeket.

Kulcsszavak: tengerek, óceánok, műanyagok, környezetszennyezés, fenntarthatóság, szabályozás, oktatás, anyagciklus

Bevezetés

Egy olyan új, töbttényezős környezeti problémával állunk szemben, melyet nehéz elsőre összefüggéseiben átlátni. Az 1950-es évektől kezdve az emberiség elkezdett tömegesen, évi több millió tonna mennyiségben előállítani egy teljesen új típusú, természetben elő nem forduló anyagtípust: a szintetikus polimereket, vagy köznapi néven a műanyagokat. Sokáig csak előnyeiket ismertük: könnyű, erős, tartós, olcsó anyagok, sokoldalú felhasználási lehetőséggel (Derraik 2002). A 2000-es évektől kezdett nyilvánvalóvá válni, milyen veszélyesek is valójában: óceáni környezetbe kerülve évszázadokig, évezredekig képesek megmaradni, miközben láthatatlan, mikrométeres toxikus szemcsékre bomlanak és beépülnek a teljes táplálékhálózatba (Kaposi *et al.* 2013). Sajnos az elmúlt 60 évben a tengeri környezetbe jutott óriási mennyiségű műanyag hulladékot nem tudjuk eltávolítani. A tengerparti homokból való kiszitálás vagy a tengervízből történő kiszűrés már csak az újratermelődés miatt beláthatatlan ideig tartana és nem is lenne haté-

kony. A táplálékláncba és tengerfenéki üledékbe is stabilan beépültek már (Do Sul & Costa 2014). Szerencsére több hatásos intézkedést is tehetünk és már egyéni szinten is cselekedhetünk, hogy csökkentsük vizeink műanyag szennyezettségét és az általa okozott károkat.

Műanyagevő mikrobák?

Reménykeltő felfedezés volt, amikor az angliai Sheffield Egyetem kutatói tengerparti üledékmintákban lévő PE műanyag darabokat vizsgáltak és olyan baktériumokat találtak, melyek jelentősen különböztek a tágabb környezetben található, természetes felszíneket kolonizáló baktériumoktól. Ez a bakteriális biofilm bevonat meglepően gyorsan kialakult és mindig meghatározott típusú baktériumok alkották. Mikroszkóppal megvizsgálva a műanyag felületét, apró rovátkákat láttak, melyek a műanyag biológiai lebontására utalhattak (Harrison *et al.* 2011).

Két évvel később amerikai kutatók az Észak-Atlanti-óceán szubtrópusi áramlatából vett PE és PP szemcséken fedeztek fel szénhidrogén bontó baktériumokat. A minták felszíne szintén degradált volt, repedésekkel és kis üregekkel szabdalva (Zettler *et al.* 2013). Ez a két eredmény azt sugallhatja, hogy a tengeri környezetben jelen lévő speciális mikrobák felszaporodása és elterjedése megoldja a mikroplasztikumok okozta problémát: benövik és lebontják őket. Legalábbis ebben a két esetben, ami már önmagában is jelentős lenne, hiszen a globális műanyag felhasználás 30%-át a PE és PP alapú eldobható csomagolás adja (Wurpel *et al.* 2011).

A helyzet azomban nem ilyen egyszerű. A műanyagok biológiai lebomlását vizsgáló tanulmányból kiderül, hogy ez a mechanizmus nem eredményezi a műanyagszennyezés eltűnését a tengerekből (Shah *et al.* 2008). A szintetikus polimerek élőlények általi lebontását két tényező akadályozza meg: hosszú molekulaláncuk és nagy molekulatömegük. Ahhoz, hogy a mikrobák felhasználhassák a kötött állapotban lévő molekulákat (C, H, N, O), külső enzimekkel rövidebb egységekre kell feldarabolni azokat. Ezek már elég kicsik ahhoz, hogy átjuthassanak a sejthártyán, belső enzimekkel tovább bontva pedig megtörténjen az energetikai hasznosítás és anyagfelhasználás. Oxigéndús környezetben (pl. vízben lebegve) szén-dioxid, oxigénhiányos körülmények közt (pl. üledékben) metán termelődik. Mindkettő üvegházhatású gáz, tehát komoly problémát okozna, ha hirtelen beindulna az óceánokban a bakteriális műanyaglebontás. A folyamat elindul, de nagyságrendekkel lassabban zajlik, mint ahogy a műanyag bekerül az óceánokba és nem megy végbe teljesen. Laboratóriumban modellezték a mineralizációt (tápanyaggá történő lebontást): tengerparti üledékbe helyezték a polimereket, mikro-

ba kultúrát és tápanyagokat (N, P) adtak hozzá, és mérték a CO₂ kibocsátást. A lebontás mértéke elenyésző volt, 10 évre vetítve néhány százalék. Alátámasztotta ezt az eredményt az indiai Bengáli-öbölben végzett terepkísérlet is: 6 hónapra helyeztek ki műanyag mintákat, majd megmérték a súlyvesztésüket: LDPE (kis sűrűségű PE) esetén 1,5–2,5%, HDPE (nagy sűrűségű PE) esetén 0,5–0,8 %, PP-nél pedig 0,5–0,6% csökkenést mértek (Andrady 2011). Egy évtizedre tovább számolva nem jelent többet néhány százaléknál az eredeti tömeghez viszonyítva. Az eredmények a bakteriális enzimek működésével magyarázhatók, melyek kétféle módon bontanak: oxigén jelenlétében oxidálnak, hiányában hidrolizálnak. A tengerekben uralkodó, szárazföldihez képest oxigénszegényebb környezet és alacsony hőmérséklet egyik folyamatnak sem kedvez. Mindent összevetve tehát annak ellenére, hogy a polimerek potenciális tápanyagforrást jelentenek a szerves anyagot fogyasztó baktériumok számára, nem valósul meg számottevő mértékben a lebontás a körülmények és a nehéz hozzáférhetőség miatt.

Lebomló műanyagok

A 80-as évek óta léteznek már környezetbarát, biológiai úton lebomló műanyagok, melyekkel lehetne helyettesíteni a szintetikus polimereket (Shah *et al.* 2008). Kémiaiilag poliészterek, molekulaláncaik rövidebbek, a kötéseik könnyebben felbonthatók. Olyan természetes, megújuló alapanyagból készülnek, mint a kukorica, burgonya, cukorrépa, melasz, tejsav vagy növényi olaj. Több közülük élettelen környezetben is sokkal gyorsabban, akár néhány hónap alatt lebomlik hő, fény vagy oxigén hatására. Ilyen biopolimerek például a PHA vegyületek (polihidroxialkanoátok), melyeket oxigéndús és oxigénhiányos körülmények között is lebontanak egyes baktériumok és gombák. Széleskörű felhasználási lehetőségük miatt (csomagolás, orvosi eszközök, mezőgazdaság) egyre nagyobb az érdeklődés irántuk világszerte. Elterjedésüket kisebb mechanikai ellenállóságuk és drágaságuk gátolja. Vannak azonban olyan biológiailag lebomló műanyagok, melyek nem megújuló, hanem ugyanúgy kőolaj alapúak. Ilyen például a PBS (polibutilén-szukcinát), melyből talajtakaró fóliák, palackok vagy szatyrok készülnek. Teljes életciklusukat tekintve viszont továbbra sem környezetbarátok, mivel a fosszilis nyersanyag kitermelése sok szennyezéssel jár, lebomlásuk vagy égetésük során pedig üvegházhatás-fokozó CO₂ keletkezik. A másik fontos észrevétel, hogy a csak részben bio-alapú műanyagok alig jobbak lebomlás szempontjából szintetikus társaiknál: például a Coca-Cola „növénypalackja”, mely 30%-ban növényi alapanyagokból készül, több száz évig megmarad (Wurpel *et al.* 2011). További probléma, hogy a biológiai lebontást sokszor kémiai adalékanyagokkal segítik elő, melyek bomlás során felszabadulnak és kikerülnek a környezetbe.

Gazdasági és jogi szabályozás

A nemzetközi egyezmények már a 70-es évek óta tiltják a tengerbe történő személerakást (1972, 1996), a hajóforgalomból (1973, 1978) vagy szárazföldi forrásból (1982) eredő szennyezést. A korlátozások és a teljes tilalom nem érte el a célját. A tengerek és tengerpartok műanyaggal történő elszennyezése tovább folytatódik. Az ellenőrzés és a szerződéses betartatása nem hatékony (Interwies *et al.* 2013).

Sokkal látványosabb eredményeket lehet elérni a gazdasági szabályozással. Írország partjai a 2000-es évek elejére rendkívül szennyezetté váltak: 500 méterenként átlagosan 19 db műanyag zacskót lehetett összeszámolni (ECAS 2013). Ennek háttérében az egyszer használatos műanyag bevásárlószatyrok elterjedése állt: több mint 300 db/fő/év volt a fogyasztás. Az országra jellemző szeles időjárás pedig nagy távolságokra eljuttatta a hulladék zacskókat: a lakatlan területekre és a tengerpartokra is. A környezetvédelmi miniszter javaslatára a kormány 2002 márciusában 15 eurocentes adót vetett ki az eldobható műanyag zacskókra, ami hihetetlenül hatásosnak bizonyult, hiszen egy év alatt közel 95%-kal csökkent a használatuk: 328 db-ról 21 db/fő/évre. A következő években is alacsony szinten maradt, ami azt eredményezte, hogy 2013-ra már csak két zacskóval lehetett találkozni az ír partokon 500 méterenként, tehát 99%-kal lett kevesebb a műanyag szemét mennyisége. Az évente termelődő országos szemétmennyiségben is megjelentek ezek az adatok: a műanyag zacskók aránya 5%-ról 0,5% alá esett 2002 után. Amellett, hogy hatásos volt az adó, azóta is nagy népszerűségnek örvend. Jó a kiskereskedőknek, jó a vásárlóknak, jó a kormánynak és jó a környezetnek is (egyedül a műanyagfeldolgozó-iparnak nem jó, mert csökken a bevétele). Az eladóknak némi plusz jövedelmet jelent, a felmérésék alapján a lakosok elégedettsége nőtt a tisztább környezet miatt, a kormányzati bevétel pedig évi 12–14 millió euró (ennek csak 3%-át teszi ki a rendszer működtetése). Ezt tájékoztató kampányokra és környezetvédelmi programokra fordítják, ezáltal azon kevés adónem közé tartozik a világon, amelyet örömmel fizetnek meg az adófizetők (Convery *et al.* 2007).

A nem lebomló, egyszer használatos műanyag zacskók okozta környezeti probléma igen jelentős Európa többi részén is: megközelítőleg évi 100 milliárd db-t használnak el az emberek, ami percenként 190 000 db-ot jelent. 90%-ukat valóban csak egyszer használják. Átlagosan egy EU állampolgár évente 200 db-t fogyaszt. Ennek a mennyiségnek 50%-a hulladéklerakókba kerül, csak 6,6%-át hasznosítják újra, 8%-a szemét formájában felhalmozódik a szárazföldi és vízi környezetekben (a fennmaradó részt elégetik). A tengerekbe Európából évente több millió tonna műanyag jut az eldobható szatyrok használata miatt (ECAS 2013). Szerencsére a tagországok felismerték ezt a veszélyt és többen is az ír példához hasonló és

hatásos intézkedéseket hoztak. Franciaországban az újrahasználható típus forgalomba hozásával és népszerűsítésével a 2002-es 10,5 milliárd db-ról 2013-ra 800 millió db-ra csökkent az egyszer használatos szatyrok fogyasztása. Hasonlóan történt Luxemburgban is, ahol 2004 óta gyártanak hosszú élettartamú szatyrokat. Itt 85%-os volt ez a csökkenés. Európában itt használják el a legkevesebb szatyrot évente: fejenként 20 db-ot. Önkéntes alapon alkalmazhatnak adót a kiskereskedők Németországban, Hollandiában, Portugáliában és Magyarországon is. Olaszország még tovább ment: 2011-ben kitiltotta azokat a műanyag zacskókat, melyek nem bomlanak le biológiailag. (Viszont ez ellentétes az európai irányelvekkel, ezért vizsgálat indult ellene (EPRS 2014)). Európában a jövő biztató: 2014 márciusában az Európai Bizottság elfogadott egy jelentést, mely a tagállamok számára előírja, hogy 2017-ig 50%-al, 2019-ig pedig 80%-al csökkentsék a műanyag zacskó használatát a 2010-es szinthez képest. Valamint felére kell csökkenteni a biológiailag lebomló és komposztálható zacskók díját. Legnehezebb helyzetben Bulgária van: a tagállamok közül itt a legnagyobb az egy főre eső átlagos zacskófogyasztás: 438 db/fő/év (ECAS 2013).

A világ más részein is korlátozták a műanyag zacskók használatát: Dél-Afrikából, Bangladesből és Ruandából egyenesen kitiltották, Kínában és Indiában Európához hasonlóan adót vetettek ki rájuk, és az adó bevezetését fontolgatják Nagy-Britanniában és Kenyában is (Convery *et al.* 2007, Thiel *et al.* 2011). Franciaországban pedig 2016 júliustól tilos az egyszer használatos műanyag zacskók forgalmazása ([http1](http://)).

Az adó jó megoldás olyan szempontból, hogy csökkenti a műanyaghasználatot és környezetkímélőbbé teszi a vásárlók magatartását. Az ehhez kapcsolódó népszerűsítő és tájékoztató kampányok pedig növelik a környezettudatosságot. Megjeleníti azokat az externális költségeket is, melyek a szennyezés hatásaként jelentkeznek. Ugyanakkor ez önmagában még nem elég. A francia és luxemburgi példa is mutatja, hogy az adó mellett a választási lehetőség megléte is sokat számít. Ilyen módon hasonlóan jó eredményeket értek el, mint Írországból. Azonban a tartós sikerhez ki kell építeni hatékony hulladék-visszagyjűjtő és újrahasznosító rendszereket, melyek a többi műanyag termékre kivetett betétdíjjal együtt lehetőséget adnak és érdekeltté is teszik a felhasználót, hogy ne kidobja vagy eldobja, hanem összegyűjtse és visszavigye a feleslegessé vált műanyagokat.

Környezeti oktatás

A 1970-es években vált nyilvánvalóvá az egész Földre kiterjedő ökológiai válság, többek közt az 1968-ban alakult Római Klub munkásságának következtében. Je-

lentéseiben (pl. Meadows *et al.* 1972, Mesarovic & Pestel 1974) rávilágított arra, mennyire fenntarthatatlan és veszélyes az emberiség jelenlegi életformája, amin sürgősen változtatni kellene. Azóta összességében nemhogy javultak volna, hanem inkább romlottak kilátásaink. A környezeti nevelés is csak az ENSZ 1972-es stockholmi világkonferenciáján vált világpolitikai kérdéssé. Külföldön, a nyugati országokban az 1980-as években, míg Magyarországon az 1990-es években jelentek meg az első ilyen képzések (Kiss & Zsíros 2006).

Annak ellenére, hogy a környezettudatosság növekvő tendenciát mutat, a tengeri műanyagszennyezés csökkenésében ez a hatás nem jelentkezik. Ennek egyik oka az lehet, hogy sokan távolinak érzik a problémát, nem tudnak eleget róla, nem tudják, milyen nagy szerepet játszanak benne, vagy a hozzájuk eljutó hírek azt a látszatot keltik, hogy mások már foglalkoznak ezzel a problémával, nem az ő hatáskörükbe tartozik (Thiel *et al.* 2011). Fokozottan igaz ez a tengerek elszennyezésére. Sajnos az emberek csak akkor hajlandók cselekedni, ha a probléma egyre közelebbi, kézzelfoghatóbb. Remélhetőleg a Dunáról készült 2014-es felmérés is nagyobb nyilvánosságot kap majd, és folyóvédelmi intézkedéseket indít el, ezzel is csökkentve a Fekete-tengerbe kerülő évi 1500 tonna műanyag hulladék mennyiségét (Lechner *et al.* 2014).

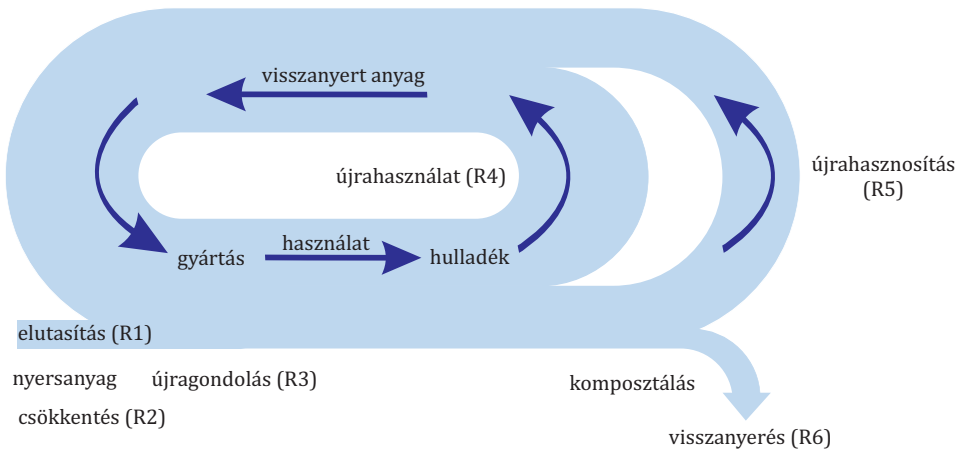
Az emberek informálásával és figyelemfelhívó akciók szervezésével azonban jó eredményeket érhetünk el. Leghatékonyabb már gyerekkorban elkezdni a környezeti nevelést. Chilében például a helyi önkormányzat rendszeresen szervez – szakmai és civil szervezetekkel együttműködve – parttisztítási kampányokat a helyiek és az iskolások bevonásával. Közben oktatási tevékenységet folytatnak. A környezetvédelem nem csak pénz kérdése. A tanulók vagy professzionális művészek a tengeri szemétből szobrokat formáznak, kreatív kompozíciókat alkotnak, a médián keresztül a nagy nyilvánossághoz eljutva ötletes módon hívják fel a szennyezésre a figyelmet. A felnőttek számára is érdemes informáló kampányokat szervezni. A perui paracasi tengeri rezervátumban 2000-ben nagyszabású szórólapozási kampány indult a tengeri szemét negatív környezeti hatásairól, hogy motiválják az embereket a partok tisztán tartására. Jó ötlet volt egy védett területen elkezdni a felvilágosítást, hiszen a látogatók a környezet iránt érdeklődve jönnek ide. Ennek eredményeképp egy év alatt szignifikánsan csökkent az egész rezervátum területén lévő tengerpartok antropogén szennyezettsége (Thiel *et al.* 2011).

Társadalmi és gazdasági változás

A tartós megoldást a műanyagciklus minél hatékonyabb bezárása, valamint a fogyasztói gondolkodásmód és magatartás alapvető megváltoztatása jelentené. A jelenlegi műanyagipar hulladéktermelésre van berendezkedve (Wurpel *et al.* 2011).

Minden második műanyag terméket egyszeri használatra terveznek. A hulladékot elégetve veszélyes anyagok és üvegházgázok keletkeznek, tengeri környezetbe kerülve pedig globális problémát okoznak. A fosszilis alapú műanyagok életciklusa minden esetben nagy terhet jelent a környezet számára. A műanyagipart fenntarthatóvá lehetne tenni, ha minél jobban megközelítené az ideális, zárt anyagciklusú modellt a 6R elve alapján (1. ábra).

Ennek értelmében először meg kell szüntetni az egyszer használatos, olcsó, eldobható, nem lebomló, ugyanakkor, ha drágábban is, de helyettesíthető felhasználói műanyagok gyártását (R1, refuse). Itt a politikai szabályozáson van a hangsúly, mit lehet gyártani és mit nem. Másodsor: csökkenteni kell az előállított mennyiséget (R2, reduce). Nemcsak mást és máshogy, de kevesebbet is kell termelni, még



1. ábra. A fenntartható, nulla szennyezésű műanyag életciklus modellje (ábra forrás: Wurplel *et al.* 2011).

akkor is, ha a termék környezetbarát, lebomló. A termelés ugyanis nem feltétlenül környezetbarát. Feleslegesen sok műanyag zacskót, poharat, csomagolást vagy palackot használnak az emberek. Harmadszor: már gyártás előtt, tervezéskor arra kell törekedni, hogy minél könnyebben újrahasználható, újrahasznosítható vagy lebomló legyen a termék, teret engedve az innovatív mérnöki megoldásoknak, ösztönözve azokat (R3, rethink). Jelenleg 90%-a a műanyagoknak nem megújuló forrásból származik és nem bomlik le. Már léteznek lebomló, glükóz alapú, hasonló minőségű termékek, és ipari gyártásuk is megoldott. Amennyire csak lehet, mellőzni kell a mérgező anyagok használatát. Negyedszer: sok esetben eredeti formájában is tovább hasznosítható az adott termék, ez a fogyasztók kreativitásán múlik (R4, reuse). Műanyag joghurtos dobozokba például lehet palántázni vagy

a csomagolóanyag, mely sokszor szép és mintás, többször is felhasználható ajándékozáshoz. Ötödször: anyagában és energiájában is újrahasznosíthatjuk a műanyagot (R5, recycle). A fogyasztóktól visszagyűjtött és újraolvasztott műanyagot másodnyersanyagként lehet felhasználni további termékek előállításához. Ha ez nem lehetséges, például az anyagfáradás miatt, akkor energetikailag is használhatjuk a biopolimereket. Az égetés során keletkezett értékes energiát áramtermelésre vagy fűtésre használhatjuk, miközben klímasemleges szén-dioxid¹ keletkezik. Egy ideális, növényi vagy glükóz alapú műanyag ipar ezért nem erősítené a klímaváltozást az égetéssel. Hatodszor: a biológiailag lebomló műanyagokat kiválóan lehet komposztálni (R6, recover). Ilyen módon is használhatjuk anyagukat táptalaj, energiájukat pedig biogáz formájában (Wurpel *et al.* 2011 és Do Sul & Costa 2014 alapján).

Egy jól kigondolt rendszerben már a gyártási oldalon csökkenthető a műanyag hulladék mennyisége, veszélyessége és növelhető a visszaforgathatóság aránya. Ehhez természetesen megfelelő infrastruktúrát is ki kell építeni (visszagyűjtés, szállítás, tárolás), növelni kell a fogyasztók tudatosságát (oktatás, média, kampányok) és érdekeltté kell tenni őket (adók, betétdíjak). Törekedni kell a helyben történő előállításra, hogy kevesebb konténerszállító kereskedelmi hajó járja a világ óceánjait, kevesebb rakományt elhagyva.

Felhasználói oldalon a lakosság tájékoztatásának fontosságát nem lehet eléggé hangsúlyozni. Az egyre fokozódó műanyag mikroszennyezés ellen egy átlagos állampolgár is sokat tehet, éljen bárhol a világon, ha kerüli a mikroszemcsés tisztálkodószereket (pl. fogkrémek, samponok, bőrradírok), műszálás ruhákat, előnyben részesíti a többször használatos, lebomló műanyag termékek használatát, és ha lehetősége van rá, szelektíven gyűjti a műanyag hulladékot. Végezetül pedig megosztja ezeket az információkat másokkal is (Wurpel *et al.* 2011).

Bíztható jövőkép?

A tengerek és óceánok műanyag szennyezésének hatása nem lokalizálható. Kiterjed térben: az áramlatokkal eljutva a világ tengerpartjaira és szigeteire. Kiterjed időben: akár évezredek át tartó környezeti problémát okozva. Valamint kiterjed szektorálisan is: a tengeri élőlények mellett az egészségügyet, a gazdaságot és a társadalmat is érintve. Túlmutat a szemét látványa által okozott esztétikai értékromlason, az ökológiai rendszerek károsításán, az emberi egészséget fenyegető veszélyen vagy egy néhány szektort érintő pénzügyi veszteségen. A jelenlegi tár-

¹ Ez olyan típusú szén-dioxid, mely egy megújuló erőforrás fenntartható használatából származik, így nem okoz üvegházhatást, mert visszaépül a növényzetbe, ahonnan származik.

sadalmi és gazdasági rendszer válságát jelzi. Egy olyan gazdaság válságát, mely a korlátok nélküli növekedésen alapszik, igyekszik évről-évre minél többet termelni. Egy olyan társadalom válságát, mely a fogyasztás növekedésére alapozza jólétét. A „dobd el” társadalom (Náray-Szabó 2006) egyre több terméket használ egyre rövidebb ideig. Különösen igaz ez a műanyagokra. Ahogy a Római Klub 1978-es jelentésében fogalmaz: hulladékkorszakban élünk (Gabor *et al.* 1978). Amennyiben az emberiség nem változtat jelenlegi életmódján, a tengeri műanyagok okozta komplex globális válság még katasztrofálisabb következményekkel fog járni.

Bizalomra ad okot, hogy jelenleg paradigmaváltás zajlik a vezető szereppel rendelkező nyugati világban (Hawcroft & Milfont 2010). A modernitás korára jellemző neoklasszikus közgazdaságtan alapú gondolkodásmód kezd elhalványulni, helyet teremtve egy új, ökológiai paradigmának, melynek segítségével fenntartható módon fedezhetjük újragondolt igényeinket. Ez a folyamat hosszú évtizedekig is eltarthat. Addig azonban nem várathat magára a tengeri műanyag probléma megoldása, hiszen már eddig is jelentős károkat okozott. A tanulmányban ismerttettem azokat a fő cselekvési elveket, stratégiákat, melyekkel megelőzhető lenne, hogy még tovább súlyosbodjon a helyzet. Ezek közül többet mi magunk is azonnal alkalmazhatunk.

Megjegyzés: Intenzív kutatások zajlanak jelenleg is ebben a témában. Naprakész információkat az alábbi forrásokból lehet szerezni: 5gyres.org és algalita.org weboldalokról, valamint a Marine Pollution Bulletin folyóiratról (<http://www.journals.elsevier.com/marine-pollution-bulletin>). Készült egy német dokumentumfilm is 2013-ban az itt leírtakról, mely magyarul is elérhető „Műanyag: A tengerek valódi réme” címmel.

Irodalomjegyzék

- Andrady, A. L. (2011): Microplastics in the marine environment. – *Mar. Pollut. Bull.* **62**(8): 1596–1605. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Convery, F., McDonell S. & Ferreira, S. (2007): The most popular taxi in Europe? Lessons from the irish plastic bags levy. – *Environ. Resource Econ.* **38**(1): 1–11. <http://dx.doi.org/10.1007/s10640-006-9059-2>
- Derraik, J. G. (2002): The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. – *Mar. Pollut. Bull.* **44**(9): 842–852. [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)
- Do Sul, I. J. A. & Costa, M. F. (2014): The present and future of microplastic pollution in the marine environment. – *Environ. Pollut.* **185**: 352–364. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.036>
- ECAS, European Commission Audiovisual Services (2013): Plastic bags – Ending our addictions. (<http://ec.europa.eu/avservices/video/shotlist.cfm?format=pdf&ref=I082012&sitelang=en>) Letöltés ideje: 2014.05.09.

- EPRS, European Parliamentary Research Service (2014): At a glance, plenary, 10/04/2014. (http://www.europarl.europa.eu/RegData/bibliotheque/briefing/2014/140800/LDM_BRI%282014%29140800_REV1_EN.pdf) Letöltés ideje: 2014.05.09.
- Gabor, D. Colombo, U., King, A. & Galli, R. (1978): Beyond the Age of Waste. – Pergamon Press, 254 p.
- Harrison, J. P., Sapp, M., Schratzberger, M. & Osborn, A. M. (2011): Interactions between microorganisms and marine microplastics: a call for research. – *Mar. Technol. Soc. J.* **45**(2): 12–20. <http://dx.doi.org/10.4031/MTSJ.45.2.2>
- Hawcroft, L. J. & Milfont, T. L. (2010): The use (and abuse) of the new environmental paradigm scale over the last 30 years: A meta-analysis. – *J Environ. Psychol.* **30**(2): 143–158. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvp.2009.10.003>
- Interwies, E., Görlitz, S., Stöfen, A., Cools, J., van Breusegem, W., Werner, S., & de Vrees, L. (2013): Issue Paper to the International Conference on Prevention and Management of Marine Litter in European Seas. Link: http://www.marine-litter-conference-berlin.info/userfiles/file/Issue%20Paper_Final%20Version.pdf
- Kaposi, K. L., Mos, B., Kelaher, B. & Dworjanyan, S. A. (2013): Ingestion of microplastic has limited impact on a marine larva. – *Environ. Science Technol.* **48**(3): 1638–1645. <http://dx.doi.org/10.1021/es404295c>
- Kiss, F. & Zsíros, A. (2006): A környezeti neveléstől a globális nevelésig. – Oktatási segédanyag. (https://www.nyf.hu/ttik/sites/www.nyf.hu.ttik/files/doc/kornyezeti_neveles.pdf) Letöltés ideje: 2014.05.01.
- Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, R., Tritthart, M., Glas, M. & Schludermann, E. (2014): The Danube so colourful: A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. – *Environ. Pollut.* **188**: 177–181. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2014.02.006>
- Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J., & Behrens, W. W. (1972): The limits to growth. – New York, 102 p.
- Mesarovic, M., & Pestel, E. (1974): Mankind at the turning point. The second report to the Club of Rome. – New York, 210 p.
- Náray-Szabó, G. (2006): Fenntartható a fejlődés? – Akadémiai Kiadó, Budapest. 130. p.
- Shah, A. A., Hasan, F., Hameed, A. & Ahmed, S. (2008): Biological degradation of plastics: a comprehensive review. – *Biotechnol. Advances* **26**(3): 246–265. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2007.12.005>
- Thiel, M., Bravo, M., Hinojosa, I. A., Luna, G., Miranda, L., Núñez, P., Aldo S. P. & Vásquez, N. (2011): Anthropogenic litter in the SE Pacific: an overview of the problem and possible solutions. – *RGCI–Revista de Gestão Costeira Integrada* **11**(1): 115–134. <http://dx.doi.org/10.5894/rgci207>
- Wurpel, G., Van den Akker, J., Pors, J. & Ten Wolde, A. (2011): Plastics do not belong in the ocean. Towards a roadmap for a clean North Sea. – IMSA Amsterdam. (http://www.plasticmarinelitter.eu/wp-content/uploads/2011/10/PML100_report-plastics-do-not-belong-in-the-ocean-DEF.pdf) Letöltés ideje: 2014.01.16.
- Zettler, E. R., Mincer, T. J. & Amaral-Zettler, L. A. (2013): Life in the 'Plastisphere': Microbial communities on plastic marine debris. – *Environ. Sci. Technol.* **47**(13): 7137–7146. <http://dx.doi.org/10.1021/es401288x>

Internetes hivatkozások:

http1: <http://greenfo.hu/hirek/2016/04/03/a-franciak-beintettek-a-muanyag-zacsokknak>

The complex impact of the plastic pollution in the seas and the oceans – part 2: Possible solutions

István Gubek

*Eötvös Loránd Tudományegyetem, Humanecology MA,
H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/A, Hungary*

e-mail: istvan.elte@gmail.com

The plastic pollution of seas and oceans is a more and more important search field in the recently years. It's a similar global environmental problem like climate change or the losses of biodiversity, nevertheless the publicity has much less information about it because this is a brand new area and it has not got a Hungarian literature yet. This is the first comprehensive article which was made by the detailed study of the international literature. In the first part I examined the complex impacts of plastics in the marine environment based on physical, chemical, biological, ecological, economical and social aspects. Now in the second, ending part, I expound the already exist possible solutions.

Keywords: seas, oceans, plastics, environmental pollution, sustainability, regulation, education, material cycles

Kisemlős populációk vizsgálata a Börzsöny déli oldalán

Márton Mihály és Heltai Miklós

Szent István Egyetem, Vadvilág Megőrzési Intézet,
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

e-mail: marton.mihaly1990@gmail.com

Összefoglaló: A kisemlősök meghatározó szerepet töltenek be a táplálékhálózatokban, valamint jelentős a hatásuk egyes ágazatok (pl. vadgazdálkodás, növénytermesztés) eredményességére. Megítélésükhöz, kezelésükhöz elengedhetetlen, hogy valós ismeretekkel rendelkezünk állományhelyzetükről. Vizsgálatunk céljaként a kisemlősök, kiemelten az egér- és pocokfajok populációinak felmérését, valamint élőhely-használatának feltérképezését tűztük ki két különböző élőhely-együttesben. Mindkét terület a Börzsöny-hegység déli oldalán helyezkedett el. A vizsgálat során alacsony faj- és egyedszámot tapasztaltunk. Egyértelműen domináns fajt kizárólag augusztusban lehetett megnevezni, ami a sárganyakú erdeiegér (*Apodemus flavicollis*) volt. Kimutatásra került a közönséges erdeiegér (*Apodemus sylvaticus*) és a mezei pocok (*Microtus arvalis*) jelenléte is. Az *A. flavicollis* augusztusi élőhely-használat a két élőhely-együttesben jelentősen különbözött.

Kulcsszavak: csapdázás, kisemlős, élőhely-használat, *Apodemus flavicollis*

Bevezetés

Földünk szárazföldi ökoszisztémáinak jelentős részében kulcsfontosságú szerepet töltenek be a kisemlősök (Sibbald *et al.* 2006). A legrövidebb tápláléklánctól a legbonyolultabb táplálék hálózatig több mint 2400 fajuk fordul elő, amely a napjainkban ismert emlősfajok megközelítőleg felét teszi ki (Barnett & Dutton 1995). Magyarországon az egy kilogrammnál kisebb testtömegű teresztis rágcsálók és rovarévők fajszáma 27 (Emmons 1987, Bihari *et al.* 2007). Az erdei ökoszisztémától kezdve, a nyílt mezőgazdasági területeken át a városi környezetig, szinte minden élőhelyen megtalálhatóak (Andrew & Murray 1995, Horváth *et al.* 2004, Bihari *et al.* 2007). A számukra elérhető élőhelyek arányát tekintve az elmúlt 50 évben lassú változás volt megfigyelhető, amely a mezőgazdasági területek csökkenésében és az erdőterületek növekedésében mutatkozott meg (Farkas & Csatári 2009). Jelenleg hazánk területének 79%-a termő-, 21%-a művelés alól kivont terület. A termőterület 26,2%-át erdő borítja, közel háromnegyede (72,4%)

mezőgazdasági terület, a fennmaradó 1,4%-ot halastóként és nádasként hasznosítják (KSH 2014). Az adatokból kitűnik, hogy magyarországi viszonyok között két fő ökoszisztéma típusról beszélhetünk, ezek az erdei- és az agrár-ökoszisztéma (Kelemen *et al.* 2010). A két rendszerben több gazdasági ágazat és szervezet működik, amelyek számára a kisemlősök jelenléte kedvező, illetve kedvezőtlen egyaránt lehet. Az erdőgazdaságok esetében a fák kérgének megrágása, valamint a makktermés fogyasztása jelentkezhethet negatív hatásként (Baxter & Hannson 2001, Sullivan & Sullivan 2001). Azonban a makkok mozgatása a csemeték, és ezáltal az erdő terjedését segítheti elő (Abt & Bock 1998, Peterson *et al.* 1998). Vadgazdálkodási szempontból sem egyértelmű a kisemlősök hasznos, vagy káros mivoltának megítélése. Köztigazdaként, valamint közvetett módon - ürülékükkel, vizeletükkel - számos olyan betegség (pl. tularémia, veszettség) terjesztői lehetnek, amely mind a nagy-, mind az apróvad állományban tömeges elhullást okozhat (Carey & McLean 1983, Bicsérdy *et al.* 2007). Ezzel ellentétben, mint a vadászható ragadozófajok elsődleges zsákmányai, csökkentik a predációs nyomást az alternatív táplálékforrást jelentő apró- és a nagyvadfajok állományain (Csányi 2007, Heltai 2010). Természetvédelmi szempontból a kisemlősök a Pannon ökorégió természeti értékének alapját is képezik. Faj- és egyedszámuk a Kárpát-medence biodiverzitását növeli, indikálja, valamint elsődleges táplálékbazisai számos védett besorolású madár-, emlős- és hüllőfajnak (Haraszthy 1998, Kátóna *et al.* 2007, Heltai 2010). Az emlős ragadozók közötti kapcsolatokat feltáró vizsgálatok több esetben rávilágítottak a mezopredátorok niche-szegregációjában betöltött meghatározó szerepükre (Lanszki & Heltai 2002, Lanszki *et al.* 2006, Márton *et al.* 2014). Az agráriumon belül, a növénytermesztés tekintetében a kisemlősök - kiemelten a *Microtus arvalis* - károsítóként jelennek meg (Hirka & Csóka 2007, Radics 2010). Tavasztól a termények beéréséig zöld növényi részekkel táplálkoznak, majd a gabona érésekor közvetlenül a termést fogyasztják (Stenseth *et al.* 2003). Járatrendszereik elvezetik a csapadékvizet, ezáltal visszavetik a kultúrnövény fejlődését. A betakarítást követően a magtárakban felhalmozott gabonát a beköltöző kisemlősök tovább fogyaszthatják, valamint vizeletükkel és ürülékükkel szennyezhetik (Hopf *et al.* 1976).

A felsorolt példák rámutatnak a kisemlősök kiemelt jelentőségére. Megítélésükhöz, kezelésükhöz elengedhetetlen, hogy reális információval rendelkezünk állományhelyzetükről, szaporodásbiológiájukról, táplálkozásukról, valamint élőhely-választásukról. Ismernünk kell olyan, a populációdinamikát meghatározó tényezők erősségét, mint az időjárási körülmények, a ragadozófajok állománysűrűsége, illetve a vegetáció (Horváth 1998, Csányi 2007).

Munkánk céljaként a kisémlősök, kiemelten az egér- és pocokfajok populációinak vizsgálatát, valamint élőhely-használatának elemzését tűztük ki két különböző élőhely-együttesben.

Módszerek

A vizsgált területek

A vizsgálati területek a Börzsöny-hegység déli oldalán, Márianosztra, Szob és Nagymaros települések között helyezkednek el.

Az első mintaterület ($47^{\circ}50'16.42''\text{É}$, $18^{\circ}54'02.50''\text{K}$) 0,75 hektár kiterjedésű (150x50 méter). Nyugati felén erdő, a keleti oldalán mezőgazdasági terület helyezkedik el. Az erdő faállományának kora 60-70 évre tehető, főfaja a csertölgy (*Quercus cerris*), valamint előfordul benne a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*), a gyertyán (*Carpinus betulus*), a mezei juhar (*Acer campestre*) és a virágos kőris (*Fraxinus ornus*). A cserjeszint gyér, jellemző fajai a húsos som (*Cornus mas*), a közönséges fagyal (*Ligustrum vulgare*), a bibircses kecskerágó (*Euonymus verrucosus*) és az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*). Az aljnövényzet szegényes. Megtalálható benne a kerek repkény (*Glechoma hederacea*), az erdei szamóca (*Fragaria vesca*) és a zamatos turbolya (*Anthriscus cerefolium*). Utóbbi az erdőszegélyben, az áprilisi időszakban tömeges. A mezőgazdasági terület a szántó hasznosítási módba tartozik. A vizsgált időszakban őszi káposztarepcét (*Brassica napus*) termesztettek rajta, amelyet 2014 júliusának harmadik hetében takarítottak be. A repce mellett jelen volt többek között a szőrös disznóparéj (*Amaranthus retroflexus*), a fehér libatop (*Chenopodium album*), a háromszínű árvácska (*Viola tricolor*) és árvakelés formájában az őszi búza (*Triticum aestivum*). A genetikai talajtípus mészkő alapkőzetten kialakult barnaföld, fizikai féleségét tekintve vályog, hidrológiai szempontból többletvíz hatástól független. A talajvíz 20 méter alatt található (Gyalog & Síkhegyi 2005, Pentelényi & Scharek 2006).

A második mintaterület ($47^{\circ}50'00.64''\text{É}$, $18^{\circ}55'17.50''\text{K}$) 0,75 hektár kiterjedésű (150x50 méter). Déli oldalán erdő, az északon mezőgazdasági terület helyezkedik el. Az erdő kora 60-70 évre tehető, főfajaja a csertölgy. Elegy fafaj a kocsánytalan tölgy, a gyertyán, a mezei juhar, a virágos kőris és a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*). Utóbbi a terület délnyugati részén egy megközelítőleg 100 m²-es fiatalos (< 10 év) foltot alkot. A cserjeszint gyér, jellemző fajai az egybibés galagonya, a húsos som, a közönséges fagyal, és a fekete bodza (*Sambucus nigra*). Az aljnövényzet - néhány folt kivételével - szegényes. Megtalálható benne a nagy csalán (*Urtica dioica*), a vérehulló fecskefü (*Chelidonium majus*), a kerek repkény és a zamatos turbolya. A mezőgazdasági terület 2013. november elejé-

ig extenzíven kaszált gyepek volt, amelynek növényzetét főként nádképző csenkesz (*Festuca arundinacea*), veres csenkesz (*Festuca rubra*), árva rozsnok (*Bromus inermis*) és tejoltó galaj (*Galium verum*) alkotta. A novemberi gyeptörést követően, 2014 áprilisának első hetében kétsoros tavaszi árpa (*Hordeum vulgare convarietas distichon*) került a területre, amely az augusztusi felmérés során még lábon volt. A mintaterület genetikai talajtípusa mészkő alapkőzeten kialakult csernozjom barna erdőtalaj, fizikai féleségét tekintve vályog, hidrológiai szempontból többletvíz hatástól független. A talajvíz 20 méter alatt található (Gyalog & Síkhegyi 2005, Pentelényi & Scharek 2006).

Kisemlős csapdázás

A kisemlős állomány felmérése élvefogó csapdázással, fogás-jelölés-visszafogás módszerrel történt (Boonstra & Krebs 1978, White *et al.* 1982). A területeket 2013 októberében mérőszalaggal kimértük, valamint sarokpontjaikat erdészeti jelölő festékekkel és karókkal jelöltük meg, annak érdekében, hogy a mintavételezést mind a négy időpontban ugyanazon a területen végezzük el. Az adatgyűjtés négyezer öt napot vett igénybe (2013. október 20–24., 2014. január 23–27., 2014. április 18–22., 2014. augusztus 03–07.).

A kisemlősök befogása 17,5x8x8 cm-es talajra helyezett, üvegajtós facsapdával történt. A csapdákat egymástól 10 méter távolságban helyeztük el (Lanszki 2004). Csalétekként szalonnabört és őszi búzát használtunk. Mindkét mintaterületen három, 4x4-es csapda kvadrátot alkalmaztunk (48 csapda/terület), azaz mintavételezésenként összesen 96 csapdát helyeztünk ki négy éjszakára. Ez, a teljes vizsgálat időtartamát figyelembe véve összesen 1536 csapdaéjszakát jelent, amely arányaiban megfelel a hasonló vizsgálatok során alkalmazott metodikának (Horváth *et al.* 2006). A csapda kvadrátok szomszédos sorai között a távolság 20 méter volt. A középső kvadrátban elhelyezett csapdák közül nyolcat a lomblevelű erdőben, nyolcat pedig az adott mezőgazdasági területen állottunk fel. A csapdák ellenőrzése naponta kétszer, 6 és 18 órai kezdettel történt. A megfogott kisemlősöket egységesen a bal hátsó végtag comb tájékán lévő szőrzet eltávolításával jelöltük meg, amelyhez sebészeti ollót alkalmaztunk. Jegyzőkönyvbe került az egyed faja (Ujhelyi 1989, Reichholf 2006), tömege (gramm), neme, kora (adult/juvenilis), nőstények esetén a graviditás és a laktálás, valamint az, hogy a csapdában lévő kisemlős már korábban jelölt, vagy új (jelöletlen) példány (Horváth 2008).

Adatfeldolgozás

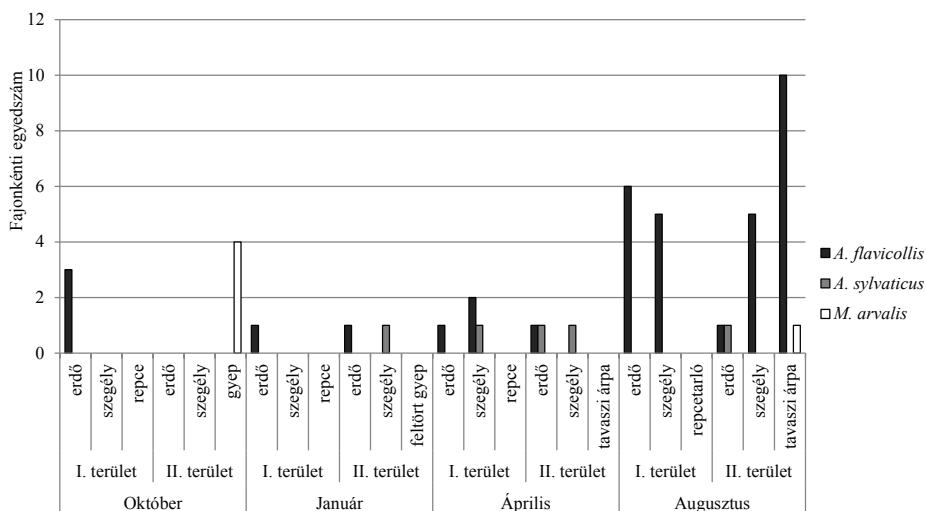
Az adatok rögzítése és kezelése Microsoft Excel 2010 táblázatkezelő programmal történt. A statisztikai próbák elvégzéséhez R statisztikai szoftvert használtunk fel. Szignifikancia szintként a $p < 0,05$ -ös értéket alkalmaztuk (Reiczigel *et al.* 2010).

A területenként augusztusban domináns faj, az *Apodemus flavicollis* volt, amelynek élőhely-használatát a fogott egyedszám, valamint az összes fogás (fogott egyedszám + visszafogások száma) alapján, Fisher-féle egzakt próbával (Fisher 1922) vizsgáltuk.

Az augusztusi *A. flavicollis* fogások eloszlását az intenzíven használt élőhelyeken, térben, azaz a két vegetációtípus határától való távolság alapján, valamint időben, a négy csapdázási nap közötti fogás eloszlást tekintve is megvizsgáltuk. Az értékelést a fogott egyedszám és az összes fogás alapján is elvégeztük. Statisztikai próbaként Fisher-féle egzakt tesztet alkalmaztunk.

Eredmények

A csapdázásonkénti 384 csapdaéjszaka alatt 2013. októberében 7, 2014 januárjában 3, áprilisban 7, valamint augusztusban 29 kisemlős egyedeket fogtunk (1. ábra). A két területen összességében októberben 3, januárban 2, áprilisban 4, míg augusztusban 27 *A. flavicollis* egyedeket csapdáztunk. A *M. arvalis* fogott egyedszáma októberben 4, míg augusztusban 1 volt. Az *Apodemus sylvaticus* fogásokat tekintve januárban 1, áprilisban 3, míg augusztusban szintén 1 került feljegyzésre.



1. ábra. A csapdázásonkénti fogott egyedszám (ráfordítás = 384 csapdaéjszaka/hónap).

Az *A. flavicollis* augusztusi élőhely-használatának elemzése során a fogott egyedszám alapján azt tapasztaltuk (1. táblázat), hogy a fogások eloszlása mindkét mintaterületen szignifikánsan eltért a csapdák eloszlása alapján várttól, azaz válogatás volt kimutatható az élőhelyek között (Fisher-féle egzakt teszt, első terület: $p = 0,014$; $n = 11$; második terület: $p = 0,011$; $n = 16$). Az első területen a fogások 100%-a a lomblevelű erdőben történt, míg a második területen a nyílt élőhely-típusban került feljegyzésre az egyedek döntő többsége (94%). A két területen tapasztalt élőhely-használat a Fisher-féle egzakt teszt alapján szignifikánsan különbözött ($p < 0,001$; $n = 27$).

1. táblázat. Az *A. flavicollis* élőhely-használata a fogott egyedszám és az összes fogás alapján.

Vegetáció típus	Értékek	Fogott egyedszám		Összes fogás	
		I. Terület	II. Terület	I. Terület	II. Terület
Lomblevelű erdő	Mintaszám (n)	11	1	21	1
	Eloszlás (n%)	100%	6%	100%	5%
Nyílt terület	Mintaszám (n)	0	15	0	20
	Eloszlás (n%)	0%	94%	0%	95%
SUM	Mintaszám (n)	11	16	21	21

Az összes fogás alapján szintén kimutatható volt a válogatás a mintaterületeken (Fisher-féle egzakt teszt, első terület: $p < 0,001$; $n = 21$; második terület: $p = 0,001$; $n = 21$). Az első területen a lomblevelű erdőhöz tartozott a fogások 100%-a, míg a második területen a fogások 95%-át a nyílt élőhelyen jegyeztük fel. A két mintaterületen tapasztalt élőhely-használat statisztikailag igazolhatóan különbözött (Fisher-féle egzakt teszt: $p < 0,001$; $n = 42$).

Az erőteljesebben használt élőhelyeken a fogott egyedszám alapján megvizsgáltuk a fogások eloszlását (2. táblázat). Az első területen a lomblevelű erdő határától számított 15 méteren, vagy azon belül esett a fogások 45%-a, míg 55%-a a 35 és 65 méter közötti tartományba. A második élőhely-együttes nyílt terület-részén a fogások harmada a 15 méteres sávban, kétharmada pedig 35 és 65 méter között került feljegyzésre. A Fisher-féle egzakt teszt alapján, az erőteljesebben használt élőhely-típusokon belül, a vegetáció határától való távolság alapján nem volt kimutatható különbség a fogások eloszlásában, sem az első ($p = 0,930$; $n = 11$), sem a második területen ($p = 0,308$; $n = 15$).

Az összes fogás esetében, az első területen az erdő vegetáció határától számított 15 méteren, illetve azon belül jegyeztük fel a fogások 57%-át, míg 43%-a a 35 és 65 méter közötti tartományba esett (2. táblázat). A második területen a nyílt élőhely-típusban a fogások negyede a 15 méteres sávban, háromnegyede pedig 35 és 65 méter között történt. Az erőteljesebben használt élőhely-típusokon belül, a

vegetáció határától való távolság alapján, a fogások eloszlásában nem volt kimutatható különbség, sem az első ($p = 0,756$; $n = 21$), sem a második területen ($p = 0,289$; $n = 20$).

2. táblázat. Az *A. flavicollis* fogásainak tér- és időbeli eloszlása az intenzíven használt élőhely-típusokban.

Fogások eloszlása	I. Terület (Lomblevelű erdő)				II. Terület (Nyílt élőhely)				
	Fogott egyedszám		Összes fogás		Fogott egyedszám		Összes fogás		
	Egyed-szám	Arány	Egyed-szám	Arány	Egyed-szám	Arány	Egyed-szám	Arány	
Térben (méter)	5	2	18,2%	7	33,3%	0	0,0%	0	0,0%
	15	3	27,3%	5	23,8%	5	33,3%	5	25,0%
	35	0	0,0%	3	14,3%	3	20,0%	5	25,0%
	45	2	18,2%	2	9,5%	5	33,3%	7	35,0%
	55	2	18,2%	2	9,5%	2	13,3%	2	10,0%
Időben (nap)	65	2	18,2%	2	9,5%	0	0,0%	1	5,0%
	1.	4	36,4%	4	19,0%	3	20,0%	3	15,0%
	2.	2	18,2%	3	14,3%	1	6,7%	2	10,0%
	3.	1	9,1%	6	28,6%	6	40,0%	8	40,0%
	4.	4	36,4%	8	38,1%	5	33,3%	7	35,0%

A fogások időbeli eloszlása a fogott egyedszám alapján az első területen a lomblevelű erdőben túlnyomó részt az első és a negyedik napra esett (2. táblázat). A második élőhely-együttes nyílt területrészen a harmadik és a negyedik napra koncentráltak a fogások jelentős hányada. Az időbeli eloszlás, a Fisher-féle egzakt teszt alapján, mindkét mintaterületen egyenletes volt (első terület: $p = 0,837$; $n = 11$; második terület: $p = 0,566$; $n = 15$).

Az összes fogás időbeli eloszlását elemezve (2. táblázat), az első területen az erdő vegetációban a harmadik és a negyedik napon tapasztaltuk a legtöbb fogást. A második mintaterületen a nyílt élőhely-típusban szintén a harmadik és a negyedik nap volt kiemelkedő. Az összes fogás időbeli alakulása, a Fisher-féle egzakt teszt alapján, egyik élőhelyen sem tért el az egyenletes eloszlástól (első terület: $p = 0,784$; $n = 21$; második terület: $p = 0,467$; $n = 20$).

Értékelés

A csapdázások során tapasztalt faj- és egyedszám a korábban végzett vizsgálatok többségétől jóval alacsonyabb értéket mutatott (Lanszki 2004, Horváth *et al.* 2006), valamint eltért a 2014-es évben az ország jelentős részén tapasztalt gradációtól (Görög 2014). Egyértelműen domináns faj kizárólag az augusztusi vizsgálat esetében nevezhető meg. Ekkor az *A. flavicollis* az első vizsgált élőhelyegyüttesben a fogások 100,0%-át, a második területen 88,9%-át adta. A kisemlős közösségek vizsgálatát célzó hazai kutatások több esetben hasonlóan meghatározónak írták le ezt a fajt (Horváth & Trócsányi 1998, Horváth & Wagner 2003, Horváth *et al.* 2005).

Az *A. flavicollis* augusztusi élőhely-használata a fogott egyedszám és az összes fogás alapján is eltért a két mintaterület között. Az első területen főként a lomblevelű erdőt használta, a repcetarlón egyetlen példánya sem került a csapdádba. Az októberi, a januári és az áprilisi csapdázás során szintén csak az erdőben lehetett kimutatni jelenlétét. A második élőhely-együttesben októberben nem, majd januárban és áprilisban a lomblevelű erdőben fogtunk egy-egy egyedet. A nyílt területen az októberi négy *M. arvalis* fogást követően, egészen augusztusig nem történt kisemlős észlelés. Augusztusban a 16 *A. flavicollis* egyedből 15 az árpában került feljegyzésre, tehát feltehetően intenzívebben használta ezt az élőhelyet, mint a lomblevelű erdőt. A fogások térbeli eloszlását vizsgálva elmondható, hogy az árpában és az azzal szomszédos erdőben a vegetáció határától öt méterre elhelyezett csapdák egyetlen *A. flavicollis* egyedet sem fogtak, és visszafogás sem történt bennük. Ez arra enged következtetni, hogy a faj egyedei mozgáskörzet elcsúsztatással, vagy váltással (Szemethy *et al.* 2003), a lomblevelű erdőből, a feltehetően nagyobb táplálékkínálatot jelentő tavaszi árpába húzódtak át (Eggert *et al.* 2011). Ezt a konklúziót a faj gyakori magfogyasztása is erősíti (Abt & Bock 1998, Bihari *et al.* 2007).

Eredményeink rámutattak arra, hogy az *A. flavicollis* megjelenhet azokon a területeken, ahol a mezőgazdasági táblák közvetlenül az erdőterületek mellett helyezkednek el. Ezek az adatok hasonlóságot mutatnak a mezőgazdasági vadkárt kiváltó tényezők vizsgálatát célzó kutatások során tapasztaltakkal (Naughton-Treves 1998, Bleier *et al.* 2006, Bleier *et al.* 2010). Tehát az *A. flavicollis* nem zárható ki, mint lehetséges kockázati tényező a növénytermesztési ágazat oldalán (Abt & Bock 1998).

A kisemlősök élőhely-használatának részletesebb megismerésére további kutatások szükségesek, amelyek talajtani és hidrológiai paramétereket is magukba foglalnak. Az ilyen felméréseken keresztül pontosabb adatokhoz juthatnánk töb-

bek között az élőhely-preferencia tekintetében is, mely alapját képezhetné egy országos szinten kiépített kisémlős-monitoring- és gazdálkodási rendszernek.

Köszönetnyilvánítás – Köszönet illeti Herczeg Norbertet az Eurotrust Consult Kft. munkatársát és Bándy Attilát az Ipoly Erdő Zrt. nagymarosi erdészetének kerületvezető erdészét, a mezőgazdasági- és erdőterületeken való csapdázások engedélyezéséért. Köszönettel tartozunk Bóti Szilviának, Sárog Attilának és Id. Márton Mihálynak a terepi adatgyűjtés során nyújtott segítségével. A kutatás „az Emberi Erőforrások Minisztériuma által biztosított Kutató Kari Kiválósági Támogatás - Research Centre of Excellence - 8526-5/2014/TUDPOL” támogatásával valósult meg.

Irodalomjegyzék

- Abt, K. F. & Bock, W. F. (1998): Seasonal variations of diet composition in farmland field mice *Apodemus* spp. and bank voles *Clethrionomys glareolus*. – *Acta Theriol.* **43**: 379–389.
- Andrew, B. C. & Murray, L. J. (1995): Small mammals in managed, naturally young, and old-growth forests. – *Ecol. Appl.* **5**: 336–352.
- Barnett, A. & Dutton, J. (1995): *Expedition Field Techniques: Small Mammals (excluding bats)*. – Royal Geographical Society with IBG, London, 140 p.
- Baxter, R. & Hansson, L. (2001): Bark consumption by small rodents in the northern and southern hemispheres. – *Mamm. Rev.* **31**: 47–59. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2907.2001.00078.x>
- Bicsérdy, Gy., Egri, B., Sugár, L. & Sztójkov, V. (2007): *Vadbetegségek*. – Mezőgazda kiadó és Planétás kiadó, Budapest, 149 p.
- Bihari, Z., Csorba, G. & Heltai, M. (2007): *Magyarország emlőseinek atlasza*. – Kossuth kiadó, Budapest, 360 p.
- Bleier, N., Hámori, K., Kotán, A., Márkus, M., Terhes, A. & Szemethy, L. (2006): A mezőgazdasági vadkár tér- és időbeli alakulása nagyvadas élőhelyeken. – *Vadbiol.* **12**: 21–28.
- Bleier, N., Szemethy, L. & Csányi, S. (2010): A nagyvadfajok állománysűrűsége és a mezőgazdasági vadkár közötti kapcsolat. – *Vadbiol.* **14**: 1–12.
- Boonstra, R. & Krebs, C. J. (1978): Pitfall trapping of *Microtus townsendii*. – *J Mammal.* **59**: 136–148.
- Carey, A. B. & McLean, R. G. (1983): The Ecology of Rabies: Evidence of Co-Adaptation. – *J. Appl. Ecol.* **20**: 777–800.
- Csányi, S. (2007): *Vadbiológia*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 136 p.
- Eggert, J., Wolff, C. & Richter, K. (2011): Searching for alternative methods for a sustainable population management of the common vole (*Microtus arvalis*) in Saxony-Anhalt. – In: Jacob J. & Esther A. (szerk.): *8th European Vertebrate Pest Management Conference*. Julius, Kühn, Archiv, Berlin, 240 p.
- Emmons, L. H. (1987): Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. – *Behav. Ecol. Sociobiol.* **20**: 271–283. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00292180>
- Farkas, J. Zs. & Csatári, B. (2009): A területhasználat változásai. – *Gazdálkodás* **53**: 413–423.
- Fisher, R. A. (1922): On the interpretation of χ^2 from contingency tables, and the calculation of P. – *J. R. Stat. Soc.* **85**: 87–94.
- Görög, R. (2014): Beszámoló a Növényvédelmi Bizottság 2014. június 26-i, a Földművelésügyi Minisztériumban megtartott üléséről.

- Gyalog, L. & Síkhegyi, F. (szerk.) (2005): *Magyarország földtani térképe*, M=1:100000. – A Magyar Állami Földtani Intézet kiadványa, Budapest.
- Haraszthy, L. (1998): *Magyarország madarai*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 441 p.
- Heltai, M. (2010): *Emlős ragadozók Magyarországon*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 240 p.
- Hirka, A. & Csóka, Gy. (2007): A 2006. évi biotikus és abiotikus erdőgazdasági károk, valamint a 2007-ben várható károsítások. – *Növényvédelem* **43**: 113–118.
- Hopf, H. S., Morley, G. E. J. & Humphries, J. R. O. (1976): *Rodent damage to growing crops and to farm and village storage in tropical and subtropical regions. Results of a postal survey 1972–73*. – Centre for Overseas Pest Research, 121 p.
- Horváth, Gy. (1998): A kisemlősfauna elevenfogó csapdázásos vizsgálata a Mattyi-tó mellett (Baranya megye). – *Dunántúli dolgozatok természettudományi sorozat* **9**: 501–509.
- Horváth, Gy. & Trócsányi, B. (1998): Autumn home range size of *Apodemus agrarius* and small mammal population dynamics in the rodent assemblage of a *Quercus robori-Carpinetum* forest habitat. – *Tiscia* **31**: 63–69.
- Horváth, Gy. & Wagner, Z. (2003): Effect of densities of two coexistent small mammal populations on the survival of *Apodemus flavicollis* in a forest habitat. – *Tiscia* **34**: 41–46.
- Horváth, Gy., Sárkány, H. & Molnár, D. (2004): Kisemlősök közösségi szintű monitorozása két erdei élőhelyen (Bükkháti-erdő – Baranya megye, Lankóci erdő - Somogy megye). – *Somogyi Múzeumok Közleményei* **16**: 421–430.
- Horváth, Gy., Molnár, D. & Csonka, G. (2005): Population dynamics and spatial pattern of small mammals in protected forest and reforested area. – *Natura Somogyiensis* **7**: 191–207.
- Horváth, Gy., Schäffer, D., Molnár, D. & Pogány, Á. (2006): Kisemlősök populációs és közösségi vizsgálata két ártéri erdőtípusban. – *Natura Somogyiensis* **9**: 325–332.
- Horváth, Gy. (2008): *Kisemlős populációk paramétereinek becslése és modellezése*. Doktori (Ph.D.) értekezés, Szegedi Tudományegyetem, Környezettudományi doktori iskola.
- Katona, K., Halpern, B., Demes, T., Nyeste, M., Brankovits, D. & Sándor, I. (2007): Zsákmányalattok és búvóhelyek elérhetősége a rákosi vipera kiskunsági élőhelyein. – *Rosalia* **3**: 185–194.
- Kelemen, E., Bela, Gy. & Pataki, Gy. (2010): Természet adta javak és szolgáltatások: szakértői és állampolgári értelmezések. – *ESSRG Füzetek* **1**: 1–20.
- KSH (2014): A fontosabb növények vetésterülete, 2014. május 31. – *Statisztikai tükör* **80**: 1–2.
- Lanszki, J. (2004): Somogyi lápok talajszinten élő emlős faunájának vizsgálata. – *Allattani Közlem.* **89**: 23–30.
- Lanszki, J. & Heltai, M. (2002): Feeding habits of golden jackal and red fox in south western Hungary during winter and spring. – *Mamm. Biol.* **67**: 129–136.
- Lanszki, J., Helta, M., Szabó, L. (2006): Feeding habits and trophic niche overlap between sympatric golden jackal (*Canis aureus*) and red fox (*Vulpes vulpes*) in the Pannonian ecoregion (Hungary). – *Can. J. Zool.* **84**: 1647–1656. <http://dx.doi.org/10.1139/z06-147>
- Márton, M., Markolt, F., Szabó, L. & Heltai, M. (2014): Niche segregation between two medium-sized carnivores in a hilly area of Hungary. – *Ann. Zool. Fenn.* **51**: 423–432. <http://dx.doi.org/10.5735/086.051.0503>
- Naughton-Treves, L. (1998): Predicting Patterns of Crop Damage by Wildlife around Kibale National Park, Uganda. – *Conserv. Biol.* **2**: 156–168. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.96346.x>
- Pentelényi, A. & Scharek, P. (2006): *Magyarország talajvízszint mélység térképe* (0–20m) 1:100 000. – A Magyar Állami Földtani Intézet kiadványa, Budapest.
- Peterson, G., Allen, C. R. & Holling, C. S. (1998): Ecological Resilience, Biodiversity, and Scale. – *Ecosystems* **1**: 6–18. <http://dx.doi.org/10.1007/s100219900002>
- Radics, L. (2010): Fenntartható szemléletű szántóföldi növénytermesztés tan 1. – Agroinform Kiadó, Budapest, 700 p.

- Reichholf, J. (2006): *Emlősök - Természetkalauz*. – M-Érték Kiadó, Budapest, 288 p.
- Reiczigel, J., Harnos, A. & Solymosi, N. (2010): Biostatistika nem statisztikusoknak. – Pars Kft., Nagykovácsi, 462 p.
- Stenseth, N. C., Leirs, H., Skonhøft, A., Davis, S. A., Pech, R. P., Andreassen, H. P., Singleton, G. R., Lima, M., Machang'u, R. S., Makundi, R. H., Zhang, Z., Brown, P. R. Shi, D. & Wan, X. (2003): Mice, rats, and people: the bio-economics of agricultural rodent pests. – *Front. Ecol. Environ.* **1**: 367–375. [http://dx.doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0367:MRAPTBJ\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0367:MRAPTBJ]2.0.CO;2)
- Sullivan, T. P. & Sullivan, D. S. (2001): Influence of variable retention harvests on forest ecosystems. II. Diversity and population dynamics of small mammals. – *J. Appl. Ecol.* **38**: 1234–1252. <http://dx.doi.org/10.1046/j.0021-8901.2001.00674.x>
- Szemethy, L., Mátrai, K., Katona, K. & Orosz, Sz. (2003): Seasonal home range shift of red deer hinds, *Cervus elaphus*: are there feeding reasons? – *Folia Zool.* **52**: 249–258. <http://dx.doi.org/10.1007/BF03192500>
- Ujhelyi, P. (1989): *A magyarországi vadon élő emlősállatok határozója*. – FER Nyomda, Budapest, 185 p.
- White, G. C., Anderson, D. R., Burnham, K. P. & Otis, D. L. (1982): *Capture-Recapture and Removal Methods for Sampling Closed Populations*. – Los Alamos National Laboratory, 14 p.

The study of small mammal populations on the southern part of Börzsöny

Mihály Márton and Miklós Heltai

Szent István University, Institute for Wildlife Conservation,

H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1, Hungary

e-mail: marton.mihaly1990@gmail.com

Small mammals play a key role in food webs, and they also have a significant impact on the management of different sectors (wildlife management, crop management, etc.). For the effective treatment, we need to know the trends of their stock changes, reproduction data, feeding habits and habitat use. In this study, we measured the abundance and the habitat use of small mammals. The two study areas were located on the southern part of Börzsöny Mountain. Our results show low species richness and abundance of small mammals. In both study areas dominant species was detectable only in August and that was the *Apodemus flavicollis*. The presence of *Apodemus sylvaticus* and *Microtus arvalis* was also detected. We found significant difference in the habitat use of *A. flavicollis* between the two study areas.

Keywords: trapping, small mammal, habitat use, *Apodemus flavicollis*

Zsiókások és nádasok legeltetése és egyéb használatai a Duna-völgyi szikes tavak területén a helyi emberek visszaemlékezései alapján

Havel Alexandra¹, Molnár Ábel¹, Ujházy Noémi², Molnár Zsolt³ és Biró Marianna³

¹Szent István Egyetem, 2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

²Eötvös Loránd Tudományegyetem, Környezet- és Tájföldrajzi Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.

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

e-mail: alexandra.havel28@gmail.com

Összefoglaló: A természetvédelem jelentős paradigmaváltáson megy át napjainkban. A rezervátum-szemléletet folyamatosan váltja fel a kíméletes hasznosítással megvalósított természetvédelem. Utóbbihoz a helyileg adaptálódott gazdálkodói gyakorlatok ismerete alapvető. Kutatásunk célja a Duna-völgyi szikes tavak 1950 és 1970 közötti használatának és későbbi növényzeti változásainak feltárása volt. Összesen 34 db strukturált interjút készítettünk helyi gazdálkodókkal, melyeket természetvédelmi szakemberekkel készített interjúkkal egészítettünk ki. A szikes tavak zsiókásait és nádasait sokféleképpen hasznosították: aratták, kaszálták, legeltették (pl. szarvasmarha, ló, sertés, szárnyasok), szükség esetén égették. A kisparaszti használat megszűnése és az ezzel párhuzamosan történt édesvíz-bevezetések a nádasok, zsiókások terjedéséhez és a nyílt vízfelületek csökkenéséhez vezettek. Feltételezzük, hogy a Duna-sík, többnyire antropogén hatásra elmocsarasodó szikes tavait a hagyományos tájhasználati formák és a vízháztartás együttes helyreállításával vissza lehetne állítani a világszinten is unikálisnak számító fehér (ún. zavaros) vízü állapotukba.

Kulcsszavak: szikes tavak, tájváltozás, hagyományos tájhasználat, természetvédelmi kezelés, helyi ökológiai tudás

Bevezetés

A több ezer éve aktívan emberi gazdálkodás alatt álló európai tájak természeti értékei a mezőgazdaság intenzifikálódásával rohamosan pusztulni kezdtek a 18. századot követően (Jepsen *et al.* 2015). A természeti rendszerek pusztulását látva az 1970-es években a legértékesebbnek ítélt területeket nemzeti parkokká nyilvánították, melyekből az intenzív gazdálkodás mellett gyakran az extenzív

gazdálkodási formákat is igyekeztek kiszorítani. 30–40 év elteltével észlelhetővé vált, hogy a több ezer éve használt rendszerek számottevően sérülnek, ha megszűnik az extenzív gazdálkodás (Molnár & Máté 2014), ezért megindultak a tudatos természetvédelmi kezelések, melyek zömében az extenzív gazdálkodás elemeit alkalmazzák. A természetvédelmi kezelések tervezése és kivitelezése során napjainkban már egyre nagyobb hangsúly helyeződik a helyben élő és gazdálkodó lakosságra, hiszen a kezelést gyakran ők végzik (Kertész *et al.* 2011, Kelemen *et al.* 2013, Sallainé Kapocsi & Danyik 2014). A jövőben a helyi lakosok tudásának fokozottabb felhasználása várható a természetvédelemben, melyre nemzetközileg (IPBES), és hazánkban is számos példát látunk (Babai *et al.* 2015, Vadász *et al.* 2016).

A Duna-sík és jellemzően a Kárpát-medence szikes tavaiban a nátrium-hidrogénkarbonát dominál, ezért ezeket ún. szódás szikes tavaknak nevezzük, megkülönböztetve a nálunk kevésbé gyakori nátrium-kloridos, ún. sós szikes tavaktól (Boros *et al.* 2013). Szódás szikes tavakat Eurázián kívül csak szórványosan találunk a Földön (Boros *et al.* 2013). Az eurázsiai sztyepp- és erdősztyepp régió szikes tavainak legnyugatibb képviselői hazánkban vannak (Boros *et al.* 2013). A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság (KNPI) Felső-Kiskunsági tavak törzsterületén még számos természetes állapotban megmaradt szódás szikes tó (a későbbiekben csak „szikes tó”) található, ezért ennek a területnek kiemelt feladata ezek megőrzése, élőhelyeinek természetvédelmi szempontú kezelése, fenntartása. Különösen fontos a szikes tavak közül is kiemelkedő természeti értékkel rendelkező fehér (zavaros) vizű szikes tavak megőrzése (Molnár & Máté 2014).

A természetvédelmi kezelés az adott ökológiai rendszer működésének alapos ismeretét igényli (Bartha 2010, Haraszthy 2014). A szikes tavak működéséről az elmúlt évtizedekben jelentős tudásanyag gyűlt össze (Molnár & Biró 1997, Boros & Biró 1999, Tóth & Almási 2001, Simon 2003, Mádlné Szőnyi *et al.* 2005, Boros *et al.* 2013, Szabó *et al.* 2015). A tavak múltbeli használatának vizsgálatával viszont eddig kevesen foglalkoztak (Molnár & Biró 1997, Boros & Biró 1999, Ujházy & Biró 2013, Boros *et al.* 2013, Biró *et al.* 2015). Munkánkkal szeretnénk bővíteni a szikes tavakról meglévő tudásanyagot főként az 1950–1970 közötti időszak használatára és későbbi változásaira koncentrálni, és ezzel segíteni a természetvédelmi kezelésük hatékonyságát.

A szikes tavak növényzetének változását érdemes lenne nagyobb időintervallumban vizsgálni, azonban a Katonai Felmérések a nyílt vízfelszín, az iszapnövényzetet és a mocsári vegetációt nem következetesen különítik el. A legmegbízhatóbb források a növényzeti változások és használati módok nyomonkövetésére az 1950–2016 közötti időszakból rendelkezésünkre álló légifelvételek és a helyi gazdálkodók megfigyelései. Kutatásunk során az egykor a szikes tavak környéki

tanyákon élő helyi gazdálkodókkal készítettünk interjúkat, melyek során az alábbi kérdésekre kerestük a választ: Milyen volt a tómedrek növényzete és hogyan hasznosították a tavakat az 1950–1970 közötti időszakban? Milyen tájhasználati változások történtek később, illetve ezeknek milyen hatása volt a növényzetre?

A szikes tavak tájhasználat-változása, és az ezzel párhuzamos növényzeti változások vizsgálatánál több okból is az 1950–1970 közötti, illetve az ezt követő időszakot vizsgáltuk: 1) az 1950–60-as években a tavak használata még többé-kevésbé hagyományosnak mondható, és erre a korszakra vissza tudnak emlékezni azok a gazdálkodók, akik a vizsgált tavak környéki tanyákon nőttek fel; 2) ebből az időszakból már rendelkezésre állnak archív légifelvételek; 3) előzetes tapasztalataink alapján főként az 1970-es évektől kezdődően zajlott le az a tájhasználati és növényzeti változás, amely a tavak mai képét meghatározza. A változások megértéséhez a vizsgált időszakot megelőző, és azt követő jelenségeket, megfigyeléseket is figyelembe vettünk.

Módszerek

A vizsgált terület jellemzése

A vizsgált szikes tavak a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság Felső-Kiskunsági tavak törzsterületén és közvetlen környékén helyezkednek el. Hat nagy kiterjedésű (Zab-szék, Büdös-szék, Kis-rét, Fehér-szék, Kelemen-szék, Böddi-szék) és három kisebb méretű (Kóhalmi-szék, Szujkó-szék, Somogyi-szék) tavat vizsgáltunk (1. ábra az online függelékben [OF]).

A vizsgált szikes tavak három település határában fekszenek: Szabadszállás, Fülöpszállás és Dunatetőtlen. Az első két településhez nagy kiterjedésű tanyavilág tartozott, mely a termelőszövetkezetek megalakulását (1961) követően kezdett összeomlani. 1964–65-ben költöztek be a településekre a legtöbben, az utolsó szabadszállási gazdálkodó család 1972-ig élt tanyán. A dunatetőtleni Tsz-esítés már korábban 1953-ban megkezdődött, de ez a Böddi-széket nem érintette, mert a tó környékén nem voltak tanyák. A tanyákon szarvasmarhákat, lovakat, sertést, vízi szárnyasokat és baromfit tartottak.

A Duna-síki szikesek sótartalma a Kárpát-medencei aljzatról feltörő vízzel érkezik (Tóth & Almási 2001, Simon 2003, Mádlné Szőnyi *et al.* 2005). A szikes tavakat a víz kémiai és fizikai tulajdonságai alapján fehér (az új nomenklatúra szerint ún. zavaros), fekete (ún. színes) és átmeneti típusba sorolhatjuk (Boros & Biró 1999, Boros *et al.* 2013). A fehér vizű szikes tavak vize szürkés-fehéres színű. Ezek a tavak minimális átlátszósággal rendelkeznek, mivel a szél és az aljzatról történő feláramlás hatására folyamatosan felkeveredő iszap kolloid

formában sokáig megmarad. Vízük fizikai és kémiai tulajdonságai miatt különleges élővilággal rendelkeznek, természetvédelmi értékük kimagasló. A fekete vizű szikes tavak vize átlátszó, barnás árnyalatú az oldott szerveszén tartalom (DOC) magas értéke miatt. Általában mocsári növényzet tölti ki a medret, ezért a fehér vizű szikes tavakra jellemző különleges plankton-, rovar- és növényközösségek nem találhatóak meg bennük, illetve a nyílt vízfelületet és nagy kiterjedésű iszapfelszín kedvelő madárfajok számára sem alkalmas. Az utóbbi évtizedek megfigyelései szerint számos fehér vizű szikes tó mocsarasodott el, alakult át fekete vizűvé. A változások pontos oka a tudomány számára még nem teljesen tisztázott (Boros *et al.* 2013).

Az interjúk készítése

A tavak egykori hasznosításáról olyan gazdálkodóktól gyűjtöttünk ismereteket, akik gyerekkorukat a tanyákon töltötték, vagy rendszeresen kijártak oda, így ismerték a környező táj használatát. A megkérdezett helyi gazdálkodók átlagéletkora 71 év volt. Az interjúzáskor Héra & Ligeti (2005) módszerét alkalmaztuk. Az interjúalanyokat hólabda módszerrel választottuk ki. A strukturált, átlagosan 1,5–2 óráig tartó interjúkat az első szerző végezte el 2015 júniusa és 2016 márciusa között. Egy interjú során mindig csak egy szikes tóról kérdeztünk. Ezt a módszert követve 18 helyi gazdálkodóval összesen 34 interjút készítettünk el.

Az adott tómeder használatára és növényzetére vonatkozó kérdéseket az 1950–60-as évekre és az utána történt változásokra vonatkozóan külön-külön tettük fel. Az interjúzást terepi bejárások, valamint archív légifotók (időpontok: 1959, 1966, 1971, 1980; forrás: www.fentrol.hu, FÖMI Budapest) és aktuális műholdfotók (ArcGIS 10.1. ESRI/Online basemaps/Imagery) vizsgálata előzte meg.

A változásokat hosszú távú helyi ismerettel rendelkező, egykor vagy aktuálisan is a természetvédelemben dolgozó öt szakemberektől is megkérdeztük, akik számára az 1970-es évektől napjainkig tapasztalható, növényzeti és használati változásokra, vízrendezési munkálatokra fókuszáló kérdéseket tettünk fel. A két csoport számára összeállított két különböző interjúfonal kérdéseit interjúlapokon előre kinyomtattuk. Az így strukturált interjúk során nyitott kérdéseket tettünk fel. A kérdésekre adott válaszokat az interjúlapra röviden feljegyeztük. Az interjúzások során az interjúalanyok beleegyezésével hangfelvételeket is készítettünk, melyeket szó szerint begépeztünk. A begépeelt interjúkból a konkrét adatokat Microsoft Excel táblázatba áthelyezve összesítettük, majd azokat tematikánként, időszakonként, illetve tavanként értékeltük ki.

Eredmények

A tómedrek hasznosítása az 1950–60-as években

Az 1950–60-as évek idején a Duna-sík szikes tavai jelentős hasznosítás alatt álltak (lásd tavanként: 2–10. függelék az online függelékben [OF]). A zsiókát (*Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla) kaszálták és legeltették. A nádat (*Phragmites australis* (Cav.) Steud.) aratták, kaszálták, legeltették, szükség esetén égették. A zsiókások és a nádasok használati módja részleteiben eltérő volt (pl. a zsiókást nem égették; a sűrű nádat nem túrátták disznóval és nem legeltették marhával, lóval). Voltak olyan tavak, melyek mocsári növényzetét csak legeltetéssel használták, más tavakban a legeltetés mellett kaszáltak is (pl. Kelemen-szék, Büdös-szék, Fehér-szék, Böddi-szék, Kis-rét). A tavak környékén lévő tanyákban tartott állatok a tavakba jártak legelni, fürdeni, dagonyázni (lásd 3–5. ábra az online függelékben [OF]). A nagyobb tavak körül akár 15–20 tanya is volt átlagban, kivéve a Böddi-széket, melynek környékén egyáltalán nem volt tanya. A tavak körül elterjedt volt a pányvázás (szarvasmarha, sőt sertés), a lovakat nyűgözték vagy béklyózták. Az állatokat mindig úgy kötötték ki, hogy bele tudjanak menni a vízbe inni. Voltak olyan tanyák, ahol az állatlétszám nem engedte meg a pányvázást. E tanyák állatait a tanyasi gyerekek legeltették a tavak medrében, ahol a zsiókát és a lengenádasokat fogyasztották. A vízi szárnyasokat rendszerint kiengedték a közelben lévő tóra fürödni (lásd 4. ábra az online függelékben [OF]).

A tómedrekben található zsiókások legeltetése és kaszálása

A zsiókát leginkább addig legeltették, míg víz állt rajta. A lovak béklyója vagy nyűgje lehetővé tette a „szabadabb” mozgást, azonban a marhákat úgy kellett kipányvázni, hogy elérjék a vizet is. A lovak nem szerették annyira a zsiókát, mint a marhák. Emellett még gyakori volt, hogy az anyakocákat is kipányvázták a vizenyős részekre, ahol nagy előszeretettel túrták a zsióka tövét, a számukra ízletes zsiókagumóért: „Az anyadisznók azok voltak pányvázva. Legelték a füvet, gyepet, túrták a csataktüvet, annak ugye van az a benne a földbe, azt azé' túrták. Voltak azok a gyöngébb kis bogyókák a gyökerin neki, azt szerették jobban, mer' ahun má' sok volt, abba má' ugye benne volt a régi avas, ami má' megkeményedett, azt nem annyira szerették” (AK1) (lásd még 11. függelék az online függelékben [OF]).

A legeltetés mellett kaszálták is a zsiókásokat. Ez nem a legjobb takarmány volt az állatok részére, mert nem volt tápanyagdús, de ha nem volt más takarmány téllire, akkor a semminél többet ért. Ahol nem volt elég legelőterület, ott még szeptemberben, novemberben is legeltették a zsiókást. A legtöbb tónál csak kaszálás

után legeltették a zsiókást, de előfordult kaszálás előtt is, főleg olyan helyeken, ahol nem volt nagy szüksége a gazdaságnak a lekaszált zsiókára.

A növényzetet több tóban is rendszeresen a vízben kaszálták: „...*víz tetején kaszálták, aki tudott kaszálni, az le tudta kaszálni a víz tetején a növényt, aki nem tudott kaszálni, annak belebújt mindjárt a vízbe a kasza... vízbe kaszálták a csatákat ... és a lovakkal kihordták a partjára, a szélire, ahol partosabb rész volt, szétterítették és akkor, amíg gyöngye volt, azt igen szerették a jószágok. És akkor, mikor megszáradt ott kinn a partján, akkor összerakták, és akkor bevitték a tanyához közelebb vagy a tanyatelekre*” (AK2). A zsenge zsiókát a marha még szívesen legelte, és gyakran még le is kaszálták takarmánynak: „*Azt addig lehet legeltetni, a csatákat is, míg gyöngye a csaták, míg nincs kinn a bugája, addig le lehet vágni takarmánynak is*” (AK2). A zsiókát nem csupán zölden, hanem elszáradt állapotában is lekaszálták. A legtöbb tanyában ekkor még nem fával tüzeltek, hanem kukoricaszárral és kévébe kötött zsiókával. Kazlak tetejére és ólakra jó vízlepergető tulajdonsága miatt alkalmazták szívesen, de az állatok alá alomnak is használták.

A tómedrekben található nádasok legeltetése és kaszálása

A nádasok legközismertebb hasznosítása a téli nádaratás, amely a tavak közül csak néhányra (pl. Kis-rét, Fehér-szék) volt jellemző.

Legeltetéssel, helyenként kaszálással hasznosították azokat a nádasokat, amelyek nem voltak összefüggő és az aratáshoz megfelelően sűrű állományok. A nádasokat többnyire marhával és lóval legeltették: „*A marhák inni, fürdőzködni belementek a tóba. Vigyáztunk rá, minden családban a gyerekek vigyáztak rájuk*” (AK3). A lovakat béklyózták, vagy nyűgözték, és úgy engedték be a tavak medrébe legelni: „*Tehát először a tanya köré a partokat legeltették, aztán ugye a víz húzott vissza, úgy a teheneket is kötözték be a pányvával*” (AK4). A lenge nádasokat egész évben járta a jószág, de igazán akkor szerette legelni, „*hogyha elég gyöngye volt, még akkor szívesen leharapta, de már mikor vénült fölfele, akkor nem köllött neki, akkor már vágott*” (AK5). A zsenge nádat tavasszal lekaszálták, takarmányoztak vele: „*Ahogy nyőtt az a nád, lekaszálták még kicsi korában a parasztok, igen jó takarmány volt*” (AK6).

A tavakban található kisebb nádasokat télen gyalázkával levágták, a tanya körüli épületek tetőfedésére használták fel. Rendszeresen előfordult, hogy a kis kiterjedésű nádasokat, ha nem tudták levágni, akkor leégették, hogy ne maradjon avas nád a következő évi újulatban.

Változások a Tsz időszakban

A Tsz-ek megalakulását követő időszakban még megfigyelhető a nád aratása, kaszálása, égetése, de a legeltetés már ritkábban és területileg koncentráltabban for-

dult elő. A zsiókást ekkor csak kaszálással hasznosították, és azt sem mindenhol. A lakott tanyák számának drasztikus csökkenése az 1960-es évek közepére tehető. A Büdös-széknél pl. egy tanya sem maradt meg: „*A tanyavilág megszűnt, ahogy a Tsz beköszöntött, a tanyavilág úgy kopott elfele, aztán onnantól kezdve már nem volt olyan nagy becsülete a pusztának, mint azelőtt*” (AK5).

A tanyákkal együtt az állatállomány is eltűnt a tavak környékéről, nem volt mi tapossa, rágja az eddig kezelt nádasokat és zsiókásokat: „*...nem járja a jószág, mer' azér' a jószág zölden szinte mindent megevett. Nádat is, mikor gyöngye állapotban volt, ha folyamatosan legelte, akkor nem tudott megnőni. Mer' itt az a legnagyobb baj, hogy azér' nádasodik el a környék, hogy nincs, ami legelje a területet. Megszüntették, a háztáji gulya se jár ki, nincs már a faluba*” (AK7). „*Azér' is mondom, mer' többször mondtam, hogy nől a nád. Fura nekem, hogy nől a nád, mer' az én gyerekkoromban ott nem emlékeztem nádra, sőt már nagy gyerekkoromban se, mind, ami most van az utóbbi 10 évben, hogy elnadásodnak a területek*” (AK8). „*Elnadásodott, azelőtt nem ilyen volt ez a tó, tiszta volt, a területek olyan csupasz volt, hogy át lehetett látni a túlsó partra*” (AK6). A Tsz idejében még voltak állattartó telepek, azonban az itt tartott szarvasmarhák csak a környező legelőkre jártak ki. Az 1950-es években a domináns jószág a szarvasmarha volt, amely még a Tsz megalakulása utáni időszakban jelentős volt, de az állomány folyamatosan csökkent, és később a juh váltotta fel. A juhokat viszont már csak a szárazabb, tóparti élőhelyeken legeltették, a tómedrek mocsári növényzetének legeltetése megszűnt.

Értékelés

A természetes eredetű kiskunsági szikes tavak növényzete néhány évtized, de akár néhány év alatt is jelentős változásokon mehet át, melyet részben az időjárási (főként a csapadék mennyisége) és a vízkémiai viszonyok változásai okoznak (Boros & Biró 1999, Boros *et al.* 2013). Eredményeink alapján ehhez még jelentősen hozzájárult a tavak közvetlen közelében folyó kisparaszti gazdálkodás változása is, mely a szikes tavak mocsári növényzetét egykor folyamatosan visszaszorított állapotban tartotta, így a nádgazdálkodás céljaira használt területeken kívül nem tudtak nagy kiterjedésű nádasok és zsiókások kialakulni. Bellon Tibor gyűjtése szerint a tavak parti mézpázsitos gyepeit már a tanyavilág kialakulásának kezdetén (19. század) legeltették, illetve rendszeresen kaszálták. A tavakat és a laposokat is hasznosították legeltetéssel (Bellon 1994).

Az 1950-es években (vagy helyi kifejezéssel a „magánosok idején”) libákat, kacsákat, sertéseket, juhokat, marhákat és lovakat tartottak a területen. A Tsz idő-

szakban fokozatosan áttértek a marha- és a juhtartásra, mely a KNPI megalakulását követően csak juhállományra szorult vissza (v.ö. Vidéki & Máté 2014). A sertések, melyek a zsióka gyökerét túrták, és az 1950-es években még a táj állapotát nagyban befolyásolták, teljesen eltűntek a területekről (v.ö. Lisztes 2015). Napjainkban a KNPI a Zab-szék, a Fehér-szék és a Kelemen-szék parti zónájában szürkemarkarával és bivallyal legeltet, emellett a tavak környezetében számos gazdálkodó marhával és birkával járítja a gyepeket (v.ö. Vidéki & Máté 2014, Sipos 2015).

A tavakon az elnádásodás és elzsiókásodás az 1960-as évek végén és az 1970-es évek elején kezdődött. Helyi interjúalanyaink érzékelik a mocsári növényzet terjedését, amit a természetvédelmi szakemberek véleménye is alátámasztott. Az interjúk során kiderült, hogy a mocsári növényzet terjedésének oka egyfelől a tómedrek kisparaszti használatának (legeltetés, kaszálás, nádvágás, égetés) felhagyása, másrészt a tómedrekbe történt édes víz bevezetése. Ezen kívül a lecsapoló csatornák létrehozása és a műtrágya-bemosódás is fontos szerepet játszott a tavak sótartalmának kimosódásában, bepárlódásának megakadályozásában, magas szervesanyag-tartalom kialakulásában, ezzel a mocsári vegetáció kiterjedésében. A szikes tavak gazdasági célú átalakításának gondolata már a Duna-völgyi Főcsatorna és mellécsatornáinak megépülésekor megjelent. A Böddi-székben már az 1930-as évektől intenzív gyepgazdálkodás folyt az V. (Sós-éri) csatorna átereszeinek használatával. A szikes tavak átalakítása a szocialista időszak vízgazdálkodási terveiben is szerepelt. A Kiskunsági Főcsatorna mentén újabb tavakba vezettek édesvizet. Az édesvíz bevezetésekkel egyrészt a tavak medrének kiszáradását próbálták megakadályozni, másrészt öntöztek belőle, illetve a halgazdaságok kialakításának terve is megfogalmazódott (e célból épült meg a Kelemen-széki tápcsatorna).

Az extenzív, kisparaszti használat jelentős mértékben hozzájárul az élőhelyek diverzitásának fenntartásához (Schmitt & Rákosi 2015, Vadász *et al.* 2016). Az utóbbi évtized természetvédelmi kezeléseinél egyre inkább megjelennek olyan használati módok, mint pl. a mocsarak és szikes tavak legeltetése, melyek korábban a kisparaszti gazdálkodás elemei voltak, de később néhány évtizedre teljesen eltűntek (Biró & Boros 2015).

A korábbi használat, annak felhagyása és az elmúlt évtizedekben bekövetkezett növényzeti változások figyelembevételével az alábbi javaslatok fogalmazhatók meg a Duna-sík szikes tavainak természetvédelmi kezelésénél:

1) Az antropogén hatás (pl. édes víz beleengedés, szikes víz levezetés) miatt el-mocsarasodott tavak (pl. Kis-rét, Kőhalmi-szék, Somogyi-szék, Szujkó-szék) víz-háztartásának helyreállítása (lefolyás és/vagy édesvíz beengedés megszüntetése, bepárlódás biztosítása). A tavak nyílt állapotának fenntartása céljából javasolható

a mocsári növényzet fokozatos, foltonként végzett eltávolítása legeltetéssel, kaszálással, vágással, illetve esetlegesen a túlzottan elvarosodott részek kontrollált, mozaikos égetésével.

2) A fehér (ún. zavaros) vizű szikes tavak esetében a legfontosabb feladat a természetes vízháztartás fenntartása, illetve a terjedő mocsári növényzet legeltetése, kaszálása, vágása, esetleg égetése.

3) Az élőhelyek használatának diverzifikálása: legeltetett fajok számának növelése (a szarvasmarha és bivaly mellett lovak, sertések, vízi szárnyasok és baromfik), és egyéb hasznosítási módok alkalmazása a természetvédelmi kezelésekben, a kispaszti gazdálkodás megújítása.

Az elmocsarasodott szikes tavak helyreállításának lehetséges módszereit például egy kisebb méretű szikes tavon lenne érdemes kipróbálni. A kezelések hatását nyomon követő botanikai és zoológiai monitorozás elengedhetetlen az alkalmazott módszerek hatékonyságának ellenőrzéséhez és további tavakra való kiterjeszhetőségéhez.

Kutatásunkkal egyrészt arra szeretnénk felhívni a figyelmet, hogy a természetvédelmi kezelések megtervezésénél az élőhelyek diverzitását fenntartó múltbeli használatot is érdemes figyelembe venni. Másrészt az állapotváltozások múltbeli okainak helyi emberek és szakértők részvételével végzett feltárása segíthet a természetvédelmi szempontból káros irányba tartó folyamatok visszafordításában. Emellett a helyi gazdálkodók bevonása a kezelések tervezésébe és elvégzésébe a korábbi tájhasználathoz hasonló, diverz természetvédelmi kezelés megvalósítására adhat lehetőséget.

Köszönetnyilvánítás – Köszönetet mondunk a helyi gazdálkodóknak, hogy megosztották velünk tudásukat és tapasztalataikat: Borbély Mihály, Csősz Imre, Höss Sándor, Joború Lajos, Kerti Lajos, Losonczy Sándor, Németh János, Németh József, Rohoska Sándor, Somogyi Kálmán, Somogyi László, Tabalydi János, Tasnádi Imre, Téli Gábor. Köszönjük a természetvédelmi szakembereknek, hogy több évtizedes tudásukkal segítették munkánkat: Boros Emil, Vajda Zoltán, Sipos Ferenc, Bankovics Attila és Pigniczki Csaba. Külön köszönjük Kovács Eszternek a módszertanban nyújtott segítségét, és Somogyi Lászlónak a rendelkezésünkre bocsájtott fényképfelvételeit. Köszönjük „A fenntartható természetvédelem megalapozása magyarországi Natura 2000 területeken” című svájci-magyar együttműködési projektnek (SH/4/8) a kutatás támogatásához való hozzájárulását.

Irodalomjegyzék

- Babai, D., Tóth, A., Szentirmai, I., Biró, M., Máté, A., Demeter, L., Szépligeti, M., Varga, A., Molnár, Á., Kun, R. & Molnár Zs. (2015): Do conservation and agri-environmental regulations effectively support traditional small-scale farming in East-Central European cultural landscapes? – *Biodiv. Conserv.* **24**(13): 3305–3327. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-015-0971-z>

- Bartha, S. (2010): A természetvédelmi kezeléseket megalapozó vegetációkutatásokról. – In: Molnár Cs., Molnár Zs., Varga A. (szerk.): „*Hol az a táj szab az életnek teret, Mit az Isten csak Jókédvében teremt.*” *Válogatás az első tizenhárom MÉTA-túrafüzetből.* 2003–2009., MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 42–70.
- Bellon, T. (1994): Adatok Szabadszállás gazdálkodásához. – *Néprajz és Nyelvtudomány* **35**: 145–181.
- Biró, M. & Boros, E. (2015): A Duna–Tisza közti tájak természeti értékei: A Duna-völgyi szikesek természeti képe az elmúlt évszázadokban. – In: Iványosi Szabó, A. (szerk.): *A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság negyven éve* – Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét, pp. 117–122.
- Biró, M., Iványosi Szabó, A. & Molnár, Zs. (2015): Táj és történelem - ez a mi kis hazánk: A Duna–Tisza köze tájtörténete. – In: Iványosi Szabó A. (szerk.): *A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság negyven éve.* Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét, pp. 54–56.
- Boros, E. & Biró, Cs. (1999): A Duna–Tisza közti szikes tavak ökológiai állapotváltozásai. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **9**: 81–105.
- Boros, E. (1999): A magyarországi szikes tavak és vizek ökológiai értékelése. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **9**: 13–80.
- Boros, E., Ecsedi, Z. & Oláh, J. (szerk.) (2013): *Ecology and management of soda pans in the Carpathian Basin.* – Hortobágy Environmental Association, Balmazújváros, 551 p.
- Haraszthy, L. (szerk.) (2014): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon.* – Pro Vértes Természetvédelmi Közalapítvány, Csákvár, 934 p.
- Héra, G. & Ligeti, Gy. (2005): *Módszertan. Bevezetés a társadalmi jelenségek kutatásába.* – Osiris Kiadó, Budapest, 372 p.
- Jepsen, M. R., Kuemmerle, T., Müller, D., Erb, K., Verburg, P. H., Haberl, H., Vesterager, J., P., Andrič, M., Antrop, M., Austrheim, G., Björn, I., Bondeau, A., Bürgi, M., Bryson, J., Caspar G., Cassar, L. F., Conrad, E., Chromý, P., Daugirdas, V., Eetvelde Van V., Elena-Rosselló, R., Gimmi, U., Izakovícova, Z., Jančák, V., Jansson U., Kladnik, D., Kozak, J., Konkoly-Gyuró É., Krausmann F., Mander, Ü., McDonagh, J., Pärn, J., Niedertscheider, M., Nikodemus, O., Ostapowicz K., Pérez-Soba, M., Pinto-Correia, T., Ribokas, G., Rounsevell, M., Schistou, D., Schmit, C., Terkenli T. S., Tretvik M. A., Trzepacz, P., Vadineanu, A., Walz, A., Zhllima, E. & Reenberg, A. (2015): Transitions in European land-management regimes between 1800 and 2010. – *Land Use Policy.* **49**: 53–64. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.07.003>
- 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 deliberative valuation study. – *Land Use Policy.* **35**: 318–328. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.06.005>
- Kertész, M., Kelemen, E., Biró, M., Kovács-Láng, E. & Kröel-Dulay, Gy. (2011): Ecosystem Services and Disturbance Regime as linkages between Environment and Society in the Kiskunság region. – In: Nagy G. G. & Kiss V. (szerk.): *Borrowing services from nature - Methodologies to evaluate ecosystem services focusing on Hungarian case studies.* CEEweb for Biodiversity, Budapest, pp. 91–110.
- Lisztes, J. (2015): Kunok a két víz között. – In: Iványosi Szabó, A. (szerk.): *A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság negyven éve.* Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét, pp. 59–75.
- Mádlné Szőnyi, J., Simon, Sz., Tóth, J. & Pogácsás, Gy. (2005): Felszíni és felszín alatti vizek kapcsolata a Duna-Tisza közti Kelemen-szék és Kolon-tó esetében. – *Általános Földtani Szemle.* **30**: 93–110.
- Molnár, Zs. & Biró, M. (1997): Vegetation history of the Kardoskút area (SE-Hungary) I.: Regional versus local history, ancient versus recent habitats. – *Tiscia* **30**: 15–25.

- Molnár, Zs. & Máté, A. (2014): 1530 Pannon szikes sztyeppék és mocsarak. – In: Haraszthy, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértes Természetvédelmi Közalapítvány, Csákvár, pp. 761–766.
- Sallainé Kapocsi, J. & Danyik, T. (2014): A selyemkóró és a gyalogakác elterjedési viszonyai és a visszaszorításuk a Körös–Maros Nemzeti Park területén. – In: Csiszár, Á. & Korda, M. (szerk.): *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai*. Rosalia kézikönyvek 3. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 109–118.
- Schmitt, T. & Rákósy, L. (2007): Changes of traditional agrarian landscapes and their conservation implications: a case study of butterflies in Romania. – *Divers. Distrib.* **13**: 855–862. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00347.x>
- Simon, Sz. (2003): *Tó és felszínalatti víz közötti kölcsönhatás vizsgálata a Duna–Tisza közti Kelemen-szék tónál*. –Szakdolgozat. ELTE Természettudományi Kar, Budapest.
- Sipos, F. (2015): Az Alsó Duna mente ökológiai és természetvédelmi biológiai problémái. – In: Iványosi Szabó, A. (szerk.): *A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság negyven éve*. Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét, pp. 144–151.
- Szabó, A., Korponai, K., Somogyi, B., Vörös, L., Jurecska, L., Márialigeti, K., & Felföldi, T. (2015): Egy asztatikus szikes tó planktonikus mikrobaközösségének taxonómiai és funkcionális genomikai analízise. – *Hidrológiai Közlemény* **95**: 73–76.
- Tóth, J. & Almási, I. (2001): Interpretation of observed fluid potential patterns in a deep sedimentary basin under tectonic compression: Hungarian Great Plain, Pannonian Basin. – *Geofluids*. **1**(1): 11–36. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1468-8123.2001.11004.x>
- Ujházy, N. & Biró, M. (2013): A vizes élőhelyek változásai Szabadszállás határában. – *Tájökológiai lapok*. **11**(2): 291–310.
- Vadász, Cs., Máté, A., Kun, R. & Vadász-Besnyői, V. (2016): Quantifying the diversifying potential of conservation management systems: An evidence-based conceptual model for managing species-rich grasslands. – *Agr. Ecosyst. Environ.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.044>
- Vidéki, R. & Máté, A. (2014): A Felső-Kiskunsági szikes tavak és Mikla-pusztá HUKN20009 kódszámú Natura 2000 terület É-i 10.500 hektáros tömbjének 2012–2014. években folytatott botanikai és zoológiai kutatásának eredményei. – Doronicum Szolgáltató Kft., Felsőcsatár.
- I. Katonai Felmérés (1783–84): HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest. Digitális kiadás: *Az Első Katonai Felmérés*. Königreich Ungarn. Digitized Maps of the Habsburg Empire 1763–1785, DVD, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest.
- II. Katonai Felmérés (1861–64): HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest. Digitális kiadás: *A Második Katonai Felmérés*. Königreich Ungarn. Digitized Maps of the Habsburg Empire 1806–1869, DVD, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest.
- III. Katonai Felmérés (1883–84): HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest. Digitális kiadás: *A Harmadik Katonai Felmérés*. Königreich Ungarn. Digitized Maps of the Habsburg Empire 1869–1887, DVD, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest.
- II. Világháborús Katonai Felmérés (1940–1944). *Magyarország Topográfiai Térképei a Második Világháború időszakából*. DVD, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest.

Függelék

A cikkhez tartozó Online Függelék a folyóirat honlapján található.

Függelék 1: A vizsgált szikes tavak lehatárolása.

Függelék 2: Büdös-szék

- Függelék 3: Kőhalmi-szék
Függelék 4: Somogyi-szék
Függelék 5: Szujkó-szék
Függelék 6: Kelemen-szék
Függelék 7: Zab-szék
Függelék 8: Kis-rét
Függelék 9: Fehér-szék
Függelék 10: Böddi-szék
Függelék 11: A szikes tavak használatának, a táji változásokról szóló fontos idézetek, melyek kimaradtak az egyes tavak jellemzéséből.

Grazing and other uses of *Bolboschoenus* and *Phragmites* stands of soda pans in the Danube Valley based on memories of local people

Alexandra Havel¹, Ábel Molnár¹, Noémi Ujházy², Zsolt Molnár³ and Marianna Biró³

¹*Szent István University, H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1., Hungary*

²*Eötvös Loránd University, Department of Environmental and Landscape Geography, H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C, Hungary*

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

e-mail: alexandra.havel28@gmail.com

In nature conservation an ongoing paradigm shift is recognisable from reserve-based conservation to a more practical approach, focusing on the sustainable utilization of land. For the latter, it is necessary to gather knowledge about locally adaptive traditional land-use practices. The aim of our study is to explore vegetation concerning the soda pans of the Danube Valley between 1950 and 1970 and changes of uses afterwards. 34 structured interviews were conducted with local farmers, supplemented by interviews with experts of nature conservation. The marsh vegetation of soda pans (dominated by either *Phragmites australis* or *Bolboschoenus maritimus*) was used in different ways: mowing, grazing (by cattle, horse, pigs, and poultry), reed harvesting, or if necessary, burning. The cease of small-scale farming and the occasional introduction of freshwater led to a spread of marsh vegetation and the reduction of open water surfaces. We are assuming that the globally unique 'turbid' condition of soda pans in the Danube Valley could be restored by reintroducing some of the traditional uses and by restoring the formerly transformed water balance.

Keywords: soda pans, landscape change, traditional land use, nature conservation management, local ecological knowledge

A pásztorok tudásának és világnézetének szerepe a biodiverzitás és az ökoszisztéma-szolgáltatások fenntartásában

Kis József¹, Barta Sándor², Elekes Lajos³, Engi László⁴, Fegyver Tibor⁵, Kecskeméti József⁶, Lajkó Levente⁷ és Szabó János⁸

¹*gulyás, 6625 Fábiansebestyén, Rózsa Ferenc utca 30.*

²*gulyás, 5321 Kunmadaras, Széchenyi u. 7.*

³*gulyás, 6767 Ópusztaszer, Rontó szél 173.*

⁴*gulyás, 6728 Szeged, Gyula u. 16.*

⁵*gulyás, 6900 Makó, Járandó u. 14/1.*

⁶*juhász, 6097 Kunadacs, Peregadacs u. 3.*

⁷*juhász, 6794 Üllés, Sipos malom 42.*

⁸*juhász, 4002 Debrecen, Nagy Mihály kert 71.*

e-mail: jozsefkis82@gmail.com

Összefoglaló: A pásztoroló legeltetés és a természetvédelem egymásra utaltsága egyre nyilvánvalóbb. A pásztorok jól ismerik a körülöttük lévő élővilágot, az évszázados gyökerekkel bíró pásztor-tudományt ősiktől, szüleiktől, valamint saját tapasztalataik útján tanulták. Pásztorokként hét pásztor-kérdésem a legelőhöz, legeltetéshez kapcsolódó tudásukról, elsősorban homoki, löszös és szikes területeken legeltető pásztorokat. Az eredmények jól mutatják, hogy a pásztorok gyakran otthonuknak tekintik a természetet, a legeltetés szakaszolásával, egyes területek kímélésével, megfelelő napszaki és évszaki beosztással olyan módon tudják irányítani, befolyásolni a legeltetés menetét, hogy közben hosszú távon megőrzik, esetenként fokozzák a legelőterületeik termőképességét. Hatékonyan tudják regenerálni az elavarosodott, elnadásodott területeket is. E legelőkezeléseknek nagy szerepe van a biodiverzitás megőrzésében is. Azon természetvédelmi szakembereknek és kutatóknak szól írásunk, akik szeretnék jobban megismerni, hogy a hagyományos ökológiai tudással rendelkező pásztoroknak mi lehet a szerepe a „működő” természet fenntartásában. Ahogy egy pásztor fogalmazta: *az élővilágnak is van egy körforgása, amihez szükségeltetik a jószág.*

Kulcsszavak: pásztoroló legeltetés, szakaszoló legeltetés, természetvédelmi kezelés, hagyományos ökológiai tudás, pászortudomány

Bevezetés

Napjainkra egyértelművé vált, hogy a hagyományos, extenzív gazdálkodás, közte a pásztorok fenntartható legelőhasználat a biodiverzitás számos eleme számára létfontosságú (Báldi *et al.* 2013, UNESCO-IPBES 2013, Varga *et al.* 2016). A legelés alól felhagyott területeken cserjék, pionír erdők és inváziós fajok szoríthatják ki a védendő növény- és állatfajokat (Haraszthy 2014). A hagyományos gazdálkodási módok felhagyása miatt egyre több terület lesz kihasználatlan, kezeltelen. A természetvédelmi szempontból hasznos extenzív gyephasználati módok fenntartása és támogatása a fentiek miatt is fontos természetvédelmi cél (Babai *et al.* 2015). A természetvédelemnek egyre inkább érdemes a helyi emberek, a mai gazdák tapasztalataira, motivációira építenie (Mapinduzi *et al.* 2003, de Snoo *et al.* 2013, Varga & Molnár 2014, Babai *et al.* 2015). Természetvédelmi kezelések tervezésekor a hagyományos, tapasztalati tudás gyakran sajnos háttérbe szorul a tudományos kutatások analitikai módszereken alapuló eredményeivel szemben. Pedig e két tudásrendszernek, a két különböző logikai síkon eredményeket mutató és értéket teremtő tevékenységnek inkább ki kellene egészítenie egymást (vö. Kis 2011b, Babai *et al.* 2015, Molnár *et al.* 2016).

A hagyományos gyephasználat részleteinek jobb megismerése segíti, hogy e használati módok hatékonyan segítsék a természetvédelmi kezelést (Molnár 2014, Babai *et al.* 2015). A hagyomány ugyanis nem pusztán a múlt, a régvolt emberek mára sokszor elfelejtett, részben el is avult tudása (Bellon 1996, Kunkovác 2013). A hagyomány velünk él. A jelentős természeti értékű gyepeket legeltető pásztorok tudásának nagy része ugyan ősi eredetű (Molnár 2012), e tudást azonban használóik folyamatosan a jelenhez adaptálják (Kis 2011 a, b, Meuret & Provenza 2014). E tudás a biodiverzitás és számos ökoszisztéma-szolgáltatás fennmaradását is segíti (Heikkinen *et al.* 2012, Vadász *et al.* 2016).

Ezt a tanulmányt pásztorok írták. Azokat a tapasztalatokat gyűjtöttük össze, amellyel hasznosítjuk, megőrizzük vagy éppenséggel javítjuk legelőink fütermő képességét, regeneráljuk a felhagyott területeket, illetve azokat, amelyek nem voltak megfelelő módon használva. Bemutatjuk, mit tapasztaltunk a legeltetés élővilágra gyakorolt hatásai kapcsán.

Ne felejtsük: az emberek beavatkozása előtt a vadon élő legelő állatok ugyanúgy letették a névjegyüket erdön és mezőn, mint ma az ember által legeltetett állatok (Németh 2016).

Módszerek

A tanulmány első szerzője (maga is pásztor) 2016 februárjában hét pásztorral készített interjút. A pásztorok az ország más-más részén, különféle élőhelytípusokon legeltetnek. Több olyan kérdést tett fel nekik, amelyek szorosan kapcsolódnak a munkájukhoz. A 12 órányi rögzített hanganyagot szóra írásban dokumentálta, majd személyenként szétosztotta témakörök szerint. A pásztorok gondolatait, eredeti idézeteiket dőlt betű jelzi. Állóbetűs szavak segítik a jobb érthetőséget. A ferde vonalak az egyes pásztorok idézeteit választják el egymástól.

A megkérdezett pásztorok zöme szikes és homokos területeken legeltet Magyarország keleti régiójában. Vannak, akik szikes és löszös pusztákat legeltetnek, emellett mocsaras területeket is hasznosítanak, kezelnek. A homokos részeken élők szántókon, tarlókon, ugarokon és erdőkben egészítik ki a takarmányszükségletet. Az egyik megkérdezett pásztor a dunántúli régióban, dombvidéken is legeltetett. A homokos területek földrajzilag a Duna-Tisza között helyezkednek el a Kiskunsági Nemzeti Park működési területén (pl. Kunadacs, Üllés). A szikes, löszös, mocsaras legelők a Hortobágyi Nemzeti Park, valamint a Körös-Maros Nemzeti Park (pl. a Csanádi-puszták) területén találhatóak. Kunmadaras környéke UNESCO bioszféra magterület.

Eredmények és megvitatásuk

Mit jelent egy mai pásztornak a természet?

„Ez olyan, mint az otthon, ezt nem lehet elmondani. Ezt érezni kell! Tavasszal, már az ember mikor kimegy, beleszagol a friss levegőbe, azt nem lehet elmondani azt az érzést, hogy milyen.” (Barta Sándor, gulyás)

A pásztorok természethez fűződő viszonya nem olyan, mint az átlagembereké. A többség a gyermekéveit is a természet közelségében töltötte valamilyen módon. Vannak, akik szintén pásztor szülei, nagyszülei mellett. Így a természet felnőtt korukra is nagyon sokat jelent számukra. *E nélkül nem is tudnám elképzelni. Én inkább a múltba' élek, a múltat a természetben és a pusztán keresztül tudom elképzelni. A jószággal, a madárral, a növényvilággal, az érzelemmel, az illattal. / Gyakorlatilag ott nőttem fel, én azt az életet, én ott szoktam meg. / Mindig is természetközeli életem az életem. Nekem sokat számít, mer' ha nem tudnék itt kinn lenni a természetbe', akkor valószínűleg megbuggyannék. / Én gyerekkorom*

óta tanyán élek, nekem az állattartás, a természet nagyon szorosan kapcsolódik egymáshoz.

Sokan a természetet az otthonuknak nevezik. *Jóformán azt mondom, az az otthonom inkább. / Ez olyan, mint az otthon, ezt nem lehet elmondani.* Mindazok ellenére, hogy a pásztoroknak a természet a munkahelyük, mégis a kikapcsolódást, a pihenést, a felüdülést is látják benne. *Megnyugtat. Jól érzem magam benne. / A természet az nekem megnyugvás. / Nekem ez jelenti a kikapcsolódást.* Van, aki így fogalmazott: *A természet énnám egy szanatórium.* A pásztorok egytől-egyig kerülnek a várost, inkább a természetet választják. Még akkor is, ha az időjárás viszontagságaival kell szembenézniük. *A szabadságot jelenti, a város zajától távol. / Ott éreztem mindig jól magam, nem a város közepén. / Akármilyen idő van, legeltetni köll. Ha esik az eső, ha süt a nap, akkor is kinn vagyok.*

A természet iránti tiszteletük és alázatuk abból is fakad, hogy a megélhetésüket adja a legelő. Ebből tudják eltartani a családjukat, ezért vigyáznak is rá, amennyire csak tőlük telik. *A megélhetésünk. Azt úgy kell csinálnunk, hogy tudjunk belőle profitálni, mert ha nem tudunk profitálni, nincs miből élni. / A családomnak a megélhetésit adja. Nagyon ki vagyunk mi téve a természetnek. Megérzi a családom is, mer' akkor (nagy aszályban) kevesebb lóvé megy haza. Ha van egy aszályos időszak, nem úgy őrődik (vemhesül) a birka, nem lesz annyi ikerellés. Sőt! Egyesek minden, a természet rendjére ható káros tényezőt kiiktatnának, ha lehetne. A hangok, amit ott hallok hangot, még a repülőt is lehúznám juhászka-móval, csak ne zörögjön fent.*

A pásztorok ma jellemzően nem vallásos emberek, de mégis sokszor látják Istent a dolgok, a történések háttere mögött. *Nem vagyok vallásos ember, de valamilyen szinten a Teremtőt jelenti (a természet). Úgy gondolom, mi ebben csak résztvevők vagyunk. Szolgák. Valakinek irányítani kell, hogy az a kisbárány megszülessen, felnőjön. Hogy meg tud újulni a növényzet, ki tud hajtani, ha vizet kap. Valami ilyesmi.*

Ha egy szóval kell jellemezniük, hogy mit jelent nekik a természet, a legtöbb pásztoembertől ilyen válaszokat kapunk: *Mindent! / A szabadságot! / Kikapcsolódást!*

A mai pásztorok szülei, nagyszülei és az akkori természet

„Annak idején, mikor gyerek voltam, oszt apám gulyás volt, kinn voltunk. De hát ott úgy működött, volt csúzlija, meglátte azt a kis nyulat, fácánt. Főzött. Így működött az egész, ez hozzátartozott a pásztorsághoz.” (Fegyver Tibor, gulyás)

A pásztorok zöme úgy véli, hogy a természet ugyanazt jelentette az őseinek is, mint neki. *Majdhogynem egy ugyanaz. / Nagypám is gulyáskodott. A természet ugyanúgy az öregnek is azt jelenti mint nekem. / Szerintem nálunk, akik jószággal foglalkozunk, olyan nagy különbség nincsen.*

Valamiben mégis más volt a kapcsolat, hogy *nekik valahogy másképp* jelentette a megélhetést, *mint nekem*. Egyik oldalról az ember és természet kapcsolatában vélnek felfedezni különbséget. *Most egyre kevésbé van az állatnak élőhelye, mert egyre jobban belelépünk (a természetbe). / Az én nagypám pásztor vót, és sokat emlékszek rá, hogy az öreg milyen alázattal beszélt a pusztáról, hogy maga a pusztának köszönheti a létit, a munkáját. / A nagyszüleink együtt éltek a természettel még. Nekik majdhogynem a részük volt abba 'az időbe'. / Nekik többet jelentett, mer' a megélhetésüket, tényleg az életüket jelentette.* A megélhetésen nem csak azt értik, hogy a legelő növényzetén múltott a gazdaság léte, hanem azt, *hogy az ember a pusztába' megtanálta azt is, amit egyen.* Részei voltak az életközösségnek, a táplálékláncnak.

Másik oldalról a biodiverzitásban látnak különbséget. *Nagypámnak természetes vót minden olyan növény vagy állat, ami most nincs, vagy ritkán van. Most kell védeni mindenféle növényt, állatot. Most meg kell határozni az eszmei értékét neki, hogy egyáltalán megmaradjon mutatóba. / Hát, szerintem sokkal több madár vót, sokkal több jószág vót.*

Utalást tesznek még a modernizációra is. *Nem vót régen ennyi ház, nem vót régen ennyi út, nem vót régen ennyire kiterjesztett minden. / Mer' még akkor érintetlen volt, nem volt még itten villanypásztor. / Ugyanazokkal a problémákkal néziünk szembe, csak mi mondjuk egy kicsit mán korszerűbben próbáljuk csinálni, mint ők csinálták. Mi jobban hagyatkozunk már a tudományos dolgokra. Ők meg, amit megtapasztaltak, amit egymástul hallottak, abból tudtak építkezni.*

Bármelyik oldaláról is nézzük a dolgot, egy valami biztos: *még az ősöknek a természet az nem ez a természet vót, ami nekünk van. Mink mán szerintem csak nyalogassuk azt a fajtát.*

A fő ökoszisztéma-szolgáltatás, a legelőfü használata, adagolása, beosztása

„A marha menne majd a jóra egyből, de rákormányozom arra, hogy úgy szépen faljatok egy kicsit itten, mer' ugye ez is hozzátartozik a pusztához, meg ettől nincs bajotok, csak nem annyira szeretitek.” (Elekes Lajos, gulyás)

A legelőkön termő növényi biomassza-mennyiségét leginkább az adott esztendő időjárási viszonyai határozzák meg. Minden évben van olyan időjárási ok, ami miatt a legelő biomasszája kisebb a potenciálisnál. Ezért talán a legfontosabb

szempont a legelők beosztásánál, *hogy elég legyen év végéig, mer' ugye azt a legeltetési időszakot ki kell ott húzni*. Nagyon fontos a pásztornak az állataik jóléte, mert azon múlik, mennyit tudnak termelni. *Mindig az a szempont, hogy tartsam jól a marhát, a lehetőséghez képest a legjobban. Mer' nyilvánvaló, hogy azért vagyok pásztor, hogy az én kezem alatt jó legyen a marha* (kondíciója). *Viszont tudjam beosztani azt a területet*. Ehhez viszont jó minőségű, tápláló növényekre van szükség. *Mindig a legjobbat keresni nekik, télen már megeszi a savanyú fűvet is, mert jobbat nem talál*.

A pásztorok jól ismerik az egyes növényfajok sajátosságait. *Megnézem, hogy először is milyen növényekkel van benépesülve a legelő. / Minden időszaknak megvan a megfelelő fűje, ami akkor jó, ami akkor hasznos*. Tehát a napi, havi, évi legeltetési rend során igazodnak a vegetáció összetételéhez, térbeli és időbeli felhasználásának lehetőségeihez is.

A használatot úgy irányítják, hogy biztosítsák állataiknak a változatos étrendet, valamint a legelő számára is biztosítsák a változatos és fokozatos terhelést. *Mikor már láttam, hogy nem úgy legel a jószág rajta, unja, akkor fogtam magam, átmentem a másik területre. És mindig igyekeztem változtatni a legelőket. / Körbelegeltettük a szílit. Aztán a közepit végigjárattuk, utána megterítettünk* (hagyták a jószágállományt kedvük szerint szétterülni a területen), *oszt ott legelt, ahun akart, de előtte meg szakaszosan legeltettünk. Beosztottuk ezzel a szakaszos legeltetéssel*. A szakaszos legeltetés kivitelezéséhez azok, akik kis területen gazdálkodnak, előnyben részesítik a villanypásztort vagy a legelőkertet. *Előnyösebb a legelőkert. Ha van 8-10 legelőkerted, olyan szépen be lehet osztani. A kerítéses azért jó, mert akkor legel a birka amikor ő akar, minden csücsköt kilegel. / Nem az egészzet járja körbe a jószág, csak azt az egy adott szakaszt, ami ki van neki szakaszolva. Amit két hétig legelt, másik két hét múlva átmegy a másik ódalára, nem rágja teljesen le. Tud regenerálódni az a terület. / Esetleg szakaszos legeltetésre jó a villanypásztor. Leszakaszolja a legelőt az ember, és akkor szakaszonként adagolja*.

Nem csak éves, hanem napi szinten is változatosan legeltetnek. *Meg nekem mindig aszonta apám, hogy délelőtt kopogó, délután csattogó* (a kopogó száraz füves terület, a csattogó vizes mocsaras). *Tehát délelőtt legeltetjük a szárazat. Ha délelőtt jóllakatod, az más délután csak nyalakszik, oszt el szoktuk csapni nádas részekbe, mer' akkor más jobban megáll benne mint éhesen. / Ha a marhára bízom, akkor az a javát keresi majd. Ha megette a javát, marad a hitványabb, azt meg nem legeli. Reggel, mikor kihajtok, próbálok ezért szépen, nem nyomva a marhát, de abba az irányba irányítani, amerre én szeretnék velük menni*.

Jellemző, hogy az állattartó telepek, pihenő és éjszakázó helyektől való távolság szerint is beosztják a legelőket. Az állatok napi és évszakos ritmusához, az évszak sajátosságaihoz igazodva, *akkor más délbe 'nem állítom be* (a delelőhelyre

pihenni). *Az év közepére, akkor érek el a legmesszebbi pontra. / Eleibe inkább elmegyek messzebb, és amikor már fogy a legelő, begyűnnek a melegek, akkor itt próbálok a tanya körül lenni. Az állatok, főként a juhok biológiai ciklusához is igazodnak. A közelebbi legelőket szoktam elletésre hagyni, a hodály környéki legelőket. Főleg a hasas állatokkal szoktam a legjavát legeltetni. / Próbálok az ellési időszakra tartalékolni azokat a helyeket, amik lehetőleg közel vannak a tanyához, ne kelljen messziről behordani a bányát.* De ennek háttérében is az állatok jóléte az elsődleges szempont, mivel az állattartó telepek környékén tápanyagdúsabb a talaj, táplálóbb növények nőnek rajta. *A hodály környéke meg mindig a fiasnak, a bányos juhoknak szoktam meghagyni.* Ezzel kedveznek a fias állatoknak, ugyanakkor az épületek közelsége védelmet nyújt az időjárási viszontagságokkal szemben is. *Próbálok a legeltetést úgy csinálni, hogy korábban kimenni, és általában már 8-9-kor meglegeltetni őket, mer' 8 óra körül már kezd összeállni a birka (egy csomóba) a meleg miatt.*

Összefoglalva: a legelők beosztásának elsődleges szempontja, hogy kitartson a legeltetési szezon végéig. Ezután az állatok jóléte, a legelő kémelése, valamint a pásztor saját és állatainak kényelme a mérvadó. Van még egy szempont, ami napjainkra egyre fontosabbá válik: a természetvédelem. Az egyik megkérdezett pásztor, aki természetvédelmi területen dolgozik, egy teljes természetvédelmi célú legeltetési rendszert írt le (lásd a szövegdobozt).

Az ökoszisztéma-szolgáltatás állapotának fenntartása: a legelő védelme

„Próbálok ugyanúgy csinálni, ahogy apámtól láttam. Én azt jónak tartottam, így visszagondolva rá, jó megoldás volt. Ameddig csak tudta, kémelte a legelőt.” (Kecskeméti József, juhász)

Egy pásztor számára nagyon fontos, hogy minél jobban csökkentse a legelő terheltségét. *Azt tudni kell, hogy mennyi jószágot vállal rá az ember. Ne legyen túllegeltetve.* Ügyelnek rá, hogy lehetőség szerint megfelelő állatlétszám legyen a területen. A legeltetési idény időtartamával is próbálják csökkenteni a terhelést. *A régi öregek nem vótak ám bolondok, hogy Szent György napkor ki, Szent Mihálykor meg haza. Ha Mihály napkor hazahajtana az ember, akkor lenne őszi mező. Tavasszal abba 'az avarba' hamarabb mozdulna a mező, mint amikor ősszel fődíig le van nyalatra. Az őszi-téli legeltetés nem kémeli annyira a legelőt, mert már nincs ideje a növényeknek a megújulásra. A hosszú távú fenntartás viszont nagyon fontos számukra. Mindig úgy próbálunk közlekedni a jószággal, hogy ne vágassuk fel ahun szikesebb, főleg meg szikpadkás. / Mindig a távolabb eső legelőket szoktam járítani, és sávonként hazajárni a juhval.* Odafigyelnek arra, hogy

Tudatos természetvédelmi célú ökoszisztéma-szolgáltatás kihasználás, pásztor módra: legeltetés virágzás után, virágzás előtt vagy éppen az előző év őszén:

*Van a Királyhegyesi-pusztán a Liliomos nevű mocsár. Ott elegáns kosbor (pompás kosbor, *Orchis laxiflora* subsp. *elegans*) nő. Az június 15-re elvirágzik. Mivel a csenkeszes, ürmös, padkás rész viszonylag gyorsan ki szokott száradni, először kihajtáskor, április végén-május elején lelegeltessük ezt az ürmös csenkeszes területet. Egészen addig húzzuk ott az időt, amíg június 15-e el nem telik. Addigra elnyílik az összes kosbor. Megvárjuk a virágzást, és utána megyünk bele ebbe a területbe, mer' akkor már a felnövő növényzet bezárul, elfedi a következő nemzedéknek a termőhelyét. Ezért jó alaposan megráogatjuk a mocsárnak azt a szélét, ahol a kosborok nőnek, és a következő évben sokkal több virág fog nőni. Annak köszönhetően, hogy kirágattuk a területet.*

*A szomszédos magasabb térszinteken nagyon erős vetővirág (*Sternbergia colchiciflora*) állományunk szokott lenni. Az meg augusztus közepén szokott nyílni. Ezeket a széleket a csenkeszes ürmös, padkás részekkel egyidőben június 15-re lejárjuk, leszedjük róla az összes növényt, amit csak lehet. Június 15-e után ezeket a magasabb térszinteken lévő területeket, löszgyepeket, mentesítjük a marhától, hogy utána az alig néhány centiméteres vetővirág tudjon virágozni. Nem lesznek szétaposva a virágok, gyönyörűen tudnak hajtani kifelé.*

*A tavaszi héricses (*Adonis vernalis*) termőhelyeket meg ősszel legeltetjük le, mikor már lassul a növénynek a fejlődése. Augusztus közepétől szeptember végéig leszedjük róla a füvet. Így tavaszra egy alacsonyabb fűszintet tudunk biztosítani a héricseknek.*

A legeltetést összegegyeztetjük azokon a pusztákon, ahol olyan növények vannak, amiket védeni kell. Most ezeknek köszönhetően nő a vetővirág állomány. Az elegáns kosbor pár évvel ezelőtt még alig volt, most két évvel később 300 tő környékén volt a legeltetésnek köszönhetően. Ugyanúgy a hérics is néhány száz tőről felment közel 3000 tőre, szintén a legeltetésnek köszönhetően. Tehát így lehet ütemezni. Attól függ, hogy milyen virág, megnézed, hogy mikor nyílik, és vagy előtte vagy utána lévő időszakban ráviszed a termőhelyekre a jószágot. Jó alaposan megjáratoz, lelegelteted, vagy letapostatod. Utána annak a virágnak jobb lesz. (Engi László)

ne okozzanak taposási kárt. Az állandóan járt útvonalakon hamar kipusztul a növényzet, esős időben a fellazult talajon járva még inkább.

A pásztorok igazodnak ahhoz is, hogy az időjárási viszonyok milyen legeltetést tesznek lehetővé az egyes legelőtípusok esetében. *Azt is nézem, hogy hun van a szikesebb, hun van a vizenyősebb, nézem azt, hogy eső mennyi volt, meg mély nyomokat, ha egy mód van rá, ne hagyjak a pusztába'. De amikor nagy szárazság van, akkor meg szeretek velük lemenni arra a részre, ahun nádas, gyékényes, zsiókás, főleg a korai időszakokba. A másik dolog az, hogy vannak olyan fűfélék, amiket a nagy melegbe nem eszik meg a jószág, csak letapossa, de harmattal le van puhulva, és megeszi. A taposási kár úgy is csökkenthető, hogy mindig más irányból engedjük az állásra, ha nagyon vizes a terület.*

Nem csak esős időszakban, hanem szárazság idején is tudnak ártani a legelőnek. Egyrészt az elszáradt növények letörnek az állatok lába alatt, így nem legeli le őket az állat. Az a növény akkor már nem hoz hasznot sem, és sérül is. Másrészt szintén ki tud pusztulni a növényzet a nagyon tiport, tömörödött talajon. Igyekeznek a károkat csökkenteni. *Nem járok ugyanazon a részen napokon keresztül. Köll egy-két harmat, amitől megfrissül a legelő. Itt nincs az, hogy teljesen a földig lerágatom, mert nem is legel.*

A villanypásztor használatát csak bizonyos esetekben fogadják el. *Ha nincs más lehetőség villanypásztorral meg lehet oldani. / A személyes kontakt a jószággal nagyon fontos. A villanypásztoros legeltetést, azt akkor tudom elfogadni, amikor nagyon szűkek a mezsgyehatárok. Ha jó pásztor van jó kutyákkal, akkor semmi jelentősége nincs a villanypásztornak. / Ha ilyen kis csip-csup fűdek vannak, nem tudod megállítani rajta a marhát, mer' az eleje benne van, a hátulja meg leérrúla. A túllegeltetés és a taposási kár problémája megjelenik a villanypásztorban magára hagyott jószágok esetében is. A villanypásztoros legeltetésnél nincs koordinálva a villanypásztoron belül a jószág. Ha megszokott a marha egy bizonyos helyen, akkor ott tapossa ki. / Hajlamos a birge túllegelni bizonyos részeit a legelőnek. Valahol nagyon szeret legelni, és ha már nincs rajta semmi, akkor is ott áll meg. A villanypásztorral szemben a pásztor az tudja, hogy ha most ez a terület fölázott vagy laza vagy ne legeltessem túl, mer' már ott épp elég. / A pásztoroló legeltetéssel, akkor és oda kell mennie, ahova hajtod, azt kell legelnie, nem csak a javát kiszedi, a többit meg legázolja.*

A pásztorok törekednek a folyamatos megújulás biztosítására, a fűhozam minőségi és mennyiségi állandó szinten tartására. *Azt olyan módon kell, hogy az le is legyen takarítva, és a jószág se legyen rossz. Nem kell túl csupaszra rágatni, hogy az utósarjadását meg tudja indítani. Szépen szakaszosan legeltetem a területet, s mire visszakerülök, addigra sarjadás van újra. / Igazából próbálok arra töre-*

kedni, hogy egy bizonyos területet két-három naponta szoktam legeltetni, tehát mindig másféle megyek.

A legelőterületek fenntartásánál a terület eltartóképességének megfelelő állatlétszám betartásán túl a felesleges mechanikai terhelések minimalizálása is fontos szempont.

Milyen tényezők játszanak szerepet a legelő fűtermő képességének leromlásában?

„Ha mindig, egyfolytába’ egy területet legeltet, úgy kiéli, hogy azok a növények szaporodnak el rajta, amiket nem eszik meg a birka. Az föl tud magvadzani, el tudja szórni a magját.” (Lajkó Levente, juhász)

Magyarország extenzív állattartásra alkalmas vidékein *rengeteg a kihasználatlan terület* A megkérdezett pásztorok mindegyike így válaszol elsőként a feltett kérdésre: *Legjobban akkor megy tönkre a legelő, akkor vadul el, ha nincs rajta jószág. / Tönkre tud menni akkor is, ha szabadjára hagyom a pusztát, és nem kezelem, nem is legeltetem. / Ha nincsen rendesen legeltetve, akkor elgazosodik. / Huszonakárhány éves madarász tapasztalatom folyamatosan azt mutatja, hogy nagyon sok madárfaj azért tűnt el az országból, meg nagyon sok növényfaj is azért tűnt el, mert fölnövényesednek a területek.* A pásztorok tehát elsődlegesen abban látják a legelők tönkremenetelének okát, ha nincsenek legelő állatokkal karbantartva, így a felnövő gyomok elnyomják a hasznos növényzetet. *Gyönnek a tüskök, és a tüsköket nagy üzemanyagáron, drága gépekkel kaszálják. Ha a jószág időbe’ ott van, amikor még gyenge az a bizonyos tüsök, megenné. Mikor kivágja a bugáját, meg már magvadzik, bizony, nem nyúl hozzá egyik se. / A homoktalajok nagyon ki tudnak hevesedni, ha nincsenek legeltetve. Akár a parlagfű, akár a vaddohány elszaporodik benne, úgy kihevesíti a homokot, hogy utána évekig akármennyi eső esik, nem tud bevizesedni, mer’ lefolyik róla.*

A leromlás másik említett oka a túllegeltetés. *A rengeteg agyonlegeltetés. Nem olyan a fűhozama neki következő évben, mint amikor van hagyva pihentetve. / Ha krónikusan túl van legeltetve. / Meg hogy ha esetleg agyon van járva, akkor is tönkre megyen. / Attól, hogy nem hagyják megújulni. Ráadásul a legelő kapacitásán fölüli állatlétszám van rajta. A túl sok jószág, a túllegeltetés kiéli a területet, ha nincs hagyva pihenni, akkor nem is tud regenerálódni, mer’ nincs ideje rá. A túllegeltetés kapcsán a villanypásztoros legeltetés is szóba került. A növényzet szempontjából is jobb, ha mindig meg tud újulni az a terület. Ha mindig rágatva van, akkor csak bizonyos növények szaporodnak el. Azok, amiket nem szeret a birka, fel tudnak magvadzani, és akkor fertőződik a legelő.*

Leromlást okozhatnak a csapadékos időszakok is. *Esős időbe', akkor kárt is tesz benne. Kitapossa, kijárja belőle még a haszonmezőt is. / Ha nagy sáros időben egy csapáson járassák, avval is szítveri a mezőt (a legelő növényzetét), de itt már emberi tényező, a pásztor tudománya is sokat számít. A pusztának a tönkremenetelét még keresem abban, hogy a nem megfelelő legeltetés, a nem megfelelő ember. Az emberi tényező kapcsán a törvényi szabályozások átgondolatlanságát is érdemes megemlíteni. Kik hogyan állnak hozzá, kik azok, akik akadályozzák a dolgokat. A tájvédelmi szakemberek azok, akik létrehoznak bizonyos törvényeket.*

Összegezve, három nagy tényezőt látnak a pásztorok a legelők tönkremenetelében. *Ha nem járja a jószág. / Túllegeltetés, mindig ugyanoda hajtják. / Meg hogy ha esős időbe' járassák.* Elekes Lajos gondolatai néhány mondatban foglalják össze a legelők tönkremenetelének problémáját: *„A magára hagyás is halálát tudja okozni egy jó pusztának. A pusztát is lehet kezelni, előre masszírozni. Jobb, mint hogy utólag rokkanttá tenni. Ezzel megint aláírjuk a pusztának a halálát. Akkor lehet mondani azt, hogy amit ránk hagytak az ősök, mink hagytuk tönkremenni.”*

A leromlott legelők regenerálása

„Ha egy elvadult területre mentem, az akkor még saláta vót. De miután legelt rajta az állat, megtrágyázta. Tápanyagot kapott az a terület, az a növényzet, akkor az úgy kezdett szépen finoman a salátából átváltani rántott hússá annak az állatnak.” (Szabó János, juhász)

Előfordulnak olyan esetek, amikor a pásztorok elhagyott, elhanyagolt, felgyomosodott területre kerülnek állataikkal. Ilyenkor sok esetben nem csak egyszeri kezelésre van szükség, hanem akár hosszú éveken át kezelik a területet, hogy az ismét megfelelő állapotba kerüljön. Az ilyen területek legeltetése kapcsán rengeteg tapasztalatra tettek szert.

Az alaphelyzet, hogy az elvadult részeket nem kedvelte, nem legelt úgy az állat. *Feljebb nőtt a fű annyira, abból ki is forgott. Nagyon nehezen lehetett rákapatni arra, vagy le kellett szárazúzózni, hogy egyáltalán az állat belemenjen.* A magasra növő, elöregedett, vastag, kemény szárú növényeket nem kedvelik az állatok. *Volt, ahol nem is látszódtak ki belőle az aprajai. / Legelőszőr a rózsabokroktól, meg a szederindától kellett leszárúzózni, hogy egyáltalán valamit tudjunk vele kezdeni.* Az ilyen területeken, amit nem eszik meg avast, azt a taposásával megtöri. */ A száraz gatz úgy törettük le a marhákkal.* Csak törik és tiporják ezeket a részeket. *Az öreg avas nádat kitörték a marhák, összezúzták, széttaposták, és helyette már csak sarjúnád van (amit szeretnek). / Letapossa a marha, az is azt keresi, a gyenge ződet.* Keresik az aljnövényzetben megbújó zsenge füveket. *Szívesen ma-*

rad mindaddig, amíg talál a gaz közt gyenge zöldet. Az ilyen területek kezelésbe vételekor tehát az első mozzanat, hogy míg a nem kívánatos növények vannak, addig törjék, szaggassák a jószágok. Akkor tud igazán regenerálódni a terület. Miután le lett tapostatva, zúzva a felnőtt növényzet, minőségre is volt változás, mer' egyrészt az állat megtrágyázta, a másik meg az, hogy legelt rajta. Akkor már a fű is jobban nőtt rajta, tápanyagdúsabb volt, mint annak előtte. Jobban jóllakott rajta, tartalmasabb volt az állatnak. / A fűfélék, azok olyan bársonyszőnyegszerűen kezdtek visszaépülni. Következő évben tisztább pusztát kaptál vissza, és jobb minőséggel, mer' teret kaptak azok a fűfélék, akik egyébként el voltak nyomva. A változás egyértelmű a pásztorok szerint: sokkal diverzebbek és tisztábbak lettek azok a területek, amelyeket legeltetésbe vontak.

Természetvédelmi szempontból sem elhanyagolható az eredmény. *Királyhegyesen a Liliomos mocsár is ilyen volt. Soha (értsd: emberemlékezet óta) nem volt legeltetve. Most gyönyörűen változik. Amíg a nagy mocsáron legeltettünk, három év alatt ezt a két méteres gyékényest az utolsó szálig mind eltüntették, kiirtották. Körülbelül 5-6 méterrel visszaszorult a széle a nádasnak., ahogy kitaposták a marhák. A kosborok semmiről nőttek fel több száz töre. A legeltetés hatására sokkal tisztább, mindig frissül felfele a legelő. / Ha marha van ráengedve állandóan, az be fog állni előbb- utóbb (a legelő növényzete be fog állni egy állandó szintre). Szarja a marha, tapossa, csipkedi, rágja. Ennekem ez a meglátásom, akkor tisztul a legelő.*

A legelés mellett nagy hatással van az állatok trágyája is a növényzetre. *Meghugyozza, megszarja, akkor kiéli, úgy látszik. De meg kell nézni egy hónap múlva, hogy néz ki a terület. Olyan haragoszöld, hogy össze se lehet hasonlítani a többivel.*

Fontos, hogy ezeknek a területeknek a kezelését is tudatosan, előre tervezve lehet a leghatékonyabban végrehajtani. *Vót olyan esztendő, hogy hamarébb visszatértünk rá, mint ahogy szoktunk. Sokkal jobb eredmény vót. Csak akkor is tudni kell, hogy na, ne tovább! Megfelelő jószággal, megfelelő ideig legeltetni, és megfelelő hozzáértéssel.*

Egyes esetekben még a villanypásztor alkalmazását is célszerűnek látják a legelő feljavítása során. *Viszont ha már arról van szó, hogy be kell menni a zombékba, három méteres nádasba, amit úgysem fogsz látni, akkor ott a villanypásztor a célszerű., mer' ember az nem tud utánamenni a jószágnak ilyen körülmények között.*

Többféle állatfaj egyidejű alkalmazását is többen előnyben részesítik, mivel minden fajnak más az igénye, más növényeket kedvel. *Ha területkezelésről beszélünk, akkor a jószágváltást is előnybe' részesítem. Egy nagylábas jószág után egy-két hét múlva rámén egy juhféle, és nem köll tarra rágatni. / Nagyon jó a*

kecske, rendbe' tartja a legelőt. Sok olyan növényt megeszik (pl. a bokrokat), amit a birka nem.

Nem csak a vegetációra, hanem az állatvilágra is jó hatással van a legeltetés. Ezt a pásztorok is hangsúlyozzák. *Ha van egy természetvédelmi szempontból fontos terület, mint a mocsár; ahol rengeteg vízimadár fészkel, akkor odaviszed a jószágot, de az onnantól csak ott legel. Hosszú éveken keresztül csak ott legeltetni, mer' ha föl hagyod a legeltetést, visszamő minden, és semmit nem értél el. / Mégiscsak, szarta, mégiscsak huggyozta, több lett a madár. Az élővilágnak is van egy körforgása, amihez szükségeltetik a jószág.*

Az elhanyagolt területek regenerálásánál *a lényeg, hogy legeltetve, meg kezelve legyen. / Az a lényege, a jószág. Akkor tisztul, meg visszanyeri eredeti önmagát. / Az egész legeltetésnek a folytonosság lenne a lényege.*

Záró gondolatok

Mint a bevezetőben írtuk, az ENSZ ernyője alatt indult IPBES program párizsi konferenciája volt e cikk ihletője. Az ottani eszmecsere hatására itthon is elindult egy intenzív beszélgetés pásztorok és természetvédelmi szakemberek között. A megbeszéléseken előtérbe helyeződtek azok a témák, amelyek átgondolása időszűrűvé vált mind a természetvédelem, mind a pásztorság részéről, a közös együttműködés és a legelők diverzitásának megőrzése érdekében. Több olyan, törvény által szabályozott kérdésben folynak egyeztetések, amelyek változtatást igényelnek a természetvédelem és a pásztorság szempontjából egyaránt. A pásztorok ökológiai tudása, természetismerete, tapasztalata nagy segítséget nyújthat a felmerült problémák kezelésében.

A megbeszéléseken kérdőívekkel is gyűjtöttünk gondolatokat. Összesen 40 természetvédelmi őrt, felügyelőt, ökológus és botanikus kutatót kérdeztünk meg, hogy milyen érvek szólnak a legeltetéses állattartás, ill. a hagyományos pásztorral történő legeltetés mellett, valamint megkérdeztük, hogy szerintük mi a feladata egy pásztornak a legelőn. A válaszok tanulságosak voltak. A válaszolók 47,5%-a megemlítette, hogy fontos a legeltetés a biodiverzitás megőrzése szempontjából. 30% említette, hogy van szerepe a pásztorok általi irányított legeltetésnek a természeti értékek fenntartásában. Mindezek ellenére csak 22,5% jelölte meg a pásztorok feladatának a területkezelést, a gyep megfelelő, fenntartható hasznosítását. Cikkünk fő üzenete, hogy ha szorosabb együttműködést sikerül kialakítani pásztorok és természetvédők között, az hozzájárulhat a természetvédelem hatékonyságának növekedéséhez (vö. Kis 2011 a, b, Meuret & Provenza 2014, Babai *et al.* 2015, Molnár *et al.* 2016, Vadász *et al.* 2016).

Gondolatainkat Fegyver Tibor (társszerző, gulyás) egy versének részletével zárjuk:

*Újra legel a sok szürke
Több száz éves múltjával
Az időjárás viszontagságait legyűrik.
Olyan ez mint a gulyás
Aki egész életét a gulya mellett leélte
Nagy tisztelet járna neki érte.*

*Majd felnő új generáció
Ami lassan fogyó
Mert a pásztorságra születni kell
A jószágot meg szeretni!*

Köszönetnyilvánítás – Köszönetemet szeretném kinyilvánítani az IPBES-nek, amiért megerősítette bennem a téma feldolgozásának fontosságát. Köszönet Molnár Zsoltnak a cikk szerkezeti összeállításában és a hivatkozásokban nyújtott segítségéért, valamint Balogh Gábornak két pásztossal történt kapcsolatfelvétel elősegítéséért.

Irodalomjegyzék

- Babai, D., Tóth, A., Szentirmai, I., Biró, M., Máté, A., Demeter, L., Szépligeti, M., Varga, A., Molnár, Á., Kun, R. & Molnár, Zs. (2015): Do conservation and agri-environmental regulations support effectively traditional small-scale farming in East-Central European cultural landscapes? – *Biodiv. Conserv.* **24**: 3305–3327. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-015-0971-z>
- Báldi, A., Batáry, P., & Kleijn, D. (2013): Effects of grazing and biogeographic regions on grassland biodiversity in Hungary - analysing assemblages of 1200 species. – *Agric. Ecosyst. & Environ.* **166**: 28–34. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2012.03.005>
- Bellon, T. (1996). *Beklen. A nagykunsági mezővárosok állattartó gazdálkodása a XVIII-XIX. században.* – Karcag város önkormányzata, Karcag.
- de Snoo, G. R., Herzon, I., Staats, H., Burton, R. J., Schindler, S., van Dijk, J., Lokhorst, A. M., Bullock, J. M., Lobley, M., Wróka, T., Schwarz, G. & Musters, C. J. M. (2013): Toward effective nature conservation on farmland: making farmers matter. – *Conserv. Lett.* **6**: 66–72. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00296.x>
- Haraszthy, L. (szerk.) (2014): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon.* – Pro Vértes Természetvédelmi Közalapítvány, Csákvár.
- Heikkinen, H. I., Sarkki, S. & Nuttall, M. (2012): Users or producers of ecosystem services? A scenario exercise for integrating conservation and reindeer herding in northeast Finland. – *Pastoralism* **2**: 1–24. <http://dx.doi.org/10.1186/2041-7136-2-11>

- Kis, J. (2011a): *A valamikori legeltetési rend és a pásztorok tudásának lehetőségei a természetvédelmi kezeléseknél, Hortobágy térségében.* – B.Sc. szakdolgozat, Debreceni Egyetem Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék, Debrecen.
- Kis, J. (2011b): Mit tanulhatnak a pásztorok a természetvédőktől, és mit tanulhatnak a természetvédők a pásztoroktól. – In: Varga, K. & Kosztyi, B. (szerk.): *VII. Magyar Természetvédelmi Konferencia. Program és absztrakt kötet.* Magyar Biológiai Társaság, Budapest, 24 p.
- Kunkovác, L. (2013): *Pásztoemberek.* – Cser Kiadó, Budapest.
- Mapinduzi, A. L., Oba, G., Weladji, R. B. & Colman, J. E. (2003): Use of indigenous ecological knowledge of the Maasai pastoralists for assessing rangeland biodiversity in Tanzania. – *Afr. J. Ecol.* **41**: 329–336. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2028.2003.00479.x>
- Meuret, M. & Provenza, F. D. (2014): *The Art & Science of Shepherding. Tapping the Wisdom of French Herders.* – Acres, USA.
- Molnár, Zs. (2012): *A Hortobágy pásztor szemmel. A puszta növényvilága.* – Természetvédelmi Közalapítvány, Debrecen, Hortobágy.
- Molnár, Zs. (2014): Perception and Management of Spatio-Temporal Pasture Heterogeneity by Hungarian Herders. – *Rangeland Ecol. Manage.* **67**: 107–118. <http://dx.doi.org/10.2111/REM-D-13-00082.1>
- Molnár, Zs., Kis, J., Vadász, Cs., Papp, L., Sándor, I., Béres, S., Sinka, G., Varga, A. (2016): Common and conflicting objectives and practices of herders and nature conservation managers: the need for a *conservation herder.* – *Ecosystem Health Sustain.* <http://dx.doi.org/10.1002/ehs2.1215>
- Németh, A. (2016): Az élővilág első, emberiség okozta krízise. – *Élet és Tudomány* **71**: 404–406.
- UNESCO-IPBES (2013): *The Contribution of Indigenous and Local Knowledge Systems to IPBES: Building Synergies with Science.* – Report of International Expert Workshop, Tokyo, 9-11.06.2013. Towards principles and procedures for working with Indigenous and Local Knowledge systems, 2013. <http://unesdoc.unesco.org/images/0022/002252/225242e.pdf>
- Vadász, Cs., Máté, A., Kun, R., Vadász-Besnyői, V. (2016): Quantifying the diversifying potential of conservation management systems: An evidence-based conceptual model for managing species-rich grasslands. – *Agric. Ecosyst. Environ.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.044>
- 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 by extensively herded cattle, sheep and pigs in East-Central Europe between 1940 and 2014: Consequences for conservation management. – *Agric. Ecosyst. Environ.* in press

Herders' traditional knowledge and worldview and their role in protecting biodiversity and ecosystem services

József Kis¹, Sándor Barta², Lajos Elekes³, László Engi⁴, Tibor Fegyver⁵, József Kecskeméti⁶, Levente Lajkó⁷ and János Szabó⁸

¹herdsman, H-6625 Fábiansébestyén, Rózsa Ferenc utca 30, Hungary

²herdsman, H-5321 Kunmadaras, Széchenyi u. 7, Hungary

³herdsman, H-6767 Ópusztaszer, Rontó szél 173, Hungary

⁴herdsman, H-6728 Szeged, Gyula u. 16, Hungary

⁵herdsman, H-6900 Makó, Járandó u. 14/1, Hungary

⁶shepherd, H-6097 Kunadacs, Peregadacs u. 3, Hungary

⁷shepherd, H-6794 Üllés, Sipos malom 42, Hungary

⁸shepherd, H-4002 Debrecen, Nagy Mihály kert 71, Hungary

e-mail: jozsefkis82@gmail.com

Traditional herding and conservation management is interdependent. Herders know well their environment, its wildlife, they learn the centuries-old herding skills from their parents and elders, but also from personal experience. The first author (also a herder himself) of the paper interviewed seven herders about their knowledge and understanding of pastures and grazing. Herders utilized sandy, loess and salt steppes. Results show that herders regarded nature as their home, they regulated grazing by partitioning the pasture, and rotational resting of the parts. They had daily and seasonal plans how to utilize the biomass of their pastures to sustain or increase its ecosystem services on the long term. Abandoned areas (with reed and litter) were restored efficiently. These traditional practices are vital also for the protection of biodiversity. The paper was written for those conservationists and researchers, how want to learn more about the role traditional herders and their traditional ecological knowledge could play in maintaining functionally healthy pasture ecosystems. As a herder put it: „wildlife has a cycle, and livestock is needed for this cycle”.

Keywords: traditional herding, partitioning of pastures, conservation management, traditional ecological knowledge, science of herding

Natura 2000 fenntartási tervek részvételi folyamatainak értékelése

Kovács Eszter^{1,2}, Kiss Gabriella³, Kelemen Eszter^{1,2}, Fabók Veronika^{4,2}, Kalóczkai Ágnes^{5,4,2}, Mihók Barbara^{5,6}, Pataki György^{3,2}, Balázs Bálint^{1,2}, Bela Györgyi^{1,2}, Megyesi Boldizsár⁷ és Margóczy Katalin^{8,6}

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

² Environmental Social Science Research Group (ESSRG), 1024 Budapest, Rómer Flóris u. 38.

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

⁴ Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola 2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

⁵ MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet 2163, Vácrátót, Alkotmány u. 2-4

⁶ Akciókutatók a Fenntarthatóságért Egyesület (AKUT), 6726 Szeged, Fűrj u. 49.

⁷ MTA Társadalomtudományi Kutatóközpont, Szociológiai Intézet, 1014 Budapest Országház u. 30.

⁸ Szegedi Tudományegyetem, Ökológia Tanszék, 6726 Szeged, Középfasor 52.

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

Összefoglaló: A társadalmi részvétel intézményesülésének még csak csirái találhatók meg hazánkban, ennek ellenére az érintettek bevonása a Natura 2000 területek fenntartási terveinek készítésébe már gyakorlattá vált. Értékelésük hasznos lehet a tervek készítői, a részvételi folyamatok irányítói és a természetvédelmi döntéshozók számára is. Ebben a cikkben a nemzetközi szakirodalomban alkalmazott értékelési kritériumokra építve a részvételi fenntartási tervezéshez kiválasztott és adaptált 12 szempont alapján értékeltünk 23 természetvédelmi részvételi tervezési folyamatot, melyek 2007 és 2016 között valósultak meg. Vizsgálataink azt mutatják, hogy az értékelt folyamatok csak részben felelnek meg az elvárt kritériumoknak, illetve a fenntartási tervek természetvédelmi hatásainak megítéléséhez nem is rendelkezünk megfelelő információval. Az elemzésben megjelenő tervezési folyamatok erőssége a felkészült, társadalomtudományos háttérű és független részvételi csapat. Emellett azt is megállapíthatjuk, hogy a fenntartási tervezés és a kapcsolódó részvételi folyamatok sikerességéhez kiemelten fontos a támogató szakpolitikai háttér is.

Kulcsszavak: részvételi tervezés, Natura 2000 hálózat, fenntartási tervek

Bevezetés

Az érintettek természetvédelmi döntések meghozatalába való bevonásának fontosságát nemzetközi szinten már számos írás hangsúlyozza (ld. pl. Bagnoli *et al.* 2008, Reed 2008). A részvétel előnyeként tartják számon, hogy az érintett csoportok megvalósítás iránti elkötelezettsége nő, megindulhat egy kölcsönös tanulási folyamat a résztvevők körében, a konfliktusok időben felszínre kerülhetnek vagy megelőzhetőek, és a hosszú távú együttműködés alapjait is le lehet fektetni annak érdekében, hogy a felek egymást már ne ellenfélként kezeljék (Reed 2008, Evely *et al.* 2011, Young *et al.* 2013). A kedvező társadalmi hatások mellett egyes szerzők a bevonás pozitív természetvédelmi hatását is kiemelik, ugyanis amennyiben az érintettek elfogadják a természetvédelmi célokat, esetleg aktívan részt is vesznek azok kialakításában és megvalósításában, akkor elkötelezettségük növelheti a természetvédelmi munka hatékonyságát és hatásosságát is (Young *et al.* 2013). Más kutatók a demokratikus elvekre hivatkozva hangsúlyozzák a részvétel fontosságát, s arra irányítják rá a figyelmet, hogy akit a döntés érint, annak joga van beleszólni az adott döntés meghozatalába, illetve a bevonás növeli a döntések legitimitációját (Kiss 2012). Több kutató figyelmeztet azonban arra, hogy ha a részvételi folyamat nem megfelelően tervezett és kivitelezett, vagy sok akadályozó körülmény merül fel, akkor a társadalmi részvétel negatív következményekkel járhat. Az érintettek bizalma ugyanis meginoghat a bevonási folyamatban, s egy következő, hasonló kezdeményezésben nem akarnak majd aktívan részt venni. Más esetekben a konfliktusok elmélyülhetnek ahelyett, hogy a feloldásukhoz közelítenénk (Rauschmayer *et al.* 2009, Young *et al.* 2013, Díez *et al.* 2015). A társadalmi részvétel és a természetvédelem kapcsolatát részletesen tárgyalja Mihók *et al.* (2016) ebben a kötetben.

A Natura 2000 területek fenntartási terveinek elkészítése jó alkalmat ad az érintett csoportok bevonására és a részvétel növelésére a természetvédelemben. A tervek összeállítása az élőhelyvédelmi irányelv és a vonatkozó magyar jogszabály (275/2004. (X. 8.) Korm. rendelet, a továbbiakban Natura rendelet) alapján sem kötelező, de az uniós elvárásokkal összhangban, a megőrzési intézkedések meghatározásának egyik eszközeként a természetvédelemért felelős minisztérium (jelenleg Földművelésügyi Minisztérium) ösztönzi ezek elkészítését. A fenntartási terveket független szakemberek is elkészíthetik, de minden esetben a természetvédelemért felelős minisztérium hagyja azt jóvá, és a tervezésbe be kell vonni az érintett nemzeti park igazgatóságot. Amennyiben készül terv, akkor az érintett csoportokkal való konzultáció kötelező, de annak módjára nincs részletes előírás (Natura rendelet, fenntartási tervek készítéséhez összeállított útmutató (Vidékfejlesztési Minisztérium 2013)). Az Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alap

(EMVA) támogatásával készülő tervekhez kiadott rendeletben már egy részletesebb elvárás szerepel az alkalmazandó kommunikációs csatornákra vonatkozóan (43/2012. (V. 3.) FM rendelet, a továbbiakban FM rendelet).

A részvétellel foglalkozó szakirodalom megkülönbözteti az állampolgárok részvételével zajló folyamatokat (public participation) a területhez vagy témakörhöz közvetlenül kapcsolódó érintett vagy érdekcsoportok bevonásával zajló folyamatoktól (stakeholder involvement) (Pellizzoni 2003, Hansen *et al.* 2016). Mivel a fenntartási tervek készítésénél a jogszabály nevesített érintett csoportokkal írja elő az egyeztetési kötelezettséget, ezért mi is az érintett csoportok bevonásával zajló részvételi folyamatként tekintünk a tervezésre.

A jelen cikkben 2007 és 2016 között végzett, Natura 2000 fenntartási tervek tervezésére irányuló részvételi folyamatok tapasztalatait foglaljuk össze, a szakirodalomból vett szempontok alapján történő kvalitatív értékeléssel. Az elemzésre kiválasztott részvételi folyamatok tervezését és kivitelezését jelen szerzői csapat tagjai végezték. Célunk annak bemutatása, hogy mennyire voltak sikeresek ezek a folyamatok, s mivel lehet segíteni továbbfejlesztésüket a jövőben.

Módszerek

Az értékelt részvételi folyamatok néhány jellemzőjének összefoglalása

A vizsgált részvételi folyamatok közös jellemzője, hogy mindegyik Natura 2000 területek fenntartási tervének elkészítésére irányult. A jelen cikkben értékelt összes részvételi folyamatot a korábban a Szent István Egyetemen működő Környezeti Társadalomkutatók (Environmental Social Science Research Group – ESSRG) tagjai hajtották végre, emellett az egyik projektben együttműködtek egy társadalmi szervezettel (Akciókutatók a Fenntarthatóságért Egyesület - AKUT) is. A tervezési folyamatok három különböző projektben valósultak meg, amelyekben a részvételi tervezés eltérő volt felépítésében, finanszírozási forrásában, szervezeti formájában és a vizsgált folyamatok számában. A három projekt főbb jellemzőit mutatja be az 1. táblázat.

A részvételi tervezés módszertanát az első projektben dolgozta ki az ESSRG kutatócsoportja, s ezt alkalmazta, illetve fejlesztette tovább a későbbi projektekben. A konkrét terepi munkát minden esetben megelőzte egy előzetes adatgyűjtő háttér munka (desk research), amellyel az adott terület természeti, társadalmi-gazdasági jellemzőit gyűjtöttük össze szakirodalmi és egyéb források (pl. statisztikai adatok) felhasználásával. Ezt követően félig strukturált interjúkat készítettünk az érintett csoportok körében (Patton 2002), amelyek célja egyrészt az érintettek megismertetése volt a tervezési folyamattal, másrészt a természetvédelemmel, a

1. táblázat. A vizsgált fenntartási tervezési folyamatok jellemzői.

	1. projekt	2. projekt	3. projekt
Időtartam	2007-2009	2012-2013	2013-2016
Finanszírozási forrás	Átmeneti Támogatás	LIFE+	Svájci-Magyar Együttműködési Program
Konzorciumvezető	VÁTI Non Profit Kft.	Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME)	Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME)
Részvételi folyamatok (területek) száma	20 folyamat (20 terület)	1 folyamat (1 terület)	2 folyamat (12 terület)
A fenntartási terv elfogadásának időpontja	2009	2015	a cikk írásakor még nem volt benyújtva
A folyamatban lefolytatott interjúk (utóinterjúk) száma	285	21(4)	84
A folyamat során szervezett fórumok száma	16 fórum	2 fórum	4 fórum

Natura 2000 hálózattal és a lehetséges intézkedésekkel kapcsolatos véleményük, érdekeik feltárása (az interjúk számát lásd az 1. táblázatban). Egyes interjúkat terpebejárással is összekötöttünk. Az interjúk 40-90 percig tartottak, átlagos időtartamuk egy óra volt. Rögzítésük jegyzeteléssel történt, néhány esetben készült csak külön hangfelvétel az interjúalany előzetes beleegyezését követően. Az interjúzás és az előzetes adatgyűjtés eredményeit felhasználva érintett elemzést készítettünk, amelyben feltártuk a főbb érintett csoportok érdekeit, viszonyulását a tervezési folyamathoz, s rámutattunk a tervezés során várható problémákra és konfliktusos helyzetekre. Ez inputként szolgált a tervekhez, s egyúttal a fórumok előkészítését is segítette. Ezt követően négy terület kivételével, ahol a kevés számú érintett nem indokolta, a tervezési területekhez illeszkedve egyeztető fórumot tartottunk a terv első változatának megbeszélésére (a fórumok és résztvevőinek számát lásd az 1. táblázatban). A fórumokról hangfelvételek alapján jegyzőkönyvek készültek. Emellett az érintettek számára írásbeli véleményezési lehetőséget is biztosítottunk a terv egyeztetési változataira. Mindegyik projektben az érintetteknek elektronikus vagy postai úton küldtük ki az első tervváltozatot, amely a projekt hivatalos honlapjára szintén felkerült, a későbbi változatokkal együtt. Az első projektben a honlap egy szélesebb, ismeretterjesztő funkciót is ellátott, amelyen a terve-

ken kívül más szakmai anyagok is megjelentek, s egy blog is működött. Ebben a projektben ötletbörzét is tartottunk minden illetékes nemzeti park igazgatóság munkatársaival a tervben foglalt kezelési javaslatok megvalósítását segítő egyéb feltételek (pl. szabályozási környezet megváltoztatása, nem pénzügyi ösztönzők) feltárására. A második projektben utóinterjúzást is végeztünk az érintett csoportok körében és a tervezői csapattal a részvételi folyamat eredményességének vizsgálata céljából, a harmadik projektben pedig egy rövid kérdéssor megválaszolására kértük fel a tervezőket.

Az értékelés módszertana

A részvételi tervezési folyamatok értékelését azért tartjuk fontosnak, hogy megvizsgáljuk, a részvétel folyamata megfelelően zajlott-e, a folyamat eredményének hatásai előnyösek voltak-e a társadalomra és a természetre nézve. A korábbiakban már bemutattuk, miért is lehet lényeges és szükséges az érintettek bevonása a természetvédelmi tervek készítésébe, a folyamatok értékelésekor pedig azt vizsgáljuk, hogy az említett tervek készítésekor ezek az előnyök valóban jelentkeztek-e.

A részvételi folyamatok értékelése kellő körültekintést igényel, hiszen a folyamatok, a tervezés által érintett területek, a résztvevők is nagyon különbözőek lehetnek. Egy olyan egységes értékelési kritériumrendszerre van tehát szükség az értékelés során, amelyben a kritériumok egyértelműek és jól definiáltak, így biztosítva különböző folyamatok esetén is az összehasonlítható és megbízható értékelést (Rowe & Frewer 2000). Egy ilyen értékelési rendszer azt is megmutatja, hogyan javítható az egyes folyamatok minősége.

A részvételi folyamatok értékelésére a részvételi szakirodalomban többféle megközelítés létezik (Reed 2008, Kiss 2012). A Natura 2000 területek részvételi tervezésének értékelésében is alkalmazásra kerültek már különböző értékelési módszerek (lásd pl. Young *et al.* 2013). Mindezen szakirodalmi előzmények (Rowe & Frewer 2000, Reed 2008, Young *et al.* 2013) alapján és a hazai részvételi folyamatok jellemzőit figyelembe véve építettük fel az értékelési kritériumrendszert. A szempontrendszer 12 értékelési kritériumot tartalmaz, melyek közül nyolc szempont magára a részvételi tervezési folyamatra, három a folyamat társadalmi hatásaira és egy a természetvédelmi hatásokra vonatkozik (ld. 2. táblázat).

A kiválasztott szempontok alapján elemeztük a rendelkezésre álló projektdokumentumokat (érintett elemzések, fórumjegyzőkönyvek, fenntartási tervek). Ezt kiegészítettük egy elektronikus levélváltással az első projektben érintett nemzeti park igazgatósági kollégákkal, amelyben az akkor elkészült tervek monitorozásával, felhasználásával kapcsolatos kérdéseket tettünk fel.

Esetünkben előnye és hátránya is van annak, hogy általunk tervezett és kivitelezett részvételi folyamatokat vizsgáltunk. Előnye, hogy részletesen ismerjük

2. táblázat. A részvételi folyamatok értékelésének kritériumai és eredményei (0: nem teljesült, 1:részben teljesült, 2:teljesült)

Az elemzési kritériumok	Magyarázat	Eredmények
Folyamat		
1. a főbb érintett csoportok részvétele	Minden érintett csoport részt vesz a tervezési folyamatban.	1
2. a főbb érintett csoportok korai bevonása	Az érintetteket a tervezésnek abban a fázisában kérdezik, amikor számukra valódi alternatívák állnak rendelkezésre.	1
3. világos célkitűzések	A tervezési folyamat és a terv célja jól definiált és világos a résztvevők számára.	1
4. a döntési helyzethez illeszkedő részvételi módszertan alkalmazása	A különböző részvételi módszerek közül a területhez és a tervezéshez leginkább illeszkedő eszközök kerülnek alkalmazásra.	1
5. felkészült részvételi csapat	A részvételi folyamatot tervező és lebonyolító csapat a részvételi módszertan megfelelő ismeretével és a módszerek természetvédelmi projektekből való alkalmazása tekintetében többéves tapasztalattal rendelkezik.	2
6. független részvételi csapat	A részvételi folyamatot tervező és lebonyolító csapat független a finanszírozótól és a döntéshozótól, valamint az érintettektől is.	2
7. megfelelő erőforrások	Megfelelő pénzügyi forrás és idő áll rendelkezésre a folyamat lebonyolításához.	1
8. támogató szakpolitikai háttér	A szabályozás és az ösztönző rendszer kellő módon segíti a tervezést és a részvételt.	1
Társadalmi hatás		
9. párbeszéd a tervezők és érintett csoportok között	Kölcsönös és kétirányú kommunikáció van a tervezők és az érintettek között.	1
10. sikeres konfliktuskezelés	A folyamat során keletkező konfliktusokat sikerül feloldani, a már meglévő konfliktusok nem mélyülnek el.	1
11. az érintettek javaslatainak beépülése a tervbe	A részvételi folyamat során az érintettek által tett javaslatok megjelennek a végső tervben.	1
Természetvédelmi hatás		
12. a tervek megvalósulása	A tervben kitűzött hosszú távú természetvédelmi célok megvalósulnak.	nincs elérhető adat

a folyamatokat, s személyes tapasztalatunk alapján megalapozottabb az értékelésünk. Hátránya viszont, hogy elfogultak lehetünk egyes szempontok esetében. Az ebből adódó kockázatokat (validitási csapdákat) többféle módon igyekeztünk elkerülni. Egyrészt a szempontok kiválasztásában egy külső, független (egyik tervezési folyamatban sem közreműködő), a részvételi folyamatok értékelésében jártas szakértő segítségét kértük. Másrészt a szakirodalomban már korábban is alkalmazott módszert használtunk. Harmadrészt az értékelésnél az objektivitásra törekedtünk, s összegző megállapításainkat minden szempont esetében az elemzett dokumentumokból vett tényekkel támasztottuk alá. Emellett az értékelést többen is végezték, így pontosítva annak tartalmát. Az értékelési folyamat során pedig folyamatosan reflektáltunk személyes érintettségünkre.

Eredmények

A 2. táblázatban bemutatjuk és röviden magyarázzuk az alkalmazott kritériumokat, valamint összegezzük a kapott eredményeket is. Ezt követően részletesen is kifejtjük az értékelés eredményeit, utalva a kritérium-rendszer megfelelő pontjaira.

A folyamat értékelése (1-8. kritérium)

1. A *főbb érintett csoportok részvételére* vonatkozó kritériumunk csak részben teljesült. Sokféle részvételi és kommunikációs eszközt alkalmaztunk (interjú, tervek postai és elektronikus úton való kiküldése véleményezésre, honlap, fórum), amellyel az érintettek széles körét el tudtuk érni a területek nagy részén még úgy is, hogy a földhasználókat illetően nem rendelkezünk földhivatali nyilvántartási adatokkal. A második projektben, a járszági fenntartási terv készítése során, viszont problémát jelentett az adathiány, itt a gazdálkodókat nem tudtuk a szükséges számban elérni, még a falugazdászok felkeresésével sem. A legtöbb területen, ahol nagyobb számú érintett volt, fórumot is tartottunk. A fórumok többségénél a legfontosabb érintett csoportok képvisellete megvalósult. Az első projektben néhány területet érintően nem sikerült minden érintett csoportot mobilizálni a fórumokra, illetve a harmadik projektben a kiskunsági tervezési területen nem képviseltette magát minden fontos csoport, nagyszámú telefonos és írásbeli megkeresés ellenére sem. A kiskunsági területen a tervezési folyamat elhúzódása miatt a fórumok már belenyúltak a tavaszi munkálatok idejébe, ami csökkentette a fórumok sikerességét. Emellett a tervezési folyamat alatt folyt az érintett nemzeti park igazgatóság vagyonkezelésében lévő területeken a haszonbérleti szerződések megkötése a következő 10 évre, s a bérlők köre részben megváltozott az interjúzás

és a fórum szervezése között, ami a részvétel eredményességét szintén csökkentette. Ebben a projektben az érintettek körét befolyásoló tényezőként jelentkeztek az önkormányzati választások és a falugazdász hálózat intézményi háttérében történt változások is.

2. Az érintettek *korai bevonását* a szakirodalom azért tartja fontosnak, hogy az érintetteknek legyen lehetőségük már a választási alternatívák kialakításában is részt venni az őket érintő döntési helyzetekben, értsék azokat, s ne egy kész döntési helyzet elé állítsák őket, melyet csak utólag van lehetőségük véleményezni (Rowe & Frewer 2000). A fenntartási tervek készítése a Natura 2000 területek kijelölése után indult. A kijelölésnek az Európai Unióhoz való csatlakozásig (2004) meg kellett történnie, az élőhelyvédelmi irányelvben meghatározott szakmai kritériumrendszer alapján. A kijelölési folyamat gyorsan zajlott, és akkor sem idő, sem kapacitás nem volt arra, hogy a földhasználókat bevonják a folyamatba, vagy személyesen felvegyék velük a kapcsolatot a kijelölés kapcsán. A fenntartási tervek elkészítésébe már minden érintettnek volt lehetősége bebeszólni, hiszen az interjúk során elmondhatták előzetes álláspontjukat, majd a terv egyes változatait véleményezhették, és az előírásokat megvitathatták a fórumokon. Ezzel a lehetőséggel azonban a kijelölést elfogadó gazdálkodók és földhasználók tudtak csak igazán élni. Azok a földhasználók, akik nem értettek egyet a kijelöléssel, a fenntartási terv kialakítása kapcsán sem láttak elfogadható alternatívát, mert a kijelölésen változtatni nem tudtak. Emiatt mondhatjuk, hogy ez a kritérium csak részben teljesült.

3. Elemzésünk alapján a fenntartási tervek készítése során a *világos célkitűzések* kritérium szintén csak részben teljesült. A tervek összeállításának alapvető célja, vagyis a Natura 2000 területek jelölő fajainak és élőhelyeinek természetvédelmi állapotát megőrző intézkedések meghatározása, világos célkitűzés. A fenntartási tervek, a jogszabályban rögzített előírásokon túl, kötelező földhasználati szabályokat nem tartalmaznak, ezek alkalmazása a támogatási környezettől függ. A tervek alapvetően olyan stratégiai dokumentumok, amelyek a megőrzési célhoz rendelhető intézkedési, kezelési javaslatokat tartalmazzák. Ez, a többi, természetvédelmi elemeket tartalmazó tervtől való eltérés, a tervek kommunikációjánál problémákat okozott, s számos fórumon kaptunk kérdéseket ezzel kapcsolatban. A többi, természetvédelmi elemeket tartalmazó terv, amelyhez a fenntartási tervek kapcsolódhatnak (pl. kezelési terv, körzeti erdőterv), kötelező érvényű és pontosan meg van határozva a felülvizsgálatuk időpontja is. Mivel a földhasználók általában a kötelező érvényű tervekkel találkoznak, ezért nem teljesen volt értelmezhető számukra a fenntartási terv választható jellege. Azt is több esetben kifogásolták, hogy ha a terv a gazdálkodáshoz köthetően csak javaslatokat tartalmaz, akkor miért nincsenek a betartásához pénzügyi ösztönzők rendelve. Szin-

tén problémát jelentett, hogy a fenntartási terv más tervekhez való viszonya nem volt egyértelmű egyes földhasználói csoportok számára. Ezt tapasztaltuk például a harmadik projektben, a Mátrához kapcsolódó Natura 2000 területekre készülő fenntartási tervek esetében. Itt, annak ellenére, hogy a tervek az egyéb jogszabályokban rögzítettekén túl kötelező földhasználati előírást nem tartalmaznak, az állami erdőgazdálkodó aggályát fejezte ki arra vonatkozóan, hogy az intézkedéseket majd beépítik a kezelési tervbe vagy a körzeti erdőtervbe, s akkor betartásuk kötelező lesz.

4. A *döntési helyzethez illeszkedő módszertan alkalmazása* az általunk tervezett és kivitelezett fenntartási tervezési folyamatokban szintén csak részben teljesült. Az első projektben kísérletezte ki a kutatócsoport a részvételi módszertant a 20 tervezési területen. Az érintettek körének és érintettségének feltárását a bevonás több lépcsős, egyéni és csoportos módszerei segítették, és az esetek nagy részében biztosították az érintettek lehető legteljesebb részvételét a folyamatban. Az alkalmazott módszertan azonban nem kellően rugalmas a külső és belső váratlan helyzetek kezelésére, amit a harmadik projektben tapasztalhattunk meg. Ebben a projektben a folyamatok sikerességét a korábban említett külső tényezők (fórumok belenyúlása a tavaszi munkálatok idejébe és a földhasználói kör változása) is erősen befolyásolták. A harmadik projektben a tervek már nagyon összetettek voltak (madárvédelmi területekkel átfedő élőhelyvédelmi területekre egyszerre készültek), aminek a részleteit nehéz volt a fórumokon úgy átadni, hogy kellő részletezettségű is legyen, s emellett alkalmat adjon az érdemi párbeszédre. Kévszám konkrét gazdálkodói észrevétel érkezett ebben a projektben, ami szintén azt mutatja, hogy a bevonási formákat érdemes továbbfejleszteni.

5. A *felkészült részvételi csapat* kritériuma teljesült, hiszen a kutatócsoport tagjai a fenntartási tervek készítésének idejében a részvételi módszerek (interjúzás, érintett elemzés, ötletbörze, fórum) tervezése, véghezvitele, dokumentálása, elemzése tekintetében megfelelő képzettséggel és azok természetvédelmi célú alkalmazásában több éves gyakorlattal rendelkeztek. Emellett a kutatócsoportunk a társadalmi részvétel iránt elkötelezett, a részvételi módszertan továbbfejlesztését és gyakorlatba való beépítését fontosnak tartja kutatásai során is. Ezt a hozzáállást alkalmaztuk a fenntartási tervezés folyamataiban is. A harmadik projektben a kutatócsapattal együttműködő civil szervezet tagjait és az interjúzásban részt vevő egyetemi hallgatókat külön képzésben részesítettük. A kutatócsoportunk kutatási szinten foglalkozik a környezeti konfliktusok feltárásával és kezelésével. Az erre vonatkozó ismereteinket a fenntartási tervezéses folyamatokban is tudtunk hasznosítani.

6. A *független részvételi csapat* kritériuma szintén teljesült. A részvételi folyamatok végzőinek függetlensége azért fontos, mert egy független szervezet képvi-

selőjeként könnyebben lehet az érintettek bizalmát megnyerni a folyamat iránt, feltárni a problémáikat, a konfliktusokat felszínre hozni és előrelépni a megoldásukban. Az érintettek így jobban tudják képviselni saját értekeiket és bíznak abban, hogy véleményük hatással lehet a tervekre. A kutatócsoport és a harmadik projektben vele együttműködő civil szervezet is független volt a megbízótól és az érintett csoportoktól is.

7. *A részvételi folyamatokra biztosított erőforrások*, különösen a pénzügyi források és az idő, nagyban befolyásolják a folyamatok sikerességét. Az általunk vizsgált fenntartási tervezési folyamatoknál ez a szempont csak részben teljesült. A biztosított anyagi források megfelelőek voltak mindhárom projektben, ami lehetőséget adott az átgondolt és sok bevonási eszközt alkalmazó részvételi folyamatra. A rendelkezésre álló idő a második és harmadik projektben szintén megfelelő volt. Az első projektben azonban a két év szükségesnek bizonyult, ugyanis 20 területen folyt párhuzamosan a tervezés, és ezzel összehangoltan a részvételi folyamatok tervezése és megvalósítása is.

8. *A támogató szakpolitikai háttér* szintén csak részben teljesült a vizsgált tervezési folyamatok esetében. A Natura rendeletben és a fenntartási tervek készítését segítő minisztériumi útmutatóban (Vidékfejlesztési Minisztérium 2013) az érintett csoportokkal való egyeztetés megjelenik követendő elvárásaként, ami megerteremti a részvételi tervezés lehetőségét. Mivel a tervek a jogszabályokban meghatározottakon túl csak önkéntesen vállalt kezelési javaslatokat tartalmaznak, további ösztönzők szükségesek ahhoz, hogy a földhasználók be is tartsák azokat. Az Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alapból a gyep- és erdőterületekre biztosított Natura 2000 kompenzációs támogatás, illetve az agrár-környezetgazdálkodási és erdő-környezetvédelmi kifizetések a területek egy részén segíthetik a fenntartási tervekben foglalt célok megvalósítását, de ezek a támogatási formák országos szinten még nincsenek teljesen összehangolva a fenntartási tervezéssel, és ezért csak közvetetten tudnak érvényesülni. A Natura 2000 erdős területekre vonatkozó kompenzációs támogatás az első tervezési projekt idején még nem volt elérhető. A harmadik projektben már látszott a hatása, mert például egy, a Mátrában, a Natura 2000 hálózaton kívül eső területen működő magán erdőgazdálkodó jelezte, hogy csatlakozna a hálózathoz. Az állami tulajdonú területek kezelői ezt a támogatási formát azonban nem vehetik igénybe, amit az ugyanezen a tervezési területen működő állami erdőgazdálkodók problémaként is jeleztek.

A társadalmi hatás értékelése (9–11. kritérium)

9. *Az érintett csoportok és a tervezők közötti párbeszéd, kölcsönös információcsere, eszmecsere*, a részvételi folyamatok fontos társadalmi kimenete lehet. Ez a vizsgált folyamatoknál csak részben valósult meg. A párbeszédet segítheti a terve-

zők nyitottsága az érintett csoportok véleménye iránt, a szakmai tartalom érthető módon történő átadása és a technikai nyelvezet helyett a közérthető fogalmazás. A fenntartási tervek részvételi folyamataiban együttműködtünk a fenntartási tervek készítőivel. A fórumokon ők mutatták be a terveket, magyarázták el a tervezett intézkedéseket, és válaszoltak a felmerült kérdésekre, felvetésekre. Az első projektben még nem minden esetben valósult meg a fórumokon a kölcsönös információcsere, a tervezők sem mindig voltak felkészülve a nyitott, technikai kifejezésektől mentes kommunikációra, bár az ezzel kapcsolatos elvárásokról sokszor esett szó a projektmegbeszéléseken. A második és harmadik projektben a tervezői csapattal a fórumok előtt már személyesen is átbeszéltük a lehetséges problémákat, az előadások felépítését, valamint külön felhívtuk a figyelmüket a közérthető nyelvezetre mind az előadás, mind az észrevételekre adott válaszok esetében. A második projektben két fórumot is tartottunk a tervezési területen, amely jó lehetőséget adott arra, hogy az érintett csoportok megismerjék egymás véleményét. Itt az utóinterjúk is azt mutatták, hogy megindult a kölcsönös tanulás a felek között. A harmadik projektben a tervek összetettsége miatt azonban a fórumokon hosszabb előadásokra volt szükség, s kevesebb idő maradt a konkrét kezelési javaslatok részletes megvitatására. Ez az adottság korlátozta a gazdálkodók és a tervezők közötti lényegi párbeszéd lehetőségét.

10. A fenntartási tervek készítése kapcsán felszínre kerülhetnek *konfliktusok*, amelyek *kezelése* fontos a tervezés sikeressége szempontjából. Az általunk kivitelezett részvételi folyamatoknál csak részben tudtuk feloldani ezeket a konfliktusokat. Az első projektben (pl. a Dél-balatoni berkek esetében), és a harmadik projektben (pl. a mátrai tervezési területen) is felmerültek a Natura 2000 területek kijelölésével kapcsolatos konfliktusok. Ezek általában olyan területeknél jelentkeztek, ahol a természetvédelmi célokkal nem teljesen egyező fejlesztéseket képzeltek el a helyi tulajdonosok, területhasználók. A kijelölés miatt jelentkező konfliktusok kezelése a tervezői és részvételi csapat hatáskörén kívül esett, ezért ezek feloldásában előrelépni nem tudtuk. Ezen kívül megjelentek más konfliktusok is, részben a terület használatára vonatkozóan (pl. a második projektben, a Jászság területén a parlagi sas védelme kapcsán a mezőgazdálkodók, a természetvédők és a vadgazdálkodók között (ld. erről Fabók *et al.* 2015, Kovács *et al.* 2016)) vagy a harmadik projektben a mátrai tervezési területen az erdőgazdálkodást érintően (pl. holtfa, feltáró utak, szálalás témakörében), illetve a természetvédelmi kezelési javaslatokkal kapcsolatban több területen. Az interjúk és fórumok hozzájárultak a fontosabb konfliktusok, nézeteltérések feltárásához. A fórumok és tervezői egyeztetések pedig azt segítették, hogy a konfliktusok kezelésében előrelépés legyen, és a tervezők a konkrét természetvédelmi kezelési javaslatokat a gazdálkodói gya-

korlathoz jobban közelítsék. S bár ez utóbbi típusú konfliktusok feloldásában volt előrelépés, teljes kezelésükre nem volt lehetőség egyik esetben sem.

11. A folyamat társadalmi sikerességét mutatja az is, hogy az érintett csoportoktól *beérkezett javaslatok beépülnek-e a tervekbe*. Ebben a tekintetben is részleges sikereket értünk csak el. Az első projektben a legtöbb terv esetében nem volt követhető az észrevételek kezelése, vagy a beérkezett javaslatok egy része nem volt érdemleges, illetve azoknak csak egy részével értettek egyet a tervezők. A második projektben a jáászági területen sok gazdálkodói javaslatot figyelembe vettek a terv készítése során (pl. gyepterületeknél a hengerezés tiltása vagy kaszálásnál fűtarló biztosítása kihúzásra került), s ez a második fórumjegyzőkönyvben követhető is. A harmadik projektben a cikk írásáig nem készültek még el a végleges tervek, de a tervezők tájékoztatása alapján a kiskunsági területekre vonatkozó tervekhez valószínűsíthetően lesz olyan táblázat, amely az észrevételek kezelésének mikéntjét bemutatja, a mátrai területekre készülő tervekhez azonban nem lesz ilyen.

A természetvédelmi hatás értékelése (12. kritérium)

12. Pozitív természetvédelmi hatás akkor jelentkezik, ha a tervekben foglalt kezelési javaslatokat megvalósítják, s *a kitűzött hosszú távú természetvédelmi célok* (a jelölő fajok és élőhelyek kedvező természeti állapotának biztosítása) *megvalósulnak*. Ez egy lényeges kritérium a szakmai eredményesség szempontjából, ezért alapvetően fontos e feltétel teljesülésére vonatkozó adatgyűjtés hosszú távon, s az eredmények megismertetése az érintett csoportokkal. Az általunk vizsgált tervezési folyamatok esetében azonban nem tudunk a tervek teljesüléséről és a természetvédelmi hatásokról beszámolni, ami fontos tanulság és továbbgondolást igényel. Az első projekt terveinél ugyanis a tervek teljesülését és hatásait nem követték nyomon, a második projektben csak 2015-ben fogadták el a tervet, így még túl rövid idő telt el a hatás vizsgálatához, a harmadik projektben pedig a cikk írásáig még nem készültek el a végleges tervek. A tervekben foglalt kezelési javaslatok megvalósulása és a természetvédelmi hatások nyomon követésének nevesítése azonban az újabb tervek esetében sincs beépítve a tervezésbe.

Értékelés

Az eredmények áttekintésével megállapíthatjuk, hogy a vizsgált részvételi tervezési folyamatokat csak részben voltak sikeresek. Ez egy közepes eredmény, amely azt mutatja, hogy vannak pozitív elemek, de számos értékelési kritérium esetében érdemes a tervezési folyamat továbbfejlesztésén gondolkodni. A legjobb eredményt a független és felkészült részvételi csapat kapta, legkevesebb információnk pedig a tervek végrehajtásáról volt az értékelés folyamán.

Eredményeink azt mutatják, hogy a részvételnek számos hozzáadott értéke volt a tervezéshez. Az érintettek széles körű és több csatornán keresztül történő bevonása segítette, hogy a tervekkel kapcsolatos vélemények, javaslatok felszínre kerüljenek, s a tervezők munkáját jobban orientálják. A fórumok lehetőséget adtak a párbeszédre, a természetvédelmi és gazdálkodási érvek kölcsönös megismerésére, s számos tervezési területen hozzájárultak a kezelési javaslatokkal kapcsolatos egyes konfliktusok kezeléséhez is. Az szintén valószínűsíthető, hogy az érintettek bevonása és a párbeszéd nemcsak a tervek, hanem általában a Natura 2000 hálózat és a természetvédelem elfogadottságában is hozott pozitív elmozdulást.

A vizsgált részvételi folyamatok nagy erősségének tartjuk, hogy azokat független, társadalomtudományos háttérrel rendelkező, részvételi módszerek alkalmazásában jártas, a társadalmi részvételt és környezeti konfliktusokat is kutató csoport tervezte és irányította. A társadalomtudományos háttérrel és minőségi facilitációt a természetvédelmi témákkal foglalkozó részvételi szakirodalom is fontos szempontnak ítéli (Reed 2008). A természetvédelemben – nemzetközi és hazai szinten egyaránt – a természettudományos szakértői háttér a jellemző, de egyre több esetben (pl. területhasználati konfliktusoknál, földhasználókkal és szélesebb társadalmi rétegekkel való együttműködések esetén) ez már nem elegendő a természetvédelmi munka sikerességéhez (Madden & McQuinn 2014, O'Rourke 2014). A jelentkező problémák és a felismert lehetőségek hatására is megjelent az igény a társadalomtudományos háttérű szakértők és az általuk alkalmazott módszerek iránt. A hazai természetvédelemben a jelenlegi társadalomtudományos kapacitások ugyan korlátozottak, de képzéssel bővíthetők, mint ahogy ezt a harmadik projektben vizsgált tervezési folyamatoknál is láthattuk.

Az értékelt fenntartási tervezési folyamatok esetében azt tapasztaltuk, hogy bármennyire is jó a részvétel szakmai háttere, nagyon sok múlik azon, milyen a fenntartási tervek készítésének szakpolitikai megalapozása és a folyamatok szakpolitikai támogatottsága.

A Natura 2000 területek kijelölése az uniós tagállamokban természetvédelmi szakmai elvárások alapján történt, először szélesebb társadalmi egyeztetés és kompenzáció nélkül, amely konfliktusokat okozott számos országban (Hiedanpää 2002, Rauschmayer *et al.* 2009, Grodzińska-Jurczak & Cent 2011). Magyarországon a fenntartási tervezés során, leggyakrabban a kijelöléshez közeli első projektben, de még a harmadik projektben is felszínre kerültek ilyen jellegű konfliktusok. Ezeket a konfliktusokat nem lehetett a tervezés keretei között kezelni, és főleg az első projektben, hátráltatták a részvételi tervezést. Érdemes tehát a szakmai döntéshozóknak a további fenntartási tervek készítésénél figyelmet fordítani ezekre a potenciális, kijelöléssel kapcsolatos konfliktusokra, valamint segíteni a tervezőket és a részvételi folyamat irányítóit a konfliktusok kezelésében.

Számos uniós tagállamban a fenntartási tervek kötelező érvényűek (European Commission 2014). Mivel a magyarországi fenntartási tervek esetében a javasolt intézkedések (a jogszabályban meghatározott előírásokon kívül) önkéntesek, ezért fontos, hogy legyenek olyan ösztönzők, amelyek megvalósításukat segítik. Európai uniós szinten is hangsúlyozzák, hogy a Natura 2000 kompenzációs kifizetések, illetve az agrár-környezetgazdálkodási és erdő-környezetvédelmi támogatások nagyban segíthetik a Natura 2000 hálózat céljainak, s egyben a fenntartási tervek megvalósulását, valamint a potenciális konfliktusok csökkentését is (Kettunen *et al.* 2014ab). Ezeket a támogatási formákat azonban érdemes lenne jobban összehangolni a fenntartási tervek készítésével, hogy a tervekben foglalt előírásokra legalább részben épüljenek a kifizetések. Helyi szinten jó példa erre a második projektben, a járszági területen javasolt és meg is valósult magas természeti értékű terület kijelölése és kapcsolódó agrár-környezetgazdálkodási kifizetések bevezetése (ld. Kovács *et al.* 2016).

Az uniós tagállamok egy részében a fenntartási tervek hatósági eljárásokban jogalpnak számítanak (European Commission 2014). A hazai fenntartási tervek esetében azonban nincs meghatározva, hogy azokat kik és mire használják majd, illetve hogyan kapcsolódnak a többi, természetvédelmi előírásokat tartalmazó tervez. Ez nehezíti a részvételi folyamatok során a kommunikációt, a fenntartási terv pontos célkitűzéseinek megfogalmazását és a konfliktusok kezelését is, ahogyan ez a vizsgált folyamatokban is történt. Érdemes lenne ezeket a kérdéseket szakpolitikai szinten is elemezni és kezelni.

A természetvédelmi célú részvétellel foglalkozó szakirodalom hangsúlyozza, hogy a társadalmi hatáson túl fontos a részvételi folyamatok természetvédelmi kimenete (Young *et al.* 2013). Ahogy korábban bemutattuk, a fenntartási tervek készítésénél nincs a kezelési és intézkedési javaslatok és a kitűzött természetvédelmi célok megvalósulására vonatkozó adatgyűjtés. Ha a tervezés természetvédelmi hatásáról így nem tudunk mit mondani, az a természetvédelmi szakpolitika és a részvételi folyamatok sikerességének megítélése szempontjából sem szerencsés. Érdemes lenne emiatt a tervezésbe beépíteni a tervek nyomán követésére vonatkozó elvárásokat is.

Az általunk értékelt fenntartási tervezési folyamatoknál azt is tapasztaltuk, hogy fontos a részvételi módszertan folyamatos továbbfejlesztése. Az első projektben kikísérletezett módszerek jó alapot nyújtanak a sikerességhez, de ahogy a tervek egyre összetettebbek, változik a szakpolitikai háttér, új módszerekre, rugalmasabb megoldásokra lehet szükség. Ez az adaptív menedzsment felé való elmozdulást is jelentheti (Allen *et al.* 2011). Progresszív lépés lehet (akár az adaptív menedzsment részeként is), ha az érintettek és a tervezők közösen alakítják ki a kezelési javaslatokat, s nem csak a terv első változatát követően van lehetőségük a vissza-

jelzésre. A részvételiségnek egy magasabb szintjét lehetne ily módon megvalósítani (Arnstein 1969). Ez a folyamat azonban a jelenleginél nagyobb szakpolitikai támogatottságot, idő- és pénzügyi ráfordítást, valamint a tervezőktől is nagyobb rugalmasságot igényel.

Magyarországon, a közép-kelet-európai, volt szocialista országokhoz hasonlóan, a társadalmi részvétel nem tekint hosszú múltra vissza, s kevés tapasztalattal rendelkezünk e téren. Korábban a természetvédelemben sem voltak jellemzőek a részvételi folyamatok, az államigazgatási szabályok alapján hozott döntések voltak túlsúlyban, ahol a területhasználókkal kevés esetben történt személyes egyeztetés. Ez szintén a régió sajátossága (Niedziałkowski *et al.* 2014). A rendszerváltás óta azonban egyre több közép-kelet-európai országban indultak meg a természetvédelemben is a részvételi folyamatok (ld. pl. Lawrence 2008, Rodela & Udovč 2008, Švajda 2008, Cent *et al.* 2014). Magyarországon is több természetvédelmi irányultságú részvételi folyamat zajlott már (ld. pl. Malatinszky *et al.* 2013, Mihók *et al.* 2014, Molnár *et al.* 2016, összefoglaló az esetekről jelen kötetben, Mihók *et al.* 2016)

A részvételi szakirodalom hangsúlyozza, hogy a társadalmi bevonás lehetőséget biztosít a közös tanulásra, amely egy szélesebb társadalmi tanulás része is lehet (Reed 2008, Reed *et al.* 2010). A fenntartási tervek készítése jó alkalmat adott arra, hogy elinduljon egy ilyen társadalmi tanulási folyamat, amelynek a területhasználókon kívül a tervezők, a részvételi folyamatok irányítói és a természetvédelmi szakpolitika különböző szintű képviselői is részesei voltak. A közepes eredmény azt is mutatja, hogy a tanulási folyamat elkezdődött ugyan, de érdemes ezt tovább folytatnunk.

Végezetül három általános javaslatot fogalmazunk meg, amelyek elősegíthetik a fenntartási tervek részvételi tervezésének sikerességét a jövőben:

1. Fontosnak tartjuk, hogy a természetvédelmi célú részvételi folyamatok tervezésével és irányításával megbízott szakemberek ismerjék és alkalmazni tudják a részvételi módszereket. Ezek közül kiemelten fontosnak gondoljuk a fórumok megszervezéséhez és lebonyolításához kapcsolódó facilitátori képességek erősítését, a vitás ügyek rendezését segítő erőszakmentes kommunikáció alkalmazásának támogatását, valamint a tervezés megalapozó szakaszában használatos interjúk módszertanilag megfelelő kivitelezését.

2. Úgy gondoljuk, hogy a fenntartási tervek részvételi tervezésével kapcsolatos tapasztalatok kölcsönös megosztása a fenntartási tervek eddigi és leendő készítői között segítheti a buktatók korai felismerését és a tervezési folyamat rugalmas „helyszínre” szabását. Ehhez jó alapot adhat a cikkben megadott szempontrendszer, amely strukturáltan és a nemzetközi szakirodalomhoz illeszkedően teszi lehetővé a fejlesztési pontok azonosítását. A korábbi projektek során készült szak-

mai módszertani útmutatók széles körben való terjesztése szintén hozzájárulhat a tudásmegosztáshoz.

3. Javasoljuk a fenntartási tervek szakpolitikai kereteinek pontosítását, amely a részvételi folyamatok hatékonyságát is növelheti. Ahogy azt már a korábbiakban részleteztünk, a más természetvédelmi előírásokat tartalmazó tervekkel való nagyobb összhang megteremtése, az EMVA-ból nyújtott támogatásokhoz való szorosabb kapcsolódás, a felhasználási kör pontosítása és a tervek megvalósulásának nyomon követésére vonatkozó előírások meghatározása jelenthet továbbfejlesztési irányokat.

Köszönetnyilvánítás – A fenntartási tervek vizsgált részvételi tervezési folyamatai az Átmeneti támogatás (2006/18/176.02.01), a LIFE+ (A parlagi sas védelme Magyarországon Helicon LIFE+ projekt, LIFE10NAT/HU/019) és a Svájci Együttműködési Program (Fenntartható természetvédelem magyarországi Natura 2000 területeken c projekt, SH/4/8) finanszírozásával valósult meg. A szerzők köszönetet mondanak az Környezeti Társadalomkutatók csoportnak (ESSRG) a támogatásukért. A cikk megírásában Mihók Barbarát az MTA Lendület programja, a Szent István Egyetem kutatóit a Kutató Kari Kiválósági Támogatás – Research Centre of Excellence (11476-3/2016/FEKUT) is támogatta. Köszönjük a projektek résztvevőinek és a tervezőknek, hogy együttműködtek velünk, és hálásak vagyunk interjúalanyainknak, a fórumokon résztvevőknek, az első projektben érintett nemzeti park igazgatósági kollégáknak, a 2. és 3. projekt tervezőinek, hogy megosztották velünk véleményüket. S végül köszönjük a bírálóknak a korábbi változathoz fűzött értékes észrevételeket.

Irodalomjegyzék

- Allen, C. R., Fontaine, J. J., Pope, K. L. & Garmestani, A. S. (2011): Adaptive management for a turbulent future. – *J. Environ. Manage.* 92: 1339–1345. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.019>
- Arnstein, A. (1969): A ladder of citizenship participation. – *J. Am. I. Planners* 26: 216–233. <http://dx.doi.org/10.1080/01944366908977225>
- Bagnoli, P., Goeschl, T. & Kovács, E. (2008): *People and Biodiversity Policies, Impacts, Issues and Strategies for Policy Action.* – OECD Publishing, Paris. 249 p.
- Cent, J., Grodzińska-Jurczak, M. & Pietrzyk-Kaszyńska, A. (2014): Emerging multilevel environmental governance – A case of public participation in Poland. – *J. Nat. Conserv.* 22: 93–102. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2013.09.005>
- Diez, M. A., Etxano, I. & Garmendia, E. (2015): Evaluating Participatory Processes in Conservation Policy and Governance: Lessons from a Natura 2000 pilot case study. – *Environ. Pol. Governance* 25: 125–138. <http://dx.doi.org/10.1002/eet.1667>
- European Commission (2014): *Establishing conservation measures for Natura 2000 Sites, A review of the provisions of Article 6.1 and their practical implementation in different Member States.* – European Commission, 40 p.

- Evely, A. C., Pinard, M., Reed, M. S. & Fazey, I. (2011): High levels of participation in conservation projects enhance learning, *Conserv. Lett.* 4:116–126. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00152.x>
- Fabók, V., Kovács, E. & Kalóczkai, Á. (2015): Érintettek percepcióinak feltárása egy védett rágadozómadarakkal kapcsolatos konfliktusban a Jászság SPA részvételi tervezési folyamata során. – *Természetvédelmi Közlem.* 21: 64–75.
- Grodzińska-Jurczak, M. & Cent, J. (2011): Enlargement of nature conservation areas - Problems with Natura 2000 implementation in Poland? – *Environ Manage* 47: 11–27. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-010-9583-2>
- Hansen, H. P., von Essen, E. & Sriskandarajah, N. (2016): Citizens, Values and Experts: Stakeholders: The Inveigling Factor of Participatory Democracy. – In: Hansen, H. P., Nielsen, B. S., Sriskandarajah, N. & Gunnarsson, E. (szerk.): *Commons, Sustainability, Democratization Action Research and the Basic Renewal of Society*. Routledge, New York, pp. 113–138.
- Hiedanpää, J. (2002): European-wide conservation versus local well-being: The reception of the Natura 2000 Reserve Network in Kavia, SW-Finland. – *Landscape Urban Plann.* 61: 113–123. [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00106-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00106-8)
- Kettunen, M., Green, S., McConville, A., Menadue, H., Newman, S., Poláková, J., Torkler, P. & Underwood, E. (2014a): *Financing Natura 2000 Guidance Handbook. Part II – Analysis of Natura 2000 management measures eligible for financing in 2014-2020 – a publication commissioned by the European Commission DG Environment, Publication Office of the European Union, Luxembourg, 148 p.*
- Kettunen, M., Torkler, P., Rayment, M. (2014b): *Financing Natura 2000 Guidance Handbook. Part I – EU funding opportunities in 2014-2020 – a publication commissioned by the European Commission DG Environment, Publication Office of the European Union, Luxembourg, 84 p.*
- Kiss, G. (2012): Milyen a jó részvétel? Társadalmi részvételi folyamatok értékelése környezeti ügyekben. – *Társadalomkutatás* 30(4): 370–385. <http://dx.doi.org/10.1556/Tarskut.30.2012.4.5>
- Kovács, E., Fabók, V., Kalóczkai, Á. & Hansen, H. P. (2016): Towards understanding and resolving the conflict related to the Eastern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) conservation with participatory management planning. – *Land Use Pol.* 54: 158–168. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landuse-pol.2016.02.011>
- Lawrence, A. (2008): Experiences with participatory conservation in post-socialist Europe. – *Int. J. Biodiversity Science and Management* 4: 179–186.
- Madden, F. & McQuinn, B. (2014): Conservation's blind spot: The case for conflict transformation in wildlife conservation. – *Biol. Conserv.* 178: 97–106. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.015>
- Malatinszky, Á., Ádám, Sz., Saláta-Falusi, E. Saláta, D. & Penksza, K. (2013): Planning management adapted to climate change effects in terrestrial wetlands and grasslands. – *Int. J. Global Warming* 5(3): 311–325. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-012-0689-9>
- 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.
- Mihók, B., Pataki, Gy., Kovács, E., Bartha D., Csányi, S., Erős, T., Margóczy, K., Standovár T., Szemethy, L., Török, K., Török, P., Báldi, A. et al. (2014): A magyarországi természetvédelem legfontosabb 50 kutatási kérdése a következő 5 évben. – *Természetvédelmi Közlem.* 20: 1–23.
- Molnár, Zs., Kis, J., Vadász, Cs., Papp, L., Sándor, L., 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 Sustainability* 2(4): Paper e01215. 16 p. (<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ehs2.1215/full>, letöltés: 2016. április) <http://dx.doi.org/10.1002/ehs2.1215>

- Niedzialkowski, K., Blicharska, M., Mikusinski, G. & Jedrzejewska, B. (2014): Why is it difficult to enlarge a protected area? Ecosystem services perspective on the conflict around the extension of the Białowieża National Park in Poland. – Land Use Pol. 38: 314–329. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.12.002>
- O'Rourke, E. (2014): The reintroduction of the white-tailed sea eagle to Ireland: People and wildlife. – Land Use Pol. 38: 129–137. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.10.020>
- Patton, M. Q. (2002): Qualitative Research and Evaluation Methods. 3rd Edition. – Sage, London. 663 p.
- Pellizzoni, L. (2003): 'Uncertainty and Participatory Democracy'. – Environ. Value. 12(2): 195–224. <http://dx.doi.org/10.3197/096327103129341298>
- Rauschmayer, F., Berghöfer, A., Omann, I. & Zikos, D. (2009): Examining processes or/and outcomes? Evaluation concepts in European governance of natural resources. – Environ. Pol. Governance 19: 159–173. <http://dx.doi.org/10.1002/eet.506>
- Reed, M. S. (2008): Stakeholder participation for environmental management: A literature review. – Biol. Conserv. 141: 2417–2431. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.014>
- Reed, M. S., Evely, A. C., Cundill, G., Fazey, I., Laing, A., Newig, J., Parrish, B., Prell, C., Raymond, C. & Stringer, L. C. (2010): What is Social Learning? – Ecol. Soc. 15: 1. <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/resp1/>
- Rodela, R. & Udovč, A. (2008): Participation in nature protection: Does it benefit the local community? A Triglav National park case study. – Int. J. Biodiv. Sci. Manage. 4: 209–218. <http://dx.doi.org/10.3843/Biodiv.4.4.4>
- Rowe, G. & Frewer, L. J. (2000): Public participation methods: a framework for evaluation. – Sci. Tech. Human Value. 25: 3–29. <http://dx.doi.org/10.1177/016224390002500101>
- Švajda, J. (2008): Participatory conservation in a post-communist context: The Tatra National Park and Biosphere Reserve, Slovakia. – Int. J. Biodiv. Sci. Manage. 4: 200–208. <http://dx.doi.org/10.3843/Biodiv.4.4.3>
- Vidékfejlesztési Minisztérium (2013): Útmutató a Natura 2000 fenntartási tervek készítéséhez. – Vidékfejlesztési Minisztérium, Természetmegőrzési Főosztály, Budapest, kézirat, 29 p.
- Young, J. C., Jordan, A., Searle, K. R., Butler, A., Chapman, D. S., Simmons, P. & Watt, A. D. (2013): Does stakeholder involvement really benefit biodiversity conservation? – Biol. Conserv. 158: 359–370. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.08.018>
- Hivatkozott jogszabályok:
275/2004. (X. 8.) Korm. rendelet az európai közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű területekről
43/2012. (V. 3.) VM rendelet az Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alapból a Natura 2000 területek fenntartási terveinek készítéséhez nyújtandó támogatás igénybevételek részletes szabályairól

Függelék

A cikkhez tartozó online függelék a folyóirat honlapján található.

Függelék 1: A Natura 2000 területek listája, amelyekre fenntartási tervek készültek a vizsgált részvételi folyamatokban

Evaluation of participatory processes of Natura 2000 management planning

Eszter Kovács^{1,2}, Gabriella Kiss³, Eszter Kelemen^{1,2}, Veronika Fabók^{4,2}, Ágnes Kalóczkai^{5,4,2}, Barbara Mihók^{5,6}, György Pataki^{3,2}, Bálint Balázs^{1,2}, Györgyi Bela^{1,2}, Boldizsár Megyesi⁷ and Katalin Margóczy^{8,6}

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

²*Environmental Social Science Research Group (ESSRG), H-1024 Budapest, Rómer Flóris u. 38., Hungary*

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

⁴*Szent István University, Environmental Sciences Doctoral School, H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1., Hungary*

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

⁶*Akciókutatók a Fenntarthatóságért Egyesület (AKUT), H- 6726 Szeged, Fűrj u. 49., Hungary*

⁷*Institute for Sociology, Centre for Social Sciences, Hungarian Academy of Sciences, H-1014 Budapest, Országház u. 30., Hungary*

⁸*Department of Ecology, University of Szeged, H-6726 Szeged, Középfasor 52., Hungary*
e-mail: kovacs.eszter@mkk.szie.hu

The institutionalisation of public participation is still in its infancy in Hungary. Nevertheless, stakeholder involvement in the preparation of Natura 2000 management plans has become widespread. Valuation of these processes can be useful for planners, teams managing participatory processes and conservation decision-makers as well. In this paper 23 participatory planning processes are evaluated based on criteria derived from the international literature on participation and tailored to participatory management planning of Natura 2000 sites. Our analysis shows that the examined processes only partly meet the required criteria and about the conservation outcome of the processes no sufficient information is available. The strength of the examined processes is the skilled and independent participatory team with social science background. Our findings also show that a supporting policy is crucial for the success of management planning and related participatory processes as well.

Keywords: participatory planning, Natura 2000 network, management plans

Ki mondja meg, mi a fontos? – Részvétel és természetvédelem

Mihók Barbara^{1,2}, Kiss Gabriella³, Kovács Eszter^{4,5}, Margóczi Katalin^{6,2}, Fabók Veronika^{7,5} és Kalóczkai Ágnes^{1,5,7}

¹MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, 2163, Vácrátót, Alkotmány u. 2-4

²Akciókutatók a Fenntarthatóságért Egyesület (AKUT), Szeged, 6726, Fűrj u. 49.

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

⁴Szent István Egyetem, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet, 2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

⁵Environmental Social Science Research Group (ESSRG), 1024 Budapest, Rómer Flóris u. 38.

⁶Szegedi Tudományegyetem, Ökológia Tanszék, 6726 Szeged, Középfasor 52.

⁷Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola 2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

email: barbaramihok@gmail.com

Összefoglaló: A természetvédelemben – az elmúlt évtizedekben lezajlott szemléletváltás következményeként – a természetvédelmi szakmán kívüli érintettek bevonása egyre nagyobb szerepet kap. A bevonás és a társadalmi részvétel fogalma, szükségessége és sokszínű módszertana azonban a természetvédelem szakmai berkeiben még nem széleskörűen ismert és elismert. Ennek egyik oka abban keresendő, hogy a társadalomtudományi megközelítés és tudásrendszer a természetvédelmi szakemberek szakmai szocializációjában (oktatásában és a napi munkában) nem kap egyelőre hangsúlyos szerepet. Cikkünkben a részvételiség fogalmát és indokoltságát tárgyaljuk az ökológiában és a természetvédelmi biológiában lezajlott paradigmaváltáshoz kapcsolódóan, valamint a társadalomtudomány által kínált tudásrendszer elemeinek bemutatásával. Hazai esettanulmányok segítségével illusztráljuk, hogy a részvétel gazdagítja a közösség tudását, növeli szempontjainak és értékeinek sokszínűségét az adott üggyhöz, témához kapcsolódóan (tartalmi érv), jobb döntéseket eredményez és növeli a döntések elfogadottságát (instrumentális érv), etikai szempontból megközelítve pedig a részvétel önmagában értékes és kívánatos, hiszen azokat vonja be a döntéshozatalba, akiket az adott döntés érint (normatív érv). Lényegesnek tartjuk a hazai természetvédelem sikeressége érdekében, hogy a természetvédelemben dolgozók nagyobb mértékben hozzáférjenek a társadalomtudományi tudáshoz, a részvételi módszerek tárházához és egyben azok kritikai szempontú értékeléséhez.

Kulcsszavak: érintettek bevonása, társadalmi részvétel, társadalomtudomány, természetvédelem szemléletváltás

Bevezetés

A helyi közösségek bevonásának szükségessége és a társadalmi részvétel jelentősége a tájhasználati döntések kialakításában és végrehajtásában egyre nagyobb hangsúlyt kap a hazai és nemzetközi természet- és tájvédelmi szakpolitika dokumentumaiban: pl. a Biológiai Sokféleség Egyezményben (1992), az Európai Táj Egyezményben (2000) illetve a Nemzeti Biodiverzitási Stratégiában (2015–2020). A hazai természetvédelmi tervezési folyamatokban leginkább a Natura 2000 fenntartási tervek készítése során volt példa a „társadalmi egyeztetésre”, a helyiek bevonására, a tervezési folyamatban való részvétel biztosítására (Kovács *et al.* 2016, jelen kötetben). Bár a szakpolitikai dokumentumok alapján a társadalmi részvétel biztosítása prioritásnak tűnik a természetvédelem intézményeinek és szervezeteinek a számára, sokszor az a benyomásunk támadhat (kutatóként vagy civilként látva a „terept”), hogy a részvétel megítélése – mind szükségességét, mind hatékonyságát tekintve – ellentmondásos a természetvédelemben dolgozók és kutatók körében. A részvétel értelmezése sok esetben a „tudatformálás” illetve a „kommunikáció, tájékoztatás” fogalmára szűkülhet. Más esetekben aggályok merülhetnek fel a természetvédelmi relevanciájú döntések szakmaiságát, minőségét illetően a döntéshozók részéről, ha „nem-szakértők” kapnak arra lehetőséget, hogy beleszóljanak a döntéshozási folyamatba. Az ellen-érdekelt tájhasználók megjelenése az egyeztetési folyamatban feszültséget és ellenérzést szülhet, hiszen mindez gyengítheti a természetvédelem pozícióját a küzdelmes egyeztetések során.

A részvétel fogalmának a megértését és egyben a megítélését alapvetően befolyásolja, hogy a természetvédelemben dolgozók szakmai szocializációja hogyan alakult. Vajon tanulmányi és munkahelyi tapasztalataikból kiindulva mit tartanak érvényes tudásnak az érintett csoportok tagjai, kit tartanak legitim szereplőnek a természetvédelem területén, milyen dimenziók mentén gondolkodnak, amikor a természetvédelem kihívásaival szembesülnek (ld. pl. Brewer 2001, Jacobson & Duff 1998, Benneth & Roth 2015)? Külföldi tapasztalatok azt mutatják, hogy a természetvédelemben dolgozók nagy része természettudományos ismeretekkel felvértezve érkezik a területre, ám társadalomtudományi (vagy akár tudományfilozófiai) kitekintést kevesen kapnak az intézményes oktatás keretein belül (Newing 2010, Benneth & Roth 2015). A természettudományos megismerés alapjául szolgáló pozitivista világnépek így meghatározó gondolkodási keretet biztosít ebben a körben, aminek következtében a bevonáson, részvételen és párbeszéden alapuló „közös tudásteremtés” fogalma sokszor nehezen értelmezhető vagy szkeptikus reakciókat vált ki, tapasztalataink szerint.

Jelen írás célja, hogy a részvételiség, bevonás témakörét közelebb hozza és árnyalja a természetvédelemben dolgozók, kutatók számára, valamint hogy a fogalomhoz kapcsolódó rendkívül szerteágazó társadalomtudományi tudásból felvilántsion néhány elemet. Ezen elemek ismerete meggyőződésünk szerint nemcsak abban segíthet, hogy a részvételiség hasznát és indokoltságát jobban megértsük, hanem abban is, hogy kritikai szempontból tudjunk rátekinteni a részvételi folyamatokra. Azaz képesek legyünk megítélni, milyen mértékben teljesülnek a részvételiség feltételei a természetvédelmet érintő különböző tervezési illetve megvalósítási folyamatokban.

Az alábbiakban elsőként áttekintjük, hogy az ökológia és a természetvédelmi biológia tudományában milyen jelentős szemléletbeli változások történtek, amelyek hozzájárultak a részvétel, a „közös tudásteremtés” megjelenéséhez és térhódításához, majd a részvétel fogalmát és a mellette szóló érveket mutatjuk be különböző társadalomtudományi megközelítések alapján. Esettanulmányok segítségével illusztráljuk a bevonást támogató érvek érvényességét, és kitérünk a részvételi folyamatok kritikai megítélésre is. Végül javaslatokat teszünk arra, milyen módon lehetne a társadalomtudomány által felkínált tudásanyagot a természetvédelmi szakemberek (kutatók, gyakorlati szakemberek, államigazgatási szereplők stb.) számára megfelelő módon bemutatni és átadni.

Az egyensúly mítosza és az ember újrafelfedezése a természetben

Az elmúlt évtizedekben a természetvédelmet alakító tudományos tudásrendszer változása alapvető és mélyreható következményekkel járt a természetvédelmi tervezést és kezelést illetően (Standovár & Primack 2001, Berkes 2004). Ez a változás jelentős hatással volt az ökológiai rendszerekről és benne az ember szerepéről alkotott képünkre. Az alábbiakban két lényegi elemet emelünk ki: i) a nem-egyensúlyi paradigma megjelenését, ii) az ember „újrafelfedezése” a természetben a társadalmi-ökológiai rendszer (social-ecological system:SES) alkotóelemeiként.

Az ökológia tudományterületén az uralkodó egyensúlyi paradigmát a 80-as évektől kezdve felváltotta (illetve talán helyesebb az átalakította, módosította kifejezés) a nem-egyensúlyi paradigma. Ennek a paradigmaváltásnak a természetvédelmi kezelést illető következményeit Standovár & Primack (2001) részletesen kifejti könyvében (391-394. o.), így írásunkban mi a teljesség igénye nélkül csak a főbb, témánk szempontjából lényeges jellemzőket emeljük ki (ld. még pl. Wallington *et al.* 2005). A klasszikus egyensúlyi paradigma szerint az ökológiai rendszerek stabil egyensúlyra törekszenek, a szukcesszió fő hajtóereje ezen egyensúlyi állapot elérése, mely egyensúly az esetleges zavarások (pl. emberi te-

vékenység) után helyreáll. Ezen paradigma szerint az életközösségek állapotát a lokális környezet forrástényezői és az ezekért folyó fajok közti versengés határozzák meg, a külső tényezők (mint tájhasználat) átmeneti zavarásként értelmezhetők (ld. pl. Bartha 2004). Ennek a szemléletnek a magától értetődő következménye, hogy a természet megőrzésének leghatékonyabb módja az ember kizárása a megőrzendő területekről, rendszerekből, annak érdekében, hogy biztosítsuk az egyensúlyi állapotba való visszatérés lehetőségét (Standovár & Primack 2001).

Az egyensúlyi paradigmából levezetett megállapításoknak, javaslatoknak a terepi megfigyelések illetve a természetvédelmi beavatkozások (illetve be nem avatkozások) eredményei sok esetben ellentmondtak. Ahogy Bartha (2004) hangsúlyozza, a „táji léptékű vegetációdinamikai kényszerek szerepe” (12. o.), vagyis a társuláson kívülről érkező hatások (pl. propagulumforrás távolsága) meghatározónak bizonyultak a vizsgálatok szerint az addig zárt rendszernek tekintett társulások dinamikáját illetően. Emellett sok esetben a védett és elzárt területek az emberi tevékenység hiányában nem alakultak vissza az „egyensúlyi”-nak tekintett célállapotba, hanem állapotuk tovább romlott a szigorú védelem ellenére (Bartha 2004). A 80-as évektől kezdve az egyensúlyi paradigma helyébe (azt részben integrálva) a nem-egyensúlyi paradigma lépett, amely az állapot helyett a folyamatok vizsgálatára és megértésére helyezte a hangsúlyt (Levin 1998). A nem-egyensúlyi paradigma szerint az ökológiai rendszerek nyílt, egyensúlytól távoli rendszernek tekintendők, ahol a lokális folyamatok nem függetlenek az objektum szomszédságában zajló folyamatoktól, változásoktól, és a bolygatások, zavarások a rendszer részét képezik (White & Pickett 1985, Pickett *et al.* 1992). E szemlélet szerint a bolygatások hatására váratlanul új állapotba juthat a rendszer, és bármilyen „egyensúlyi állapot csak a megfigyelés időleges terméke, nem a rendszer inherens tulajdonsága” (Wallington *et al.* 2005). A nem-egyensúlyi paradigma alapján az ember tájhasználó tevékenysége az ökológiai rendszer alakulásának szerves része, vagyis a jelenlegi vegetációs mintázatok kialakulásának okait vizsgálva a tájtörténeti változásokat nem hagyhatjuk figyelmen kívül (pl. Foster *et al.* 2003). A paradigmaváltás következményeként a természetvédelem nem-beavatkozó jellegű rezervátum-szemlélete helyett az aktív beavatkozást támogató dinamikus szemlélet nyert teret a gyakorlatban (ld. Standovár & Primack 2001) – habár a szakpolitika berkein belül ez az átállás nehezebb, és az egyensúlyi paradigma fogalmi feltűnnek a politikai-szakpolitikai diskurzusokban (Wallington *et al.* 2005).

A természetben lejátszódó folyamatok a nem-egyensúlyi paradigma világgépével összhangban sokszor nem-lineáris jellegűek, nem determinisztikusak, a bekövetkező változások előre nem jelezhetőek teljes bizonyossággal – vagyis az ökológiai rendszerek a komplex adaptív rendszerek tulajdonságait mutatják (Levin

1998, Levin *et al.* 2013). E folyamatok különböző léptékekben vizsgálhatók és értelmezhetők, és ezen perspektívák mindegyike érvényes, ám eltérő lehet. Példának okáért a természetvédelmi szabályozást megalapozó döntések egy regionális-országos-kontinentális léptékben születnek, míg hatásuk az adott helyi léptékeken más és más lehet, tehát egy központilag meghatározott intézkedés nem feltétlenül alkalmazható minden – felülről nézve – hasonló helyzetben (Berkes 2004). Emellett az egyes természetvédelmi intézkedések kimenetele nem feltétlenül jósolható meg 100%-os biztonsággal – vagyis például egy kezelési előírás rögzítése egy haszonbérleti szerződésben nem biztos, hogy a következő tíz évben biztosítja az adott természetvédelmi probléma tartós megoldását.

Az ember és természet kapcsolatának újszerű szemléletében létrejött a társadalmi-ökológiai rendszer (social-ecological system, SES) koncepciója, mely egy közös, sokszintű és komplex rendszerként kezeli a társadalmat és az ökológia rendszert (Berkes & Folke 1998, Ostrom 2009). Az emberi tevékenység, tájhasználat a SES dinamikájának részeként értelmezendő, és túlmutat a „zavarás” illetve a „kezelés” fogalmán (Berkes 2004). Ebből következően a SES vizsgálata, megértése és hosszú távú fennmaradása is csak úgy képzelhető el véleményünk szerint, ha a tájhasználó közösségek tudása és a tájjal kapcsolatos észlelései is bekerülnek a közös tudásanyagba, valamint a tájhasználat kialakításának folyamatába. Fontos szem előtt tartani azonban, hogy sok esetben az adott földrajzi helyhez kapcsolódó közösség nem egy homogén, hanem egy heterogén embercsoport, amelynek tagjai különböző értékekkel és elképzelésekkel rendelkeznek a területre vonatkozóan. Ebből a szempontból a közösség fogalmának kibontásakor szükséges egyrészt a tájhasználatban, természeti erőforrások kezelésében „érintettek” csoportjait és a köztük lévő kapcsolatokat feltárni, másrészt a tájhasználatot befolyásoló intézményeket (szokások, szabályok, szabályozások, normák) is részleteiben szükséges megismerni.

A nemzetközi természetvédelmi szakpolitikát megalapozó szakértői anyagokban jól nyomon követhető a szemléletváltás: az 1995-ben elvégzett nagyszabású Globális Biodiverzitás Felmérés (Global Biodiversity Assessment: GBA) és a 10 évvel későbbi Millenniumi Ökoszisztéma Felmérés (Millennium Ecosystem Assessment: MEA) összevetésekor szembevetendő, hogy míg a GBA a biodiverzitás jelentőségét hangsúlyozta, a MEA már az ember és természet viszonyának rendezésére biztatott, vagyis a fenntartható természet-használat képességének erősítésére az emberi jóllét érdekében (GBA 1995, MEA 2005). A MEA (2005) fogalmi kerete szerint az ember az ökoszisztéma szerves része és dinamikus kapcsolatban van a többi résszel, valamint az emberi feltételek változása közvetlen és közvetett módon változásokat okoz az ökoszisztémában, és így az emberi jóllét is változik. Groom és szerzőtársai (2006) természetvédelmi biológia tankönyvükben az öko-

szisztéma szintű kezelést a természetvédelem központi kérdésének tekintik. Véleményük szerint, ha a természeti erőforrásokat rövid tér és időléptékben, kevés érdekelt bevonásával kezeljük, nem lehetséges a fenntartható természethasználat megvalósítása (Groom *et al.* 2006).

Ez a szemléletváltás a hazai természetvédelemben is lezajlott illetve zajlik: a 90-es években a hazai természetvédelmi biológia inkább csak a szakemberek által megtervezett és kivitelezett aktív természetvédelmi kezelés létjogosultságát, és a fajszintű természetvédelem mellett az életközösségek és tájak védelmének jelentőségét hangsúlyozta (Margóczy 1998). Az ember integrálása a természetvédelem céljaiba és tevékenységébe azonban egyre inkább kimondott és kifejezettebb céllá vált. Egyes hazai természetvédelmi szakemberek ma már határozottan azt a nézetet képviselik, hogy a természetvédelem a növény- és állatközösségek oltalmán keresztül az élővilág elválaszthatatlan részét képező ember érdekeit (is) védik, mivel a természetvédelem által oltalmazott érzékeny fajok és életközösségek megritkulását rendszerint olyan hatások okozzák, amelyek további fennállásuk (különösen erősödésük) esetén az emberi társadalom létfeltételeit is erőteljesen rombolják (Sipos 2015).

Összegezve a fentieket, megállapíthatjuk tehát, hogy a természetvédelem új szemléletével összhangban a természetvédelmi problémák, kérdések megoldása megkívánja azt, hogy az ökológiai összefüggések feltárása mellett a társadalmi környezetet is feltérképezzük, megértsük – adott esetben alakítsuk –, ez pedig közvetlenül elvezet minket a részvételiség, bevonás témaköréhez.

Mi a részvétel és mi szól mellette - társadalomtudományi megközelítés

Mit is nevezünk társadalmi részvételnek? E kérdés megválaszolásához egyrészt a részvétel definícióját tárgyaljuk, másrészt szükséges arról is szót ejteni, hogy mi a részvételiség lényege és melyek az ismérvei, mivel ez adja meg a részvétel „esszenciáját”. A „társadalmi részvétel”, „közösségi részvétel”, „érintettek bevonása” kifejezésekkel találkozhatunk a szakirodalomban (angolul: public participation, community participation, stakeholder involvement), melyek a részvétel különböző módjaira utalnak. A társadalmi részvétel egy általános megfogalmazás szerint: „...bármely olyan folyamat, amely kimondottan a laikus közönség vagy annak képviselőinek az adminisztratív döntéshozatali folyamatba való bevonására jön létre” (Beierle & Cayford 2002, 6. o.). A részvétellel kapcsolatos kifejezésekben alapvetően különbséget tesznek a szakirodalomban a társadalmi részvétel (public participation) és az érintettek bevonása (stakeholder involvement) között: az első

a laikus közönség bevonása helyi ügyekbe, a második pedig az érintett csoportok (pl. tájhasználók) bevonása különböző őket érintő döntésekbe. Általában gyűjtőfogalomként használják a társadalmi részvétel (public participation) kifejezést, attól függetlenül, hogy ki a közösség, hogyan képviselteti magát, mibe és hogyan kerül bevonásra (Beierle & Cayford 2002). A társadalmi elköteleződés (public engagement) kifejezéssel is találkozhatunk, melyet általában tágabban értelmeznek, és ez egyaránt magába foglalja a részvételt, a konzultációt és a kommunikációt (Rowe & Frewer 2005). A természetvédelemmel kapcsolatos részvételi folyamatokban jellemzően az érintettek bevonása (stakeholder involvement) valósul meg, ahol a helyi ügyek által érintett érdekcsoportok illetve ezen érdekcsoportok képviselői vesznek részt valamilyen egyeztetési vagy döntéshozatali folyamatban. Különösen természetvédelmi kérdésekben ugyanakkor kritikus kérdés lehet, hogy ki képviseli vajon a nem-emberi létezők (pl. élővilág, természeti környezet) jogait a döntéshozatal során (Dryzek 1996), milyen módon és formában valósul meg az ő részvételük a folyamatban (Starik 1995, Eckersley 1999, Waddock 2011).

Bármilyen néven is nevezzük a fogalmat, és függetlenül attól, hogy helyi érdekcsoportokat vagy a teljes társadalmat próbáljuk meg bevonni bizonyos döntések meghozatalába, a folyamat lényege a társadalom, illetve a bevont szereplők hatalommal való felruházásában, a „hatalom újraelosztásában” rejlik (Arnstein 1969). Ennek különböző szintjei lehetnek. Legmagasabb szinten akkor valósul meg a részvétel, ha a tevékenység maga teljes állampolgári ellenőrzéssel működik. Másik ilyen magas szintje a részvételnek az „átadott döntési hatalom”; ebben az esetben a döntéseket az állampolgárok hozzák meg. Valódi részvételt jelent a hatalmi viszonyok szempontjából, ha valódi partnerségben, a döntéshozók és az állampolgárok egyforma hatalommal rendelkeznek egy döntés meghozatalában (Arnstein 1969). Ez a megközelítés arra is felhívja a figyelmet, hogy van viszont a folyamatoknak olyan formája, amely nem tekinthető valódi részvételnek. Bár látszólagos hatalmat kapnak az állampolgárok az „ügyek” befolyásolására, ezt a döntéshozók a vélemények manipulációjára használják fel, és az információk egyoldalú megosztásán kívül valójában csak látszat részvétel történik. Másik ilyen látszólagos bevonás lehet, ha a folyamatot a hatalom valódi átadása nélkül egyfajta „terápiaként” használják a döntéshozók a lakosság meggyőzésére és oktatására. Ezekre a kiüresített részvételi folyamatokra a magyarországi gyakorlatból számos példát tudnánk említeni a környezeti ügyek kapcsán (pl. Vári 1997, 2003, Bela *et al.* 2003, Kiss 2012). A két véglet között lehet részleges részvétel is, amikor az érintettek bizonyos mértékig részt vehetnek a folyamatokban, ám valódi döntési hatalmat nem kapnak: például a tájékoztatás, konzultáció vagy kompenzáció esetén (Arnstein 1969).

A részvételi döntéshozatali folyamatok fontos eleme a hatalmi szempontokon túl a felek közti tanácskozás, megbeszélés lehetősége (Renn *et al.* 1995). A tanácskozásra épülő vagy más néven deliberatív részvételi folyamatokban a tanácskozások célja alapvetően a különböző csoportok (érintettek, érdekcsoportok, esetleg üzleti szereplők) kommunikációjának elősegítése. Ebből a szempontból értékelve például a népszavazást, megállapíthatjuk, hogy ez önmagában ellentmondásos részvételi eszköz, mert bár a döntési hatalmat jellemzően átadja az állampolgároknak, de vitára és megbeszélésre nem biztosít lehetőséget. E megközelítés szerint akkor válhat a népszavazás mint döntéshozatali forma valóban értékessé, ha a szavazást megelőzően van lehetőség a felek között vitára és megbeszélésre vagyis deliberációra (Renn *et al.*, 1995).

A részvételi folyamatok fontos ismérve mindezek mellett, hogy biztosítják az információáramlás kétoldalúságát, vagyis mindkét/minden fél információt szolgáltat a másiknak (Rowe & Frewer 2000). Ebben a folyamatban a „szakértői” ismeretek és az érintettek, helyi szereplők tudásának kölcsönös megosztása kiemelt jelentőséggel bír, ám ennek a megosztásnak a lehetővé tétele még nem elég: a szakértők részvétele könnyen vezethet hatalmi egyenlőtlenségek elmélyítéséhez és frusztrációhoz is, amennyiben az általuk alkalmazott nyelvezet, attitűd elidegenítő hatással bír (Kemp, 1985). A kommunikációban használt nyelvezet minden résztvevő számára érthető kell hogy legyen, és a szakértők partnerségi viszonya más érintettekhez kritikus eleme a sikeres részvételnek. A tudáshoz való hozzáférés biztosítása tehát fontos kritériuma a részvételi módon meghozott döntések sikerének (Rowe & Frewer 2000). Emellett az is egyértelmű, hogy a „laikusok” tudásának megismerése és beépítése a „szakmai” tudásba a részvétel egyik fontos tényezője lehet. A tudás létrehozásában való részvételt, amelynek alapelve nem a döntési hatalom megosztásán, hanem az érvényesnek tekintett tudás közös létrehozásán alapul, nevezik állampolgári tudománynak, „citizen science”-nek, ahol maguk az állampolgárok válnak „tudóssá”, és valamilyen módon részt vesznek a kutatás folyamatában (Bela *et al.* 2016).

Mindezekből a definíciókból és elméletekből képet kaphatunk a részvétel fogalmi definíciójának sokszínűségéről, illetve arról, hogy mik a részvételi folyamatok fontos ismérvei. Emellett azonban felmerül az az alapvető kérdés, hogy mi szól amellett, hogy a részvétel feltételeit megteremtjük, miért lehet kedvező hatása annak, ha a természetvédelemben a tervezési-döntéshozatali folyamatokban és kutatásokban részvételi módszereket alkalmazunk. Erre a kérdésre a társadalomtudományok különböző elméleti alapokból kiindulva sokféle választ adnak.

Az elméleti megközelítések egyfajta összegzésének tekinthetjük Fiorino 1990-es, a részvételi szakirodalomban gyakran hivatkozott cikkét. Ebben az írásában Fiorino három érvet (normatív, tartalmi, instrumentális) fogalmaz meg arra vo-

natkozóan, miért vegyen részt a lakosság a környezeti döntésekben (Fiorino 1990, 227–228. o.). Ezt a három érvet fejtjük most ki részletesebben és ezek mentén válaszoljuk fel röviden a társadalomtudományi részvételi irodalom néhány fontos elméletét is.

Normatív érv

Fiorino három érve közül az első, a *normatív érv* mint értékvezérelt megközelítés tulajdonképpen az összes részvételi folyamatra (illetve részvételi elemeket tartalmazó kutatásra) vonatkoztatható: ezen megközelítés szerint a részvétel önmagában értékes, a demokrácia egy magasabb szintjéhez vezet azzal, hogy azokat vonja be a döntéshozatalba (kutatásba, tervezésbe), akiket az adott folyamat érint. Ez az etikai érv ugyanannyira lényeges eleme egy közösséget érintő folyamatnak (mint pl. a szakpolitikai, környezeti döntések), mint maga a folyamat eredményessége, hatékonysága (ld. még Pataki 2004). Erre az etikai megközelítésre valójában nehéz egy-egy esettanulmányt külön bemutatni; mondhatjuk inkább azt, hogy már a részvételi folyamatok és kutatások léte alátámasztja ennek az érvek az érvényességét. Ezeknek a kutatásoknak az elindítása valójában már egy értékválasztás, vagyis akik számára a részvételiség maga értéket képvisel, azok szorgalmazzák ezen kutatások, tervezési folyamatok indítását. Jelen cikk szerzői által véghezvitt részvételi folyamatokban, kutatásokban ugyanakkor saját élmények, tapasztalatok támasztják alá azt, hogy az érintettek számára a folyamat transzformatív erejű lehet: magára a részvételiségre „érzékenyítődnek” a szereplők, váratlan sikernek élik meg, hogy egy egyeztetési folyamat során nem automatikus „összeugrás” hanem egy közös tanulási folyamat zajlik le.

A normatív megközelítés alapvetően a demokrácia fogalmaiban gyökerezik (Webler 1995). A *demokratikus* érvrendszer lényege, hogy a részvétel alkalmazásával javul a demokrácia minősége, ténylegesen szélesebb körben történhet a döntéshozatal, nem csak néhány ember hozza meg a döntéseket. A hatalom átadásának egyik módja, ahogyan ezt korábban bemutattuk, a döntésekben való részvétel lehetőségének biztosítása. Demokráciában mindenkinek joga van a véleménye kinyilvánításához is. Emellett a részvétel a tanulás eszköze is, lévén az állampolgárok ezáltal tanulják meg a demokráciát (Pateman 1970), a közügyekben is így válnak tájékozottabbá. Egyaránt nő a személyes tudásuk és a társadalmi tudás is. A részvétel gyakorlása által az emberek saját érdekeiket képesek lesznek megvédeni és képviselni (Webler & Renn 1995). A részvételi folyamatok elősegíthetik, és ösztönözhetik a társadalmi tanulás (social learning) folyamatát, melynek során a résztvevők társadalmi interakciók és folyamatok során egymástól és a szakértőktől/tudósoktól is tanulhatnak, ez pedig elősegíti a társadalmi változások meg-

indulását és növelheti környezeti/természetvédelmi kérdésekben is a résztvevők tudását (Reed *et al.* 2010, Rodela 2011).

Az emberek bevonását az őket érintő kérdések eldöntésébe nem csak magasztos demokratikus és társadalmi vagy tudományos érvekkel indokolhatjuk. A pszichológia és a viselkedés-gazdaságtan egyszerű *viselkedési szempontokat* is megfogalmaz. Ezek a szempontok azt sugallják, hogy minden emberi lénynek szüksége van a lehetőségre, hogy saját sorsát meghatározó döntésekben részt vállaljon (Iyengar 2010). Az ember alapvető fizikai-pszichológiai igénye, hogy saját létének körülményeit meghatározó dolgokról maga dönthesse. Kísérletek is bizonyítják, hogy mind az állatvilágban, mind pedig egyes emberi élethelyzetekben a döntési joggal rendelkező egyedek és alanyok életminősége jobb lehet. Amennyiben az emberek nem rendelkezhetnek kontrollal a saját életkörülményeiket meghatározó döntések felett, úgy (emberek és állatok egyaránt) passzívvá, sorsukba beletörődővé válnak. A döntéshozatalban való részvétel tehát a fizikai-pszichológiai szükségletek kielégítését, vagyis a társadalmi szereplők jóllétét szolgálja (Király 2012).

Tartalmi érv

Fiorino második érve, a „tartalmi érv” szerint a laikusok/nem-szakértők bevonása tartalmilag gazdagítja a közösség tudását, növeli szempontjainak és értékeinek sokszínűségét az adott üggyhez, témához kapcsolódóan. Az egyes szereplők, így pl. a helyi lakosok, helyi gazdálkodók perspektívája alapvetően más, mint a kutatóké, szakértőké. Másként látják az ügyeket, a megoldásokat, a természeti-környezeti kockázatokat, érzékenyek azokra a társadalmi, politikai értékekre, amelyek a szakértők számára nem érzékelhetők, nem feltártak. Emellett a tájról személyes élményekkel, és a tájhoz kötődő tudással, gyakorlati tapasztalatokkal rendelkeznek. Bevonásukkal így új tudás, perspektíva és szempontrendszer kerül be a közös kommunikációs térbe. A tartalmi érv a *környezeti-természeti kockázatok* felméréséhez is szorosan kapcsolódik (Arias-Maldonado 2007). Környezeti-természeti ügyekben a döntések hatásai, kockázatai nem egyértelműek, mivel a társadalom tagjai egymástól lényegesen eltérő kockázatértékeléssel rendelkeznek (gondoljunk például a gazdasági szempontból jelentős, ám természetvédelmi szempontból rizikós invazív fajok megítélésére). A felmerülő környezeti, társadalmi vagy gazdasági veszélyeket kezelhetjük oly módon, hogy a tudományos eredmények megvitatását és az egyéni és társadalmi csoportok általi értékelést egyaránt figyelembe vesszük. Minél több különböző perspektívát és értékvalasztást tárunk fel a folyamatban, annál nagyobb mértékben nő a folyamat elfogadottsága, és nagyobb eséllyel tudjuk a kockázatokat közösen kezelni (Renn 1992).

A *tudomány és társadalom viszonyában* is fontos tartalmi jellegű érvek szólhatnak amellet, hogy az érintetteket bevonjuk a döntéshozatali folyamatokba. A

társadalom- és természettudományok számtalanszor a komplex rendszerek megismerésének korlátaiba ütköznek (Funtowicz & Ravetz 1993). Fel kell ismerni, hogy a tudomány segítségével sem tudjuk kontrollálni a természeti folyamatokat, a bizonytalanságot, és a tudásbeli hiányosságokat is a tudás részévé kell tenni (ld. „poszt-normál tudomány”, Funtowicz & Ravetz 1993, Pataki & Takács-Sánta 2004). Emellett a tudósokat és döntéshozókat is terheli a környezeti ügyekben rejlő felelősség, mely szintén az érintettek körének bevonását teszi indokolttá, hiszen a közösen meghozott döntések közös felelősségvállalást is eredményeznek. Az érintettek bevonása növeli hosszú távon a résztvevők alkalmazkodóképességét és a kompetenciáját azáltal, hogy a társadalmi és ökológiai rendszerek teljes komplexitásával és bizonytalanságával meg kell birkóznuk (Reed *et al.* 2010). Összességében az ily módon létrehozott tudás érvényességét a részvétel adja, de emellett a folyamat eredményeként növelhető a bizalom a tudomány, a társadalom és a politika szereplői között is.

Instrumentális érv

Fiorino harmadik érve, az *instrumentális érv* szerint a hatékony társadalmi részvétel a döntés legitimitását növeli, és egyben jobb eredményekre vezet: minél szélesebb körű a bevonás, annál több érdeket (és értéket) lehet integrálni a folyamatba, és annál kisebb a hibalehetőség a döntés helyességét illetően. Más szóval minél inkább úgy érzik a résztvevők, hogy a döntési folyamat aktív részesei, és szempontjaik megjelennek a diskurzus során, annál inkább valószínű, hogy elfogadják a döntést, és annak szellemében cselekszenek.

Ez tehát azt is jelenti, hogy a részvételi folyamatok egyik célja a *döntések legitimitációjának növelése*, sőt egyes szerzők szerint a döntéshozatal eredménye csak akkor lehet elfogadott, érvényes, ha az valamilyen tanácskozás eredményeképp születik meg, és az eltérő érdekek, nézőpontok, vélemények mind felszínre kerülhetnek az ún. uralommentes kommunikáció során (Habermas 1996). A kölcsönös párbeszéd, a viták során körvonalazódó problémák és megoldási javaslatok a döntéshozók számára is kirajzolódnak (Király & Várnagy 2012). A fórumok során olyan résztvevők is szóhoz juthatnak, akik egyébként nem tudják hallatni hangjukat (Renn *et al.* 1995). Kialakul a szolidaritás, ha már név szerint megismerik egymást a résztvevők, kialakul egy közös feladattudat (Renn *et al.* 1995). Az így meghozott döntések mellett az érintettek el tudnak köteleződni és a későbbiek során szívesen vesznek részt a megvalósításban is.

A gyakorlatban ez az ideális szituáció (pl. az uralommentes kommunikáció) azonban ritkán valósul meg (Kemp 1985). Nagyon fontos feltárni azokat a hatalmi egyenlőtlenségeket, amelyek a résztvevők eltérő státuszából, tudásából stb. fakadnak, és gátat szabnak az uralommentes kommunikációnak. Ezeket az egyenlőtlen-

ségeket a folyamatok kialakításakor kezelni kell. Egy egyeztető fórum szervezősekor például a terem elrendezése, a fórum levezetése és a nyelvezet használata, érthetősége alapvető hatással van a résztvevők helyzetére, lehetőségeire az adott szituációban. Ebből is látható, hogy a folyamat megvalósításán nagyon sok múlik, és hiába a mögöttes magasztos cél, ha a megvalósítással csak rosszabb helyzetet idézünk elő. Ezért fontos a folyamatok megfelelő, szakmailag megalapozott megtervezése és levezetése (erről részletesebben lásd Kovács *et al.* 2016, ebben a kötetben). A részvételi folyamatok célja ugyanakkor nem feltétlenül a résztvevők közötti konszenzus kialakítása (Renn *et al.* 1995). A folyamatok során sokszor a konfliktusok feltárása és megértése áll a középpontban, hiszen az eltérő értékek mentén egyes elméletek szerint nem is alakítható ki hatalmi egyenlőtlenségek kihasználása nélkül konszenzus. Nem lehet minden esetben mások meggyőzése a cél, hanem az is fontos szempont lehet, hogy megértsük a több eltérő véleményt, érdeket vagy tudást (Renn *et al.* 1995). Erre a hazai esettanulmányok között is fogunk látni példákat.

Az eddig bemutatott hármas érvrendszer egy jól áttekinthető keretet biztosít további diszkussziókhöz, így a következő részben ezekhez az érvekhez kapcsolódóan mutatunk be magyar vonatkozású természetvédelmi relevanciájú esettanulmányokat. Az alábbi esettanulmányok, kutatások bemutatásával az a célunk, hogy a részvételiség szerepét illusztráljuk a természetvédelemhez kapcsolódó különféle munkákban, valamint hogy a vonatkozó, egyre bővülő magyar kutatásokból – a teljesség igénye nélkül – ízelítőt adjunk.

Részvétel és természetvédelem – hazai esettanulmányok, kutatások

A magyarországi természetvédelem gyakorlatában egyrészt a tudományostól eltérő tudásrendszerek feltárására illetve a tudás közös létrehozását célzó folyamatokra (pl. állampolgári tudomány), másrészt részvételi tervezési folyamatokra láthatunk példákat. Az alábbiakban bemutatásra kerülő hazai esettanulmányok nagy része egyaránt jól köthető a tartalmi és az instrumentális érvekhez. A hazánkban zajló, a hagyományos ökológiai tudás feltárásával foglalkozó kutatások (pl. Molnár *et al.* 2008, Babai *et al.* 2014, Molnár 2014) példának okáért a tudományostól különálló, ám a „tájban élés” szempontjából adekvát tudásrendszert (illetve annak elemeit) mutatnak be. Nem csupán egy érdekes adat, hogy a hortobágyi pásztorok 250 fajt felismernek a területükön előforduló 440 növényfajból, illetve 47-66 élőhelytípust tudnak azonosítani (Molnár 2013), hanem ezen tudáselemek feltárása a kulturális sokféleség növelése mellett a biológiai sokféleség megőrzéséhez is nagyban hozzájárul. E tudás felszínre hozása és rögzítése ugyanis lehetővé teszi

azt, hogy a természetvédelmi, tájhasználati döntésekhez kapcsolódó párbeszédbe bevonjuk ezen tudás hordozóit, vagyis a konkrét szakpolitikai döntések egy gazdagabb és bővebb tudásanyag alapján szülessenek meg. A hagyományos ökológiai tudás kutatása tehát a hatékonyabb természetvédelem eszköze is tartalmi és instrumentális értelemben egyaránt. Ezt illusztrálja például a „természetvédelmi pásztor” mint új szakma létrehozását javasló anyag is (Molnár *et al.* 2016), mely a természetvédelmi kezelés és a pásztorok tudásrendszerének összevetésével a közös és a konfliktusos pontok feltárásával hozzájárul a természetvédelmi szempontú legeltetés kidolgozásához. Ennek az integrált megközelítésnek a további lépése jelen kötet egyik írása (Kis *et al.* 2016) is, melynek pásztor szerzői a legeltetéssel kapcsolatos tudásukról írnak, a biológiai sokféleség megőrzésének szolgálatában. Egy további hasonló szemlélettel bíró munkában Havel és munkatársai (2016, jelen kötetben) a Duna-völgyi szikes tavak 1950 és 1990 közötti használatát és növényzeti változásait tárták fel helyi gazdálkodók és természetvédelmi szakemberek körében végzett interjúkkal. Vizsgálataik alapján arra a következtetésre jutottak, hogy a szikes tavak helyreállítását és megőrzését a hagyományos tájhasználati formák visszaállítása nagyban elősegítené.

Egy másik, a gyimesi gazdálkodók részvételével lebonyolított folyamat során Máté és munkatársai (2014) a térségben még működő természetkímélő gyepgazdálkodás részletes vizsgálatára építve egy támogatási célprogramot dolgoztak ki, melynek célja a nagy fajgazdagságú hegyi kaszálók védelme. A célprogram a hagyományos gyimesi gyepgazdálkodás elemeit tartalmazza (pl. kézi vagy kézzel vezetett gépi kaszálás, szénamurha szórása), míg az egyéb tevékenységeket, amelyek nem részei a hagyományos gyakorlatnak, tiltja (pl. égetés, fogasolás, gyepszellőztetés). A célprogram tervezése és véglegesítése a gazdálkodókkal együttműködésben alakult ki.

Malatinszky és munkatársai (2013a,b) és Malatinszky (2016) a Balaton-felvidéki Nemzeti Park és a Körös-Maros Nemzeti Park vizes élőhelyein és gyepterületein gazdálkodók éghajlatváltozás hatásaival kapcsolatban észlelt problémáit és eddigi adaptációra irányuló próbálkozásait mérték fel interjúk segítségével. Ezek a felmérések szintén gyakorlati jelentőséggel bírnak, mivel egy adaptív menedzsment stratégia kialakításához vezető első lépésnek is tekinthetőek. A tapasztalatok a jogalkotókhoz is eljutottak. Malatinszky és Ficsor (2016) (ld. még Ficsor & Malatinszky 2014) az erdészeti gazdálkodásban lényeges szerepet játszó érintettekkel, a faanyag kihordását végző gazdálkodókkal készített mélyinterjúk felmérést a védett és a fokozottan védett természeti területek erdőállományaiban végzett lovas közelítés természetvédelmi és erdőfelújulási szempontú előnyeiről.

A tudományos adatszerzéshez, feldolgozáshoz hozzájáruló részvételi megközelítésről is szót kell ejtenünk, mely leginkább a tartalmi érvhez kapcsolható. Az

állampolgárok „szakértőkként” való bevonása a természetvédelmi munkába (más néven állampolgári tudomány) már a hazai viszonyok között is teret nyer (Bela *et al.* 2016). A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület több évtizede működteti a Mindennapi madaraink monitoringja (MMM) programját, melynek keretén belül tudományos igényességű mintavételezés alapján laikusok részvételével folyik a monitorozó munka (Szép & Nagy 2002). A program adatbázisa tudományos, illetve a természetvédelmi szakpolitikát segítő elemzésekre is lehetőséget ad (lásd pl. Szép & Nagy 2006, Erdős *et al.* 2007). A Vadonleső program, melyet a Földművelésügyi Minisztérium működtet, számos, könnyen felismerhető védett növény- és állatfaj megfigyelt elterjedésének rögzítésére ad lehetőséget egy GoogleMap alapú felületen. Az adatokat bárki rögzítheti, szakértők validálják. A program amellet, hogy szemléletformálásra is kiválóan alkalmas, a monitorozást is segíti (Váczi *et al.* 2012).

A nemrég megjelent Pataki és Kelemen (2014) által szerkesztett, az ökoszisztéma szolgáltatások témakörével kapcsolatos tanulmánykötet több empirikus vizsgálata (Pataki *et al.* 2014, Kalóczkai *et al.* 2014, Fabók *et al.* 2014) további illusztratív példája annak, hogy az érintettek bevonása milyen tartalmi elemekkel gazdagítja a biológiai sokféleség és az ökoszisztéma szolgáltatások értékelésével kapcsolatos tudást, és ez hogyan járulhat hozzá egy megalapozottabb döntéselőkészítési folyamathoz (ld. még pl. Kelemen *et al.* 2013). Ahogy Kelemen és Pataki (2014) kifejti, az ökoszisztéma szolgáltatások pénzbeli értékelési módszerei „gyakorta nem helytállóak. Helyettük és mellettük a diskurzuson alapuló, nem pénzbeli értékelési módszerek használata javasolható, amelyek párbeszédet kezdeményeznek az érintett társadalmi csoportok körében az ökoszisztéma szolgáltatások fontosságáról, segítenek az egyéni és közösségi preferenciák formálásában, és a piaci logikától eltérő társadalmi, kulturális, spirituális, morális stb. szempontokat is behoznak a döntésbe” (35. o.).

A tartalmi és az instrumentális érv érvényességére egy további példa, amikor egy kvalitatív, a helyi érintettek percepcióit célzó kutatás közben esetleges konfliktusok napvilágra kerülnek, „kihangosítódnak” (vagy olyan helyi szempontok, meglátások, értékek, vélemények kerülnek felszínre, amelyek a konfliktusok alapját képezik), és ennek következtében a konfliktusok megítélése egyben árnyaltabbá is válik. Kelemen és munkatársai (2009) a tiszaaipari öblözetben, Málóvics és munkatársai (2011) Magyarcsanak térségében, Kalóczkai és munkatársai (2014) a peszéradacsi rétekhez kapcsolódóan tártak fel konfliktusos helyzeteket a nemzeti park igazgatóságok és a helyi lakosok között egy kvalitatív ökoszisztéma szolgáltatás felmérés „melléktermékeként” (összehasonlító elemzést ld. Kovács *et al.* 2015.) Ezek a vizsgálatok azzal, hogy behozták a helyiek perspektíváját és szempontjait, tematizáltak (vagyis feltártak, és így a közösségi diskurzus részévé

tettek) addig kevésbé nyilvánvaló konfliktusokat. A Jászság különleges madárvédelmi területen egy LIFE+ projekthez kapcsolódó részvételi tervezési folyamat lebonyolítása során Fabók és munkatársai (2015) (ld. még Kovács *et al.* 2016) szintén egy régóta erősödő konfliktusos helyzettel szembesültek a parlagi sas védelme kapcsán. A természetvédők, vadászok és gazdálkodók közötti ellentétek feltárása, tisztázása a részvételi tervezés folyamatának eredményeként a konfliktus feloldásának irányába vezetett.

Végül egy olyan kutatásról teszünk említést, amelynek kimondott célja volt a részvételi technikák segítségével a természetvédelem gyakorlatában dolgozók tudásának hasznosítása a természetvédelem számára fontos kutatási kérdések meghatározásában (Mihók *et al.* 2014, Mihók *et al.* 2015). Mind a kutatási kérdések megfogalmazása, mind a rangsorolás folyamán elhangzott érvek a részt vevő érintett szakemberek tudását és szempontjait tükrözik. A folyamat eredményeit összegezve és a résztvevők általi értékelés alapján levonhatjuk azt a következtetést, hogy a hosszú távú kutatási és kutatásfinanszírozási stratégiák kialakításában kulcsfontosságú lenne a részvételi elv nagyobb mérvű alkalmazása, hogy főként az alkalmazott kutatások tekintetében nagyobb legyen az összhang a gyakorlati igények és a kutatás által kínált eredmények között (ld. még pl. Sutherland *et al.* 2011).

A részvételi módszerek alkalmazásának hosszú távú eredményességét nehéz egyelőre megítélni, mivel a hazai társadalmi és politikai környezet sajátosságai-ból adódóan a részvételi technikákat az elmúlt évtizedben kezdtük el alkalmazni és tanulni (pl. Niedzialkowski *et al.* 2014). A természetvédelem területén igen kevés az olyan döntéshozatali, tervezési folyamat, amely valódi bevonáson alapuló módszereket alkalmazott, több éve lezajlott, és a folyamat, annak hatása és eredményessége dokumentálva van. Egy ilyen példa a Natura 2000 területek egy részénél az utóbbi években lezajlott fenntartási terv készítési és egyeztetési folyamata (ld. Kovács *et al.* 2016, ebben a kötetben). A Natura 2000 területek fenntartási tervének elkészítése az uniós ajánlásoknak megfelelően az érintett tájhasználók (pl. agrárgazdálkodók, erdőgazdálkodók) bevonásával történt, történik. Az érintett csoportokkal való egyeztetés a vonatkozó hazai jogszabályokban és a minisztériumi ajánlások között is szerepel. A területek egy részén a tervek elkészítése e célkitűzés szellemében egy szisztematikusan, társadalomtudományi alapokon kidolgozott részvételi tervezési folyamat keretében történt (ld. Kovács *et al.* 2016, ebben a kötetben). Kovács és munkatársai (2016) egy, a nemzetközi szakirodalom alapján kidolgozott kritériumrendszer segítségével értékelték a tervezési folyamatokat. A kritériumrendszer többek között azt a szempontot is magába foglalta, hogy a főbb érintett csoportok be lettek-e vonva illetve elég korán lettek-e bevonva a folyamatba, valamint hogy a szakpolitikai háttér mennyiben

támogató a fenntartási tervek tervezésével és megvalósításával kapcsolatban. A tervek megvalósulására vonatkozóan nincs még információ, így nem lehet megállapítani, mennyiben lett legitimebb a terv a földhasználók számára (és mennyiben követik), ám az összetett kritériumrendszer alkalmazása segít abban, hogy a részvételiség minőségi szempontjaira érzékenyítődjön a tervezői és egyeztetői kör. Következtetések szerint e folyamat sok újszerű módszertani előrelépést hozott, ám a szakpolitikai háttér, a támogató jogi, finanszírozási környezet – tehát a folyamat konkrét lebonyolításán túlmutató tényezők is – alapvető fontosságúak a földhasználók elköteleződése szempontjából.

Diszkusszió, javaslatok

A biológiai sokféleség csökkenés okainak és következményeinek a feltárása, megértése egyre összetettebb kérdések megjelenésével jár, amit a tudomány illetve egy-egy tudományterület önmagában már nem tud megválaszolni (Fischer *et al.* 2011, ld. még Mihók & Kelemen 2014). A természetvédelem egy komplex társadalmi tevékenység, és a társadalmi szereplők bevonása nélkül nem működik hosszú távon (Bagnoli *et al.* 2008). A társadalmi részvétel lehetőségeinek szélesítése ugyanakkor nem egyszerű folyamat: a részvételiséggel, bevonással kapcsolatos ellenérzések, szkeptikus hozzáállás megítélésünk szerint részben azért is kialakulhat, mert i) a természetvédelemben dolgozók számára „nincs fogás” ezen a témán, kevesen látják a társadalomtudományi módszerek, technikák széles arzenálját, és az ezekben rejlő potenciált, ii) még kevés a saját személyes pozitív tapasztalat a sikeres, működő részvételi folyamatokkal kapcsolatban. Egy példa erre, hogy sokan a részvételiséget azonosíthatják a „konszenzus hegemoniájával” (vagyis azzal, hogy az egyetértés a legmagasabb rendű cél), annak ellenére, hogy bizonyos társadalomtudományi elméletek hangsúlyozzák, hogy a részvétel lehetősége a fontos, nem a feltétlen egyetértés („argumentative theory”, Peterson *et al.* 2005). Pataki (2004) szintén felhívja a figyelmet arra, hogy a részvétel lehet illuzórikus is, ha valójában a fennálló hatalmi rend megszilárdításának egy eszköze, és nem kínál lehetőséget a valódi megvitásra. Mindezek a megfontolások és kritikai reflexiók szintén a társadalomtudományi arzenál részei, ezek ismerete a természetvédők számára is rendkívül hasznos, mivel egy újabb eszközként használhatók a természetvédelmi egyeztetési, lobbizási folyamatokban.

Írásunk végén olyan javaslatokat gyűjtöttünk össze, melyek véleményünk szerint elősegítenék a természetvédelem részvételiségének növekedését, és így hosszú távon annak társadalmi beágyazottságát, legitimációját is.

1. A természetvédelmi szakemberek képzésébe több társadalomtudományi modul lenne érdemes beépíteni (tudományfilozófiai bevezetéssel egybekötve), amelyek a társadalmi részvétel fogalmával és módszereivel is megismertetik a hallgatókat. Ezek egyrészt elősegítenék a tudományfilozófiai szempontú reflexiót a természettudósok körében, másrészt adnának egy áttekintő képet arról, hova és kihez lehet fordulni, milyen társadalomtudományi terület, elmélet, módszer és szakember jelenthet segítséget egy adott természetvédelmi ügy, téma kapcsán. Tudomásunk szerint a természetvédelmi szakmába érkező szakemberek jelentős része olyan képzésekről jön (pl. biológus), ahol ezen ismeretek oktatására kevés figyelmet fordítanak. Megítélésünk szerint ez a tudásbeli (és szemléletbeli) hiány nagy deficittel indítja útjára a kezdő szakembereket a természetvédelemben.

2. Az interdiszciplináris (több tudományág képviselőinek részvételével történő) és transzdiszciplináris (tudomány és a társadalom képviselői részvételével történő) kutatások, műhelyek, csoportok támogatása, és további kutatási programok indításának segítése egy fontos cél. Ez bizonyos kutatóintézményekben egyre inkább polgárjogot nyer, összességében azonban jóval több, szakmailag felkészült csoport működése is segíthetné a hazai természetvédelem ügyét.

3. A természetvédelem szakmai közbeszédében célszerű lenne a „szemléletformálás” mellé a „közös tudásteremtés” (co-production of knowledge) narratívát is használni, vagyis egy olyan szemléletű természetvédelem felé (további) lépéseket tenni, amely az oktatáson, nevelésen kívül abban is érdekelt, hogy megismerje azoknak a perspektíváját, akiknek az életterében mozog. Ez a fajta hozzáállás azt kívánja meg, hogy a természetvédelem is feltegye a maga kérdéseit a helyi érintetteknek, és nyitott legyen a válaszokra. A szemléletváltás tapasztalataink szerint már zajlik bizonyos helyszíneken, mi mindössze ráerősítenénk ennek jelentőségére.

4. A természetvédelem és a társadalom találkozása sok szintéren valósul meg, ezért véleményünk szerint nagyon fontos lenne az intézményes természetvédelem számára is, hogy reflektáljon a saját intézményi szereplőire, és ezek társadalmi szerepére. Egy természetvédelmi őr például a nemzeti park igazgatóságán belül rendkívül komplex szerepkörben van: egyszerre a nemzeti park és igazgatóság „arca”, ő végzi az egyeztetést és az ellenőrzést, miközben hosszú távú érdeke a jó együttműködés kialakítása. Egy minisztériumi szakembert más szintű kényszerek kötnek, és másfajta léptékben „érezkeli” a társadalmi kontextust. Ez a sokféle percepció, léptékfüggő hatás tehát magán a hivatalos természetvédelmen belül is jelen van. Kérdés, hogy az intézményeken belüli szereplők milyen módszertani és egyéb segítséget, felkészítést kapnak, kapnak-e egyáltalán a társadalmi kapcsolatok, egyeztetések stb. lebonyolításában. Nagyon lényeges lenne a természetvédelemben dolgozók számára is a társadalmi részvétellel kapcsolatos (szerepkörként

eltérő) továbbképzéseket és módszertani segítséget biztosítani. A rendelkezésre álló elméleti és gyakorlati tudás kiaknázása ugyanis nagyfokú támogatást adhatna a szakembereknek. Ezt segítheti többek között például egy-egy konkrét kérdéskör, projekt kapcsán társadalomtudományi szakemberek és a kulcsérintettek bevonásával műhelybeszélgetések szervezése a természetvédelem különböző szervezeteiben, intézményeiben.

Köszönetnyilvánítás – A szerzők ezúton szeretnék köszönetüket kifejezni az ESSRG tagjainak, köztük is kiemelten Pataki Györgynek, Kelemen Eszternek, Bela Györgynek és Balázs Bálintnak a folyamatos szellemi inspirációért, segítségért és tanulási lehetőségért, Báldi Andrásnak a progresszív szellemű munkakörnyezetért, valamint az AKUT Egyesület tagjainak a szakmai támogatásért és közösségért. Köszönjük a két bíráló javaslatait. Mihók Barbarát a Lendület program, Kovács Esztert a Kutató Kari Kiválósági Támogatás – Research Centre of Excellence (11476-3/2016/FEKUT) támogatta.

Irodalomjegyzék

- Arias-Maldonado, M. (2007): An imaginary solution? The green defence of deliberative democracy. – *Environ. Value*. **16**: 233–252. <http://dx.doi.org/10.3197/096327107780474573>
- Arnstein, S. (1969): A ladder of citizen participation. – *J. Am. I. Planners*. **35**: 216–224. <http://dx.doi.org/10.1080/01944366908977225>
- Babai, D., Molnár, Á. & Molnár, Zs. (2014): „Ahogy gondozza, úgy veszi hasznát” *Hagyományos ökológiai tudás és gazdálkodás Gyimesben*. (Traditional ecological knowledge and land use in Gyimes (Eastern Carpathians). MTA Bölcsészettudományi Kutatóközpont Néprajztudományi Intézet; MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet, Budapest; Vácrátót, 173 pp.
- Bagnoli, P., Goeschl, T. & Kovács, E. (2008): *People and Biodiversity Policies, Impacts, Issues and Strategies for Policy Action*. – OECD Publishing, Paris, 249 pp.
- Bartha, S. (2004): Paradigmaváltás és módszertani forradalom a vegetáció vizsgálatában. – *Magyar Tudomány* **1**: 12–26.
- Beierle, T. C. & Cayford, J. (2002): *Democracy in practice: public participation in environmental decisions*. – Resources for the Future Washington, DC.
- Bela, Gy., Peltola, T., Young, J. C., Balázs, B., Arpin, I., Pataki, Gy., Hauck, J., Kelemen, E., Kopperoinen, L., Van Herzele, A., Keune, H., Hecker, S., Suškevičs, M., Roy, H. E., Itkonen, P., Külvik, M., László, M., Basnou, C., Pino, J. & Bonn, A. (2016): Learning and the transformative potential of citizen science. – *Conserv. Biol.* <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12762>
- Bela, Gy., Pataki, Gy., Valené Kelemen, Á. (2003): Társadalmi részvétel a környezetpolitikai döntéshozatalban. – *Budapesti Közgazdaságtudományi és Államigazgatási Egyetem, Környezettudományi Intézet tanulmányai*, 20. szám, 94 pp. (letölthető: http://korny.uni-corvinus.hu/kti/20_szam.pdf)
- Bennett, N. J., Roth, R. (2015): *The conservation social sciences: What? How? and Why?* – Canadian Wildlife Federation and Institute for Resources, Environment and Sustainability, University of British Columbia, Vancouver, BC.

- Berkes, F. (2004): Rethinking communitybased conservation. – *Conserv Biol.* **18**(3): 621–630. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00077.x>
- Berkes, F. & Folke, C. (1998): Linking social and ecological systems for resilience and sustainability. – In: Berkes, F. & Folke, C. (eds): *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*, Cambridge University Press, New York, New York, USA, pp. 13–20.
- Brewer, C. (2001): Cultivating Conservation Literacy: “Trickle-Down” Education Is Not Enough. – *Conserv. Biol.* **15**(5): 1203–1205. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2001.00010.x>
- Dryzek, J. S. (1996): *Politikai és ökológiai kommunikáció*. In: Scheiring G., Jávor B. (szerk) (2009): *Oikosz és polisz. Zöld politikai filozófiai szöveggyűjtemény*. L'Harmattan, Budapest, pp. 581–599.
- Eckersley, R. (1999): The discourse ethic and the problem of representing nature. – *Environ. Polit.* **8**(2): 24–49. <http://dx.doi.org/10.1080/09644019908414460>
- Erdős, S., Szép, T., Báldi, A. & Nagy, K. (2007): Mezőgazdasági területek felszínborításának és tájszerkezetének hatása három madárfaj gyakoriságára. – *Tájökológiai Lapok* **5**(1): 161–172.
- Fabók, V., Kalóczkai, Á., Kelemen, E., Kovács-Krasznai, E. & Pataki, Gy. (2014): A Hevesi-sík koevolúciós fejlődése az ökoszisztéma szolgáltatások változásain keresztül. 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. 110–129.
- Fabók, V., Kovács, E. & Kalóczkai, Á., (2015): Érintettek percepcióinak feltárása egy védett ragadozómadarakkal kapcsolatos konfliktusban a Jászság SPA részvételi tervezési folyamata során. – *Természetvédelmi Közlemények* **21**: 64–75.
- Ficsor, Cs. & Malatinszky, Á. (2014): A lovas közelítés, mint természetkímélő anyagmozgatási módszer helyzete a hazai erdőterületeken. – *Tájökológiai Lapok* **12**(1): 127–135.
- Fiorini, D. J. (1990): Citizen participation and environmental risk: A survey of institutional mechanisms. – *Sci. Technol. Hum. Val.* **15**: 226–243. <http://dx.doi.org/10.1177/016224399001500204>
- Fischer, A. R. H., Tobi, H., Ronteltap, A. (2011): When natural met social: a review of collaboration between the Natural and Social Sciences. – *Interdiscipl. Sci. Rev.* **36**: 341–358. <http://dx.doi.org/10.1179/030801811X13160755918688>
- Foster, D., Swanson, F., Aber, J., Burke, I., Brokaw, N., Tilman, D., Knapp, A. (2003): The importance of land-use legacies to ecology and conservation. – *BioScience* **53**(1): 77–88. [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0077:TIOLUL\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0077:TIOLUL]2.0.CO;2)
- Funtowicz, S. O., Ravetz, J. R. (1993): Science for the post-normal age. – *Futures* **25** (7): 739–755. [http://dx.doi.org/10.1016/0016-3287\(93\)90022-L](http://dx.doi.org/10.1016/0016-3287(93)90022-L)
- GBA (1995): *Global Biodiversity Assessment*. – United Nations Environment Programme, (executive ed.: Heywood, H. V.), Cambridge University Press.
- Groom, M. J., Meffe, G. K. & Carroll, C. R. (2006): *Principles of Conservation Biology*. – Sinauer Associates, Sunderland.
- Habermas, J. (1996): *Between facts and norms: Contributions to a discourse theory of law and democracy*. – MIT Press, Cambridge.
- Havel, A., Molnár, Á., Ujházy, N., Molnár, Zs., Biró, M. (2016): Zsiókások és nádasok legeltetése és egyéb használatai a Duna-völgyi szikes tavak területén a helyi emberek visszaemlékezései alapján. – *Természetvédelmi Közlemények*,
- Iyengar, S. (2010): *A választás művészete*. – HVG Könyvek sorozat, HVK Könyvek Kiadó, Budapest, 398 pp.

- Jacobson, S. K. & Duff, M. D. (1998): Training idiot savants: the lack of human dimensions in conservation biology. – *Conserv. Biol.* **12**: 263–267. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.97235.x>
- Kalóczkai, Á., Kelemen, E., Pataki, Gy., Balázs, B., Kovács, E. & Fabók, V. (2014): Az ökoszisztéma szolgáltatások szerepe a tájhasználati konfliktusok kialakulásában és feloldásában. – 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. 94–109.
- Kelemen, E., Málóvics, Gy. & Margóczy, K. (2009): Ökoszisztéma szolgáltatások felmérése során feltárt konfliktusok az Alpári-öblözetben. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 119–133.
- 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 deliberative valuation study. – *Land Use Policy*. **35**: 318–328. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.06.005>
- Kelemen, E. & Pataki, Gy. (2014): Az ökoszisztéma szolgáltatások értékelésének elméleti meg­alapozása. – 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), pp. 35–55. Gödöllő; Budapest.
- Kemp, R. (1985): Planning, public hearings, and the politics of discourse. – In: Forester, J. (ed): *Critical Theory and Public Life*, MIT Press, Cambridge, pp. 177–201.
- Király, G. (2012): „Másképpen dönteni” – A részvétel igénye és esélyei Magyarországon. – In: Pataki, Gy., Fabók, V. & Balázs, B. (szerk.) *Bölcs laikusok: Környezet, részvétel, demokrácia Magyarországon*. Alinea Kiadó – Védegylet – ESSRG, Budapest, pp. 11–34.
- Király, G. & Várnagy, R. (2009): *Citizens' Jury in Kaposvár*. – In: Lengyel, G. (szerk.): *Deliberative Methods in Local Society Research*, Corvinus CESR, Új Mandátum, Budapest, pp. 151–174.
- 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 Közlemények*,
- Kiss G. (2012): A társadalmi részvétel tapasztalatai környezeti döntésekben Magyarországon. – In: Marjainé Szerényi, Zs. & Podruzsik, Sz. (szerk.): *Fenntartható fejlődés, élhető régió, települési táj* 2. kötet, Budapesti Corvinus Egyetem, pp. 161–180.
- Kovács, E., Fabók, V., Kalóczkai, Á. & Hansen, H. P. (2016): Towards understanding and resolving the conflict related to the Eastern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) conservation with participatory management planning. – *Land Use Policy* **54**: 158–168. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.02.011>
- 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. – *Ecosystem Services* **12**: 117–127. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.09.012>
- Kovács, E., Kiss, G., Kelemen, E., Fabók, V., Kalóczkai, Á., Mihók, B., Pataki, Gy., Balázs, B., Bela, Gy., Megyesi, B. & Margóczy, K. (2016): Natura 2000 fenntartási tervek részvételi folyamatainak értékelése. – *Természetvédelmi Közlemények*,
- Levin, S. A. (1998): Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems. – *Ecosystems*, **1**(5): 431–436. <http://dx.doi.org/10.1007/s100219900037>
- Levin, S., Xepapadeas, T., Crépin, A. S., Norberg, J., De Zeeuw, A., Folke, C. & Ehrlich, P. (2013): Social-ecological systems as complex adaptive systems: modeling and policy implications. – *Environ. Dev. Econ.* **18**(02): 111–132. <http://dx.doi.org/10.1017/S1355770X12000460>

- Malatinszky, Á. & Ficsor, Cs. (2016): Frequency and Advantages of Animal-powered Logging for Timber Harvesting in Nature Protected Hungarian Areas. – *Croat. j. for. eng.* **37**(2): 279–286. (http://www.crojfe.com/r/i/crojfe_37-2_2016/Malatinszky.pdf)
- Malatinszky, Á. (2016): Stakeholder Perceptions of Climate Extremes' Effects on Management of Protected Grasslands in a Central European Area. – *Weather, Climate and Society* **8**(3): 209–217. <http://dx.doi.org/10.1175/WCAS-D-15-0029.1>
- Malatinszky, Á., Ádám, .Sz., Falusi, E., Saláta, D. & Penksza, K. (2013a): Climate change related land use problems in protected wetlands: a study in a seriously affected Hungarian area. – *Climatic Change* **118**(3-4): 671–682. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-012-0689-9>
- Malatinszky, Á., Ádám Sz., Falusi, E., Saláta, D. & Penksza, K. (2013b): Planning management adapted to climate change effects in terrestrial wetlands and grasslands. – *Int. J. Global Warming.* **5**: 311–325, <http://dx.doi.org/0.1504/IJGW.2013.055365>.
- Málovics, Gy., Margóczy, K. & Gébert, J. (2011): Ecosystem services at Magyarcsanak site as perceived by local people. – In: Kőrmöczy L. (ed.): *Ecological and socio-economis relations in the valleys of river Körös/Cris and river Maros/Mures*. TISCIA monograph series. Szeged-Arad
- Margóczy, K. (1998): *Természetvédelmi biológia*. JATE Press, Szeged
- Máté, A., Molnár, Á., Molnár, Zs., Demeter, L. & Babai, D. (2014): Agrár-környezetgazdálkodási célprogram a fajgazdag, extenzíven kezelt hegyi kaszálók védelméért. – In: Lengyel, Sz. (szerk.): „Tudományoktól a döntéshozatalig” – IX. MTBK Absztrakt kötet, pp. 15., Szeged
- MEA (2005): *Millennium Ecosystem Assessment, Ecosystems and Human Well-being: Synthesis.* – Island Press, Washington, DC.
- Mihók B., Pataki, Gy., Kovács, E., Bartha, D., Csányi, S., Erős, T., Margóczy, K., Standovár T., Szemethy, L., Török, K., Török, P., Báldi, A. et al. (2014): A magyarországi természetvédelem legfontosabb 50 kutatási kérdése a következő 5 évben. – *Természetvédelmi Közlemények* **20**: 1–23.
- Mihók, B. & Kelemen, E. (2014): “Az ökológusok is emberek, a társadalomtudósok is tudósok” - Kutatói reflexiók az interdiszciplináris kutatásról. – 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. 146–170.
- Mihók, B., Kovács, E., Balázs, B., Pataki, Gy., Ambrus, A., Bartha, D., Báldi A. et al. (2015): Bridging the research-practice gap: Conservation research priorities in a Central and Eastern European country. – *J. Nat. Conserv.* **28**: 133–148. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2015.09.010>
- Molnár Zs. (2014): Perception and Management of Spatio-Temporal Pasture Heterogeneity by Hungarian Herders. – *Rangeland Ecol. Manag.* **67**(2): 107–118. <http://dx.doi.org/10.2111/REM-D-13-00082.1>
- Molnár, Zs. (2013): Traditional vegetation knowledge of the Hortobágy salt steppe (Hungary): a neglected source of information for vegetation science and conservation – *Phytocoenologia* **43**(3-4): 193–205. <http://dx.doi.org/10.1127/0340-269X/2013/0043-0561>
- Molnár, Zs., Kis, J., Vadász, C., Papp, L., Sándor, I., Béres, S., Sinka, G. & Varga, A. (2016): Common and conflicting objectives and practices of herders and conservation managers: the need for a conservation herder. – *Ecosystem Health and Sustainability*, **2**(4). [online] <http://dx.doi.org/10.1002/ehs2.1215>
- Molnár, Zs., Bartha, S. & Babai, D. (2008): Traditional ecological knowledge as a concept and data source for historical ecology, vegetation science and conservation biology: A Hungarian perspective. – In: Szabó P. & Hedl, R. (szerk): *Human Nature. Studies in Historical Ecology and Environmental History*. Institute of Botany of the ASCR, Brno, pp. 14–27.

- Newing, H. (2010): Interdisciplinary training in environmental conservation: definitions, progress and future directions. – *Environmental Conservation*, **37**(04): 410–418. <http://dx.doi.org/10.1017/S0376892910000743>
- Niedziałkowski, K., Blicharska, M., Mikusinski, G. & Jedrzejewska, B. (2014): Why is it difficult to enlarge a protected area? Ecosystem services perspective on the conflict around the extension of the Białowieża National Park in Poland. – *Land Use Policy* **38**: 314–329., <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.12.002>
- Ostrom, E. (2009): A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. – *Science* **325**(5939): 419–422.
- Pataki, Gy. & Takács-Sánta, A. (2004): Bevezetés. – In: Pataki Gy. & Takács-Sánta, A. (szerk.): *Természet és gazdaság. Ökológiai közgazdaságtan szöveggyűjtemény*. Typotex Kiadó, Budapest. pp. 7–25.
- Pataki, Gy. (2004): Bölcs “laikusok”. – *Civil Szemle*, **4**(3-4): 144–156.
- Pataki, Gy. & Kelemen, E. (szerk.) (2014): Ökoszisztéma szolgáltatások: A természet- és társadalomtudományok metszéspontjában. Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet; Environmental Social Science Research Group (ESSRG), Gödöllő; Budapest, 199 pp.
- Pataki, Gy., Kelemen, E., Balázs, B., Matolay, R., Bela, Gy., Fabók, V., Kalóczkai, Á., Kohlheb, N., Kovács, E., Kovács-Krasznai, E. & Mertens, C. (2014): Amiről az őrségi és vendvidéki erdő mesél... avagy változó értékek a változó tájban. – 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. 77–93.
- Pateman, C. (1970): *Participation and democratic theory*. Cambridge University Press, Cambridge, 122 pp.
- Peterson, M. N., Peterson, M. J. & Peterson, T. R. (2005): Conservation and the myth of consensus. – *Conserv. Biol.* **19**(3): 762–767., <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00518.x>
- Pickett, S. T. A., Parker, V. T. & Fiedler, P. (1992): *The new paradigm in ecology: implications for conservation biology above the species level*. – In: Fiedler, P. & Fain., S. (eds): *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management*, Chapman & Hall, New York. pp. 65–88.
- Reed, M. S., Evely, A. C., Cundill, G., Fazey, I., Glass, J., Laing, A., Newig, J., Parrish, B., Prell, C., Raymond, C & Stringer, L. C. (2010): What is social learning? – *Ecol. Soc.* **15** [online] (<http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/resp1/>)
- Renn, O. (1992): Risk communication: Towards a rational discourse with the public. – *J. Hazard. Mater.* **29**(3): 465–519. [http://dx.doi.org/10.1016/0304-3894\(92\)85047-5](http://dx.doi.org/10.1016/0304-3894(92)85047-5)
- Renn, O., Webler, T. & Wiedemann P. (eds.) (1995): *Fairness & competence in citizen participation: evaluating models for environmental discourse*. – Kluwer Academic Publishers, London.
- Rodela, R. (2011): Social learning and natural resource management: the emergence of three research perspectives – *Ecol. Soc.* **16**, 30. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-04554-160430>
- Rowe, G. & Frewer, L. J. (2000): Public participation methods: a framework for evaluation. – *Sci. Technol. Human. Val.* **25**: 3–29., <http://dx.doi.org/10.1177/016224390002500101>
- Rowe, G. & Frewer, L. J. (2005): Typology of public engagement mechanisms. – *Sci. Technol. Human. Val.* **30**: 251–290. <http://dx.doi.org/10.1177/0162243904271724>
- Sipos F. (2015): *Az Alsó Duna menta ökológiai és természetvédelmi biológiai problémái*. – In: Iványosi Szabó, A. (szerk.): *A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság negyven éve*. Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét. pp-144–151.
- Standovár, T. & Primack, R. B. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest

- Starik, M. (1995): Should trees have managerial standing? Toward stakeholder status for non-human nature. – *J. Bus. Ethics*. **14**(3): 207–217. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00881435>
- Sutherland, W. J., Fleishman, E., Mascia, M. B., Pretty, J. & Rudd, M. A. (2011): Methods for collaboratively identifying research priorities and emerging issues in science and policy. – *Methods in Ecology and Evolution* **2**: 238–247. <http://dx.doi.org/10.1111/j.2041-210X.2010.00083.x>
- Szép, T. & Nagy, K. (2002): *Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999-2000*. – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest
- Szép, T. & Nagy, K. (2006): Magyarország természeti állapota az EU csatlakozáskor az MME Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999-2005 adatai alapján. – *Természetvédelmi Közlemények*, **12**: 5–16.
- Váczi, O., Bakó, B., Bata, K., Koczka, K., Sashalmi, É., Varga, I. & Vozár, Á. (2012): Szemelvények a Vadonleső, önkéntesek munkáján alapuló természet-megfigyelő program első két évének eredményeiből. – *Természetvédelmi Közlemények* **18**: 506–516.
- Vári, A. (1997): A környezeti döntésekben való társadalmi részvétel és konfliktuskezelés fejlődése Magyarországon. – In Kárpáti, Z. (szerk.): *Társadalmi és területi folyamatok az 1990-es évek Magyarországon*, MTA Társadalmi Konfliktusok Kutató Központja, Budapest, pp. 273–297.
- Vári, A. (2003): Közösségtájékoztatás vagy félrevezetés? Az ajkai erőmű tervezett beruházásainak kérdőjelei. – *Társadalomkutatás* **21**(4): 427–442.
- Waddock, S. (2011): We are all stakeholders of Gaia: A normative perspective on stakeholder thinking. – *Organ. Env.* **24**(2): 192–212. <http://dx.doi.org/0.1177/1086026611413933>
- Wallington, T. J., Hobbs, R. J. & Moore, S. A. (2005): Implications of current ecological thinking for biodiversity conservation: a review of the salient issues. *Ecol. Soc.* **10**(1): 15. [online] <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art15/>
- Webler, T. (1995): 'Right' discourse in citizen participation: an evaluative yardstick. – In: Renn, O., Webler, T. & Wiedemann, P. (eds): *Fairness and competence in citizen participation: evaluating models for environmental discourse*. Kluwer Academic Publishers, London, pp. 35–86.
- Webler, T. & Renn, O. (1995): *A Brief Primer on Participation: Philosophy and Practice*. – In: Renn, O., Webler, T. & Wiedemann, P. (eds): *Fairness and competence in citizen participation: evaluating models for environmental discourse*. Kluwer Academic Publishers, London, pp. 17–34.
- White, P. S. & Pickett, S. (1985): *Natural disturbance and patch dynamics*. – Academic Press, New York.

Who's to say what's important? – Participation and conservation

Barbara Mihók^{1,2}, Gabriella Kiss³, Eszter Kovács^{4,5}, Katalin Margóczy^{6,2}, Veronika Fabók^{7,5}, Ágnes Kalóczkai^{1,5,7}

¹*MTA ÖK, Hungarian Academy of Sciences, Institute of Botany and Ecology, Vácrátót, Alkotmány u. 2-4. H-2163, Hungary*

²*Community-based Research for Sustainability Association, Szeged, 6726, Fürj st. 49.*

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

⁴*Szent István University, Institute of Nature Conservation and Landscape Management, Péter Károly u. 1., Gödöllő, H-2100, Hungary*

⁵*Environmental Social Science Research Group (ESSRG), Rómer Flóris u. 38., Budapest, H-1024, Hungary*

⁶*Department of Ecology, University of Szeged, Középfasor 52., H-6726 Szeged, Hungary*

⁷*Szent István University, Environmental Sciences Doctoral School, Péter Károly u. 1. Gödöllő, H-2100, Hungary*

Involvement of different stakeholders in nature conservation is becoming more important as a consequence of paradigm shift in conservation taken place in recent decades. The concept and methods of social engagement and participation are, however, still not widely known and recognized within the conservation community. One reason for this is that conservation professionals usually do not have a frequent encounter with the social science approach and knowledge system during their education or day-to-day work. In this paper we discuss the definition, criteria and importance of participation in conservation by providing an insight into social science approaches and highlighting the paradigm shift in ecology. Hungarian case studies are cited illustrating that participation enriches and diversifies the community's knowledge, values and perspectives, resulting in better decisions and increased acceptance of the decisions. Increased awareness and knowledge of participation theory and methods therefore enhances the success of conservation in the long run and is strategically important to support conservation professionals with the accessible knowledge and tools provided by social science.

Keywords: stakeholder engagement, social science, conservation paradigm

A hagyományos és tudományos agroökológiai ismeretek ötvözésének szükségességének a felsőoktatási képzésekben

Ujj Apolka¹ és Fehér István²

¹Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet, Ökológiai gazdálkodási és Agrár-környezettervezési Tanszék, Gödöllő 2100, Páter K. u.1.

²Szent István Egyetem, Gazdaság- és Társadalomtudományi Kar, Üzleti Tudományok Intézete, Gödöllő 2100, Páter K. u.1.

e-mail: ujj.apolka@mkk.szie.hu

Összefoglaló: Az agroökológia oktatása – holisztikus szemléletmódjából adódóan – jelentős kihívás elé állítja a felsőoktatásban dolgozó oktatókat is. A SAGITER nevű nemzetközi projekt munkatársai azt a célt tűzték ki maguk elé, hogy a hagyományos, sok esetben csak tapasztalaton alapuló, tudományosan nem megalapozott, un. informális ökológiai tudást ötvözik a kutatáson alapuló, formális tudományos ismeretekkel. Magyarországon a leghatékonyabb tudásátadás módszertan kiválasztásához mindenképpen szükséges a meglévő ismeretek feltérképezése. Ebből a célból BSc, BA és MSc hallgatók között írásos felmérést végeztünk az agroökológiai rendszerek témakörében, az ökológiai gazdálkodásra fektetve a hangsúlyt. Az eredmények tükrében megállapítható, hogy szignifikáns eltérés figyelhető meg a hallgatók tudásszintje között, ami adódik alapképzésük jellegéből, képzés- és évfolyamszintjükből, valamint a válaszadók neme is befolyásoló tényezőt jelent. A hallgatók az ökológiai gazdálkodás környezetre gyakorolt hatását igen, de társadalmi és ökonómiai vetületét nem ismerik. Tudásszintjük legmeghatározóbb tényezője a korábban mezőgazdaságban szerzett tapasztalatuk, személyesen szerzett élményeik. A felmérés eredményei azt erősítik, hogy a felsőoktatásban is szükség van a gyakorlatiasabb képzés irányába történő elmozdulásra. Megoldásként kidolgoztunk egy olyan képzési palettát, amelyben a modulok a tapasztalt tudáshiányosságokat fedik le, különös tekintettel az agroökológia ökonómiai, társadalmi aspektusaira a környezetvédelem mellett.

Kulcsszavak: Agroökológia, ökológiai gazdálkodás, képzési program, egészség, gondosság, környezetvédelem, méltányosság, tudásátadás

Bevezetés

A nemzetközi szakirodalom éppúgy, mint számos hazai szerző, különféle megközelítésekben határozza meg és értelmezi a fenntarthatóság fogalmát. Az eltérő megfogalmazások közös nevezőjével azonban mindenki egyetért, miszerint a

fenntarthatóság a „világ megóvásának egy olyan stratégiája, ami magában kell, hogy foglalja a természeti erőforrások olyan felhasználását, mely úgy képes kielégíteni a jelenlegi generáció igényeit, hogy azzal nem csökkeni az elkövetkezendő nemzedék esélyeit” (Douglass 1984, Harnos 1993, Glickman 1996, Ángyán & Menyhért 1997, Ujj 2002). Ez a definíció magába foglalja azt is, hogy a mezőgazdasági termelés során ésszerűen kell gazdálkodni a természeti erőforrásokkal, mégpedig úgy, hogy közben közös nevezőre jusson a gazdaságossági fenntarthatóság a környezeti fenntarthatósággal, szem előtt tartva a környezet minőségének megőrzését, és a társadalom korszerű és egészséges táplálkozással szemben támasztott egyre növekvő igényeit (Rovira 1995, Fehér 2009). Általánosságban megfogalmazható, hogy a természetes táj elsősorban használója és egyben átalakítója maga a mezőgazdaság, amelyből az következik, hogy a természet védelméért össze kell hangolni a mezőgazdasági tevékenységgel. Ez fordítva is igaz, miszerint a mezőgazdasági tevékenység sikerességét, annak teljesítményét elsősorban az adott táj, a termőhely adottságai, a természeti erőforrások megléte, illetve azok állapota határozzák meg (OECD 2008, Günal *et al.* 2015). Ezek ismeretében megállapítható, hogy bár nem tűnik bonyolultnak a fenntarthatóság alapcéljának teljesítése, mégsem könnyű megítélni azt, hogy mely természeti rendszerek és módszerek felelnek ennek meg. A FAO (2003) mezőgazdasági rendszereit elemző kiadványában számos megközelítést (úgy mint integrált növényvédelem, polikultúrára alapozott gazdálkodás, talajvédő gazdálkodás, ökológiai gazdálkodás, agroökológiai szemléletű gazdálkodás) értékel az alapján, hogy az hogyan ötvözi és használja fel a hagyományos tudást és bevált gyakorlatot a „modernkori” ismeretekkel és korszerű technológiával.

Az agroökológia – mint tudományág – a mezőgazdaság tanulmányozásához egy olyan ökológiai perspektívából közelít, amely a mezőgazdasági rendszernek, mint egésznek a stabilitásával és optimalizálásával foglalkozik. Az agroökológiai szemléletű gazdálkodás a hagyományos gazdálkodás jól bevált ismeretein alapszik, amely termelékenységi mutatóit tekintve esetlegesen elmaradhat a monokultúrára alapozott iparszerű mezőgazdálkodástól, azonban fenntarthatósága jóval perspektivikusabb, és egyben energiakímélőbb is (Altieri 1987). A hagyományos paraszti tudás ötvözése a korszerű agroökológiai ismeretekkel, ezáltal egy valódi holisztikus megközelítés érvényesítése a gazdálkodás során azonban igazi kihívást jelent. Igazi kihívás nem csak a mezőgazdálkodás, de már a gyakorlatot megelőző oktatás és kutatás során is.

Ezek ismeretében a SAGITER nemzetközi projekt (Agroökológiai tudástranszfer, Egész életen át tartó tanulás program, Leonardo Da Vinci innováció alprogram) résztvevői azt a célt tűzték ki maguk elé, hogy a tudományos és a tapasztalati tudás (tudományosan nem feltétlenül megalapozott tudás) összekapcsolásával olyan

innovatív megoldásokat dolgoznak ki az agroökológiai tudásátadás módszereire, amivel a fenntartható mezőgazdaság oktatása hosszú távon eredményes lehet. A SAGITER projekt számos megválaszolandó kérdést vet fel: El kell-e fogadnunk azt a széles körben elfogadott „aszimmetrikus” nézetet a világról, hogy csak a tudományos ismeretek tekinthetők racionálisnak, míg a tankönyvekben sok esetben már nem, vagy még nem szereplő tudás pedig irracionálisnak? Hogyan lehet a népi tudást átadni annak a célközönségnek (tanulók, szaktanácsadók stb.), akik a tudományosan megalapozott ismeretek elfogadásához és megtanulásához vannak hozzászokva? Hogyan tudjuk a tudományos megközelítést kombinálni a népi tudással? Milyen pedagógiai módszerek teszik lehetővé az informális tudás átadását? A hagyományos agroökológiai ismeretek „birtoklói” hogyan szerezték meg tudásukat? Képzésekbe ágyazva hogyan lehetne ezeket a tapasztalaton alapuló ismereteket továbbadni? Az agroökológiai ismeretek oktatása számos európai országban MSc szinten is megjelenik, országonként változó program elnevezéssel (Angliában pl. Agroökológia és Élelmiszerbiztonság; Norvégiában Agroökológia; Franciaországban és Szlovéniában Agroökológia és Ökológiai gazdálkodás stb.), de az igény az informális ismeretek hatékonyabb képzésbe ágyazására a már meglévő programokkal rendelkező országokban is megmutatkozik (Francis *et al.* 2011).

A SAGITER projekt magyar résztvevői különös figyelmet szentelnek az ökológiai gazdálkodásnak, hiszen ez az egyik legjobb példája az agroökológiai szemléletű gazdálkodásnak, és más gazdálkodási rendszerektől eltérően (pl. permakultúra, mezőgazdasági erdészet) kidolgozott tanúsítási rendszerrel rendelkezik. Ebből következik, hogy a szigorú szabályokat betartó ökológiai gazdálkodási rendszer könnyebben nyomon követhető, következetes, és mint rendszer jobban vizsgálható projekt szinten is.

Ezen túlmenően az ökológiai gazdálkodás alapelvei a mezőgazdaság legtágabb értelmezésére vonatkoznak. Ebbe az is beletartozik, hogy az emberek hogyan viselik gondját a természeti erőforrásoknak (pl. földnek, víznek, levegőnek), a növényeknek és az állatoknak, hogyan kerülnek kapcsolatba az élő tájjal és egymással, hogyan formálják a jövő generációjának örökségét.

Erre alapozva az ökológiai gazdálkodás négy alapelvét az IFOAM (International Federation of Organic Agriculture Movements 1972) így fogalmazza meg:

Környezet megóvásának alapelve: A mezőgazdasági termelés jelentős mértékben használja a természeti erőforrásokat, így kihat annak állapotára, minőségére akkor is, ha azt csak kis területen, kis volumenben végezzük. A gazdálkodásnak ökológiai rendszereken és biológiai ciklusokon kell alapulnia, és az élő ökológiai rendszerekbe ágyazva, azokat fenntartva kell működni. A termelési rendszer kialakításának és irányításának illeszkednie szükséges a természet ökológiai rend-

szeréhez, a helyi lehetőségekhez és kultúrához. Az ökológiai gazdálkodás során előnyben kell részesíteni közös környezetünk, a táj, klíma, levegő, víz és a diverzitás védelmét, a talaj-növény-állat-ember kölcsönhatásában való gondolkodást. A környezet fenntartása és az erőforrások megőrzése érdekében csökkenteni kell az inputot újrahaznosítással és hatékony anyag- és energiagazdálkodással.

Méltányosság alapelve: Fontos a tisztelet, az igazságosság és a gondoskodás az emberek, valamint az ember és más élőlények közötti kapcsolatokban. Az ökológiai gazdálkodásban résztvevőknek úgy kell irányítaniuk az emberi kapcsolatokat, hogy azok biztosítsák a 'fair play'-t vagyis a sportszerűséget minden szinten és minden csoportnak, a gazdálkodóktól a fogyasztókig.

Az ökogazdálkodásnak elegendő mennyiségű és jó minőségű, egészséges élelmiszert kell termelnie, hozzá kell járulnia az élelmiszer elosztásához és a szegénység csökkentéséhez. Az állatokat természetes viselkedésüknek és jóllétüknek megfelelően kell tartani és ellátni. Ez olyan termelési-elosztási-kereskedelmi rendszereket igényel, amelyek méltányosak, igazságosak, és a valódi társadalmi és szociális környezet költség-haszon összefüggéseire visszavezethetők. A jövő generációjára nézve felelősen kell bánni a környezeti erőforrásokkal, igénybevételekük során figyelembe kell venni az ökológiai és szociális szempontokat.

Gondosság alapelve: A gazdálkodás során a „nem ártani” elvet kell alkalmazni. Az ökogazdaságot felelősen kell irányítani, hogy megvédjük a jelen és a jövő generáció egészségét, jóllétét és környezetét. Az ökológiai gazdálkodás egy élő és dinamikus rendszer, mely a belső és külső igényekre válaszol. Az ökológiai gazdálkodás hatékonysága, termelékenysége növelhető, de az nem veszélyeztetheti a jóllétet és az egészséget. Az új alkalmazandó technológiákat ellenőrizni kell és a meglévő módszereket felül kell vizsgálni. A tudományos tudás azonban önmagában nem hatékony, szükség van a gyakorlati tapasztalatra, az előző generációk bölcsességére, a hagyományos tudásra, amit az idő már igazolt. Az ökológiai gazdálkodásnak meg kell előznie a termelésből adódó jelentős kockázatot azzal, hogy a megfelelő technológiákat alkalmazza és elutasítja a megijósolhatatlan kimenetelűeket.

Egészség alapelve: Az egészség minél szélesebb körű értelmezése szükséges. Az ökológiai gazdálkodásnak fent kell tartania és erősítenie a talaj-növény-állat-élelmiszer-ember – és ezzel az egész környezet és a Föld – egészségét, ezeket egyként és egymástól elválaszthatatlanul kezelve. Az egyén és a közösség egészsége nem választható szét az ökoszisztémák egészségétől. Az élő rendszer egészsége nemcsak a betegség hiányát jelenti, hanem a fizikai, mentális, szociális és ökológiai jóllét fenntartását. A biogazdálkodás szerepe, hogy a teljes gazdálkodás során fenntartsa és erősítse az ökoszisztémák és minden szervezet egészségét a talajban élő élőlényektől az emberig. Az ökológiai gazdálkodásban fontos a magas minő-

ségű és egészséges ételmisszer előállítására, ami hozzájárul a preventív egészség-gondozáshoz.

A projekt keretén belül az ökológiai gazdálkodás alapelveit figyelembe véve mértük fel a magyar hallgatók ismereteit, hogy az eredmények kiértékelése után olyan képzési palettát kínáljunk, amely az esetleges hiányosságokat pótolja. Ezeket a kidolgozott oktatási modulokat a 2016 szeptemberére elkészülő pedagógiai módszertani segédlet legmegfelelőbb módszertanával fogjuk összepárosítani.

Módszerek

A projekt 3 éves futamideje alatt (2014–2016) a lehető legeredményesebb munka érdekében 7 európai ország (Franciaország, Németország, Szlovénia, Románia, Magyarország, Belgium, Spanyolország) 11 intézetének (felsőoktatási intézmény, agrártovábbképző központ, kamara, civil szervezet) munkatársai dolgoznak együtt.

A tudásátadás komplexitásából adódóan magyarországi kutatómunkánk első lépéseként beazonosítottuk, hogy milyen alapismeretekkel rendelkezik a célcsoport agroökológia témakörben. Ennek megfelelően 2014-ben felmérést végeztünk, hogy megismerjük az egyetemi hallgatók véleményét és azonosítsuk a tudásszintjét. A felmérésben 258 hallgató vett részt, 215 hallgató a Szent István Egyeterről, míg 43 hallgató a Debreceni Egyeterről.

A válaszadók BSc, BA (alapképzés) és MSc (mesterképzés) hallgatók voltak két egyetemi karról: a Mezőgazdaság- és Környezettudományi Karról (Állattenyésztő mérnök BSc és MSc hallgatók; Növénytermesztő mérnök BSc és MSc hallgatók, valamint Környezetgazdálkodási agrármérnök MSc hallgatók), illetve a Gazdaság- és Társadalomtudományi Karról (Gazdálkodási és menedzsment BA; Gazdasági és vidékfejlesztési agrármérnök BSc, valamint Marketing MSc hallgatók). „Agroökológia” elnevezésű tantárgyat egyik válaszadó sem hallgatott a válaszadás időpontja előtt, de a Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar hallgatói jellemzően hallgattak már korábban agroökológiai ismereteket is magukba foglaló tantárgyakat, ahol az agroökológia résztémaként jelent meg (pl. agrár-környezetgazdálkodási rendszerek; földműveléstan alapjai; környezetgazdálkodás; tájökológia stb.). A Gazdaság- és Társadalomtudományi Kar válaszadó hallgatói nem rendelkeztek a felmérés időpontjában előzetes agroökológiai ismeretekkel. A válaszadók az ökológiai gazdálkodási ismereteket választható tantárgyak keretén belül sajátíthatták el, vagy egyes tantárgyak résztémájaként ismerhették meg.

A felmérésben résztvevők képzési szintjéről, évfolyam szintjéről, egyetemi kar szerinti eloszlásáról, valamint a válaszadók neméről az 1. táblázat nyújt tájékoztatást.

1. táblázat. A felmérésben résztvevők képzési szintjének, évfolyamának, egyetemi karnak, valamint nemének eloszlása.

képzési szint	BSc, BA	67,80%
	MSc	32,20%
évfolyam	I.	17,40%
	II.	19,80%
	III.	30,60%
	IV.	15,10%
	V.	17,10%
egyetemi kar	Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar	52,30%
	Gazdaság- és társadalomtudományi Kar	47,70%
nemek	férfi	38,40%
	nő	61,60%

A kérdőív 4 típusú kérdést tartalmazott:

- egyszeres választás
- többszörös választás (több lehetséges válasszal)
- értékelő skála
- nyitott kérdés

A kérdőív három fő részből tevődött össze, a fenntartható mezőgazdaságra, környezetvédelem témájára és az ökológiai gazdálkodásra fókuszálva.

A kérdőívek eredményei közül az ökológiai gazdálkodásra vonatkozó kérdések elemzésével foglalkozunk jelen írásban. A válaszok kiértékelése tükrében állítottuk össze képzési tervünket, amelyek különböző pedagógiai módszerekkel hivatottak a hagyományos agroökológiai ismeretek átadására egy-egy speciális témára fókuszálva (lásd megvitatás). A kérdőív ökológiai gazdálkodásra vonatkozó kérdései a következők:

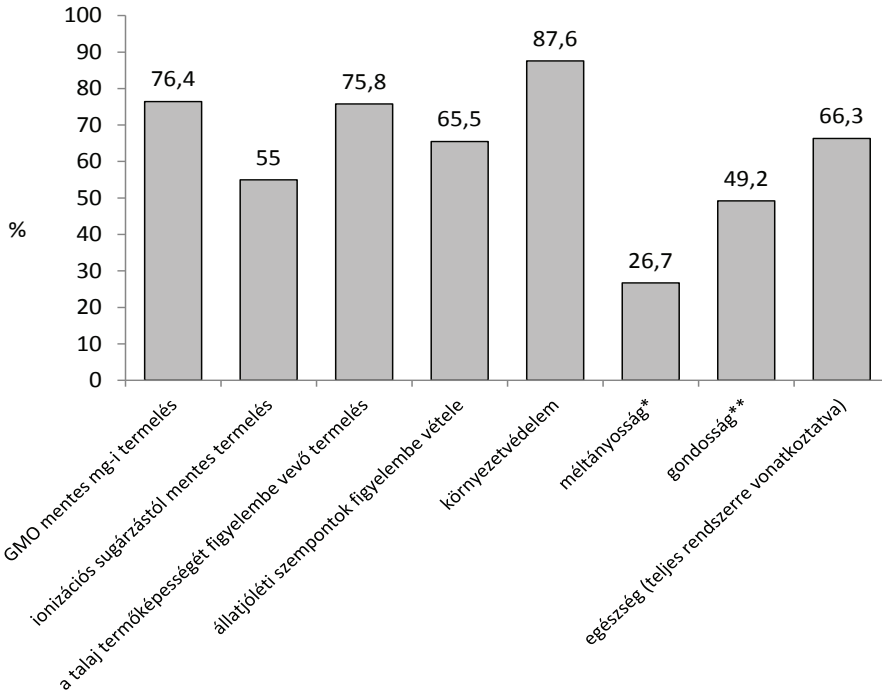
- Véleménye szerint az alábbi állítások mennyire azonosíthatóak az ökológiai gazdálkodás alapelveivel? 1-egyáltalán nem, 5-teljes mértékben. A köztes értékekkel árnyalhatja véleményét! (A lehetséges válaszokat (állításokat) az eredmények kiértékelése során a 2. és 3. táblázat szemlélteti.)
- Kérem, jelölje meg azokat a tényezőket, melyeket véleménye szerint szükséges figyelembe venni az ökológiai gazdálkodás kialakításakor! (több válasz bejelölhető!) (A lehetséges válaszokat (tényezőket) az eredmények kiértékelése során az 1. ábra szemlélteti.)

2. táblázat. Biogazdálkodás alapelveinek ismeretét felmérő kérdőív eredménye. (mintaszám=258)

Biogazdálkodás alapelvei	Átlag	Szórás
A talajtermékenységfokozására és fenntartására törekszik hosszú-távon	4,43	0,82
Szerves anyagok körforgását elősegíti és támogatja a termelési rendszeren belül	4,25	0,85
Mezőgazdasági gépek környezetszennyezésének minimalizálására törekszik	4,21	0,97
Természettel összhangban történik a gazdálkodás	4,19	0,91
Mezőgazdálkodás által érintett területek genetikai sokféleségének fenntartására törekszik, a növények és állatok természetes élőhelyét megőrzi	4,15	0,85
Állatjóléti szempontokat figyelembe veszi	4,04	0,89
A megújuló energiaforrásokat maximálisan kihasználja a helyi mezőgazdálkodásban	4,01	1,01
Mezőgazdasági termények feldolgozása során megújuló energiaforrásokat használ	3,98	0,9
Zárt rendszeren belül gondolkodik, beleértve a szerves anyagok felhasználását és a feldolgozott élelmiszer összetevőket is	3,91	0,9
Figyelembe veszi a gazdálkodás szélesebb körben eredményezett társadalmi és ökológiai hatásait is	3,85	0,91
Magas tápértékű élelmiszereket állít elő	3,8	0,99
Ellenálló fajták használatára törekszik a biolalapanyagok előállításánál	3,61	0,99
A gazdaság alkalmazottai elfogadható fizetést kapnak. Biztonságosak a munkakörülmények	3,32	1,04
Jó minőségű és tartós textílialapanyagokat állít elő	3,2	0,99

3. táblázat. MSc és BSc hallgatók válaszaiban szignifikáns különbséget mutató kérdések.

Biogazdálkodási alapelv	Átlag		p-érték
	BSc	MSc	
Figyelembe veszi a gazdálkodás szélesebb körben eredményezett társadalmi és ökológiai hatásait is	3,70	4,16	< 0,001
Mezőgazdálkodás által érintett területek genetikai sokféleségének fenntartására törekszik, a növények és állatok természetes élőhelyét megőrzi	4,06	4,33	0,018
Mezőgazdasági gépek környezetszennyezésének minimalizálására törekszik	4,12	4,40	0,021
A megújuló energiaforrásokat maximálisan kihasználja a helyi mezőgazdálkodásban	3,91	4,22	0,021



1. ábra. : Ökogazdaság kialakítása és működtetése során figyelembeveendő tényezők
 *(teljes rendszerre vonatkoztatva pl. üzleti partnerekkel, jövő generációjával)
 **(felelősség, figyelem pl. új technológiák bevezetése során) mintaszám=258

4. táblázat. : Ökogazdaságok létrehozását és működtetését nehezítő tényezők. *Pl. Korábbi szer-
 maradványok jelenléte; **Pl. utaktól való távolság; mintaszám=258

Nehezítő tényezők	Átlag	Szórás
Jogi szabályozás hiányosságai	3,68	0,92
A gazdálkodás területén már meglévő káros anyagok*	4,42	0,75
Egyéb szennyezést okozó forrásoktól való távolság szabályozásának hiányossága**	3,79	0,85
A környező földekről származó szennyeződések elkerülhetetlenek	4,09	0,81
A környezetből származó káros hatások	4,08	0,96

- Véleménye szerint az alábbi tényezők mennyire veszélyeztetik az ökológiai gazdaságok létrehozását? (1-egyáltalán nem, 5-teljes mértékben; a köztes értékekkel árnyalhatja véleményét) (A lehetséges válaszokat (tényezőket) az eredmények kiértékelése során a 4. táblázat szemlélteti.)

Az eredmények ismertetésénél a kérdőív konkrét kérdésére ismét kitérünk, a többszörös választás vagy értékelő skálás típusú kérdésnél a lehetséges válaszokat szemléltetjük az ábra és táblázatok segítségével. A kérdőív statisztikai elemzését kétmintás t-próba és egyszempontos varianciaanalízis segítségével végeztük.

Eredmények

Az ökológiai gazdálkodás az egyik legjobb mintája a fenntartható agroökológiai rendszernek, ezért a kérdőív a célcsoport véleményét nagyban tükrözi az agroökológia gyakorlatáról, valamint feltárja tudásszintjüket is. A hallgatókat arra kértük, hogy értékeljék a felsorolt állításokat (lásd 2. táblázat) aszerint, hogy megítélésük szerint mennyire igazak az ökológiai gazdálkodás alapelveire és gyakorlatára. A 2. táblázat szemlélteti a kapott eredményeket. Megfigyelhető, hogy az állítások súlyozása során környezetvédelmi kérdésekben erősnek találják az ökológiai gazdálkodást (átlag 4,0 felett van), míg az ökológiai gazdálkodás részét képező konkrét tevékenységek és az ökológiai gazdálkodás szociális pillérének kevésbé tulajdonítanak nagy jelentőséget (Pl. megújuló energia használata, ökológiai gazdálkodás társadalmi hatása). Ez eredhet abból, hogy a gazdálkodásra jellemző szellemiség és az ebből adódó tevékenységek, amelyek a fenntarthatóságot célozzák, nem teljesen ismertek a hallgatók körében. A magas szórás azonban arra enged következtetni, hogy az egyes kijelentések értékelése során, a célcsoport tagjai az ökológiai gazdálkodás elemeit különbözőképpen ítélik meg. Ez adódik abból, hogy a célcsoport tagjai különböző egyetemi karokon és eltérő évfolyamon tanulnak. Jellemzően a mesterszakos hallgatók ismerik fel jobban az összefüggéseket az ökogazdálkodás alapelvei és gyakorlata között. A statisztikai kiértékelés során a szórások között nem volt kimutatható szignifikáns különbség, ezért lehetővé vált a kétmintás t-próba alkalmazása. Több kérdés esetén is szignifikáns különbséget találtunk 95%-os megbízhatósági szinten ($p < 0,05$) a mesterszakos és alapszakos hallgatók válaszai között (3. táblázat). A mesterszakos hallgatók vélik úgy, hogy a megújuló energiaforrások maximális kihasználása (átlag alapszakos hallgatóknál: 3,91; mesterszakos hallgatóknál: 4,22; p-érték: 0,021), a káros anyag kibocsátásának minimalizálása (átlag alapszakos hallgatóknál: 4,12; mesterszakos hallgatóknál: 4,40; p-érték: 0,021), a megművelt területek genetikai sokszínűségének megőrzése és az élőhelyek védelme (átlag alapszakos hallgatóknál: 4,06; mesterszakos hallgatóknál: 4,33; p-érték: 0,018), hozzájárul a sikeres

ökogazdaság működtetéséhez. Továbbá szintén a mesterszakos hallgatók (4,16) azok (4. évfolyam 4,23; 5. évfolyam 4,10), akik meglátják a szélesebb összefüggéseket, és az ökológiai gazdálkodás társadalmi vonatkozásait is felismerik (p-érték: 0,000).

Varianciaanalízisünk 95%-os konfidenciával azt támasztja alá, hogy a másodéves hallgatók többsége úgy véli, a zárt rendszeren belüli gondolkodás, amibe a szervesanyag-forgalom és a kész termékek alapanyagainak az előállítás is beletartozik, fontos alapeleme az ökológiai gazdálkodásnak (átlag: 4,12 p-érték: 0,029). Az első éves hallgatók erről még másképp vélekednek, esetükben átlagosan csak 3,32-nek és 3,63-nak felel meg ez az állítás az ötös skálán. Mindezek mellett a biztonságos munkakörülményeket és az elfogadható fizetést az Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar hallgatói tartják az ökológiai gazdálkodás alapelveivel beazonosíthatónak (átlag: 3,46; kétmintás t-próba p-értéke: 0,016).

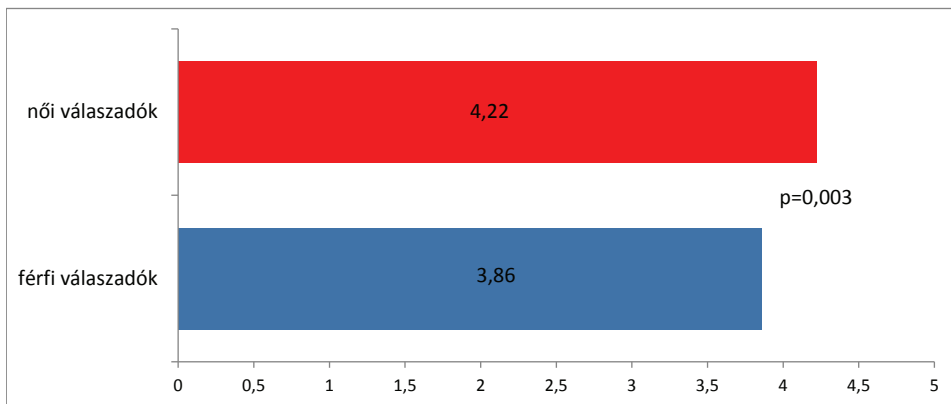
Megállapítható, hogy a környezettudatos oktatási struktúra hatással van a válaszadók szemléletformálására és természetesen a háttértudásuk szintjére is, de csak a többéves hallgatók (MSc képzésben részt vevők) ismerik fel a konkrét tevékenységeket, amelyek hozzájárulnak egy biogazdaság fenntarthatóságához. Ez a magyarázata annak, hogy a varianciaanalízis során a „gazdálkodás szélesebb körben eredményezett társadalmi és ökológiai hatásának” értékelése során szignifikáns eltérést találtunk a különböző évfolyamok válaszadóinak válaszai között (p-érték: 0,004).

Az 1. ábra szemlélteti a hallgatók arra a kérdésre adott válaszait, hogy véleményük szerint melyek azok a tényezők, melyeket feltétlen figyelembe kell venni egy ökogazdaság megtervezése és működtetési kereteinek kialakítása során. A válaszadók több kritériumot is jelölhettek. Az 1. ábrán jól látható, hogy mindegyik állítást fontosnak tartják a hallgatók, a „méltányosság” azonban csak 26,7%-ot ért el, ami szintén arra utal, hogy az ökológiai gazdálkodás társadalmi vonatkozásait nem tartják fontosnak, vagy inkább az ökológiai gazdálkodásra vonatkoztatva a méltányosság fogalma mögötti tartalmat a hallgatók nem ismerik. Az ökológiai gazdálkodás 4 alapelve (IFOAM 1972) közül a méltányosságot és a gondosságot tartják a legkevésbé fontosnak. Ezzel szemben a környezetvédelem kiemelt helyen végzett, és az egészség is a hallgatók válaszai alapján 66,3%-ban fontos kritérium az ökológiai gazdálkodás gyakorlatában. A válaszok összesítéséből jól tükröződik, hogy a felmérésben résztvevők háttérismeretei hiányosak, az ökológiai gazdálkodásnak csak részterületeit ismerik, hiányzik a holisztikus megközelítés, a hosszú távú hatását és sok esetben a kézzel nem fogható hatását nem ismerik. Az ökológiai gazdálkodásnak elsősorban a rövidtávon is eredményes résztevékenységeit tartják fontosnak. Érdekes megfigyelni, hogy a nők és férfiak hogyan vélekednek a méltányosság, a gondosság és az egészség fogalmáról az

ökológiai gazdálkodás kontextusában. A férfiak megítélése szerint ezek az alapelvek fontosabbak, mint a nők szerint. 39,4%-uk szerint a méltányosság, 60,6%-uk szerint a gondosság, míg 73,7%-uk szerint pedig az egészség sarkalatos pontja a biogazdálkodásnak. Az ábrából az is kitűnik, hogy az ökológiai gazdálkodásra jellemző, de inkább általánosabb, ismertebb fogalmakat tartották egyértelműen beazonosíthatónak az ökológiai gazdálkodás kritériumai közül a megkérdezettek (GMO mentesség, környezetvédelem, talaj termőképesség).

A harmadik kérdéscsoportban arra voltunk kíváncsiak, hogy a célcsoport szerint melyek azok a tényezők, amelyek veszélyeztethetik, kockázatként jelentkeznek egy ökológiai gazdaság létrehozása és működtetése során. Dezsény és Drexler tanulmánya (2012) szerint a legtöbb esetben a gazdálkodók nagyon kritikusak és szkeptikusak az ökológiai gazdálkodással szemben, ami miatt a 4. táblázatban felsorakoztatott esetleges problémák, és azoknak nehézkes megoldási lehetőségei is okolhatóak. A megkérdezettek szintén úgy vélik, hogy a külső környezeti negatív hatások veszélyeztethetik az ökogazdaságot. A jogi szabályozás hiányosságait kevésbé tartják akadályozó tényezőnek.

Érdekes megfigyelni, hogy a női válaszadók eltérően súlyozták a környezetből származó káros hatásokat, sokkal inkább kockázatosnak ítélték meg a férfiakkal ellentétben (2. ábra). A környezetből származó káros hatások kérdésre adott válaszok között szignifikáns eltérést találtunk a kétmintás t-próba alkalmazása során (95%-os megbízhatósági szint mellett $p=0,003$).



2. ábra. : A környezetből származó káros hatások megítélése a válaszadók neme alapján. $p<0,05$

Értékelés

Általánosságban megfogalmazható, hogy az agroökológiai rendszereken belül az ökológiai gazdálkodást a hallgatók ismerik, nehézségeit, gyengeségeit be tudják azonosítani. A konkrét esettanulmányok megismerése, ökogazdaságok szakmai látogatása az ismereteket bővíthetik és elmélyíthetik, hiszen konkrét példákon keresztül könnyebben érzékelhető és elsajátítható az agroökológia elveinek gyakorlatban történő megvalósítása.

A felmérésünk eredményei alapján azonban az is megállapítható, hogy a hallgatók ökológiai gazdálkodással kapcsolatos háttérismerete nagyon változó. A környezetvédelemhez kapcsolódó tantárgyakat már lehallgatott mesterképzésben részt vevő hallgatók ismerete megalapozottabb, az összefüggéseket jobban felismerik. Összességében az ökogazdálkodás környezetre gyakorolt hatását felismerik, pozitívan értékelik, azonban nem látják hosszú távú, más területeket, más dimenziót érintő hatását, mint pl. a társadalomra és gazdaságra kivetített hatását. A nemzetközi tapasztalatok is erről számolnak be (Francis *et al.* 2011).

Eredményeink Dover és Talbot már 1978-ban leírt megállapításával is párhuzamba állítható, miszerint az ökológiai szemléletű mezőgazdaság eltér az ipari mezőgazdálkodástól, mely utóbbi évtizedek óta uralja a mezőgazdasági kutatásokat, fejlesztéseket, és az oktatás alapjául is szolgál. Francis *et al.* (2013) is hangsúlyozza, hogy sajnálatos módon a mezőgazdasági képzések nagy része az utóbbi időben inkább az elméletre fókuszál formális tanulási környezetben (osztályterem, előadó), míg a gyakorlati oktatás egyre inkább háttérbe szorul. Dover és Talbot (1978), Francis *et al.* (2011), valamint a SARE kiadványának szakemberei (2010) hozzánk hasonlóan abban látják a megoldást, ha a fenntartható mezőgazdálkodás iránti elköteleződés egy olyan stratégia részévé válik, ahol az új generáció képzése már az ökológiai szemléletű kutatási eredményeken alapszik. Ennek megfelelően multidiszciplináris, átfogó ökológiai mezőgazdasági képzésekre van szükség a mezőgazdasági szakközépiskolákban és egyetemeken, hogy olyan jövőbeli agroökológusokat képezzünk, akik képesek teljes rendszerben gondolkodni, és olyan agroökológiai kérdésekben állást foglalni, amelyek a döntéshozók intézkedéseit szakmailag megalapozzák. Ezek ismeretében javaslataink a következők:

- Az agroökológia számos szegmensét, az ökológiai gazdálkodáshoz hasonlóan (ami már önálló tantárgyként, szakirányként, vagy MSc programként megjelenik) érdemes lenne jobban beépíteni a BSc és MSc képzésekbe, a következőket is figyelembe véve:
 - Komplexitás – A környezetvédelmen túlmenően az agroökológia szociális és gazdasági pillérét, céljait, hatását is tanítani kell.
 - Nyomon követhetőség – A komplexitás mellett a hallgatóknak fel kell ismerniük, hogy miért van szükséges az ökológiai gazdálkodás rendszerében

- az ellenőrzésre és tanúsításra, ami a biotermékek szélesebb körben történő elterjedését, és a fogyasztók bizalmának megerősödését is szolgálja.
- Szociális érzékenység – az ökológiai gazdálkodásban a méltányosság alapelveként jelenik meg. A méltányosság mögötti tartalom más agroökológiai rendszerekben is ugyanúgy érvényesülhet, és kellene is érvényesülnie. Az oktatók jövőbeli feladata, hogy bemutassák már a BSc hallgatóknak is az agroökológia közjóléti szerepét.
 - A hallgatók tudásszintbeli különbségét tompítani lehetne, ha a gazdasági tanulmányokat végző hallgatók is több ökológiához kapcsolt témával ismerkednének meg, míg az alapképzésben részt vevő hallgatók több gyakorlat-orientált oktatásban részesülnének (farmlátogatás, esettanulmányok), hogy a gazdasági tantárgyak ellensúlyozásaként gyakorlatban is lássanak olyan működő gazdaságokat, amelyek a profittermelésen túlmenően a szociális és környezetkímélő szempontokat is szem előtt tartják.
 - Felmérésünkben az is kitűnik, hogy a férfi válaszadók több mezőgazdasági tapasztalattal rendelkeznek. Érdeemes lenne fontolóra venni, hogy a nőket hogyan lehetne jobban bevonni a gyakorlatiasabb mezőgazdasági tevékenységekbe, hogy komplexebben lássák a termelési rendszert.
 - A tudásátadás módszerei közül a tapasztalva tanulást kell előtérbe helyezni. Köztudottan az egyik legjobb módszer a tudás elsajátítására. Østergaard és társai (2010) kutatásai azt is hangsúlyozzák, hogy a gyakorlatszerzés és elméleti tudás megszerzésének sorrendje sem mindegy. A tapasztalatra épülő elméleti tudás sokkal megalapozottabbá teszi a tanulók ismereteit. Magyarországon, ennek mintájára, a BSc és az MSc szinten is az elméleti oktatás mellett a gyakorlati oktatásnak is hangsúlyosan kellene megjelennie, hiszen csak így lehet hatékonyan képezni tudatosan gondolkodó, gyakorlatban elhelyezkedő szakembereket.

Javaslataink alapján a SAGITER projekt keretén belül a magyar hallgatóknak egy olyan képzési palettát állítottunk össze, amely lefedi az agroökológia azon területeit, amelyek esetében ismerethiányt tapasztaltunk a felmérés során. Ezeknek a moduloknak a témáit az 5. táblázat ismerteti.

A modul kínálatból kiemelve egy-egy téma külön is megállja a helyét, hiszen tudatosan szerepel benne gyakorlatra alapozott, kiscsoportban működő, speciális oktatási módszert (pl. gondolattérkép készítés, CLIM módszer) beemelő modul, illetve előadóteremben is ismertethető téma.

Bár egyetlen projekt keretén belül nem lehet megváltoztatni a felsőoktatási rendszer struktúráját, de hisszük, hogy a projekt végére az oktatóknak elkészített módszertani tudástár, jógyakorlat-gyűjtemény segítségünkre lesz, hogy az agroökológia fontos elemeit minél hatékonyabban át tudjuk adni a hallgatóknak. A szélesebb összefüggések felismerése (pl. szélsőséges vízháztartási jelenségek, szénforgalom szabályozás, stb.) miatt elengedhetetlenné válik az agroökológiai

5. táblázat. A Szent István Egyetem munkatársainak modul összeállítása az agroökológiai ismeretek hatékonyabb elsajátítása céljából.

Modul címe	Modul leírása
Fenntartható mezőgazdaság főbb tényezői, értékelési rendszere, valamint megismerésének módszerei	A fenntartható mezőgazdaság céljai, szemléleti és szakmai háttere, módszereinek előnyei a gazdaság, a társadalom és a környezet szempontjából.
Agroökológiai ismeretek és alkalmazásuk az ökológiai gazdálkodásban	Ökológiai gazdálkodás alapelvei, rendszerszemléletének alapjai. Az agroökológia elemeinek felismerése és alkalmazása az ökológiai gazdálkodásban: talajtermékenységgel fenntartása, vetésforgó, talajvédő művelés, talajtakarás, komposztálás, vegyszermentes gyomszabályozás. Ökológiai gazdálkodás szociális és társadalmi aspektusai.
Agroökológiai gazdálkodás gyakorlati tapasztalatai a Zsámboki Biokertészetben	Az ökológiai zöldségtermesztés praktikáinak megismerése és elsajátítása gyakorlaton keresztül. A cél a kisléptékű gazdaság szezonális tevékenységeiben való aktív részvétel, holisztikus tapasztalatszerzés (pl. korai tavaszi vetés, kiültetés, késő tavaszi kiültetés, kapálás, növényápolás, komposztálás). Szociális farm működése a gyakorlatban.
Hagyományos ökológiai ismeretek átadása és lehetséges használatuk a természeti erőforrások megőrzésében, használatában	A pásztortudomány tanulási módjai lényegesen eltérnek a ma megszokott oktatási rendszertől. Elsősorban idősektől, és maguktól (tapasztalattól) tanulnak, de fontos a jószágtól és a tájtól való tanulás is.
Nemzeti park igazgatóságok szerepe az ökológiai szemlélet megismertetésében és formálásában	A hazai nemzeti park igazgatóságok rövid bemutatása, különös tekintettel a mezőgazdálkodást folytatókra: legeltetéses állattartás és kaszálásos rétgazdálkodás, kisparcellás szántóföldi művelés, extenzív kisparaszti gyümölcsösök.
Fenntarthatóság és szemléletének alapvető szempontjai és jövője (termelés, feldolgozás, értékesítés, egészség, élelmiszerpazarlás, klímaváltozás, háztartásvezetési gyakorlatok)	A fenntarthatóság főbb összefüggései, a mezőgazdasági termelés technológiai fejlődése és alkalmazott innovációk. Családi gazdaságok fejlődésének trendjei, termékpályák szereplői és funkciói. Élelmiszer ellátás biztonsága, pazarlás és háztartás vezetés.
Pedagógiai módszerek és alkalmazásuk az agroökológiai tudásátadásban	Közvetlen pedagógiai és kommunikációs eszköztár megismerése a fenntartható, ökológiailag kiegyensúlyozottabb életvitel/gazdasági magatartás elérésért. Pszichológiai és közgazdaságtani elméletek, melyek megismerése támogatja a saját és közösségünk tudatosabb és egészségesebb életvitelre való átállását. A modul gyakorlati részében a meggyőzés illetve a hatékony előadás technikáit sajátíthatják el a hallgatók.
Ökológiai szemlélet alkalmazásának lehetőségei az élelmiszerellátási rendszerekben (tömegáru, helyi termék, stb. az alternatív értékesítés területén)	Élelmiszer ellátási rendszerek kialakulása, alternatív módszerek és eszközök. Helyi termékek és hagyományos és tájfajták szerepe és fenntartható élelmiszertermelésben. Hogyan értékeljük a fenntartható mezőgazdaságot? Hallgatói prezentációk és példák bemutatása, értékelése.

5. táblázat (folytatás). A Szent István Egyetem munkatársainak modul összeállítása az agroökológiai ismeretek hatékonyabb elsajátítása céljából.

Modul címe	Modul leírása
Az agroökológiai adottságokhoz alkalmazkodó gazdálkodás történeti példái és szükségessége napjainkban	A modul célja: 1. rövid, tömör áttekintést nyújtani a hagyományos, környezeti adottságokhoz alkalmazkodó sík-, domb- és hegyvidéki gazdálkodási formákról és tájhasználatról; 2. bepillantást nyújtani a Kárpát-medence képét és gazdálkodását gyökeresen megváltoztató tevékenységekbe, folyamatokba; 3. rávilágítani a gazdálkodás környezetbe való alkalmazkodásának mai szükségességére.
Agrohomeopátia	Agrohomeopátiás készítmények általános bemutatása; innovatív megoldási lehetőségei a peszticidek helyettesítésére; készítmények hatásmechanizmus; alkalmazási területük ismertetése a mezőgazdaságban, kertészetben, dísznövénykertészetben. Jó gyakorlatok ismertetése

ismeretek elsajátítását célzó modulok beépítése az alapképzések és mesterképzések tanmeneteibe, függetlenül attól, hogy az a Mezőgazdaság- és Környezettudományi Karon, vagy pedig a Gazdaság- és Társadalomtudományi karon valósul meg. Ezen túlmenően a SAGITER projekt elsődleges eredménye mégiscsak az lesz, ha számba vesszük azokat az agroökológiai ismereteket, amely a felsőoktatási tankönyvekben nem szerepelnek, és megpróbálunk az informális, tapasztalaton alapuló tudásnak és tudásátadásnak egy olyan keretet teremteni, ami biztosítja ennek a tudásnak a fennmaradását és esetlegesen a felsőoktatási képzésekbe való beépülését.

Köszönetnyilvánítás – Az Európai Bizottság támogatást nyújtott a SAGITER agroökológiai tudástranszfer projekt megvalósításához (Egész életen át tartó tanulás program, Leonardo Da Vinci Innováció alprogram. Projekt azonosító száma: 538785-LLP-1-2013-1-FR-LEONARDO-LMP Projekt weboldala: www.sagiter.eu). Köszönetünket fejezzük ki továbbá Dr. Rác Georginának, aki a kérdőív kidolgozásában és kiértékelésében segítségünkre volt.

Irodalomjegyzék

- Altieri, M. A. (1987): *Agroecology: the scientific basis of alternative agriculture*. – Westview Press, Boulder, Colorado, 246 pp.
- Ángyán, J. & Menyhért, Z. (1997): *Alkalmazkodó növénytermesztés, ésszerű környezetgazdálkodás*. – Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest.
- Dezsény, Z. & Drexler, D. (2012): Organic agriculture in Hungary. Country report. – *Ecology and Farming*. **3** 21–23. http://www.ecologyandfarming.com/old_website/EF_2012-3%20Organic%20agriculture%20in%20Hungary%20-%20Z%20Dezsény%20D%20Drexler.pdf
- Dover, M. J. & Talbot, L. M. (1987): *To feed the Earth: Agro-Ecology for Sustainable Development*. – World Resources Institute, Washington, 88 pp.
- Douglass, G. K. (1984): The meanings of agricultural sustainability. – In: Douglass, G. K. (ed): *Agricultural Sustainability in a Changing World Order*. Westview Press, Boulder, Colorado, pp. 3–30.
- FAO (Food and Agriculture Organisation) (2003): *World agriculture: towards 2015/2030*. An FAO perspective. FAO, (szerk.): Bruinsma, J., Earthscan Publications, London. <http://www.fao.org/3/a-y4252e.pdf>
- Fehér, I. (2009): European policy context for sustainable agriculture (Chapter 4) – In: Apostolides, C. (szerk.): *Thematic Guide Eight*, Athen, pp. 38–44.
- Francis, C., Jordan, N., Porter, P., Breland, T. A., Lieblein, G., Salomonsson, L., Sriskandarajah, N., Wiedenhoef, M., DeHann, R., Braden, I. & Langer, V. (2011): Innovative Education in Agroecology: Experiential Learning for a Sustainable Agriculture. – *Crit Rev Plant Sci*. **30** (1-2): 226–237. <http://dx.doi.org/10.1080/07352689.2011.554497>
- Francis, C., Breland, T. A., Østergaard, E., Lieblein, G. & Morse, S. (2013): Phenomenon-Based Learning in Agroecology: A Prerequisite for Transdisciplinarity and Responsible Action. – *Agroecology and Sustainable Food Systems*. **37**:1, 60–75 <http://dx.doi.org/10.1080/10440046.2012.717905>
- Glickman, D. (1996): *Secretary's Memorandum 9500-6: Sustainable Development* – U.S. Baltimore, Department of Agriculture, Office of the Secretary
- Günal, H., Korucu, T., Birkas, M., Özgöz, E. & Halbac-Cotoara-Zamfir, R. (2015): Threats to Sustainability of Soil Functions in Central and Southeast Europe. – *Sustainability*. **7**: 2161–2188. <http://dx.doi.org/10.3390/su7022161>
- Harnos, Zs. (1993): Sustainability: A system analytic approach. – In: Györfly, B. (ed) *Strategies for sustainable agriculture*. BACCE-ARI, London-Martonvásár, pp. 21–26.
- IFOAM (1972): *Principles of Organic Agriculture*. (jelenlegi változat letölthető: http://www.ifoam.bio/sites/default/files/poa_english_web.pdf)
- OECD (2008): *Environmental Outlook to 2030*. – OECD Publishing, Paris. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264040519-en>
- Østergaard, E., Lieblein, G., Breland, T.A. & Francis, C. (2010): Students learning Agroecology: Phenomenon-based education for responsible action. – *J Agr Educ Ex*. **16**:123–137. <http://dx.doi.org/10.1080/13892240903533053>
- Rovira, A.D. (1995): Sustainable farming system in the cereal-livestock areas of the mediterranean region of Australia. – In: Cook H. F. & Lee, H. C (eds) *Soil management in Sustainable Agriculture*. pp.12-30.
- SARE Sustainable Agriculture Research and Education (2010): *What is sustainable agriculture?* <http://www.sare.org/publications/whatis/whatis.pdf>
- Ujj, A. (2006): *A talajállapot- és az élővetemény- hatás javítása köztes védőnövényekkel és kímélő műveléssel*. Doktori értekezés. Gödöllő. 115 pp.

Necessity of combining traditional and scientific agroecological knowledge in higher education trainings

Apolka Ujj¹ and István Fehér²

¹*Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences - Institute of Nature Conservation and Landscape Management, Department of Organic Farming and Agri-environmental Planning, H-2100, Gödöllő Páter K. u.1., Hungary*

²*Szent István University, Faculty of Economic and Social Sciences, Institute of Management Studies H-2100, Gödöllő Páter K. u.1., Hungary*

e-mail: ujj.apolka@mkk.szie.hu

The agroecology education due to its holistic approach presents a remarkable challenge for higher educators. Identification of agroecological elements and their complicated connections require an entirely new educational strategy. SAGITER international project team focuses on the promotion of agroecological knowledge transfer, by combining science-based approach with informal knowledge resulting from everyday experiences. In order to help educators and trainers, SAGITER project team creates training modules that reflect the complexity of agroecology, and teaching tools that facilitate the knowledge transfer. In Hungary, selecting the best knowledge transfer method depends on the basic knowledge of the target group, therefore a thorough real user need assessment was carried out among BSc and MSc students. One of the priority issue of the survey was the ecological farming. Results of the survey proved that there are significant differences in knowledge level related to organic farming originate from their different level and year of study, their different orientation of study, and also the gender was a determining factor. In general it can be stated that students are familiar with the impact of organic farming on the environment, but they are not familiar with its social and economic aspects. The most significant factor that influences students' knowledge is their previous experiences acquired by practice. This result highlights the importance of the practice in higher education. As a response to the survey, we developed a training 'offer' of modules which covers those knowledge gaps that were explored during our survey: economic and social aspects of agroecology besides environmental protection.

Keywords: agroecology, organic farming, educational training, knowledge transfer, health, ecology, fairness, care

Tartalomjegyzék

Természettudományi Módszerek

Deák József Áron, Rakonczai János és Ladányi Zsuzsanna :A földtudományok szerepe az élőhelytérképek készítésében és értelmezésében délkelet-magyarországi példák alapján	1
Demeter András és Czóbel Szilárd: A mirigyes bálványfa (<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle) hazai kutatásainak áttekintése és inváziójának mértéke a hazai élőhelyeken	20
Gubek István: A tengerek és óceánok műanyag szennyezésének komplex hatása - 1. rész: A probléma bemutatása	33
Gubek István: A tengerek és óceánok műanyag szennyezésének komplex hatása – 2. rész: Lehetséges megoldások	62
Márton Mihály és Heltai Miklós: Kisemlős populációk vizsgálata a Börzsöny déli oldalán	73

Társadalomtudományi Módszerek a Természetvédelem Szolgálatában

Havel Alexandra, Molnár Ábel, Ujházy Noémi, Molnár Zsolt és Biró Marianna: Zsiókások és nádasok legeltetése és egyéb használatai a Duna-völgyi szikes tavak területén a helyi emberek visszaemlékezései alapján.	84
Kis József, Barta Sándor, Elekes Lajos, Engi László, Fegyver Tibor, Kecskeméti József, Lajkó Levente és Szabó János: A pásztorok tudásának és világnézetének szerepe a biodiverzitás és az ökoszisztéma-szolgáltatások fenntartásában.	96

Kovács Eszter, Kiss Gabriella, Kelemen Eszter, Fabók Veronika, Kalóczkai Ágnes, Mihók Barbara, Pataki György, Balázs Bálint, Bela Györgyi, Megyesi Boldizsár és Margóczy Katalin: Natura 2000 fenntartási tervek részvételi folyamatainak értékelése	112
Mihók Barbara, Kiss Gabriella, Kovács Eszter, Margóczy Katalin, Fabók Veronika és Kalóczkai Ágnes: Ki mondja meg, mi a fontos? – Részvétel és természetvédelem.	131
Ujj Apolka és Fehér István: A hagyományos és tudományos agroökológiai ismeretek ötvözésének szükségessége a felsőoktatási képzésekben	155

Contents

Natural Sciences Methods

- Áron József Deák, János Rakonczai and Zsuzsanna Ladányi: The role of geosciences in making habitat-maps and their evaluation on examples from Southeast Hungary 19
- András Demeter and Szilárd Czóbel: Review of Hungarian studies and extent of invasion of tree of heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) in Hungarian habitats 32
- István Gubek: The complex impact of the plastic pollution in the seas and the oceans – part 1: Introduction 61
- István Gubek: The complex impact of the plastic pollution in the seas and the oceans – part 2: Possible solutions. 72
- Mihály Márton and Miklós Heltai: The study of small mammal populations on the southern part of Börzsöny 83

Social Sciences Methods in Nature Conservation

- Alexandra Havel, Ábel Molnár, Noémi Ujházy, Zsolt Molnár and Marianna Biró: Grazing and other uses of *Bolboschoenus* and *Phragmites* stands of soda pans in the Danube Valley based on memories of local people. 95
- József Kis, Sándor Barta, Lajos Elekes, László Engi, Tibor Fegyver, József Kecs-keméti, Levente Lajkó and János Szabó: Herders' traditional knowledge and worldview and their role in protecting biodiversity and ecosystem services. 111

Eszter Kovács, Gabriella Kiss, Eszter Kelemen, Veronika Fabók, Ágnes Kalóczkai, Barbara Mihók, György Pataki, Bálint Balázs, Györgyi Bela, Boldizsár Megyesi and Katalin Margóczy: Evaluation of participatory processes of Natura 2000 management planning	130
Barbara Mihók, Gabriella Kiss, Eszter Kovács, Katalin Margóczy, Veronika Fabók, Ágnes Kalóczkai: Who's to say what's important? – Participation and conservation	154
Apolka Ujj and István Fehér: Necessity of combining traditional and scientific agroecological knowledge in higher education trainings.	171

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